CENTRO FEDERAL DE EDUCAÇÃO TECNOLÓGICA DE MINAS GERAIS
DEPARTAMENTO DE ENGENHARIA CIVIL
CURSO DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA CIVIL

KARINA APARECIDA VILAÇA

SIMULAÇÃO DE CENÁRIOS DE MELHORIA DA QUALIDADE DA ÁGUA DO RIO DAS VELHAS COMO SUPORTE À GESTÃO E AO PLANEJAMENTO DA BACIA

BELO HORIZONTE
2022

SIMULAÇÃO DE CENÁRIOS DE MELHORIA DA QUALIDADE DA ÁGUA DO RIO DAS VELHAS COMO SUPORTE À GESTÃO E PLANEJAMENTO DA BACIA

Dissertação apresentada ao Programa de Pós Graduação em Engenharia Civil do Centro Federal de Educação Tecnológica de Minas Gerais como requisito parcial para obtenção do título de Mestre em Engenharia de Civil.

Orientador: Dr. Lineker Max Goulart Coelho
Coorientadora: Dra. Hersília de Andrade e Santos

BELO HORIZONTE

2022

Vilaça, Karina Aparecida
V695s Simulação de cenários de melhoria da qualidade da água do Rio das Velhas como suporte à gestão e ao planejamento da bacia / Karina Aparecida Vilaça. – 2022.
150 f. : il.

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil.
Orientador: Lineker Max Goulart Coelho.
Coorientadora: Hersília de Andrade e Santos.
Dissertação (mestrado) – Centro Federal de Educação Tecnológica de Minas Gerais.

1. Desenvolvimento de recursos hídricos. 2. Controle de qualidade da água. 3. Métodos de simulação. I. Coelho, Lineker Max Goulart. II. Santos, Hersília de Andrade e. III. Centro Federal de Educação Tecnológica de Minas Gerais. IV. Título.

CDD: 333.91

Elaboração da ficha catalográfica pelo Bibliotecário Jeferson N. Auto de Oliveira, CRB-6 2825 / BIB-NG / CEFET-MG

CENTRO FEDERAL DE EDUCAÇÃO TECNOLÓGICA DE MINAS GERAIS
DEPARTAMENTO DE ENGENHARIA CIVIL
CURSO DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA CIVIL

KARINA APARECIDA VILAÇA

SIMULAÇÃO DE CENÁRIOS DE MELHORIA DA QUALIDADE DA ÁGUA DO RIO DAS VELHAS COMO SUPORTE DE GESTÃO E PLANEJAMENTO DA BACIA

Dissertação apresentada ao Programa de Pós Graduação em Engenharia Civil do Centro Federal de Educação Tecnológica de Minas Gerais como requisito parcial para obtenção do título de Mestre em Engenharia de Civil.

Aprovado em 18 de maio de 2022

BANCA EXAMINADORA

Prof. Dr. Lineker Max Goulart Coelho – Orientador

Prof.(a). Dra. Hersília de Andrade e Santos – Coorientadora

Prof.(a). Dra. Flávia Spitale Jacques Poggiali (CEFET-MG)

Prof. Dr. Iran Eduardo Lima Neto (Universidade Federal do Ceará)

DEDICATÓRIA

Dedico à minha eterna e amada mãe, que do céu está aplaudindo mais esta conquista.

AGRADECIMENTOS

Primeiramente agradeço a Deus por mais esta conquista em minha vida, por me dar paciência e discernimento, por não desistir nos momentos difíceis e conseguir vencer todos os obstáculos.

Ao meu esposo Igor, pelo amor, companheirismo e por me apoiar em todos os meus sonhos.

Ao meu pai, minha irmã Camila e meus irmãos Leonardo e Eduardo, por sempre me apoiarem em tudo e serem minha fonte de inspiração.

À minha amiga Bruna Rodrigues de Lima Reis, por sua amizade e conversas que sempre foram um conforto nos momentos de dificuldade.

Ao meu orientador Prof. Dr. Lineker Max Goulart Coelho, pela paciência, ensinamentos e todo o suporte de orientação desta dissertação.

À minha coorientadora Prof.(a) Hersília de Andrade e Santos, pelo suporte e coorientação.

Aos professores membros da banca: Dra. Flávia Spitale Jacques Poggiali e Dr. Iran Eduardo de Oliveira Neto pela disponibilidade e pelas valiosas contribuições neste trabalho.

Ao CEFET, pelo apoio técnico.

A CAPES, pelo apoio financeiro por meio da bolsa de mestrado.

A todos os professores do PPGEC, pela contribuição em minha formação acadêmica.

Concluir um curso de mestrado não é uma tarefa fácil, em meio a uma pandemia, menos ainda, por isso, agradeço a todos vocês por me ajudarem de alguma forma; sem vocês não seria possível.

EPÍGRAFE

“A mente que se abre a uma nova ideia jamais voltará ao seu tamanho original” (Albert Einsten).

RESUMO

O Rio das Velhas, situado no estado de Minas Gerais, apresenta parâmetros de qualidade da água em desconformidade com a legislação ambiental. Dessa forma, faz-se necessária uma gestão eficiente dos recursos hídricos a fim de garantir a qualidade da água. Neste contexto, modelos de qualidade da água podem ser utilizados como uma alternativa para auxiliar no planejamento e tomada de decisões por parte dos gestores. Dentre os diversos modelos, o QUAL2Kw se apresenta como uma ferramenta eficiente na simulação de qualidade da água. Neste sentido, esta pesquisa tem por objetivo simular a qualidade da água do Rio das Velhas por meio do modelo QUAL2Kw, buscando dar suporte ao planejamento da bacia, em termos de intervenções voltadas a melhoria da qualidade da água. Para isso simulou-se 185 km de extensão do Rio das Velhas, desde a cidade de Raposos até Jaboticatubas, simulando os parâmetros OD e DBO. Primeiramente esse modelo foi calibrado e validado. Além disso, de forma a facilitar a contabilização das cargas poluidoras no Rio das Velhas, foi simulado também o Ribeirão Arrudas, desde sua nascente até sua foz no Rio das Velhas e este até a cidade de Jaboticatubas, totalizando um trecho de 195 km. Esse novo modelo também foi calibrado e validado. Foram simulados cenários para avaliar alternativas para a melhoria da qualidade da água do Rio das Velhas. Esses cenários propuseram a redução da vazão de lançamento de esgoto *in natura* nas principais sub-bacias do Ribeirão Arrudas e do Ribeirão Onça e a melhoria da eficiência de remoção de DBO da ETE Onça. Constatou-se que a redução de 80% da vazão de lançamento de esgoto não tratado na sub-bacia Jatobá do Ribeirão Arrudas em conjunto com a melhoria de 9% da eficiência de remoção de DBO da ETE Onça proporcionariam uma melhoria na qualidade da água do Rio das Velhas. Esse cenário consegue atingir os limites estabelecidos pela legislação para os parâmetros OD e DBO cerca de 16 km antes da situação atual. Neste sentido, conclui-se que o modelo pode ser capaz de auxiliar no planejamento da bacia, voltado a melhoria na qualidade da água do Rio das Velhas.

Palavras-chave: Modelagem de rios. Gestão dos recursos hídricos. Qualidade da água.

ABSTRACT

Rio das Velhas, located in the state of Minas Gerais, has water quality parameters that do not comply with environmental legislation. Thus, an efficient management of water resources is necessary in order to guarantee water quality. In this context, water quality models can be used as an alternative to assist in planning and decision-making by managers. Among the various models, QUAL2Kw presents itself as an efficient tool in water quality simulation. In this sense, this research aims to simulate the water quality of Rio das Velhas through the QUAL2Kw model, seeking to support the planning of the basin, in terms of interventions aimed at improving water quality. For this, a 185 km extension of the Rio das Velhas was simulated, from the city of Raposos to Jaboticatubas, simulating the parameters OD and BOD. First, this model was calibrated and validated. In addition, in order to facilitate the accounting of polluting loads in the Rio das Velhas, the Ribeirão Arrudas was also simulated, from its source to its mouth in the Rio das Velhas and this to the city of Jaboticatubas, totaling a stretch of 195 km. This new model was also calibrated and validated. Scenarios were simulated to evaluate alternatives for improving the water quality of Rio das Velhas. These scenarios proposed to reduce the discharge of raw sewage in the main sub-basins of Ribeirão Arrudas and Ribeirão Onça and to improve the efficiency of BOD removal from ETE Onça. It was found that the 80% reduction in the discharge of untreated sewage in the Jatobá sub-basin of the Ribeirão Arrudas, together with the 9% improvement in the BOD removal efficiency of the ETE Onça, provide an improvement in the water quality of the Rio das Velhas. This scenario manages to reach the limits established by the legislation for the OD and BOD parameters about 16 km before the current situation. In this sense, it is concluded that the model may be able to assist in the planning of the basin, aimed at improving the water quality of Rio das Velhas.

Keywords: Rivers Modeling. Water resources management. Water quality.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 - Classe de enquadramento dos corpos d'água- Águas doces 35
Figura 2 - Classe de enquadramento dos corpos d'água- Águas salobras 35
Figura 3 - Classe de enquadramento dos corpos d'água- Águas salinas 36
Figura 4 – Etapas do processo de modelagem 40
Figura 5 – Esquema de segmentação do modelo QUAL2Kw 55
Figura 6 – Esquema de balanço de vazão em um trecho i.....55
Figura 7 – Representação das cargas difusas no modelo QUAL2Kw 57
Figura 8 – Esquema de representação do canal trapezoidal para determinação de vazão pela equação de Manning.....58
Figura 9 – Representação do balanço de massa no modelo QUAL2Kw.....62
Figura 10– Modelagem cinética e processos de transferência de massa 63
Figura 11 – Fluxograma das etapas da metodologia 69
Figura 12 – Segmentação do trecho em estudo – Modelo Rio das Velhas.....75
Figura 13 – Segmentação do trecho em estudo – Modelo Ribeirão Arrudas e Rio das Velhas 76
Figura 14 – Resultados da calibração de OD: comparação entre valores medidos e simulados para o modelo do Rio das Velhas 94
Figura 15 – Resultados da calibração da DBO: comparação entre valores medidos e simulados para o modelo do Rio das Velhas 94
Figura 16 – Resultados da calibração do OD: comparação entre valores medidos e simulados para o modelo Ribeirão Arrudas e Rio das Velhas.....98
Figura 17 – Resultados da calibração da DBO: comparação entre valores medidos e simulados para o modelo Ribeirão Arrudas e Rio das Velhas.....98
Figura 18 – Resultados da validação do OD: comparação entre valores medidos e simulados para o modelo Rio das Velhas 101
Figura 19 – Resultados da validação da DBO: comparação entre valores medidos e simulados para o modelo Rio das Velhas 101
Figura 20 – Resultados da validação do OD: comparação entre valores medidos e simulados para o modelo Ribeirão Arrudas e Rio das Velhas.....103
Figura 21 – Resultados da validação da DBO: comparação entre valores medidos e simulados para o modelo Ribeirão Arrudas e Rio das Velhas.....103

Figura 22 – Resultados de OD da simulação do cenário 1 em comparação à situação atual – Modelo Ribeirão Arrudas e Rio das Velhas 105
Figura 23 – Resultados de OD da simulação do cenário 1 em comparação à situação atual – Trecho do Rio das Velhas após a foz do Ribeirão Arrudas 105
Figura 24 – Resultados da DBO da simulação do cenário 1 em comparação à situação atual – Modelo Ribeirão Arrudas e Rio das Velhas 106
Figura 25 – Resultados da DBO da simulação do cenário 1 em comparação à situação atual –Trecho do Rio das Velhas após a foz do Ribeirão Arrudas 106
Figura 26 – Resultados de OD da simulação do cenário 2 em comparação à situação atual e ao cenário 1 – Modelo Ribeirão Arrudas e Rio das Velhas 109
Figura 27 – Resultados de OD da simulação do cenário 2 em comparação à situação atual e ao cenário 1 – Trecho do Rio das Velhas após a foz do Ribeirão Arrudas.. 109
Figura 28 – Resultados da DBO da simulação do cenário 2 em comparação à situação atual e cenário ao 1 – Modelo Ribeirão Arrudas e Rio das Velhas 110
Figura 29 – Resultados da DBO da simulação do cenário 2 em comparação à situação atual e ao cenário 1 – Trecho do Rio das Velhas após a foz do Ribeirão Arrudas..... 110
Figura 30 – Resultados de OD da simulação do cenário 3, em comparação à situação atual ao cenário 1 e ao cenário 2 – Modelo Ribeirão Arrudas e Rio das Velhas 112
Figura 31 – Resultados de OD da simulação do cenário 3 em comparação à situação atual ao cenário 1 e ao cenário 2 – Trecho do Rio das Velhas após a foz do Ribeirão Arrudas..... 113
Figura 32 – Resultados de DBO da simulação do cenário 3 em comparação à situação atual ao cenário 1 e cenário 2 – Modelo Ribeirão Arrudas e Rio das Velhas 113
Figura 33 – Resultados da DBO da simulação do cenário 3 em comparação à situação atual ao cenário 1 e ao cenário 2 – Trecho do Rio das Velhas após a foz do Ribeirão Arrudas 114
Figura 34 – Resultados de OD da simulação do cenário 4 em comparação à situação atual, cenário 1, cenário 2 e cenário 3 – Modelo Ribeirão Arrudas e Rio das Velhas 116

Figura 35 – Resultados de OD da simulação do cenário 4 em comparação à situação atual ao cenário 1, cenário 2 e cenário 3 – Trecho do Rio das Velhas após a foz do Ribeirão Arrudas 116
Figura 36 – Resultados da DBO da simulação do cenário 4 em comparação à situação atual, cenário 1, cenário 2 e cenário 3 – Modelo Ribeirão Arrudas e Rio das Velhas 117
Figura 37 – Resultados de OD da simulação do cenário 4 em comparação à situação atual ao cenário 1, cenário 2 e cenário 3 – Trecho do Rio das Velhas após a foz do Ribeirão Arrudas 117
Figura 38 – Boxplots apresentando a situação atual da bacia e os cenários 1, 2, 3 e 4 para o parâmetro OD..... 120
Figura 39 – Boxplots apresentando a situação atual da bacia e os cenários 1, 2, 3 e 4 para o parâmetro DBO 121
Figura 40 – Resultados de OD da simulação do cenário 5 em comparação ao cenário 2 – Modelo Ribeirão Arrudas e Rio das Velhas 123
Figura 41 – Resultados de OD da simulação do cenário 5 em comparação ao cenário 2 – Trecho do Rio das Velhas após a foz do Ribeirão Arrudas 124
Figura 42 – Resultados da DBO da simulação do cenário 5 em comparação ao cenário 2 – Modelo Ribeirão Arrudas e Rio das Velhas 124
Figura 43 – Resultados da DBO da simulação do cenário 5 em comparação ao cenário 2 – Trecho do Rio das Velhas após a foz do Ribeirão Arrudas 125
Figura 44 – Resultados de OD da simulação do cenário 6 em comparação ao cenário 2 – Modelo Ribeirão Arrudas e Rio das Velhas 126
Figura 45 – Resultados de OD da simulação do cenário 6 em comparação ao cenário 2 – Trecho do Rio das Velhas após a foz do Ribeirão Arrudas 127
Figura 46 – Resultados da DBO da simulação do cenário 6 em comparação ao cenário 2 – Modelo Ribeirão Arrudas e Rio das Velhas 127
Figura 47 – Resultados da DBO da simulação do cenário 6 em comparação ao cenário 2 – Trecho do Rio das Velhas após a foz do Ribeirão Arrudas 128
Figura 48 – Boxplots apresentando o cenário 2 da bacia e os cenários 5 e 6 para o parâmetro OD..... 129
Figura 49 – Boxplots apresentando o cenário 2 da bacia e os cenários 5 e 6 para o parâmetro DBO 130

Figura 50 – Boxplots apresentando os valores do coeficiente K_2 obtidos na calibração e nas alterações dos dados de entrada de DBO em -10% e -15%.....134
Figura 51 – Boxplots apresentando os valores do coeficiente K_1 obtidos na calibração e nas alterações dos dados de entrada de DBO em +10% e +15% 135
Figura 52 – Boxplots apresentando os valores do coeficiente K_2 obtidos na calibração e nas alterações dos dados de entrada de OD em +5% ,+10% e +15%136
Figura A1 – Perfil Transversal da Estação Fluviométrica Raposos.....144
Figura A2 – Perfil Transversal da Estação Fluviométrica Pinhões.....145
Figura A3 – Perfil Transversal da Estação Fluviométrica Raul Soares.....145
Figura A4 – Perfil Transversal da Estação Fluviométrica Jequitibá.....146
Figura A5 – Perfil Transversal da Estação Fluviométrica Pirapama.....147
Figura A6 – Perfil Transversal da Estação Fluviométrica Ponte do Licínio.....147
Mapa A1 – Bacia do Rio das Velhas.....149
Mapa B1– Uso e cobertura do solo da Bacia do Rio das Velhas.....150

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 – Valores sugeridos do coeficiente de rugosidade de *Manning*.....59
Tabela 2 – Valores médios de K_1 em condições de laboratório (base e, 20ºC) 64
Tabela 3 – Valores típicos de K_2 (base e, 20º C).....65
Tabela 4 – Valores do coeficiente K_2 (d^{-1}) segundo modelos baseados em dados hidráulicos do curso d´ água (base e, 20ºC) 66
Tabela 5 – Valores dos coeficientes m e n para diversos cursos d' água da RMBH (período seco) 66
Tabela 6 – Distribuição das classes de uso e cobertura do solo da bacia do Rio das Velhas 72
Tabela 7 – Estações de monitoramento da qualidade da água da Bacia do Rio das Velhas 73
Tabela 8 – Coeficientes de exportação em (kg/ha.ano) 79
Tabela 9 – Classificação dos coeficientes de calibração.....82
Tabela 10 – Pontos de monitoramento utilizados na calibração do Rio das Velhas .83
Tabela 11 – Pontos de monitoramento utilizados na calibração Arrudas/Velhas.....83
Tabela 12 – Cenários de intervenção na Bacia do Rio das Velhas.....87
Tabela 13 – Concentrações de OD dos trechos do Rio das Velhas (mg/L) 89
Tabela 14 – Concentrações de DBO dos trechos do Rio das Velhas (mg/L).....89
Tabela 15 – Carga de DBO para cada tipo de destinação do esgoto 92
Tabela 16 – Resultados da calibração do modelo Rio das Velhas: Valores encontrados de NSE e RSR para OD e DBO.....95
Tabela 17 – Resultados da calibração do modelo Ribeirão Arrudas e Rio das Velhas: Valores encontrados de NSE e RSR para OD e DBO 99
Tabela 18 – Resultados da validação do modelo Rio das Velhas: Valores encontrados de NSE e RSR para OD e DBO.....102
Tabela 19 – Resultados da validação do modelo Ribeirão Arrudas e Rio das Velhas: Valores encontrados de NSE e RSR para OD e DBO 104
Tabela 20 – Concentrações de OD e DBO e % de variação do cenário 1 em relação à situação atual– Modelo Ribeirão Arrudas e Rio das Velhas.....107
Tabela 21 – Concentrações de OD e DBO e % de variação do cenário 2 em relação à situação atual – Modelo Ribeirão Arrudas e Rio das Velhas.....111

Tabela 22 – Concentrações de OD e DBO e % de variação do cenário 3 em relação à situação atual– Modelo Ribeirão Arrudas e Rio das Velhas 114
Tabela 23 – Concentrações de OD e DBO e % de variação do cenário 4 em relação à situação atual – Modelo Ribeirão Arrudas e Rio das Velhas 118
Tabela 24 – Tabela Resumo dos cenários – Modelo Ribeirão Arrudas e Rio das Velhas 119
Tabela 25 – Localização em que são atendidos os limites estabelecidos pela legislação em cada cenário – Modelo Ribeirão Arrudas e Rio das Velhas 120
Tabela 26 – Concentrações de OD e DBO e % de variação do cenário 5 em relação ao cenário 2 – Modelo Ribeirão Arrudas e Rio das Velhas 125
Tabela 27 – Concentrações de OD e DBO e % de variação do cenário 6 em relação ao cenário 2 – Modelo Ribeirão Arrudas e Rio das Velhas 128
Tabela 28 – Resultados dos coeficientes NSE e RSR para os parâmetros OD e DBO obtidos na análise de sensibilidade 133
Tabela A1 – Larguras obtidas pelo perfil transversal das estações fluviométricas e pelo Google Earth 148

LISTA DE QUADROS

Quadro 1 – Zonas de autodepuração.....37
Quadro 2 – Artigos selecionados para o portfólio final em ordem decrescente do número de citações.....44
Quadro 3 – Classificação dos periódicos que compõem o portifólio de artigos.....45
Quadro 4 – Modelos de qualidade da água estudados em cada um dos artigos do portfólio.....46
Quadro 5 – Comparação dos modelos de qualidade da água de rios quanto aos parâmetros hidráulicos, físico-químicos e biológicos 49
Quadro 6 – Valores típicos para os expoentes das curvas-chave.....58
Quadro 7 – Parâmetros de qualidade da água simulados pelo modelo QUAL2Kw ..60

LISTA DE SIGLAS

ANA – Agência Nacional das Águas e Saneamento Básico
CBH Velhas – Comitê da Bacia Hidrográfica do Rio das Velhas
CAPES – Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior
CEFET- MG– Centro Federal de Educação Tecnológica de Minas Gerais
CONAMA – Conselho Nacional do Meio Ambiente
COPAM – Conselho Estadual de Política Ambiental
COPASA – Companhia de Saneamento de Minas Gerais
DBO – Demanda Bioquímica de Oxigênio
DQO – Demanda Química de Oxigênio
ETE – Estação de Tratamento de Esgoto
IBGE- Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística
IGAM – Instituto Mineiro de Gestão das Águas
NSE – Coeficiente de Nash-Sutcliffe
OCDE – Organização para a Cooperação e Desenvolvimento Econômico
OD – Oxigênio Dissolvido
OMS – Organização Mundial da Saúde
PDRH – Plano Diretor de Recursos Hídricos
PLANSAB – Plano Nacional de Saneamento Básico
PMSBH – Plano Municipal de Saneamento de Belo Horizonte
RMBH – Região Metropolitana de Belo Horizonte
RSR – Raiz do Erro Médio Quadrático
SEMAD – Secretaria de Estado de Meio Ambiente e Desenvolvimento Sustentável
SISEMA – Sistema Estadual de Meio Ambiente e Recursos Hídricos
SNIRH – Sistema Nacional de Informações de Recursos Hídricos
SNIS – Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento
UPGRH – Unidades de Planejamento e Gestão de Recursos Hídricos

SUMÁRIO

1 INTRODUÇÃO.....20
1.1 PERGUNTA DE PESQUISA 21
1.2 OBJETIVOS 22
1.2.1 Objetivo Geral.....22
1.2.2 Objetivos Específicos 22
1.3 JUSTIFICATIVA E RELEVÂNCIA 23
1.4 RESTRIÇÕES E LIMITAÇÕES DA PESQUISA.....25
2 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA.....26
2.1 O ESGOTAMENTO SANITÁRIO E O IMPACTO DE SEU LANÇAMENTO NOS CORPOS RECEPTORES 26
2.1.1 Panorama do Saneamento no Brasil 26
2.1.2 Ecossistemas aquáticos.....27
2.2 POLUIÇÃO PONTUAL E DIFUSA.....28
2.3 PARÂMETROS DE QUALIDADE DA ÁGUA.....30
2.4 ENQUADRAMENTO DOS CORPOS D' ÁGUA.....32
2.5 AUTODEPURAÇÃO DE CORPOS D' ÁGUA 36
2.6 MODELAGEM DE QUALIDADE DA ÁGUA 38
2.6.1 Modelos de qualidade da água de rios.....40
2.6.2 Revisão sistemática de estudos em modelagem da qualidade da água de rios 40
2.6.3 Estudos de modelagem de qualidade da água de rios no Brasil.....47
2.6.4 Plano diretor do Rio das Velhas.....50
2.6.5 Modelo QUAL2Kw 53
2.6.5.1 Balanço de Vazão 55
2.6.5.2 Características Hidráulicas.....53
2.6.5.3 Constituintes do modelo e balanço geral de massa 55
2.6.5.4 Cinética de desoxigenação 61
2.6.5.4 Cinética de reaeração 62
2.7 MEDIDAS ESTRUTURAIS 65
3 MATERIAIS E MÉTODOS.....65
3.1 ENQUADRAMENTO METODOLÓGICO DA PESQUISA 66
3.3 ESCOLHA DO MODELO 67

3.4 DESCRIÇÃO DA ÁREA DE ESTUDO....68
3.5 DIAGNÓSTICO DA QUALIDADE DA ÁGUA DO RIO DAS VELHAS....72
3.6 MODELAGEM DA QUALIDADE DA ÁGUA 72
3.6.1 Características das seções do rio....75
3.6.1.1 Premissas adotadas no modelo QUAL2Kw para o presente estudo 79
3.6.2 Calibração 79
3.6.3 Validação....82
3.6.4 Cenários 83
3.6.5 Análise dos resultados 85
3.6.6 Análise de sensibilidade....86
4 RESULTADOS E DISCUSSÕES....87
4.1 RESULTADOS DO DIAGNÓSTICO DA QUALIDADE DA ÁGUA DO RIO DAS VELHAS..... 89
4.2 RESULTADOS DA CALIBRAÇÃO 91
4.2.1 Resultados da Calibração do Modelo Rio das Velhas....91
4.2.2 Resultados da Calibração do Modelo Ribeirão Arrudas e Rio das Velhas....95
4.3 RESULTADOS DA VALIDAÇÃO....100
4.3.1 **Resultados da Validação do Modelo Rio das Velhas**....99
4.3.2 **Resultados da Validação do Modelo Ribeirão Arrudas e Rio das Velhas**....101
4.4 RESULTADOS DOS CENÁRIOS....103
4.4.1 **Resultados do Cenário 1**....103
4.4.2 **Resultados do Cenário 2**....108
4.5.3 **Resultados do Cenário 3**....111
4.4.4 **Resultados do Cenário 4**....115
4.4.5 **Análise Comparativa dos quatro cenários**....118
4.4.6 **Cenários Adicionais**....121
4.4.6.1 Resultados do Cenário 5....122
4.4.6.1 Resultados do Cenário 6....125
4.5 DEMAIS DISCUSSÕES....130
4.6 RESULTADOS DA ANÁLISE DE SENSIBILIDADE 132
5 **CONCLUSÕES E PROPOSTAS DE TRABALHOS FUTUROS**....136

6 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....139
APÊNDICE A.....144
ANEXO A..... 149
ANEXO B 150

1 INTRODUÇÃO

O crescente aumento populacional atrelado a atividades antrópicas, tais como: agricultura, abastecimento público, irrigação, navegação, pecuária e saneamento básico têm causado impactos nos recursos hídricos, alterando seu ciclo hidrológico, a quantidade e a qualidade da água (VASCONCELOS, 2012).

A bacia do Rio das Velhas, localizada em sua totalidade no estado de Minas Gerais, é um exemplo de recurso hídrico degradado pela ação humana. A Região Metropolitana de Belo Horizonte (RMBH) ocupa apenas 10% da área da bacia, no entanto, é a região que mais contribui para a degradação das águas do Rio das Velhas, devido a grande concentração de atividades industriais e elevado processo de urbanização (PINTO; CALAZANS; OLIVEIRA, 2019).

Neste sentido, o monitoramento da qualidade dos corpos d' água é fundamental para auxiliar na tomada de decisões da gestão do meio ambiente, sendo a modelagem matemática uma ferramenta útil nesse processo. Modelos de qualidade da água permitem simular situações futuras da água e avaliar os impactos causados pelo lançamento de cargas poluidoras e com isso propor alternativas para a melhoria da qualidade da água (MENDES, 2010).

Dentre os diversos modelos de qualidade da água, o modelo QUAL2kw, versão mais recente do QUAL2K apresenta-se como uma ferramenta interessante para simulação de qualidade da água. Isso porque, trata-se de um modelo amplamente utilizado e é um programa de domínio público. Além disso, esse modelo apresenta uma interface amigável facilitando sua utilização pelo usuário (SHARMA; KANSAL, 2013; VIEIRA *et al*., 2013).

O Plano Diretor do Rio das Velhas (2015) realizou a simulação da bacia utilizando o modelo QUAL2K. O Rio das Velhas foi dividido em trechos de 4,5 km e os afluentes em trechos de 1,5 km. Para a largura das seções foi adotada uma relação entre a área de drenagem (A) e largura do rio (L) ajustada especificamente para a bacia do Rio das Velhas. Foi adotada uma relação exponencial para bacia com área inferior a 10.000 m^2 e para bacia acima de 10.000 m^2 foi utilizada uma relação direta entre área e largura. Além disso, o plano propôs cenários de melhoria da qualidade da água do Rio das Velhas sobre o esgoto doméstico, reduzindo em 30%, 50% e 80% da carga poluidora.

Neste contexto, o presente trabalho tem por objetivo avaliar alternativas de cenários futuros para melhoria da qualidade da água do Rio das Velhas utilizando simulação da qualidade da água. Inicialmente foi realizada a calibração e validação do modelo para um trecho de 185 km do Rio das Velhas, da cidade de Raposos a Jaboticatubas. Após a realização do diagnóstico de qualidade da água verificou-se a necessidade de simulação do afluente Ribeirão Arrudas para auxiliar na proposição dos cenários.

Sendo assim, propõem-se a redução de 50% da vazão de lançamento de esgoto não tratado nas sub-bacias Jatobá e Bonsucesso, 80% da vazão na sub-bacia Jatobá, 80% da vazão na sub-bacia Bonsucesso e 20% da vazão longo de toda a bacia do Ribeirão Arrudas. Além disso, outros dois cenários envolvendo o Ribeirão Onça também foram simulados: melhoria em 9% da eficiência de remoção de DBO da ETE Onça e redução de 10% da vazão de lançamento de esgoto não tratado no Ribeirão Onça. Para isso, o Ribeirão Arrudas foi modelado desde sua nascente até sua foz no Rio das Velhas e este até a cidade de Jaboticatubas, localizada na região do médio Velhas, totalizando 195 km de extensão. Para os cenários do Ribeirão Onça, foi feita uma simplificação, por meio do cálculo de diluição. Nesse sentido, esse afluente não foi modelado como o Ribeirão Arrudas, mas considerado como carga pontual do Rio das Velhas.

O objetivo de simular o Ribeirão Arrudas foi de facilitar a consideração detalhada dos cenários de lançamento de esgoto *não tratado* nessa bacia, para verificar os impactos causados no Rio das Velhas.

Dessa forma, pretende-se definir alternativas que possibilitem o planejamento e gestão da bacia do Rio das Velhas no que diz respeito à qualidade da água.

Esta pesquisa se diferencia da realizada pelo Plano Diretor do Rio das Velhas (2015) pela adoção de uma abordagem mais adequada para a largura com base na equação de Manning e a realização de análise de sensibilidade dos dados de entrada, visto que o plano diretor não realizou essa etapa.

1.1 PERGUNTA DE PESQUISA

Quais seriam as estratégias de gerenciamento da bacia em termos de intervenções estruturais mais relevantes para a melhoria da qualidade da água do Rio das Velhas?

Obs: O termo intervenções estruturais será explicado na seção 2.7 desta pesquisa.

1.2 OBJETIVOS

1.2.1 Objetivo Geral

O objetivo geral dessa pesquisa é avaliar estratégias de intervenções que permitam a melhoria na qualidade da água no Rio das Velhas.

1.2.2 Objetivos Específicos

Os objetivos específicos dessa pesquisa são:

- Realizar um diagnóstico da qualidade da água do Rio das Velhas avaliando os principais parâmetros de qualidade da água, no período seco (abril a setembro) de 2018, 2019,2020 e 2021;
- Implementar um modelo matemático de simulação de qualidade da água;
- Realizar a simulação da qualidade da água do Rio das Velhas de modo a verificar as alterações nos parâmetros de qualidade devido ao lançamento de efluentes;
- Utilizar o modelo de qualidade da água para simular cenários futuros que promovam a melhoria da qualidade da água.

1.3 JUSTIFICATIVA E RELEVÂNCIA

Apesar da ocorrência de iniciativas de implementação de saneamento básico no Brasil, que auxiliam na minimização da poluição de fontes hídricas, apenas 49,1% dos esgotos gerados no país são tratados (SISTEMA NACIONAL DE INFORMAÇÕES SOBRE SANEAMENTO SNIS, 2019a). De acordo com a Agência Nacional das Águas e Saneamento Básico (ANA, 2019a), os corpos hídricos que apresentam o pior índice de qualidade das águas estão localizados próximos às regiões metropolitanas, especialmente de São Paulo (SP), Curitiba (PR), Belo Horizonte (MG), Porto Alegre (RS), Rio de Janeiro (RJ), Salvador (BA), Fortaleza (CE) e cidades de menor porte como Campinas (SP) e Juiz de Fora (MG).

Como exemplo de rio com alto índice de poluição, pode-se citar o Rio Paraíba do Sul, que drena os estados de São Paulo, Rio de Janeiro e Minas Gerais. Segundo (ANA, 2019b) apenas 21% do esgoto da Bacia do Rio Paraíba do Sul é tratado, o que representa que 79% do esgoto é lançado *in natura* no rio. Esse índice de tratamento de esgoto do Rio Paraíba do Sul é inferior a metade da média nacional, que, como citado anteriormente, é de 49,1%.

Esse problema de poluição atinge pequenas cidades e comunidades no entorno do Rio Paraíba do Sul que necessitam do rio para obtenção de água potável, pesca e recreação. Outro fato relevante é o impacto na estética do rio degradado, diminuindo a qualidade de vida da região (KAHN; VÁSQUEZ; REZENDE, 2017).

Outro rio que apresenta desconformidade com os parâmetros de qualidade da água é o Rio das Velhas cuja bacia encontra-se localizada, em sua totalidade, no estado de Minas Gerais (PINTO; CALAZANS; OLIVEIRA, 2019). De acordo com o relatório do Instituto Mineiro de Gestão das Águas - IGAM (2018a), os principais agentes causadores de poluição no Rio das Velhas são despejo de esgoto doméstico, efluentes industriais, mineração e agricultura. Por esses motivos, o meio aquático da bacia está cada vez mais se deteriorando.

Dessa forma, torna-se necessária a busca por alternativas que auxiliem no processo de gerenciamento de qualidade da água. De acordo com Bui *et al*. (2019) e Tang *et al*. (2017), modelos de qualidade da água são importantes ferramentas de planejamento e apoio de tomada de decisão de recursos hídricos. Esses modelos favorecem a simulação do transporte de poluentes nos ambientes aquáticos e seu comportamento ao longo do curso d'água. Além disso, possibilitam avaliar cenários futuros e estabelecer medidas de controle de degradação dos recursos hídricos.

A utilização de modelos de qualidade da água tem como principal dificuldade a obtenção de informações e dados de entrada, uma vez que essas ferramentas necessitam de muitos dados, cuja disponibilidade é limitada. Por outro lado, os modelos são capazes de lidar com informações escassas e incertezas, possibilitando apoio na tomada de decisão e sendo uma ferramenta importante de planejamento (SHARMA; KANSAL, 2013; WANG *et al*., 2013).

Sendo assim, torna-se relevante o estudo de aplicação de modelos de qualidade da água no Rio das Velhas, a fim de promover o monitoramento e gestão mais eficientes desse recurso, no sentido de se propor intervenções que evitem que o Rio das Velhas atinja níveis mais elevados de contaminação, como o caso do Rio Paraíba do Sul e de tantos outros rios brasileiros.

1.4 RESTRIÇÕES E LIMITAÇÕES DA PESQUISA

As restrições e limitações do presente trabalho estão apresentadas nos tópicos a seguir:

- Por simplificação, o canal foi considerado como sendo de seção retangular, depois de realizada a análise do perfil transversal;
- Para a validação do modelo foi considerado apenas o período seco (abril a setembro) da Bacia do Rio das Velhas, com o objetivo de considerar a pior situação da qualidade da água, devido à estiagem.

2 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

2.1 O ESGOTAMENTO SANITÁRIO E O IMPACTO DE SEU LANÇAMENTO NOS CORPOS RECEPTORES

2.1.1 Panorama do Saneamento no Brasil

Saneamento é o conjunto de ações socioeconômicas que objetivam assegurar a saúde e bem-estar das pessoas, proporcionando maior qualidade de vida, prevenindo a ocorrência de doenças e facilitando as atividades econômicas ORGANIZAÇÃO MUNDIAL DA SAÚDE - OMS (2014).

O saneamento básico no Brasil é um direito assegurado pela Lei 14.026 de 2020 (atualização da Lei 11.445 de 2007), que estabelece o conjunto de serviços, infraestruturas e instalações operacionais que regem as diretrizes do saneamento básico (BRASIL, 2020). Essas diretrizes são explicitadas a seguir:

I) Abastecimento de água potável: conjunto de etapas necessárias para o abastecimento público de água potável;

II) Esgotamento Sanitário: consiste no processo de coleta, transporte, tratamento e disposição final do esgoto;

III) Limpeza Urbana e manejo de resíduos sólidos: referente às atividades necessárias para coleta e destinação de resíduos domésticos e de varrição pública;

IV) Drenagem e manejo de águas pluviais: composto por todas as etapas essenciais no processo de manejo das águas pluviais, incluindo drenagem, detenção, retenção e destinação final.

Por meio dos dados do SNIS de 2019, foi possível obter informações importantes sobre as condições do saneamento no Brasil.

Com relação ao abastecimento de água potável, 83,7% dos brasileiros possuem acesso a rede de abastecimento de água tratada. Dentre as regiões do país, o Sudeste possui o maior índice de atendimento (91,1%) enquanto a região Norte apresenta o índice mais baixo (57,5%). No processo de distribuição de água, os sistemas sofrem perdas, que na média nacional alcançam 39,2%. As perdas de água no Norte são de 55,7%. Além de ser a região com menor índice de atendimento, a região Norte é a que apresenta maior índice de perdas (SNIS, 2019a).

No que se refere ao esgotamento sanitário, o índice de atendimento de coleta no Brasil é de 56,7%. Do esgoto gerado, apenas 49,1% são tratados. Na região Norte os dados são ainda mais preocupantes, somente 22,0% do esgoto gerado é tratado (SNIS, 2019a).

A respeito da diretriz de limpeza urbana e manejo de resíduos sólidos, a taxa de cobertura do serviço de coleta corresponde a 98,8% no país, destacando-se as regiões Sudeste, Centro-Oeste e Sul com maiores taxas de cobertura (99,2%, 99,3% e 98,8%, respectivamente) (SNIS, 2019b).

Quanto à drenagem e manejo de águas pluviais, o diagnóstico demonstrou que apenas 52,8% dos municípios do país possuem sistema de água pluvial exclusivos para drenagem (SNIS, 2019c).

Dentre essas diretrizes, a que apresenta os dados mais alarmantes é a de esgotamento sanitário. Segundo Marçal e Silva (2017), deve se ter a atenção dos órgãos públicos quanto à gestão de lançamento de efluentes para que não comprometa a qualidade da água dos rios. Além disso, Santos *et al*. (2018) afirmam que medidas ligadas ao saneamento básico estão diretamente relacionadas a questões de saúde e qualidade de vida da população. Sendo assim, é notável a necessidade de se garantir um saneamento básico eficiente e eficaz para todos.

2.1.2 Ecossistemas aquáticos

Os ecossistemas aquáticos são compostos por rios, lagos, mares, oceanos e estuários. De forma simplificada, pode- se dizer que são divididos em ambientes de água doce e salgada. O que difere ambientes de água doce e salgada é a concentração de sais dissolvidos. Enquanto em águas doces a concentração é de no máximo 0,5 mg/L em águas salgadas pode chegar a 35 mg/L (BRAGA *et al*., 2005).

Os ambientes de água doce podem ser divididos em dois grupos: lênticos e lóticos. O primeiro, que como o próprio nome indica , refere-se a ambientes de águas paradas como lagos, lagoas e pântanos. O segundo tem como principal característica apresentar águas correntes, tais como nascentes e rios (ESTEVES, 1998).

De acordo com Odum (1996), os organismos que compõem os ecossistemas de água doce podem ser divididos em três grandes grupos, em função do seu modo de vida: bentos, néctons e plânctons. Os bentos são comunidades que vivem nos

sedimentos do fundo, podendo ser fixos ou móveis. Alguns exemplos desse grupo são: crustáceos, moluscos, insetos. Quanto aos néctons são seres vivos detentores de locomoção própria, tais como: peixes, anfíbios, tartarugas, entre outros. Já os plânctons são organismos flutuantes, com limitação de locomoção que muitas vezes acompanham as correntes aquáticas. Esses são divididos em fitoplâncton e zooplâncton.

O subgrupo de plânctons denominado de fitoplâncton corresponde aos seres vivos primários da cadeia alimentar, são clorofilados e comumente denominados de autótrofos, sendo representados pelas algas. Os zooplânctons são organismos heterótrofos, tais como: protozoários e pequenos animais. Ambos os subgrupos possuem uma inter-relação na cadeia alimentar, uma vez que os fitoplânctons servem de alimento para os zooplânctons herbívoros (TUNDISI; TUNDISI, 2008).

De forma geral, a rede alimentar dos ecossistemas de água doce é composta por: algas, como principais produtores; insetos aquáticos, moluscos, crustáceos, como consumidores e bactérias e fungos responsáveis pela decomposição da matéria orgânica (BRAGA *et al*., 2005).

2.2 POLUIÇÃO PONTUAL E DIFUSA

De acordo com a lei de Política Nacional do Meio Ambiente Nº 6.938 de 31 de agosto de 1981, a poluição pode ser definida como:

> [...] a degradação da qualidade ambiental resultante de atividades que direta ou indiretamente:
>
> a) prejudiquem a saúde, a segurança e o bem-estar da população;
>
> b) criem condições adversas às atividades sociais e econômicas;
>
> c) afetem desfavoravelmente a biota;
>
> d) afetem as condições estéticas ou sanitárias do meio ambiente;
>
> e) lancem matérias ou energia em desacordo com os padrões ambientais estabelecidos (art.3º, III).

Uieda e Paleari (2004) apontam as diferenças entre os termos degradação e poluição. A degradação consiste em mudanças nas características da água devido a condições naturais como tempestades, incêndios, terremotos, assim como

alterações provenientes de ações antrópicas. Por outro lado, a poluição se refere apenas à degradação da qualidade da água advinda de ações humanas.

As fontes de poluição da água são classificadas de acordo com sua origem e percurso para o corpo receptor. Quando os poluentes são lançados diretamente no corpo d'água por meio de uma única tubulação ou difusor, como as de estações de tratamento de esgoto, por exemplo, são denominadas de fontes pontuais. Entretanto, se torna difícil determinar a origem da poluição quando que ela atinge os corpos d'água por meio de escoamento superficial e lixiviação do solo. Nesse caso, dá-se o nome de poluição difusa ou não pontual (TELLES, 2013).

A poluição pontual causa impactos na qualidade da água tanto em períodos de chuva quanto em épocas de estiagem. No primeiro caso o problema ocorre devido à possibilidade de transbordamento de esgoto. Na segunda situação, a baixa vazão reduz a diluição do esgoto no corpo receptor, dificultando a autodepuração. Já a poluição por fontes difusas tem maior impacto em períodos chuvosos, quando a precipitação provoca o escoamento de poluentes na superfície terrestre (ORGANIZAÇÃO PARA A COOPERAÇÃO E DESENVOLVIMENTO ECONÔMICO - OCDE, 2017).

Do ponto de vista de controle, a poluição pontual é mais fácil de ser monitorada se comparada com a poluição difusa. A OCDE (2017) aponta alguns aspectos que confirmam essa informação: a poluição pontual é mais fácil de ser identificada, logo de mais fácil controle. Os impactos ambientais causados pela poluição não pontual são difíceis de ser mensurados e consequentemente regulamentados. Isso ocorre devido à grande variabilidade temporal e espacial, tornando complexa a identificação das fontes de poluição. Dessa forma, surge a necessidade de cooperação por parte dos gestores de bacias hidrográficas em unirem forças para o monitoramento e controle da poluição.

As principais fontes de poluição das águas provêm de atividades humanas, tais como: lançamento de efluentes domésticos e industriais sem tratamento adequado e agricultura, que provoca a erosão do solo e até mesmo transporte de nutrientes presentes nos agrotóxicos. Essas atividades trazem impactos ao ecossistema aquático, como aumento na concentração de sedimentos, que dificultam a entrada de luz solar e o processo de fotossíntese, além de aumento da carga orgânica, interferindo na autodepuração do corpo d'água (ROSA; FRACETO; CARLOS, 2012; UIEDA; PALEARI, 2004).

Segundo (TUCCI, 2013), a qualidade da água sofre impactos decorrentes de: (a) poluição do ar que se precipita junto com a água da chuva; (b) lavagem das superfícies urbanas contaminadas com diferentes componentes orgânicos e metais; (c) resíduos sólidos advindos de sedimentos erodidos pelo aumento da vazão (velocidade do escoamento) e lixo urbano depositado ou lixiviado para a drenagem; (d) esgoto doméstico que não é coletado e escoa através da drenagem. A carga de contaminação dos três primeiros itens pode ser superior à carga resultante do esgoto doméstico sem tratamento. Deve-se considerar que cerca de 90% da carga do escoamento pluvial ocorre na fase inicial da precipitação (primeiros 25 mm). Todos esses impactos interferem diretamente nos parâmetros de qualidade da água.

2.3 PARÂMETROS DE QUALIDADE DA ÁGUA

A qualidade da água sofre alterações advindas de ações antrópicas, de acordo com o uso e ocupação do solo, bem como das próprias condições naturais do meio, tais como: infiltração no solo, processos de lixiviação pela chuva, carreamento de partículas, dentre outros. Essas alterações podem ser avaliadas por meio de parâmetros que representam suas características físicas (cor aparente, temperatura, turbidez, odor e sabor), químicas (pH, OD, DBO, DQO, nitrogênio e fósforo) e biológicas (coliformes) (von SPERLING, 2005).

O parâmetro de cor é definido como sólidos dissolvidos de origem natural que não apresentam riscos significativos à saúde, mas que tem uma maior probabilidade de desenvolvimento de micro-organismos, ou sólidos dissolvidos de origem industriais que podem, ou não, apresentar toxicidade. Além disso, o aspecto estético pode comprometer a aceitação da água pelo consumidor, o que se torna perigoso, uma vez que ele pode buscar por fontes visualmente mais agradáveis, porém não seguras (RICHTER; AZEVEDO NETTO, 2018).

A temperatura mede a intensidade de calor e, normalmente, a sua variação em um corpo d’água pode ocorrer de acordo com as variações sazonais e climáticas. Seu aumento reduz a solubilidade dos gases, impactando na saturação de oxigênio dissolvido nos corpos d’água. Ao mesmo tempo, seu aumento promove o crescimento de atividade biológica, que ocorre na faixa de 25 a 35ºC (JORDÃO; PESSOA, 2014; RICHTER; AZEVEDO NETTO, 2018).

A turbidez é um parâmetro definido por sólidos em suspensão de origem natural que não apresentam riscos sanitários diretos, contudo, é esteticamente

desagradável quando presente na água potável. O grau de interferência com a passagem da luz na água representa a turbidez que confere uma aparência turva, medida em unidade de turbidez (uT). Esse parâmetro é utilizado frequentemente para caracterização de águas de abastecimento (HELLER; PÁDUA, 2006).

Sabor e odor são definidos por sólidos em suspensão, sólidos dissolvidos e gases dissolvidos de origem natural, como matéria orgânica em decomposição ou de origem antropogênica, tais como: despejos domésticos e industriais. Esses parâmetros são utilizados para caracterização de águas para consumo humano e, apesar de valores elevados não necessariamente significar que oferecem riscos à saúde, no entanto, podem indicar a presença de substâncias infecciosas (von SPERLING, 2005).

O potencial hidrogeniônico (pH) é um índice que varia de 0 a 14 que indica se o meio é ácido (valores menores que 7), neutro (7) ou alcalino (valores maiores que 7). Segundo Dezotti (2008), o pH da água varia de acordo com as condições naturais do ambiente, podendo sofrer alterações advindas de lançamento de resíduos. Para a sobrevivência de vida aquática, o pH deve estar próximo da neutralidade. O pH mais ácido confere a água características corrosivas, enquanto pH básico pode provocar incrustações nas tubulações.

Oxigênio dissolvido (OD) é o parâmetro mais importante para o controle de qualidade da água. Em saturação, pode chegar ao valor de 9,1 mg/L a 20 ºC, devido a baixa solubilidade na água. Em águas superficiais límpidas, o oxigênio pode atingir a saturação, porém seu valor decai com o lançamento de efluentes na água, uma vez que é consumido pelas bactérias aeróbias decompositoras de matéria orgânica (RICHTER; AZEVEDO NETTO, 2018).

A demanda bioquímica de oxigênio (DBO) é o parâmetro que determina de forma indireta, a quantidade de oxigênio necessária para degradação biológica da matéria orgânica (MO) encontrada em efluentes. Representa o quanto de oxigênio foi consumido pelas bactérias aeróbias na decomposição da matéria orgânica biodegradável (DEZOTTI, 2008). Esse parâmetro é importante para avaliar o nível de contaminação de águas superficiais, dimensionar estações de tratamento, bem como analisar sua eficiência. À medida que se tem um aumento na carga poluidora, a DBO tende a aumentar, em contrapartida, quando esse grau de poluição orgânica diminui a DBO decresce (JORDÃO; PESSOA, 2014).

O teste de DBO é feito com base em algumas convenções, que o definem como DBO padrão, isto é, quantidade de oxigênio necessária para estabilizar a matéria orgânica em 5 dias a uma temperatura de 20ºC, sendo expressa por DBO_5^{20} ou simplesmente por DBO. Outra nomenclatura referente a esse parâmetro é a DBO última (DBO_u) que ocorre após 20 dias, uma vez que esse período é suficiente para degradar toda a matéria orgânica. Em geral, para esgotos brutos o valor de DBO fica entre 200 a 400 mg/L (FUNASA, 2019).

A demanda química de oxigênio (DQO) mede a quantidade de oxigênio necessária para oxidar quimicamente determinada substância. Esse método utiliza o dicromato de potássio ($K_2Cr_2O_7$) para oxidação e a matéria orgânica é medida em termos de oxigênio equivalente. Por ser utilizado um composto químico, são degradadas a matéria orgânica biodegradável e a não biodegradável. Dessa forma, é possível afirmar que a DBO mede a parcela de matéria orgânica biodegradável, enquanto a DQO mede a matéria orgânica biodegradável e inerte. Os valores de DQO para esgotos domésticos encontram-se em torno de 200 a 800 mg/L (DEZOTTI, 2008).

Existe uma correlação entre DBO e DQO para indicar se no efluente existe maior predominância de matéria orgânica biodegradável ou inerte. De acordo com von SPERLING (2005), quando a relação DQO/DBO for menor do que 2,5 (aproximadamente), significa que há maior presença de matéria orgânica biodegradável, no entanto, se a relação DQO/DBO for maior do 2,5 há predominância de matéria orgânica inerte. Quando os valores de DBO e DQO são próximos, existe uma relação intermediária, ou seja, há aproximadamente uma mesma quantidade de matéria orgânica biodegradável e inerte.

O nitrogênio apresenta função importante no tratamento de esgoto. Pode ser encontrado nas formas de nitrogênio orgânico, amônia, nitrito, nitrato ou gás nitrogênio. O nitrogênio orgânico transforma-se em nitrogênio amoniacal, esse por sua vez, na presença de oxigênio, pelo processo de nitrificação, transforma amônia (NH_4^+) em nitrito (NO_2) e nitrito em nitrato (NO_3) e esse último em nitrogênio gasoso (desnitrificação). O lançamento de nitrogênio nos corpos hídricos de forma excessiva pode causar eutrofização. Sendo assim, a importância de remoção desse nutriente no tratamento de esgoto. Além disso, o nitrogênio sob a forma de amônia pode causar a morte de peixes (JORDÃO; PESSOA, 2014).

O fósforo é outro nutriente importante para avaliação de qualidade da água. Está presente nos esgotos sob as formas orgânica e inorgânica. É um elemento necessário para o crescimento de algas, porém, da mesma maneira que o nitrogênio, quantidades excessivas de fósforo podem causar eutrofização. Por esse motivo, o fósforo deve ser removido nas etapas de tratamento de esgoto, seja por processos físico-químicos (coagulação e filtração) ou no tratamento biológico (DEZOTTI, 2008).

Os coliformes são grupos formados por bactérias que são indicadoras de contaminação de água. Dessa forma, é possível identificar de maneira indireta a presença de organismos patogênicos, em especial as bactérias. Esses organismos são um grupo composto por todas as bactérias que possuem as características a seguir: forma de bastonetes gram negativo, sem esporos, aeróbias e anaeróbias. As bactérias desse grupo fermentam a lactose após um período de 24 a 48 horas em uma temperatura de 35ºC a 37ºC (von SPERLING, 2005).

Os coliformes fecais ou termotolerantes são um grupo que também inclui as bactérias que vivem no intestino de animais de sangue quente. Sua presença geralmente está relacionada com o grau de contaminação fecal. A *Escherichia Coli* (*E.coli*) é um tipo de coliforme termotolerante. Esse grupo de bactérias é utilizado como indicador de contaminação da água, principalmente por se apresentarem em grande quantidade nas fezes humanas, terem resistência superior a maioria das bactérias patogênicas intestinais e apresentarem os mesmos mecanismos de remoção em estações de tratamento de água e esgoto das bactérias patogênicas (RICHTER; AZEVEDO NETTO, 2018).

São através destes parâmetros de qualidade da água, por meio da Resolução CONAMA 357/05 que podem ser definidos os usos preponderantes de acordo com o enquadramento dos corpos d'água. Em Minas Gerais, a Deliberação Normativa Conjunta COPAM/CERH nº 01/2008 define os padrões para a qualidade das águas superficiais (BRASIL, 2011).

2.4 ENQUADRAMENTO DOS CORPOS D' ÁGUA

A água pode ser utilizada para diversos fins, como consumo humano, lazer, atividades industriais, irrigação, agricultura, geração de energia, saneamento básico. Esses usos implicam em alterações na qualidade da água quando realizados de forma indevida. Para garantir o uso adequado desse recurso, foi instaurada pela Lei

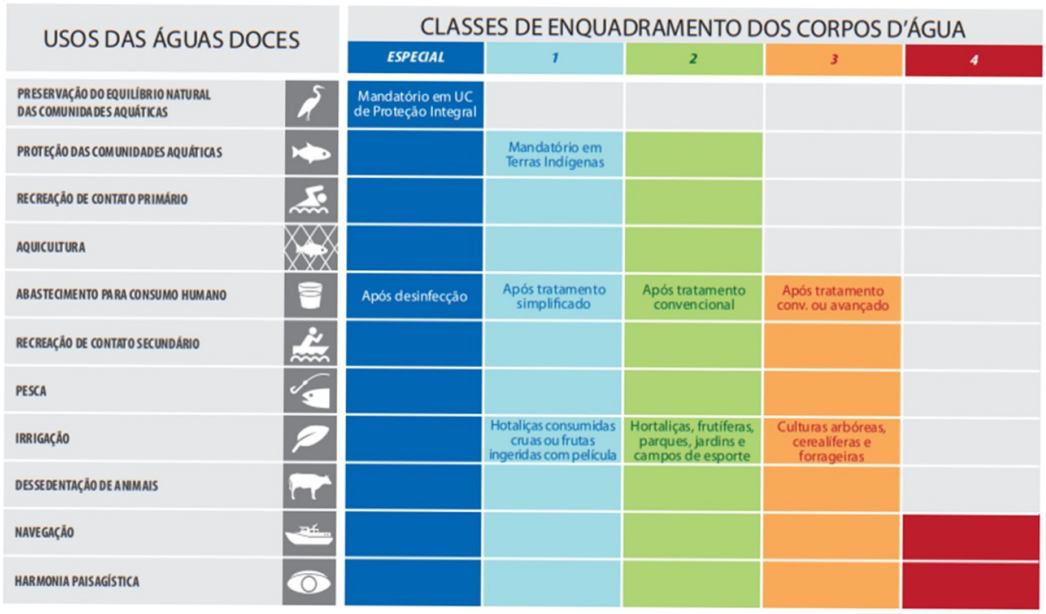
9433/97, a Política Nacional de Recursos Hídricos que tem como um dos seus instrumentos o enquadramento dos corpos d'água em classes, segundo os usos preponderantes (BRASIL, 1997).

A resolução CONAMA 357/05 institui os parâmetros para o enquadramento dividindo os corpos d'água em classes que estabelecem os níveis mais exigentes de qualidade aos que são admitidos os níveis mais elevados de poluição. Cada uma das classes está destinada a diferentes usos (BRASIL, 2005).

As águas doces, águas com salinidade igual ou inferior a 0,5%, são classificadas em: classe especial, classe 1, classe 2, classe 3, classe 4. Exceto a classe 4, todas as demais podem ser utilizadas para consumo humano, sendo a classe especial necessário apenas desinfecção, classe 1, após tratamento simplificado, classe 2, após tratamento convencional e classe 3, após tratamento convencional ou simplificado. A classe especial destina-se também a proteção integral e preservação dos ambientes aquáticos. A recreação de contato primário é destinada as classes 1 e 2, sendo a classe 3 permitido a recreação apenas de contato secundário. A classe 4 é destinada a recreação e harmonia paisagística. São também estabelecidos por essa legislação o enquadramento de corpos d'água salobras e salinas que são classificadas em classe especial, classe 1, classe 2 e classe 3.

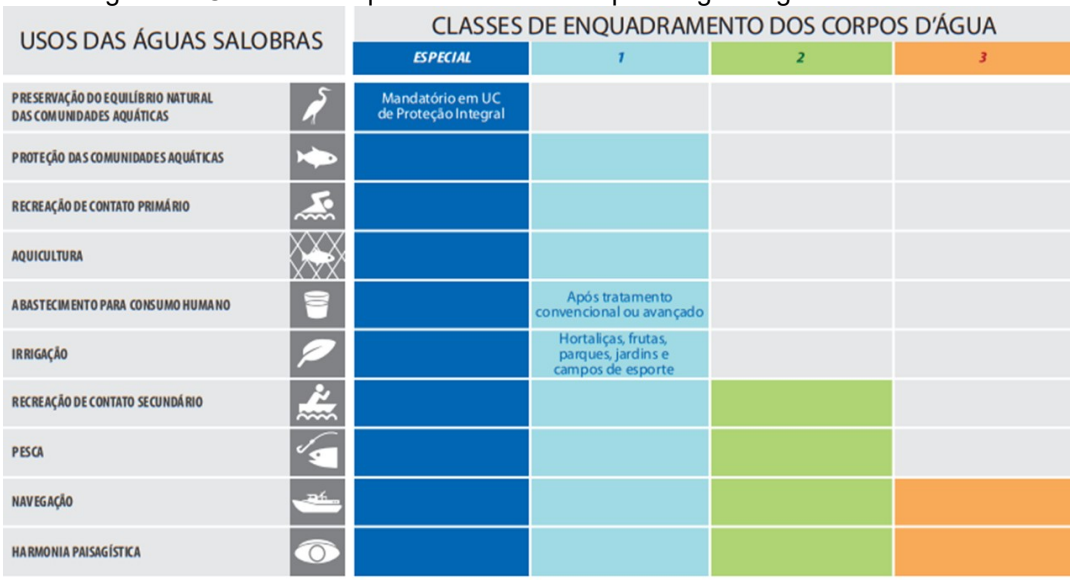
As Figuras 1, 2 e 3 apresentam um resumo das classes de enquadramento dos corpos d'água segundo as categorias de uso, para águas doces, salobras e salinas, respectivamente.

Figura 1 - Classe de enquadramento dos corpos d'água- Águas doces



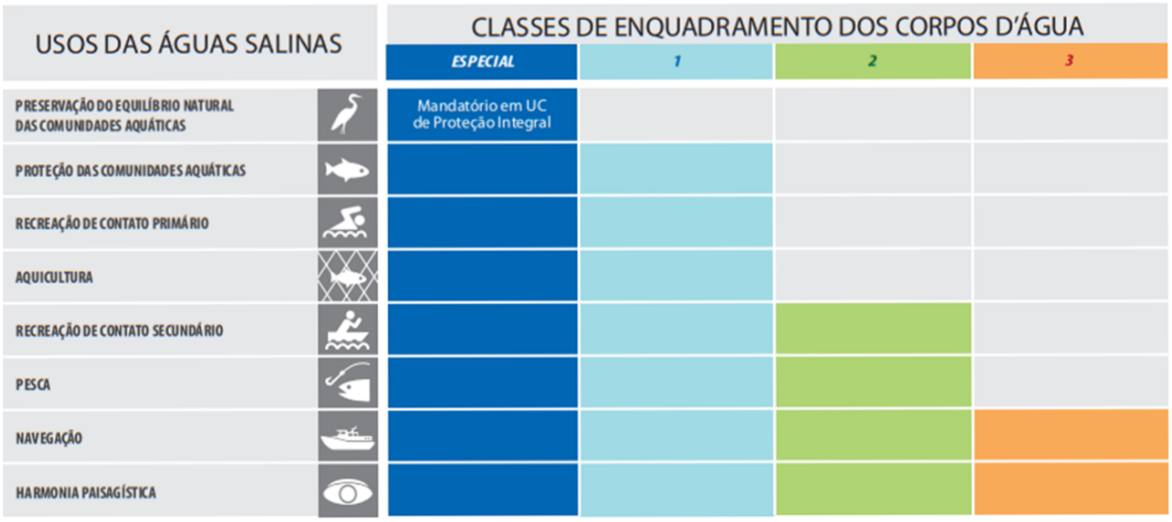
Fonte: ANA, 2013

Figura 2 - Classe de enquadramento dos corpos d'água- Águas salobras



Fonte: ANA, 2013

Figura 3 - Classe de enquadramento dos corpos d'água- Águas salinas



Fonte: ANA, 2013

2.5 AUTODEPURAÇÃO DE CORPOS D' ÁGUA

Autodepuração consiste no processo de reestabelecimento do equilíbrio no ambiente aquático, após alterações induzidas pelo despejo de efluentes. Assim que ocorre o despejo de efluentes em um curso d'água inicia-se a degradação da matéria orgânica e consequentemente o consumo de oxigênio aumenta. Todo esse processo de autodepuração pode ser dividido em quatro zonas denominadas de: degradação, decomposição ativa, recuperação e águas limpas (DEZOTTI, 2008).

O Quadro 1 apresenta as zonas de autodepuração e suas principais características.

Quadro 1 – Zonas de autodepuração

Zonas	Zona de Degradação	Zona de decomposição ativa	Zona de recuperação	Zona de águas limpas
Características	Acabou de receber esgoto – começo do desequilíbrio	Pior estágio, alta decomposição, muito odor	Iniciando a retomada do equilíbrio	Equilíbrio – fim da autodepuração
Estética	Turbidez elevada Sedimentação	Ainda turvo, porém nem tanto quanto na degradação	Mais clarificada	Clarificada
MO e OD	MO: pior estado OD: alto,começando a reduzir	MO em franca redução OD em pior estado	MO – Não há, além do natural OD – aumentando	MO – Não há, além do natural OD – próximo a saturação
Decompositores	Aumento na população de aeróbios	Aumento da população de anaeróbios	Em franca redução	Não há além do natural
Produtos de decomposição	CO_2 e H_2O	H_2S e CH_4	Não há além do natural	Não há além do natural
Lodo de fundo	Aumento – decomposição anaeróbia	Mais estável – anaerobiose	Estável	Estável
Nitrogênio	$N_{(org)}$ – um pouco de NH_3 NH_4^+	NH_3 e NH_4^+	NO_3^- e NO_2^-	Não há além do natural
Comunidade Aquática	Morte de algas – desequilíbrio dos demais – aumento dos decompositores	Basicamente decompositores (bactérias)	Retornam as algas, bactérias morrem Reestabelece o equilíbrio	Equilíbrio Mais espécies e menos indivíduos

Fonte: Adaptado de von SPERLING, 2005

A zona de degradação é o ponto inicial de lançamentos de efluentes, onde ocorre decomposição aeróbia de matéria orgânica e, consequentemente, um grande consumo de oxigênio dissolvido. Devido ao fato de a degradação ser aeróbia, os produtos da decomposição são gás carbônico e água (CO_2 e H_2O), o nitrogênio encontra-se na fase gasosa e na comunidade aquática há morte de algas e aumento de decompositores (von SPERLING, 2005).

A zona de decomposição ativa tem como principal característica a decomposição anaeróbia, uma vez que o oxigênio dissolvido está decrescendo. Nessa zona os produtos de decomposição são gás sulfídrico e metano (H_2S e CH_4). O nitrogênio encontra-se sob a forma de amônia e amônio (NH_3 e NH_4^+) e há predominância na comunidade aquática de bactérias decompositoras (DEZOTTI, 2008).

Já na fase de recuperação ocorre o início da retomada de equilíbrio. A concentração de oxigênio sofre um aumento gradual enquanto os sólidos em suspensão diminuem. Os decompositores diminuem devido à baixa disponibilidade

de matéria orgânica. Nessa zona, o nitrogênio encontra-se na fase de nitrato e nitrito (NO_3^- e NO_2^-) (von SPERLING, 2005).

É na fase de Águas Limpas que acontece o equilíbrio, onde praticamente terminou o processo de autodepuração. Os parâmetros de qualidade da água voltam a uma condição semelhante àquela que o corpo receptor tinha antes do lançamento de esgoto e o oxigênio dissolvido encontra-se próximo da saturação (9,1 mg/L a 20ºC) (DEZOTTI, 2008).

A autodepuração auxilia na determinação do tipo de tratamento que será realizado no esgoto de acordo com as condições do corpo receptor, da capacidade de se depurar, das características do despejo e do uso da água. Do ponto de vista econômico, sempre será feito o mínimo possível em termos de tratamento, respeitando a capacidade do corpo receptor (JORDÃO; PESSOA, 2014).

2.6 MODELAGEM DE QUALIDADE DA ÁGUA

Um modelo matemático é utilizado para representar um cenário baseado na realidade de forma simplificada e generalizada. É criado a fim de simular os vários poluentes existentes, o tipo de fonte (pontual e difusa) assim como as diferentes características do rio, tais como morfológicas, ecológicas e hidráulicas (SHARMA; KANSAL, 2013).

O processo de modelagem apresenta uma sequência de etapas, de caráter iterativo, pois permite possíveis retornos a processos anteriores a fim de promover ajustes do modelo. Primeiramente devem-se definir os objetivos da modelagem, de forma a determinar a estrutura do modelo e os dados necessários para sua execução. Como primeira etapa, tem-se a concepção do projeto que consiste em definir a representação física do corpo d'água e determinar as variáveis a serem medidas e simuladas. A segunda etapa é definir o modelo a ser utilizado que irá depender do objetivo da modelagem. Essa é a etapa mais importante de uma modelagem. A representação computacional é a próxima etapa, responsável por estruturar o modelo em termos de equações matemáticas. A quarta etapa consiste na calibração e verificação do modelo sendo esse processo referente ao ajuste entre os dados medidos em campo e os dados simulados. A quinta etapa é a validação que consiste em uma nova série de simulações com dados diferentes dos utilizados na calibração. O objetivo dessa etapa é validar o modelo para que possa assim ser utilizado para as simulações, efetivamente (von SPERLING, 2014). Segundo Chapra

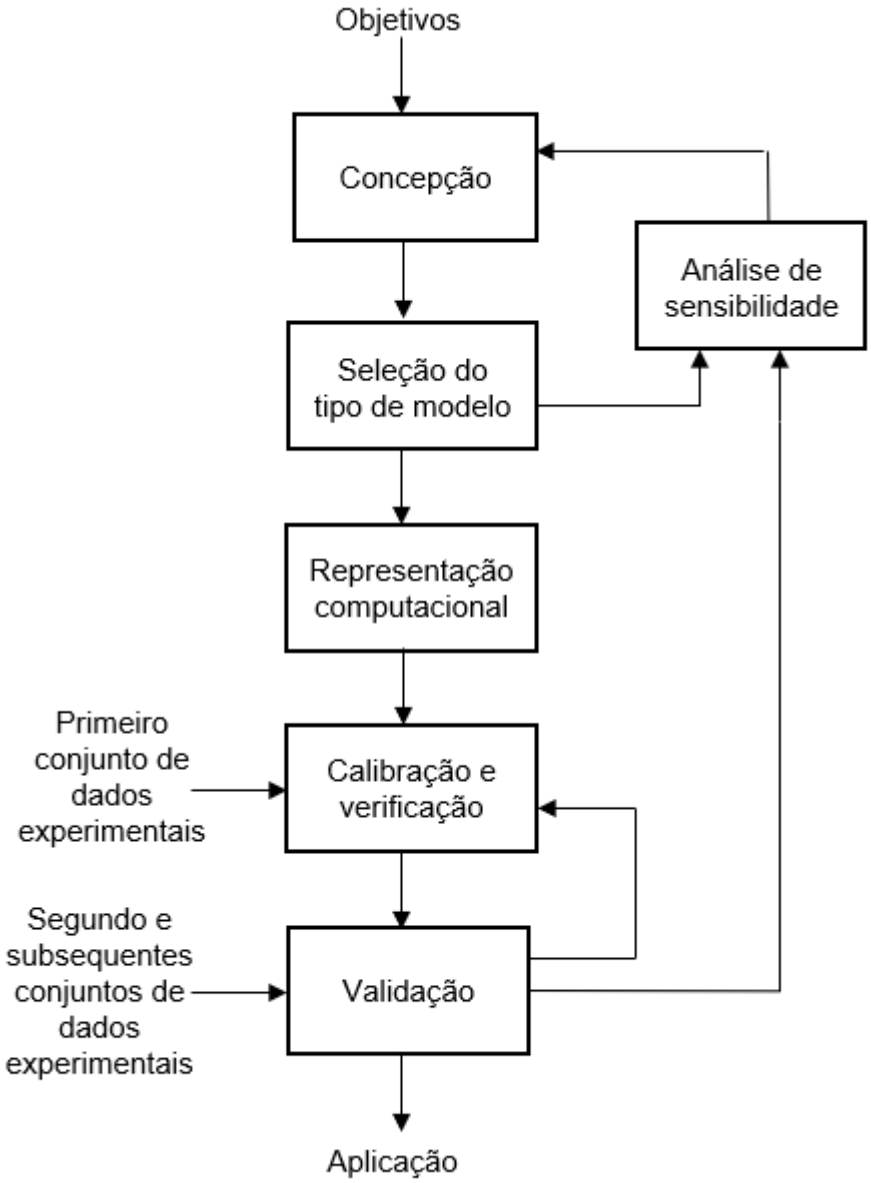
(1997), os parâmetros cinéticos determinados na fase de calibração devem ser mantidos na validação.

Sendo assim, se os valores simulados corresponderem aos dados de campo, pode-se inferir que o modelo está validado e pode assim ser utilizado para a simulação. Caso não haja uma boa aderência dos dados deve-se analisar as possíveis razões pelas quais levaram a ocorrência desse fato e realizar um refinamento e caracterização do problema (MENDES, 2010).

Em algumas etapas do desenvolvimento do modelo, o conjunto de dados pode ser avaliado por meio da análise de sensibilidade. Essa etapa tem por finalidade verificar se a resposta do modelo é determinada por algum dado de entrada, o que permite inferir sobre a necessidade de maiores ou menores esforço em se obter valores mais precisos. Por fim, tem-se a etapa de aplicação, que é propriamente a utilização do modelo caso ele atenda as condições a que deseja ser aplicado (von SPERLING, 2014).

A Figura 4 representa essas etapas de forma esquemática.

Figura 4 – Etapas do processo de modelagem



Fonte: Adaptado de von SPERLING, 2014

2.6.1 Modelos de qualidade da água de rios

A modelagem da qualidade da água de rios é uma ferramenta utilizada para auxiliar na gestão de recursos hídricos a fim de simular os impactos causados pelo lançamento de cargas poluidoras e avaliar a capacidade de autodepuração do rio.

Nesse sentido, os modelos de qualidade da água permitem analisar as mudanças espaciais e temporais nas concentrações dos constituintes do rio levando em consideração os processos físicos, químicos e biológicos (GASTALDINI; SEFFRIN; PAZ, 2002).

Vale ressaltar algumas diferenças e particularidades de modelos de qualidade da água de ambientes lênticos e lóticos. Segundo Gastaldini *et al*. (2004), os problemas de qualidade da água em ambientes lênticos em comparação a ambientes lóticos se distinguem devido à variação da escala temporal-espacial dos fenômenos que constituem o ambiente.

Com base nisso, os rios são sistemas em que geralmente são feitas modelagens unidimensionais, uma vez que esses ambientes possuem uma estrutura predominantemente linear. Já para lagos, modelos bidimensionais ou tridimensionais são mais apropriados, pois esses ecossistemas ocupam grandes áreas e podem possuir estratificação térmica na vertical (FRAGOSO JR; FERREIRA; MARQUES, 2009).

O primeiro modelo criado para simulação de qualidade da água de rios foi o de Streeter e Phelps, desenvolvido em 1925 para avaliar as fontes de poluição do Rio Ohio. Esse é considerado o modelo clássico de simulação de OD e DBO e serviu de base para a criação de outros modelos mais complexos capazes de simular um número maior de variáveis (ÁVILA, 2014).

Um dos modelos desenvolvido após o de Streeter e Phelps foi o QUAL 2E que posteriormente foi atualizado para a versão QUAL 2K. Esse modelo é capaz de simular temperatura, pH, condutividade, sólidos inorgânicos em suspensão, OD, demanda bioquímica de oxigênio (DBO) de reação lenta, DBO de reação rápida, nitrogênio orgânico, nitrogênio amoniacal, fósforo orgânico, fósforo inorgânico, fitoplâncton, detrito, patógenos, alcalinidade, carbono total inorgânico e algas (USEPA, 2009).

Segundo von SPERLING (2014), a maioria dos modelos de simulação de qualidade da água de rios foram criados em países desenvolvidos, os quais não sofrem com problemas básicos de lançamento de esgoto bruto doméstico e industriais, mas com questões como poluição difusa, por exemplo. Quanto aos países em desenvolvimento, esses problemas básicos ainda precisam ser solucionados. Dessa forma, modelos mais simples são capazes de auxiliar no gerenciamento da qualidade da água de rios e na tomada de decisões em países em desenvolvimento, como o Brasil.

2.6.2 Revisão sistemática de estudos em modelagem da qualidade da água de rios

Neste item é apresentada a metodologia da revisão sistemática a respeito de estudos de modelagem de rios. Essa revisão teve como objetivo verificar quais os modelos mais utilizados atualmente, quais parâmetros simulados por esses modelos, além de avaliar os que mais se adequam as condições de rios com sistemas tropicais em bacias com elevado grau de urbanização e poluição, como a Bacia do Rio das Velhas.

Para a seleção dos artigos e análise das referências bibliográficas, o método de revisão sistemática adotado foi o ProKnow-C (*Knowledge Development Process*). Esse método foi desenvolvido pelo Laboratório de Metodologia Multicritério em Apoio a Decisão –LabMCDA/UFSC e é muito utilizado por diversos pesquisadores (FRANCA *et al*., 2019; GOMES; POGGIALI; AZEVEDO, 2019). Esse método consiste na execução de três etapas: seleção de portfólio bibliográfico, bibliometria e análise sistêmica.

Primeiramente são apresentadas as etapas da seleção do portfólio bibliográfico. A primeira etapa foi a definição das palavras chaves para a busca dos artigos. Posteriormente definiu-se as bases de dados e realizou-se a pesquisa. Após essa busca, as principais informações dos artigos como título, resumo, palavras chaves e autores, foram transferidas para o software Mendeley (gerenciador de referências). Nesse software foi feita a busca de artigos duplicados.

O próximo passo foi a seleção do portfólio, fazendo a leitura de todos os títulos dos artigos encontrados e eliminando aquele que não tinham aderência ao tema. Posteriormente, realizou-se o reconhecimento científico dos artigos que estavam no portfólio. O objetivo dessa etapa é permanecer com os artigos que apresentarem uma representatividade de 85% de citações acumuladas. Para isso, os artigos são dispostos no Mendeley em ordem descrente de números de citações. Dos artigos que ficaram nessa etapa, leem-se os resumos de todos e elimina os que não possuem alinhamento ao tema proposto.

Em seguida, fez uma reanálise dos artigos descartados na fase de reconhecimento científico com o intuito de verificar a aderência ao tema. Por fim, os artigos selecionados são lidos de forma integral e eliminados aqueles que não possuem alinhamento ao tema.

A bibliometria é a segunda etapa da metodologia do Proknow-C, tendo por finalidade ressaltar a relevância acadêmica dos artigos selecionados para o portfólio final (ENSSLIN *et al*., 2010). Os periódicos foram avaliados conforme alguns índices de relevância, tais como: Qualis CAPES e JCR.

Por fim, tem-se a etapa de análise sistêmica que tem por objetivo verificar os destaques, as oportunidades, as carências nas pesquisas a cerca do tema estabelecido. No caso deste trabalho o objetivo foi analisar os modelos de qualidade da água de rios quanto aos parâmetros utilizados, tendências para utilização, e escolha do modelo que mais se adeque as condições do Rio das Velhas. Para isso, foram estabelecidas duas lentes de pesquisa: (i) apresentar os principais modelos de qualidade da água utilizados atualmente (ii) determinar os parâmetros simulados por cada modelo

As palavras chave utilizadas na busca dos artigos foram as expressões "*river modelling*" e "*water quality simulation"*. Foram utilizadas 13 bases de dados, todas com acesso disponível a partir do portal de periódicos da CAPES. A combinação das palavras chaves foi pesquisada em todas as bases, restringindo a artigos publicados nos últimos dez anos (2009 a 2019). Para definição das bases de dados selecionou aquelas que obtiveram 80% do total de artigos encontrados. As bases selecionadas foram: Springer (1310 artigos), Scopus (1041 artigos), ASCE (1790 artigos), AIP (1741 artigos), Web of Science (1622 artigos) totalizando 7504 artigos.

Após essa busca, as principais informações dos artigos como título, resumo, palavras chaves e autores, foram transferidas para o software Mendeley (gerenciador de referências). Nesse software foi feita a busca de artigos duplicados passando a conter 6452 artigos.

Como próximo passo na etapa de seleção do portfólio, foi realizada a leitura dos títulos, eliminando 6367 artigos, permanecendo apenas 85 artigos relacionados ao tema de modelagem da qualidade da água de rios. Por não haver uma grande quantidade de artigos nessa fase, optou-se por não realizar o próximo passo de seleção de artigos por reconhecimento científico, realizando a leitura do resumo de todos os artigos do portfólio (85 artigos). Dessa forma, foram identificados 19 artigos que possuíam, no resumo, informações sobre modelagem de qualidade da água de rios. Por não realizar o passo de reconhecimento científico, não foi necessária uma reanálise dos artigos com poucas citações, uma vez que todos foram analisados.

A partir da leitura integral dos 19 artigos, verificou-se que 11 estavam alinhados com o tema e a proposta da pesquisa sendo selecionado para compor o portifólio bibliográfico final, os quais estão apresentados no Quadro 2, por ordem decrescente do número de citações.

Quadro 2 – Artigos selecionados para o portfólio final em ordem decrescente do número de citações

AUTOR/ANO	TÍTULO	PERIÓDICO	Nº DE CITAÇÕES
WANG et.al. (2013)	*A review of surface water quality models*	*The Scientific World Journal*	52
LAI, et. al. (2011)	*Evaluation of non-point source pollution and river water quality using a multimedia two-model system*	*Journal of Hydrology*	49
LAI, et. al. (2013)	*Development of a water quality modeling system for river pollution index and suspended solid loading evaluation*	*Journal of Hydrology*	38
FONSECA et. al. (2014)	*Integrated hydrological and water quality model for river management: A case study on Lena River*	*Science of the Total Environment*	36
ZHANG, et.al. (2012)	*Selection of optimal river water quality improvement programs using QUAL2K: A case study of Taihu Lake Basin, China*	*Science of the Total Environment*	35
SHARMA; KANSAL (2013)	*Assessment of river quality models: A review*	*Reviews in Environmental Science and Bio-technology*	28
KANNEL et al. (2011)	*A Review of Public Domain Water Quality Models for Simulating Dissolved Oxygen in Rivers and Streams*	*Environmental Modeling & Assessment*	23
VIEIRA et al. (2013)	*Water quality modelling of Lis River, Portugal*	*Environmental Science and Pollution Research Internacional*	18
ANAGNOSTOU; GIANNI; ZACHARIAS (2017)	*Ecological modeling and eutrophication—A review*	*Natural Resource Modeling*	4
TANG et al. (2017)	*Eutrophication Control Decision Making Using EFDC Model for Shenzhen Reservoir, China*	*Water Resources Research*	1
HOANG et al. (2019)	*Integration of SWAT and QUAL2K for water quality modeling in a data scarce basin of Cau River basin in Vietnan*	*Ecohydrology & Hydrobiology*	1

A bibliometria é a segunda etapa da metodologia do Proknow-C, tendo por finalidade ressaltar a relevância acadêmica dos artigos selecionados para o portfólio final (ENSSLIN *et al*., 2010).

Os periódicos foram avaliados conforme alguns índices de relevância, tais como: Qualis CAPES e JCR. O Quadro 3 apresenta a relação de periódicos e suas respectivas classificações. A classificação pelo Qualis CAPES foi feita com base na área de classificação Engenharias I, exceto os periódicos "*Natural Reosurce Modeling*" e *"The Scientific World Journal"* que pelo fato de não apresentarem classificação nessa área optou-se por utilizar a classificação Interdisciplinar.

Quadro 3 – Classificação dos periódicos que compõem o portifólio de artigos

PERÍODICOS	QTDE DE ARTIGOS	QUALIS	JCR
The Scientific World Journal	1	B1	2,107
Journal of Hydrology	2	A1	5,722
Science of the Total Environment	2	A1	7,960
Reviews in Environmental Science and Bio-technology	1	A1	8,044
Environmental Modeling & Assessment	1	A1	2,260
Environmental Science and Pollution Research Internacional	1	A1	4,223
Natural Resource Modeling	1	B2	1,182
Water Resources Research	1	A1	5,200
Ecohydrology & Hydrobiology	1	B2	3,215

O objetivo dessa revisão sistemática foi avaliar os modelos de qualidade da água de rios quanto aos parâmetros utilizados, tendências para utilização, e escolha do modelo que mais se adeque as condições do Rio das Velhas. Para isso, foram estabelecidas duas lentes de pesquisa: (i) apresentar os principais modelos de qualidade da água utilizados atualmente (ii) determinar os parâmetros simulados por cada modelo

Para a análise da primeira lente de pesquisa, são apresentados no Quadro 4 os artigos que compõem o portfólio, bem como os modelos estudados por cada um deles.

Quadro 4 – Modelos de qualidade da água estudados em cada um dos artigos do portfólio

TÍTULO DO ARTIGO	MODELOS ESTUDADOS
A review of surface water quality models	*QUAL 2k, EFDC, WASP7, QUASAR, MIKE11, BASINIS*
Evaluation of non-point source pollution and river water quality using a multimedia two-model system	*IWMN, WASP7*
Development of a water quality modeling system for river pollution index and suspended solid loading evaluation	*WASP7, RPI*
Integrated hydrological and water quality model for river management: A case study on Lena River	*HSPF*
Selection of optimal river water quality improvement programs using QUAL2K: A case study of Taihu Lake Basin, China	*QUAL2K*
Assessment of river quality models: A review	*AQUATOX, BLTM, EPD-RIV1, QUAL2Kw, WASP7, WQRRS*
A Review of Public Domain Water Quality Models for Simulating Dissolved Oxygen in Rivers and Streams	*SIMCAT, TOMCAT, QUAL2EU, QUAL2Kw, WASP7*
Water quality modelling of Lis River, Portugal	*QUAL2kw*
Ecological modeling and eutrophication—A review	*AQUATOX, CAEDYM, CE-QUALICM, Delft3DECO/ GEM, EFDC, ERSEM, MIKE3FM ECOLAB, MOHID, ,WASP7*
Eutrophication Control Decision Making Using EFDC Model for Shenzhen Reservoir, China	*EFDC*
Integration of SWAT and QUAL2K for water quality modeling in a data scarce basin of Cau River basin in Vietnan	*SWAT, QUAL2K*

Conforme observado no quadro, os modelos mais citados na literatura nos últimos 10 anos foram: QUAL 2K, WASP e EFDC.

O modelo QUAL 2Kw é a versão mais atualizada do QUAL 2K que se originou do modelo QUAL 2E, criado em 1970. A atualização foi feita em relação à melhoria na estrutura computacional e adição de novos parâmetros como demanda bioquímica de oxigênio (DBO) de algas, desnitrificação e alterações no oxigênio dissolvido (OD) causadas pelas plantas. Os modelos QUAL 2 podem ser utilizados para simulação de poluição de fontes não pontuais, são unidimensionais e consideram o fluxo em

estado estacionário, porém com modelagem de qualidade da água em modo dinâmico (SHARMA; KANSAL, 2013; WANG *et al*., 2013).

Zhang *et al*. (2012) utilizaram o modelo QUAL 2K para simular cenários hipotéticos de tratamento de água no rio Hongqi na bacia do lago Taihu, na China, a fim de determinar se a implementação desse cenário proporcionaria melhoria na qualidade da água. A escolha por esse modelo ocorreu devido a sua popularidade e facilidade de aplicação. Nesse estudo verificou-se que o modelo QUAL2K é uma ferramenta útil para simular a qualidade da água de rios, além de ser capaz de fornecer suporte para tomada de decisão de processos de melhoria da qualidade de rios.

Outro estudo de caso utilizando o modelo QUAL 2K foi realizado por Vieira *et al*. (2013) para analisar o impacto das condições de vazão, descargas e afluentes na qualidade da água do Rio Lis, em Portugal. Esse modelo se mostrou eficiente para prever a qualidade da água em diferentes cenários.

O modelo WASP foi criado em 1983 pela Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos (USEPA). Esse modelo apresenta versões 1D, 2D e 3D, capazes de simular a qualidade da água de rios, estuários e reservatórios. Esse modelo é composto por dois programas que podem atuar juntos ou separadamente, sendo o DYNHYD5 hidrodinâmico e o WASP de qualidade da água (KANNEL *et al*., 2011).

O EFDC é um modelo de simulação de qualidade da água que pode apresentar versões 1D, 2D e 3D capazes de simular a qualidade da água de rios, reservatórios, estuários e lagos. Esse modelo é composto por um módulo hidrodinâmico e outro de qualidade da água. É capaz de simular a hidrodinâmica da água, oxigênio dissolvido, metais, nutrientes, processos relacionados a eutrofização tais como ciclos de nitrogênio e fósforo e crescimento e decaimento de fitoplânctons e macrófitas (ANAGNOSTOU; GIANNI; ZACHARIAS, 2017).

Ainda, segundo o mesmo autor o módulo de qualidade do EFDC é semelhante ao do CE-QUAL-ICM. O EFDC e o CAEDYM podem ser considerados ferramentas particularmente eficazes para a modelagem de processos de eutrofização. Suas vantagens estão resumidas nas seguintes características: domínio público, interface gráfica do usuário e o número de parâmetros simulados. O CAEDYM pode ser acoplado a 1D, 2D, e modelos hidrodinâmicos 3D, enquanto o EFDC é um sistema de modelagem 3D e ambos podem ser aplicados com sucesso em uma variedade de ecossistemas aquáticos.

Tang *et al*. (2017) reafirmaram que os processos cinéticos incluídos no modelo de qualidade da água EFDC são derivados do modelo de qualidade da água CE-QUAL-ICM. Além disso, Tang et al., (2017) e *United States Environmental Protection Agency* (USEPA, 2009) afirmam que o EFDC é um dos modelos mais amplamente aplicados para simulação de hidrodinâmica, qualidade da água, eutrofização, mudanças dinâmicas e interações no transporte de sedimentos.

No estudo de Sharma e Kansal (2013), dos seis modelos analisados o QUAL 2Kw e o WASP7 apresentam como vantagens: domínio público, fácil acessibilidade e nível intermediário de complexidade. O modelo WASP7 fornece a estrutura computacional de transporte e pode ser combinado com EUTRO e TOXI para simular eutrofização, nutrientes, metais, tóxicos e transporte de sedimentos. Esses modelos podem ser considerados como ferramentas eficazes para modelagem da qualidade da água de rios (WANG, 2013).

O Quadro 5 apresenta informações sobre os parâmetros hidráulicos, físico-químicos e biológicos utilizados por cada modelo, ilustrando a segunda lente.

Quadro 5 – Comparação dos modelos de qualidade da água de rios quanto aos parâmetros hidráulicos, físico-químicos e biológicos

Parâmetros	QUAL 2Kw	WASP7	EFDC
Hidráulicos	✓	✓	✓
pH	✓		
Alcalinidade	✓		
Condutividade	✓		
Temperatura	✓	✓	
Nutrientes	✓	✓	✓
Nitrogênio	✓	✓	
Nitrato	✓	✓	
Fósforo	✓	✓	
Ortofosfato	✓	✓	
Tóxicos orgânicos em sedimentos		✓	
Sólidos inorgânicos em suspensão	✓		
Sólidos totais em suspensão			✓
Metais			✓
Detritos	✓	✓	
OD	✓	✓	✓
DBO	✓	✓	
COD	✓		✓
Algas	✓	✓	✓
Matéria Bentônica	✓		✓
Fitoplâncton	✓	✓	✓
Zooplâncton			
Bactérias (coliformes)	✓	✓	✓

Fonte: Adaptado de (ANAGNOSTOU; GIANNI; ZACHARIAS, 2017; SHARMA; KANSAL, 2013)

2.6.3 Estudos de modelagem de qualidade da água de rios no Brasil

Os modelos de qualidade da água de rios são instrumentos que auxiliam no monitoramento e gestão da qualidade da água. São ferramentas eficazes para simular cenários e adotar práticas que possam auxiliar no controle da qualidade das

águas. Alguns estudos têm sido feitos para simulação de qualidade da água em rios brasileiros, como será apresentado abaixo.

Silva, Faria e Moura (2017) realizaram uma pesquisa de modelagem da qualidade da água da Bacia hidrográfica do Rio Piracicaba (MG), utilizando o modelo Sistema de Apoio à Decisão (SAD-IPH). O objetivo foi avaliar se esse modelo era capaz de simular os parâmetros de qualidade: DBO, OD, fósforo total, nitrogênio (orgânico, amoniacal, nitrito e nitrato) e coliformes fecais. Verificaram que com a calibração adotada, os parâmetros DBO, OD e fósforo total apresentaram boa aderência com relação aos dados de monitoramento do IGAM. A respeito dos dados de nitrogênio orgânico, amoniacal, nitrito, nitrato e coliformes fecais os valores simulados foram inferiores aos monitorados. A justificativa dos autores para esse é fato é a falta de informações resultando na estimativa de vários dados de entrada do modelo. Mas, de forma geral, o modelo se apresentou como uma opção de ferramenta para apoio a gestão de recursos hídricos.

Trevisan (2011) realizou um estudo de modelagem de qualidade da água do Rio Papaquara (SC) utilizando o modelo QUAL-UFMG. O objetivo foi simular a qualidade do rio nas condições atuais com o lançamento de efluentes da Estação de Tratamento de Esgoto (ETE) Canavieiras e prever cenários considerando a coleta e tratamento de esgoto de toda a região do entorno do rio. O resultado desse estudo indicou que com o aumento da cobertura progressiva de coleta e tratamento de esgoto associado à retirada das cargas difusas ao longo do curso do rio obteve-se maiores níveis de conformidade do parâmetro oxigênio dissolvido, ao longo do trajeto do rio Papaquara. Porém, mesmo com essas medidas, quando ocorre o lançamento de efluentes da ETE Canavieiras, os níveis de DBO ficam em desacordo com o proposto na resolução CONAMA 357/05. A grande densidade populacional no entorno da bacia inviabiliza o atendimento de metas ambientais previstas por lei para uso mais nobres da água. De toda forma, demonstrou-se que o modelo QUAL-UFMG pode ser utilizado para simular cenários e auxiliar na tomada de decisões de medidas ambientais em bacias hidrográficas.

Outra pesquisa utilizando o modelo QUAL-UFMG foi realizada por Lima, Mamede e Lima Neto (2018). A Bacia Hidrográfica do Açude Acarape do Meio, no semiárido brasileiro foi modelada com o objetivo de monitorar os parâmetros de qualidade de água possibilitando a identificação de fontes poluidoras e a construção do diagnóstico da bacia. Constatou-se o severo estado de degradação da bacia

decorrente da falta de saneamento rural, ETEs deficitárias, atividades agrícolas e pecuárias que geram uma carga de dejetos sem qualquer controle ambiental. Por meio da simulação de cenários verificou-se que a recuperação das ETEs era suficiente para promover a melhoria na qualidade da água da bacia.

O modelo QUAL-UFMG também foi utilizado na modelagem da qualidade da água do Rio Poti em Terezina (PI). Os parâmetros modelados foram: oxigênio dissolvido (OD),demanda bioquímica de oxigênio (DBO) e coliformes termotolerantes (CT). Os resultados da calibração indicaram desconformidades do parâmetro coliformes termotolerantes em relação à Resolução CONAMA nº 357/2005. Foram realizadas simulações do modelo para diferentes cenários de vazão do rio (mínimas e máximas) inerentes ao semiárido. Verificou-se que, mesmo para elevadas vazões, o parâmetro coliformes termotolerantes ainda apresentava desconformidade quanto à legislação vigente. Por outro lado, para baixas vazões, os três parâmetros analisados apresentaram desconformidades no trecho estudado. Isso indica que a qualidade da água em rios semiáridos é bastante vulnerável a variações de vazão entre os períodos secos e chuvosos. Esses resultados são importantes para a gestão dos recursos hídricos do estado do Piauí e demais regiões semiáridas do Brasil (DE OLIVEIRA FILHO; LIMA NETO, 2018).

Gomes e Simões (2014) utilizaram o modelo QUAL2E para avaliação preliminar da qualidade da água na Bacia do Ribeirão das Perdizes em Campos do Jordão/SP. Foram propostos alguns cenários de simulação com variação no tipo de tratamento do esgoto analisando qual seria a eficiência mínima requerida para que o rio permanecesse em sua classe original. Os parâmetros simulados foram OD e DBO, pois de acordo com os autores para um programa de enquadramento é importante ter como foco em poucas variáveis. A partir da simulação entendeu-se ser recomendável ao Comitê de Bacias e aos demais atores envolvidos na questão, especialmente a concessionária, iniciar a discussão sobre novas alternativas para o auxílio no abastecimento de Campos do Jordão com vistas a recuperação da capacidade autodepuradora do Ribeirão das Perdizes.

Herrera (2013) desenvolveu uma metodologia para a integração dos modelos SWAT e WEAP para avaliar a disponibilidade e a qualidade dá água na sub-bacia do Riacho Fundo como ferramenta para subsidiar o processo de gestão integrada dos recursos hídricos do Distrito Federal. A integração dos dois modelos forneceu bons resultados para a simulação da qualidade da água. O WEAP não é capaz de simular

poluição difusa, logo o SWAT desempenhou esse papel de maneira detalhada. Foram feitas simulações de cenários sem lançamento de efluentes da ETE Riacho Fundo e de melhoria na eficiência de remoção de nitrogênio total e verificou-se melhoria na qualidade da água. Entretanto, os grandes aportes de nitrogênio do córrego Guará ao Riacho Fundo fazem com que nenhum dos cenários anteriores resulte na melhoria na qualidade da água do Riacho Fundo caso não seja feita uma recuperação na qualidade da água do córrego Guará.

A partir desses estudos sobre modelos de qualidade da água de rios pressupõe se que o uso dessa abordagem é uma estratégia eficiente para prever cenários e auxiliar no planejamento e gestão ambiental de bacias hidrográficas a fim de promover melhoria na qualidade da água e mitigar a degradação dos recursos hídricos advindos de ações antrópicas.

2.6.4 Plano diretor do Rio das Velhas

O Plano Diretor do Rio das Velhas (2015) realizou uma simulação da bacia utilizando o modelo QUAL2K. O Rio das Velhas foi dividido em trechos de 4,5 km e os afluentes em trechos de 1,5 km. O plano fez uma divisão da bacia em termos de Unidades Territorial Estratégica (UTE), que são unidades de estudo e planejamento das metas e ações para a gestão dos recursos hídricos da bacia do Rio das Velhas. Para a largura das seções foi adotada uma relação entre a área de drenagem (A) e largura do rio (L) ajustada especificamente para a bacia do rio das Velhas. Foi adotada uma relação exponencial para bacia com área inferior a 10.000 m^2. Para bacia acima de 10.000 m^2 foi utilizada uma relação direta entre A e L.

Além disso, o plano (2015) propôs cenários de melhoria da qualidade da água do Rio das Velhas sobre o esgoto doméstico, reduzindo em 30%, 50% e 80% da carga poluidora.

Esta pesquisa se diferencia da realizada pelo Plano Diretor do Rio das Velhas (2015) pela adoção de uma abordagem mais adequada para a largura com base na equação de Manning e a realização de análise de sensibilidade dos dados de entrada, visto que o plano diretor não realizou essa etapa.

2.6.5 Modelo QUAL2Kw

O modelo QUAL2Kw é uma versão aprimorada do modelo QUAL2E e adaptada do QUAL2K. Esse modelo apresenta as seguintes características (PELLETIER; CHAPRA, 2008).

- Modelo unidimensional: o canal é misturado verticalmente e lateralmente;
- Sistema hidráulico estacionário: fluxo constante e não uniforme;
- Balanço de calor diurno: o balanço de calor e a temperatura são simulados em função da meteorologia em uma escala de tempo diurna;
- Cinética da qualidade da água diurna: todas as variáveis de qualidade da água são simuladas em escala de tempo diurna;
- Entrada de calor e massa: cargas pontuais e não pontuais são simuladas;
- Ambiente e interface do software: apresenta como interface gráfica do usuário o Excel para entrada de dados, simulações e visualizações de resultados. Utiliza como macrolinguagem o *Visual Basic For Aplications* (VBA) e as integrações numéricas são compiladas em linguagem *Fortan* 95.
- Segmentação do modelo: o modelo QUAL2E requer que o sistema hídrico seja segmentado em trechos igualmente espaçados. Por outro lado, o QUAL2Kw permite simular trechos de comprimentos diferentes podendo adicionar múltiplos lançamentos e retiradas (abstrações) em qualquer trecho;
- Especificação de DBO: o modelo QUAL2Kw utiliza duas formas de DBO, sendo uma forma de oxidação lenta (DBO lenta) e uma forma de oxidação rápida (DBO rápida);
- Anoxia: o modelo considera a redução de compostos as condições de nível zero de oxigênio. Além disso, o processo de desnitrificação é modelado com uma reação de primeira ordem em que se pronuncia em baixas concentrações de oxigênio;
- Algas de fundo: o modelo simula explicitamente as algas de fundo. Essas algas são utilizadas no cálculo estequiométrico;
- Inibição de luz: a inibição de luz é calculada em função das algas, detritos e sólidos inorgânicos;

- pH: o pH do rio é simulado com base nas variáveis de alcalinidade e carbono inorgânico total;
- Patógenos: é simulado um patógeno genérico. A remoção dos patógenos é determinada em função da temperatura, luz e sedimentação.

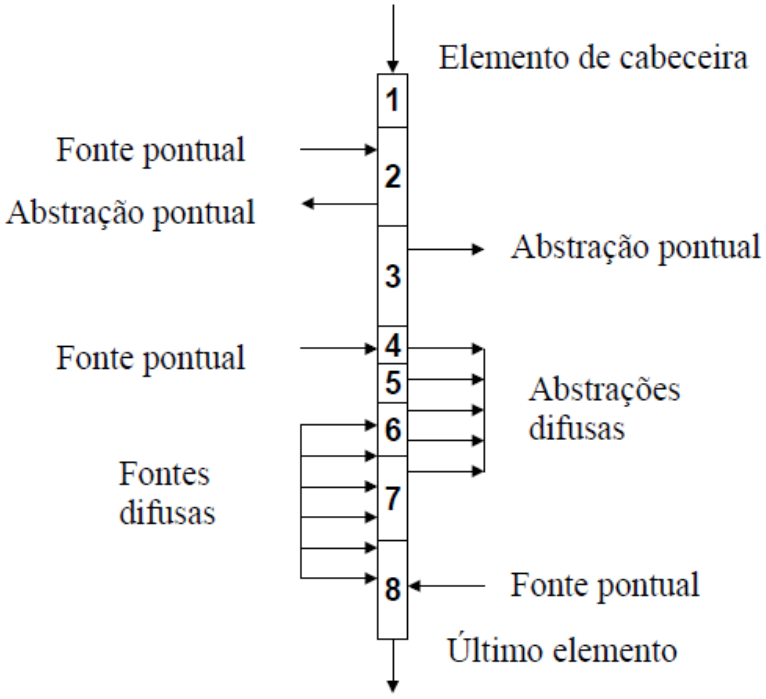
Comparando os modelos QUAL2Kw e QUAL2K, alguns aspectos os diferenciam:

- Interação água-sedimento: os fluxos de nutrientes e oxigênio dissolvido ao longo do rio são simulados internamente, ao invés de serem prescritos pelo usuário, ou seja, são simulados em função da sedimentação da matéria orgânica particulada, das reações sedimentares e das concentrações das formas solúveis presentes na água;
- Metabolismo hiporréico: a palavra hiporréico significa baixo fluxo. A zona hiporréica é a região onde há mistura de águas superficiais e subterrâneas. O comportamento dessa zona e o fluxo dinâmico possuem papel fundamental no equilíbrio dos ecossistemas aquáticos.
- Calibração automática: um algoritmo genético denominado AG é incluído no modelo QUAL2kw para determinar os melhores parâmetros e constantes cinéticas auxiliando no ajuste do modelo em comparação aos dados medidos;
- Pacote estatístico: o modelo apresenta na sua formulação o índice REMQ (Raiz do Erro Médio Quadrático) que avalia a eficiência de simulação do modelo.

O modelo QUAL2Kw é uma ferramenta útil para auxiliar na gestão da qualidade da água de rios, fornecendo suporte na tomada de decisões e na previsão de cenários futuros que propiciem a melhoria da qualidade da água (KANNEL *et al*., 2011; SHARMA; KANSAL, 2013; VIEIRA *et al*., 2013). O modelo QUAL2Kw representa um rio como uma série de trechos. Cada trecho representa um comprimento do rio com características hidráulicas constantes (por exemplo, declividade, largura de fundo, etc.).

Conforme ilustrado na Figura 5, os trechos são numerados em ordem crescente, começando na cabeceira da haste principal do rio. As fontes pontuais e difusas e as retiradas (abstrações) pontuais e difusas podem ser posicionadas em qualquer lugar ao longo do comprimento do canal. Os tributários não são modelados explicitamente, mas são representados como fontes pontuais.

Figura 5 – Esquema de segmentação do modelo QUAL2Kw

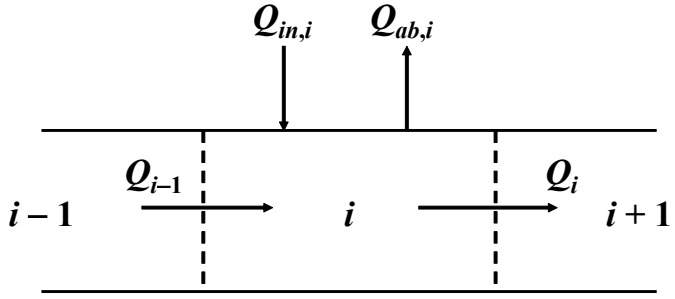


Fonte: Adaptado de PELLETIER e CHAPRA, 2008

2.6.5.1 Balanço de Vazão

Um balanço de massa é feito para cada trecho do rio, sendo o regime de escoamento considerado permanente, como ilustrado pela Figura 6 (PELLETIER ; CHAPRA, 2008).

Figura 6 – Esquema de balanço de vazão em um trecho i



Fonte: PELLETIER e CHAPRA, 2008

A Equação 1 apresenta o cálculo para a vazão de saída do trecho i (PELLETIER ; CHAPRA, 2008):

$$Q_i = Q_{i-1} + Q_{in,i} - Q_{out,i} - Q_{ab,i} \quad (1)$$

Em que:

Q_i : vazão de saída do trecho i e de entrada do trecho i+1 a jusante (m^3/d);

Q_{i-1} : vazão de saída do trecho i-1 a montante do trecho i (m^3/d);

$Q_{in,i}$: vazão de entrada no trecho i por fontes pontuais e/ou difusas (m^3/d);

$Q_{ab,i}$: vazão de abstração do trecho i por fontes pontuais e/ou difusas (m^3/d).

O balanço geral da vazão de entrada por fontes pontuais e/ou difusas é dado pela Equação 2 (PELLETIER ; CHAPRA, 2008):

$$Q_{in,i} = \sum_{j=1}^{psi} Q_{ps,i,j} + \sum_{j=1}^{npsi} Q_{nps,i,j} \quad (2)$$

Em que:

$Q_{ps,i,j}$: vazão de entrada no trecho i (m^3/d) – fonte pontual j;

psi : número total de fontes pontuais no trecho i;

$Q_{nps,i,j}$: vazão de entrada no trecho i (m^3/d) – fonte difusa j;

npsi : numero total de fontes difusas no trecho i.

O balanço geral da vazão de abstração por fontes pontuais e/ou difusas é dado pela Equação 3 (PELLETIER ; CHAPRA, 2008):

$$Q_{ab,i} = \sum_{j=1}^{pai} Q_{pa,i,j} + \sum_{j=1}^{npai} Q_{npa,i,j} \quad (3)$$

Em que:

$Q_{pa,l,j}$: vazão de abstração no trecho i (m^3/d) – fonte pontual j;

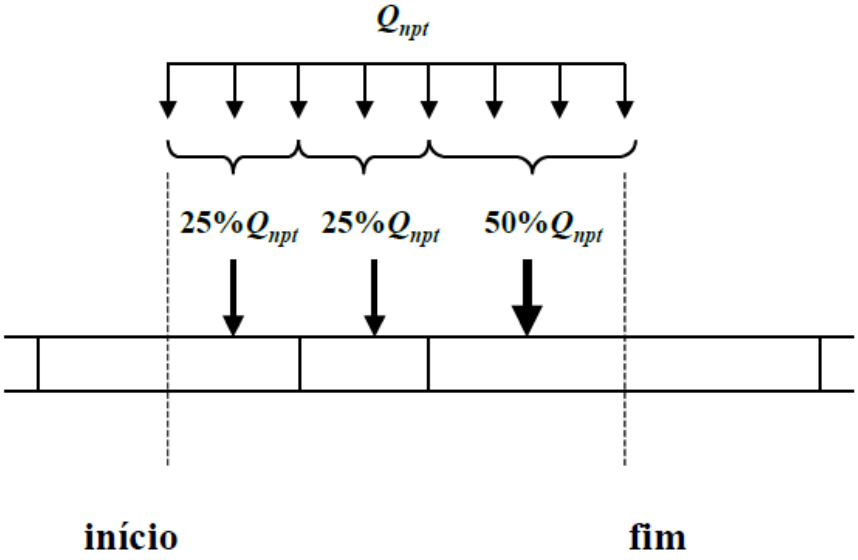
pa,i: número total de abstrações pontuais no trecho i;

$Q_{npa,i,j}$: vazão de abstração no trecho i (m^3/d) – fonte difusa j;

npa,i : número total de abstrações difusas no trecho i.

As fontes e abstrações não pontuais (cargas difusas) são modeladas como fontes lineares. Conforme a Figura 7, as fontes ou abstrações não pontuais são delimitadas pelos seus pontos de início e fim e a vazão é distribuída para cada trecho de forma ponderada.

Figura 7 – Representação das cargas difusas no modelo QUAL2Kw



Fonte: PELLETIER e CHAPRA, 2008

2.6.5.2 Características Hidráulicas

No modelo QUAL2Kw, a vazão, a velocidade e a profundidade de cada trecho podem ser determinadas pelos métodos: vertedouros, curva-chave ou equação de *Manning* (PELLETIER ; CHAPRA, 2008).

- Curva-Chave

As equações de potência podem ser utilizadas para relacionar a velocidade e a profundidade em função da vazão para cada trecho.

Dessa forma, a velocidade e a profundidade podem ser calculadas pelas Equações 4 e 5, respectivamente:

$$U = aQ^b \quad (4)$$

$$H = \alpha Q^{\beta} \quad (5)$$

Em que a, b, α e β são coeficientes empíricos que são determinados a partir das curvas de velocidade-vazão e curva-chave respectivamente. Os valores de velocidade e profundidade podem então ser empregados para determinar a área da seção transversal e a largura, conforme as equações 6 e 7.

$$A_c = \frac{Q}{U} \quad (6)$$

$$B = \frac{A_c}{H} \quad (7)$$

Os valores de b e β possuem valores típicos e são apresentados no Quadro 6.

Quadro 6 – Valores típicos para os expoentes das curvas-chave

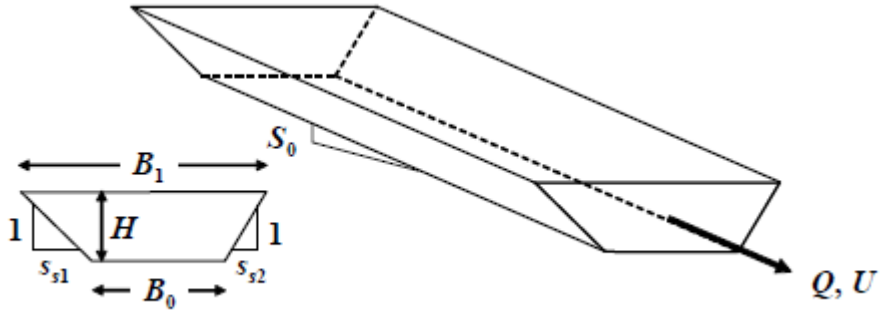
Equação	Expoente	Valor típico	Faixa
$U = aQ^b$	b	0,43	0,4 – 0,6
$H = \alpha Q^{\beta}$	β	0,45	0,3 – 0,5

Fonte: Adaptado de PELLETIER e CHAPRA, 2008

- Equação de *Manning*

Cada trecho do rio é definido como um canal trapezoidal, conforme a Figura 8.

Figura 8 – Esquema de representação do canal trapezoidal para determinação de vazão pela equação de Manning



Fonte: Adaptado de PELLETIER e CHAPRA, 2008

A equação de *Manning* é representada pela Equação 8.

$$Q = \frac{{S_0}^{1/2}}{n}\frac{{A_c}^{5/3}}{P^{2/3}} \quad (8)$$

Em que:

Q: vazão (m^3/s);

S_0:declividade do rio (m/m);

n: coeficiente de rugosidade de Manning;

A_c: área molhada (m^2);

P: perímetro molhado (m).

A área molhada é calculada pela Equação 9.

$$A_c = [B_0 + 0{,}5(s_{s1} + s_{s2})H]H \quad (9)$$

Em que:

B_0 : largura inferior (m);

s_{s1} e s_{s2} : as duas inclinações laterais, como mostrado na Figura 8 (m / m);

H : profundidade (m).

O perímetro molhado é calculado pela Equação 10.

$$\mathrm{P} = B_0 + H\sqrt{s^2{}_{s1}} + 1 + H\sqrt{s^2{}_{s2}} \quad (10)$$

Depois de substituir as Equações (9) e (10) na Equação (8), o cálculo pode ser resolvido iterativamente por meio da profundidade, conforme a Equação 11.

$$H_k = \frac{Qn^{3/5}\left(B_0 + H_{k-1}\sqrt{s^2{}_{s1}} + H_{k-1}\sqrt{s^2{}_{s1}}\right)^{2/5}}{S^{3/10}\left[B_0 + 0{,}5(s_{s1}+s_{s2})H_{k-1}\right]} \quad (11)$$

Em que: k = 1, 2,…, n, onde n = o número de iterações. Uma suposição inicial de $H_0 = 0$ é empregada. O método é encerrado quando o erro estimado atinge um valor abaixo de 0,001%. O erro estimado é calculado pela Equação 12.

$$\varepsilon_a = \left|\frac{H_{k+1}-H_k}{H_{k+1}}\right| 100\% \quad (12)$$

Os valores do coeficiente de *Manning* (n) geralmente variam com o fluxo e a profundidade (GORDON *et al*., 1992 *apud* PELLETIER; CHAPRA, 2008). À medida que a profundidade diminui com baixo fluxo, a rugosidade relativa geralmente aumenta. Os valores típicos de n variam entre 0,015 para canais suaves e 0,15 para canais naturais ásperos, que são representativos nas condições em que o fluxo está na capacidade máxima (ROSGEN, 1996 *apud* PELLETIER; CHAPRA, 2008). As condições críticas de profundidade para avaliar a qualidade da água geralmente são muito menores que a profundidade de extravasamento, e a rugosidade relativa pode ser muito maior. A Tabela 1 apresenta valores sugeridos do coeficiente de *Manning* para diversos tipos de canais abertos.

Tabela 1 – Valores sugeridos do coeficiente de rugosidade de *Manning*

Material	**n**
Canais artificiais	
Concreto	0,012
Fundo de pedras com laterais de:	
Concreto	0,020
Pedra coberta com argamassa	0,023
Pedras soltas no leito do canal	0,033
Canais naturais	
Limpo e reto	0,030
Limpo e sinuoso	0,040
Com vegetação, poças e sinuoso	0,050
Com arbustos, madeira	0,100

Fonte: Adaptado de CHOW, 1959 *apud* PELLETIER; CHAPRA, 2008

2.6.5.3 Constituintes do modelo e balanço geral de massa

Os dados de entrada necessários para simulação, utilizando esse modelo são: vazões, coeficientes de taxa de reação, comprimento do rio, elevações, geometria hidráulica e parâmetros climáticos. O modelo é capaz de simular 19 parâmetros de qualidade da água que estão apresentados no Quadro 7. Os constituintes com subscrito “1” são referentes a coluna d’ água e com subscrito “2” são relativos a zona hiporréica (PELLETIER ; CHAPRA, 2008).

Quadro 7 – Parâmetros de qualidade da água simulados pelo modelo QUAL2Kw

Parâmetros	**Símbolo**	**Unidade***
Condutividade Elétrica	s_1, s_2	siemens
Sólidos Inorgânicos Suspensos	$m_{i,1}$, $m_{i,2}$	mgD/L
Oxigênio Dissolvido	o_1, o_2	mgO_2/L
DBO Lenta	$c_{s,1}$, $c_{s,2}$	mg O_2/L
DBO Rápida	$c_{f,1}$, $c_{f,2}$	mg O_2/L
Nitrogênio Orgânico	$n_{o,1}$, $n_{o,2}$	μgN/L
Nitrogênio Amoniacal	$n_{a,1}$, $n_{a,2}$	μgN/L
Nitrato	$n_{n,1}$, $n_{n,2}$	μgN/L
Fósforo Orgânico	$p_{o,1}$, $p_{o,2}$	μgP/L
Fósforo Inorgânico	$p_{i,1}$, $p_{i,2}$	μgP/L
Fitoplânctons	$a_{p,1}$, $a_{p,2}$	μgA/L
Detritos	$m_{o,1}$, $m_{o,2}$	mgD/L
Patógenos	x_1, x_2	cfu/100 mL
Variável Genérica	gen_1, gen_2	Definido pelo usuário
Alcalinidade	Alk_1, Alk_2	mg$CaCO_3$/L
Carbono Inorgânico Total	$c_{T,1}$, $c_{T,2}$	mol/L
Algas de Fundo	a_b,a_h	gD/m^2
Nitrogênio por algas de fundo	IN_b	mgN/m^2
Fósforo por algas de fundo	IP_b	mgP/m^2

Fonte: Adaptado de PELLETIER e CHAPRA, 2008

*Os termos D, C, N, P e A se referem a peso seco, carbono, nitrogênio, fósforo e clorofila a, respectivamente. O termo cfu significa unidade formadora de colônias, que é uma medida de números bacterianos.

Para todas as variáveis, exceto as algas de fundo, um balanço de massa é descrito pela Equação 13 e representado pela Figura 9.

$$\frac{dc_i}{dt} = \frac{Q_{i-1}}{V_i} c_{i-1} - \frac{Q_i}{V_i} c_i - \frac{Q_{ab,i}}{V_i} c_i + \frac{E'_{i-1}}{V_i}(c_{i-1} - c_i) + \frac{E'_i}{V_i}(c_{i+1} - c_i) + \frac{W_i}{V_i} + S_i + \frac{E'_{hyp,i}}{V_i}(c_{2,i} - c_i) \quad (13)$$

Em que:

Wi : carga externa do componente no trecho i (g/d ou mg/d),

Si: fontes e abstrações do componente devido às reações e mecanismos de transferência de massa (g/m³/d ou mg/m^3/d).

dt= tempo translado e não o tempo transcorrido, uma vez que o modelo é de fluxo permanente.

A troca de massa entre a superfície da água e a zona de sedimento é dada pela troca de vazões no elemento *i*, sendo:

$E'_{hyp,i}$: vazão (m^3/d) e pela diferença da concentração na superfície de água (c_i) e da zona de sedimento ($c_{2,i}$).

As cargas externas são calculadas a partir da Equação 14 :

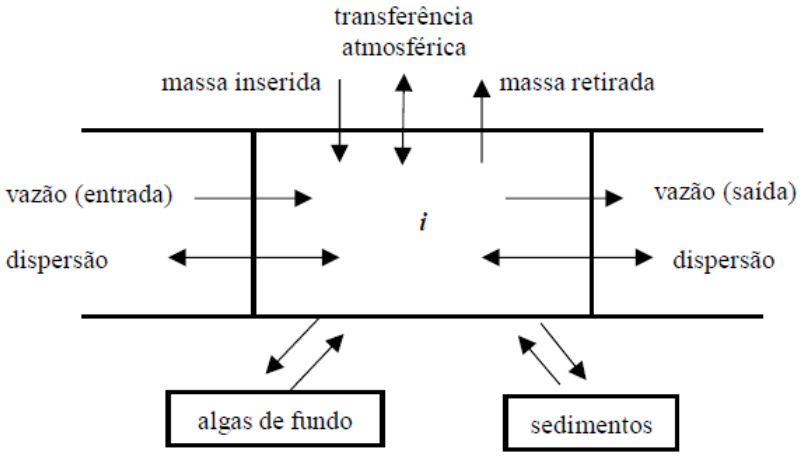
$$W_i = \sum_{j=1}^{psi} Q_{ps,i,j}\, c_{ps,i,j} + \sum_{j=1}^{npsi} Q_{nps,i,j}\, c_{nps,i,j} \quad (14)$$

Em que:

$c_{ps,i,j}$: j-ésima concentração da fonte pontual no trecho i (mg/L ou µg/L);

$c_{nps,i,j}$: j-ésima concentração da fonte difusa no trecho i (mg/L ou µg/L).

Figura 9 – Representação do balanço de massa no modelo QUAL2Kw



Fonte: Adaptado de PELLETIER e CHAPRA, 2008

Para algas de fundo, os termos de transporte e carregamento são obtidos pelas Equações 15 a 17.

$$\frac{da_{b,i}}{dt} = S_{b,i} \quad (15)$$

$$\frac{dIN_b}{dt} = S_{bN,i} \quad (16)$$

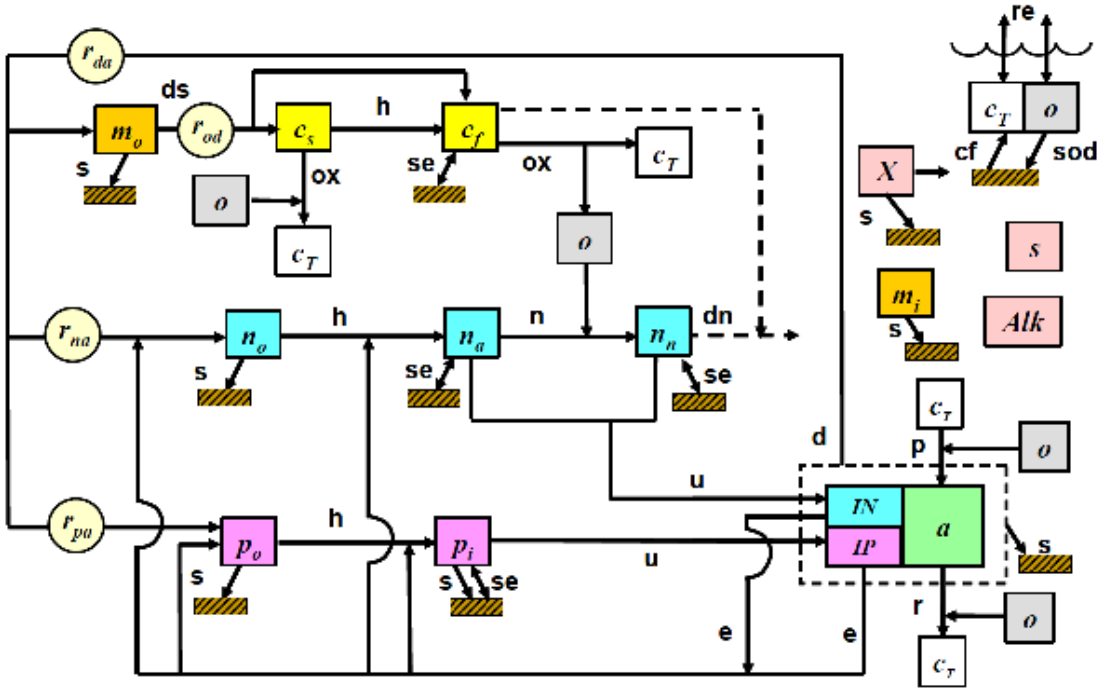
$$\frac{dIP_b}{dt} = S_{bP,i} \quad (17)$$

Em que: $S_{b,i}$: fontes e sumidouros de biomassa de algas devido a reações [mgA /m^2 /d], $S_{bN,i}$: fontes e sumidouros de nitrogênio de algas devido a reações [mgN/ m^2 /d] e $S_{bP,i}$: fontes e sumidouros de fósforo de algas do fundo devido a reações [mgP / m^2 / d].

A Figura 10 apresenta as fontes e abstrações para as variáveis de estado, com exceção das concentrações internas de nitrogênio e fósforo nas algas de fundo. Os processos cinéticos são a dissolução (ds), hidrólise (h), oxidação (ox), nitrificação (n), desnitrificação (dn), fotossíntese (p), respiração (r), excreção (e), morte (d), respiração/excreção (rx). Os processos de transferência de massa são a reaeração (re), a sedimentação (s), a demanda de oxigênio do sedimento (SOD), a transferência de sedimentos (se) e o fluxo de carbono inorgânico dos sedimentos (cf). Além destas variáveis de estado, o modelo computa variáveis compostas como o carbono orgânico total, nitrogênio total, fósforo total, nitrogênio *Kjeldahl* e sólidos

suspensos totais que também são incluídas na calibração (PELLETIER ; CHAPRA, 2008).

Figura 10– Modelagem cinética e processos de transferência de massa



Fonte: PELLETIER e CHAPRA, 2008

2.6.5.4 Cinética de desoxigenação

O decréscimo de oxigênio dissolvido é evidenciado como o principal efeito ecológico da poluição orgânica em um corpo d' água. Esse decaimento remete à Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO), sendo expressa por $DBO_5^{20ºC}$, ou seja, a quantidade de oxigênio necessária para degradação da matéria orgânica pelos microrganismos em um período de 5 dias, a uma temperatura de 20ºC (von SPERLING, 2014).

A Equação 18 representa a progressão da DBO remanescente:

$$\frac{dL}{dt} = -K_1 . L \qquad (18)$$

Em que:

L: concentração de DBO remanescente (mg/L)

t: tempo (dia)

K_1 :coeficiente de desoxigenação (dia^{-1})

A integração da equação diferencial de primeira ordem 18 resulta na Equação 19:

$$L = L_o . e^{-K_1 . t} \qquad (19)$$

Em que:

L: DBO remanescente em um tempo t qualquer (mg/L)

L_o: DBO remanescente em t=0 (mg/L)

O coeficiente de desoxigenação K_1 varia em função das características da matéria orgânica, temperatura e da presença de substâncias inibidoras. Uma taxa de degradação mais lenta pode ser encontrada em efluentes tratados, por exemplo, uma vez que a maior parte da matéria orgânica já foi removida (BARROS *et al*., 2011). A Tabela 2 apresenta os valores médios de K_1, obtidos em condições de laboratório.

Tabela 2 – Valores médios de K_1 em condições de laboratório (base e, 20ºC)

Origem	**K_1 (dia^{-1})**
Esgoto bruto concentrado	0,35 – 0,45
Esgoto bruto de baixa concentração	0,30 – 0,40
Efluente primário	0,30 – 0,40
Efluente secundário	0,12 – 0,24
Curso d' água com águas limpas	0,08 – 0,20

Fonte: Adaptado de FAIR *et al.* (1973) e ARCEIVALA (1981) *apud* von SPERLING (2014)

2.6.5.5 Cinética de reaeração

A reaeração consiste na taxa de transferência do oxigênio da atmosfera para a água. Esse processo é determinado pela equação diferencial de primeira ordem, descrita pela Equação 20 (von SPERLING, 2014).

$$\frac{dD}{dt} = -K_2 . D \quad (20)$$

Em que:

D: déficit de oxigênio dissolvido, ou seja, a diferença entre a concentração de saturação (C_s) e a concentração existente em um tempo t (C) (mg/L)

t: tempo (dia)

K_2: coeficiente de reaeração (base e) (dia^{-1})

A integração da Equação 20 resulta na Equação 21:

$$D = D_o . e^{-K_2 . t} \quad (21)$$

Há três métodos para estimar o valor do coeficiente de reaeração K_2: valores médios tabelados, valores em função das características hidráulicas do corpo d'água e valores correlacionados com a vazão do curso d'água. Os métodos empíricos baseados em características hidráulicas do curso d'água (profundidade, velocidade) são uma prática frequente no âmbito da modelagem do oxigênio dissolvido, pelo fato de poderem ser aplicados em diversas condições de vazão e na impossibilidade de se medir diretamente este coeficiente, torna-se uma alternativa prática (von SPERLING, 2014).

A Tabela 3 apresenta os valores típicos de K_2.

Tabela 3 – Valores típicos de K_2 (base e, 20º C)

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

Fonte: Adaptado de von SPERLING (2014).

Nota: rios rasos: profundidade inferior a cerca de 1,0 ou 1,5 m; rios profundos: profundidade superior a cerca de 1,0 ou 1,5 m.

É importante ressaltar que os valores constantes nessa tabela são usualmente menores do que os obtidos pelos outros métodos. Entretanto, em algumas situações (rios não profundos), os valores tabelados apresentaram em melhores ajustes a dados medidos de OD do que os valores medidos pelas fórmulas hidráulicas.

Diversas são as fórmulas conceituais e empíricas, que relacionam K_2 com a profundidade e a velocidade do curso d'água. No entanto, na Tabela 4, apresentam-se três das principais fórmulas que são as mais utilizadas de acordo com Chapra (1997), com faixas de atuação que se complementam e com dados de entrada facilmente obtidos.

Tabela 4 – Valores do coeficiente K_2 (d^{-1}) segundo modelos baseados em dados hidráulicos do curso d´ água (base e, 20ºC)

Pesquisador	Fórmula	Faixa de aplicação aproximada
O' Connor & Dobbins (1958)	$3{,}93.\ U^{0,5} \cdot H^{-1,5}$	0,6m ≤ H < 4,0m 0,05m/s ≤ U < 0,8m/s
Churchill *et al.* (1962)	$5{,}0.\ U^{0,97}.\ H^{-1,67}$	0,6m ≤ H < 4,0m 0,8m/s ≤ U < 1,5m/s
Owens *et al.* (*apud* Branco, 1978; Chapra,1997)	$5{,}3.\ U^{0,67}.\ H^{-1,85}$	0,1m ≤ H < 0,6m 0,05m/s ≤ U < 1,5m/s

Fonte: Adaptado de von SPERLING , 2014

Notas: U= velocidade do curso d' água (m/s); H altura da lâmina d' água (m)

O método de determinação de K_2 por meio da correlação com a vazão é feito por meio de fórmulas hidráulicas, apresentadas na tabela 5, para cada par de valores de u e H da série histórica de dados fluviométricos. Em seguida, efetua-se uma análise de regressão entre os valores de K_2 obtidos e os respectivos valores da vazão Q. A relação entre K_2 e Q pode ser descrita pela Equação 22, onde *m* e *n* são coeficientes de ajuste (von SPERLING, 2014).

$$K_2 = mQ^n \qquad (22)$$

Esse método apresenta a vantagem de se obter o coeficiente de reaeração para quaisquer condições de vazão, independente do conhecimento da profundidade e velocidade.

A Tabela 5 apresenta alguns valores de coeficiente *m* e *n* para diversos cursos d' água da RMBH. Para esse estudo, utilizou-se a média desses valores.

Tabela 5 – Valores dos coeficientes m e n para diversos cursos d' água da RMBH (período seco)

Estação Fluviométrica	*m*	*n*
Rio das Velhas em Rio Acima	16,58	-0,38
Rio das Velhas em Honório Bicalho	13,79	-0,32
Rio das Velhas a jusante do Ribeirão Sabará	5,44	-0,23
Rio das Velhas em Pinhões	17,00	-0,46
Rio das Velhas em Ponte Raul Soares	67,99	-0,87
Média	**24,16**	**0,45**

Fonte: Adaptado de von SPERLING (2014).

Nessa pesquisa, utilizou os valores de coeficiente de reaeração da Tabela 3 e do método da vazão, devido à disponibilidade de dados.

2.7 MEDIDAS ESTRUTURAIS

Conforme mencionado anteriormente, um dos objetivos dessa pesquisa é simular cenários futuros que promovam intervenções estruturais para a melhoria da qualidade da água na Bacia do Rio das Velhas. Sendo assim, torna-se importante discorrer sobre o conceito dessa medida.

Segundo o Plano Nacional de Saneamento Básico – PLANSAB (2010), medidas estruturais são aquelas relacionadas a intervenções físicas, tais como: obras de esgotamento sanitário, abastecimento de água potável, manejo de resíduos sólidos e de águas pluviais. Essas intervenções visam suprir o déficit de cobertura desses serviços bem como proteger a população do ponto de vista epidemiológico e sanitário.

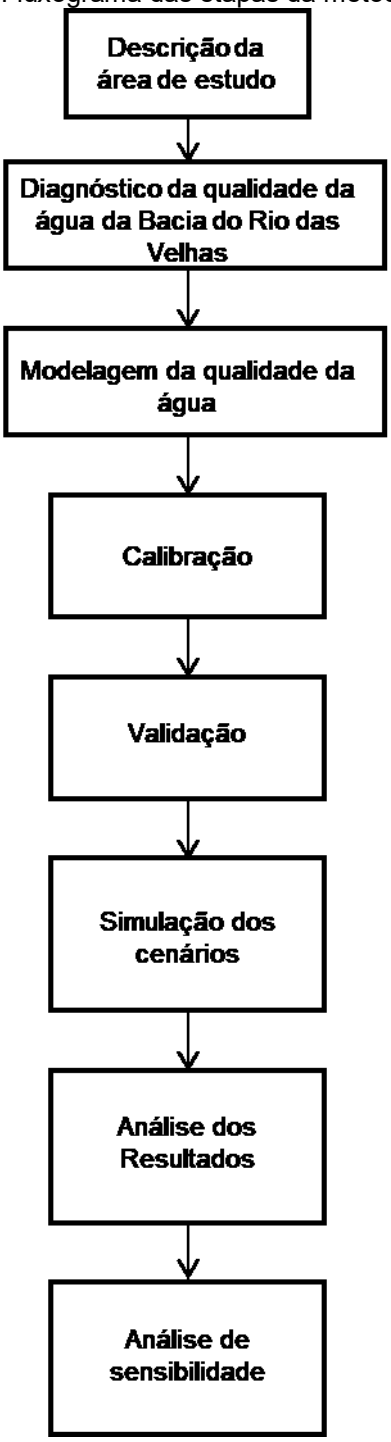
3 MATERIAIS E MÉTODOS

Nesse capítulo será apresentada a metodologia deste trabalho. Anteriormente a isso, tem-se o enquadramento metodológico desta pesquisa e a metodologia da revisão sistemática de estudos de modelagem de qualidade da água de rios.

Na sequência são apresentadas as etapas do método desta pesquisa. Primeiramente têm-se as principais características da área de estudo. Posteriormente, um diagnóstico da qualidade da água do Rio das Velhas. Em seguida, foram realizados os procedimentos de modelagem do Rio das Velhas, incluindo as etapas de calibração e validação, descrição dos cenários, análise de resultados e análise de sensibilidade.

A Figura 11 apresenta um fluxograma com essas etapas.

Figura 11 – Fluxograma das etapas da metodologia



3.1 ENQUADRAMENTO METODOLÓGICO DA PESQUISA

De acordo com Silva e Menezes (2005) e Kauark, Manhães e Medeiros (2010), uma pesquisa pode ser classificada do ponto de vista de sua natureza, abordagem do problema, objetivos e procedimentos técnicos.

A pesquisa apresentada neste trabalho é de natureza aplicada, uma vez que se destina à simulação da qualidade da água do Rio das Velhas, de forma a auxiliar na

gestão da bacia, possuindo assim uma aplicação prática e dirigida à solução de problemas específicos e de interesse local.

Com relação à forma de abordagem do problema, a pesquisa se enquadra tanto na classificação quantitativa quanto qualitativa, pois apresenta os valores de forma numérica, para comparação com a legislação e em termos de melhoria ou não da qualidade da água.

De acordo com os objetivos dessa pesquisa, ela pode ser classificada como explicativa uma vez que apresenta os principais problemas de poluição do Rio das Velhas bem como a proposição de alternativas de intervenções que auxiliem na melhoria da qualidade da água. Esse tipo de pesquisa tem por objetivo identificar os fatores que determinam ou contribuem para a ocorrência de fenômenos.

Do ponto de vista dos procedimentos técnicos, essa pesquisa pode ser considerada quase experimental pelo fato de se ter a bacia do Rio das Velhas como objeto de estudo, por realizar a simulação do Rio das Velhas a fim de analisar os parâmetros de qualidade da água e definir as formas de controle e de gestão da qualidade da água.

3.2 ESCOLHA DO MODELO

O modelo utilizado para a simulação da qualidade da água foi o QUAL2Kw. De acordo com Mateus *et al*. (2018), os critérios para a escolha de um modelo são baseados na metodologia ScoRE (escopo, registro e experiência do usuário). Do ponto de vista de escopo o QUAL2Kw é um modelo utilizado para simulação de ambientes lóticos e é unidimensional, tornando-se de mais simples utilização. É um modelo amplamente utilizado como pode ser visto na revisão de literatura desse presente trabalho e é um programa de domínio público. Além disso, apresenta uma interface amigável facilitando sua utilização pelo usuário.

Diante do exposto, o modelo QUAL2Kw se apresenta como adequado para simulação da qualidade da água do Rio das Velhas por ser capaz de simular os parâmetros necessários, ser de simples utilização e não exigir uma grande quantidade de dados de entrada.

Para a simulação por meio do modelo QUAL2Kw foi utilizado um computador com processador Intel(R) Celeron(R) N4100 CPU @ 1.10GHz , memória RAM de 4 GB e sistema operacional de 64 bits. Esse computador constava com o software

Microsoft Excel 2010, uma vez que a interface do modelo é executada nesse programa.

3.3 DESCRIÇÃO DA ÁREA DE ESTUDO

A Bacia do Rio das Velhas está localizada, em sua totalidade, no estado de Minas Gerais, entre as latitudes 17º 15' Sul e 20º 25' Sul e longitudes 43º 25' Oeste e 44º 50' Oeste. O Rio das Velhas tem sua nascente principal na cachoeira das Andorinhas, no município de Ouro Preto, numa altitude de aproximadamente 1.500 metros. Toda a bacia compreende uma área de 27.850 km^2, nos quais o rio principal percorre uma distância de 806,84 km, desaguando no rio São Francisco em barra do Guaicuí, distrito de Várzea da Palma. A Bacia do Rio das Velhas corresponde à Unidade de Planejamento e Gestão de Recursos Hídricos (UPGRH) SF5 da Bacia do Rio São Francisco (PDRH RIO DAS VELHAS, 2015).

De acordo com o Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística - IBGE (2010), a população da Bacia do Rio das Velhas é de aproximadamente 4,8 milhões de habitantes, distribuídos em 51 municípios cortados pelo rio e seus afluentes.

A Bacia do Rio das Velhas é subdividida em Alto, Médio e Baixo Velhas (COSTA, 2008).

- **Alto Velhas**: onde fica concentrada toda a região do Quadrilátero Ferrífero conhecida por sua grande importância econômica e social. A parte sul da região é delimitada pela cidade de Ouro Preto e a parte norte tem como limite as cidades de Belo Horizonte, Contagem e Sabará. O limite ao leste é pela Serra da Piedade, localizada na cidade de Caeté.
- **Médio Velhas**: o limite dessa região ao norte se dá pelo rio Paraúna, principal tributário do rio das Velhas. A partir desse rio segue-se para oeste encontrando ao norte do córrego Salobinho, até as cidades de Corinto e Curvelo.
- **Baixo Velhas**: abrange, ao sul, a linha divisória entres as cidades de Curvelo (somente o distrito de Thomas Gonzaga), Corinto, Gouveia, Monjolos e Presidente Kubitscheck, e, ao norte , os municípios de Joaquim Felício, Buenópolis, Várzea da Palma e Pirapora.

Essa divisão da Bacia do Rio das Velhas é representada no Anexo A.

O uso do solo na bacia é dividido em duas categorias: a primeira vinculada à ação antrópica, tais como atividades de mineração, silvicultura, agropecuária, agricultura irrigada, área urbana e queimada. A segunda denominada de cobertura natural abrange elementos naturais, como por exemplo, afloramento rochoso, hidrografia, vegetação arbórea e arbustiva (PDRH RIO DAS VELHAS, 2015).

A Tabela 6 apresenta a distribuição do uso e ocupação do solo da bacia e as respectivas áreas de ocupação de cada uma das classes. O Anexo B também apresenta essas informações.

Tabela 6 – Distribuição das classes de uso e cobertura do solo da bacia do Rio das Velhas

Classes	**Área Total (Km^2)**	**Área Relativa (%)**
Afloramento Rochoso	474,99	1,71
Agricultura Irrigada	73,76	0,26
Agropecuária	12.217,03	43,87
Área Urbana	813,45	2,92
Hidrografia	114,46	0,41
Mineração	56,47	0,2
Queimada	702,73	2,52
Silvicultura	827,03	2,97
Vegetação Arbórea	2.190,71	7,87
Vegetação Arbustiva	10.379,38	37,27

Fonte: PDRH, 2015

3.4 DIAGNÓSTICO DA QUALIDADE DA ÁGUA DO RIO DAS VELHAS

Para realizar o diagnóstico da qualidade da água do Rio das Velhas foram analisados os dados de monitoramento realizados pelo IGAM.

A Tabela 7 apresenta as estações de monitoramento de qualidade da água e suas respectivas descrições de localização e coordenadas.

Tabela 7 – Estações de monitoramento da qualidade da água da Bacia do Rio das Velhas

Descrição do curso d' água	Estação	Latitude (Graus decimais)	Longitude (Graus decimais)
Rio das Velhas a jusante do Ribeirão Água Suja	BV063	-19.98	-43,81
Córrego da Mina a montante do Rio das Velhas	AV320	-19.98	-43.82
Ribeirão da Prata. a montante do Rio das Velhas	AV340	-19.97	-43.8
Rio das Velhas a montante do ribeirão Sabará	BV067	-19.94	-43,83
Ribeirão Sabará próximo de sua foz no Rio das Velhas	BV076	-19.89	-43,8
Rio das Velhas a jusante do Ribeirão Sabará	BV080	-19.89	-43.83
Ribeirão Arrudas próximo de sua foz no Rio das Velhas	BV155	-19.88	-43.86
Rio das Velhas logo a jusante do Ribeirão Arrudas	BV083	-19.85	-43.87
Ribeirão do Onça próximo de sua foz no Rio das Velhas	BV154	-19.82	-43.88
Rio das Velhas logo a jusante do Ribeirão do Onça	BV105	-19.8	-43.88
Rio das Velhas a jusante do Ribeirão da Mata	BV153	-19.71	-43.84
Rio das Velhas a jusante do aterro sanitário de Santa Luzia	SC16	-19.72	-43.82
Ribeirão da Mata próximo de sua foz no Rio das Velhas	BV130	-19.7	-43.88
Rio Taquaraçu próximo de sua foz no Rio das Velhas	BV135	-19.61	-43.78
Rio das Velhas na Ponte Raul Soares, em Lagoa Santa	BV137	-19.54	-43.9
Rio das Velhas no Parque do Sumidouro em Lagoa Santa	BV138	-19.53	-43.93
Rio das Velhas a jusante do Rio Jaboticatubas	BV156	-19.28	-44.01

Fonte: Adaptado de IGAM, 2018

Os períodos de dados analisados nesta etapa foram o 2º e 3º trimestres de 2018,2019, 2020 e 2º trimestre 2021 (até o momento da elaboração dessa pesquisa não havia disponível os dados do 3º trimestre de 2021). É importante ressaltar que para esse estudo optou-se por utilizar os dados referentes ao período seco da Bacia do Rio das Velhas (entre os meses de abril e setembro) para a validação. Dessa forma, todos os resultados das simulações serão com base nesse período, com o objetivo de avaliar a qualidade da água em sua pior situação, no período de estiagem.

Os parâmetros de qualidade da água utilizados no diagnóstico foram: Oxigênio Dissolvido (OD) e Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO), Esses parâmetros foram comparados com a resolução CONAMA 357/05 (âmbito federal) e COPAM/CERH-MG 01/08 (âmbito estadual), para avaliar o atendimento à legislação ambiental de acordo com a classe do corpo d´água.

Além disso, foi realizado um diagnóstico da carga orgânica de DBO nas principais cidades da área de estudo: Belo Horizonte, Contagem, Ribeirão das Neves, Santa Luzia, Sabará, Vespasiano, Nova Lima, Esmeraldas, Caeté, Raposos, São José da Lapa e Jaboticatubas. Por meio da carga de DBO *per capita,* obtida pelo Atlas Esgoto (2013) e da população de 2019 das cidades foi obtida a carga total

de DBO por município, e também as porcentagens de esgoto com coleta e com tratamento, com coleta e sem tratamento, sem coleta e sem tratamento, obtidos por meio do SNIS 2019.

O objetivo desse procedimento foi avaliar as cidades que apresentavam maior carga de DBO não tratado que é lançado nos corpos d' água para assim propor alternativas que possibilitem a redução dessa carga orgânica.

3.5 MODELAGEM DA QUALIDADE DA ÁGUA

Esta pesquisa envolve o estudo de um trecho de 185 km do Rio das Velhas, desde a cidade de Raposos (na RMBH) até Jaboticatubas (Médio Velhas). Além disso, para os cenários hipotéticos analisados neste estudo foi simulado um trecho de 195 km desde a nascente do Ribeirão Arrudas até sua foz no Rio das Velhas e deste até a cidade de Jaboticatubas.

A Figura 12 apresenta a segmentação do Rio das Velhas. Ressalta-se que o rio foi dividido em trechos de 1 km de distância e essa representação gráfica é inviável para um trecho de 185 km. Desta forma, essa segmentação tem o intuito de apresentar o curso principal do rio e suas cargas pontuais. A segmentação do rio envolvendo o Ribeirão Arrudas e Rio das Velhas é similar ao apresentado na Figura 12, alterando apenas a montante do Ribeirão Arrudas (BV155), que representa esse afluente desde a sua nascente, como pode ser visto na Figura 13.

Figura 12 – Segmentação do trecho em estudo – Modelo Rio das Velhas

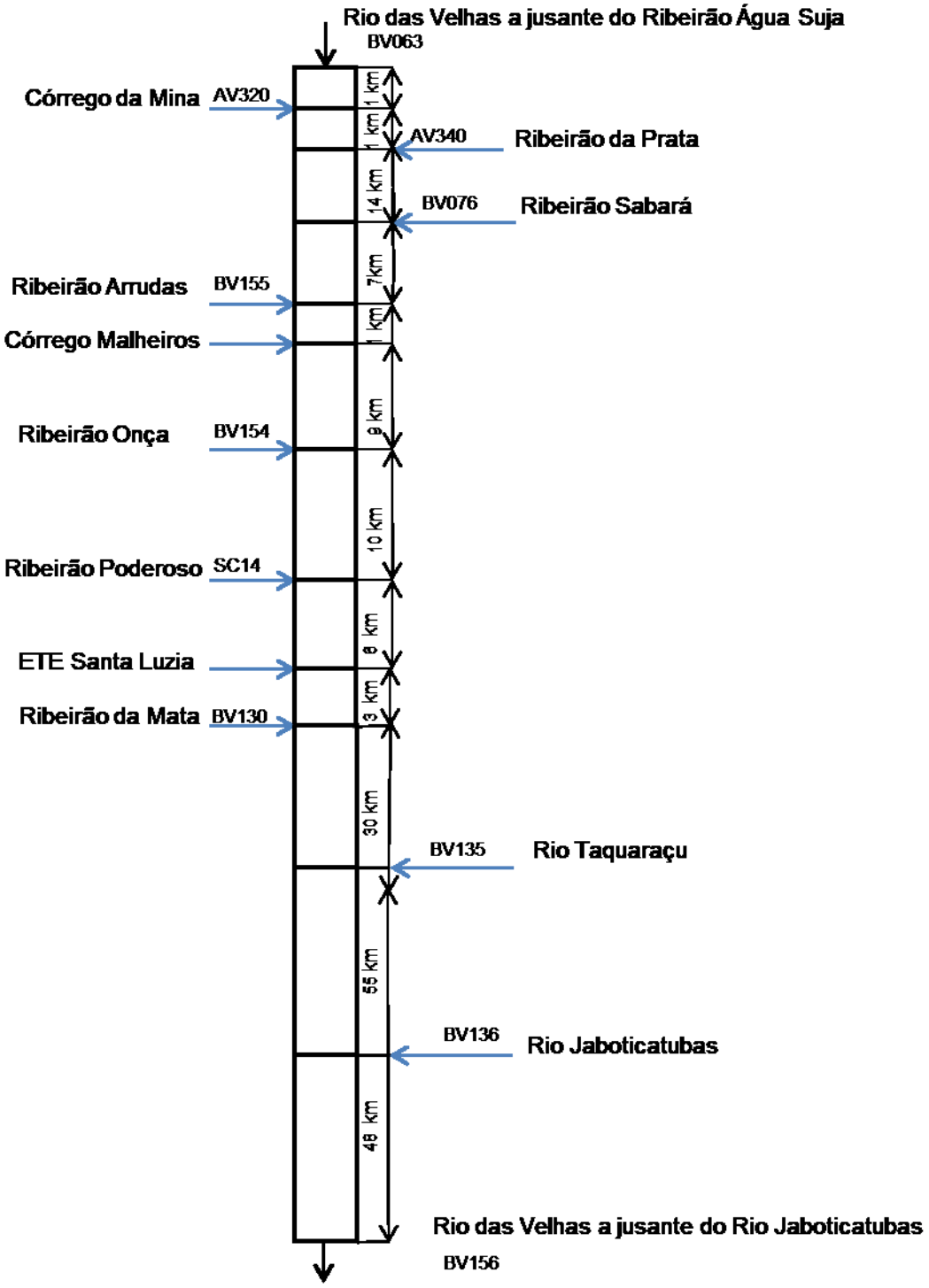
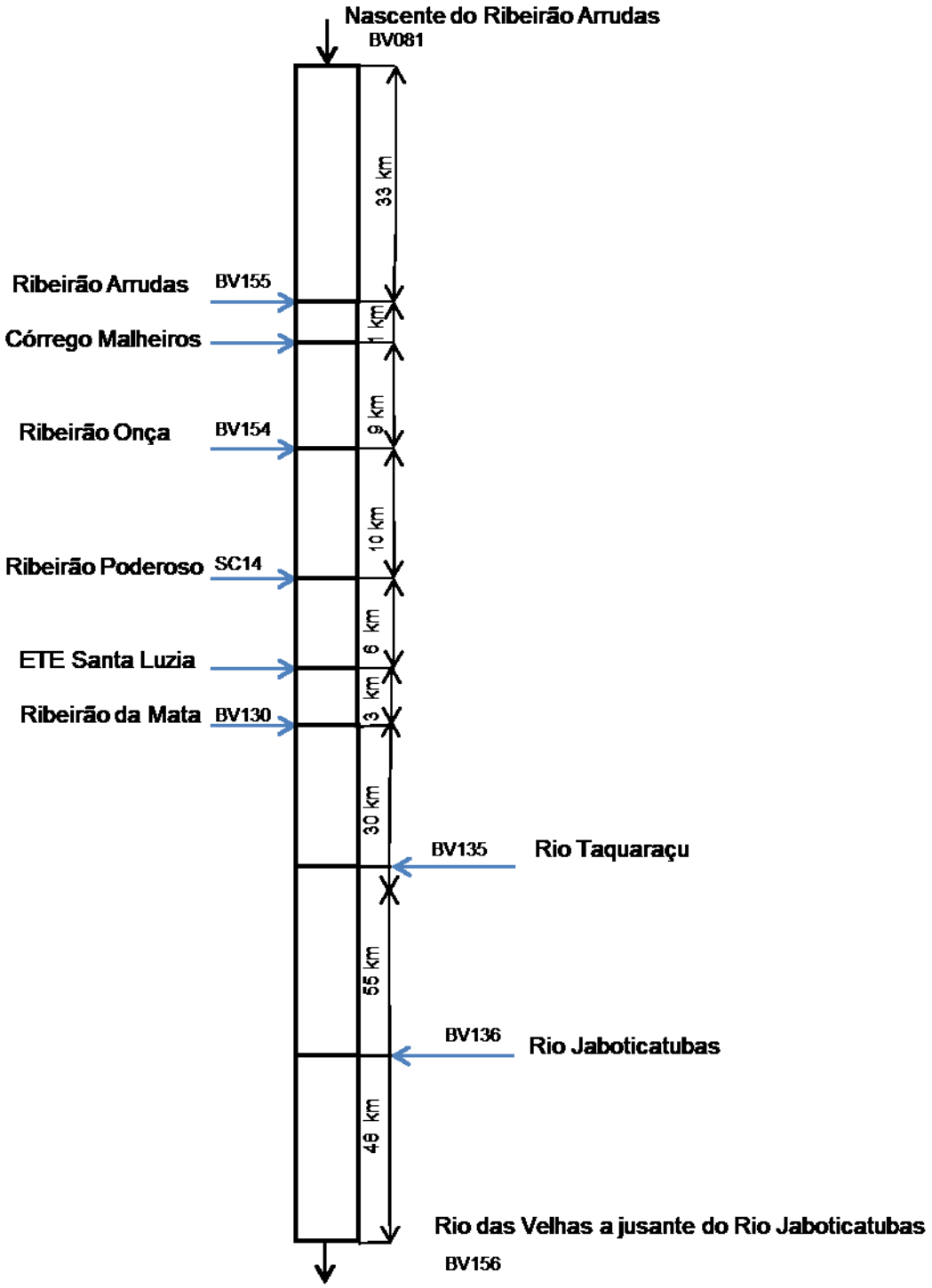


Figura 13 – Segmentação do trecho em estudo – Modelo Ribeirão Arrudas e Rio das Velhas



3.5.1 Características das seções do rio

Os dados de vazão foram obtidos por meio do estudo de regionalização de vazões, realizado pela IGAM e disponibilizado no software de Disponibilidade Hídrica de Minas Gerais (DH Minas 01/2021). Por meio desse programa, é possível obter para qualquer seção fluvial, as vazões mínimas $Q_{7,10}$; Q_{90} ; Q_{95} e a vazão média Q_{mld}, como também a área de drenagem correspondente para todas as Unidades de Planejamento e Gestão de Recursos Hídricos (UPGRH) do Estado de Minas Gerais.

A largura do rio foi determinada pelo Google Earth por meio de 10 medições para cada trecho de 1 km e com isso obteve-se a largura média, que foi utilizada na simulação. Essa medição foi realizada para o mês de junho de 2019 (período seco) usada na validação. Para avaliar se a largura do período seco poderia ser utilizada também na calibração foi feita a medição da largura em janeiro de 2019 em 10 trechos distribuídos ao longo de toda a extensão em estudo do rio e por meio do teste estatístico *T-student* verificou se estatisticamente as larguras eram iguais. Para que isso ocorra, com nível de significância de 5%, se o p valor for maior que 0,05 aceita-se a hipótese nula de que as médias são iguais, ou seja as larguras de janeiro e junho são as mesmas, estatisticamente. Se o p valor for menor que 0,05 rejeita-se a hipótese nula, logo as médias são diferentes.

Além disso, verificou-se por meio dos dados das estações fluviométricas *HidroWeb*, ferramenta integrante do Sistema Nacional de Informações sobre Recursos Hídricos (SNIRH), se as vazões do mês de janeiro e junho eram iguais. Em caso afirmativo, isso justificaria o fato das larguras serem as mesmas.

Para atestar a hipótese simplificadora de considerar a seção do rio como retangular foram elaborados os gráficos do perfil transversal de três estações (Raposos, Pinhões e Ponte Raul Soares), únicas estações localizadas no trecho em estudo com dados disponíveis. Por meio desse perfil transversal traçado em que a largura corresponde ao eixo x e a profundidade ao eixo y, verifica se a profundidade obtida pela curva descarga está dentro da faixa de valores da qual a largura é constante. Isso foi feito para as profundidades de janeiro e junho, as quais foram comparadas de modo a avaliar se as larguras desses meses são aproximadamente iguais; o que permitiria assumir seção do rio de formato retangular.

Outro aspecto importante analisado foi a confirmação dos valores de largura obtidos pela seção transversal e os medidos no Google Earth. Os resultados desse procedimento sobre a seção do rio e a largura estão apresentados no Apêndice A.

A declividade foi obtida para cada trecho por meio do perfil de elevação do Google Earth, sendo a razão da cota inicial menos a cota final pelo comprimento do trecho. O uso desse método se apresenta como uma alternativa eficiente na determinação da largura e declividade de rios (HAN *et al*., 2019; JUNIOR; FERREIRA, 2013).

Nesta pesquisa optou-se por utilizar o método da equação de Manning para retratar as características de rugosidade da seção do rio. A escolha desse método ocorreu devido à disponibilidade de dados e por ser um método largamente utilizado em estudos de modelagem de rios (BOTTINO et al., 2010; LIMA, 2010; WEINBERG, 2018).

O valor do coeficiente de *Manning* utilizado nos trechos do Rio das Velhas e Ribeirão Arrudas (onde esse rio é aberto) foi 0,030 e para os trechos onde o Ribeirão Arrudas é canalizado o valor de n foi 0,012 de acordo com a faixa de valores usuais de cursos d'água citados por Chow (1959).

3.5.1.1 Premissas adotadas no modelo QUAL2Kw para o presente estudo

O método de integração numérica usado no modelo para resolver as equações diferenciais de cada variável de estado foi o método de Euler. Esse é um método numérico de primeira ordem que é utilizado para resolver equações diferenciais com um dado valor inicial. O objetivo do método de Euler é aproximar a solução de um problema ao valor inicial. O método ocorre de forma iterativa em passos igualmente espaçados (ÇENGEL; PALM, 2014). Esse método é largamente utilizado em estudos de modelagem de rios e por isso foi utilizado nesta pesquisa (GUEDES, 2009; MOURÃO JÚNIOR, 2010; MENDES, 2010).

As cargas difusas foram determinadas com base no coeficiente de exportação de cada parâmetro de qualidade da água associados ao uso e ocupação do solo. A Equação 23 estabelece o cálculo dessas cargas (PLANO DIRETOR DO RIO DAS VELHAS, 2015).

$$C_i = \sum(A_i \, x \, c_i) \qquad (23)$$

Em que:

C_i : carga média de cada parâmetro de qualidade de água para cada bacia de contribuição (kg/dia);

A_i : área ocupada pelas diferentes categorias de uso da terra nas bacias de contribuição (km^2);

c_i : coeficientes de exportação de cargas difusas de cada parâmetro ambiental para as diferentes categorias de uso e ocupação da terra (kg/km^2.dia).

A Tabela 8 apresenta os valores de coeficientes de exportação para cada parâmetro de qualidade de acordo com o uso do solo. Os valores em parênteses são médios.

Tabela 8 – Coeficientes de exportação em (kg/ha.ano)

Uso do Solo	**DBO**
Floresta	2 – 7 (5) [b]
Campo	6 – 7 (11,5) [b]
Urbano	28 – 96 (50) [b] 5 – 100 [c] 28 – 112 [d]
Agrícola	4 – 31 (18) [b]

Fonte: Plano Diretor do Rio das Velhas (2015)

[a] Novotny (2003); [b] Lima (1998); [c] Claphan *et al*. (1999); [d] Wurbs e James (2002); [e] Thomann e Muller (1987).

Nesta pesquisa foram utilizados os valores máximos propostos por Lima (1998) apresentados na Tabela 8, por ser o que apresenta valores para todos os usos do solo.

Para determinar a área correspondente a cada tipo de uso do solo da Bacia do Rio das Velhas, utilizou-se o programa *QGIS* 3.20.2 com os arquivos obtidos pela base de dados do Sistema Estadual de Meio Ambiente e Recursos Hídricos (SISEMA, 2021). Essa plataforma oferece os arquivos em *shapefile* (tipo de arquivo de leitura do *QGIS*), de uso e cobertura do solo, possibilitando a determinação da área ocupada pelas diferentes categorias de uso da terra da bacia e consequentemente o cálculo de carga difusa. A vazão foi calculada utilizando a vazão específica ($l/s.km^2$), encontrada no plano diretor do Rio das Velhas.

Para facilitar a contabilização das cargas poluidoras no Rio das Velhas foram modelados 33 km do Ribeirão Arrudas, desde a nascente a sua foz no Rio das

Velhas, e 162 km deste até a cidade de Jaboticatubas, totalizando 195 km de extensão. As premissas adotadas nessa simulação são apresentadas abaixo.

A Bacia do Ribeirão Arrudas é composta pelos municípios de Belo Horizonte, Contagem e Sabará. O Plano Municipal de Saneamento de Belo Horizonte (PMSBH, 2020), apresenta todas as sub-bacias do Ribeirão Arrudas pertencente a esse munícipio, além das informações de população e índice de tratamento de cada uma delas. De posse desses dados, foi possível calcular a vazão total de cada sub-bacia, por meio da Equação 24 (von SPERLING, 2005).

$$Q = \frac{P.Q_{pc}.C}{86400} \quad (24)$$

Em que:

Q : vazão (l/s);

P : população da área atendida (habitantes);

Q_{pc} : consumo médio de água *per capita* de água (l/hab. dia);

C : coeficiente de retorno água/esgoto (0,8).

O valor de Q_{pc} utilizado foi obtido pelo SNIS 2019, para a cidade de Belo Horizonte.

A concentração de DBO nas sub-bacias do Ribeirão Arrudas utilizada na calibração foi a média do ano de 2019 da ETE Arrudas (COPASA, 2019).

Para as sub-bacias que ficam localizadas no município de Contagem foi realizada uma estimativa da população de 2019 em função da população do IBGE (2010) e a porcentagem de aumento da população total nesses 9 anos. Como não havia dados de tratamento de esgoto para cada sub-bacia do Ribeirão Arrudas localizada em Contagem, semelhante ao fornecido pelo PMSBH para o município de Belo Horizonte, foi realizada uma estimativa em relação ao total da referida cidade de Contagem, levando em consideração a população total do município, a população da sub-bacia e a porcentagem de esgoto que é lançada no rio em toda a cidade (dado do SNIS 2019).

A determinação da vazão nas sub-bacias de Contagem foi feita de forma similar a das sub-bacias de Belo Horizonte, pela Equação 24, citada anteriormente. A concentração de DBO *in natura* também foi a mesma. O valor de Q_{pc} utilizado foi obtido pelo SNIS 2019, para o município de Contagem.

Em relação ao município de Sabará, os dados de população do IBGE para cada sub-bacia estavam inconsistentes. A população de Sabará representa apenas

2,3% da população total da bacia do Ribeirão Arrudas. Por esses motivos, a contribuição de carga orgânica das sub-bacias desse município não foi considerada.

É importante mencionar que toda a parcela de esgoto não tratado foi considerada como sendo lançada diretamente no rio. Isso se deve ao fato de que o SNIS não fornece informações sobre soluções individuais, somente o Atlas Esgoto 2013, porém são dados desatualizados, podendo não remeter a situação atual. Além disso, analisando-se as porcentagens de soluções individuais em 2013 para cada cidade, percebe-se que as principais cidades apresentam valores baixos (0,5% em Belo Horizonte, 4,1% Contagem e 3,4% em Ribeirão das Neves). Dessa forma, considerou-se a pior hipótese, de que todo o efluente sem coleta e sem tratamento é destinado ao corpo d' água.

3.5.2 Calibração

Neste item é apresentada a metodologia da calibração da qualidade da água. Não foi realizada a calibração hidráulica, pois o principal objetivo desta pesquisa é a avaliação da qualidade da água. Por isso, utilizou-se um valor usual de coeficiente de *Manning*, procedimento análogo ao realizado por outros autores que desenvolveram estudos similares (CUNHA, 2019; OLIVEIRA FILHO, 2014; TONON, 2014). Além disso, foi realizada uma análise comparativa entre as vazões medidas (obtidas pelo DH Minas) e simuladas para cada um dos trechos. A similaridade dos valores medidos e simulados foi verificada por meio dos coeficientes NSE e RSR apresentados pelas Equações 25 e 26, respectivamente.

$$\mathrm{NSE} = 1 - \frac{\sum_{i=1}^{n}(Y_i^{obs} - Y_i^{sim})^2}{\sum_{i=1}^{n}(Y_i^{obs} - Y_i^{medio})^2} \quad (25)$$

$$\mathrm{RSR} = \frac{\sqrt{\sum_{i=1}^{n}(Y_i^{obs} - Y_i^{sim})^2}}{\sqrt{\sum_{i=1}^{n}(Y_i^{obs} - Y_i^{medio})^2}} \quad (26)$$

Em que:

Y_i^{obs} : dados medidos;

Y_i^{sim} :dados simulados;

Y_i^{medio} : média dos dados medidos.

Esses coeficientes são classificados de acordo com faixas de valores limites, que podem ser: muito boa, boa, satisfatória e insatisfatória. A Tabela 9 apresenta essa classificação.

Tabela 9 – Classificação dos coeficientes de calibração

Classificação	NSE	RSR
Muito boa	0,75 a 1,00	0 a 0,5
Boa	0,65 a 0,75	0,5 a 0,6
Satisfatória	0,50 a 0,65	0,6 a 0,7
Insatisfatória	<0,5	>0,7

Fonte: Adaptado de Moriasi *et al* (2007)

Assim, pôde-se verificar se as vazões medidas e simuladas apresentaram um ajuste satisfatório, segundo a classificação de Moriasi *et al* (2007)

A respeito da calibração de qualidade da água, embora o programa QUAL2Kw apresente uma função de autocalibração, para esse estudo esse programa não demonstrou bom ajuste entre dados medidos e simulados, optando-se assim pela calibração manual. O processo de calibração de qualidade da água foi realizado manualmente, alterando os valores do coeficiente de desoxigenação (K_1) e o coeficiente de reaeração (K_2), dentro das faixas de valores coerentes com as citadas na literatura (von SPERLING, 2014). O objetivo dessa etapa é determinar os valores ótimos para os parâmetros de taxa cinética para as variáveis de estado do modelo a fim de compatibilizar os resultados simulados com os medidos em campo.

Os dados de qualidade da água utilizados nessa etapa foram a média do ano de 2019, obtidas a partir das estações do IGAM. A vazão foi a Q_{MLD} (vazão média de longo período). Para a simulação do modelo com trechos apenas do Rio das Velhas, os dados medidos utilizados foram os apresentados na Tabela 10 e para o modelo incluindo o Ribeirão Arrudas e Rio das Velhas, são os descritos na Tabela 11.

Tabela 10 – Pontos de monitoramento utilizados na calibração do Rio das Velhas

Pontos	Nome da Estação IGAM	Localização (km)
Rio das Velhas a montante do Ribeirão Sabará	BV067	179,5
Rio das Velhas a jusante do Ribeirão Sabará	BV080	168,5
Rio das Velhas logo a jusante do Ribeirão Arrudas	BV083	157,5
Rio das Velhas logo a jusante do Ribeirão do Onça	BV105	150,5
Rio das Velhas a jusante do Ribeirão da Mata	BV153	129,5
Rio das Velhas a jusante do aterro sanitário de Santa Luzia	SC16	126,5
Rio das Velhas na Ponte Raul Soares, em Lagoa Santa	BV137	74,5
Rio das Velhas no Parque do Sumidouro em Lagoa Santa	BV138	70,5
Rio das Velhas a jusante do Rio Jaboticatubas	BV156	0.5

Tabela 11 – Pontos de monitoramento utilizados na calibração Arrudas/Velhas

Pontos	Nome da Estação IGAM	Localização (km)
Ribeirão Arrudas próximo de sua foz no Rio das Velhas	BV155	167,5
Rio das Velhas logo a jusante do Ribeirão Arrudas	BV083	157,5
Rio das Velhas logo a jusante do Ribeirão do Onça	BV105	150,5
Rio das Velhas a jusante do Ribeirão da Mata	BV153	129,5
Rio das Velhas a jusante do aterro sanitário de Santa Luzia	SC16	126,5
Rio das Velhas na Ponte Raul Soares, em Lagoa Santa	BV137	74,5
Rio das Velhas no Parque do Sumidouro em Lagoa Santa	BV138	70,5
Rio das Velhas a jusante do Rio Jaboticatubas	BV156	0.5

Para verificar se os dados medidos de OD e DBO estavam condizentes com os dados simulados desses mesmos parâmetros, utilizou-se coeficientes NSE e RSR, apresentados anteriormente nas equações 26 e 27.

Tais coeficientes foram adotados tendo em vista que são amplamente empregados na literatura para avaliação dos resultados após a calibração (MARTÍNEZ; CONESA, 2020;BUI *et al*., 2019;OUÉDRAOGO; RAUDE; GATHENYA, 2018).

3.5.3 Validação

A vazão de referência utilizada na validação foi 188% da Q_{90}, vazão em que 90% dos dados diários de vazão da série são iguais ou superiores a ela. Foi utilizado esse valor de 188% de Q_{90}, após a verificação de correlação linear dessa vazão com as do período seco, com R^2 = 0,719. Essa vazão também foi obtida através do programa de regionalização de vazões DH-Minas, do IGAM. Essa mesma análise foi feita com as vazões Q_{MLD} e Q_{95} e essas não apresentaram correlação com as vazões de período seco, apenas a Q_{90}, que foi utilizada na validação. As vazões medidas e simuladas foram comparadas de maneira análoga ao descrito na calibração e tendo como base as métricas NSE e RSR.

Os dados de qualidade da água utilizados são referentes ao 3º trimestre de 2018, das estações IGAM apresentadas nas Tabelas 10 e 11 do item 3.6.2 desta pesquisa. Conforme dito anteriormente os parâmetros cinéticos calibrados anteriormente são mantidos nessa etapa, alterando apenas os dados de qualidade da água para os trechos ao longo do Rio das Velhas e seus afluentes.

Dessa forma, foi verificado se com essas novas informações os dados medidos se aproximam dos dados simulados, validando assim o modelo e podendo esse ser utilizado para a simulação de cenários.

A concentração de DBO nas sub-bacias do Ribeirão Arrudas utilizada na validação foi a média do 3º trimestre de 2019 da ETE Arrudas (COPASA, 2019). Não foram encontrados dados de concentração de DBO do 3º trimestre de 2018, e verificou-se que essa concentração não sofre grandes variações ao longo dos anos (cerca de 6% entre 2011 e 2016), o que justifica a adoção desse valor.

3.5.4 Cenários

A definição dos cenários foi realizada com o auxílio das informações obtidas no diagnóstico de qualidade da água realizado nesta pesquisa nas principais cidades da RMBH. Analisou-se quais as cidades que apresentavam maior carga de DBO não tratado e quais os corpos receptores deste afluente. Verificou-se que os afluentes Ribeirão Arrudas e Onça eram os principais afluentes que recebiam essa carga poluidora contribuindo com grande parte da poluição do Rio das Velhas.

Por esse motivo, essa pesquisa propôs a simulação de cenários no Ribeirão Arrudas, que recebe essa carga das cidades de Belo Horizonte, Contagem e Sabará. Além desse afluente, tem também o Ribeirão Onça, que recebe parte da carga de DBO de Belo Horizonte.

A RMBH ocupa apenas 10% da área da bacia, no entanto, é a região que mais contribui para a degradação das águas do Rio das Velhas, devido a grande concentração de atividades industriais e elevado processo de urbanização (PINTO; CALAZANS; OLIVEIRA, 2019). Os impactos da poluição no curso superior da bacia são sentidos ao longo de todo o Rio das Velhas, com alterações na qualidade da água e frequentes casos de mortandade de peixes (TRINDADE *et al*., 2017).

Sendo assim, foram estabelecidos cenários que promovam a redução de lançamento de efluentes nos afluentes Ribeirão Arrudas e Ribeirão Onça. Com relação aos cenários envolvendo o Ribeirão Arrudas, foram estabelecidos cenários que promovam a redução de 50% da vazão de lançamento nas sub-bacias Jatobá e Bonsucesso (cenário 1), 80% da vazão na sub-bacia Jatobá (cenário 2), 80% da vazão na sub-bacia Bonsucesso (cenário 3) e 20% da vazão ao longo de toda a bacia do Ribeirão Arrudas (cenário 4). Essas duas sub-bacias representam aproximadamente 60% da vazão de lançamento *in natura* na bacia do Ribeirão Arrudas.

O objetivo destes cenários foi avaliar se é melhor a redução de forma homogênea nas duas principais sub-bacias (50% - cenário 1), ou uma redução mais significativa a montante (80% - cenário 2), ou a jusante (80% - cenário 3), ou, por fim, uma menor redução, mas de forma homogênea ao longo de toda bacia do Ribeirão Arrudas (20% - cenário 4).

Os cenários que envolvem o Ribeirão Arrudas estão em consonância com o Plano Municipal de Saneamento de Belo Horizonte (2020), que estabeleceu como

meta para 2023 a expansão da cobertura de esgotamento sanitário, tendo como esse tipo de empreendimento a implantação de interceptores no Córrego Jatobá e no Córrego Bonsucesso.

Além disso, foram simulados também cenários envolvendo o afluente Ribeirão Onça. Diferente do Ribeirão Arrudas, não foi feita a modelagem do Ribeirão Onça, e sim, de forma simplificada, levando em consideração o cálculo de diluição. Estabeleceram-se dois cenários: a melhoria de 9% da eficiência de remoção de DBO da ETE Onça (cenário 5) e redução de 10% da vazão de lançamento *in natura* no Ribeirão Onça encaminhando esse afluente para a ETE Onça (cenário 6).

A ETE Onça apresenta como tratamento do esgoto a tecnologia de UASB + filtro biológico percolador de alta carga (COPASA, 2017), com remoção de DBO de 84% (média do 3º trimestre) (COPASA, 2017). Segundo von SPERLING (2014), esse tipo de tratamento apresenta eficiência de remoção de 80% a 93%. Sendo assim, no caso do cenário 5, a proposição de aumento de eficiência de 9% tem o intuito de considerar a máxima remoção possível para a tecnologia de tratamento empregada nessa estação de tratamento. Segundo o relatório da COPASA (2017), a ETE onça não possui estrutura para a realização de outros tipos de tratamento. Por esse motivo, optou-se pela proposição de um cenário de melhoria da eficiência da tecnologia de tratamento empregada atualmente, por meio da adoção de melhores práticas operacionais, tais como o controle da temperatura, pH, DBO/DQO e oxigênio dissolvido .

Por meio do cálculo de diluição, representado pela Equação 27, determinou-se a concentração de DBO que chega ao Ribeirão Onça em sua foz no Rio das Velhas.

$$C_o = \frac{Q_R.C_R + Q_E.C_E}{Q_R + Q_E} \quad (27)$$

Em que:

C_o : concentração de DBO na mistura (mg/L);

C_R : concentração de DBO no rio antes da mistura (mg/L);

C_E : concentração de DBO no esgoto antes da mistura (mg/L);

Q_R : vazão do rio (L/s);

Q_E : vazão do esgoto (L/s).

As concentrações de DBO no rio foram obtidas pelas estações do IGAM. As vazões do rio, por meio do DH Minas. Os dados da ETE Onça, vazão e

concentração de DBO, foram obtidos por meio de um relatório de monitoramento da Secretaria de Estado de Meio Ambiente e Desenvolvimento Sustentável com informações da COPASA, (2017).

A concentração de DBO *in natura* foi considerada como sendo a média do 3º trimestre de 2017 do afluente da ETE Onça. A vazão desse efluente foi calculada de forma semelhante a do Ribeirão Arrudas, explicada anteriormente, utilizando os dados do PMSBH (2019), sendo que nesse caso, utilizou-se a vazão total de esgoto não tratado. A Tabela 12 apresenta os cenários propostos.

Tabela 12 – Cenários de intervenção na Bacia do Rio das Velhas

Cenários	
Cenário 1 - Redução de 50% da vazão de lançamento *in natura* de esgoto doméstico nas sub-bacias do Córrego Jatobá e Córrego Bonsucesso	Cenário 2 - Redução de 80% da vazão de lançamento *in natura* de esgoto doméstico na sub-bacia Jatobá
Cenário 3 - Redução de 80% da vazão de lançamento *in natura* de esgoto doméstico na sub-bacia Bonsucesso	Cenário 4 - Redução de 20% da vazão de lançamento *in natura* de esgoto doméstico ao longo de toda a bacia do Arrudas
Cenário 5 - Melhoria de 9% da eficiência de remoção de DBO da ETE Onça	Cenário 6 - Redução de 10% da vazão de lançamento *in natura* de esgoto doméstico no Ribeirão do Onça

3.5.5 Análise dos resultados

Os parâmetros de qualidade da água OD e DBO foram comparados com os limites estabelecidos pela Resolução CONAMA 357/05 (âmbito federal) e COPAM/CERH-MG 01/08 (âmbito estadual).

Os resultados dos cenários foram comparados por meio de análise visual dos gráficos de OD e DBO bem como pelas porcentagens de variações de cada um desses parâmetros ao longo dos trechos simulados em relação à situação atual da bacia. Além disso, também foi realizada a análise dos gráficos boxplot de OD e DBO em cada cenário e também da situação atual da bacia. Esses gráficos foram obtidos por meio do software Rstudio.

3.5.6 Análise de sensibilidade

Os dados de entrada de um modelo geralmente apresentam incertezas sejam por erros de estimativa, erros de amostragem, erros de medição, calibração ou de análises. Neste sentido, é necessário que se faça uma análise de sensibilidade para verificar o quanto as variações nos dados de entrada (*inputs*) ou nos parâmetros do modelo (constantes pré-definidas que são padronizadas pelo *software* ou definidas pelo usuário) podem influenciar no resultado final.

Nesta pesquisa a análise de sensibilidade foi realizada para os parâmetros OD e DBO, com variações de +/- 5%,+/- 10% e +/-15%, nos dados de cargas pontuais e difusas, verificando o impacto dessas variações nos coeficientes K_1 e K_2. Para cada uma dessas proporções de variação nos dados de entrada forma calculados novos valores de NSE e RSR e feita a comparação em relação aos valores desses coeficientes obtidos na calibração. Verificou-se se houve alteração dos valores dos coeficientes e em sua faixa de classificação segundo Moriasi *et al*. (muito boa, boa, satisfatória, insatisfatória). Nos casos em que não houvesse alterações nesses coeficientes manteve-se os valores de K_1 e K_2 obtidos na calibração , indicando que mudanças nos parâmetros de OD e DBO não interferem no modelo. Entretanto, caso verifique-se alterações na faixa de valores de NSE e RSR devido aos novos dados de entrada, deveria realizar uma nova calibração e avaliar se esses novos valores de K_1 e K_2 afetam os resultados das simulações em termos de OD e DBO. Para visualização desses resultados, deve-se realizar uma análise dos dados por meio de gráficos boxplot.

4 RESULTADOS E DISCUSSÕES

4.1 RESULTADOS DO DIAGNÓSTICO DA QUALIDADE DA ÁGUA DO RIO DAS VELHAS

As Tabelas 13 e 14 apresentam as concentrações de OD e DBO, respectivamente, dos trechos do Rio das velhas citados na seção 3.5 .

Tabela 13 – Concentrações de OD dos trechos do Rio das Velhas (mg/L)

Trechos	Estação	2º tri 2018	3º tri 2018	2º tri 2019	3º tri 2019	2º tri 2020	3º tri 2020	2º tri 2021
Rio das Velhas a montante do ribeirão Sabará	BV067	8,4	9,2	7,1	8,4	8,3	5	8
Rio das Velhas a jusante do Ribeirão Sabará	BV080	7,9	8,8	6,9	7,3	8,1	8,9	7,5
Rio das Velhas logo a jusante do Ribeirão Arrudas	BV083	4	5,4	6,4	4,7	7,4	7,9	6,5
Rio das Velhas logo a jusante do Ribeirão do Onça	BV105	2,7	2,1	2,3	1,2	6,1	2,6	3,4
Rio das Velhas a jusante do Ribeirão da Mata	BV153	2,5	1,2	3	-	3,7	3,3	3,7
Rio das Velhas a jusante do aterro sanitário de Santa Luzia	SC16	3,4	1,6	3,2	1,9	4,2	3,6	3,8
Rio das Velhas na Ponte Raul Soares, em Lagoa Santa	BV137	5,4	4,9	4,9	4,9	5	5,9	4,5
Rio das Velhas no Parque do Sumidouro em Lagoa Santa	BV138	5,3	5	4,7	5,4	4,5	5	5
Rio das Velhas a jusante do Rio Jaboticatubas	BV156	6	5,5	5,2	18,1	5,3	5,5	5,3

- Sem informações desse período

Tabela 14 – Concentrações de DBO dos trechos do Rio das Velhas (mg/L)

Trechos	Estação	2º tri 2018	3º tri 2018	2º tri 2019	3º tri 2019	2º tri 2020	3º tri 2020	2º tri 2021
Rio das Velhas a montante do ribeirão Sabará	BV067	2	2	2	2,8	2	2	2
Rio das Velhas a jusante do Ribeirão Sabará	BV080	3,1	2,9	2	2,7	2	3,2	3,8
Rio das Velhas logo a jusante do Ribeirão Arrudas	BV083	26,1	18	5,5	11	2,7	5,8	4,2
Rio das Velhas logo a jusante do Ribeirão do Onça	BV105	15,5	17,2	18,1	17,3	6,5	8,3	11,4
Rio das Velhas a jusante do Ribeirão da Mata	BV153	6,4	15	6,3	-	5,6	5,5	4,5
Rio das Velhas a jusante do aterro sanitário de Santa Luzia	SC16	6,4	15	5,4	8	5,7	4,7	6,7
Rio das Velhas na Ponte Raul Soares, em Lagoa Santa	BV137	7,9	5,1	2	8,2	7,3	4,6	6,6
Rio das Velhas no Parque do Sumidouro em Lagoa Santa	BV138	8,6	5,8	6,6	5,4	6,1	5,7	3,8
Rio das Velhas a jusante do Rio Jaboticatubas	BV156	9,3	11,4	10,9	11,7	5,5	6	8,5

- Sem informações desse período

Em termos de enquadramento dos corpos d' água, segundo a Resolução CONAMA 357/05 (legislação federal) e COPAM/CERH-MG 01/08 (âmbito estadual), todos os trechos do Rio das Velhas deste estudo, enquadram-se na Classe 3, exceto a partir do ponto denominado BV156 (Rio das Velhas a jusante do Rio Jaboticatubas), que é classificado como Classe 2, último ponto da simulação.

Segundo essa mesma legislação, o valor limite de DBO para a Classe 2 é de 5 mg/L e o mínimo admissível de OD é também de 5 mg/L. Para a Classe 3, preconiza o valor máximo para DBO de 10 mg/L e para OD o mínimo de 4 mg/L.

Os dois primeiros trechos (Rio das Velhas a montante e a jusante do Ribeirão Sabará) apresentaram, em termos de OD e DBO, conformidade com a legislação, para todos os períodos analisados.

No próximo ponto, Rio das Velhas a jusante do Ribeirão Arrudas, a concentração de DBO foi superior ao estabelecido pela legislação no 2º trimestre de 2018, 3º trimestre de 2018 e 3º trimestre de 2019, com concentrações de 26,1 mg/L, 18 mg/L e 11 mg/L, respectivamente. O lançamento de carga pontual do afluente Ribeirão Arrudas contribui para o aumento de DBO nesse trecho. Em todos os períodos analisados, nesse trecho, as concentrações de OD encontram-se em conformidade com a legislação.

O trecho seguinte, Rio das Velhas a jusante do Ribeirão Onça, apresentou concentrações de OD e DBO em desacordo ao preconizado pela legislação na maioria dos períodos analisados. A exceção ocorreu no 2º e 3º trimestre de 2020, para DBO e 2º trimestre de 2020 para OD, que apresentaram conformidade. Esse fato indica a contribuição do afluente Ribeirão Onça, elevando os níveis de DBO e diminuindo OD.

Nos dois pontos seguintes (Rio das Velhas a jusante do Ribeirão da Mata e Rio das Velhas a jusante do aterro sanitário de Santa Luzia), apenas no 3º trimestre de 2018 foi que as concentrações de DBO encontram-se acima do permitido. Em relação ao OD, o cenário é um pouco diferente, pois na maior parte dos períodos analisados esse parâmetro ficou abaixo do preconizado para esses trechos, com exceção do 2º e 3º trimestres de 2020, no trecho SC16.

Em todos os períodos em estudo, os trechos Rio das Velhas na Ponte Raul Soares, em Lagoa Santa e Rio das Velhas no Parque do Sumidouro em Lagoa Santa apresentaram concentrações de OD e DBO dentro dos limites estabelecidos pela legislação.

Por fim, o trecho Rio das Velhas a jusante do Rio Jaboticatubas não indicou concentrações de OD abaixo do preconizado pela resolução em todos os períodos analisados. Não se pode afirmar o mesmo das concentrações de DBO, que ficaram acima do limite em todos os períodos em estudo. Esse trecho, como citado anteriormente, se enquadra na Classe 2, que determina como valor máximo de DBO 5 mg/L, sendo que nos períodos do 3º trimestre de 2018, 2º e 3º trimestres 2019 atingiram mais do que o dobro do permitido.

Outro diagnóstico realizado na bacia foi em relação à carga de DBO das principiais cidades localizadas na área de estudo. A carga de DBO foi determinada a partir da carga *per capita*, obtida por meio do Atlas Esgoto (2013) e a população de 2019, pois não foram encontrados dados de carga de DBO para esse ano. Os dados de população para cada uma das cidades foram encontrados na base de dados do SNIS 2019. Essa mesma referência forneceu os dados de porcentagem de esgoto coletado, não coletado e índice de tratamento.

O SNIS não fornece informações sobre soluções individuais, somente o Atlas Esgoto 2013, porém são dados desatualizados o que pode não remeter a realidade atual, impossibilitando a sua utilização. Além disso, analisando-se as porcentagens de soluções individuais em 2013 para cada cidade, percebe-se que são valores baixos nas principais cidades (0,5% em Belo Horizonte, 4,1% Contagem e 3,4% em Ribeirão das Neves). Dessa forma, considerou-se a pior hipótese, de que todo o efluente sem coleta e sem tratamento é destinado ao corpo d' água. De posse dessas informações, calculou-se a carga de DBO para cada tipo de destinação, como pode ser visto na Tabela 15. Os dados correspondentes à carga de esgoto com coleta e sem tratamento e sem coleta e sem tratamento representam a parcela de esgoto que vai diretamente para o rio, *in natura*.

Tabela 15 – Carga de DBO para cada tipo de destinação do esgoto

Cidades	Carga total de DBO (kg/dia)	Carga de esgoto com coleta e sem tratamento	Carga de esgoto sem coleta e sem tratamento	Carga de esgoto com coleta e com tratamento
Belo Horizonte	135651,77	0,00	29653,48	105998,29
Contagem	35848,19	0,00	9492,60	26355,59
Ribeirão das Neves	18082,33	2822,65	6185,97	9073,71
Santa Luzia	11833,23	0,00	3825,68	8007,55
Sabará	7362,62	4595,75	2766,87	0,00
Vespasiano	6890,44	0,00	2031,30	4859,14
Nova Lima	5123,96	0,00	4246,74	877,22
Esmeraldas	3809,82	0,00	3215,11	594,71
Caeté	2414,78	2100,37	0,00	314,40
Raposos	883,10	0,00	289,48	593,62
São José da Lapa	1283,45	0,00	540,46	742,99
Jaboticatubas	1087,90	0,00	480,85	607,05

Fonte: Adaptado de Atlas Esgoto (2019)

Percebe-se que as cidades que apresentam maior carga de DBO para a destinação sem coleta e sem tratamento, em ordem decrescente, são Belo Horizonte, Contagem e Ribeirão das Neves. Esse último ainda apresenta uma parcela significativa de coleta e sem tratamento. Os principais corpos receptores desse esgoto são os afluentes Ribeirão Arrudas, Ribeirão Onça e Ribeirão da Mata. Neste contexto, faz-se necessário buscar alternativas que propiciem a redução dessa carga orgânica. Por esse motivo, essa pesquisa propôs a simulação de cenários no Ribeirão Arrudas, que recebe essa carga das cidades de Belo Horizonte, Contagem e Sabará. Além desse afluente, tem também o Ribeirão Onça, que recebe parte da carga de DBO de Belo Horizonte. Já a carga orgânica de Ribeirão das Neves é despejada no Ribeirão da Mata. Esse afluente não foi contemplado nesse estudo, em termos de simulação de cenários, apenas o Ribeirão Arrudas e Ribeirão Onça, pelo fato de receberem maior carga de DBO e consequentemente contribuírem para a poluição do Rio das Velhas. No entanto, o procedimento para o Ribeirão da Mata é similar ao feito com esses dois afluentes, podendo ser realizado em estudos futuros.

A RMBH ocupa apenas 10% da área da bacia, no entanto, é a região que mais contribui para a degradação das águas do Rio das Velhas, devido a grande concentração de atividades industriais e elevado processo de urbanização (PINTO;

CALAZANS; OLIVEIRA, 2019). Os impactos da poluição no curso superior da bacia são sentidos ao longo de todo o Rio das Velhas, com alterações na qualidade da água e frequentes casos de mortandade de peixes (TRINDADE *et al*., 2017).

Neste sentido, as análises desses resultados de diagnóstico da situação atual auxiliaram na proposição de cenários futuros como alternativa de intervenções na bacia que visem à melhoria da qualidade da água do Rio das Velhas, mencionados no item 3.6.4 desta pesquisa.

4.2 RESULTADOS DA CALIBRAÇÃO

4.2.1 Resultados da Calibração do Modelo Rio das Velhas

Como descrito na seção 3.6.2, antes de realizar a calibração foi realizado um procedimento de comparação entre vazões medidas e simuladas para garantir a representatividade do modelo em termos de balanço de vazões. Com isso, obteve-se os resultados de NSE igual a 0,96 e RSR igual a 0,19 para o trecho do Rio das Velhas.

Por meio desses resultados verifica-se que houve um bom ajuste entre dados medidos e simulados, apresentando uma classificação, de acordo com Moriasi *et al*. (2007) muito boa (NSE entre 0,75 a 1,00 e RSR entre 0 a 0,5).

A calibração foi realizada manualmente, alterando os valores dos coeficientes de desoxigenação (K_1) e reaeração (K_2), até que os dados medidos se aproximassem dos dados simulados.

As Figuras 14 e 15 apresentam, respectivamente, a calibração de OD e DBO do modelo simulando apenas o Rio das Velhas.

Figura 14 – Resultados da calibração de OD: comparação entre valores medidos e simulados para o modelo do Rio das Velhas

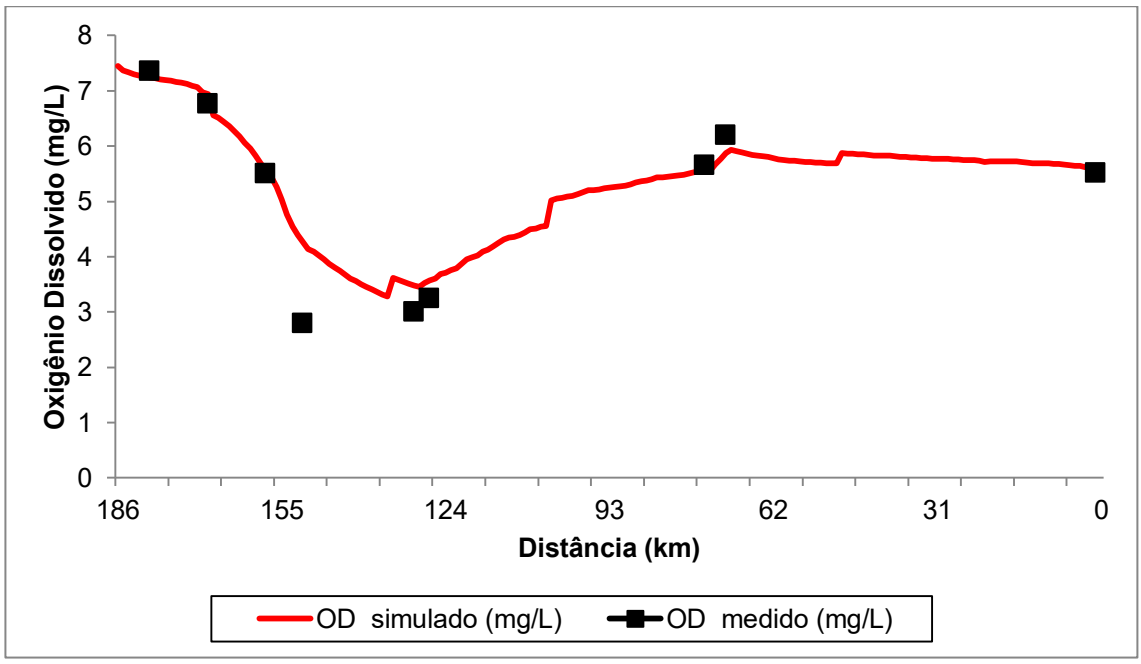
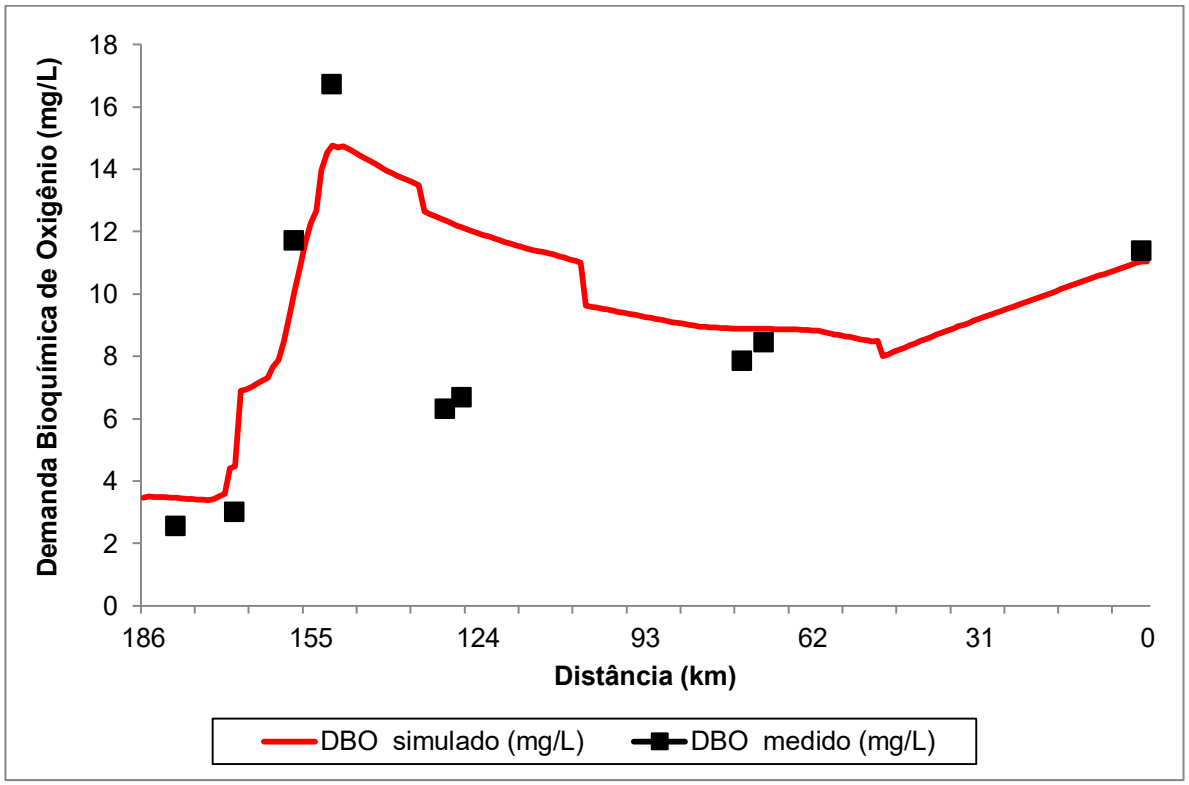


Figura 15 – Resultados da calibração da DBO: comparação entre valores medidos e simulados para o modelo do Rio das Velhas



Pela análise do gráfico de OD, apresentado pela Figura 14, percebe-se que os dados medidos e simulado ficaram bem próximos ao longo de toda a extensão do

trecho simulado, exceto o quarto ponto em que a concentração de OD simulada foi maior que 50% da concentração medida, isso porque o modelo não conseguiu simular o decaimento de OD nesse ponto. Em relação à DBO, apresentada na Figura 15, verifica-se que de forma global os dados simulados ficaram próximos aos dados medidos. Os dois primeiros pontos medidos estão bem próximos aos simulados e à medida que a DBO vai aumentando o modelo também acompanha isso. Após a concentração de DBO mais alta do trecho ocorre um decaimento desta concentração e o modelo não consegue acompanhar, mas depois disso há um aumento novamente e o modelo consegue representar esse comportamento. Essas diferenças entre dados medidos e simulados são explicadas a seguir, quando serão apresentados os valores obtidos de K_1 e K_2.

Como métrica para a verificação da calibração foram utilizados os coeficientes NSE e RSR. A Tabela 16 apresenta os resultados obtidos para OD e DBO.

Tabela 16 – Resultados da calibração do modelo Rio das Velhas: Valores encontrados de NSE e RSR para OD e DBO

Parâmetro	NSE	RSR
OD	0,88	0,34
DBO	0,52	0,68

De acordo com a classificação de Moriasi *et al*. (2007), apresentada anteriormente na tabela 11, o parâmetro OD demonstrou uma calibração muito boa (NSE entre 0,75 e 1,00 e RSR entre 0 e 0,5) e para a DBO a calibração foi satisfatória (NSE entre 0,5 a 0,65 e RSR entre 0,6 e 0,7). Sendo assim, pode se inferir que o modelo foi calibrado.

Conforme já relatado, a calibração foi realizada alterando-se os valores de K_1 e K_2 até que os dados simulados se aproximassem dos dados medidos.

Os valores de K_1 obtidos foram de 0,20 d^{-1} (entre os trechos 185 km e 168,5 km e 150,5 km a 126,5 km) e 0.08 d^{-1} (entre 168,5 km a 150,5 km e 126,5 km até o final). Essa variação de valores ocorreu devido ao fato de que alguns trechos apresentaram valores simulados maiores em relação aos dados medidos, necessitando de um maior K_1 (0,20), e o contrário aconteceu com trechos com K_1 igual a 0,08. Esses valores estão na faixa de valores para córregos d'água limpos (0,08 a 0,20), estabelecido por von SPERLING (2014) e apresentados na Tabela 2, desta pesquisa.

Quanto aos valores de K_2, no trecho entre 185 km a 168,5 foi de 2,5 d^{-1}, do km 168,5 a 157,5 km, foi de 0,90 $d^{-1,}$ reduzindo para 0,23 d^{-1} entre os trechos 157, 5 km a 150 km, passando para 1,5 d^{-1} até o trecho 129,5 km. Depois atingiu o valor de 3,0 d^{-1}, até o km 74,5, entre este e o km 70,5, o K_2 foi de 6,0 d^{-1}, e deste até o final reduzindo para 2,30 d^{-1}. A variação nos valores de K_2 ocorreu devido às mudanças nas características físicas do corpo d'água. Nos trechos com valores elevados de K_2, a profundidade do rio é baixa (na ordem 0,92 m) enquanto sua velocidade é elevada (na ordem de 1,16 m/s). O oposto ocorre nos trechos com valores de K_2 baixos, os quais apresentam elevadas profundidades (cerca de 1,63 m) e baixas velocidades (cerca de 0,75 m/s). Ressalta-se que a profundidade máxima ao longo de todo o trecho simulado foi de 2,45 m e a mínima 0,56 m e a velocidade máxima foi de 2,56 m/s e a mínima 0,65 m/s.

Pela Equação 22, apresentada anteriormente, que relaciona K_2 e a vazão, obteve-se para o Rio das Velhas um coeficiente entre 6 d^{-1} e 3 d^{-1}. O valor de 0,23 d^{-1} corresponde ao valor tabelado, de von Sperling (2014), que pode ser visto na Tabela 3 (rios vagarosos). Esse valor de K_2 foi baixo, pois nesse trecho a profundidade do rio é alta (cerca de 1,63 m) e a velocidade é baixa (cerca de 0,75 m/s). Os demais valores ficaram próximos aos da Tabela 3 para rios rápidos.

Os dados medidos e simulados de OD apresentaram bem próximos em quase todos os pontos, exceto no km 150,5. Nesse ponto, o OD medido é de 2,80 mg/L, porém o modelo não consegue atingir esse valor, mesmo utilizando um K_2 mínimo de 0,23 (rios vagarosos) (von SPERLING, 2014).

Nos dois primeiros pontos de DBO, os dados medidos e simulados ficaram bem próximos. O trecho simulado do Rio das Velhas começa no km 157,5, onde está a foz do Ribeirão Arrudas. Esse trecho apresenta concentração de DBO de 11,70 mg/L; logo a jusante, no km 150,5 tem-se o Rio das velhas a jusante do Ribeirão Onça, que apresenta uma DBO de 16,72 mg/L. Há uma elevação na curva de DBO nesses pontos devido a cargas pontuais elevadas desses afluentes (32 mg/L do Ribeirão Arrudas e 26 mg/l do Ribeirão Onça), além das cargas difusas nessa região.

Nos pontos localizados na distância de 129,5 e 126,5 km, os valores de DBO medidos ficaram distantes dos simulados cerca de 80%. O modelo chega a um valor de DBO de 14,66 no km 150,5 e após 21 km atinge o valor de 11,67 mg/L. Mesmo com o valor máximo de K_1 para corpos d' água limpos (0,20) (von SPERLING, 2014),

o rio não atinge capacidade de autodepuração suficiente para se aproximar do valor medido de 6,30 mg/L, no km 129,5. O trecho a jusante, por estar bem próximo, também não consegue atingir o valor observado.

É importante ressaltar que o valor medido do km 129,5 não é a média de 2019, dado utilizado na calibração, e sim o valor do 2º trimestre de 2019, uma vez que não há informações de dados de DBO para os demais trimestres desse ano, impossibilitando o cálculo da média. Dessa forma, esse valor pode estar subestimado, justificando a diferença entre dados medidos e simulados nesse trecho. O ponto, cuja localização é 126,5 é realmente a média de 2019, igual a 6,70 mg/L. Provavelmente, o modelo não conseguiu se aproximar do valor medido, pois a montante a concentração de DBO está bem elevada (14,77 no km 150,5, 12,27 no km 129,5 e 12,13 no km 126,5), e dessa forma, o rio não teve capacidade de autodepuração suficiente para reduzir cerca de metade da concentração de DBO nesse trecho.

Para avaliar a ordem de grandeza desses dados em outros períodos de tempo, foram analisadas as médias de DBO dos anos de 2012 a 2018, para comparação com os valores simulados, excluindo-se o ano de 2017, por apresentar dados incompletos, impossibilitando a média anual. Dessa forma, obteve-se para o primeiro ponto (129,5 km), uma média desses anos de 10,89 mg/L, com desvio padrão de 2,98 mg/L. Para o segundo ponto (126,5 km), a média desse período foi de 11,19 mg/L e desvio padrão de 2,32 mg/L. Para o primeiro ponto, a média desses anos ficou bem próxima do valor simulado, que foi de 12,27 mg/L. O mesmo aconteceu para o segundo ponto, em que o valor simulado foi 12,13 mg/L. Essa análise pode ser um indicativo de que esses dados medidos estejam subestimados, justificando a elevação de DBO simulado nesses trechos. Para os demais pontos, os dados medidos e simulados ficaram bem próximos.

De modo geral, como dito anteriormente, o modelo foi calibrado, considerando os coeficientes NSE e RSR.

4.2.2 Resultados da Calibração do Modelo Ribeirão Arrudas e Rio das Velhas

Para o modelo Ribeirão Arrudas e Rio das Velhas, no procedimento de verificação de vazões medidas e simuladas, obteve-se NSE igual a 0,92 e RSR igual a 0,23. Segundo a classificação de Moriasi *et al*. (2007), esses resultados demonstraram-se satisfatórios.

As Figuras 16 e 17 apresentam, respectivamente, a calibração de OD e DBO, do Ribeirão Arrudas e do Rio das Velhas. Do início do gráfico até o primeiro ponto observado é o Ribeirão Arrudas, da nascente a sua foz no Rio das Velhas e depois o Rio das Velhas até a cidade de Jaboticatubas, localizada no médio Velhas. O objetivo de simulação do Ribeirão Arrudas foi de facilitar a contabilização das cargas pontuais e difusas para a simulação dos cenários, sendo que a calibração do modelo foi feita considerando os pontos do Rio das Velhas.

Figura 16 – Resultados da calibração do OD: comparação entre valores medidos e simulados para o modelo Ribeirão Arrudas e Rio das Velhas

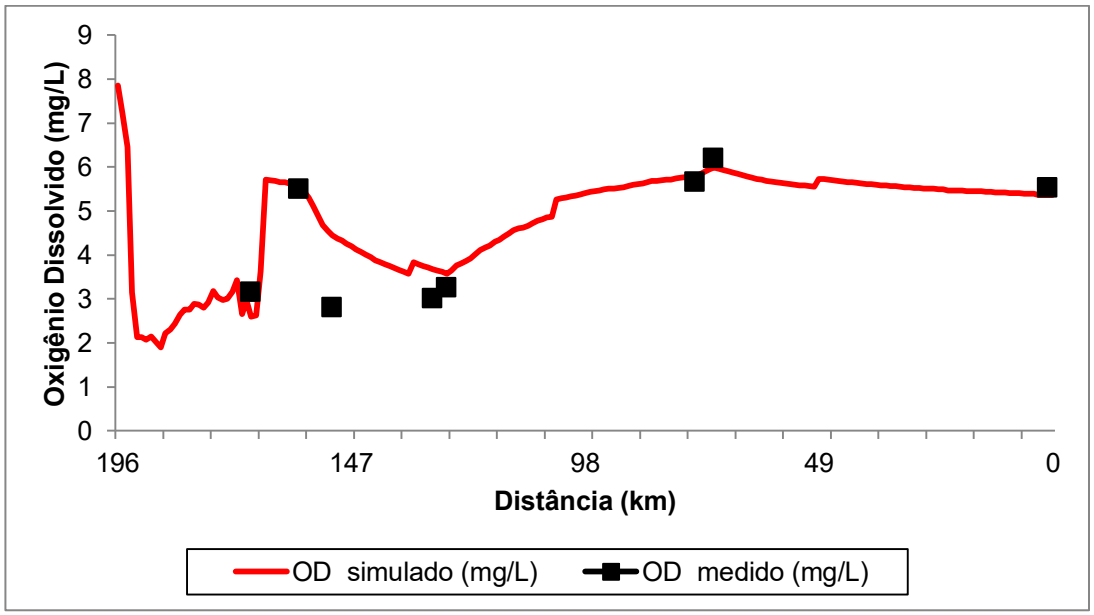
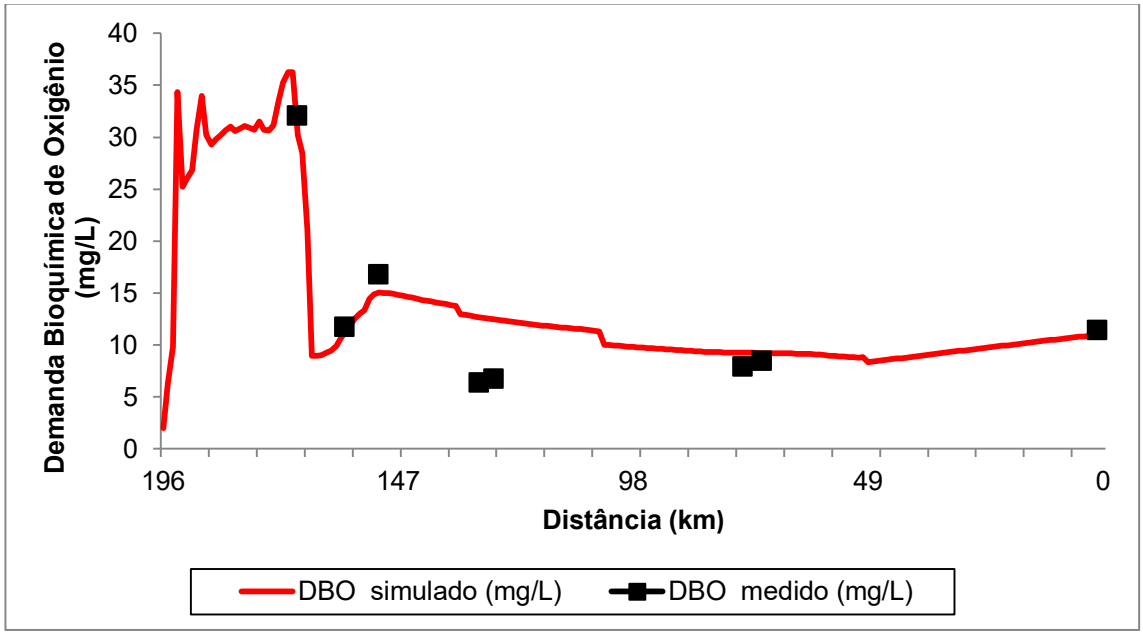


Figura 17 – Resultados da calibração da DBO: comparação entre valores medidos e simulados para o modelo Ribeirão Arrudas e Rio das Velhas



Como pode ser visto na Figura 16, o modelo apresentou bom ajuste aos dados medidos e simulados para o parâmetro OD, apenas para o terceiro dado medido em que a simulação foi maior, semelhante ao ocorrido no modelo do Rio das Velhas. Para a DBO, representada na Figura 17 o modelo também conseguiu representar o comportamento dos dados medidos, ressaltando-se o quarto e quinto pontos em que a simulação foi superior aos dados medidos, análogo ao modelo do Rio das Velhas. Detalhes sobre as variações entre dados medidos e simulados são explicados abaixo, na parte de apresentação dos valores dos coeficientes de desoxigenação e reaeração.

Para verificação da calibração foram utilizados os coeficientes NSE e RSR. A Tabela 17 apresenta os resultados obtidos para OD e DBO.

Tabela 17 – Resultados da calibração do modelo Ribeirão Arrudas e Rio das Velhas: Valores encontrados de NSE e RSR para OD e DBO

Parâmetro	NSE	RSR
OD	0,75	0,50
DBO	0,84	0,40

Conforme a classificação de Moriasi *et al*. (2007), os parâmetros de OD e DBO demonstraram uma calibração muito boa (NSE entre 0,75 e 1,00 e RSR entre 0 a 0,5). Dessa forma, pode se afirmar que o modelo foi calibrado.

Os picos de DBO apresentados no gráfico da Figura 19 representam os lançamentos de carga orgânica advindos das sub-bacias do Córrego Jatobá, Córrego Bonsucesso e ETE Arrudas, respectivamente. Em termos de distância, esses pontos estão localizados nos quilômetros 192,5; 187,5 e 169,5.

Os valores de K_1 obtidos variaram de 0,08 d^{-1} (nos trechos 195,0 km a 150,5 km e depois 126,5 km até o final) e 0,20 d^{-1} (entre os trechos 150,6 a 126,5 km). Esses valores estão na faixa de valores para córregos d'água limpos (0,08 a 0,20), estabelecido por von SPERLING (2014) e apresentados na Tabela 2, desta pesquisa.

Em relação aos valores de K_2, no trecho entre 195,0 km a 167,5 foi de 12 d^{-1}, do km 167,5 a 157,5 km, foi de 4,0 $d^{-1,}$ reduzindo para 0,23 d^{-1} entre os trechos 157, 5 km a 150 km, passando para 1,5 d^{-1} até o trecho 126,5 km. Depois atingiu o valor de 3,5 d^{-1}, até o km 74,5, entre este e o km 70,5, o K_2 foi de 5,0 d^{-1}, e deste até o final

reduzindo para 2,0 d^{-1}. As variações nos valores de K_2 foram análogas as que ocorreram no modelo do Rio das Velhas.

De acordo com von Sperling (2014), valores elevados de K_2 são obtidos em condições de baixa vazão, como foi o caso do trecho do Ribeirão Arrudas.

Como pode ser observado na Figura 16, os valores de OD decaem do início do gráfico até o km 167,5. Isso pode ser justificado pelas cargas pontuais e difusas na bacia do Ribeirão Arrudas, que contribuem para o aumento significativo da carga orgânica, o que é reafirmado no gráfico de DBO, que apresenta valores elevados nesse mesmo trecho.

As principais contribuições para o aumento de DBO no Ribeirão Arrudas são as sub-bacias Jatobá e Bonsucesso, localizadas nos quilômetros 192,5 e 187,5, respectivamente, e que no gráfico da Figura 17 representam os dois primeiros picos. A jusante dessas sub-bacias, o Ribeirão Arrudas, através da sua capacidade de autodepuração, consegue reduzir a concentração de DBO, que aumenta próximo ao km 169,5, devido ao lançamento de efluentes da ETE Arrudas, representado pelo terceiro pico da Figura 17.

O trecho simulado do Rio das Velhas começa no km 157,5, onde está a foz do Ribeirão Arrudas. A partir desse ponto até o final do trecho simulado as constatações foram semelhantes às observadas no modelo do Rio das Velhas.

De modo geral, como dito anteriormente, o modelo foi calibrado, considerando os coeficientes NSE e RSR.

4.3 RESULTADOS DA VALIDAÇÃO

4.3.1 Resultados da Validação do Modelo Rio das Velhas

Os resultados obtidos no procedimento realizado para a comparação entre vazões medidas e simuladas indicou um bom ajuste entre dados medidos e simulados, conforme a classificação de Moriasi *et al*. (2007), com valores de NSE igual a 0,94 e RSR igual a 0,24 para o modelo do Rio das Velhas.

As Figuras 18 e 19 apresentam os resultados de OD e DBO do modelo que tem apenas o Rio das Velhas para o cenário de validação.

Figura 18 – Resultados da validação do OD: comparação entre valores medidos e simulados para o modelo Rio das Velhas

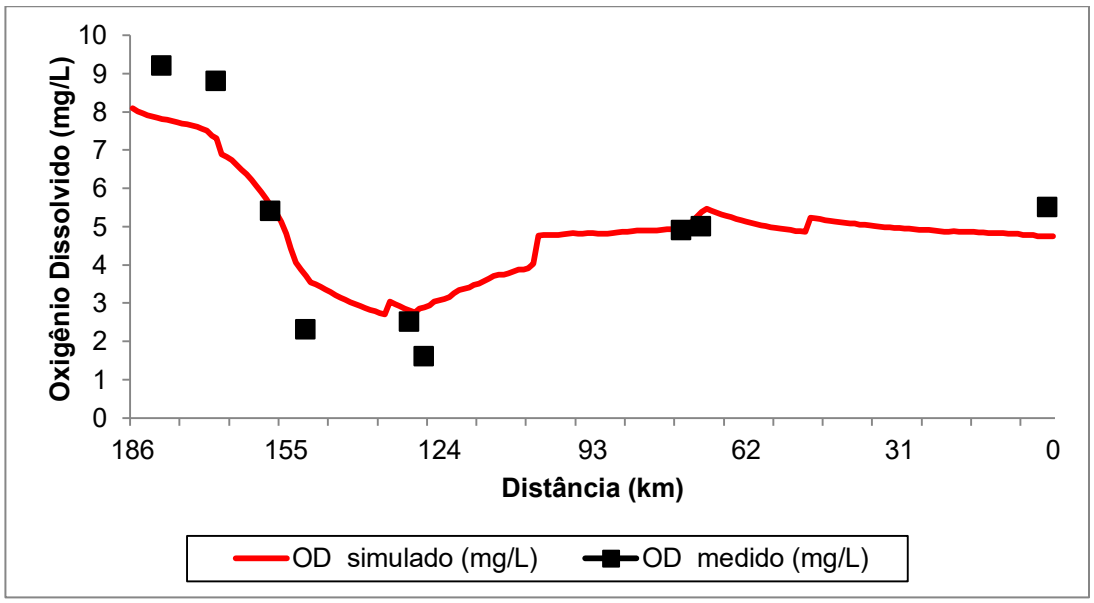
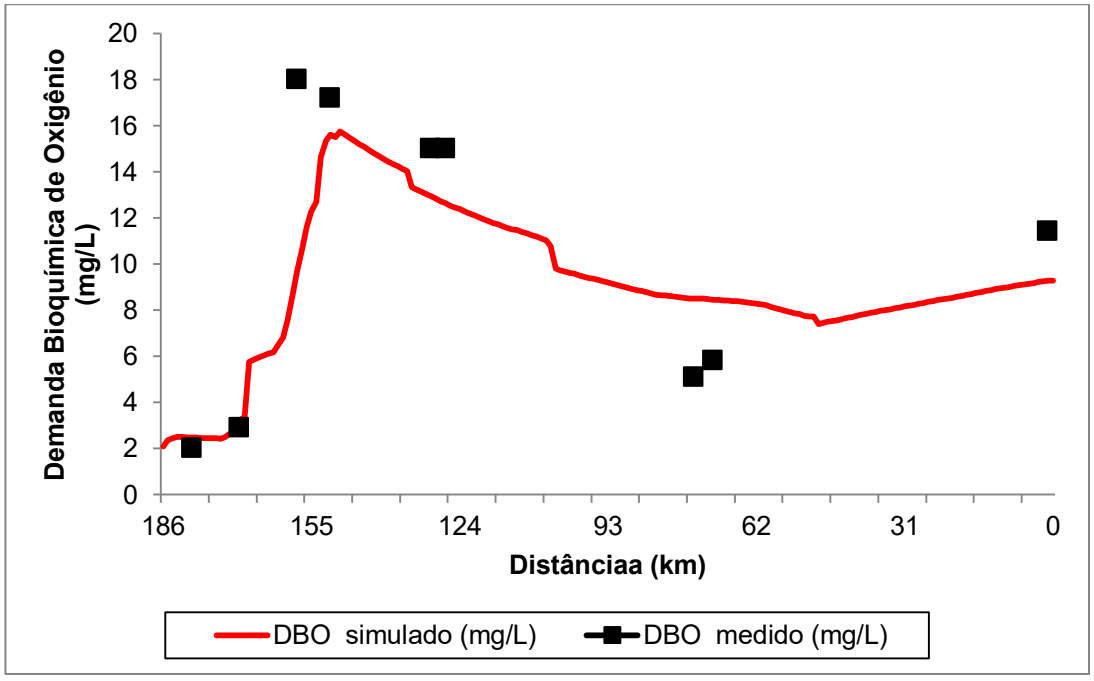


Figura 19 – Resultados da validação da DBO: comparação entre valores medidos e simulados para o modelo Rio das Velhas



Por meio da análise das Figuras 18 e 19, percebe-se que o modelo conseguiu representar o comportamento do rio em termos de OD e DBO de forma global. Alguns pontos ficaram um pouco distantes, como no gráfico de OD na Figura 18, inicialmente o modelo simula concentrações menores que os dados medidos, mas depois vai se adequando. À medida que OD decai o modelo vai acompanhando essa redução e quando aumenta o modelo também atinge valores mais elevados. Em relação à DBO, com apresentado na Figura 19, o modelo apresenta um bom

ajuste nos dois primeiros pontos e vai aumentando de forma a se aproximar dos dados medidos. Após o quarto ponto há um decaimento dos valores medidos de DBO que é acompanhando pelo modelo.

A validação foi verificada utilizando os coeficientes NSE e RSR. A Tabela 18 apresenta os resultados obtidos.

Tabela 18 – Resultados da validação do modelo Rio das Velhas: Valores encontrados de NSE e RSR para OD e DBO

Parâmetro	NSE	RSR
OD	0,85	0,39
DBO	0,68	0,57

Esses resultados de NSE e RSR indicam que o modelo apresentou uma validação muito boa para o parâmetro OD e boa para a DBO, segundo a classificação de Moriasi *et al*., (2007).

Ressalta-se que Martinez e Conesa (2020) e Bui et al., (2019) utilizaram os parâmetros NSE e RSR para verificar o ajuste dos dados de validação. Os primeiros autores obtiveram como resultado NSE igual a 0,7 e RSR igual a 0,54, enquanto os outros atingiram valores de NSE igual a 0,6 e RSR igual a 0,63. Esses resultados estão bem próximos aos encontrados nesta pesquisa, o que reforça que o modelo conseguiu atingir uma qualidade de ajuste compatível com a de outros estudos. Sendo assim, pode se inferir que o modelo foi validado.

4.3.2 Resultados da Validação do Modelo Ribeirão Arrudas e Rio das Velhas

Os valores de NSE e RSR obtidos na comparação entre vazões medidas e simuladas para garantir a representatividade do modelo em termos de balanço de vazões foi igual a 0,91 e 0,26, respectivamente, para o modelo Ribeirão Arrudas e Rio das Velhas. Esse resultado indica que houve um ajuste satisfatório entre dados medidos e simulados, segundo Moriasi *et al*., (2007).

Os resultados da validação de OD e DBO para o Ribeirão Arrudas e Rio das Velhas são apresentados nas Figuras 20 e 21, respectivamente.

Figura 20 – Resultados da validação do OD: comparação entre valores medidos e simulados para o modelo Ribeirão Arrudas e Rio das Velhas

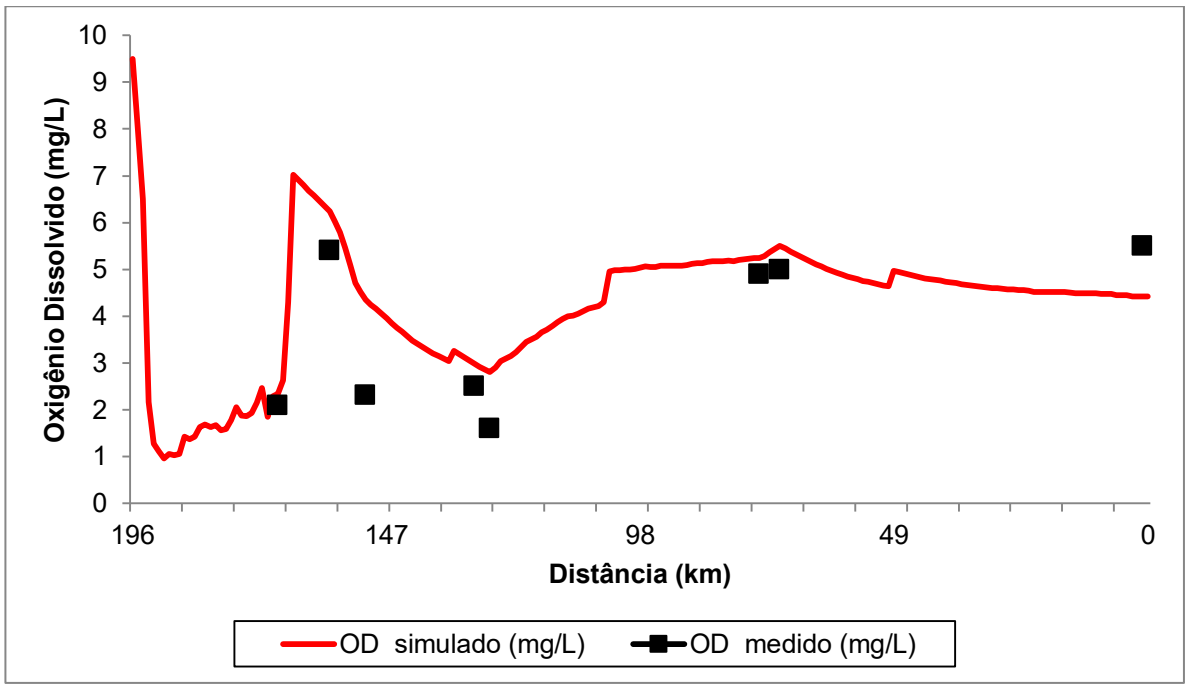
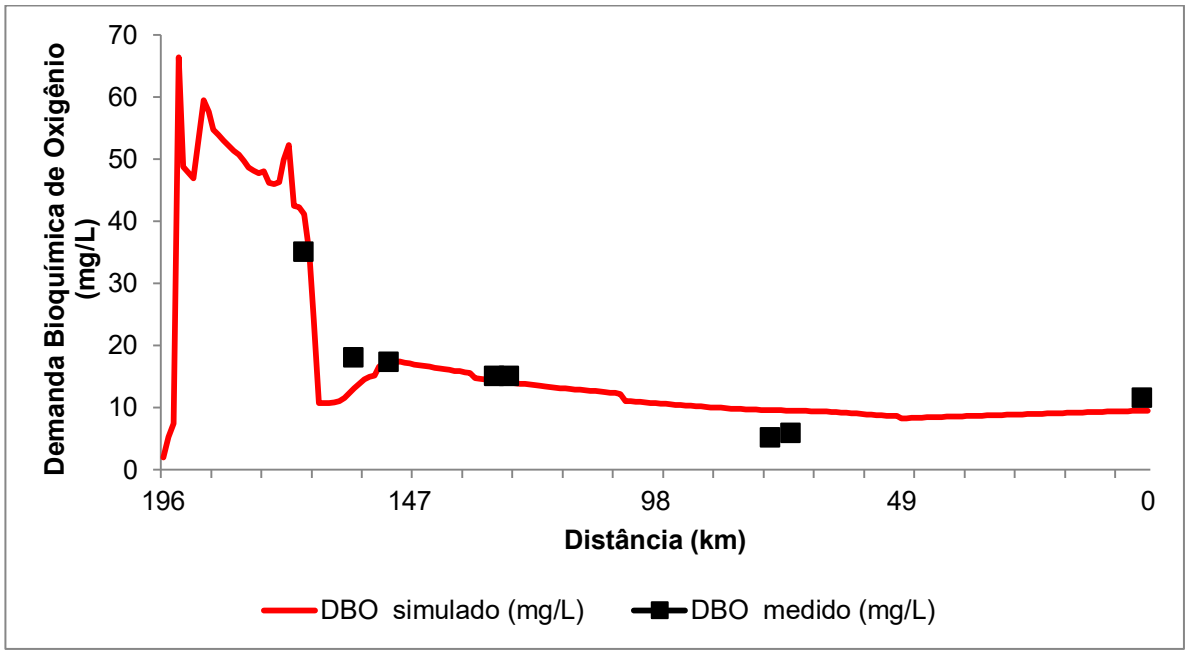


Figura 21 – Resultados da validação da DBO: comparação entre valores medidos e simulados para o modelo Ribeirão Arrudas e Rio das Velhas



Analisando-se os gráficos apresentados nas Figuras 20 e 21 , percebe-se que o modelo conseguiu representar o comportamento do rio em termos de OD e DBO de forma global. No gráfico de OD, da Figura 20 esse parâmetro começa com um valor menor e aumenta acompanhando o dado medido, logo depois decai, como

acontecem com as concentrações de OD medidas e volta a subir novamente após o quinto ponto. A respeito da DBO, o modelo acompanha o elevado valor no primeiro ponto e decresce até o final, acompanhando o comportamento dos dados medidos.

Os valores dos coeficientes NSE e RSR são apresentados na Tabela 19.

Tabela 19 – Resultados da validação do modelo Ribeirão Arrudas e Rio das Velhas: Valores encontrados de NSE e RSR para OD e DBO

Parâmetro	NSE	RSR
OD	0,58	0,65
DBO	0,83	0,41

Conforme a classificação de Moriasi *et al*., (2007), o parâmetro OD demonstrou uma validação satisfatória (NSE entre 0,50 e 0,65 e RSR entre 0,6 e 0,7) e DBO a validação foi muito boa (NSE entre 0,75 a 1,00 e RSR entre 0 e 0,5). Como já relatado na seção 4.2.1, outros autores que fizeram estudos similares a este obtiveram valores de NSE e RSR próximos aos encontrados nesta pesquisa, reforçando que o modelo atingiu um ajuste similar a outros estudos. Dessa forma, pode se inferir que o modelo foi validado.

4.4 RESULTADOS DOS CENÁRIOS

4.4.1 Resultados do Cenário 1

O cenário 1 propôs a simulação de redução de 50% da vazão de lançamento de efluentes *in natura* da sub-bacia Corrégo do Jatobá e redução de 50% % da vazão de lançamento de efluentes *in natura* da sub-bacia Córrego Bonsucesso. Considerou-se que essa parcela de efluente fosse destinada à ETE Arrudas para ser tratado e posteriormente lançado no Ribeirão Arrudas. Para facilitar a visualização dos resultados no Rio das Velhas, além dos gráficos apresentando o trecho do Ribeirão Arrudas e Rio das Velhas, também são ilustrados os gráficos de OD e DBO contendo apenas o trecho do Rio das Velhas a partir da foz do Ribeirão Arrudas e isso foi feito para cada um dos cenários.

As Figuras 22 e 23 ilustram os resultados de OD para o cenário 1 e para a situação atual para o modelo Ribeirão Arrudas e Rio das Velhas e apenas a parte do Rio das Velhas, respectivamente. As curvas em vermelho representam o cenário 1 e as curvas azuis a situação atual. As Figuras 24 e 25 apresentam os resultados de DBO para as mesmas condições mencionadas para o parâmetro OD.

Figura 22 – Resultados de OD da simulação do cenário 1 em comparação à situação atual – Modelo Ribeirão Arrudas e Rio das Velhas

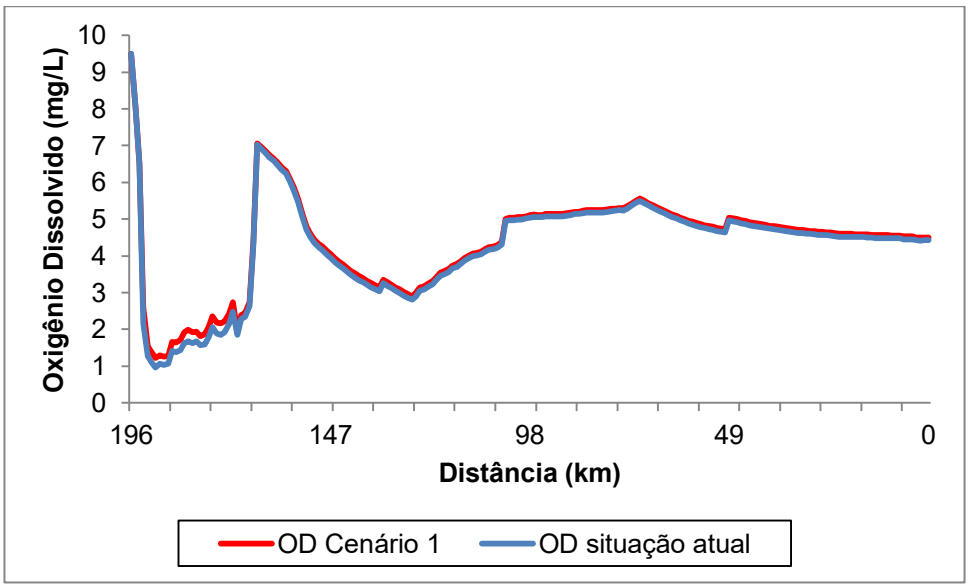
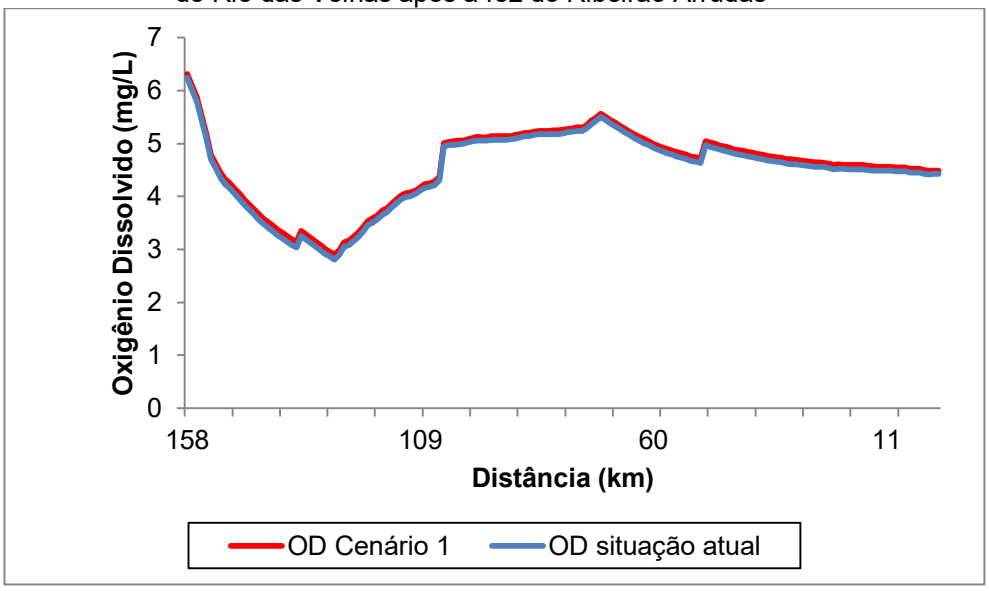


Figura 23 – Resultados de OD da simulação do cenário 1 em comparação à situação atual – Trecho do Rio das Velhas após a foz do Ribeirão Arrudas



As setas apresentadas na Figura 24 representam, respectivamente, o lançamento advindo do Córrego Jatobá, Bonsucesso e ETE Arrudas. Em termos de distância, esses pontos estão localizados nos quilômetros 192,5; 187,5 e 169,5.

Figura 24 – Resultados da DBO da simulação do cenário 1 em comparação à situação atual – Modelo Ribeirão Arrudas e Rio das Velhas

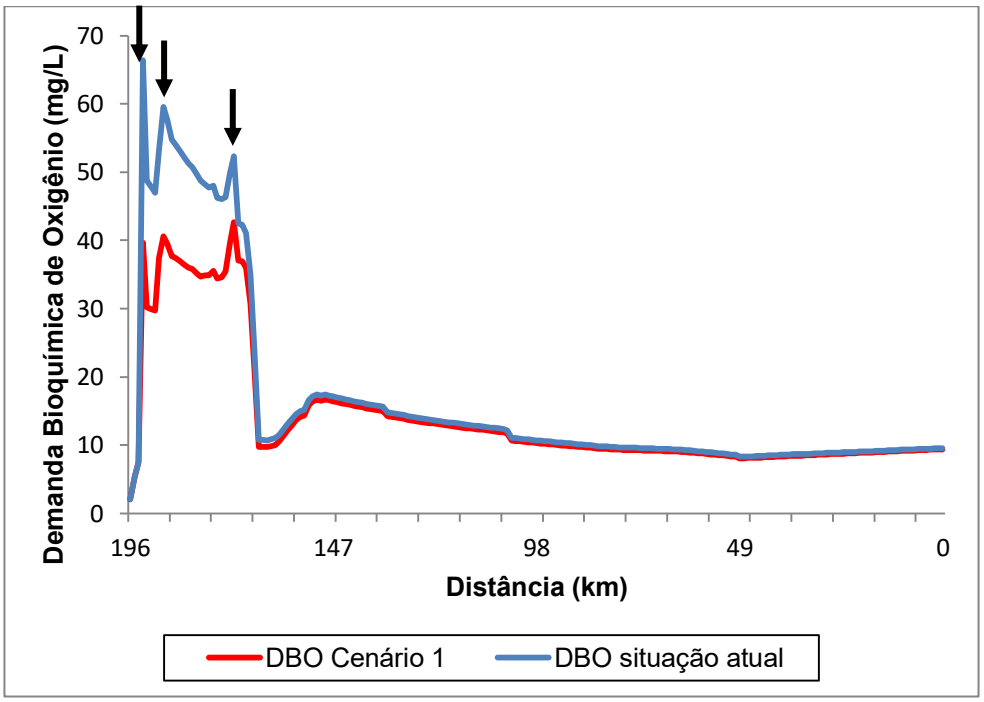


Figura 25 – Resultados da DBO da simulação do cenário 1 em comparação à situação atual –Trecho do Rio das Velhas após a foz do Ribeirão Arrudas

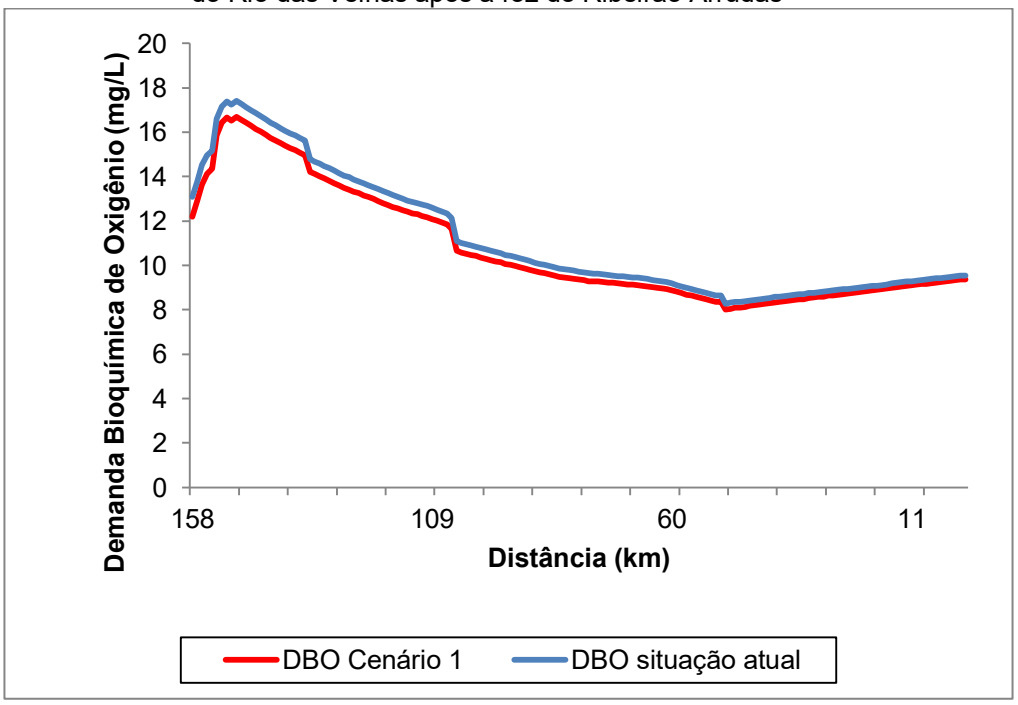


Tabela 20 – Concentrações de OD e DBO e % de variação do cenário 1 em relação à situação atual– Modelo Ribeirão Arrudas e Rio das Velhas

Pontos (km)	OD (mg/L)	% de aumento de OD em relação à situação atual	DBO (mg/L)	% de redução de DBO em relação à situação atual
192,5	2,60	19,82	39,71	40,23
187,5	1,25	21,36	40,57	31,85
169,5	1,95	4,84	37,05	12,86
157,5	6,31	1,12	12,19	6,88
150,5	4,45	2,06	16,66	4,20
149,5	4,33	2,12	16,52	4,18
112,5	4,01	1,78	12,35	4,04
91,5	5,14	1,38	9,97	3,76
84,5	5,23	1,36	9,59	3,81
0,5	4,49	1,58	9,36	1,78

Pela análise visual das Figuras 22 a 25 e os resultados da variação dos parâmetros de qualidade da água em relação à situação atual apresentados na Tabela 20, verifica-se que o cenário 1 promoveu uma melhoria nos parâmetros de qualidade ao longo de todo o trecho simulado. Esse cenário estabeleceu a redução de 50% da vazão de lançamento de efluente *in natura* nas sub-bacias do Ribeirão Arrudas: Córrego Jatobá e Bonsucesso. Essa redução de vazão de lançamento já é percebida nos pontos em que se localizam essas sub-bacias (km 192,5 e 187,5), apresentando, em relação à situação atual, um aumento de 19,82% de OD e redução de 40,23% de DBO para a sub-bacia Jatobá e aumento de 21,36% de OD e redução de 31,85% de DBO para a sub-bacia Bonsucesso. Isso era esperado, já que se deixou de lançar 50% de efluentes não tratados, o que reduz a DBO e aumenta o OD. No ponto onde se localiza a ETE Arrudas, houve também aumento de OD e redução de DBO, sendo 4,84% e 12,86%, respectivamente. Na situação atual da bacia, entre os trechos 164,5 km e 161,5 km, há uma redução de DBO e aumento de OD, mas o rio ainda não consegue atingir os limites estabelecidos pela legislação. Isso pode ser justificado pelo fato de que neste ponto o modelo deixa de simular o Ribeirão Arrudas e passa a simular o Rio das Velhas, promovendo a diluição da concentração de cargas orgânicas no Ribeirão Arrudas por meio da vazão do Rio das Velhas. Neste cenário, ocorre o mesmo fato, diferindo-se que no cenário 1 as concentrações de DBO e OD ficam em conformidade com a legislação.

Percebe-se que a redução de lançamento de efluente *in natura* nas duas principais bacias do Ribeirão Arrudas propiciam uma melhoria nos parâmetros de qualidade da água no Rio das Velhas, como pode ser visto no ponto 157,5 km, que representa o Rio das Velhas após a foz do Ribeirão Arrudas (primeiro ponto das Figuras 23 e 25), promovendo um aumento de 1,22% de OD e uma redução de 6,88% de DBO, em relação a situação atual. Na situação atual após o km 157,5 ao km 150,5, tem-se um aumento da DBO e redução de OD, que pode ser justificado pelo lançamento de cargas pontuais, como do Ribeirão Onça. Neste cenário há uma redução de 2,06% de DBO mas as concentrações desse parâmetro ainda continuam em desconformidade com a legislação

Esses resultados são importantes, pois podem auxiliar na tomada de decisões na bacia, uma vez que a redução da vazão de lançamento de esgoto não tratado nas duas principais sub-bacias, de forma homogênea, promovem melhoria na qualidade da água. Assim, poderia se promover esforços para que sejam feitas intervenções estruturais como a interceptação deste efluente para a ETE Arrudas, sendo realizado seu tratamento e lançado posteriormente no Ribeirão Arrudas.

O aumento de OD e a redução de DBO promovidos por esse cenário também acontece nos demais trechos do Rio das Velhas e, a partir dos trechos 112,5 km e 91,5 km, as concentrações de OD e DBO encontram-se em conformidade com a legislação, sendo 2 km antes para o OD e 7 km antes para a DBO, em relação à situação atual.

A Tabela 20 apresenta as concentrações de OD e DBO em alguns pontos do Ribeirão Arrudas e Rio das Velhas e a porcentagem de variação desses parâmetros em relação à situação atual da bacia. Optou-se por apresentar esses pontos por serem aqueles em que ficam localizadas as sub-bacias do Ribeirão Arrudas, a ETE Arrudas, o Rio das Velhas após a foz do Ribeirão Arrudas e outros pontos a jusante destes com o objetivo de verificar o impacto nos parâmetros de qualidade da água pelos cenários propostos.

4.4.2 Resultados do Cenário 2

O cenário 2 promoveu a redução de 80% da vazão de lançamento de efluentes *in natura* na sub-bacia do Córrego Jatobá com destinação à ETE Arrudas.

Os resultados da simulação de OD e DBO desse cenário são apresentados nas Figuras 26 a 29, juntamente com os resultados da situação atual e do cenário 1, para efeitos de comparação entre eles, sendo que o cenário 2 é representado pela curva vermelha, a situação atual pela curva azul e o cenário 1 pela curva preta.

Figura 26 – Resultados de OD da simulação do cenário 2 em comparação à situação atual e ao cenário 1 – Modelo Ribeirão Arrudas e Rio das Velhas

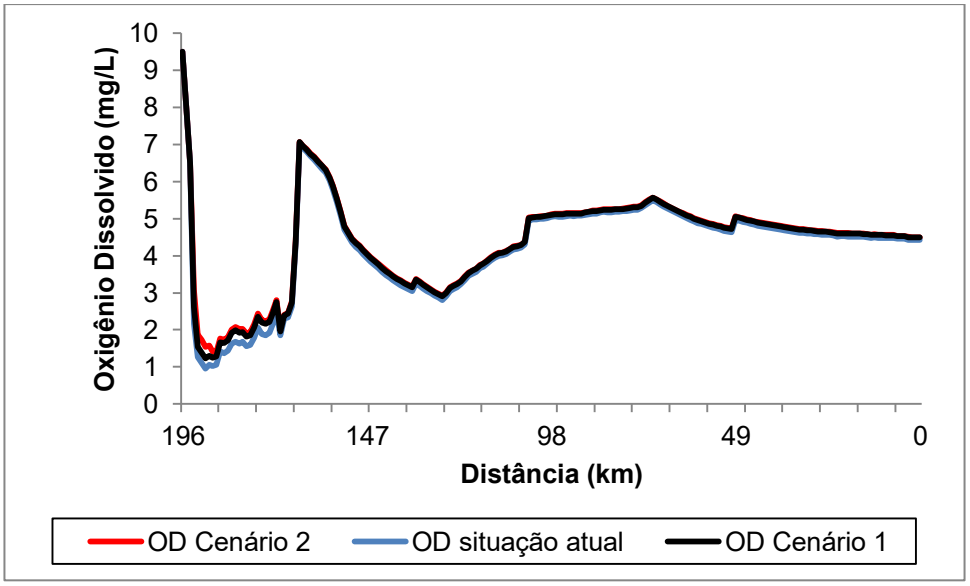


Figura 27 – Resultados de OD da simulação do cenário 2 em comparação à situação atual e ao cenário 1 – Trecho do Rio das Velhas após a foz do Ribeirão Arrudas

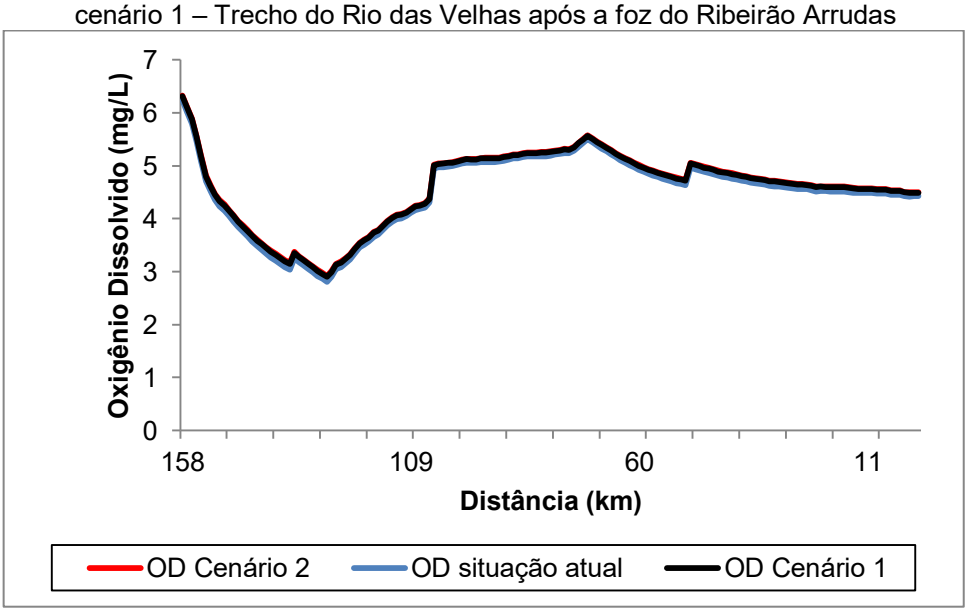


Figura 28 – Resultados da DBO da simulação do cenário 2 em comparação à situação atual e cenário ao 1 – Modelo Ribeirão Arrudas e Rio das Velhas

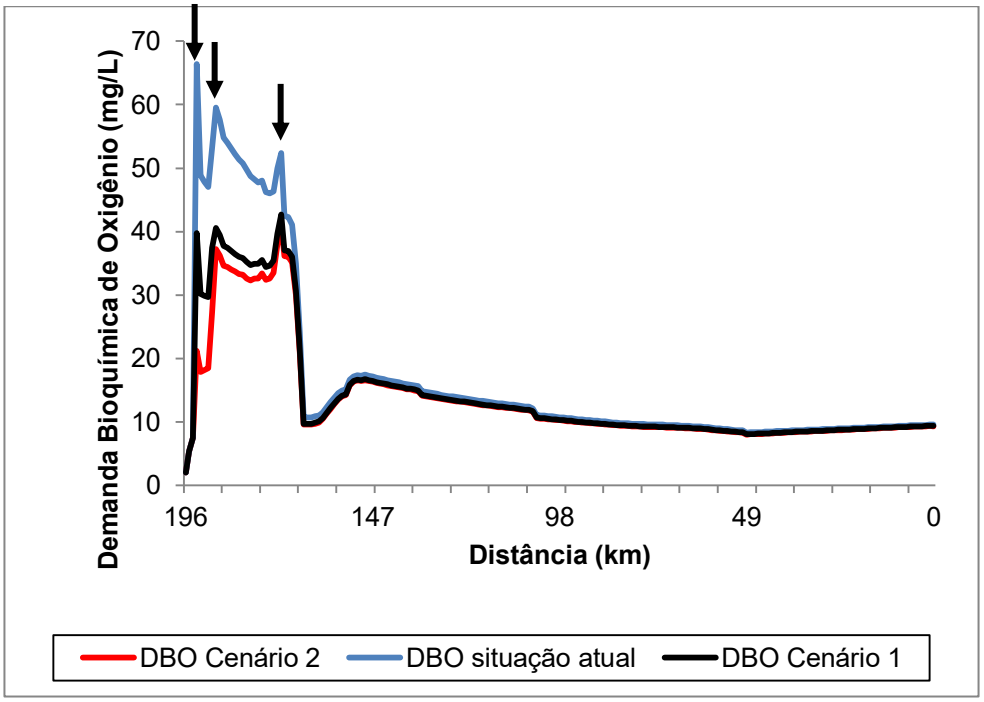
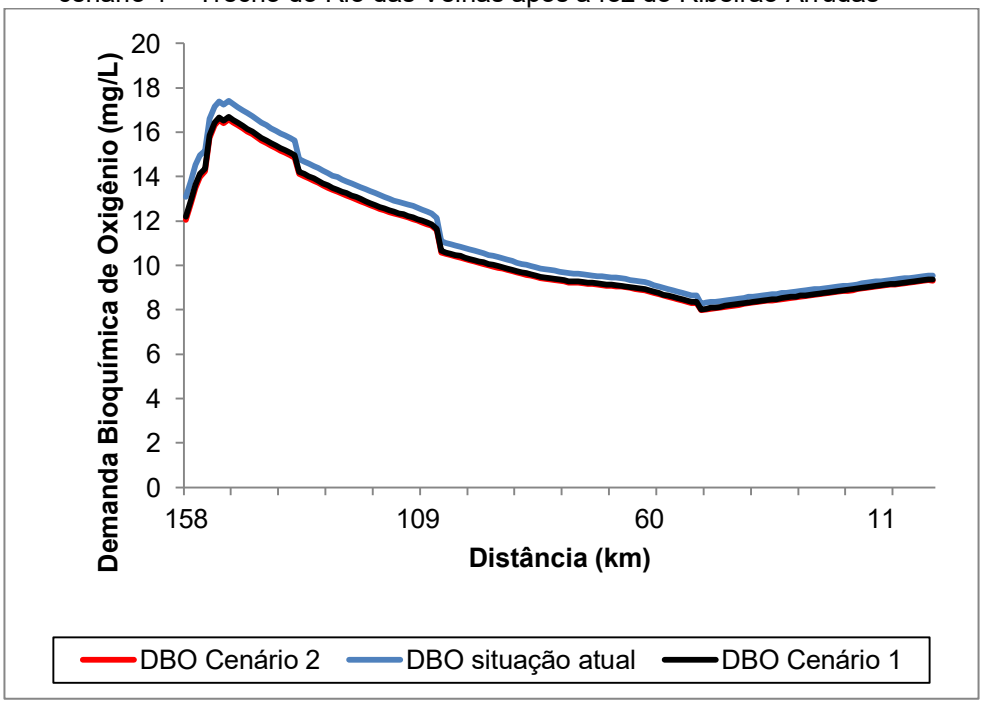


Figura 29 – Resultados da DBO da simulação do cenário 2 em comparação à situação atual e ao cenário 1 – Trecho do Rio das Velhas após a foz do Ribeirão Arrudas



A Tabela 21 apresenta as concentrações de OD e DBO e a porcentagem de variação desses parâmetros em relação à situação atual da bacia, para alguns dos trechos em estudo.

Tabela 21 – Concentrações de OD e DBO e % de variação do cenário 2 em relação à situação atual – Modelo Ribeirão Arrudas e Rio das Velhas

Pontos (km)	OD (mg/L)	% de aumento de OD em relação à situação atual	DBO (mg/L)	% de redução de DBO em relação à situação atual
192,5	3,07	41,47	21,13	68,20
187,5	1,42	37,86	37,18	37,54
169,5	1,97	5,91	36,15	14,98
157,5	6,33	1,44	12,04	8,02
150,5	4,46	2,29	16,54	4,89
149,5	4,35	2,59	16,40	4,87
112,5	4,03	2,21	12,27	4,63
92,5	5,15	1,50	9,96	4,45
84,5	5,24	1,55	9,53	4,41
0,5	4,50	1,81	9,33	2,10

De forma visual, pelos gráficos apresentados nas Figuras 26 a 29, verifica-se que o cenário 2 promoveu uma melhoria na qualidade da água, se comparado à situação atual e também ao cenário 1. Os picos de DBO são mais acentuados na situação atual em primeiro lugar, depois no cenário 1 e por fim no cenário 2. Isso pode ser comprovado também pelos resultados apresentados na Tabela 23, em que no trecho 192,5 km houve um aumento de OD de 41,47% e uma redução de DBO de 68,20% para o cenário 2 em relação à situação atual.

Nota-se que ao longo dos trechos mantém-se um aumento de OD e uma redução de DBO, atingindo o trecho do Rio das Velhas após a foz do Ribeirão Arrudas com aumento de 1,44% de OD e redução de 8,02% de DBO em relação à situação atual. Percebe-se que esse aumento também é maior ao promovido pelo cenário 1, que foi de 1,12% e 6,68% para OD e DBO, respectivamente para este mesmo trecho. Constatou-se também que o rio conseguiu atender os limites estabelecidos pela legislação após o km 112, 5 para o parâmetro OD e km 91,5 para o parâmetro DBO enquanto no cenário 1, isso ocorreu no mesmo ponto para OD e km depois para DBO. Em relação à situação atual, esse fato ocorreu para o cenário 2, cerca de 2 km antes para OD e 8 km antes para DBO.

Percebe-se que a redução de 80% da vazão de lançamento de esgoto não tratado na sub-bacia do Córrego Jatobá acarretou melhoria na qualidade da água do Rio das Velhas e que se comparado a redução de 50% de vazão de lançamento *in*

natura nas sub-bacias Córrego Jatobá e Bonsucesso (cenário 1), a proposição do cenário 2 foi ainda melhor. Verifica-se que uma redução de vazão maior em uma bacia a montante (cenário 2) implica em melhores resultados do que uma redução homogênea na duas sub-bacias (cenário 1). Essas conclusões podem ajudar no gerenciamento da bacia no que tange a definição da estratégia mais relevante de melhoria da qualidade da água do Rio das Velhas.

4.4.3 Resultados do Cenário 3

O cenário 3 estabeleceu a redução de 80% da vazão de lançamento de esgoto *in natura* na sub-bacia do Córrego Bonsucesso com destinação à ETE Arrudas.

As Figuras 30 a 33 apresentam os gráficos de OD e DBO deste cenário e a situação atual e os demais cenários simulados (cenário 1 e cenário 2).

Figura 30 – Resultados de OD da simulação do cenário 3, em comparação à situação atual ao cenário 1 e ao cenário 2 – Modelo Ribeirão Arrudas e Rio das Velhas

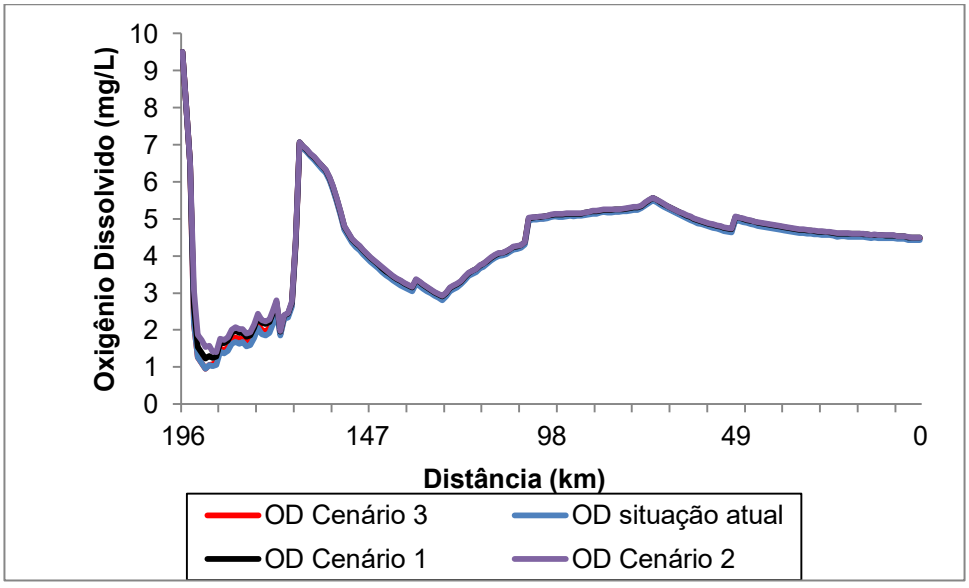


Figura 31 – Resultados de OD da simulação do cenário 3 em comparação à situação atual ao cenário 1 e ao cenário 2 – Trecho do Rio das Velhas após a foz do Ribeirão Arrudas

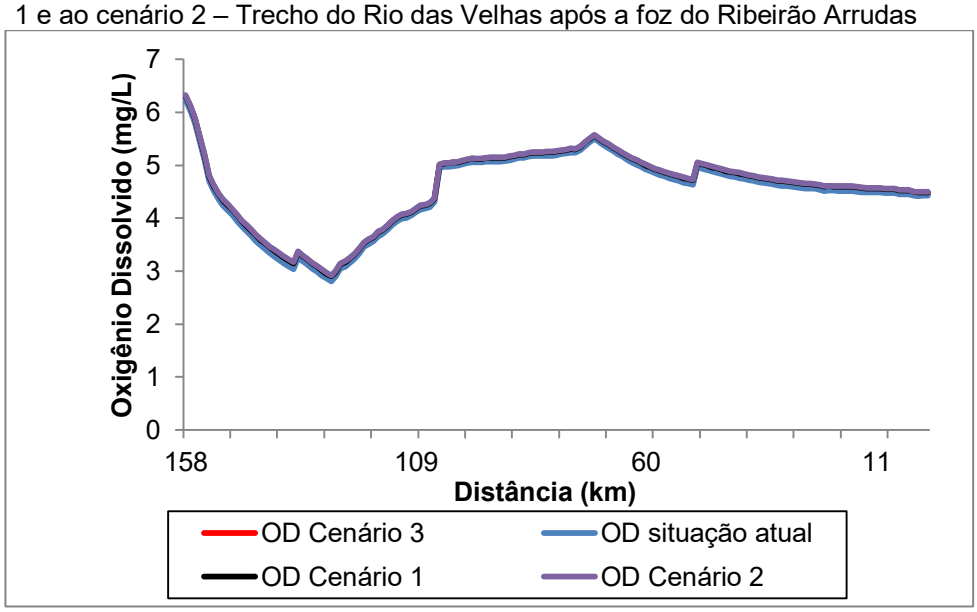


Figura 32 – Resultados de DBO da simulação do cenário 3 em comparação à situação atual ao cenário 1 e cenário 2 – Modelo Ribeirão Arrudas e Rio das Velhas

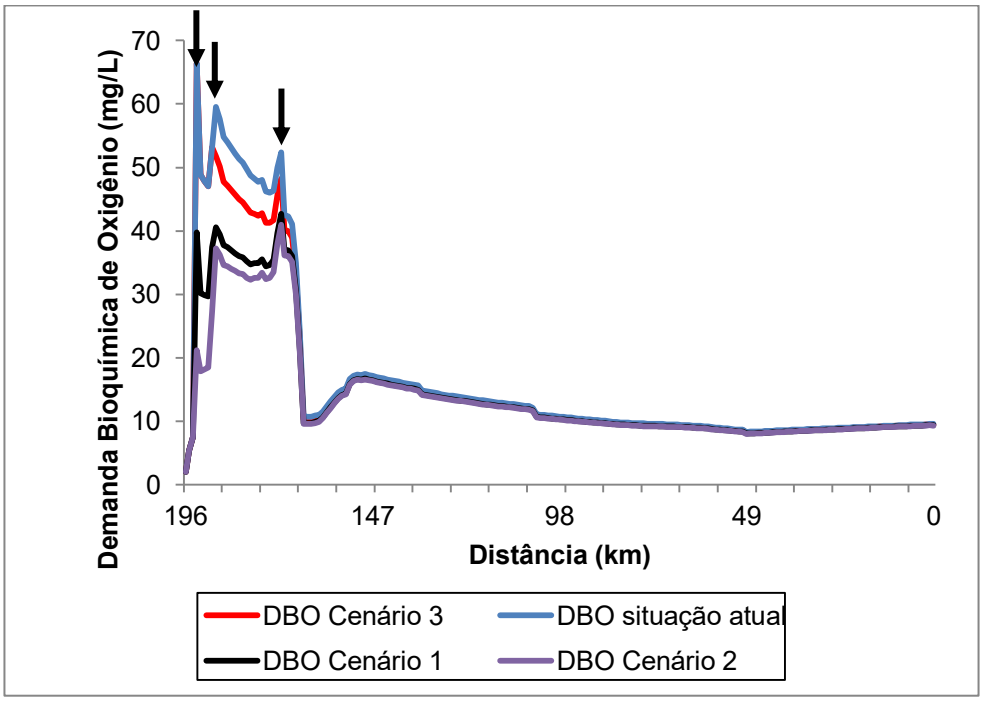
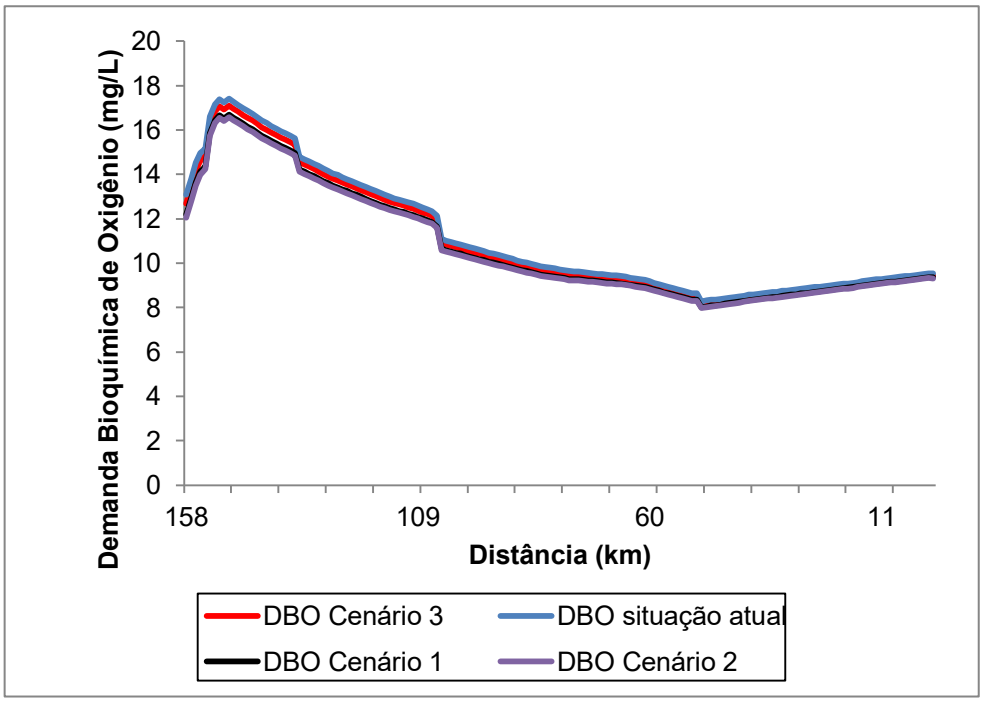


Figura 33 – Resultados da DBO da simulação do cenário 3 em comparação à situação atual ao cenário 1 e ao cenário 2 – Trecho do Rio das Velhas após a foz do Ribeirão Arrudas



Os resultados do cenário 3 são apresentados na Tabela 22.

Tabela 22 – Concentrações de OD e DBO e % de variação do cenário 3 em relação à situação atual– Modelo Ribeirão Arrudas e Rio das Velhas

Pontos (km)	OD (mg/L)	% de aumento de OD em relação à situação atual	DBO (mg/L)	% de redução de DBO em relação à situação atual
192,5	2,17	0,00	66,44	0,00
187,5	1,08	4,85	51,72	13,12
169,5	1,89	1,61	40,16	5,55
157,5	6,27	0,48	12,70	2,98
150,5	4,39	0,69	17,07	1,84
149,5	4,28	0,94	16,93	1,80
111,5	4,02	0,71	12,59	1,71
87,5	5,14	0,47	9,97	1,60
0,5	4,45	0,68	9,46	0,73

A partir dos resultados apresentados pelas Figuras 30 a 33 e pela Tabela 22, verifica-se que o cenário 3, se comparado aos cenários anteriores (cenário 1 e 2) apresenta a menor redução de DBO e o menor aumento de OD ao longo de todo o trecho simulado. A concentração de DBO, comparando-se o cenário 3 ao cenário 1, 2 e a situação atual, apresenta apenas em relação a este último os valores de DBO

menores, como pode ser visto na Figura 27. No ponto 192,5 não houve alteração na concentração de OD e DBO, haja visto que esse cenário promoveu a redução de vazão de lançamento de esgoto *in natura* apenas no ponto 187,5 km. Esse fato pode ter influenciado para que não houvesse uma redução e um aumento maiores de DBO e OD neste cenário em relação aos demais, pois manteve-se o lançamento de cargas poluidoras na sub-bacia Jatobá, que fica a montante da sub-bacia Bonsucesso, e por aquela ter uma contribuição de vazão maior do que esta faz com que essas cargas de DBO atinjam trechos a jusante impactando na qualidade da água.

No trecho 187,5 km o aumento de OD foi de 4,85% e a redução e DBO foi de 13,12% em relação à situação atual enquanto no cenário 1, o aumento de OD foi de 21,36% e a redução de DBO foi de 31,85% também em relação à situação atual. Quanto ao cenário 2, os resultados foram ainda melhores, pois houve um aumento de 37,86% de OD e uma redução de 37,54% de DBO comparando-se à situação atual.

Para o trecho do Rio das Velhas após a foz do Ribeirão Arrudas, o cenário 3 em relação à situação atual da bacia também apresentou uma redução de DBO e aumento de OD, porém baixa (2,98 % e 0,48%, respectivamente). De modo geral, ao longo dos trechos simulados, o cenário 3 apresentou melhoria na qualidade da água em comparação à situação atual, entretanto, foram variações menores do que os outros cenários, como explicado anteriormente.

Neste cenário, as concentrações de OD e DBO ficaram de acordo com a legislação a partir do km 111,5 e 87,5, respectivamente. Isso também reforça que o cenário 3 não trouxe uma melhoria tão significativa na qualidade da água do Rio das Velhas, pois consegue atingir uma capacidade de autodepuração que atenda a legislação em trechos mais a jusantes que os cenários anteriores. Esse fato era esperado tendo em vista que as cargas a montante, da sub-bacia Jatobá continuaram sendo lançadas em sua totalidade, impactando nos trechos a jusante.

Verifica-se que com os resultados obtidos na simulação do cenário 3, que em uma situação planejamento da bacia com o intuito de avaliar a melhor intervenção de melhoria da qualidade da água do Rio das Velhas, a redução de 80% da vazão de lançamento de esgoto não tratado na sub-bacia Córrego Jatobá não seria a melhor opção dentre as demais apresentadas (cenário 1 e 2).

4.4.4 Resultados do Cenário 4

O cenário 4 propôs a simulação da redução de 20% da vazão de lançamento de esgoto *in natura* ao longo de toda a bacia do Ribeirão Arrudas, sendo esse efluente destinado à ETE Arrudas.

Os gráficos de OD e DBO deste cenário são apresentados nas Figuras 34 a 37, respectivamente, juntamente com a situação atual e os outros três cenários apresentados anteriormente.

Figura 34 – Resultados de OD da simulação do cenário 4 em comparação à situação atual, cenário 1, cenário 2 e cenário 3 – Modelo Ribeirão Arrudas e Rio das Velhas

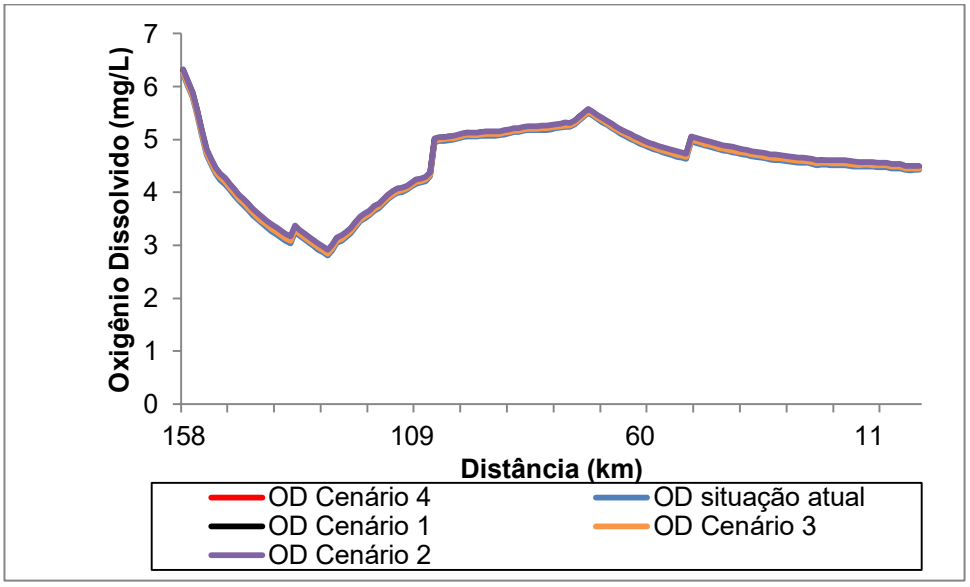


Figura 35 – Resultados de OD da simulação do cenário 4 em comparação à situação atual ao cenário 1, cenário 2 e cenário 3 – Trecho do Rio das Velhas após a foz do Ribeirão Arrudas

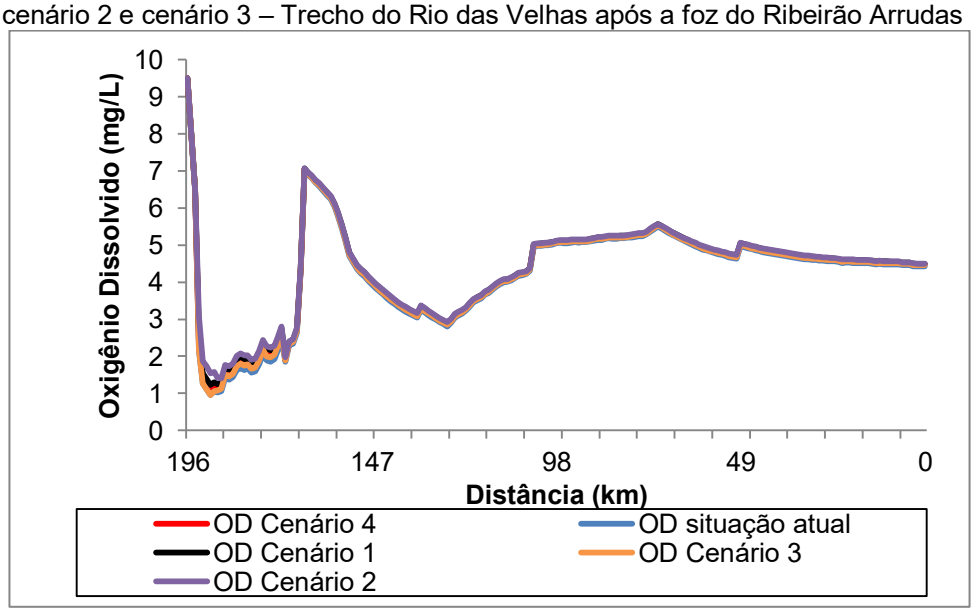


Figura 36 – Resultados da DBO da simulação do cenário 4 em comparação à situação atual, cenário 1, cenário 2 e cenário 3 – Modelo Ribeirão Arrudas e Rio das Velhas

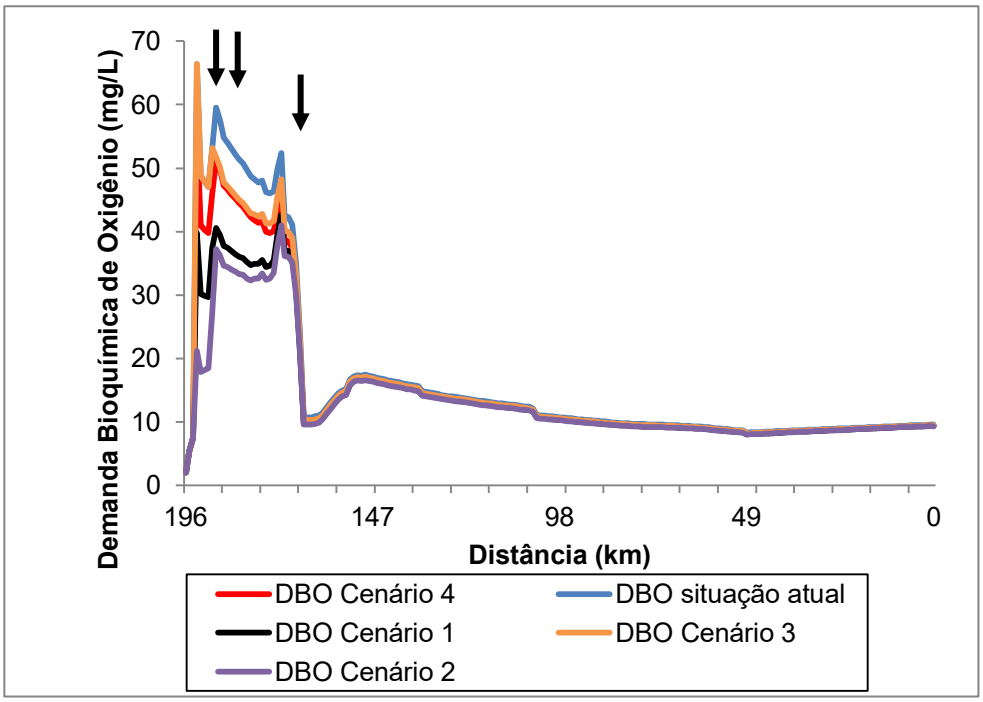
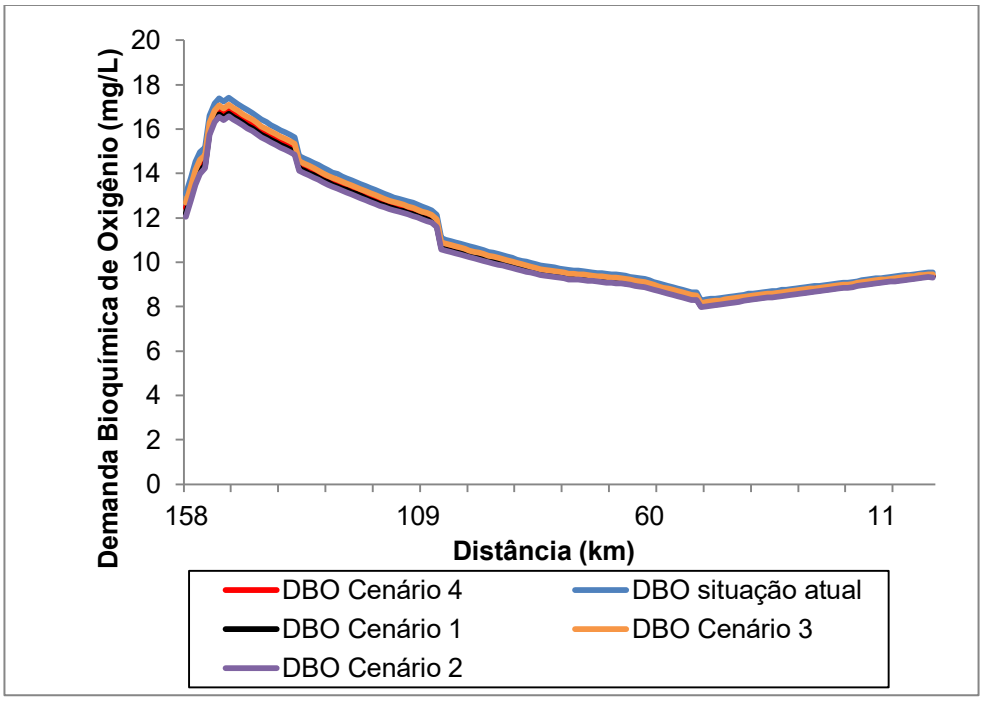


Figura 37 – Resultados de OD da simulação do cenário 4 em comparação à situação atual ao cenário 1, cenário 2 e cenário 3 – Trecho do Rio das Velhas após a foz do Ribeirão Arrudas



Os resultados do cenário 4 são apresentados na Tabela 23.

Tabela 23 – Concentrações de OD e DBO e % de variação do cenário 4 em relação à situação atual – Modelo Ribeirão Arrudas e Rio das Velhas

Pontos (km)	OD (mg/L)	% de aumento de OD em relação à situação atual	DBO (mg/L)	% de redução de DBO em relação à situação atual
192,5	2,31	6,45	56,18	15,44
187,5	1,11	7,77	51,26	13,89
169,5	1,91	2,69	38,61	9,20
157,5	6,29	0,80	12,45	4,89
150,5	4,42	1,38	16,87	2,99
149,5	4,30	1,42	16,73	2,96
111,5	4,04	1,21	12,44	2,88
89,5	5,12	0,87	9,98	2,71
0,5	4,47	1,13	9,41	1,26

Analisando os resultados apresentados nas Figuras 34 a 37 e Tabela 23, em comparação à situação atual da bacia, o cenário 4 também apresentou melhoria nos parâmetros de qualidade analisados.

No trecho do Rio das Velhas após a sua foz no Ribeirão Arrudas houve um aumento de 0,80% de OD e uma redução de 4,89% de DBO. Comparando-se aos cenários anteriores, o cenário 4 apresenta melhoria mais significativa na qualidade da água do Rio das Velhas apenas em relação ao cenário 3, que promoveu um aumento de 0,48% de OD e redução de 2,98% de DBO, para este mesmo trecho: Rio das Velhas após a foz do Ribeirão Arrudas.

Além disso, no cenário 4, as concentrações de OD e DBO ficaram de acordo com a legislação apenas após o km 111,5 e 89,5, respectivamente. Fazendo uma comparação com o cenário 3, esse atingiu os limites da legislação em termos de OD no mesmo ponto, enquanto que para DBO foi um pouco mais a montante que o cenário 3, que ficou em conformidade no km 87,5.

Constata-se que dentre as propostas de intervenções de melhoria da qualidade da água do Rio das Velhas apresentadas (cenário 1, 2, 3 e 4), o cenário 4 não é a melhor opção, apenas se comprado ao cenário 3. Essa constatação pode auxiliar na tomada de decisões para alternativas voltadas a melhoria da qualidade da água da bacia. Se o cenário 4 que propõe a redução de 20% de lançamento de esgoto não tratado ao longo de toda a bacia do Ribeirão Arrudas, não é dentre todas as opções apresentadas a melhor solução de intervenção não faz sentido tentar reduzir a carga

orgânica ao longo de todo esse afluente; tornando-se mais viável, por exemplo, dispor esforços em redução mais significativa (80%) na sub-bacia que tem maior contribuição de lançamento de esgoto não tratado em termos de vazão.

4.4.5 Análise Comparativa dos Cenários dos quatros cenários

A Tabela 24 traz um resumo dos 4 cenários apresentados anteriormente com o intuito de facilitar a comparação entre eles.

Tabela 24 – Tabela Resumo dos cenários – Modelo Ribeirão Arrudas e Rio das Velhas

Pontos (km)	Cenário 1 (redução 50% Jatobá e Bonsucesso)		Cenário 2 (redução 80% Jatobá)		Cenário 3 (redução 80% Bonsucesso)		Cenário 4 (redução 20% ao longo de todo Arrudas)	
	% de aumento de OD em relação à situação atual	% de redução de DBO em relação à situação atual	% de aumento de OD em relação à situação atual	% de redução de DBO em relação à situação atual	% de aumento de OD em relação à situação atual	% de redução de DBO em relação à situação atual	% de aumento de OD em relação à situação atual	% de redução de DBO em relação à situação atual
192,5	19,82	40,23	41,47	68,20	0,00	0,00	6,45	15,44
187,5	21,36	31,85	37,86	37,54	4,85	13,12	7,77	13,89
169,5	4,84	12,86	5,91	14,98	1,61	5,55	2,69	9,20
164,5	0,71	9,67	0,85	11,25	0,28	4,18	0,43	6,88
161,5	1,05	7,32	1,20	8,92	0,45	2,16	0,75	4,69
160,5	1,06	8,71	1,22	10,16	0,46	3,72	0,76	6,35
157,5	1,12	6,88	1,44	8,02	0,48	2,98	0,80	4,89
150,5	2,06	4,20	2,29	4,89	0,69	1,84	1,38	2,99
149,5	2,12	4,18	2,59	4,87	0,94	1,80	1,42	2,96
0,5	1,58	1,78	4,50	2,10	0,68	0,73	1,13	1,26

A partir dos resultados apresentados na Tabela 24, pode-se perceber que o cenário 2 (redução de 80% da vazão de lançamento *in natura* da sub-bacia Jatobá) é o que propicia maior redução da concentração de DBO ao longo dos trechos e maior aumento de OD, promovendo uma melhoria na qualidade da água do Rio das Velhas.

Em termos da localização onde o rio consegue atender os padrões estabelecidos pela legislação, o cenário 2 também foi o melhor, pois apresentou os parâmetros de qualidade da água em conformidade com a legislação em trechos mais a montante do que os dos outros cenários, como pode ser visto na Tabela 25.

Tabela 25 – Localização em que são atendidos os limites estabelecidos pela legislação em cada cenário – Modelo Ribeirão Arrudas e Rio das Velhas

Cenários	OD	DBO
	Localização (km)	
Situação atual	110,5	84,5
Cenário 1	112,5	91,5
Cenário 2	112,5	92,5
Cenário 3	111,5	87,5
Cenário 4	111,5	89,5

De maneira geral, todos os cenários propostos demonstraram uma melhoria na qualidade da água em termos de OD e DBO, em relação ao cenário atual.

Para reforçar os resultados apresentados anteriormente, as Figuras 38 e 39 ilustram os gráficos boxplot obtidos por meio do software Rstudio para a situação atual da bacia e os cenários 1, 2, 3 e 4, para os parâmetros OD e DBO, respectivamente.

Figura 38 – Boxplots apresentando a situação atual da bacia e os cenários 1, 2, 3 e 4 para o parâmetro OD

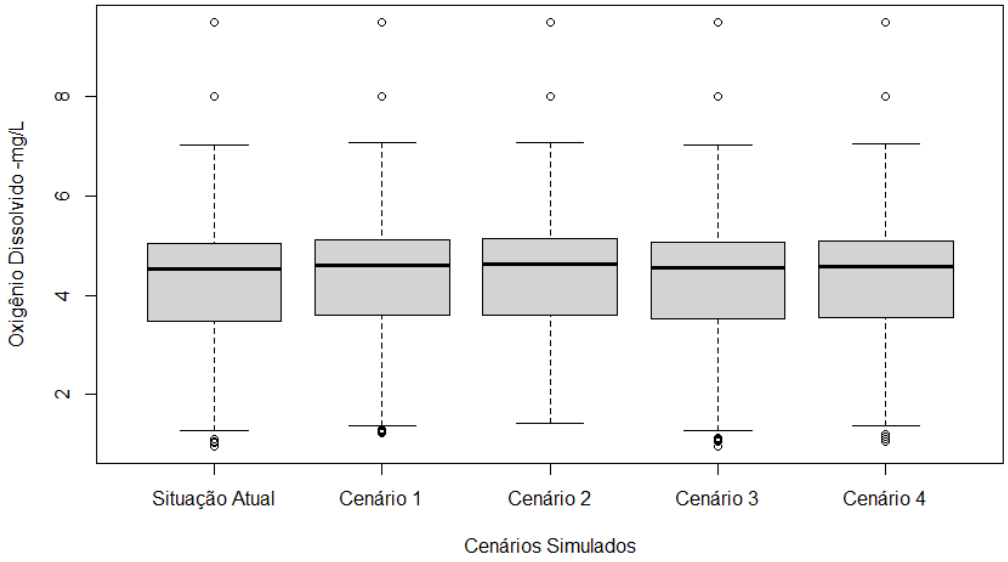
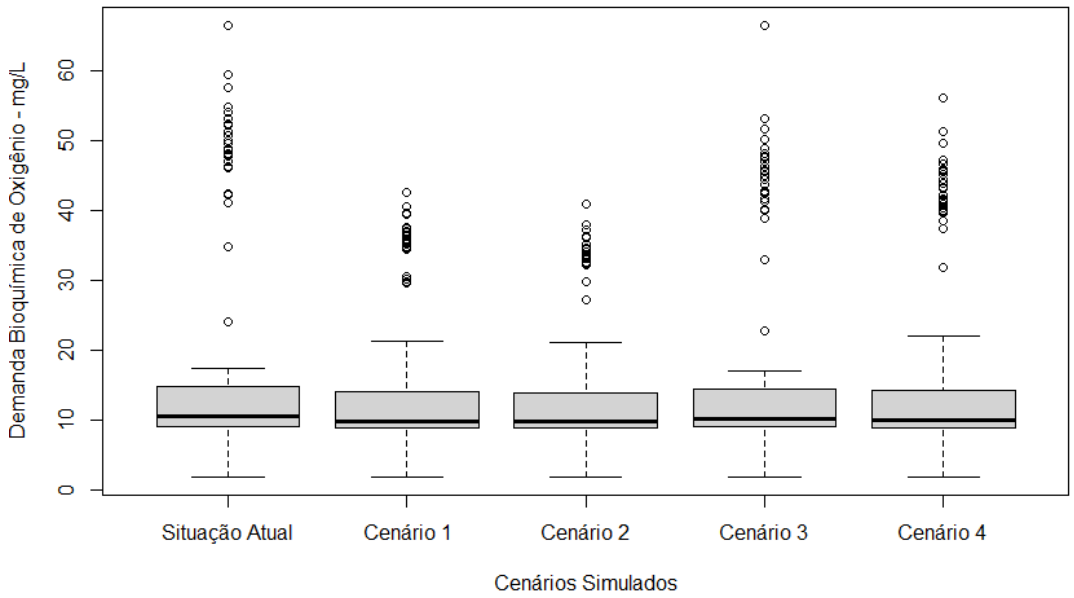


Figura 39 – Boxplots apresentando a situação atual da bacia e os cenários 1, 2, 3 e 4 para o parâmetro DBO



Gráficos do tipo boxplot permitem visualizar a distribuição dos dados. O local onde a haste vertical começa (de baixo para cima) indica o valor mínimo (excetuando algum possível valor extremo ou outlier) e, onde a haste termina indica o máximo (também excetuando algum possível outlier). O retângulo no meio dessa haste possui três linhas horizontais: a linha de baixo, que é o próprio contorno externo inferior do retângulo, indica o primeiro quartil e a de cima, que também é o próprio contorno externo superior do retângulo, indica o terceiro quartil. A linha interna indica o segundo quartil ou mediana (representada pela linha preta mais forte). Os asteriscos ou pontos que às vezes aparecem no boxplot indicam que aquelas observações valores discrepantes, extremos ou outliers. Ressalta-se que para esta pesquisa estes valores ditos como outliers são importantes, pois indicam as concentrações de OD e DBO obtidas na simulação e que podem indicar a situação da qualidade da água, não podendo ser desprezados.

Percebe-se pela Figura 38 que apenas o cenário 2 não apresentou valores considerados outliers abaixo do valor mínimo, o que reforça que esse cenário permitiu o aumento da concentração de oxigênio dissolvido no rio. Este cenário juntamente com o 1 apresentaram a maior mediana de OD em relação aos demais, indicando que as concentrações de OD são maiores, auxiliando na qualidade da água.

Em relação ao parâmetro DBO, verifica-se na Figura 39 que o cenário 2 apresentou os menores valores de outlliers acima do valor máximo, indicando que

essa simulação possibilitou uma redução na carga orgânica do rio. Este mesmo cenário também apresentou a menor mediana de DBO em relação à situação atual e aos demais cenários, ficando bem próximo do cenário 1. O cenário 3 apresentou valores elevados de DBO, próximos ao da situação atual, conforme mencionado anteriormente, mas de forma geral, todos os cenários promoveram a redução de DBO em relação ao cenário atual da bacia.

Nesse sentido, o cenário 2 se mostrou eficiente na redução da carga orgânica ao longo do Rio das Velhas, demonstrando que a uma redução mais elevada a montante da bacia (80% de redução da vazão de lançamento de esgoto in natura no Córrego Jatobá) é mais significativa, o que foi reforçado pela análise gráfica dos dados, como mencionado anteriormente.

4.4.6 Cenários Adicionais

Como já relatado, dentre as propostas apresentadas, o cenário 2 foi o que demonstrou melhoria mais significativa na qualidade da água do Rio das Velhas. Para que se tenha uma ação ainda mais eficiente seria necessária uma proposta de melhoria entre os trechos 159,5 km e 93,5 km, os quais apresentam aumento da concentração de DBO, advindos principalmente do lançamento de cargas pontuais do Ribeirão Onça. Esses cenários levando em consideração esse afluente citado, foram simulados em conjunto ao cenário de redução de 80% de vazão de lançamento de esgoto *in* natura na sub-bacia do Córrego Jatobá (cenário 2), ou seja, os dois novos cenários que serão apresentados a seguir (cenário 5 e 6) foram simulados com os dados do cenário 2 e não com os valores da situação atual; uma vez que já foi constatado a significância nos resultados do cenário 2. Logo, os cenários 5 e 6 foram sempre comparados em relação ao cenário 2. Entende-se então por cenário 5 e cenário 6 alterações na carga pontual do Ribeirão Onça + cenário 2 (redução de 80% de vazão de lançamento de esgoto não tratado na sub-bacia do Ribeirão Arrudas).

Dessa forma, foram simulados mais dois cenários (5 e 6), levando em consideração o Ribeirão Onça, que fica localizado entre os trechos 159,5 e 93,5 km, especificamente no km 152,5 e que contribui para o aumento de DBO e decaimento de OD no Rio das Velhas; em conjunto com o cenário 2, conforme explicado anteriormente. Vale ressaltar que a concentração de DBO nesse trecho, na situação de referência era de 43 mg/L (3º trimestre de 2018).

4.4.6.1 Resultados do Cenário 5

O cenário 5 estabeleceu a melhoria em 9% da eficiência de remoção de DBO da ETE Onça, que era de 84% e considerou-se como sendo de 93% (eficiência máxima para a tecnologia de tratamento empregada nessa estação: UASB+ filtro biológico percolador de alta carga) (von SPERLING, 2014). A concentração de DBO obtida para o trecho do Ribeirão Onça em sua foz no Rio das Velhas pelo cálculo de diluição foi de 22,33 mg/L.

As Figuras 40 a 43 apresentam os gráficos de DBO e OD do cenário 5 em comparação ao cenário 2 e a Tabela 26, as concentrações e porcentagens de variação desses parâmetros em relação ao cenário 2 .

Figura 40 – Resultados de OD da simulação do cenário 5 em comparação ao cenário 2 – Modelo Ribeirão Arrudas e Rio das Velhas

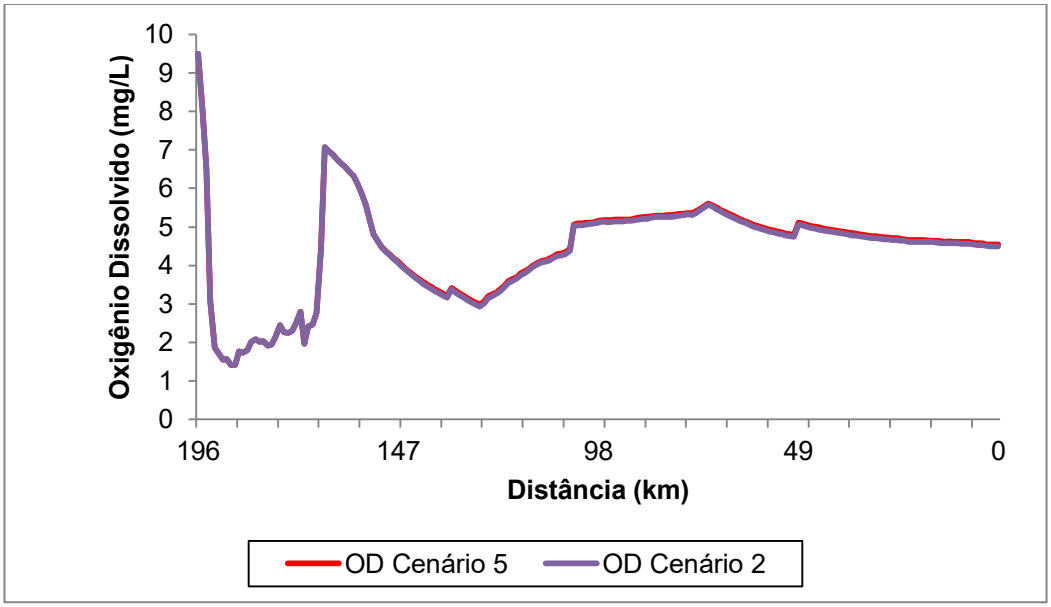


Figura 41 – Resultados de OD da simulação do cenário 5 em comparação ao cenário 2 – Trecho do Rio das Velhas após a foz do Ribeirão Arrudas

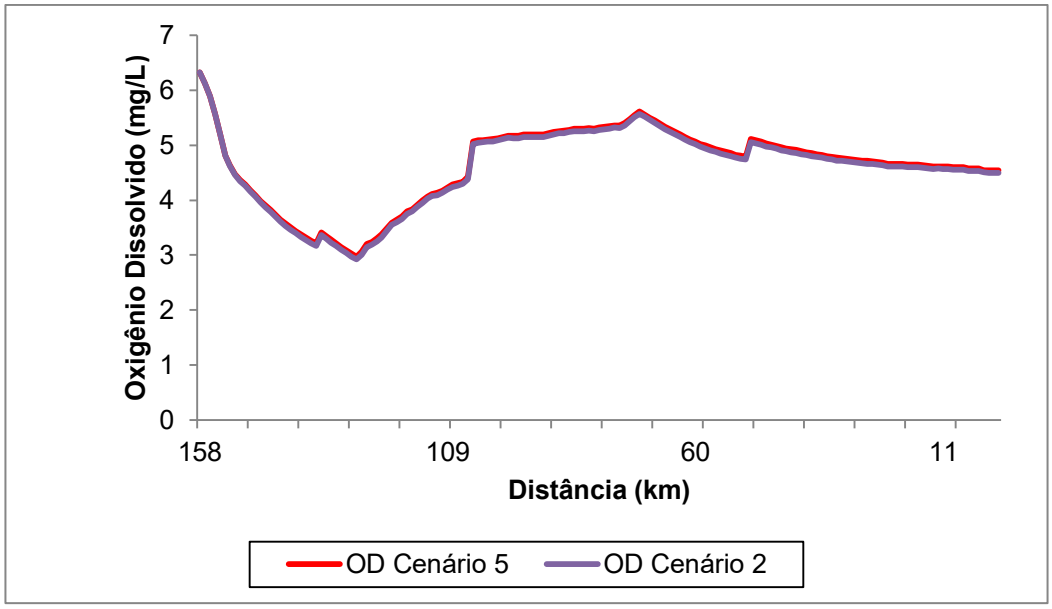


Figura 42 – Resultados da DBO da simulação do cenário 5 em comparação ao cenário 2 – Modelo Ribeirão Arrudas e Rio das Velhas

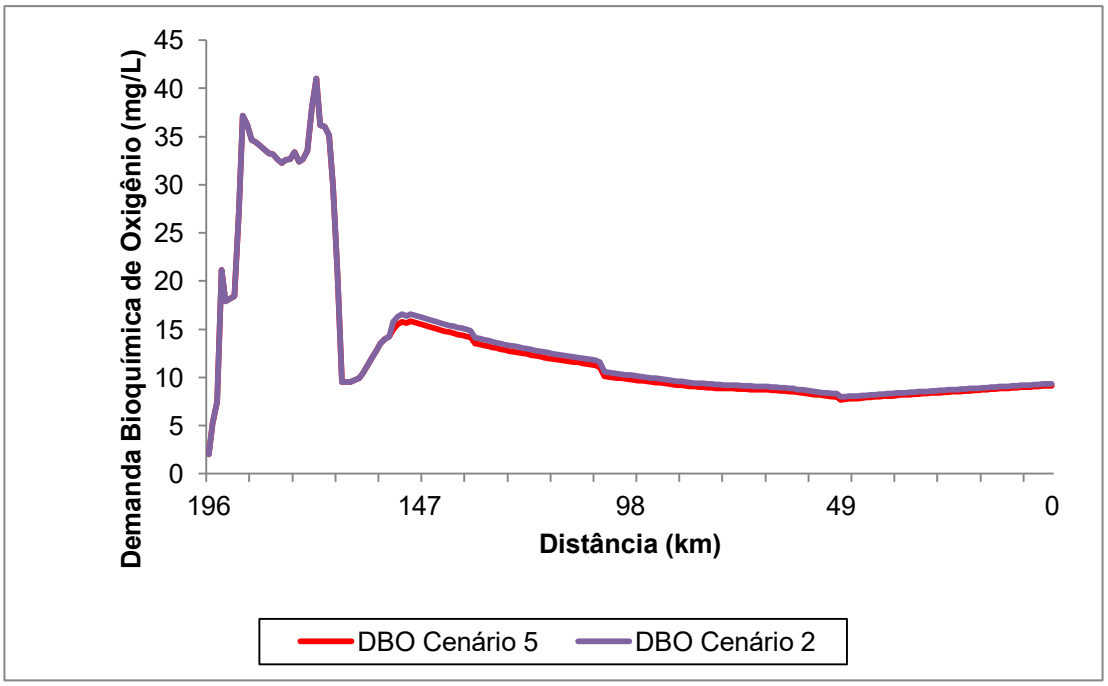
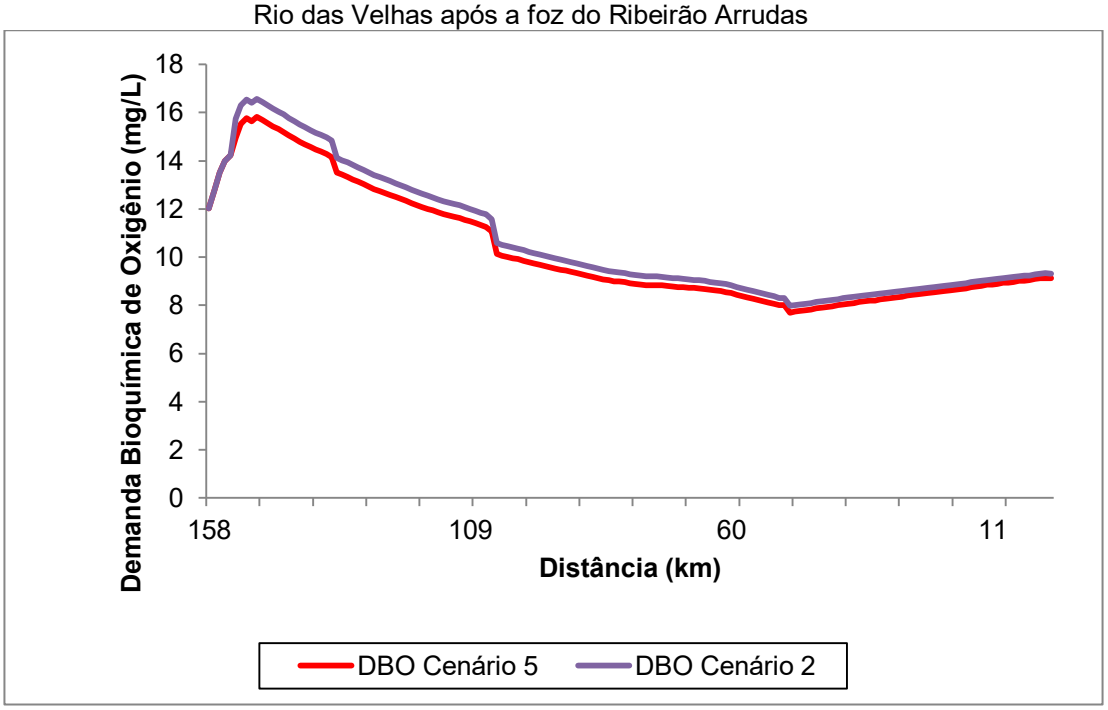


Figura 43 – Resultados da DBO da simulação do cenário 5 em comparação ao cenário 2 – Trecho do Rio das Velhas após a foz do Ribeirão Arrudas



A Tabela 26 apresenta as concentrações de OD e DBO e as porcentagens de variação desses parâmetros em relação ao cenário 2.

Tabela 26 – Concentrações de OD e DBO e % de variação do cenário 5 em relação ao cenário 2 – Modelo Ribeirão Arrudas e Rio das Velhas

Ponto (km)	OD (mg/L)	DBO (mg/L)	% aumento de OD em relação ao cenário 2	% redução de DBO em relação ao cenário 2
152,5	4,81	14,96	0,00	4,96
120,5	3,49	12,34	1,43	4,34
113,5	4,00	11,79	1,25	4,38
112,5	4,07	11,73	0,98	4,37
100,5	5,10	9,96	0,78	4,32
94,5	5,17	9,64	0,77	4,27
92,5	5,19	9,54	0,77	4,22

A partir dos resultados apresentados na Tabela 26 e das Figuras 40 a 43, percebe-se que houve uma melhoria nos parâmetros de qualidade da água do Rio das Velhas com o aumento da eficiência de remoção de DBO da ETE Onça. No km 152,5 há uma redução de 4,96% de DBO em relação ao cenário 2. Essa redução de DBO se mantém ao longo dos trechos nessa ordem de grandeza de 4%. O aumento de OD também acontece nesse cenário, ficando entre 0,77 % e 1,43%. O rio consegue atingir os limites estabelecidos pela legislação para OD e DBO nos

trechos de km 113,5 e 100,5, respectivamente. Comparando-se ao cenário 2, isso ocorre 8 km antes, em termos de DBO e 1 km antes em termos de OD.

4.4.6.2 Resultados do Cenário 6

O cenário 6, por sua vez, considerou a redução de 10% da vazão de lançamento *in natura* no Ribeirão Onça. O valor da concentração de DBO para esse cenário no ponto do Ribeirão Onça em sua foz no Rio das Velhas foi de 39,24 mg/L. Os resultados de OD e DBO deste cenário são apresentados nas Figuras 44 a 47.

Figura 44 – Resultados de OD da simulação do cenário 6 em comparação ao cenário 2 – Modelo Ribeirão Arrudas e Rio das Velhas

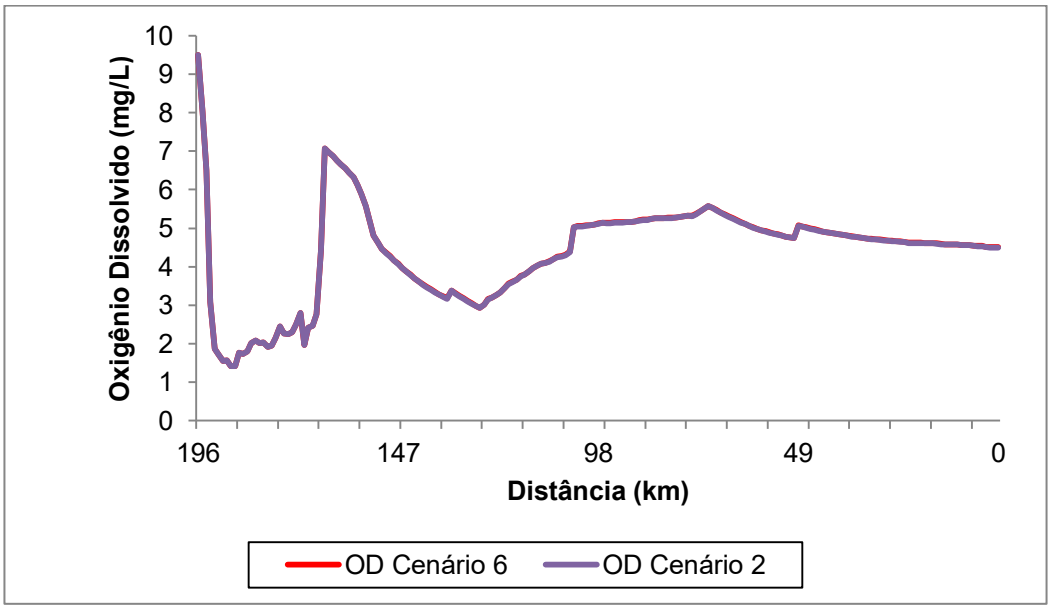


Figura 45 – Resultados de OD da simulação do cenário 6 em comparação ao cenário 2 – Trecho do Rio das Velhas após a foz do Ribeirão Arrudas

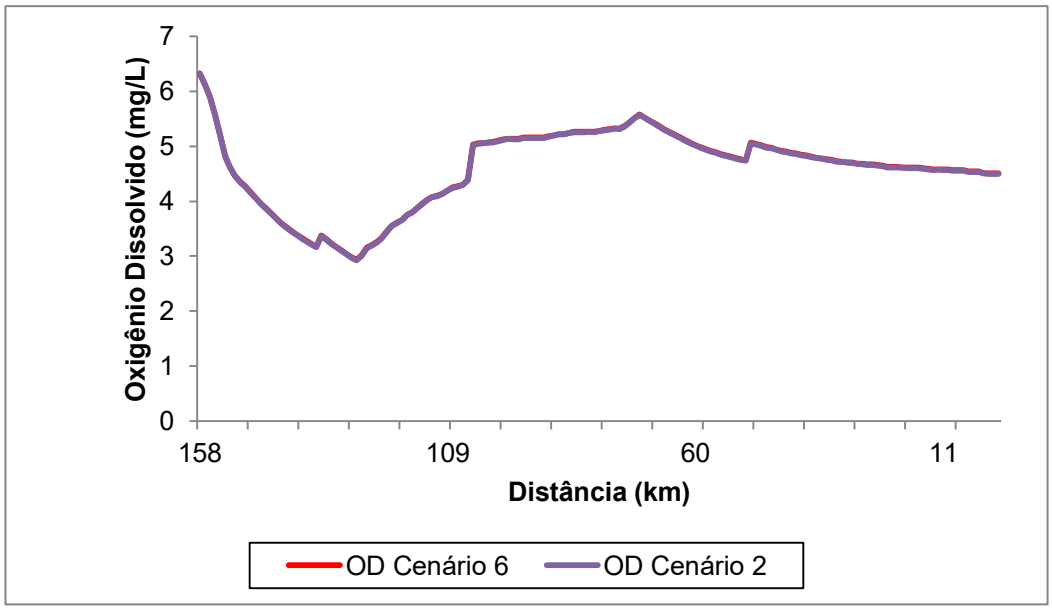


Figura 46 – Resultados da DBO da simulação do cenário 6 em comparação ao cenário 2 – Modelo Ribeirão Arrudas e Rio das Velhas

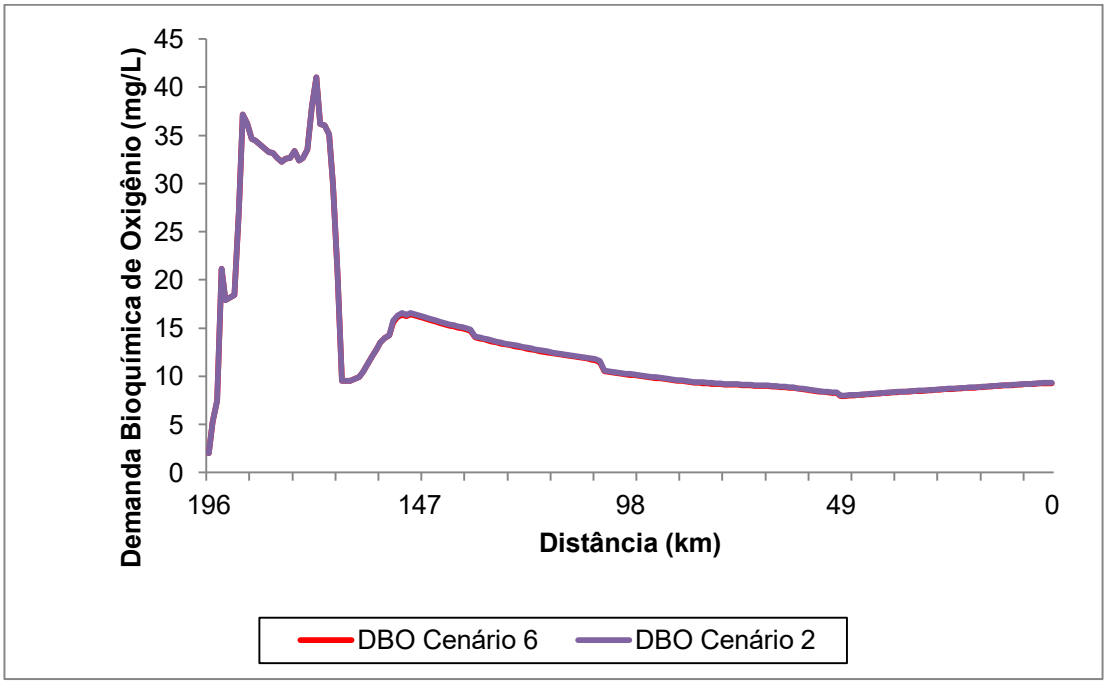
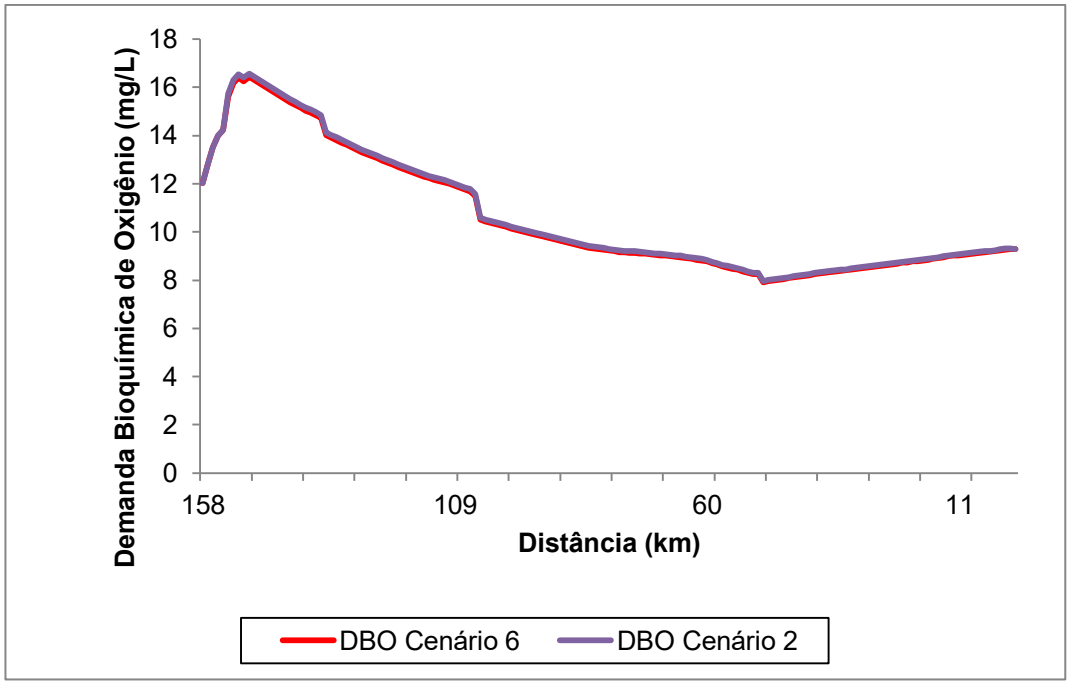


Figura 47 – Resultados da DBO da simulação do cenário 6 em comparação ao cenário 2 – Trecho do Rio das Velhas após a foz do Ribeirão Arrudas



A Tabela 27 apresenta as concentrações de OD e DBO e as porcentagens de variação desses parâmetros em relação ao cenário 2.

Tabela 27 – Concentrações de OD e DBO e % de variação do cenário 6 em relação ao cenário 2 – Modelo Ribeirão Arrudas e Rio das Velhas

Ponto (km)	OD (mg/L)	DBO (mg/L)	% aumento de OD em relação ao cenário 2	% redução de DBO em relação ao cenário 2
152,5	4,81	15,60	0,00	0,89
120,5	3,45	12,80	0,29	0,78
113,5	3,96	12,23	0,25	0,81
112,5	4,03	12,17	0,00	0,86
100,5	5,07	10,32	0,20	0,86
94,5	5,13	9,99	0,00	0,79
92,5	5,16	9,88	0,19	0,80

Percebe-se que o cenário 6, analisando as Figuras 44 a 47 e a Tabela 27, que simulou a redução da vazão de lançamento *in natura* no Ribeirão Onça também propiciou a redução da concentração de DBO e acréscimo nos valores de OD, entretanto, essas variações foram menores do que as proporcionadas pelo cenário 5 baseado na melhoria da eficiência de remoção de DBO da ETE Onça, como mostrado anteriormente. As porcentagens de redução de DBO foram inferiores a 1%. O mesmo ocorreu com a porcentagem de aumento de OD, abaixo de 0,5%.

Neste cenário, os parâmetros OD e DBO conseguiram ficar em conformidade com a legislação a partir dos trechos 112,5 km e 92,5 km. Em relação ao cenário 2, o parâmetro OD ficou de acordo com os limites da legislação no mesmo trecho e para DBO apenas 2 km antes.

Nesse sentido, o cenário 5 que estabeleceu a melhoria de 9% da eficiência de remoção de DBO da ETE Onça, apresentou melhoria mais significativa na qualidade da água do Rio das Velhas do que o cenário 6 de redução de 10% da vazão de lançamento de esgoto não tratado no Ribeirão Onça. Do ponto de vista prático, esse resultado já era esperado, pois a redução de apenas uma parcela de 10% de lançamento *in natura* propicia o lançamento de 90% de esgoto não tratado no rio, o que implica nos parâmetros de qualidade da água. Além disso, esse fato também pode ser confirmado pelos valores obtidos de DBO pelo cálculo de diluição para o trecho do Ribeirão Onça em sua foz no Rio das Velhas, sendo que para o cenário 5, essa concentração foi de 22,33 mg/L enquanto a concentração de DBO no cenário 6 39,24 mg/L. Logo, se o cenário 5 apresentou uma concentração de DBO menor que a do cenário 6, presume-se que o cenário 5 proporcione melhoria mais significativa da qualidade da água, conforme foi confirmado anteriormente.

A fim de reforçar o exposto a respeito dos cenário 5 e 6 em relação ao cenário 2, são apresentados nas Figuras 48 e 49 os gráficos boxplot com a distribuição dos dados de OD e DBO, respectivamente.

Figura 48 – Boxplots apresentando o cenário 2 da bacia e os cenários 5 e 6 para o parâmetro OD

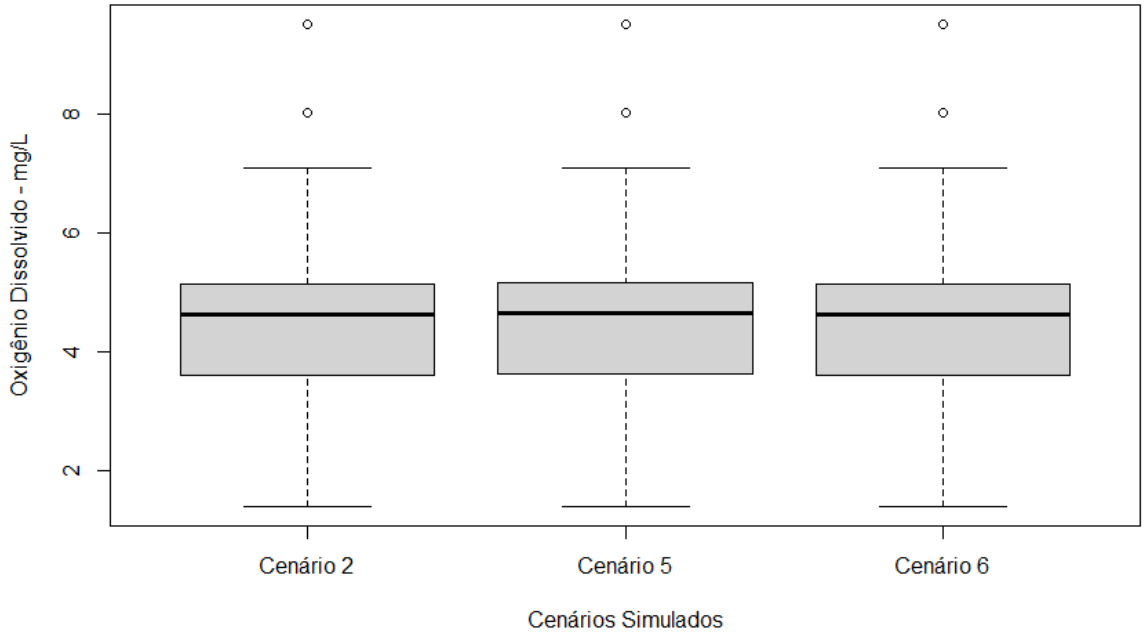
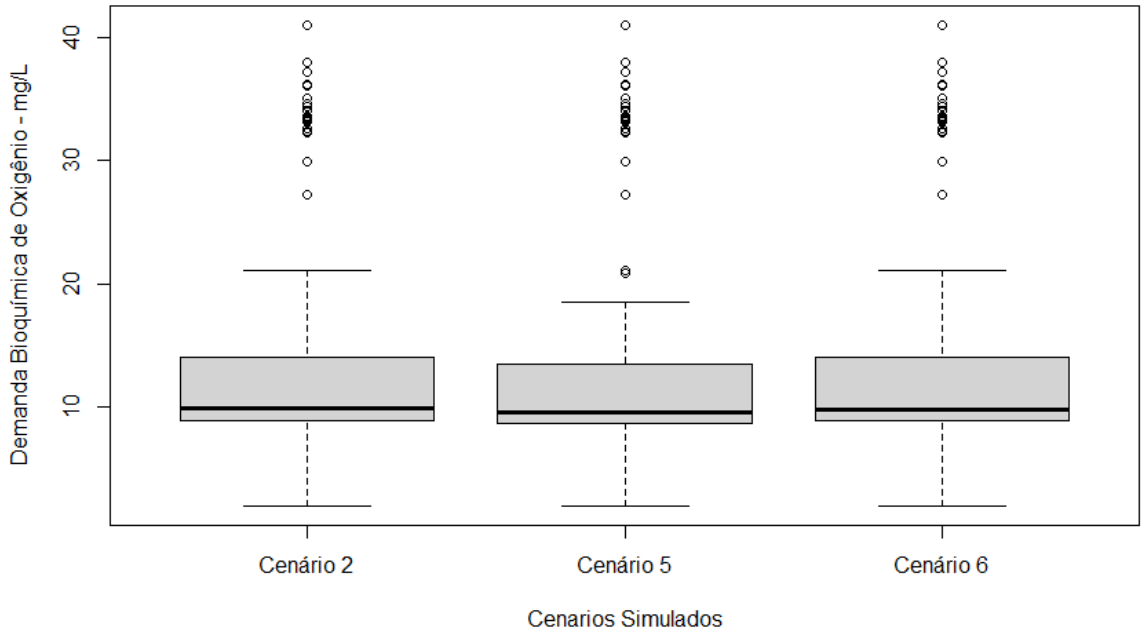


Figura 49 – Boxplots apresentando o cenário 2 da bacia e os cenários 5 e 6 para o parâmetro DBO



Percebe-se pela Figura 48 que o cenário 5 apresentou mediana de OD superior aos demais cenários (variação sutil mas que pode ser percebida no gráfico). Pela análise de Figura 49 verifica-se que este mesmo cenário apresenta a menor mediana de DBO em relação aos demais. Isso reforça o que foi apresentado anteriormente, de que os cenário 5 propicia aumento nas concentrações de OD e redução dos valores de DBO, auxiliando na melhoria da qualidade da água.

Sendo assim, a redução de 80% da vazão de lançamento de esgoto *in natura* no Córrego Jatobá, sub-bacia do Ribeirão Arrudas juntamente com o aumento de 9% da eficiência de remoção de DBO da ETE Onça, os quais correspondem aos cenário 2 e 5, proporcionam uma melhoria significativa na qualidade da água do Rio das Velhas, possibilitando a adequação dos parâmetros de qualidade em trechos mais a montante, se comparado à situação atual da bacia. Adotando-se essas alternativas, o Rio das Velhas atinge os limites da legislação em cerca de 16 km antes do que ocorre no atual cenário da bacia (na situação atual era no km 84,5 e na combinação do cenário 2 e 5, no km 100,5). Isso demonstra que o modelo pode ser capaz de auxiliar no planejamento da bacia, voltado a melhoria na qualidade da água do Rio das Velhas.

4.5 DEMAIS DISCUSSÕES

A seguir são apresentadas algumas discussões a respeito das restrições e limitações desta pesquisa bem como do modelo utilizado e a apresentação de outros

estudos similares no que se refere à modelagem da qualidade da água de rios e simulação de cenários.

Em relação às restrições e limitações da pesquisa, o fato de considerar a hipótese simplificadora de seção retangular poderia implicar, por exemplo, em alterações nos valores do coeficiente de reaeração (K_2) e consequentemente nos parâmetros OD e DBO. Dessa forma, seria interessante que em trabalhos futuros fossem concentrados esforços para obtenção de dados da seção a fim de se realizar simulações considerando a seção do rio como trapezoidal. Além disso, outra restrição desta pesquisa foi em relação à simulação dos cenários considerando apenas o período seco da bacia, com o objetivo de se considerar a pior situação em termos de qualidade da água, devido à estiagem. Pode-se propor para trabalhos posteriores a simulação no período chuvoso da bacia, de forma a verificar como os parâmetros de qualidade da água se apresentam nessa situação.

No que diz respeito ao modelo QUAL2Kw utilizado nesta pesquisa, conforme os resultados apresentados anteriormente, verifica-se que ele conseguiu representar adequadamente o ambiente simulado. Mesmo sendo um modelo simples, conseguiu apresentar uma calibração e validação satisfatórias em termos de OD e DBO, mas não se pode afirmar o mesmo para outros parâmetros como fósforo e nitrogênio, visto que, para isso seria necessário realizar uma simulação considerando esses parâmetros e/ou outros que possam ser pertinentes. Outra proposta também seria realizar um estudo similar ao desta pesquisa utilizando outros softwares como o SWAT ou QUAL-UFMG para verificar se eles conseguem representar a bacia do Rio das Velhas de forma mais adequada ou não em relação ao modelo QUAL2Kw, utilizado nesta pesquisa.

No que se refere a estudos sobre a modelagem da qualidade da água: Soares (2018) e Guedes (2009) realizaram a simulação do Rio dos Bois em Goiás e o Rio Pomba, situado nos estados de Minas Gerais e Rio de Janeiro, respectivamente. Os dois estudos realizaram a modelagem da qualidade da água dos respectivos corpos d ‘água em relação à sua situação atual utilizando o modelo QUAL2Kw. Em ambos os estudos os resultados de calibração e validação apresentaram bons ajustes para os parâmetros OD e DBO, além de conseguirem simular a situação atual de suas respectivas bacias; similar ao encontrado nesta pesquisa.

Outro estudo de modelagem de qualidade da água utilizando o modelo QUAL2Kw foi realizado por Mendes (2010). O principal objetivo do trabalho foi

verificar a capacidade de assimilação de cargas pontuais em um trecho do Rio Itapanhaú, em São Paulo, para os parâmetros OD, DBO, nitratos, amônia, clorofila-a e pH considerando os limites estabelecidos pela Resolução CONAMA 357/05 para rios de classe 2. Além disso, foi realizada a simulação considerando um aumento de 50% da carga poluidora. O modelo apresentou resultados satisfatórios de calibração e validação. Em relação ao cenário de aumento da carga, somente os parâmetros fósforo total e pH excederam os limites de padrão de qualidade da água. O autor ressalta que a utilização de modelos como QUAL2KW para a simulação de rios auxiliam na tomada de decisão em relação à qualidade da água.

Silva, Faria e Moura (2017) realizaram um trabalho de modelagem da qualidade da água do Rio Piracicaba, localizado no estado de Minas Gerais utilizando o modelo SAD IPH. Para os parâmetros OD e DBO, obteve um bom ajuste na calibração. Os parâmetros nitrogênio orgânico, amoniacal, nitrito, nitrato, e coliformes não se ajustaram bem, apresentando valores de concentração simulados diferentes daqueles medidos em campo. Além da situação atual da bacia, simulou um cenário hipotético de instalação de sistemas de tratamento de efluentes domésticos em todos os municípios que realizam o lançamento *in natura* no Rio Piracicaba. Em todas as sedes assumiu-se a existência de um tratamento de efluentes com uma eficiência de 80% na remoção de DBO, 40% no nitrogênio e fósforo total, e 90% nos coliformes termotolerantes.

Com isso, Silva, Faria e Moura (2017) verificaram uma redução significativa da concentração de todos os parâmetros de qualidade em comparação com a simulação com os dados atuais. Apesar do decréscimo da concentração de todos os constituintes, a redução na carga poluidora proveniente dos efluentes *in natura* não foi suficiente para que todos os cursos d'água se enquadrassem na classe 2 da Resolução CONAMA. Assim como nesta pesquisa, Silva (2014) também constatou que a utilização de modelos de qualidade é capaz de simular diferentes cenários que podem auxiliar no planejamento e gestão de bacias.

4.6 RESULTADOS DA ANÁLISE DE SENSIBILIDADE

A análise de sensibilidade foi realizada alterando os valores de entrada de DBO e OD, nas proporções +/-5%,+/-10% e +/-15% e analisando a interferência nos valores de K_1 e K_2. A Tabela 28 apresenta os resultados dos coeficientes NSE e RSR para os parâmetros OD e DBO obtidos na análise de sensibilidade.

Tabela 28 – Resultados dos coeficientes NSE e RSR para os parâmetros OD e DBO obtidos na análise de sensibilidade

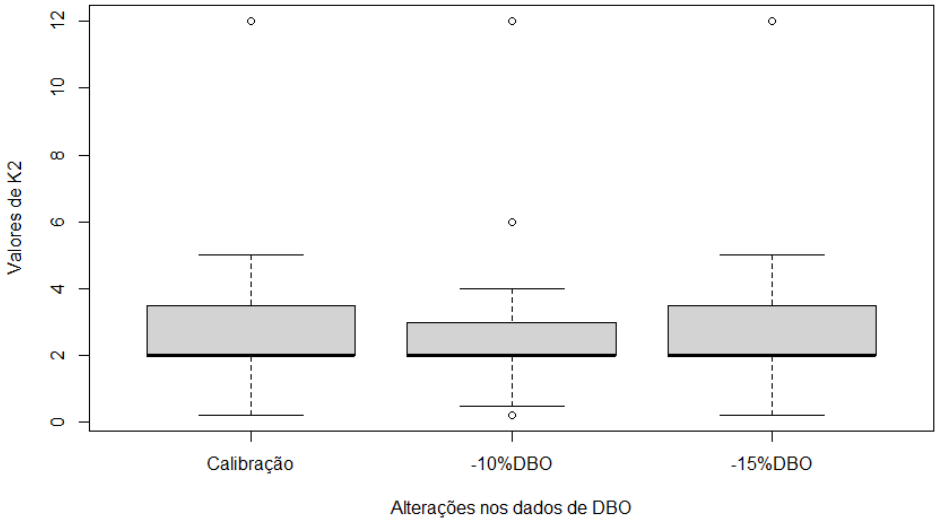
Proporções de variações para cada parâmetro	Resultados de NSE e RSR para nova calibração de OD		Resultados de NSE e RSR para nova calibração de DBO	
	NSE	RSR	NSE	RSR
-5% DBO	0,74	0,51	0,85	0,39
+5% DBO	0,76	0,49	0,81	0,43
-10% DBO	0,72	0,52	0,83	0,40
+10% DBO	0,77	0,48	0,77	0,48
-15% DBO	0,72	0,53	0,80	0,44
+15% DBO	0,77	0,48	0,70	0,55
-5% OD	0,79	0,45	0,84	0,40
+5% OD	0,69	0,55	0,84	0,40
-10% OD	0,83	0,41	0,84	0,40
+10% OD	0,63	0,61	0,84	0,40
-15% OD	0,85	0,38	0,84	0,40
+15% OD	0,55	0,67	0,84	0,40

Verificou-se que para a DBO na variação de +/-5% não houve mudança nos coeficientes K_1 e K_2, uma vez que os valores de NSE e RSR mantiveram praticamente os mesmos da calibração (NSE igual a 0,75 RSR igual a 0,50 para OD e NSE igual a 0,84 e RSR igual a 0,40 para DBO), dentro dos limites de classificação (NSE entre 0,75 e 1,00 e RSR entre 0 e 0,5), definidos por Moriasi *et al*. (2007).

Para as demais variações de DBO houve alterações nos coeficientes K_1 e K_2, pois apresentaram parâmetros fora da faixa de classificação obtida na calibração (de muito boa para boa), sendo que para -10% e -15%, foi necessário modificar K_2 (houve uma redução desse coeficiente em média de 40% para a proporção -10% e uma redução de 60% para a proporção -15%), pois os valores de NSE e RSR saíram da faixa de muito boa para boa). Percebe-se que as variações de NSE e RSR em relação à calibração inicial do modelo foram pequenas (NSE igual a 0,72 e RSR igual a 0,52 para a variação de -10% e NSE igual a 0,72 e RSR igual a 0,53 para a variação de -15% e para a calibração inicial NSE igual a 0,75 e RSR igual a 0,50); mesmo assim realizou-se uma nova calibração pelo fato de terem mudado a faixa de valores limites estabelecida por Moriasi *et al*. (2007). Ressalta-se que essas variações no coeficiente K_2 ocorreram em apenas alguns trechos, o que pode justificar essa pequena alteração no NSE e RSR.

A Figura 50 apresenta os gráficos boxplot dos valores do coeficiente K_2 obtidos na calibração original e nas alterações dos dados de entrada de DBO em -10% e -15%. Conforme mencionado anteriormente, os valores de outliers não são desconsiderados, visto que foram obtidos na calibração do modelo.

Figura 50 – Boxplots apresentando os valores do coeficiente K_2 obtidos na calibração e nas alterações dos dados de entrada de DBO em -10% e -15%

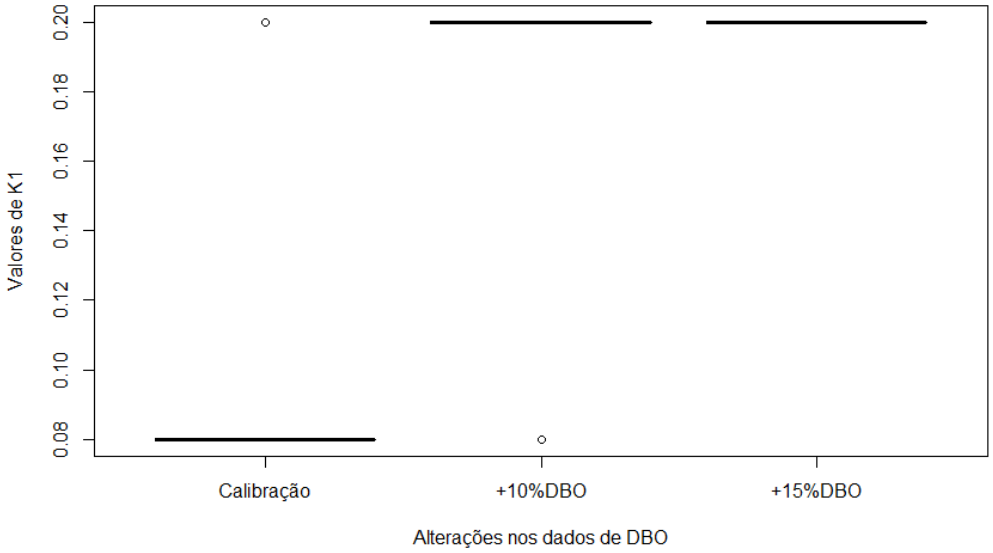


Percebe-se que tanto para a variação de -10% e -15% dos dados de DBO, a mediana de K_2 permanece a mesma em relação à da calibração original. Para a proporção de -15% de DBO não houve diferenças entre os valores mínimos e máximo de K_2 e também entre o primeiro e o terceiro quartil em relação aos valores da calibração. Já para a proporção de -10% de DBO, o terceiro quartil é menor do que o encontrado na calibração, gerando uma menor dispersão dos dados. Alterações em -10% nos dados de entrada de DBO podem reduzir os valores do coeficiente de reaeração (K_2).

Quanto à proporção de +10% e +15% houve alteração em K_1 (redução para ambas proporções de aproximadamente 60%). Essas alterações ocorreram em alguns dos trechos simulados. Em termos de NSE e RSR, as variações foram um pouco maiores (NSE e RSR iguais a 0,84 e 0,40, respectivamente para a calibração inicial enquanto que para as proporções citadas ficaram na faixa de 0,70 e 0,50, NSE e RSR, respectivamente).

Para apresentar os resultados de K_1 para as alterações de +10% e +15% dos valores de DBO em comparação com a calibração original, os gráficos boxplot são ilustrados pela Figura 51.

Figura 51 – Boxplots apresentando os valores do coeficiente K_1 obtidos na calibração e nas alterações dos dados de entrada de DBO em +10% e +15%

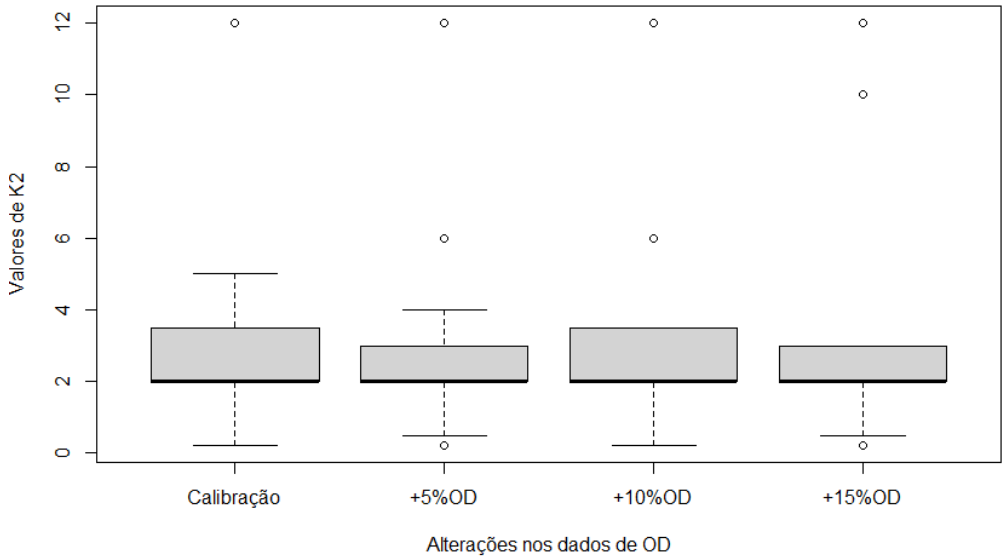


Destaca-se que os valores de K_1 ficaram em todas as situações apresentadas na Figura 51 entre 0,08 e 0,20 (faixa relativamente pequena) e pode ser por esse motivo que os gráficos apresentaram apenas os valores da mediana, visto que considerou os demais valores como discrepantes (calibração e +10%DBO). Ressalta-se que esses valores de outliers não devem ser desconsiderados, uma vez que foram obtidos na calibração do modelo. Percebe-se que tanto para as proporções de +10% DBO e +15% DBO as medianas ficaram bem distantes da obtida na calibração original do modelo. Dessa forma, verifica-se que alterações de +10% e +15% nos valores de entrada de DBO impactam no coeficiente de desoxigenação (K_1).

Em relação a variações no parâmetro OD, apenas para as variações +5%,+10% e +15% houve a necessidade de uma nova calibração, devido à mudança na classificação de NSE e RSR (muito boa para satisfatória), apenas para o coeficiente K_2 que reduziu cerca de 35%, 40% e 50%, para as proporções +5%,+10% e +15%, respectivamente.

A Figura 52 apresenta os valores do coeficiente K_2 obtidos na calibração e nas alterações dos dados de entrada de OD em +5% ,+10% e +15%.

Figura 52 – Boxplots apresentando os valores do coeficiente K_2 obtidos na calibração e nas alterações dos dados de entrada de OD em +5% ,+10% e +15%



Verifica-se que para todas as proporções a mediana de K_2 é a mesma em relação à calibração original. Para a proporção de +10% de OD não houve variações em relação aos dados da calibração original, enquanto que para as proporções de +5% de OD e +15% de OD, o terceiro quartil é menor do que o encontrado na calibração, gerando uma menor dispersão dos dados. Alterações em +5% e +15% nos dados de entrada de OD podem reduzir os valores do coeficiente de reaeração (K_2).

Destaca-se que para todas as variações dos dados de entrada, DBO e OD, o modelo pode ser considerado calibrado, com base nos coeficientes NSE e RSR, o que houve em alguns casos, como citado anteriormente, foi a alteração da classificação dos coeficientes NSE e RSR, de muito boa (calibração inicial) para boa (alterações nos dados de entrada). Isso significa que para alguns modelos a qualidade da calibração atestada por estas métricas foi alterada.

Conclui-se que variações de +/-5% e -15% de DBO (+/-5%) não impactam na calibração, apenas alterações +/-10% e +15%, promovendo variação significativa nos coeficientes K_1 e K_2 adotados na calibração inicial. Em relação ao OD, variações de +5% e +15% promoveram alterações no coeficiente K_2. Desta forma, percebe-se que o modelo é sensível tanto às alterações nos dados de DBO e OD impactando nos coeficientes K_1 e K_2, o que torna necessário que sejam concentrados esforços na determinação confiável desses dados de entrada.Salienta-se assim a importância de se ter o monitoramento dos parâmetros de qualidade dos rios para servir como base de dados para estudos similares.

5 CONCLUSÕES PROPOSTAS DE TRABALHOS FUTUROS

A modelagem da qualidade da água é uma importante ferramenta de gestão de recursos hídricos, pois permite um melhor diagnóstico da autodepuração do rio e com a simulação de cenários facilita a proposição de alternativas que promovam a melhoria da qualidade da água em relação a situação atual de poluição do corpo d' água.

Neste contexto, esta pesquisa realizou, por meio do modelo QUAL2Kw, a simulação da qualidade da água do Rio das Velhas. Esse rio apresenta desconformidade com os limites estabelecidos pela legislação para os parâmetros OD e DBO. Sendo assim, foi feita a calibração e validação de um trecho de 185 km do Rio das Velhas, desde a cidade de Raposos a Jaboticatubas.

De forma geral, o modelo mostrou ser capaz de auxiliar no planejamento da bacia, podendo servir assim como ferramenta de apoio na tomada de decisões quanto à seleção de soluções para a melhoria da qualidade do Rio das Velhas. Após a realização do diagnóstico de qualidade da água verificou-se que para facilitar a contabilização das cargas para a simulação dos cenários era necessário simular o Ribeirão Arrudas, importante afluente do Rio das Velhas, que contribui significativamente para a poluição desse rio. Sendo assim, foi realizada uma nova simulação para um trecho de 195 km, englobando desde a nascente do Ribeirão Arrudas a sua foz no Rio das Velhas e este até a cidade de Jaboticatubas. Esse novo modelo foi calibrado e validado e também apresentou bom ajuste aos dados observados.

Foram estabelecidos seis cenários: quatro em relação ao Ribeirão Arrudas e dois em relação ao Ribeirão Onça. Após as simulações desses cenários, verificou-se que a redução de 80% da vazão lançamento de esgoto não tratado da sub-bacia Jatobá em conjunto a melhoria de 9% da eficiência de remoção de DBO da ETE Onça proporcionam uma melhoria significativa na qualidade da água do Rio das Velhas. Esse cenário consegue atingir os limites estabelecidos pela legislação para os parâmetros OD e DBO 16 km antes da situação atual da bacia. Desta forma, foi possível responder a pergunta de pesquisa: Quais as estratégias de gerenciamento da bacia em termos de intervenções estruturais mais relevantes para a melhoria da qualidade da água do Rio das Velhas?

A análise de sensibilidade constatou que alterações nos valores de OD e DBO impactam nos coeficientes K_1 e K_2, sendo importante a concentração de esforços para a determinação confiável desses dados de entrada.

Sendo assim, esta pesquisa conseguiu atender ao objetivo geral proposto de avaliar estratégias de intervenções que permitissem a melhoria na qualidade da água no Rio das Velhas. Foram simulados cenários e com base nestes resultados foi possível definir as melhores alternativas. Em relação aos objetivos específicos: foi realizado um diagnóstico da qualidade da água do Rio das Velhas avaliando os principais parâmetros de qualidade da água, no período seco (abril a setembro) de 2018, 2019,2020 e 2021; implementou-se um modelo matemático de simulação de qualidade da água; realizou-se a simulação da qualidade da água do Rio das Velhas de modo a verificar as alterações nos parâmetros de qualidade devido ao lançamento de efluentes e utilizou-se o modelo de qualidade da água para simular cenários futuros que promovam a melhoria da qualidade da água. Assim, todos os objetivos específicos propostos foram atendidos.

De forma geral, o modelo foi capaz de simular cenários que possam vir a auxiliar no planejamento da bacia e na tomada de decisões de processos de melhoria da qualidade do Rio das Velhas.

Sugere-se para trabalhos futuros a modelagem do Ribeirão Onça, semelhante ao realizado para o Ribeirão Arrudas, com o objetivo de verificar se há diferença nos resultados em relação à simplificação feita nesta pesquisa e a simulação do Ribeirão da Mata para verificar a contribuição de lançamento de esgoto *in natura* desse afluente no Rio das Velhas. Além disso, a simulação com outras porcentagens de redução nas sub-bacias do Ribeirão Arrudas pode ser interessante para verificar se há alterações nos parâmetros de qualidade do rio. Indica-se também a proposição de medidas estruturantes juntamente com intervenções estruturais, semelhantes às apresentadas nesta pesquisa. Ademais, sugere-se estudos similares ao apresentado nesta pesquisa utilizando outros softwares como o SWAT e QUAL-UFMG, a simulação de outros parâmetros de qualidade, tais como nitrogênio, fósforo e coliformes e simulações que envolvam as restrições e limitações desta pesquisa, conforme mencionado anteriormente.

6 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ANA. **Poluição hídrica (Editorial)**. Disponível em: <https://www.ana.gov.br/noticias-antigas/poluiassapso-hadrica-editorial.2019-03-15.5899418854>.

ANA. **Só 21% do esgoto na Bacia do Rio Paraíba do Sul são tratados**, 2019.

ANAGNOSTOU, E.; GIANNI, A.; ZACHARIAS, I. **Ecological modeling and eutrophication—A review**. Natural Resource Modeling, v. 30, n. 3, p. e12130, 1 ago. 2017.

ÁVILA, L. C. **Modelagem da Qualidade da Água Utilizando Coeficientes Bibliográficos e Experimentais -Aplicação ao Rio Vacacaí Mirim**.

BARROS, F. M. *et al.* **Balanço de oxigênio no Rio Turvo Sujo-MG em diferentes épocas do ano**. Engenharia na Agricultura, 2011. v. 19, n. 1, p. 72–80.

BOTTINO, F. et al. **Calibration of QUAL2K model in Brazilian micro watershed: effects of the land use on water quality**. Acta Limnologica Brasiliensia, v. 22, p. 474–485, 2010.

BRAGA, B. et al. **Introdução à Engenharia Ambiental: o desafio do desenvolvimento sustentável**. 2. ed. São PAulo: Pearson Prentice Hall, 2005.

BRASIL. **LEI Nº 9.433, DE 8 DE JANEIRO DE 1997.Política Nacional de Recursos Hídricos**, 1997. Disponível em: <http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/LEIS/L9433.htm>

BRASIL. **Resolução CONAMA 357/2005- Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências**, 2005. Disponível em: <http://www2.mma.gov.br/port/conama/legiabre.cfm?codlegi=459>.

BRASIL. **Lei Nº 14.026, de 15 DE Julho de 2020. Política Nacional de Saneamento Básico**, 2020. Disponível em: <http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2007-2010/2007/lei/l11445.htm>

BUI, H. H. et al. **Integration of SWAT and QUAL2K for water quality modeling in a data scarce basin of Cau River basin in Vietnam**. Ecohydrology and Hydrobiology, v. 19, n. 2, p. 210–223, 1 abr. 2019.

CHAPRA, S. C. **Surface Water-Quality Modeling. United States**: Waveland, 1997.

COPASA. **Monitoramento ETE Onça**, 2017

COPASA. **Monitoramento ETE Arrudas 2019-2020**,2019

COSTA, M. A. . **Reflexões sobre a política participativa das águas: o caso CBH Velhas/MG**. [s.l.] UFMG, 2008.

CUNHA, N. B. **Modelagem da qualidade de água no rio são marcos, situado na bacia hidrográfica do Alto Paraná**.

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

DEZOTTI, M. **Processos e Técnicas para o Controle Ambiental de Efluentes Líquidos**. Rio de Janeiro: Série Escola Piloto de Engenharia Química COPPE/UFRJ, 2008.

FRAGOSO JR, C. R.; FERREIRA, T. F.; MARQUES, D. M. **Modelagem Ecológica em Ecossistemas Aquáticos**. São Paulo: Oficina de Textos, 2009.

FRANCA, S. et al. **Proknow-c: da seleção de um portfólio de artigos à análise sistêmica sobre blocos de terra comprimida**. Pensar Acadêmico, v. 17, p. 291–308, 2019.

FUNASA. **Manual do Saneamento**. 5. ed. [s.l: s.n.].

GASTALDINI, M. C. C. et al. **Aplicação de Modelo Matemático a Dados de Ciclos de Estratificação Térmica e de Qualidade da Água do Reservatório do Vacacaí-Mirim**. RBRH – Revista Brasileira de Recursos Hídricos, v. 9, p. 27–35, 2004.

GASTALDINI, M. C. C.; SEFFRIN, G. F. F.; PAZ, M. F. **Diagnóstico atual e previsão futura da qualidade das águas do rio Ibicuí**. Revista Engenharia Sanitária e Ambiental, v. 7, p. 34–43, 2002.

GOMES, C. L.; POGGIALI, F. S. J.; AZEVEDO, R. C. **Concretos com agregados reciclados de resíduos de construção e demolição e adições minerais: uma análise bibliográfica**. Matéria-Rio de Janeiro, v. 24, p. 1–12, 2019.

GOMES, F.; SIMÕES, S. **Simulação de Modelagem Qualitativa para Avaliação Preliminar da Qualidade da Água na Bacia do Ribeirão das Perdizes em Campos do Jordão/SP, como Subsídio ao Enquadramento**. Revista Brasileira de Recursos Hídricos, v. 19, p. 309–326, 1 jan. 2014.

HAN, J. et al. **Evaluation of the Effect of Channel Geometry on Streamflow and Water Quality Modeling and Modification of Channel Geometry Module in**

SWAT: A Case Study of the Andong Dam Watershed. Water, v. 11, p. 718, 6 abr. 2019.

HELLER, L.; PÁDUA, V. L. **Abastecimento de água para consumo humano**. Belorizonte: Editora UFMG, 2006.

HERRERA, D. J. . **Integração de modelos de quantidade e qualidade da água para avaliação de cargas contaminantes em afluentes de mananciais de abastecimento**.

IBGE. **População da bacia do Rio das Velhas**, 2010.

IGAM. **Monitoramento da Qualidade das Águas Superficiais no Estado de Minas Gerais: relatório trimestral 3° trimestre de 2018**. [s.l: s.n.].

JORDÃO, E. P.; PESSOA, C. A. **Tratamento de esgoto doméstico**. 7. ed. Segrac, 2014.

JUNIOR, E.; FERREIRA, M. **Estimativa de largura de rios a partir de imagens Google Earth e mapas de hierarquia fluvial, para o mapeamento de áreas de preservação permanente na alta bacia do rio Jaguari, MG**.

KAHN, J. R.; VÁSQUEZ, W. F.; REZENDE, C. E. DE. **Choice modeling of system-wide or large scale environmental change in a developing country context: Lessons from the Paraíba do Sul River**. Science of The Total Environment, v. 598, p. 488–496, 2017.

KANNEL, P. R. et al. **A Review of Public Domain Water Quality Models for Simulating Dissolved Oxygen in Rivers and Streams**. Environmental Modeling and Assessment, v. 16, n. 2, p. 183–204, 2011.

KAUARK, F., MANHÃES, F. C., MEDEIROS, C. H., **Metodologia da pesquisa: guia prático, Itabuna**, Via Litterarum, 2010

LIMA, B. P.; MAMEDE, G. L.; LIMA NETO, I. E. **Monitoramento e modelagem da qualidade de Água em uma bacia hidrográfica semiárida**. Engenharia Sanitaria e Ambiental, v. 23, p. 125–135, 2018.

LIMA, J. M. DA S. L. E. **Modelação Matemática da Qualidade da Água do Rio Minho Internacional**. [s.l.] FEUP, 2010.

MARÇAL, D. A.; SILVA, C. E. **Avaliação do impacto do efluente da estação de tratamento de esgoto ETE-Pirajá sobre o Rio Parnaíba, Teresina (PI)**. Engenharia Sanitaria e Ambiental, v. 22, p. 761–772, 2017.

MARTÍNEZ-SALVADOR, A.; CONESA-GARCÍA, C. **Suitability of the SWAT Model for Simulating Water Discharge and Sediment Load in a Karst Watershed**

of the Semiarid Mediterranean Basin. Water Resources Management, v. 34, n. 2, p. 785–802, 2020.

MATEUS, M. et al. ScoRE—**A Simple Approach to Select a Water Quality** Model. Water, v. 10, p. 1811, 9 dez. 2018.

MENDES, D. A. R. **Aplicação do modelo QUAL2Kw para avaliação de cargas pontuais no Rio Itapanhaú**. [s.l.] Universidade de São Paulo, 2010.

OCDE. **Cobrança pelo uso de recursos hídricos no Brasil: caminhos a seguir**. Paris: [s.n.].

ODUM, E. P. **Fundamentos de Ecologia**. 6. ed. [s.l: s.n.].

OMS. **Organização Mundial da Saúde-OMS**. Disponível em: <http://www.who.int/eportuguese/publications/pt/>.

OUÉDRAOGO, W. A. A.; RAUDE, J. M.; GATHENYA, J. M. **Continuous Modeling of the Mkurumudzi River Catchment in Kenya Using the HEC-HMS Conceptual Model: Calibration, Validation, Model Performance Evaluation and Sensitivity Analysis**. Hydrology, v. 5, n. 3, 2018.

PELLETIER, G.; CHAPRA, S. **QUAL2Kw theory and documentation (version 5.1) A modeling framework for simulating river and stream water quality**. Washington State Departament Ecology, 2008.

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, n. 3, p. 164, 1 mar. 2019.

PREFEITURA DE BELO HORIZONTE. **Plano Municipal de Saneamento de Belo Horizonte 2020 - 2023**. Disponível em:< https://prefeitura.pbh.gov.br/sites/default/files/estrutura-de-governo/obras-e-infraestrutura/2021/_pms2020-2023_texto_completo.pdf>. Acesso em: 20 de janeiro de 2021.

RICHTER, C. A.; AZEVEDO NETTO, J. M. DE. **Tratamento de Água: Tecnologia atualizada**. São Paulo: Blucher, 2018.

ROSA, A. H.; FRACETO, L. .; CARLOS, V. . **Meio Ambiente: Sustentabilidade**. Porto Alegre: Bookman, 2012.

SANTOS, F. F. . et al. **O desenvolvimento do saneamento básico no Brasil e as consequências para a saúde pública**. Revista Brasileira de Meio Ambiente, v. 4, n. 1, p. 241–251, 2018.

SHARMA, D.; KANSAL, A. A**ssessment of river quality models: A review**. Reviews in Environmental Science and Biotechnology, v. 12, n. 3, p. 285–311, 2013.

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)**. Engenharia Sanitaria e Ambiental, v. 22, p. 133–143, 2017.

SILVA, E. L., MENEZES, E. M., **Metodologia da pesquisa e elaboração de dissertação**, 4 ed, Florianópolis, UFSC, 2005.

SNIS. **Diagnóstico dos Serviços de Água e Esgoto**. Disponível em: <http://www.snis.gov.br/downloads/diagnosticos/ae/2019/Diagnostico_AE2019.pdf>.

SNIS. **Diagnóstico do Manejo de Resíduos Sólidos Urbanos**. Disponível em: <http://www.snis.gov.br/downloads/diagnosticos/rs/2019/Diagnostico_RS2019.pdf>.

SNIS. **Diagnóstico de Drenagem e Manejo das Águas Pluviais Urbanas**. Disponível em: <http://www.snis.gov.br/downloads/diagnosticos/ap/2019/Diagnostico_AP2019.pdf>.

TANG, T. J. et al. **Eutrophication control decision making using EFDC model for Shenzhen Reservoir, China**. Water Resources, v. 44, n. 2, p. 308–314, 2017.

TELLES, D. D. **Ciclo Ambiental da Água: da chuva à gestão**. São Paulo: Blucher, 2013.

TONON, K. **Modelagem da qualidade da água utilizando os modelos STREETER-PHELPS e QUAL-UFMG na bacia do rio lambari - Poços de Caldas (mg)**. Universidade Federal de Alfenas, 2014.

TREVISAN, A. B. **Estudos e modelagem da qualidade da água do Rio Papaquara**.

TRINDADE, A. L. C. et al. **Temporal and spatial trends of surface water quality of velhas river sub-basin, minas gerais state** . **E**ngenharia Sanitaria e Ambiental, v. 22, n. 1, p. 13–24, 2017.

TUCCI, C. E. M. **Drenagem urbana**. **Ciência e Cultura**, v. 55, p. 36–37, 2013.

TUNDISI, J. .; TUNDISI, T. M. **Limnologia**. São Paulo: Oficina de Textos, 2008.

UIEDA, W.; PALEARI, L. . **Flora e Fauna: Um dossiê ambiental**. São Paulo: Editora UNESP, 2004.

USEPA. **Guidance on the Development, Evaluation, and Application of Environmental Models**.

VASCONCELOS, M. . **Avaliação Integrada da qualidade do Rio Uberabinha-MG com base na caracterização química dos sedimentos e de especímes da**

ictiofaun.

VELHAS, P. R. DAS. **Plano diretor de recursos hídricos da bacia hidrográfica do Rio das Velhas – PDRH Rio das Velhas.**, 2015. Disponível em: <https://cdn.agenciapeixevivo.org.br/media/2020/06/RESUMO-EXECUTIVO-PDRH-VELHAS-2015.pdf>

VIEIRA, J. et al. **Water quality modelling of Lis River, Portugal**. Environmental Science and Pollution Research, v. 20, n. 1, p. 508–524, 2013.

VON SPERLING, M. **Introdução a qualidade da água e ao tratamento de esgoto**. 3. ed. Belo Horizonte: Editora UFMG, 2005.

VON SPERLING, M. **Estudos e modleagem da qualidade da água de rios**. [s.l.] Editora UFMG, 2014.

WANG, Q. et al. **A review of surface water quality models**. The Scientific World Journal, v. 2013, 2013.

WEINBERG, Á. **Metodologia para priorização do controle e monitoramento da qualidade das águas, como ferramenta para gestão de recursos hídricos**. UFRJ, 2018.

ZHANG, R. et al. **Selection of optimal river water quality improvement programs using QUAL2K: A case study of Taihu Lake Basin, China**. Science of the Total Environmen**t**, v. 431, p. 278–285, 2012.

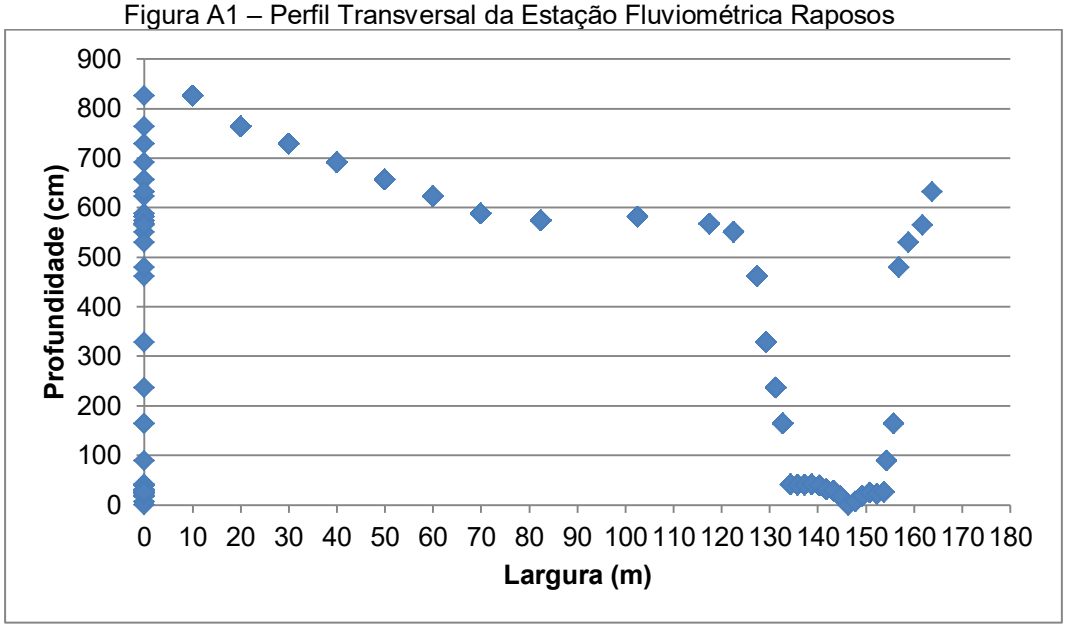
APÊNDICE A

Verificação da largura e seção do rio

A partir do teste de hipóteses *T-student*, com significância de 95%, verificou-se que das 10 estações avaliadas 9 permitiram a aceitação da hipótese nula (p >0,05) de que as médias são iguais. Em outras palavras, isso significa que as larguras de janeiro e junho são iguais estatisticamente, portanto podem ser usadas tanto na calibração quanto na validação.

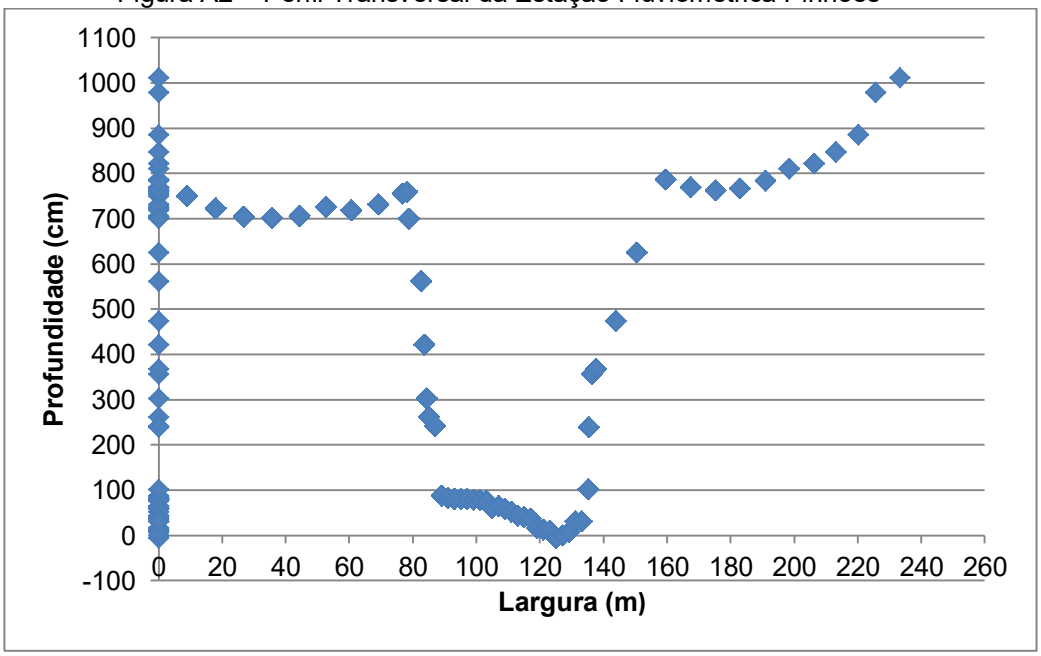
O outro método de confirmação da igualdade de larguras dos meses de janeiro e junho foi por meio da verificação das vazões. Constatou-se que as vazões nesses dois meses são diferentes. Sendo assim, para explicar o fato de que as larguras são as mesmas o rio deve apresentar seção retangular, o que foi confirmado pelos gráficos elaborados por meio do perfil transversal. As Figuras A1, A2 e A3 apresentam os resultados obtidos para as três estações (Raposos, Pinhões e Ponte Raul Soares), respectivamente.

Figura A1 – Perfil Transversal da Estação Fluviométrica Raposos



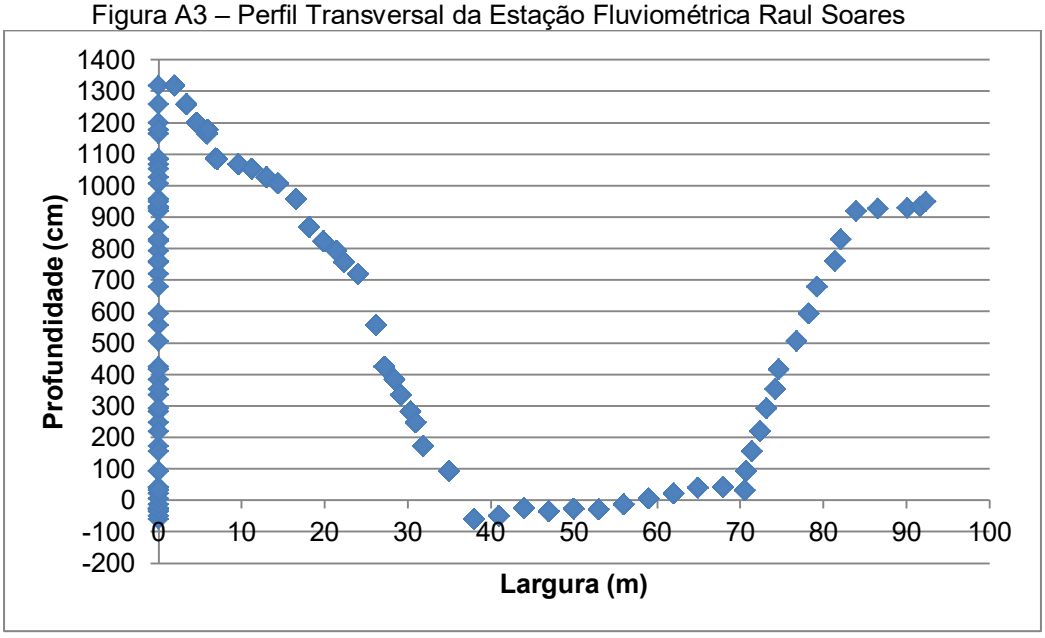
Para a estação Raposos, obtiveram-se por meio da curva descarga as profundidades de 1,94 m e 1,53 m para os meses de janeiro e junho, respectivamente. A faixa de valores de profundidade em que a largura é constante é de 40 a 500 cm. Sendo assim, as profundidades dos dois meses estão dentro dessa faixa, indicando que as larguras desses meses são iguais e a seção do rio pode ser considerada retangular.

Figura A2 – Perfil Transversal da Estação Fluviométrica Pinhões



Em relação ao perfil da estação Pinhões, tem-se que a faixa de valores de profundidade em que a largura é constante é de 100 a 700 cm. Pelo cálculo da profundidade, por meio da curva descarga, obtiveram-se os valores de 2,08 m 1,29 m e, para os meses de janeiro e junho, respectivamente. Esses valores encontram-se dentro da faixa de profundidade em que a largura é constante, logo as larguras desses meses são iguais, indicando que a seção do rio é retangular.

Figura A3 – Perfil Transversal da Estação Fluviométrica Raul Soares



Este mesmo fato acontece com a estação Ponte Raul Soares, em que o valor de profundidade para janeiro foi de 1,52 m e junho foi de 0,93 m. Ambos estão dentro da faixa de valores de profundidade em que a largura é constante que é de 0 a 400 cm.

Pode se perceber que visualmente a seção do rio não é perfeitamente retangular, mas como as profundidades calculadas pela curva descarga ficaram dentro da faixa de valores em que a largura é constante, pode-se inferir que a hipótese de seção retangular é válida.

Abaixo são apresentados os perfis transversais de outras estações que não estão localizadas ao longo dos trechos em estudo, entretanto, ajudam a reforçar a hipótese de seção retangular. Essas estações são: Jequitibá, Pirapama e Ponte do Licínio, ilustradas, respectivamente, pelas Figuras A4, A5 e A5.

Figura A4 – Perfil Transversal da Estação Fluviométrica Jequitibá

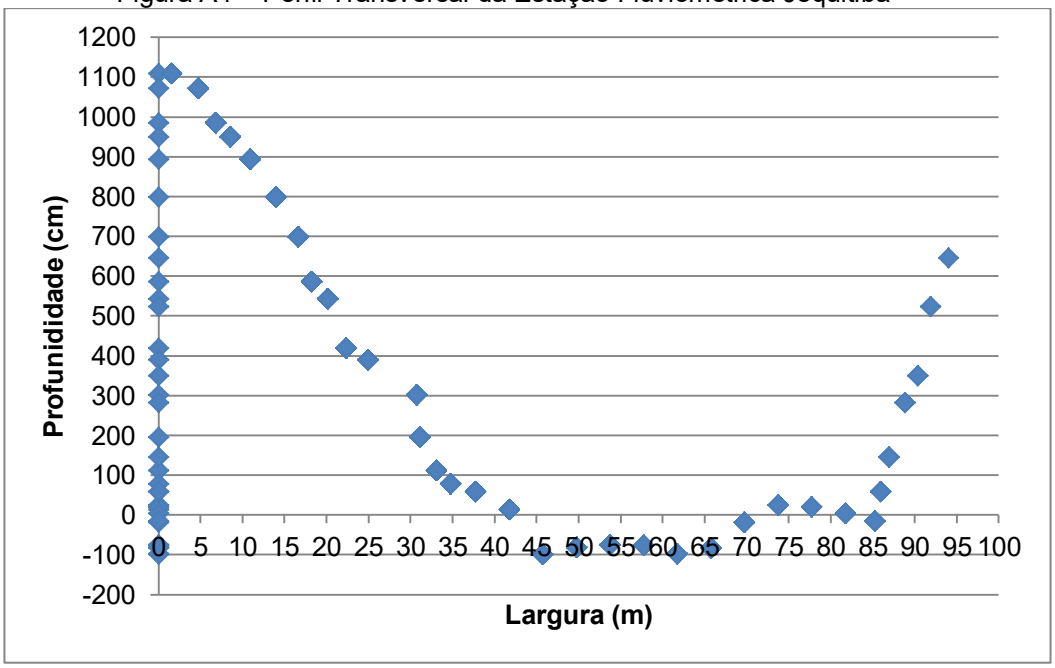


Figura A5– Perfil Transversal da Estação Fluviométrica Pirapama

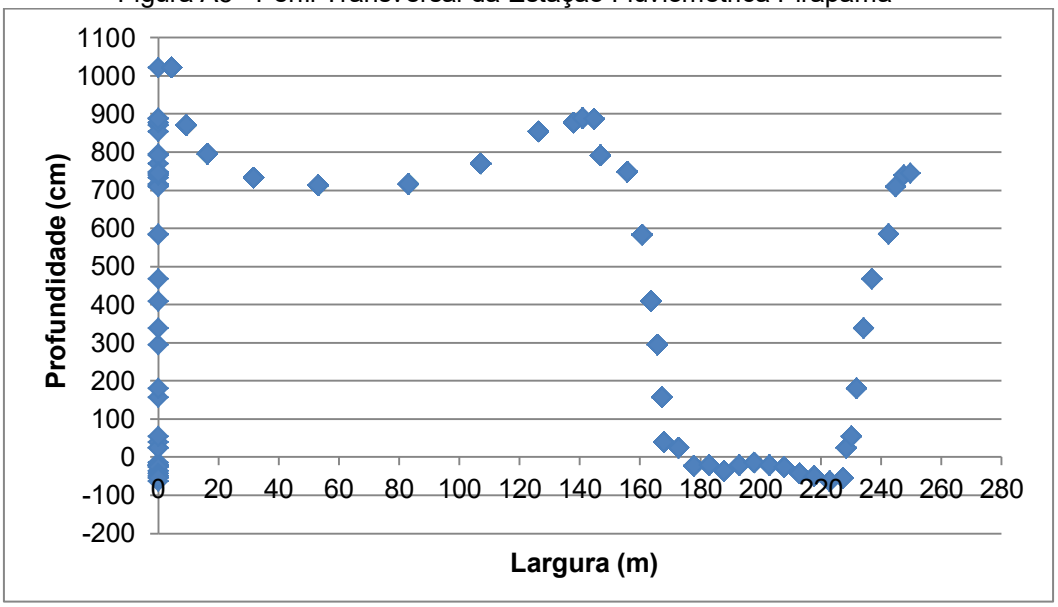
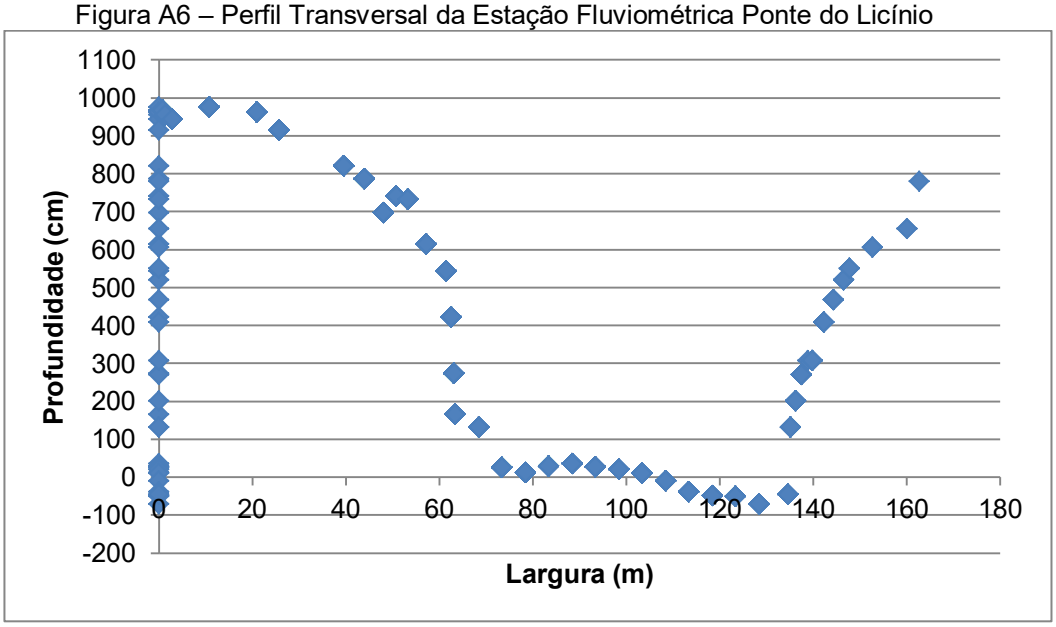


Figura A6 – Perfil Transversal da Estação Fluviométrica Ponte do Licínio



Todas essas três estações: Jequitibá, Pirapama e Ponte do Licínio apresentaram profundidades obtidas pela curva descarga para janeiro e junho dentro da faixa de largura constante. Para a estação Jequitibá a faixa de profundidade foi de 0 a 400 cm e 400 a 800 cm e as profundidades calculadas 1,49 m e 0,81 m para janeiro e junho, respectivamente. Em relação à Pirapama, a faixa de profundidade foi de 40 a 750 cm e as profundidades obtidas para janeiro e junho 1,22 m e 0,47 m. Já para a estação Ponte Licínio, as profundidades encontradas para janeiro e junho foram de 1,93 m e 1,43, respectivamente, e a faixa de profundidade de 130 a 600 cm.

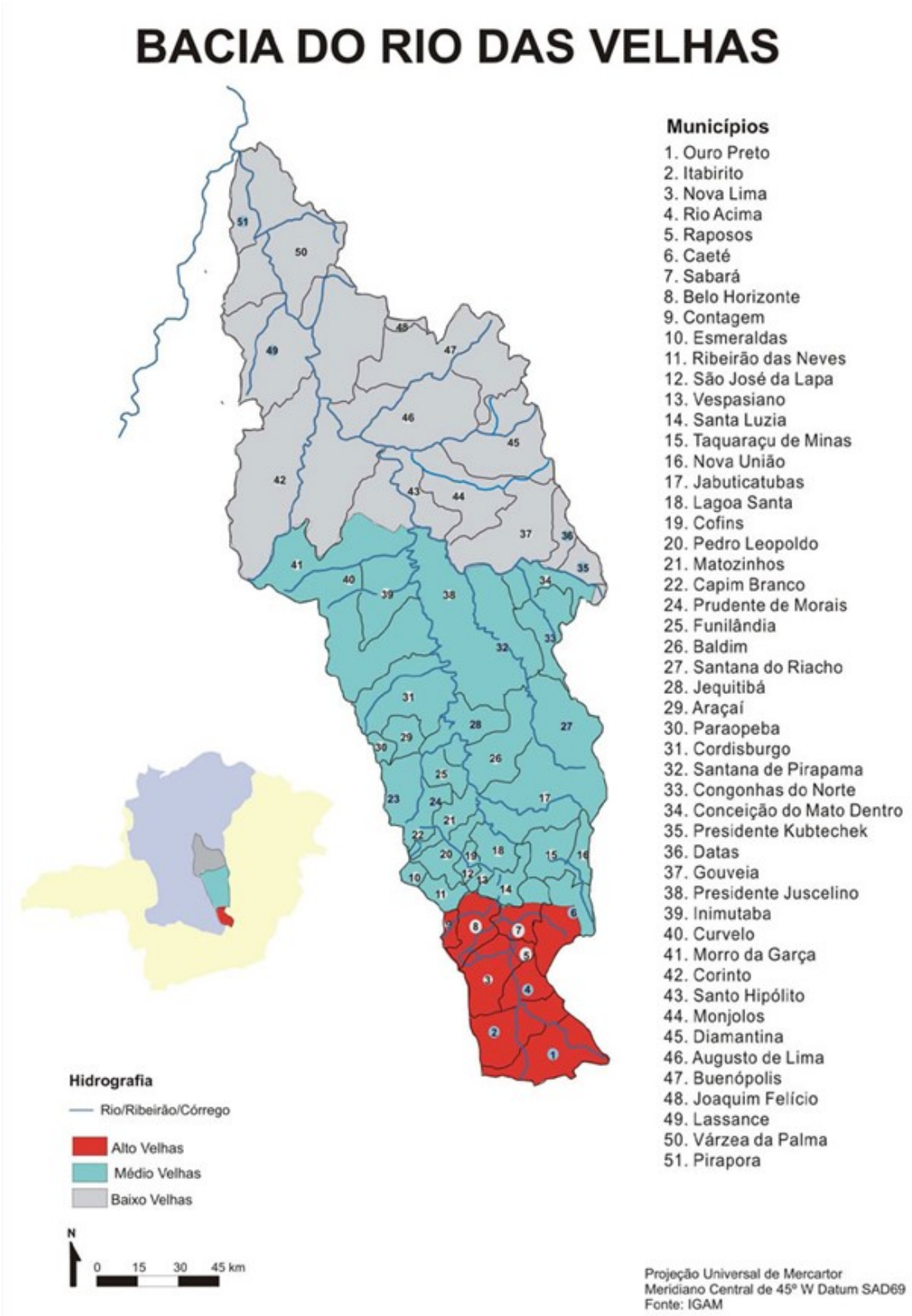
As larguras obtidas pela seção transversal e pelo Google Earth também foram comparadas e verificou-se que elas apresentam resultados muito próximos, apenas para a estação Ponte Raul Soares .Isso demonstra que esse método de medição de largura pelo Google Earth é eficiente. Os dados de largura desses dois procedimentos são apresentados na Tabela A1.

Tabela A1 – Larguras obtidas pelo perfil transversal das estações fluviométricas e pelo Google Earth

Estação	Largura obtida pelo perfil transversal (m)	Largura obtida pela medição no Google Earth (m)
Raposos	23,00	21,32
Pinhões	45,00	45,37
Ponte Raul Soares	38,00	52,92
Jequitibá	47,50	47,94
Pirapama	66,00	64,17
Ponte do Licínio	65,00	62,50

ANEXO A

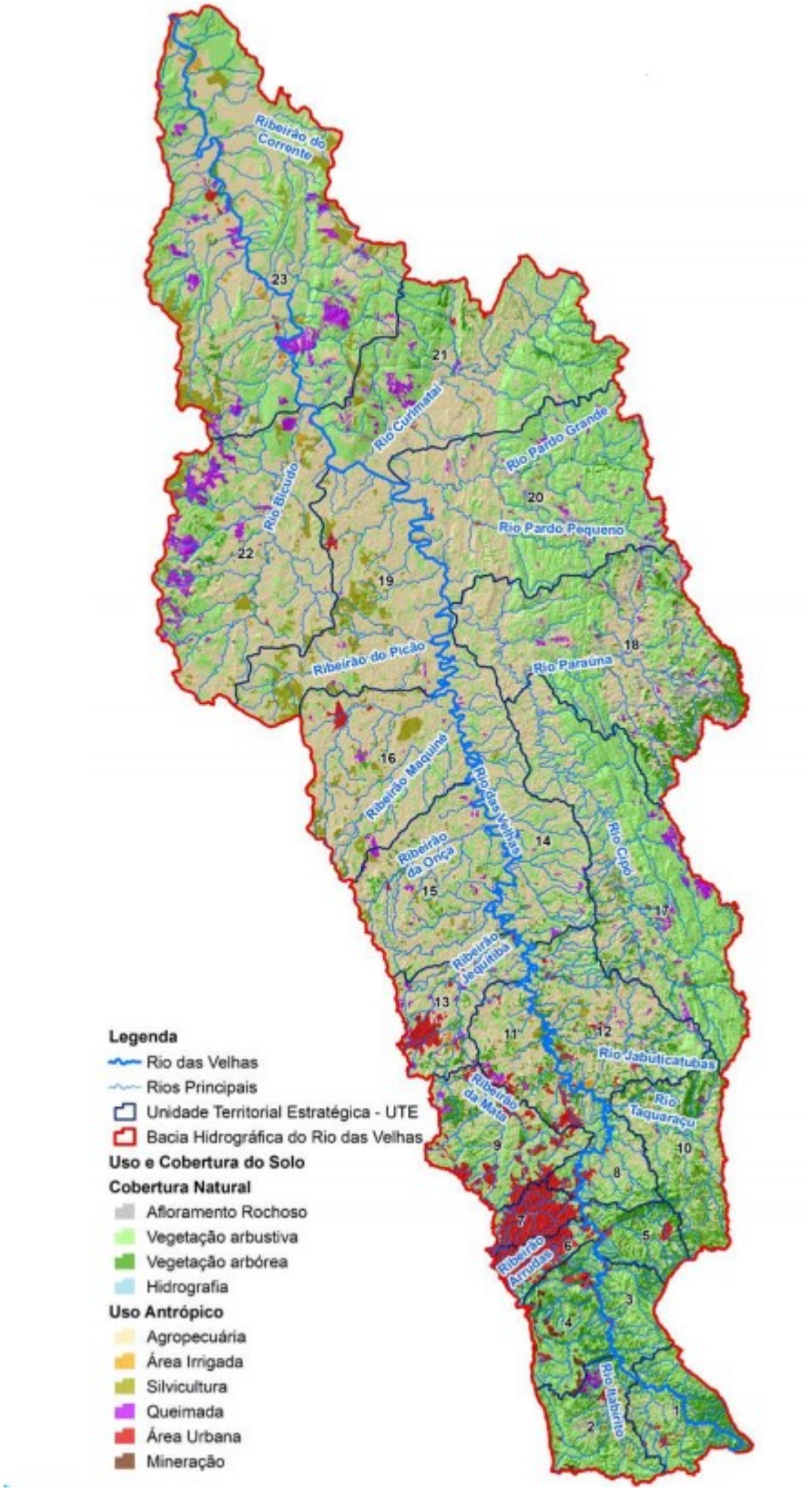
Mapa A1 – Bacia do Rio das Velhas



Fonte: IGAM, 2010

ANEXO B

Mapa B1 – Uso e cobertura do solo da Bacia do Rio das Velhas



Fonte: PDRH, 2015