

UNIVERSIDADE FEDERAL DO RIO GRANDE DO SUL
INSTITUTO DE PESQUISAS HIDRÁULICAS E ESCOLA DE ENGENHARIA
CURSO DE ENGENHARIA AMBIENTAL

ANA RAQUEL PINZON DE SOUZA

**SIMULAÇÃO DE QUALIDADE DA ÁGUA UTILIZANDO OS MODELOS
WARM-GIS TOOLS E QUAL-UFMG: ESTUDO DE CASO DO RIO NOVO – ES.**

Porto Alegre

Dezembro de 2018

ANA RAQUEL PINZON DE SOUZA

SIMULAÇÃO DE QUALIDADE DA ÁGUA UTILIZANDO OS MODELOS WARM-GIS TOOLS E QUAL-UFMG: ESTUDO DE CASO DO RIO NOVO – ES.

Trabalho de Conclusão de Curso de graduação apresentado ao Instituto de Pesquisas Hidráulicas da Universidade Federal do Rio Grande do Sul como requisito parcial para a obtenção do título de Engenheira Ambiental.

Orientador: Fernando Mainardi Fan

Co-orientador: Pedro Frediani Jardim

Porto Alegre

Dezembro de 2018

CIP - Catalogação na Publicação

Souza, Ana Raquel Pinzon de
Simulação de qualidade da água utilizando os
modelos WARM-GIS Tools e QUAL-UFGM: Estudo de caso do
Rio Novo - ES. / Ana Raquel Pinzon de Souza. -- 2018.
127 f.

Orientador: Fernando Mainardi Fan.

Coorientador: Pedro Frediani Jardim.

Trabalho de conclusão de curso (Graduação) --
Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Instituto
de Pesquisas Hidráulicas, Curso de Engenharia
Ambiental, Porto Alegre, BR-RS, 2018.

1. Modelagem da qualidade da água. 2. WARM-GIS
Tools. 3. QUAL-UFGM. I. Fan, Fernando Mainardi,
orient. II. Jardim, Pedro Frediani, coorient. III.
Titulo.

ANA RAQUEL PINZON DE SOUZA

SIMULAÇÃO DE QUALIDADE DA ÁGUA UTILIZANDO OS MODELOS WARM-GIS TOOLS E QUAL-UFGM: ESTUDO DE CASO DO RIO NOVO – ES.

Trabalho de Conclusão de Curso em Engenharia Ambiental da Universidade Federal do Rio Grande do Sul defendido e aprovado em 06 de dezembro de 2018 pela comissão avaliadora constituída por:

Prof. Dr. Fernando Mainardi Fan – Orientador
Departamento de Obras Hidráulicas
IPH - UFRGS

BANCA EXAMINADORA:

MSc. Sidnei Gusmão Agra
Diretor da Profill Engenharia e Ambiente

MSc. Pedro Frediani Jardim – Co-orientador
Bolsista de Doutorado IPH - UFRGS

Eng. Raíza Cristóvão Schuster
Chefe da Divisão de Planejamento e Gestão de Recursos Hídricos
Secretaria Estadual do Meio Ambiente - RS

Conceito: _____

AGRADECIMENTOS

Ao orientador Prof. Fernando Fan e ao co-orientador Pedro Jardim, pelas ideias, paciência e atenção, assim como pela confiança no meu trabalho;

Aos meus professores(as) do curso de Engenharia Ambiental, pelo conhecimento compartilhado;

Aos meus colegas do curso de Engenharia Ambiental e da Profill Engenharia e Ambiente, por todo o suporte;

Aos meus amados pais, irmão e namorado e aos meus maravilhosos(as) amigos(as), por caminharem sempre ao meu lado;

A você, caro(a) leitor(a), pela leitura desse texto – prêmio máximo pelo meu esforço.

APRESENTAÇÃO

Este estudo foi desenvolvido como Trabalho de Conclusão de Curso de graduação, apresentado ao Instituto de Pesquisas Hidráulicas da Universidade Federal do Rio Grande do Sul como requisito parcial para a obtenção do título de Engenheira Ambiental.

Ressalta-se que, apesar de no Brasil ser utilizada a vírgula como separador decimal, por motivos técnicos dos softwares aplicados, utilizou-se de forma padronizada no presente trabalho o ponto como separador decimal.

*“É engraçada a força que as coisas
parecem ter quando elas precisam acontecer.”*

Caetano Veloso

RESUMO

Modelos de qualidade da água são ferramentas importantes para a gestão dos recursos hídricos. Nesse contexto, existe uma série de modelos disponíveis, que frequentemente apresentam diferenças de aplicação e de embasamento teórico. No presente estudo, propôs-se a análise comparativa dos resultados da aplicação de dois modelos de qualidade da água – o WARM-GIS Tools e o QUAL-UFMG – para um mesmo estudo de caso, o Rio Novo, localizado no estado brasileiro do Espírito Santo. Os parâmetros OD, DBO, frações do nitrogênio, frações do fósforo e coliformes termotolerantes foram simulados e calibrados manualmente em ambos os modelos. Os resultados das calibrações dos modelos WARM-GIS Tools e QUAL-UFMG geraram perfis longitudinais semelhantes aos comportamentos dos dados observados, com exceção do nitrito, do fósforo inorgânico e do OD – esse último somente para a calibração do modelo QUAL-UFMG. Os coeficientes de determinação referentes à calibração do modelo WARM-GIS Tools mostraram-se aceitáveis a altos para os parâmetros DBO, nitrato, fósforo orgânico e inorgânico e coliformes termotolerantes. Já os coeficientes de determinação gerados pela calibração do QUAL-UFMG apresentaram-se aceitáveis a altos para os parâmetros OD, nitrato, fósforo orgânico e inorgânico e coliformes termotolerantes. Comparando-se os perfis longitudinais das calibrações dos dois modelos, observou-se que, em exceção do parâmetro nitrito, todos apresentaram comportamentos aproximados. Avaliando-se os erros médios absolutos e os coeficientes de determinação, notou-se que esses apresentaram valores diferentes entre as calibrações realizadas para os dois modelos. Os coeficientes de determinação relativos aos parâmetros DBO, nitrogênio amoniacal, nitrato, nitrogênio orgânico, fósforo orgânico e inorgânico e coliformes termotolerantes obtiveram as menores diferenças, ao passo que as menores diferenças entre os erros médios absolutos foram constatadas para os parâmetros nitrogênio amoniacal, nitrito, nitrato, nitrogênio orgânico, fosforo orgânico e inorgânico. Considerando-se as transferências dos coeficientes de calibração desta aplicação de um modelo para o outro, constatou-se que, no presente caso, o uso dos mesmos coeficientes de calibração em ambos os modelos não necessariamente gera resultados mais aproximados entre os modelos e que a calibração aplicada em qualquer um dos modelos pode servir como base para a calibração do outro.

Palavras-chave: modelagem da qualidade da água; WARM-GIS Tools; QUAL-UFMG.

ABSTRACT

Water quality models are important tools for the water resources management. In this context, there are many models available, which often show differences of use and theoretical basis. In this study, it was proposed a comparative analysis of the application's results of two water quality models – WARM-GIS Tools e QUAL-UFMG – for the same case study, River Novo, located in the Brazilian's state Espírito Santo. The parameters DO, BOD, nitrogen fractions, phosphorus fractions and thermotolerant coliforms were simulated and manually calibrated in both models. The calibration's results of the models WARM-GIS Tools and QUAL-UFMG generated longitudinal profiles similar to observed data behaviors, the only exception was nitrite, inorganic phosphorus and DO – the last one only for the calibration's model QUAL-UFMG. The determination coefficients were acceptable to high for the parameters BOD, nitrate, organic and inorganic phosphorus and thermotolerant coliforms generated by the calibration of the model WARM-GIS Tools. On the other hand, the determination coefficients were acceptable to high for the parameters DO, nitrate, organic and inorganic phosphorus and thermotolerant coliforms generated by the calibration of the model QUAL-UFMG. The longitudinal profiles generated by the calibration of these two models showed approximated behaviors, the only exception was the parameter nitrite. The mean absolute errors and the determination coefficients presented different values between the calibrations performed for the two models. The determination coefficients for the parameters BOD, ammoniacal nitrogen, nitrate, organic nitrogen, organic and inorganic phosphorus and thermotolerant coliforms obtained the smallest differences, whereas the smallest differences among the mean absolute errors were observed for the parameters ammoniacal nitrogen, nitrite, nitrate, organic nitrogen, organic and inorganic phosphorus. Considering the transfer of the calibration coefficients from one model to the other, it was found in this case that the use of the same calibration coefficients in both models does not necessarily generate more approximate results between the models and the calibration applied in any of the models may be a basis for the calibration of the other.

Keywords: *Water quality modelling; WARM-GIS Tools; QUAL-UFMG.*

LISTA DE FIGURAS

Figura 3.1. Gráfico com exemplo do comportamento típico da $DBO_{exercida}$ e da $DBO_{remanescente}$. Fonte: Adaptado de Fan, Tschiedel e Medeiros, 2017.	13
Figura 3.2. Esquema de simulação do WARM-GIS Tools. Fonte: Modificado de Kayser e Collischonn (2017).	31
Figura 3.3. Esquema das principais variáveis de simulação por minibacia. Fonte: Kayser e Collischonn (2017).	32
Figura 4.1. Fluxograma da metodologia utilizada.....	34
Figura 4.2. Localização da Bacia Hidrográfica do Rio Novo.	35
Figura 4.3. Bacia Hidrográfica do Rio Novo segmentada conforme as Unidades de Planejamento (UPs).	36
Figura 4.4. Diagrama unifilar referente ao Rio Novo – ES.	37
Figura 4.5. Modelo digital de elevação (MDE) da região de estudo.	39
Figura 4.6. Minibacias e rede de drenagem geradas ao final do processo.	40
Figura 4.7. Informações de tipo de uso do solo reclassificadas.	41
Figura 4.8. Curva ajustada para obtenção da relação geomorfológica largura <i>versus</i> área de drenagem para a Bacia Hidrográfica do Rio Novo.	42
Figura 4.9. Curva ajustada para obtenção da relação geomorfológica largura <i>versus</i> área de drenagem para a Bacia Hidrográfica do Rio Novo.	42
Figura 4.10. Representação das captações existentes na Bacia do Rio Novo.	45
Figura 4.11. Representação dos lançamentos existentes na bacia do Rio Novo.....	46
Figura 4.12. Estações de monitoramento de qualidade da água utilizadas no presente estudo.	48
Figura 4.13. Curva ajustada para obtenção da relação vazão <i>versus</i> velocidade para o Rio Novo.....	51
Figura 4.14. Curva ajustada para obtenção da relação vazão <i>versus</i> profundidade para o Rio Novo.....	51
Figura 5.1. Resultado gráfico da simulação do OD (a), DBO (b), nitrogênio amoniacal (c), nitrito (d), nitrato (e), nitrogênio orgânico (f), fósforo orgânico (g), fósforo inorgânico (h) e coliformes termotolerantes (i) pela calibração do modelo WARM-GIS Tools....	59
Figura 5.2. Resultado gráfico da simulação do OD (a), DBO (b), nitrogênio amoniacal (c), nitrito (d), nitrato (e), nitrogênio orgânico (f), fósforo orgânico (g), fósforo inorgânico (h) e coliformes termotolerantes (i) pela calibração do modelo QUAL-UFMG.....	62

Figura 5.3. Resultado gráfico da simulação do OD (a), DBO (b), nitrogênio amoniacal (c), nitrito (d), nitrato (e), nitrogênio orgânico (f), fósforo orgânico (g), fósforo inorgânico (h) e coliformes termotolerantes (i) pela calibração dos modelos WARM-GIS Tools e QUAL-UFMG.....	65
Figura 5.4. Ambientes do WARM-GIS Tools via MapWindow GIS (a) e do QUAL-UFMG via Microsoft Office Excel (b).	71
Figura 5.5. Apresentação dos resultados no WARM-GIS Tools por mapa (a) e por perfis longitudinais (b).	73
Figura 5.6. Apresentação de resultados no QUAL-UFMG em planilha (a) e em gráficos (b).....	73
Figura 5.7. Resultado gráfico da simulação do OD (a), DBO (b), nitrogênio amoniacal (c), nitrito (d), nitrato (e), nitrogênio orgânico (f), fósforo orgânico (g), fósforo inorgânico (h) e coliformes termotolerantes (i) sem e com a transferência dos coeficientes de calibração da aplicação do modelo WARM-GIS Tools para o QUAL-UFMG*.....	76
Figura 5.8. Resultado gráfico da simulação do OD (a), DBO (b), nitrogênio amoniacal (c), nitrito (d), nitrato (e), nitrogênio orgânico (f), fósforo orgânico (g), fósforo inorgânico (h) e coliformes termotolerantes (i) sem e com a transferência dos coeficientes de calibração da aplicação do modelo QUAL-UFMG para o WARM-GIS Tools*.....	80

ÍNDICE DE TABELAS

Tabela 3.1. Concentrações de oxigênio em mg/L correspondendo a 100% de saturação ao nível do mar.....	12
Tabela 3.2. Enquadramento de corpos hídricos de água doce para o OD conforme a Resolução CONAMA 357/2005.....	12
Tabela 3.3. Enquadramento de corpos hídricos de água doce para a DBO conforme a Resolução CONAMA 357/2005.....	14
Tabela 3.4. Enquadramento de corpos hídricos de água doce para o nitrito, nitrato e conforme a Resolução CONAMA 357/2005.....	14
Tabela 3.5. Enquadramento de corpos hídricos de água doce para fósforo Total conforme a Resolução CONAMA 357/2005.....	15
Tabela 3.6. Enquadramento de corpos hídricos de água doce para fósforo Total conforme a Resolução CONAMA 357/2005.....	16
Tabela 3.7. Principais modelos da qualidade da água superficial e suas principais características.....	17
Tabela 3.8. Valores típicos de k_s a 20 °C.....	23
Tabela 3.9. Valores típicos de k_1 a 20 °C.....	23
Tabela 3.10. Equações para estimativa de k_2 em função da velocidade e da profundidade.....	24
Tabela 3.11. Equações para a estimativa de k_2 em função da velocidade, da declividade e da vazão.....	25
Tabela 3.12. Equações para a estimativa de k_2 conforme modelos baseados em dados hidráulicos.....	25
Tabela 3.13. Valores típicos de k_2 a 20 °C.....	25
Tabela 3.14. Valores típicos de k_d a 20 °C.....	25
Tabela 3.15. Valores típicos de k_{an} a 20 °C.....	26
Tabela 3.16. Valores típicos de k_{oa} a 20 °C.....	26
Tabela 3.17. Valores típicos de k_{so} a 20 °C.....	26
Tabela 3.18. Valores típicos de k_{nn} a 20 °C.....	27
Tabela 3.19. Valores típicos de k_{oi} a 20 °C.....	28
Tabela 3.20. Valores típicos de k_{spo} a 20 °C.....	28
Tabela 3.21. Valores típicos de k_b a 20 °C.....	29
Tabela 4.1. Razões das captações por Unidade de Planejamento (UP).....	44

Tabela 4.2. Valores dos parâmetros de cabeceira dos rios adotados.....	47
Tabela 5.1. Coeficientes de calibração aplicados no modelo WARM-GIS Tools.	58
Tabela 5.2. Resultados das métricas da simulação de diferentes parâmetros pela calibração do modelo WARM-GIS Tools em relação aos dados observados.	60
Tabela 5.3. Coeficientes de calibração aplicados no modelo QUAL-UFMG.	61
Tabela 5.4. Resultados das métricas da simulação de diferentes parâmetros pela calibração do QUAL-UFMG em relação aos dados observados.....	63
Tabela 5.5. R ² resultantes da simulação de diferentes parâmetros para a calibração dos modelos WARM-GIS Tools, QUAL-UFMG e a diferença entre os resultados. ...	67
Tabela 5.6. EMAs resultantes da simulação de diferentes parâmetros para a calibração dos modelos WARM-GIS Tools, QUAL-UFMG e a diferença entre os resultados.....	67
Tabela 5.7. Valores dos coeficientes de calibração transferidos entre os modelos WARM-GIS Tools e QUAL-UFMG.	75
Tabela 5.8. R ² e diferenças resultantes sem e com a transferência de coeficientes de calibração da aplicação do modelo WARM-GIS Tools para o QUAL-UFMG*.....	78
Tabela 5.9. EMAs e diferenças resultantes sem e com a transferência de coeficientes de calibração da aplicação do modelo WARM-GIS Tools para o QUAL-UFMG*.....	78
Tabela 5.10. R ² e diferenças resultantes sem e com a transferência de coeficientes de calibração da aplicação do modelo QUAL-UFMG para o WARM-GIS Tools*.....	81
Tabela 5.11. EMAs e diferenças resultantes sem e com a transferência de coeficientes de calibração da aplicação do modelo do QUAL-UFMG para o WARM-GIS Tools*.	82
Tabela 5.12. Análise de aproximação entre os resultados das calibrações dos modelos após a transferência dos coeficientes de calibração.	84
Tabela 5.13. Análise de aproximação entre os resultados das calibrações dos modelos e os dados observados após a transferência dos coeficientes de calibração.	85

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO.....	1
2	OBJETIVOS.....	3
2.1	Objetivo geral	3
2.2	Objetivos específicos.....	3
3	REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	4
3.1	Qualidade da água e poluição	4
3.2	Legislação relacionada à qualidade da água dos corpos d'água	5
3.3	Parâmetros da qualidade da água.....	11
3.3.1	Oxigênio Dissolvido (OD)	11
3.3.2	Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO)	12
3.3.3	Nitrogênio	14
3.3.4	Fósforo	15
3.3.5	Coliformes Termotolerantes	15
3.4	Modelos matemáticos de qualidade da água e suas aplicações.....	16
3.5	QUAL-UFMG.....	19
3.5.1	Balanço de vazões	21
3.5.2	Mistura em lançamentos pontuais	21
3.5.3	Cinética das variáveis da qualidade da água	22
3.5.3.1	Demanda bioquímica de oxigênio (DBO).....	22
3.5.3.2	Oxigênio dissolvido (OD)	24
3.5.3.3	Nitrogênio.....	26
3.5.3.4	Fósforo.....	27
3.5.3.5	Coliformes termotolerantes	28
3.6	WARM-GIS Tools.....	29
3.6.1	Estrutura do modelo	30
3.6.2	Diluição e cinética das variáveis da qualidade da água.....	31
4	METODOLOGIA.....	34

4.1	Estudo de caso: Rio Novo – ES	35
4.1.1	Diagrama Unifilar	36
4.2	Aplicação do modelo WARM-GIS Tools	37
4.2.1	Dados de entrada	37
4.2.1.1	Arquivos vetoriais	38
4.2.1.2	Arquivo de pré-processamento do MGB	40
4.2.1.3	Vazões	42
4.2.1.4	Captações	43
4.2.1.5	Lançamentos	45
4.2.1.6	Condições iniciais de qualidade da água	46
4.2.2	Monitoramento da qualidade da água	47
4.2.3	Calibração	49
4.3	Aplicação do modelo QUAL-UFMG	49
4.3.1	Dados de entrada	49
4.3.1.1	Condições iniciais de qualidade da água	50
4.3.1.2	Dados físicos	50
4.3.1.3	Comprimento do segmento	51
4.3.1.4	Tributários	51
4.3.1.5	Captações	52
4.3.1.6	Lançamentos	52
4.3.2	Monitoramento da qualidade da água	52
4.3.3	Calibração	53
4.4	Análise comparativa entre os modelos aplicados	53
4.4.1	Perfis longitudinais	54
4.4.2	Métricas	54
4.5	Transferência dos coeficientes de calibração	55
5	RESULTADOS E DISCUSSÃO	58

5.1	Aplicação do modelo WARM-GIS Tools.....	58
5.1.1	Perfis longitudinais.....	58
5.1.2	Métricas	60
5.2	Aplicação do modelo QUAL-UFMG	61
5.2.1	Perfis longitudinais.....	61
5.2.2	Métricas	63
5.3	Comparação entre os modelos aplicados	64
5.3.1	Perfis longitudinais WARM-GIS Tools x QUAL-UFMG	64
5.3.2	Métricas WARM-GIS Tools x QUAL-UFMG	67
5.3.3	Análise das diferenças entre o WARM-GIS Tools e o QUAL-UFMG.....	69
5.3.3.1	Diferenças de embasamento teórico.....	69
5.3.3.2	Diferenças de aplicação	70
5.4	Transferência dos coeficientes de calibração.....	75
5.4.1	Coeficientes de calibração da aplicação do modelo WARM-GIS Tools para o QUAL-UFMG*	75
5.4.1.1	Perfis longitudinais	75
5.4.1.2	Métricas.....	77
5.4.2	Coeficientes de calibração da aplicação do modelo QUAL-UFMG para o WARM-GIS Tools*	79
5.4.2.1	Perfis longitudinais	79
5.4.2.2	Métricas.....	81
5.4.3	Análise das transferências de coeficientes de calibração.....	82
5.4.3.1	Uso dos coeficientes de calibração para avaliação da aproximação entre os resultados dos modelos.....	83
5.4.3.2	Uso dos coeficientes de calibração de um dos modelos como base de calibração	84
6	CONCLUSÕES.....	87
7	REFERÊNCIAS	89

1 INTRODUÇÃO

A água apresenta-se como uma substância fundamental para a manutenção da vida no planeta Terra; tal recurso pode, entretanto, apresentar-se no lugar inadequado, no momento errado e com qualidade indesejável.

De acordo com Bartram e Balance (1996), “qualidade da água” é um termo que pode ser utilizado para expressar a adequação da água para sustentar diversos usos ou processos. Atividades naturais e humanas exercem influência sobre a qualidade das águas superficiais; a intervenção antrópica, em especial, tem efeitos significativos sobre tal qualidade (United Nations, 2011). Segundo Bartram e Balance (1996), alguns desses efeitos são o resultado de mudanças hidrológicas, como a construção de barragens, drenagem de zonas úmidas e desvios de escoamentos; existem, além dessas causas, as atividades poluidoras, como a descarga de efluentes domésticos e industriais em cursos d’água.

Nesse contexto, torna-se evidente a necessidade de uma gestão sustentável da qualidade das águas. Conforme Tsakiris e Alexakis (2012), entende-se que, especialmente no passado, essa gestão foi realizada de forma empírica pelos tomadores de decisão, baseada principalmente na motivação política e, em menor grau, em informações e análises científicas adequadas. A imprescindibilidade de mais análises cientificamente sólidas levou à criação de uma significativa quantidade de modelos matemáticos, especialmente referentes à qualidade da água.

De forma geral, pode-se descrever um modelo como uma representação da realidade ou uma tradução simplificada do que se apresenta como sendo as principais características de um dado cenário; ou, ainda, uma abstração da realidade utilizada como ferramenta para obter clareza conceitual, ou seja, para minimizar a variedade e complexidade do mundo real a um nível que se pode representar e compreender (Von Sperling, 2007).

No que tange à qualidade da água, o modelo matemático de Streeter-Phelps, criado em 1925 nos Estados Unidos, apresenta-se como um marco, uma vez que seus princípios são amplamente utilizados na atualidade (Dutra, 2014). Segundo Fleck *et al.* (2013), a partir do referido modelo, uma série de outros modelos com características aprimoradas foram sendo desenvolvidos.

Modelos matemáticos da qualidade de água podem ser aplicados de forma a auxiliar na gestão dos recursos hídricos de diferentes maneiras (Reis, 2009). Entre

esses modelos, encontra-se o QUAL-2E, desenvolvido pela USEPA (United States Environmental Protection Agency) no ano de 1985 e é, atualmente, um dos mais citados na literatura, devido a sua elevada popularidade e aplicabilidade (Song e Kim, 2009). Von Sperling (2007) desenvolveu uma adaptação de tal modelo, o QUAL-UFMG, em ambiente Microsoft Office Excel, o que possibilitou aplicações rápidas e simples de modelagem de qualidade de água em rios. Outro modelo matemático que pode ser aplicado para finalidades afins e para outras é o WARM-GIS Tools, uma atualização do modelo SAD-IPH, apresentado em ambiente de Sistemas de Informações Geográficas (SIG) (Kayser, 2011; Kayser e Collischonn. 2017).

Nesse sentido, de forma geral, por meio do presente estudo propõe-se a realização de uma análise comparativa entre os resultados gerados pelos modelos matemáticos de qualidade da água WARM-GIS Tools e o QUAL-UFMG, aplicados para um mesmo estudo de caso.

2 OBJETIVOS

2.1 Objetivo geral

O objetivo geral deste estudo é analisar comparativamente os resultados da aplicação de dois modelos matemáticos de qualidade da água – o WARM-GIS Tools e o QUAL-UFMG – para um mesmo curso d'água: o Rio Novo, situado no Estado do Espírito Santo.

2.2 Objetivos específicos

- Estimar os coeficientes de calibração de ambos os modelos para o estudo de caso;
- Avaliar a proximidade dos resultados gerados pela aplicação dos modelos WARM-GIS Tools e QUAL-UFMG em relação aos parâmetros de qualidade da água OD (oxigênio dissolvido), DBO (demanda bioquímica de oxigênio), frações do nitrogênio – nitrito, nitrato, nitrogênio amoniacal e nitrogênio orgânico – frações do fósforo – orgânico e inorgânico – e coliformes termotolerantes, por intermédio de perfis longitudinais (gráficos) e de métricas;
- Explorar as diferenças de embasamento teórico e de aplicação entre os modelos WARM-GIS Tools e QUAL-UFMG;
- Estudar a transferência dos coeficientes de calibração do WARM-GIS Tools para o QUAL-UFMG e do QUAL-UFMG para o WARM-GIS Tools, analisando o comportamento dos perfis longitudinais e das métricas após essa transferência;
- Elaborar um estudo que sirva como arcabouço para os usuários decidirem qual dos dois modelos se ajusta melhor às suas preferências e aos objetivos pretendidos.

3 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

No presente capítulo, apresentam-se as temáticas fundamentais para o entendimento deste estudo. Inicialmente, abordam-se assuntos como qualidade da água, assim como legislação relacionada a tal questão. Em seguida, encontram-se descritos os principais parâmetros da qualidade da água. Por fim, apresentam-se alguns dos modelos matemáticos de qualidade da água mais relevantes e suas aplicações, com ênfase nos modelos WARM-GIS Tools e QUAL-UFMG.

3.1 Qualidade da água e poluição

A qualidade da água pode ser representada pelas características físicas, químicas e biológicas da água e está relacionada com a capacidade de um corpo d'água de sustentar diferentes usos e processos (Ji, 2017). Bartram e Balance (1996) salientam que qualquer forma de uso exige determinados requisitos para tais características da água e que, conseqüentemente, a qualidade da água pode ser definida por uma série de variáveis que limitam o seu uso. Nesse sentido, Von Sperling (2014) afirma que, diferentemente do conceito de qualidade da água existente, a qualidade desejada para água é função do uso pretendido (e.g., suprimento doméstico, industrial, e animal, irrigação, preservação da vida aquática, lazer e recreação, navegação, harmonia paisagística e diluição e transporte de efluentes).

Em bacias hidrográficas, a qualidade das águas superficiais depende majoritariamente de aspectos naturais e do uso e ocupação do solo (Sperling, 2014; Singh *et al.*, 2009). Sperling (2014) destaca que, mesmo em condições naturais, a qualidade das águas pode sofrer alterações pelo escoamento superficial e pela infiltração no solo, resultantes da precipitação atmosférica. Por outro lado, em condições antropizadas, as diversas atividades humanas podem alterar a qualidade das águas de forma concentrada, no caso de lançamentos de efluentes domésticos e industriais, ou de maneira dispersa, em condições de aplicação de defensivos agrícolas no solo e de criação de rebanhos devido à geração de dejetos animais (Von Sperling, 2014; Fraga, 2015).

Nesse contexto, o termo “poluição” pode significar a alteração feita ou induzida pelo homem na integridade física, química e biológica da água (U.S. Congress, 1987). Novotny (2003) salienta que o termo “integridade” pode ser entendido como “estar intacto”, logo “alteração da integridade” pode ser interpretado como dano ou prejuízo. Von Sperling (2005) descreve duas formas de poluição dos cursos d'água – a poluição

pontual ou concentrada, na qual os poluentes atingem o corpo hídrico de maneira concentrada no espaço e a poluição difusa ou não pontual, na qual os poluentes adentram o curso d'água, de maneira distribuída ao longo de sua extensão. Dessa forma, uma fonte de poluição pontual pode ser atribuída a um local físico específico, geralmente facilmente identificável; uma fonte difusa, por sua vez, provém de diferentes locais ou fontes amplas, os quais não apresentam pontos de origem bem definidos (Ji, 2017). Paula (2011) ressalta que, em países desenvolvidos, significativo cuidado tem sido dado em relação à poluição difusa, uma vez que os problemas referentes à poluição pontual foram substancialmente solucionados; no Brasil, entretanto, busca-se ainda solucionar as questões relativas à poluição pontual para a melhoria da qualidade das águas superficiais.

3.2 Legislação relacionada à qualidade da água dos corpos d'água

Existe uma série de leis, políticas e resoluções que incidem direta ou indiretamente sobre a qualidade das águas superficiais em diferentes esferas: federal ou regional. A seguir, encontram-se destacados os aspectos mais relevantes das principais legislações no que tange à referida temática.

No contexto do presente estudo, cabe destacar, na Constituição da República Federativa do Brasil de 1988, o Capítulo VI – do Meio Ambiente, que através do Art. 225, dispõe o seguinte: *“Todos têm direito ao meio ambiente ecologicamente equilibrado, bem de uso comum do povo e essencial à sadia qualidade de vida, impondo-se ao poder público e à coletividade o dever de defendê-lo e preservá-lo para as presentes e futuras gerações”* (Brasil, 1998).

Nessa linha, a Lei nº 6.938, de 31 de agosto de 1981 “dispõe sobre a Política Nacional do Meio Ambiente, seus fins e mecanismos de formulação e aplicação” (Brasil, 1981). Além disso, constitui o Sistema Nacional do Meio Ambiente (Sisnama), cria o Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA) e institui o Cadastro Técnico Federal de Atividades e instrumentos de Defesa Ambiental. A seguir, apresentam-se descritos os artigos mais relevantes no âmbito da qualidade da água:

“Art. 2º - A Política Nacional do Meio Ambiente tem por objetivo a preservação, melhoria e recuperação da qualidade ambiental propícia à vida, visando assegurar, no País, condições ao desenvolvimento sócio-econômico, aos interesses da segurança nacional e à proteção da dignidade da vida humana, atendidos os seguintes princípios:

I - ação governamental na manutenção do equilíbrio ecológico, considerando o meio ambiente como um patrimônio público a ser necessariamente assegurado e protegido, tendo em vista o uso coletivo;

II - racionalização do uso do solo, do subsolo, da água e do ar;

III - planejamento e fiscalização do uso dos recursos ambientais;

IV - proteção dos ecossistemas, com a preservação de áreas representativas;

V - controle e zoneamento das atividades potencial ou efetivamente poluidoras;

VI - incentivos ao estudo e à pesquisa de tecnologias orientadas para o uso racional e a proteção dos recursos ambientais;

VII - acompanhamento do estado da qualidade ambiental;

VIII - recuperação de áreas degradadas;

IX - proteção de áreas ameaçadas de degradação;

X - educação ambiental a todos os níveis de ensino, inclusive a educação da comunidade, objetivando capacitá-la para participação ativa na defesa do meio ambiente.”

“Art 8º Incluir-se-ão entre as competências do CONAMA:

[...]

VII - estabelecer normas, critérios e padrões relativos ao controle e à manutenção da qualidade do meio ambiente com vistas ao uso racional dos recursos ambientais, principalmente os hídricos.”

Tendo em vista a Política Nacional do Meio Ambiente, a Resolução CONAMA nº 357, de 17 de março de 2005, alterada pela Resolução 410/2009 e pela Resolução 430/2011, “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”(CONAMA, 2005; 2009; 2013). Em seu capítulo III, na Seção I, a Resolução CONAMA 357/2005 apresenta cinco diferentes classes para as águas doces:

“Art. 4º As águas doces são classificadas em:

I - classe especial: águas destinadas:

a) ao abastecimento para consumo humano, com desinfecção;

b) à preservação do equilíbrio natural das comunidades aquáticas; e,

c) à preservação dos ambientes aquáticos em unidades de conservação de proteção integral.

II - classe 1: águas que podem ser destinadas:

- a) ao abastecimento para consumo humano, após tratamento simplificado;
- b) à proteção das comunidades aquáticas;
- c) à recreação de contato primário, tais como natação, esqui aquático e mergulho, conforme Resolução CONAMA no 274, de 2000;
- d) à irrigação de hortaliças que são consumidas cruas e de frutas que se desenvolvam rentes ao solo e que sejam ingeridas cruas sem remoção de película; e
- e) à proteção das comunidades aquáticas em Terras Indígenas.

III - classe 2: águas que podem ser destinadas:

- a) ao abastecimento para consumo humano, após tratamento convencional;
- b) à proteção das comunidades aquáticas;
- c) à recreação de contato primário, tais como natação, esqui aquático e mergulho, conforme Resolução CONAMA no 274, de 2000;
- d) à irrigação de hortaliças, plantas frutíferas e de parques, jardins, campos de esporte e lazer, com os quais o público possa vir a ter contato direto; e
- e) à aquicultura e à atividade de pesca.

IV - classe 3: águas que podem ser destinadas:

- a) ao abastecimento para consumo humano, após tratamento convencional ou avançado;
- b) à irrigação de culturas arbóreas, cerealíferas e forrageiras;
- c) à pesca amadora;
- d) à recreação de contato secundário; e
- e) à dessedentação de animais.

V - classe 4: águas que podem ser destinadas:

- a) à navegação; e
- b) à harmonia paisagística.”

Para cada uma das diferentes classes, a referida resolução apresenta diferentes valores limites para uma série de parâmetros. Entre esses parâmetros, destaca-se o oxigênio dissolvido (OD), demanda bioquímica de oxigênio (DBO), nitrogênio, fosforo e coliformes, uma vez que tais variáveis são de especial interesse para este estudo. Os valores limites desses parâmetros para as diferentes classes podem ser visualizados no item 3.3.

Destaca-se também o Capítulo V da Resolução CONAMA 357/2005, sobre as Diretrizes Ambientais para o Enquadramento:

“Art. 38. O enquadramento dos corpos de água dar-se-á de acordo com as normas e procedimentos definidos pelo Conselho Nacional de Recursos Hídricos-CNRH e Conselhos Estaduais de Recursos Hídricos.

§ 1º O enquadramento do corpo hídrico será definido pelos usos preponderantes mais restritivos da água, atuais ou pretendidos.

§ 2º Nas bacias hidrográficas em que a condição de qualidade dos corpos de água esteja em desacordo com os usos preponderantes pretendidos, deverão ser estabelecidas metas obrigatórias, intermediárias e final, de melhoria da qualidade da água para efetivação dos respectivos enquadramentos, excetuados nos parâmetros que excedam aos limites devido às condições naturais.

§ 3º As ações de gestão referentes ao uso dos recursos hídricos, tais como a outorga e cobrança pelo uso da água, ou referentes à gestão ambiental, como o licenciamento, termos de ajustamento de conduta e o controle da poluição, deverão basear-se nas metas progressivas intermediárias e final aprovadas pelo órgão competente para a respectiva bacia hidrográfica ou corpo hídrico específico.

§ 4º As metas progressivas obrigatórias, intermediárias e final, deverão ser atingidas em regime de vazão de referência, excetuados os casos de baías de águas salinas ou salobras, ou outros corpos hídricos onde não seja aplicável a vazão de referência, para os quais deverão ser elaborados estudos específicos sobre a dispersão e assimilação de poluentes no meio hídrico.

§ 5º Em corpos de água intermitentes ou com regime de vazão que apresente diferença sazonal significativa, as metas progressivas obrigatórias poderão variar ao longo do ano.

§ 6º Em corpos de água utilizados por populações para seu abastecimento, o enquadramento e o licenciamento ambiental de atividades a montante preservarão, obrigatoriamente, as condições de consumo.”

Por sua vez, a Resolução CONAMA nº 430 de 13 de maio de 2011 “dispõe sobre as condições e padrões de lançamento de efluentes, complementa e altera a Resolução nº 357, de 17 de março de 2005, do Conselho Nacional do Meio Ambiente – CONAMA.”. Ressaltam-se os seguintes trechos contidos na referida resolução:

“Art. 5º Os efluentes não poderão conferir ao corpo receptor características de qualidade em desacordo com as metas obrigatórias progressivas, intermediárias e final, do seu enquadramento.

§ 1º As metas obrigatórias para corpos receptores serão estabelecidas por parâmetros específicos.

§ 2º Para os parâmetros não incluídos nas metas obrigatórias e na ausência de metas intermediárias progressivas, os padrões de qualidade a serem obedecidos no corpo receptor são os que constam na classe na qual o corpo receptor estiver enquadrado.

[...]

Art. 12. O lançamento de efluentes em corpos de água, com exceção daqueles enquadrados na classe especial, não poderá exceder as condições e padrões de qualidade de água estabelecidos para as respectivas classes, nas condições da vazão de referência ou volume disponível, além de atender outras exigências aplicáveis.

Parágrafo único. Nos corpos de água em processo de recuperação, o lançamento de efluentes observará as metas obrigatórias progressivas, intermediárias e final.

Art. 13. Na zona de mistura serão admitidas concentrações de substâncias em desacordo com os padrões de qualidade estabelecidos para o corpo receptor, desde que não comprometam os usos previstos para o mesmo.”

Cabe também apontar a relevância, no presente contexto, da Lei nº 9.433, de janeiro de 1997, que “institui a Política Nacional de Recursos Hídricos (PNRH), cria o Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos (Singreh), regulamenta o inciso XIX do art. 21 da Constituição Federal, e altera o art. 1º da Lei nº 8.001, de 13 de março de 1990, que modificou a Lei nº 7.990, de 28 de dezembro de 1989” (Brasil, 1997). No Capítulo I da Lei das águas, encontram-se descritos os seus fundamentos: “Art. 1º A Política Nacional de Recursos Hídricos baseia-se nos seguintes fundamentos:

I - a água é um bem de domínio público;

II - a água é um recurso natural limitado, dotado de valor econômico;

III - em situações de escassez, o uso prioritário dos recursos hídricos é o consumo humano e a dessedentação de animais;

IV - a gestão dos recursos hídricos deve sempre proporcionar o uso múltiplo das águas;

V - a bacia hidrográfica é a unidade territorial para implementação da Política Nacional de Recursos Hídricos e atuação do Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos;

VI - a gestão dos recursos hídricos deve ser descentralizada e contar com a participação do Poder Público, dos usuários e das comunidades.”

O Capítulo II apresenta os objetivos da PNRH, nos quais inclui-se garantir água nos padrões de qualidade necessários para diferentes usos:

“Art. 2º São objetivos da Política Nacional de Recursos Hídricos:

I - assegurar à atual e às futuras gerações a necessária disponibilidade de água, em padrões de qualidade adequados aos respectivos usos;

II - a utilização racional e integrada dos recursos hídricos, incluindo o transporte aquaviário, com vistas ao desenvolvimento sustentável;

III - a prevenção e a defesa contra eventos hidrológicos críticos de origem natural ou decorrentes do uso inadequado dos recursos naturais.

IV - incentivar e promover a captação, a preservação e o aproveitamento de águas pluviais. (Incluído pela Lei nº 13.501, de 2017)”

Na Seção II da tal lei, pode-se observar, através dos Art. 9º e Art. 10., as diretrizes relacionadas ao enquadramento dos corpos de água em classes, segundo os usos preponderantes da água:

“Art. 9º O enquadramento dos corpos de água em classes, segundo os usos preponderantes da água, visa a:

I - assegurar às águas qualidade compatível com os usos mais exigentes a que forem destinadas;

II - diminuir os custos de combate à poluição das águas, mediante ações preventivas permanentes.

Art. 10. As classes de corpos de água serão estabelecidas pela legislação ambiental.”

Por fim, a nível regional, a Política Estadual de Recursos Hídricos – Lei nº 10.179 de 17 de março de 2014, que “Dispõe sobre a Política Estadual de Recursos Hídricos, institui o Sistema Integrado de Gerenciamento de Recursos Hídricos do Estado do Espírito Santo – SIGERH/ES e dá outras providências.”, tem como objetivos garantir a disponibilidade dos recursos hídricos em quantidade e qualidade para seus múltiplos usos, garantindo a utilização integrada e racional da água, assegurando a prevenção e a defesa contra eventos hidrológicos críticos e contribuindo para a preservação e conservação das áreas úmidas do Estado do ES (Espírito Santo, 2014).

3.3 Parâmetros da qualidade da água

Conforme mencionado no item 3.1, a qualidade da água pode ser definida pelas características físicas, químicas e biológicas da água. Para representar tais características, utilizam-se diferentes parâmetros que desempenham a função de indicadores da qualidade de um corpo hídrico (Larentis, 2004). O autor Novotny (2003) afirma que, para cada uso pretendido, pode haver diferentes parâmetros que expressem a qualidade da água. Para a determinação da qualidade da água de um corpo hídrico superficial, comumente, utilizam-se variáveis como temperatura, potencial hidrogeniônico (pH), condutividade elétrica, turbidez, sólidos totais, oxigênio dissolvido (OD), demanda bioquímica de oxigênio (DBO), nitrogênio, fosforo e coliformes. A seguir, encontram-se descritos os parâmetros de qualidade da água de maior interesse para o presente estudo, que são os principais parâmetros aplicados na simulação do lançamento de esgotos e deflúvios rurais.

3.3.1 Oxigênio Dissolvido (OD)

O oxigênio dissolvido (OD) pode ser entendido como o parâmetro utilizado para a medição da quantidade de oxigênio disponível para a manutenção da atividade bioquímica presente no corpo hídrico (Ji, 2008). Além disso, o OD é o principal parâmetro para a caracterização dos efeitos da poluição das águas por lançamentos de carga orgânica e vital para os organismos aquáticos aeróbios (Von Sperling, 2014).

No processo de estabilização da matéria orgânica, ocorre o consumo de oxigênio pelos microorganismos, causando a diminuição do oxigênio dissolvido no meio. Dessa maneira, a presença de matéria orgânica no corpo d'água exerce grande influência nas concentrações de OD. Larentis (2004) afirma que a redução nos teores de oxigênio dissolvido em corpos hídricos pode ser seletiva para determinadas espécies aquáticas.

Expresso em mg/L, o OD apresenta uma relação inversa com a temperatura conforme pode-se visualizar na Tabela 3.1. A principal consequência dessa relação é que as concentrações de OD em um corpo hídrico serão menores no período do verão, quando também, frequentemente, a disponibilidade hídrica encontra-se reduzida e a carga orgânica lançada aumentada, especialmente em locais turísticos.

Tabela 3.1. Concentrações de oxigênio em mg/L correspondendo a 100% de saturação ao nível do mar. (Fonte: EPA, 2001)

Temperatura (°C)	OD (mg O ₂ /L)
0	14.6
4	13.1
8	11.9
12	10.8
16	10.0
20	9.2
24	8.5

^a Valor correspondente a concentração de saturação do OD (20°C, 760 mmHg)

A Resolução CONAMA 357/2005 estipula diferentes faixas de valores de OD para o enquadramento de corpos hídricos nas diferentes classes, como pode ser observado na Tabela 3.2.

Tabela 3.2. Enquadramento de corpos hídricos de água doce para o OD conforme a Resolução CONAMA 357/2005.

Enquadramento	Concentração de OD (mg O ₂ /L)
Classe 1	Não inferior a 6.0
Classe 2	Não inferior a 5.0
Classe 3	Não inferior a 4.0
Classe 4	Superior a 2.0

Von Sperling (2014) destaca que valores de OD superiores à saturação (9.2 mg O₂/L) podem ser indicativos da presença de algas no corpo hídrico, uma vez que produzem gás oxigênio em seus processos metabólicos; valores de OD significativamente inferiores à saturação, por outro lado, podem ser uma evidência da presença de matéria orgânica, geralmente proveniente de esgotamento doméstico.

3.3.2 Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO)

Existe uma grande dificuldade na determinação laboratorial dos diferentes componentes da matéria orgânica presente nas águas residuárias; utilizam-se, então, métodos indiretos para a quantificação de material orgânica, entre eles destaca-se a demanda bioquímica de oxigênio (DBO) (Von Sperling, 2014). Nesse sentido, a DBO representa uma medida da quantidade de oxigênio necessária para estabilizar a matéria orgânica carbonácea por processos bioquímicos em um determinado período de tempo e a uma dada temperatura, tornando a DBO um indicador e não uma substância física ou química propriamente dita (Opdyke, 2008).

A DBO encontra-se entre os parâmetros mais importantes para a caracterização do estado de um corpo hídrico. Nesse sentido, a DBO é considerada o primeiro indicador da presença de poluição em um curso d'água, especialmente no

que diz respeito à presença de lançamentos domésticos (Bnedini e Tsakiris, 2013). Pode-se expressar a DBO de diferentes formas (e.g DBO_u e DBO_5^{20}). A DBO última (DBO_u) corresponde à estabilização completa da matéria orgânica. Em geral, a total estabilização demora em torno de 20 dias para efluentes domésticos; buscando-se evitar um longo tempo de análises laboratoriais, desenvolveu-se, assim, o conceito de DBO_5^{20} , que representa a DBO do quinto dia de análise, realizada a 20°C (Fan, 2013). Normalmente, o termo DBO refere-se a DBO_5^{20} . A fim de evitar incertezas entre as duas medidas de DBO, utilizam-se os conceitos de $DBO_{exercida}$, que representa o oxigênio consumido para a estabilização da matéria orgânica e de $DBO_{remanescente}$, que caracteriza a concentração de matéria orgânica presente na massa líquida (Fan, Tschiedel e Medeiros, 2017). O comportamento da $DBO_{exercida}$ e da $DBO_{remanescente}$ ao longo do período de 20 dias pode ser observado na Figura 3.1.

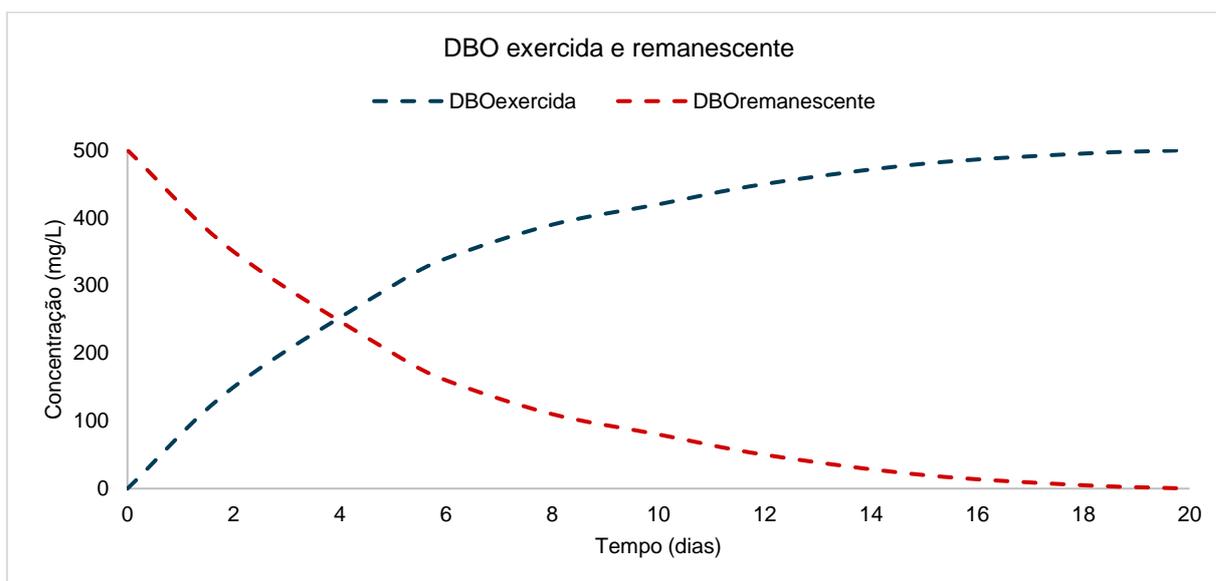


Figura 3.1. Gráfico com exemplo do comportamento típico da $DBO_{exercida}$ e da $DBO_{remanescente}$. Fonte: Adaptado de Fan, Tschiedel e Medeiros, 2017.

Fan, Tschiedel e Medeiros (2017) ainda destacam que, em estudos de modelagem da qualidade da água, utiliza-se geralmente os valores de $DBO_{remanescente}$, uma vez que essa representa a quantidade de matéria orgânica.

A Resolução CONAMA 357/2005 apresenta diferentes valores de DBO para o enquadramento de corpos hídricos nas diferentes classes, como pode ser observado na Tabela 3.3. Para fins de comparação com os valores apresentados a seguir, tipicamente, efluentes domésticos apresentam uma DBO em torno de $300 \text{ mg O}_2/\text{L}$, enquanto efluentes industriais variam amplamente dependendo dos processos industriais envolvidos (Von Sperling, 2014).

Tabela 3.3. Enquadramento de corpos hídricos de água doce para a DBO conforme a Resolução CONAMA 357/2005.

Enquadramento	Concentração de DBO ₅ ²⁰ (mg O ₂ /L)
Classe 1	Até 3.0
Classe 2	Até 5.0
Classe 3	Até 10.0
Classe 4	-

3.3.3 Nitrogênio

O nitrogênio encontrado nas águas superficiais alterna-se em diferentes formas, como íon nitrito (NO₂⁻), íon nitrato (NO₃⁻), gás nitrogênio dissolvido (N₂), gás amônia dissolvido (NH₃), íon amônia (NH₄⁺) e nitrogênio orgânico (N_{org}). O nitrogênio total (N_{total}) inclui o nitrogênio orgânico, amônia, nitrito e o nitrato. Ademais, o nitrogênio pode ter origem natural (e.g. proteínas e compostos biológicos), assim como antrópica (e.g. lançamentos domésticos e industriais e fertilizantes).

Considera-se relativamente simples a medição de nitrogênio orgânico, amônia, nitrito e nitrato – essa é uma das razões para tais formas do nitrogênio serem tratadas com certo detalhamento em modelos da qualidade da água (Opdyke, 2008). Nesse contexto, normalmente, trata-se o NH₃ e o NH₄⁺ como somente um (nitrogênio amoniacal total – N_{amon}). Salienta-se que em um corpo hídrico, a forma predominante de nitrogênio presente pode fornecer informações sobre o estágio da poluição: a poluição em sua forma recente está associada ao nitrogênio orgânico ou de amônia; uma poluição mais remota, por sua vez, está relacionada ao nitrogênio na forma de nitrato – esse fenômeno está associado ao processo de nitrificação, através do qual a amônia é oxidada a nitritos e estes a nitratos (Von Sperling, 2014). Além disso, Von Sperling (2014) adiciona que o nitrogênio se apresenta como um elemento essencial para o desenvolvimento das algas e, quando presente em elevadas concentrações, pode levar o corpo hídrico a sofrer o processo de eutrofização.

A Resolução CONAMA 357/2005 apresenta diferentes valores de nitrito, nitrato e nitrogênio amoniacal total para o enquadramento de corpos hídricos nas diferentes classes, como pode ser observado na Tabela 3.4.

Tabela 3.4. Enquadramento de corpos hídricos de água doce para o nitrito, nitrato e conforme a Resolução CONAMA 357/2005.

Enquadramento	N _{nitrito} (mg N/L)	N _{nitrato} (mg N/L)	N _{amon} * (mg N/L)
Classe 1	1.0	10.0	De 0.5 a 3.7
Classe 2	1.0	10.0	De 0.5 a 3.7
Classe 3	1.0	10.0	De 1.0 a 13.3
Classe 4	-	-	-

*Valores dependem da faixa de pH do corpo hídrico.

3.3.4 Fósforo

Em corpos d'água, pode-se encontrar o fósforo em diferentes formas – fósforo orgânico (combinado com matéria orgânica) e inorgânico (ortofosfato e polifosfato) (Von Sperling 2014). A combinação de ambas as formas origina o fósforo total (P_{total}). Sua origem pode ser tanto natural (e.g. dissolução de compostos presentes no solo e decomposição da matéria orgânica), quanto antrópica (e.g. lançamentos domésticos e industriais, detergentes e fertilizantes). O fósforo cumpre um papel importante para o desenvolvimento das algas, o que pode favorecer a ocorrência de eutrofização das águas (Opdyke, 2008).

A Resolução CONAMA 357/2005 apresenta diferentes valores de fósforo total para o enquadramento de corpos hídricos nas diferentes classes, como pode ser observado na Tabela 3.5.

Tabela 3.5. Enquadramento de corpos hídricos de água doce para fósforo Total conforme a Resolução CONAMA 357/2005.

Enquadramento	Concentração de P_{total} (mg P/L)
Classe 1	0.02
Classe 2	0.03
Classe 3	0.05
Classe 4	-

Em termos de corpos hídricos como lagos, Von Sperling (2014) destaca que valores de P_{total} acima de 0.05 mg P/L já se pode considerar como um ambiente eutrófico.

3.3.5 Coliformes Termotolerantes

Normalmente, efetua-se a determinação da potencialidade de um corpo hídrico transmitir doenças de maneira indireta por meio de organismos indicadores de contaminação fecal, especialmente aqueles pertencentes ao grupo de coliformes: *coliformes totais*, *coliformes fecais* (principalmente os *coliformes termotolerantes*) e *Escherichia coli* (Von Sperling, 2014).

Para o presente estudo, utilizam-se os dados referentes aos *coliformes termotolerantes*, bactérias resistentes à temperatura sob a qual são realizados os testes e facilmente identificáveis, como parâmetro.

A Resolução CONAMA 357/2005 apresenta diferentes valores de *coliformes termotolerantes* para o enquadramento de corpos hídricos nas diferentes classes, conforme Tabela 3.6.

Tabela 3.6. Enquadramento de corpos hídricos de água doce para fósforo Total conforme a Resolução CONAMA 357/2005.

Enquadramento	Concentração de coliformes termotolerantes (NMP/100 mL)
Classe 1	200
Classe 2	1000
Classe 3	2500
Classe 4	-

Para as classes 1 e 2, em relação ao uso de recreação de contato primário, deve ser obedecida a Resolução CONAMA 274/2000 (CONAMA, 2001).

3.4 Modelos matemáticos de qualidade da água e suas aplicações

A modelagem da qualidade da água de corpos hídricos associa diferentes aspectos da matemática, estatística, física, química e biologia. Devido à complexidade dos sistemas naturais, os modelos apresentam-se somente como uma aproximação da realidade.

Ao longo dos anos, vem sendo desenvolvida uma grande variedade de modelos matemáticos da qualidade da água. Considera-se como pioneiro o modelo matemático da qualidade da água de Streeter-Phelps, desenvolvido no ano de 1925, com o objetivo de avaliar o comportamento do oxigênio dissolvido após o lançamento de carga poluidora em um corpo receptor. Reis (2009) aponta que o ano mais marcante em relação aos modelos da qualidade da água foi 1976, no qual foram apresentados os modelos QUAL-SEMOG, CE-QUAL-W2, QUAL2-E, HSPF e MIKE. Posteriormente, considerando os avanços computacionais, pode-se desenvolver muitos outros modelos da qualidade da água, como o AQUASIM, BASINS, QUAL-2K, QUAL-UFMG, HEC-HAS e WARM-GIS Tools (EAWAG, 1998; USEPA, 2000; Chapra e Pelletier, 1996; Von Sperling, 2014; HEC, 2010; Kayser e Collischonn, 2017).

Na Tabela 3.7 encontra-se uma breve descrição de alguns dos modelos citados acima e de outros, todos eles amplamente utilizados na modelagem da qualidade da água superficial, de acordo com Wang *et al.* (2014), Fan (2013) e Sharma e Kansal (2013).

Tabela 3.7. Principais modelos da qualidade da água superficial e suas principais características.

Modelo	Características
Streeter-Phelps (Streeter e Phelps, 1925)	O modelo apresenta seu foco no balanço do oxigênio e no decaimento de primeira ordem da DBO. Modelo unidimensional e estado estacionário.
QUAL-2E (Brown e Barnwell, 1987)	O modelo tem a capacidade de simular até quinze constituintes da qualidade da água, operando em regime permanente ou dinâmico. Pode-se considerar múltiplos lançamentos de efluentes, retiradas, afluências e entradas incrementais.
SIMCAT (Warn, 1987)	O modelo de balanço de massa baseia-se em simulações de Monte Carlo, combinando a distribuição da qualidade da água com a das estações de tratamento de efluentes e de entrada de cursos d'água.
CE-QUAL-R1V1 (USACE, 1990)	O modelo hidrodinâmico e unidimensional tem como finalidade simular a qualidade da água em rios - através de parâmetros como OD, DBO, nitrogênio, fósforo, coliformes e algas - em que a variação longitudinal é relevante, porém as variações na profundidade e nas laterais podem ser desconsideradas.
WASP7 (Ambrose <i>et al.</i> , 1993)	O modelo hidrodinâmico de sistemas aquáticos, permite simulações uni-, bi- ou tridimensionais de diversos constituintes, como OD, DBO, nitrogênio, fósforo
MIKE 11, 21 e 31 (Danish Hydraulics Institute, 1993; 1996a, 1996b)	Os modelos podem ser utilizados para a modelagem da qualidade da água de rios, estuários e zonas úmidas, incluindo simulações uni-, bi- ou tridimensionais.
QUAL-2K (Chapra e Pelletier, 1996)	O modelo permite simular tanto condições hidrológicas quanto de qualidade da água, baseando-se em equações diferenciais ordinárias para sistemas unidimensionais e de fluxo constante.
QUASAR (Whitehead; Williams e Lewis, 1997)	O modelo unidimensional e de regime dinâmico pode ser aplicado para a simulação de oxigênio dissolvido em rios de larga escala.
AQUASIM (EAWAG, 1998)	O modelo tem capacidade de simular, realizar análise de sensibilidade e estimar parâmetros que utilizam os dados de medição.
AQUATOX (USEPA, 2000)	O modelo simula ecossistemas aquáticos, permitindo avaliar o comportamento dos nutrientes, compostos orgânicos e sedimentos e seus efeitos na fauna e na flora aquática.
CE-QUAL-W2 (Cole, 2003)	O modelo hidrodinâmico e bidimensional pode ser utilizado em rios, lagos, reservatórios e estuários, simulando 21 (vinte e um) diferentes constituintes.
IPH-MGBq (Larentis, 2004)	O modelo distribuído de simulação hidrológica e qualidade da água, aplicado sobretudo em grandes bacias hidrográficas, pode simular variáveis como OD, DBO, nitrogênio, fósforo e coliformes.
QUAL-UFMG (Von Sperling, 2007)	O modelo simula em ambiente Microsoft Office Excel diversos parâmetros de qualidade da água, como DBO, OD, fósforo, nitrogênio e coliformes, especialmente de cursos d'água ou trechos.
IPH-ECO (Fragoso Jr <i>et al.</i> , 2009)	O modelo hidrodinâmico, ecológico e de nutrientes pode ser aplicado em lagos e estuários em diferentes dimensões.
HEC-RAS (HEC, 2010)	O modelo foi desenvolvido para a realização de análises unidimensionais de propagação em trechos de cursos d'água, apresentando um módulo de simulação de diferentes variáveis da qualidade da água (e.g. OD, DBO, nitrogênio, fósforo, algas).
WARM-GIS Tools (Kayser e Colischonn, 2017)	O modelo apresenta-se como uma atualização do modelo SAD-IPH, desenvolvido por Kayser (2011). Em ambiente de Sistemas de Informações Geográficas (SIG), este modelo pode ser aplicado para a simulação de parâmetros de qualidade da água de bacias hidrográficas, como DBO, OD, fósforo, nitrogênio e coliformes.
BASINS (USEPA, 2018)	O modelo de análise ambiental para múltiplos usos, integrado ao SIG, foi projetado principalmente para a aplicação em bacias hidrográficas americanas.

Tendo em vista as descrições dos modelos acima, pode-se inferir que existe uma gama de aplicações para essas ferramentas. Cox (2003) afirma que o modelo SIMCAT vem sendo aplicado, sobretudo no Reino Unido, para auxiliar na tomada de decisão sobre medidas necessárias para melhorar a qualidade da água em rios, uma vez que apresenta rápida aplicação e está de acordo com a legislação local; o autor, além disso, destaca que o software QUAL-2E é provavelmente o modelo de qualidade da água mais aplicado a nível mundial, possivelmente por apresentar livre acesso e por ser bem documentado. Fan *et al.* (2012) integrou o modelo QUAL-2K ao HEC-RAS para estudar os efeitos das marés na simulação da qualidade da água. Scalon (2016) acoplou os modelos Soil and Water Assessment (SWAT) e o CE-QUAL-W2 e posteriormente o HEC-RAS para avaliar o controle de enchentes local, assim como a qualidade das águas locais, nas quais se observava grande concentração de sulfatos. Tang *et al.* (2016) utilizou um modelo para calcular o risco de poluição da água em um canal juntamente com o modelo MIKE11, que foi utilizado para simular o processo de transporte dos poluentes. O modelo QUAL-2E, assim como outros modelos, apresenta significativa capacidade de auxiliar em diversos aspectos da gestão de recursos hídricos: Oppa (2007) aplicou o referido modelo para tal finalidade na bacia hidrográfica do Rio Monjolinho – SP. Fan *et al.* (2012) afirmam que, ao longo das últimas décadas, uma série de modelos da qualidade da água vêm sendo aplicados com sucesso como ferramentas de apoio ao processo de gestão de recursos hídricos.

Nessa perspectiva, Larentis (2004) afirma que o uso conjunto da modelagem matemática e do monitoramento da qualidade da água pode auxiliar no planejamento de recursos hídricos de uma bacia hidrográfica, uma vez que a utilização integrada das duas ferramentas provavelmente forneceria uma melhor relação entre flexibilidade e custo do que se atingiria apenas com o uso do monitoramento. Nesse sentido, Storey, Gaag e Burns (2011) salientam a existência da necessidade de otimizar as estratégias de monitoramento da qualidade da água, visto que os métodos tradicionais, geralmente laboratoriais, são muito lentos para o desenvolvimento de respostas operacionais e para o fornecimento de um nível satisfatório de proteção à saúde pública em tempo real. Dessa forma, um modelo matemático de qualidade da água, provavelmente, poderia atender tal necessidade de forma satisfatória.

Uma maneira efetiva de avaliar os impactos do lançamento de cargas poluidoras, assim como de analisar os cenários de intervenção e medidas de controle ambiental é por meio do uso desses modelos (Silva, Faria e Moura, 2017). Sumita e

Kaur (2017) ainda acrescentam que a melhor ferramenta para prever diferentes cenários de poluição em um corpo hídrico é a simulação por modelagem matemática, podendo fornecer um apoio à gestão ambiental. Nesse âmbito, a modelagem da qualidade da água mostra-se cada vez mais presente em planos de recursos hídricos, especialmente para a determinação do cenário atual e do futuro no que tange a classificação da qualidade da água dos corpos hídricos conforme a Resolução CONAMA 357/2005.

Ainda nesse contexto, Larentis (2004) apresenta a possibilidade da aplicação dos referidos modelos para o apoio à tomada de decisão de órgãos ambientais em relação ao licenciamento ambiental, ou seja, tal ferramenta apresenta a capacidade de auxiliar na avaliação dos impactos da implantação de um empreendimento sobre a qualidade da água da bacia.

Conforme descrito acima, existe uma série de estudos com diferentes aplicações de modelos de qualidade da água. Por outro lado, estudos que contemplam simultaneamente análises comparativas dos resultados de diferentes modelos para um mesmo caso, de aplicabilidade e de transferência de parâmetros, como proposto no presente estudo, não foram constatados por meio de buscas na literatura. Caracterizações detalhadas e as principais aplicações dos modelos QUAL-UFMG e WARM-GIS Tools, alvos deste estudo, estão descritas nos itens 3.5 e 3.6, respectivamente.

3.5 QUAL-UFMG

O modelo matemático QUAL-UFMG foi desenvolvido por Von Sperling (2007) com base no modelo QUAL2-E, elaborado pela *United States Environmental Protection Agency* (USEPA), objetivando possibilitar a modelagem da qualidade da água em rios. Em relação ao QUAL-2E, o QUAL-UFMG apresenta algumas simplificações: não são incluídas as algas e as suas inter-relações com demais constituintes, não é considerada a dispersão longitudinal e, por fim, é utilizada a integração pelo método de Euler (Von Sperling, 2014).

O programa QUAL-UFMG apresenta quatro planilhas do Microsoft Office Excel, conforme descritas por Von Sperling (2014):

- **FórmulasCoefic:** planilha contendo informações sobre as fórmulas utilizadas para os cálculos da modelagem e sobre valores usuais dos coeficientes;

- DiagramaUnifilar: planilha utilizada para a descrição e o detalhamento do diagrama unifilar do sistema a ser modelado;
- RioPrincipal: planilha incluindo a modelagem do rio principal, na qual os cálculos da simulação são efetuados e os resultados exibidos;
- Tributário 1: planilha de uso opcional, correspondente à simulação de algum tributário existente no sistema a ser modelado.

Tal modelo viabiliza a modelagem das seguintes variáveis da qualidade da água ao longo de um rio:

- Demanda bioquímica de oxigênio;
- Oxigênio dissolvido;
- Nitrogênio total e suas frações – orgânico, amoniacal, nitrito e nitrato;
- Fósforo total e suas frações – orgânico e inorgânico;
- Coliformes termotolerantes (fecais) ou *E. coli*.

Desde o seu desenvolvimento, o modelo QUAL-UFMG vem sendo amplamente aplicado em diversos rios do território brasileiro para estudos técnicos e científicos, apresentando diferentes finalidades.

Mourão Júnior (2010) utilizou o referido modelo para a bacia hidrográfica do rio Piracicaba – MG, visando a avaliação do atendimento à Resolução CONAMA 357/2005 e a disponibilização de uma ferramenta para a avaliação de alocação de cargas poluidoras futuras para o Comitê de Bacia do Rio Piracicaba. Com objetivos afins, Oiveira Filho (2014) realizou o primeiro estudo envolvendo a modelagem da qualidade da água de um corpo hídrico do Estado do Piauí. Para tanto, foi aplicado o modelo QUAL-UFMG para o Rio Poti, podendo-se empregar os resultados obtidos na gestão dos recursos hídricos da região.

Gomes (2016) realizou a modelagem da qualidade da água do Rio dos Sinos – RS por meio desse mesmo modelo, verificando o comportamento do oxigênio dissolvido para diferentes cenários hipotéticos, comparando a calibração do modelo entre as variações sazonais e verificando a aplicação do modelo ao corpo hídrico estudado. Dessa forma, confirmou-se a influência das variações sazonais nas curvas de calibração e a alteração do comportamento do oxigênio dissolvido frente a diferentes cenários de lançamentos pontuais e difusos.

Passos (2012) empregou a combinação entre a meta-heurística GRASP e um método Exaustivo com o modelo QUAL-UFMG para avaliar as eficiências mínimas

nos tratamentos de efluentes domésticos da bacia hidrográfica do Rio Santa Maria da Vitória – ES. Por meio de tal estudo, constatou-se que a meta-heurística GRASP se mostrou eficiente para esse contexto e o QUAL-UFMG se apresentou como uma ferramenta útil e de simples aplicação para a modelagem da qualidade da água de rios.

Teodoro *et al.* (2013) aplicaram a plataforma QUAL-UFMG para o rio Taquarazinho - MS, objetivando a integração desse modelo com o gerenciamento de recursos hídricos. Para tanto, incorporaram-se às planilhas de simulação equações para a determinação das vazões de diluições e da cobrança pelos lançamentos de efluentes. Assim, pode-se contabilizar os custos para diferentes cenários e constatar que o rio possuía uma alta capacidade de autodepuração, podendo suportar empreendimentos de porte significativo.

Nos próximos itens, encontram-se descritas as principais equações envolvidas na simulação da qualidade da água por intermédio do modelo QUAL-UFMG.

3.5.1 Balanço de vazões

No modelo QUAL-UFMG, a vazão total em cada segmento é dada pela Equação (1) descrita a seguir (Von Sperling, 2007):

$$Q_{tot} = Q_{tot-1} + Q_{trib} + Q_{esg} + Q_{incr} + Q_{esg\ dist} - Q_{capt} \quad (1)$$

Onde:

Q_{tot} – vazão total no segmento (m^3/s);

Q_{tot-1} – vazão total no segmento anterior (m^3/s);

Q_{trib} – vazão pontual de tributário (m^3/s);

Q_{esg} – vazão pontual de esgotos (m^3/s);

Q_{incr} – vazão distribuída incremental por drenagem (m^3/s);

$Q_{esg\ dist}$ – vazão distribuída de esgotos (m^3/s);

Q_{capt} – vazão pontual de captação de água (m^3/s).

3.5.2 Mistura em lançamentos pontuais

A partir do ponto de mistura lançamento-rio e esgoto-rio, o modelo assume o começo do cálculo das reações físicas, assim como das bioquímicas; as equações, dessa forma, assumem uma mistura perfeita e instantânea no ponto de contribuição.

A Equação (2) representa a concentração da mistura com qualquer constituinte (e.g. DBO, OD, N, P, coliformes), sendo caracterizada por uma média ponderada das concentrações e das vazões dos componentes da mistura (Von Sperling, 2014).

$$C_0 = \frac{Q_1 \cdot C_1 + Q_2 \cdot C_2}{Q_1 + Q_2} \quad (2)$$

Onde:

C_0 – concentração do constituinte na mistura (mg/L);

C_1 – concentração do constituinte no componente 1 (mg/L), imediatamente a montante do ponto de mistura;

C_2 – concentração do constituinte no componente 2 (mg/L), imediatamente a montante do ponto de mistura;

Q_1 – vazão do compartimento 1 (m³/s);

Q_2 – vazão do compartimento 2 (m³/s).

3.5.3 Cinética das variáveis da qualidade da água

Cada uma das variáveis que podem ser modeladas por meio do programa QUAL-UFMG possui uma cinética em particular. Nos próximos itens, encontram-se descritas as cinéticas da demanda bioquímica do oxigênio, do oxigênio dissolvido, do nitrogênio total e suas frações, do fósforo total e suas frações, assim como dos coliformes termotolerantes, todas descritas conforme Von Sperling (2007).

3.5.3.1 Demanda bioquímica de oxigênio (DBO)

Para se descrever o processo de decomposição da matéria orgânica ao longo do curso d'água, adota-se uma reação de primeira ordem. Dessa forma, para o cálculo da taxa de variação da DBO, considera-se o decaimento, a sedimentação e a carga difusa, conforme descrito pela Equação (3).

$$\frac{dL}{dt} = -k_d \cdot L - k_s \cdot L + L_{rd} \quad (3)$$

Onde:

dL/dt – variação da concentração de DBO ao longo do tempo (mg/L.d);

k_s – coeficiente de sedimentação (d⁻¹);

L – concentração de DBO remanescente (mg/L);

L_{rd} – taxa de entrada de DBO_u difusa, sem acréscimo de vazão ($g/m^3.d$).

O coeficiente K_s , de remoção de DBO por sedimentação, representa o quociente entre a velocidade de sedimentação do material orgânico sedimentável e a profundidade do rio (Equação (4)).

$$k_s = \frac{v_s}{H} \quad (4)$$

Onde:

k_s – coeficiente de sedimentação (d^{-1});

v_s – velocidade de sedimentação do material particulado (m/d);

H – profundidade do rio (m).

Existe uma faixa de valores típicos do coeficiente k_s sugerida por Von Sperling (2007). Tais valores dependem fundamentalmente da profundidade do rio, assim como da concentração de efluentes no curso d'água, como pode ser observado na Tabela 3.8.

Tabela 3.8. Valores típicos de k_s a 20 °C.

Curso d'água	k_s (d^{-1})	
	Profundo	Raso
Recebendo esgoto bruto concentrado	0.05-0.20	0.10-0.35
Recebendo esgoto bruto de baixa concentração	0.00-0.15	0.05-0.25
Recebendo efluente primário	0.00-0.05	0.05-0.10
Recebendo efluente secundário	-	-
Com águas limpas	-	-

Fonte: Adaptado de Von Sperling (2007).

Apesar de não se encontrar explícito na equação de taxa de variação de DBO , o coeficiente k_1 , de desoxigenação, é bastante importante neste contexto, uma vez que é utilizado na transformação da DBO_5 em DBO_u . Valores típicos de tal coeficiente podem ser observado na Tabela 3.9.

Tabela 3.9. Valores típicos de k_1 a 20 °C.

Curso d'água	k_1 (d^{-1})
Recebendo esgoto bruto concentrado	0.35-0.45
Recebendo esgoto bruto de baixa concentração	0.30-0.40
Recebendo efluente primário	0.30-0.40
Recebendo efluente secundário	0.12-0.24
Com águas limpas	0.08-0.20

Fonte: Adaptado de Von Sperling (2007)

3.5.3.2 Oxigênio dissolvido (OD)

No cálculo da concentração de OD na extensão curso d'água, considera-se a reaeração, a decomposição da matéria orgânica, a demanda do sedimento, a fotossíntese, a respiração e a nitrificação, de acordo com a Equação (5).

$$\frac{dC}{dt} = k_2 \cdot (C_s - C) - k_d \cdot L - S_d + F - R - R_{O_2amon} \cdot (f_{nitr} \cdot k_{an}) \cdot N_{amon} \quad (5)$$

Onde:

dC/dt – taxa de variação da concentração de OD com o tempo (mg/L.d);

k_2 – coeficiente de reaeração (d^{-1});

C_s – concentração de saturação do oxigênio dissolvido (mg/L);

C – concentração de oxigênio dissolvido (mg/L);

k_d – coeficiente de decomposição da matéria orgânica carbonácea (d^{-1});

L – concentração de DBO remanescente (mg/L);

S_d – demanda do sedimento ($g/m^3.d$);

F – taxa de produção de oxigênio por fotossíntese ($g/m^3.d$);

R – taxa de consumo de oxigênio pela respiração ($g/m^3.d$);

R_{O_2amon} – relação entre o oxigênio consumido por cada unidade de nitrito oxidado a nitrato (mg/mg);

f_{nitr} – fator de correção do coeficiente de nitrificação em função do OD;

k_{an} – coeficiente de conversão de amônia em nitrito (d^{-1});

N_{amon} – concentração de nitrogênio amoniacal (mg/L).

O coeficiente k_2 , de reaeração, pode ser obtido por meio de equações descritas na Tabela 3.10, Tabela 3.11 e Tabela 3.12

Tabela 3.10. Equações para estimativa de k_2 em função da velocidade e da profundidade.

Equação	Faixa de aplicação		Referência
	Velocidade Média (m/s)	Profundidade média (m)	
$k_2 = 3.93 \cdot \frac{v^{0.5}}{H^{1.5}}$	$0.05 \leq v < .8$	$0.6 \leq H < 4.0$	O'Connor e Dobbins (1956)
$k_2 = 5 \cdot \frac{v^{0.97}}{H^{1.67}}$	$0.8 \leq v < 1.5$	$0.6 \leq H < 4.0$	Churchill <i>et al.</i> (1962)
$k_2 = 5.3 \cdot \frac{v^{0.67}}{H^{1.85}}$	$0.05 \leq v < 1.5$	$0.1 \leq H < 0.6$	Owens <i>et al.</i> (apud Branco, 1978; Chapra, 1997)

Fonte: Adaptado de Von Sperling (2007).

Tabela 3.11. Equações para a estimativa de k_2 em função da velocidade, da declividade e da vazão.

Equação	Faixa de aplicação		Referência
	Curso d'água	Vazão (m ³ /s)	
$k_2 = 31.6. v. i$	Rios pequenos	0.03 < Q < 0.3	Thomann e Mueller (1987)
$k_2 = 15.4. v. i$	Rios médios	0.3 < Q < 8.5	

Fonte: Adaptado de Von Sperling (2007).

Tabela 3.12. Equações para a estimativa de k_2 conforme modelos baseados em dados hidráulicos.

Equação	Faixa de aplicação		Referência
	Curso d'água	Vazão (m ³ /s)	
$k_2 = 517. (vi)^{0.524}. Q^{-0.242}$	Rios com poços e corredeiras	Q < 0.556	Melching e Flores (1999)
$k_2 = 596. (vi)^{0.528}. Q^{-0.136}$		Q > 0.556	
$k_2 = 88. (vi)^{0.313}. Q^{-0.353}$	Rios com controle de canal	Q < 0.556	
$k_2 = 142. (vi)^{0.333}. H^{-0.660}. B^{-0.243}$		Q > 0.556	

Fonte: Adaptado de Von Sperling (2007).

Tendo-se os resultados obtidos através dos três métodos apresentados acima, o programa QUAL-UFMG adota o menor k_2 entre eles. O usuário também tem a opção de inserir um outro valor de k_2 , resultante de outras equações ou da literatura. Valores médios de k_2 podem ser visualizados na Tabela 3.13.

Tabela 3.13. Valores típicos de k_2 a 20 °C.

Curso 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 (2007).

O coeficiente k_d , de decomposição, pode ser obtido pelas faixas de valores típico, de acordo com a Tabela 3.14.

Tabela 3.14. Valores típicos de k_d a 20 °C.

Curso d'água	k_d (d ⁻¹)	
	Profundo	Raso
Recebendo esgoto bruto concentrado	0.35-0.50	0.50-1.00
Recebendo esgoto bruto de baixa concentração	0.30-0.45	0.40-0.80
Recebendo efluente primário	0.30-0.45	0.40-0.80
Recebendo efluente secundário	0.12-0.24	0.12-0.24
Com águas limpas	0.08-0.20	0.08-0.20

Fonte: Adaptado de Von Sperling (2007).

Por fim, o coeficiente k_{an} , de conversão da amônia a nitrato, apresenta-se entre as faixas de valores da Tabela 3.15.

Tabela 3.15. Valores típicos de k_{an} a 20 °C.

Curso d'água	k_{an} (d ⁻¹)
Profundo	0.10-0.50
Raso	0.20-1.00

Fonte: Adaptado de Von Sperling (2007).

3.5.3.3 Nitrogênio

O nitrogênio orgânico é simulado pelo programa por intermédio da Equação (6), que em seu primeiro termo considera a amonificação e no segundo a sedimentação.

$$\frac{dN_{org}}{dt} = -k_{oa} \cdot N_{org} - k_{so} \cdot N_{org} \quad (6)$$

Onde:

dN_{org}/dt – taxa de variação da concentração de nitrogênio orgânico com o tempo (mg/L.d);

k_{oa} – coeficiente de conversão do nitrogênio orgânico a amônia (d⁻¹);

N_{org} – concentração de nitrogênio orgânico (mg/L);

k_{so} – coeficiente de sedimentação do nitrogênio orgânico (d⁻¹).

Os valores típicos dos coeficientes k_{oa} e k_{so} , de conversão de nitrogênio orgânico a amônia e de sedimentação do nitrogênio orgânico, respectivamente, podem ser visualizados na Tabela 3.16 e na Tabela 3.17.

Tabela 3.16. Valores típicos de k_{oa} a 20 °C.

k_{oa} (d ⁻¹)
0.20-0.25

Fonte: Adaptado de Von Sperling (2007).

Tabela 3.17. Valores típicos de k_{so} a 20 °C.

Curso d'água	k_{so} (d ⁻¹)
Remansos	0.10
Rios lentos	0.05-0.10
Rios rápidos	0.02-0.05
Corredeiras	0.00

Fonte: Adaptado de Von Sperling (2007).

Por sua vez, o nitrogênio amoniacal é representado pela Equação (7), que considera a amonificação, a nitrificação e a liberação pelo sedimento de fundo.

$$\frac{dN_{amon}}{dt} = k_{oa} \cdot N_{org} - k_{an} \cdot N_{amon} + \frac{S_{Namon}}{H} \quad (7)$$

Onde:

dN_{amon}/dt – taxa de variação da concentração de nitrogênio amoniacal com o tempo (mg/L.d);

N_{amon} – concentração de nitrogênio amoniacal (mg/l);

S_{Namon} – fluxo de liberação de amônia pelo sedimento de fundo (g/m².d);

H – profundidade média do curso d'água (m).

A concentração de nitrito ao longo do curso d'água pode ser determinada pela Equação (8).

$$\frac{dN_{nitri}}{dt} = k_{an} \cdot N_{amon} - k_{nn} \cdot N_{nitri} \quad (8)$$

Onde:

dN_{nitri}/dt – taxa de variação da concentração de nitrito com o tempo (mg/L.d)

N_{nitri} – concentração de nitrito (mg/L);

k_{nn} – coeficiente de conversão de nitrito a nitrato.

O coeficiente k_{nn} , de conversão de nitrito a nitrato, apresenta valores típicos nas faixas contidas na Tabela 3.18.

Tabela 3.18. Valores típicos de k_{nn} a 20 °C.

Curso d'água	K_{nn} (d ⁻¹)
Profundos	0.10-0.50
Rasos	0.20-1.00

Fonte: Adaptado de Von Sperling (2007).

Por fim, o nitrato é obtido na simulação por meio da Equação (9), que representa a nitrificação.

$$\frac{dN_{nitra}}{dt} = k_{nn} \cdot N_{nitri} \quad (9)$$

Onde:

dN_{nitri}/dt – taxa de variação da concentração de nitrato com o tempo (mg/L.d).

3.5.3.4 Fósforo

A variação da concentração do fósforo orgânico é simulada pelo programa por meio da Equação (10), onde o primeiro termo representa a conversão de fósforo orgânico em inorgânico e o segundo a sedimentação.

$$\frac{dP_{org}}{dt} = -k_{oi} \cdot P_{org} - k_{spo} \cdot P_{org} \quad (10)$$

dP_{org}/dt – taxa de variação da concentração de fósforo orgânico com o tempo (mg/L.d);

k_{oi} – coeficiente de conversão de fósforo orgânico em inorgânico (d^{-1});

k_{spo} – coeficiente de sedimentação do fósforo orgânico (d^{-1}).

Os valores típicos dos coeficientes k_{oi} e k_{spo} , de conversão de fósforo orgânico a inorgânico e de sedimentação do fósforo orgânico, respectivamente, podem ser observados na Tabela 3.19 e na Tabela 3.20.

Tabela 3.19. Valores típicos de k_{oi} a 20 °C.

k_{oi} (d^{-1})
0.2-0.3

Fonte: Adaptado de Von Sperling (2007).

Tabela 3.20. Valores típicos de k_{spo} a 20 °C.

k_{spo} (d^{-1})
0.02-0.05

Fonte: Adaptado de Von Sperling (2007).

Já a variação da concentração do fósforo inorgânico é simulada através da Equação (11), que leva em consideração a conversão de fósforo orgânico em inorgânico, assim como a liberação de sedimento de fundo.

$$\frac{dP_{inorg}}{dt} = k_{oi} \cdot P_{org} + \frac{S_{Pinorg}}{H} \quad (11)$$

Onde:

dP_{inorg}/dt – taxa de variação da concentração de fósforo inorgânico com o tempo (mg/L.d);

S_{Pinorg} – liberação de fósforo inorgânico pelo sedimento de fundo ($g/m^2.d$).

3.5.3.5 Coliformes termotolerantes

Os coliformes termotolerantes são simulados pelo modelo por intermédio da Equação (12).

$$\frac{dN}{dt} = -k_b \cdot N \quad (12)$$

Onde:

dN/dt – taxa de variação da concentração de coliformes com o tempo (NMP/100 mL.d);

k_b – coeficiente de decaimento de coliformes (d^{-1}).

O coeficiente k_b , de decaimento de coliformes, apresenta uma faixa de valores típicos, que podem ser visualizados na Tabela 3.21

Tabela 3.21. Valores típicos de k_b a 20 °C.

$K_b (d^{-1})$
0.5-1.5 (Valor típico de aproximadamente 1.0)

Fonte: Adaptado de Von Sperling (2007).

3.6 WARM-GIS Tools

O modelo matemático WARM-GIS Tools, desenvolvido por Kayser e Collischonn (2017), apresenta-se como uma atualização da plataforma SAD-IPH elaborada por Kayser (2011). O WARM-GIS Tools compreende um conjunto de operações em um ambiente de Sistemas de Informações Geográficas (SIG), atuando em regime permanente. Destaca-se ainda que o WARM-GIS Tools se apresenta como um *plug-in* do software MapWindow GIS na versão 4.8.6.

O referido pacote de ferramentas, pode ser dividido em dois diferentes módulos:

- Módulo de simulação do balanço hídrico;
- Módulo de simulação integrada de qualidade da água e balanço hídrico.

Esse último módulo, de especial interesse para este estudo, permite a simulação quali-quantitativa da água, considerando os lançamentos de efluentes e captações de água.

A partir de sua criação, o modelo SAD-IPH/WARM-GIS Tools vem sendo significativamente utilizado em trabalhos acadêmicos e técnicos.

Na esfera técnica, vem sendo aplicado em diferentes planos relacionados à gestão de recursos hídricos: Plano Integrado de Recursos Hídricos da Unidade de Gestão de Recursos Hídricos Paranapanema, Plano de Bacia Hidrográfica do rio Camaquã (RS), Plano de Hidrográfica do rio Santa Maria (RS), Plano de Bacia Hidrográfica do rio Jucu e Santa Maria da Vitória (ES), Plano de Recursos Hídricos da Região Hidrográfica Macaé e das Ostras (RJ), Plano de Bacia Hidrográfica do rio Ijuí (RS), Plano de Bacia Hidrográfica do rio Ibicuí (RS), entre outros (ANA, 2016; SEMA-RS, 2016a, SEMA-RS, 2016b; AGERH, 2016; SEMA-RS, 2012a; SEMA-RS, 2012b). Nesse contexto, o modelo foi utilizado para gerar diferentes cenários de

desenvolvimento para essas bacias hidrográficas, podendo-se então indicar onde se deve concentrar esforços no planejamento.

No contexto acadêmico, o modelo SAD-IPH foi aplicado por Silva (2017) na bacia hidrográfica do rio Piracicaba (MG), juntamente com o MGB-IPH (Collischonn, 2001). Tendo em vista os parâmetros de qualidade da água simulados através do modelo e a Resolução CONAMA 357, pode-se então constatar que a maioria dos cursos d'água encontrava-se na Classe 4, sendo que sua classe de qualidade da água atual era Classe 2 de acordo com a DN-COPAM 9/1994 (COPAM, 1994). Costa (2016) realizou uma aplicação semelhante do modelo para a bacia hidrográfica do Ribeirão Taquaruçu; o autor, adicionalmente, simulou diferentes cenários de qualidade da água para tal bacia: o atual, o tendencial e a conservacionista. Dessa maneira, o autor pode constatar que a tomada de decisão por meio dessa ferramenta, objetivando a classificação de qualidade da água dos cursos d'água, é não somente possível, mas também satisfatória. Ainda nesse contexto, Kayser *et al.* (2017) desenvolveram um estudo comparativo entre os modelos QUAL-2K e SIGBAH-Qual, referido neste estudo como WARM-GIS Tools. Para tanto, aplicaram-se ambas as metodologias para a bacia do Rio Macaé e constatou-se uma aproximação razoável entre os resultados para todos os parâmetros da qualidade da água analisados.

Nos próximos itens, pode-se observar a estruturação, assim como as principais equações envolvidas no processo de simulação por meio do modelo WARM-GIS Tools.

3.6.1 Estrutura do modelo

De acordo com Kayser e Collischonn (2017), inicialmente, o modelo WARM-GIS Tools realiza a identificação do ordenamento dos trechos, selecionando primeiramente os de primeira ordem ou de cabeceira. Posteriormente, o modelo processa os trechos de segunda ordem, utilizando as saídas de concentrações e vazões conseguidas na etapa anterior e assim sucessivamente até o trecho de ordem mais alta, o exutório. De maneira geral, o processamento do modelo pode ser representado pela Figura 3.2.

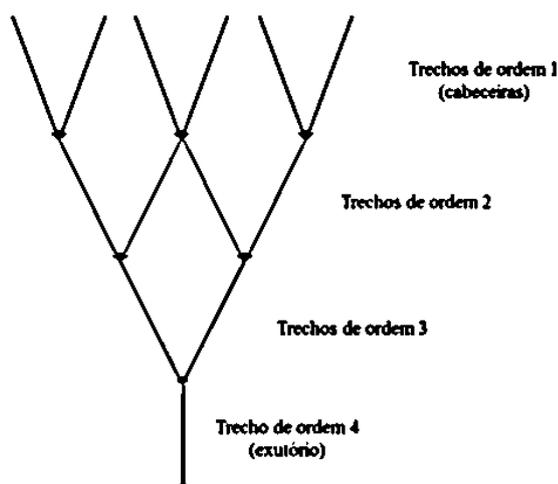


Figura 3.2. Esquema de simulação do WARM-GIS Tools. Fonte: Modificado de Kayser e Collischonn (2017).

Ressalta-se que para os trechos de ordem 1, as vazões e concentrações iniciais do trecho são dados de entrada do modelo; para os trechos de ordem superior, por outro lado, tais variáveis são dadas utilizando as saídas dos trechos de montante, somando as vazões e misturando as respectivas concentrações (Kayser e Collischonn, 2017).

3.6.2 Diluição e cinética das variáveis da qualidade da água

No pacote de ferramentas WARM-GIS Tools, as variáveis da qualidade da água simuladas são as mesmas que as do programa QUAL-UFMG: demanda bioquímica do oxigênio, oxigênio dissolvido, nitrogênio total e suas frações, fósforo total e suas frações e coliformes termotolerantes.

A seguir, encontra-se uma representação das principais variáveis no processo de diluição, assim como de transformação dos constituintes da qualidade da água por cada minibacia (Figura 3.3). Cabe aqui destacar que o termo minibacia compreende uma área irregular de contribuição para cada subtrecho e que a metodologia para a sua obtenção se encontra descrita no item 4.2.1.

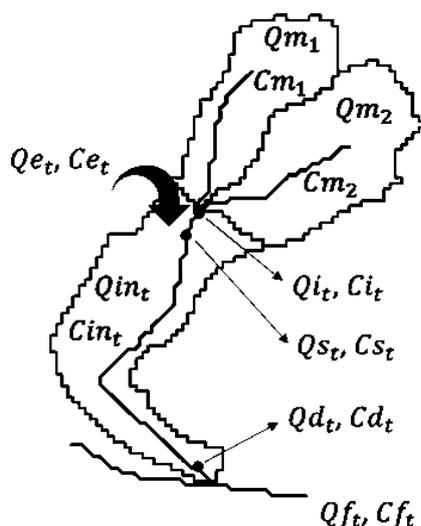


Figura 3.3. Esquema das principais variáveis de simulação por minibacia. Fonte: Kayser e Collischonn (2017).

Onde:

Q_{m_j} e C_{m_j} – vazão (m^3/s) e concentração (mg/L) final do trecho j à montante do trecho t ;

Q_{i_t} e C_{i_t} – vazão (m^3/s) e concentração (mg/L) inicial do trecho t ;

Q_{e_t} e C_{e_t} – vazão (m^3/s) e concentração (mg/L) ou somatório das cargas pontuais existentes em qualquer ponto por minibacia correspondente ao trecho t ;

Q_{s_t} e C_{s_t} – vazão (m^3/s) e concentração (mg/L) de mistura após a entrada das cargas pontuais no trecho t ;

Q_{d_t} e C_{d_t} – vazão (m^3/s) e concentração (mg/L) após os processos de transformação dos constituintes ao longo do trecho t ;

Q_{in_t} e C_{in_t} – vazão (m^3/s) e concentração (mg/L) incremental do trecho t , correspondendo à entrada de cargas difusas;

Q_{f_t} e C_{f_t} – vazão (m^3/s) e concentração (mg/L) final do trecho t , após a inserção da vazão e da concentração incremental.

A mistura das cargas pontuais nos trechos do curso d'água é realizada conforme a Equação (2) apresentada no item 3.5.2. Para a cinética de transformação dos constituintes da qualidade da água, de forma geral, são utilizadas as mesmas equações descritas anteriormente no item 3.5.3, exceto para o nitrogênio orgânico e amoniacal, que se desconsideram os processos de sedimentação; para o fósforo inorgânico que se considera a sedimentação do fósforo inorgânico e desconsidera a liberação de fósforo inorgânico por sedimento de fundo; e para o oxigênio dissolvido,

que a equação se apresenta como uma adaptação do modelo de Streeter-Phelps. Em seguida, pode-se observar a Equação (13), integrada analiticamente, representando a cinética do OD no modelo, a qual desconsidera o consumo de oxigênio devido à transformação de nitrito a nitrato:

$$C = C_s - [(C_s - C_{s,T}) - e^{-k_2 \cdot T} + \left(\frac{k_d \cdot C_{DBO,T}}{k_2 - k_s}\right) \cdot (e^{-T \cdot k_s} - e^{-T \cdot k_2})] \quad (13)$$

Onde:

C – concentração de oxigênio dissolvido (mg/L);

C_s – concentração de saturação do oxigênio dissolvido (mg/L);

C_{s,T} – concentração de saturação do oxigênio dissolvido na temperatura T (mg/L);

C_{DBO,T} – concentração de DBO na temperatura T (mg/L);

T – temperatura (°C);

k₂ – coeficiente de reaeração (d⁻¹);

k_d – coeficiente de decomposição da matéria orgânica carbonácea (d⁻¹);

K_s – coeficiente de sedimentação (d⁻¹).

4 METODOLOGIA

Entre os objetivos propostos neste estudo, encontra-se a análise comparativa entre os resultados do modelo WARM-GIS Tools e do QUAL-UFMG aplicados ao Rio Novo – ES. A escolha do Rio Novo para a elaboração deste estudo deu-se devido à disponibilidade de dados para esta região em função do projeto “*Diagnóstico e Prognóstico das condições de uso da água e definição do Enquadramento e Plano de Recursos na Bacia Hidrográfica do Rio Novo*” desenvolvido pela AGERH (2018), no qual também foi aplicado o WARM-GIS Tools para realização da simulação da qualidade das águas da região. Cabe aqui destacar que a metodologia empregada em relação à aplicação do WARM-GIS Tools baseia-se, predominantemente, na utilizada no projeto coordenado pela AGERH (2018), bem como em Kayser e Collischonn (2017).

Dessa forma, neste capítulo encontram-se descritos os principais métodos aplicados para o desenvolvimento deste estudo. Inicialmente, apresenta-se um panorama geral sobre o estudo de caso utilizado. Em seguida, descreve-se como foi realizada a simulação por meio dos modelos WARM-GIS Tools para a Bacia Hidrográfica do Rio Novo e do QUAL-UFMG apenas para o Rio Novo para os seguintes parâmetros da qualidade da água: OD, DBO, nitrogênio (amoniaco, nitrito, nitrato e orgânico), fósforo (orgânico e inorgânico) e coliformes termotolerantes. Por fim, apresentam-se os métodos aplicados para a comparação entre os resultados de tais modelos, assim como para a transferência dos coeficientes de calibração.

Na Figura 4.1, pode-se visualizar o fluxograma referente à metodologia utilizada para o desenvolvimento do presente estudo.

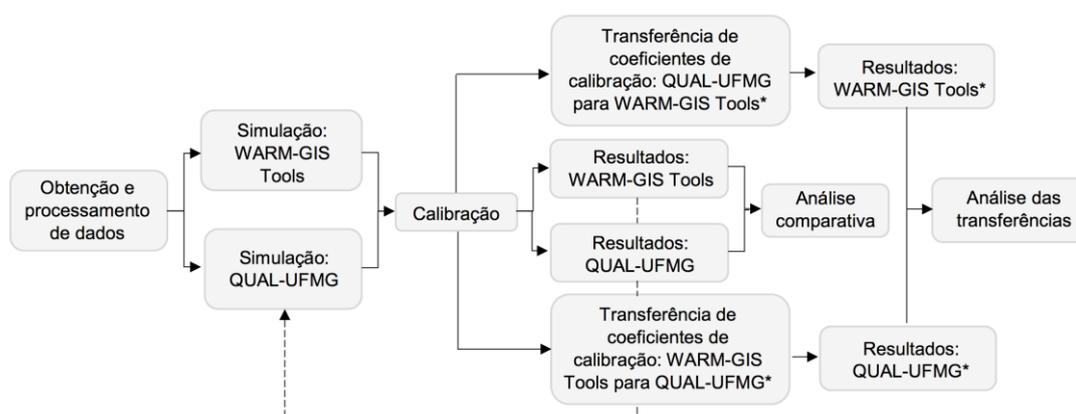


Figura 4.1. Fluxograma da metodologia utilizada.

4.1 Estudo de caso: Rio Novo – ES

No presente trabalho, utilizou-se como estudo de caso o Rio Novo, o qual apresenta aproximadamente 78 km de extensão e compõe a Bacia Hidrográfica do Rio Novo, que se localiza na região sul do estado do Espírito Santo, conforme pode ser observado na Figura 4.2.

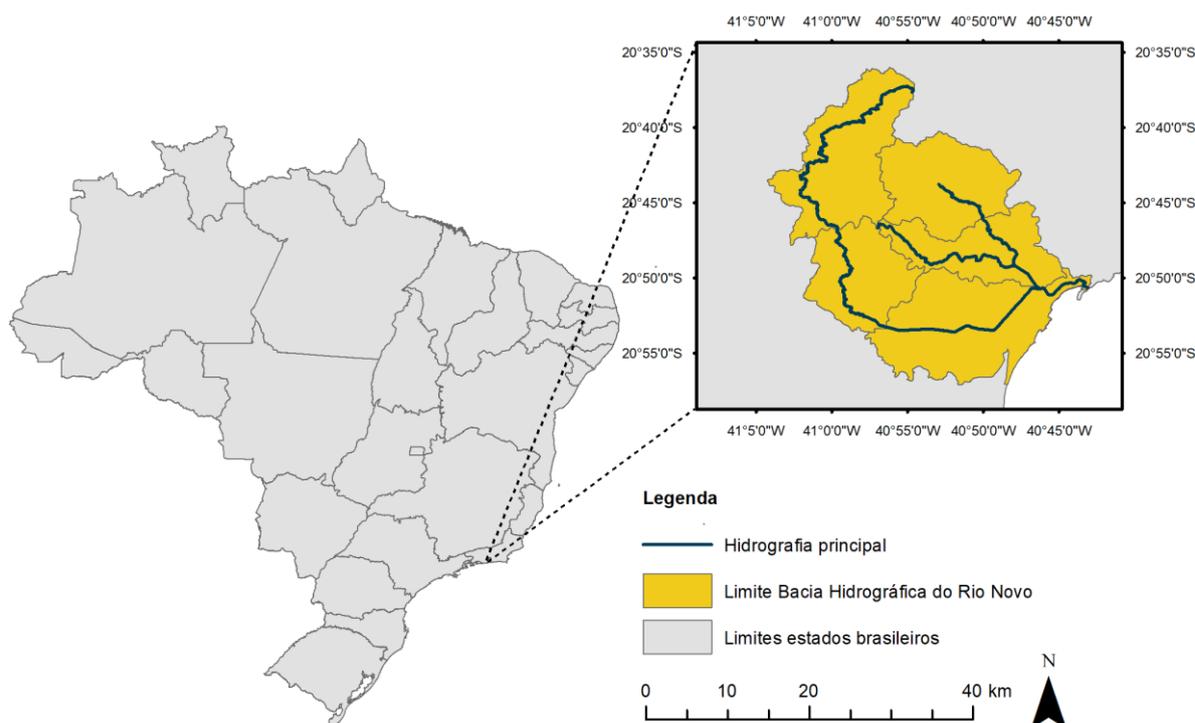


Figura 4.2. Localização da Bacia Hidrográfica do Rio Novo.

De acordo com AGERH (2018), a referida bacia hidrográfica apresenta uma área de drenagem de cerca de 777 km², abrangendo os municípios de Rio Novo do Sul e Iconha em suas totalidades, assim como os municípios de Vargem Alta, Itapemirim e Piúma de forma parcial, totalizando aproximadamente 96 000 habitantes inseridos na área de tal bacia; segundo a classificação climática de Köppen, a área da bacia encontra-se em uma região classificada como *Aw* – Clima Tropical com inverno seco e temperaturas médias acima de 18 °C; a precipitação média anual, além disso, encontra-se entre 1121 mm/ano a 1742 mm/ano; nas porções elevadas da bacia encontram-se fragmentos de Mata Atlântica, entretanto ao analisar as porções médias até a foz percebe-se a presença acentuada de pastagens e cultivos agrícolas; salienta-se, por fim, que o relevo da região caracteriza-se como acidentado com predominância de solos classificados como cambissolos háplicos.

A Bacia Hidrográfica do Rio Novo foi segmentada em 5 (cinco) Unidades de Planejamento (UPs) (Figura 4.3), conforme critérios físicos, socioculturais, econômicos e políticos, definidos em AGERH (2018). Para este estudo, a referida divisão apresenta-se importante devido ao fato de que parte das informações referentes a tal bacia, como dados relativos às vazões, foram apresentadas através das UPs no projeto mencionado no início deste item.

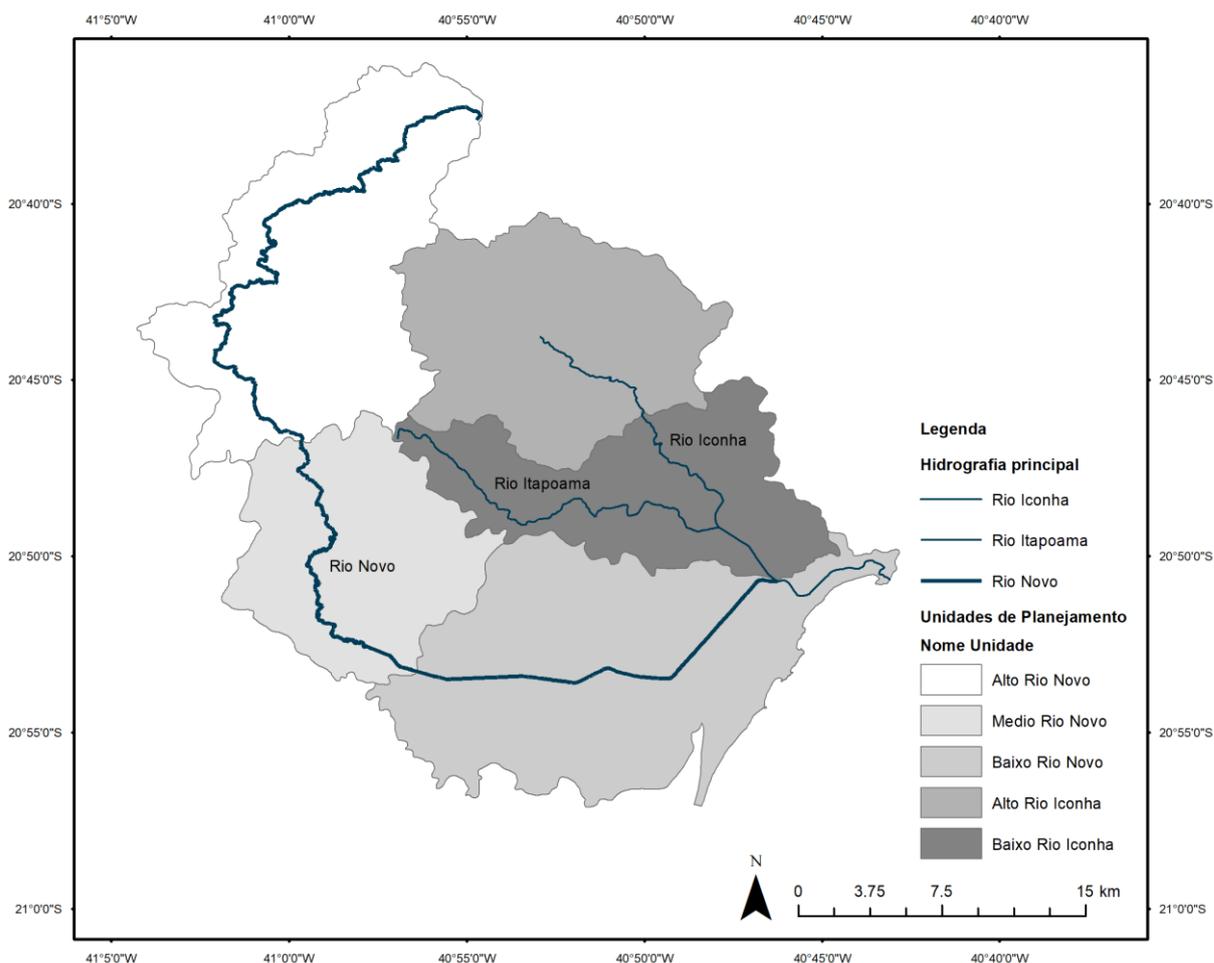


Figura 4.3. Bacia Hidrográfica do Rio Novo segmentada conforme as Unidades de Planejamento (UPs).

4.1.1 Diagrama Unifilar

Para um melhor entendimento do sistema em estudo, encontra-se em seguida o diagrama unifilar do Rio Novo, que destaca alguns de seus principais afluentes (tributários), estações de monitoramento utilizadas neste estudo, sedes municipais e lançamentos provenientes de ETEs.

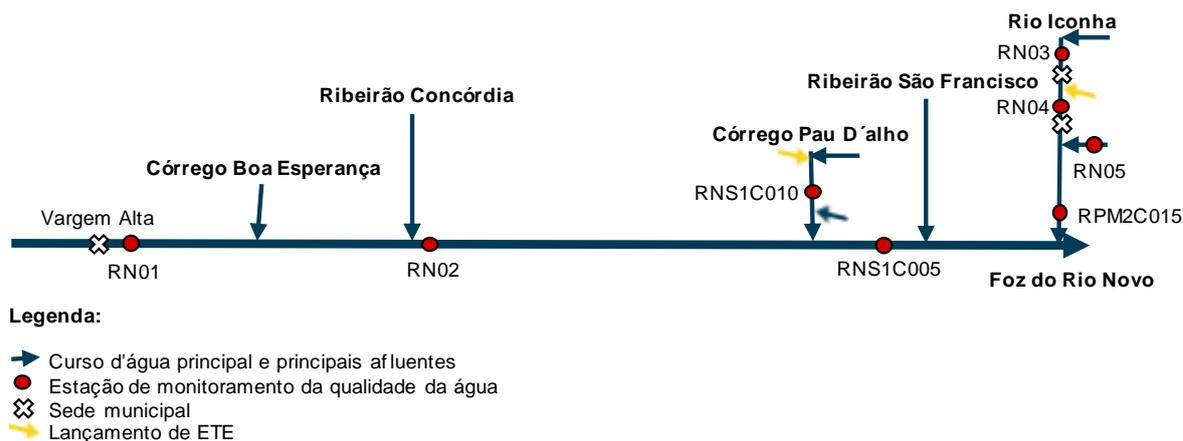


Figura 4.4. Diagrama unifilar referente ao Rio Novo – ES.

Cabe destacar que o Rio Novo apresenta cerca de 30 (trinta) tributários ao longo de sua extensão; para melhor visualização, entretanto, foram representados somente os afluentes mais significativos. Além disso, na Bacia Hidrográfica do Rio Novo, constatou-se a presença de 12 (doze) lançamentos de ETEs, que foram apresentadas de forma simplificada na Figura 4.4.

4.2 Aplicação do modelo WARM-GIS Tools

Nos próximos itens, apresentam-se os dados de entrada e os principais aspectos da calibração no que tange a modelagem da qualidade da água da Bacia Hidrográfica do Rio Novo – ES por meio do modelo de qualidade da água WARM-GIS Tools.

Destaca-se novamente que a metodologia de aplicação de tal modelo para a Bacia Hidrográfica do Rio Novo baseia-se em AGERH (2018), assim como em Kayser e Collischonn (2017). Além disso, deve-se salientar que grande parcela dos dados necessários para a realização dessa simulação foram obtidos através de AGERH (2018).

4.2.1 Dados de entrada

Para tornar possível a simulação, é necessária uma série de dados de entrada no modelo WARM-GIS Tools. A seguir, encontram-se descritos os processos para a obtenção destas informações.

4.2.1.1 Arquivos vetoriais

Na etapa inicial da modelagem, é fundamental a entrada de dois arquivos vetoriais provenientes do processamento do Modelo Digital de Elevação (MDE): a rede de drenagem e as minibacias, que consistem em unidades irregulares discretizadas. Em seguida, apresenta-se brevemente descrito o processo para a obtenção desses arquivos vetoriais.

Conforme Fan *et al.* (2011), para a presente etapa, é possível utilizar o MDE resultante da missão *Shuttle Radar Topography Mission* (SRTM), o qual apresenta uma resolução espacial de 90 metros (Figura 4.5) (Farr *et al.*, 2007). Primeiramente, aplicou-se a ferramenta *DEM Reconditioning* do pacote ArcHydro do ArcGIS, modificando o MDE pela imposição de uma rede drenagem sobre ele, obtendo-se um MDE hidrograficamente consistido. Tal etapa faz-se necessária, uma vez que, frequentemente, somente a utilização do MDE original pode não ser suficiente para a obtenção de uma rede de drenagem coerente; a ferramenta, dessa forma, utiliza a rede hidrográfica conhecida como parâmetro para alcançar um resultado de rede de drenagem adequado (Fan *et al.*, 2011).

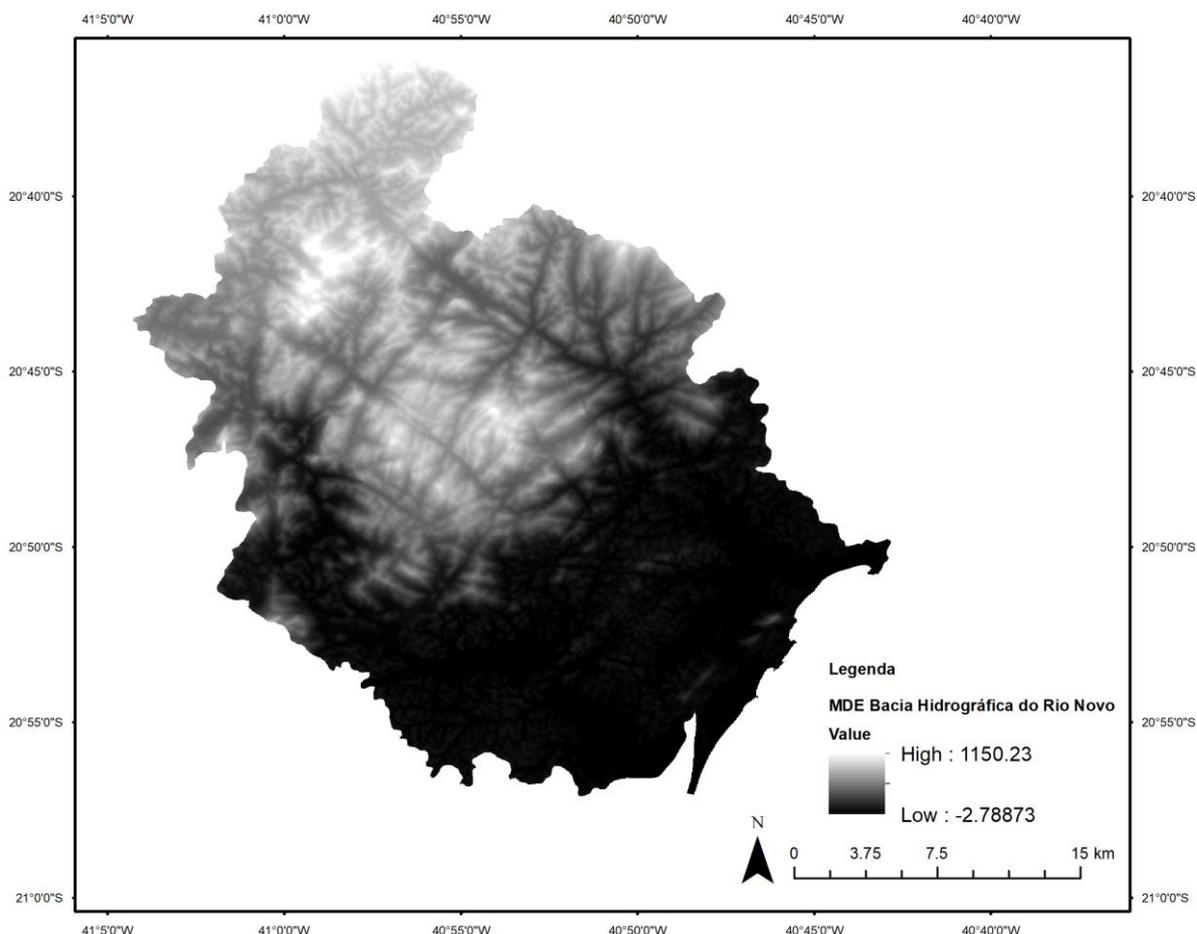


Figura 4.5. Modelo digital de elevação (MDE) da região de estudo.

Com o MDE devidamente tratado, aplicou-se uma série de ferramentas presentes no plug-in IPH-Hydro Tools no MapWindow para a obtenção da rede de drenagem da bacia e das minibacias de acordo com Jardim *et al.* (2014). Utilizou-se a ferramenta *Sink and Destroy* para a remoção de depressões e *Flow Accumulation* para a definição das direções de fluxo de cada célula e acúmulo desses fluxos. Através dos fluxos acumulados, tornou-se possível a definição da rede de drenagem da bacia por meio da ferramenta *Stream Definition*. Nessa etapa, fez-se também necessária a determinação de um valor adequado de área a montante a partir da qual a rede apresenta-se satisfatoriamente representada. Para a bacia em estudo, considerou-se apropriado um valor de 3 km² de área a montante, conforme indicado em AGERH (2018). Uma vez realizados os processos descritos anteriormente, tornou-se possível a geração da rede de drenagem.

Empregou-se, posteriormente, a ferramenta *Stream Segmentation*, que possibilita o seccionamento da rede de drenagem gerada entre pontos de confluência a montante e a jusante para um mesmo trecho. Para a delimitação da bacia de

drenagem, foi necessária a criação de um arquivo no formato *shapefile* para representar o exutório e o uso da ferramenta *Watershed Delineation*. Por fim, com a ferramenta *Catchment Delineation*, obtiveram-se as áreas de contribuição de cada sub-trecho, denominadas como minibacias. Salienta-se que, ao todo, gerou-se um total de 179 minibacias. Em seguida, pode-se visualizar as minibacias e a rede de drenagem (Figura 4.6), ambos resultantes dos processos descritos acima.

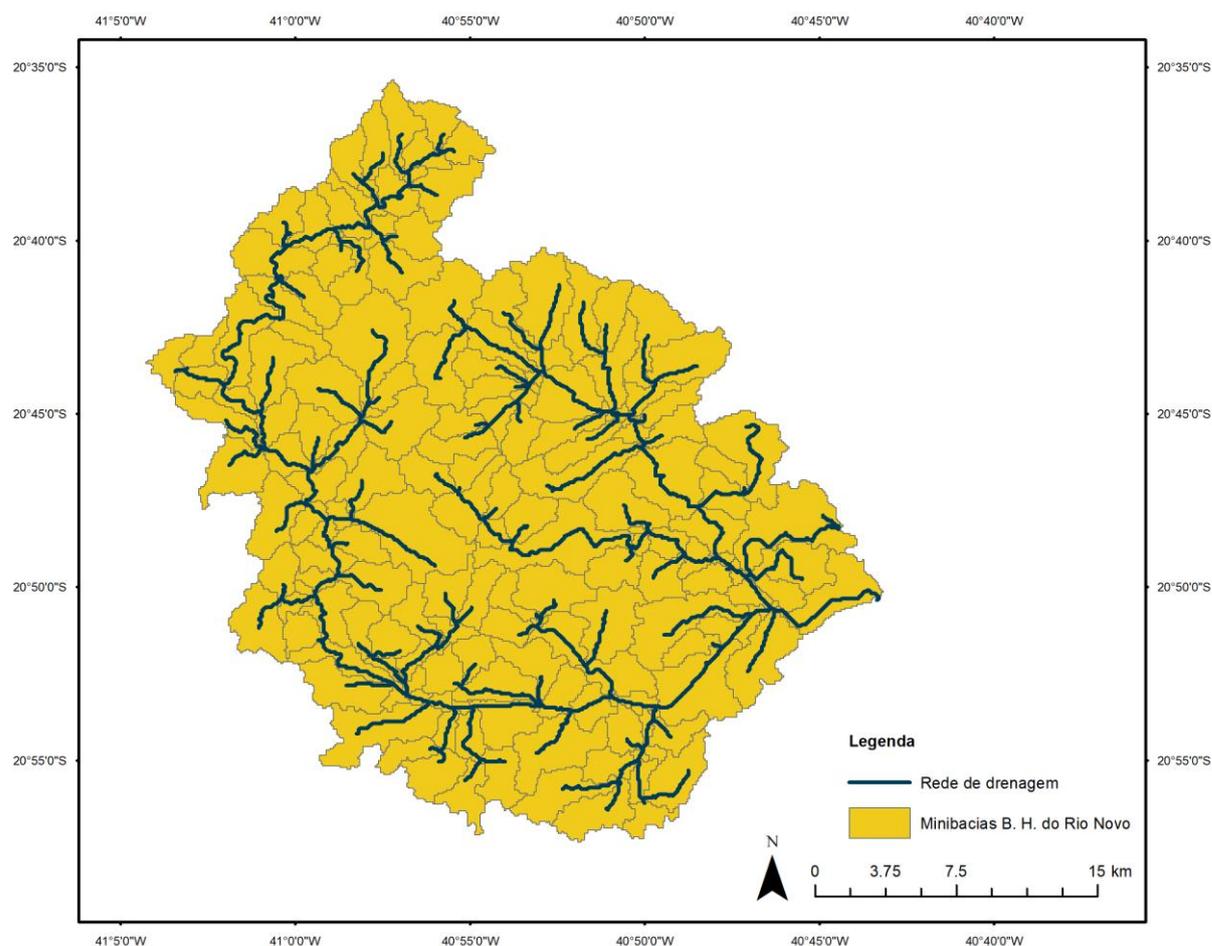


Figura 4.6. Minibacias e rede de drenagem geradas ao final do processo.

4.2.1.2 Arquivo de pré-processamento do MGB

Um dos arquivos fundamentais para a aplicação do modelo WARM-GIS Tools é denominado como MINI.GTP. O referido arquivo apresenta uma série de informações referentes à cada minibacia, como área de drenagem, comprimento e declividade do trecho, assim como frações de classes de respostas hidrológicas e pode ser gerado por meio do uso da ferramenta *MGB Pre Processing* do IPH-HydroTools (Jardim *et al.*, 2017). Para tanto, fez-se necessária a entrada de uma série de arquivos, como o MDE da região, arquivo das direções de fluxo, das minibacias,

da rede segmentada e de unidades de respostas hidrológicas, que referem-se aos tipos de uso do solo contidos em cada uma das minibacia. Em AGERH (2018), obtiveram-se as informações de uso, classificadas em 25 (vinte e cinco) diferentes tipos; o *MGB Pre Processing* é, entretanto, capaz de processar no máximo 12 (doze) tipos de uso de solo, tornando-se necessária a reclassificação conforme pode ser observada na Figura 4.7.

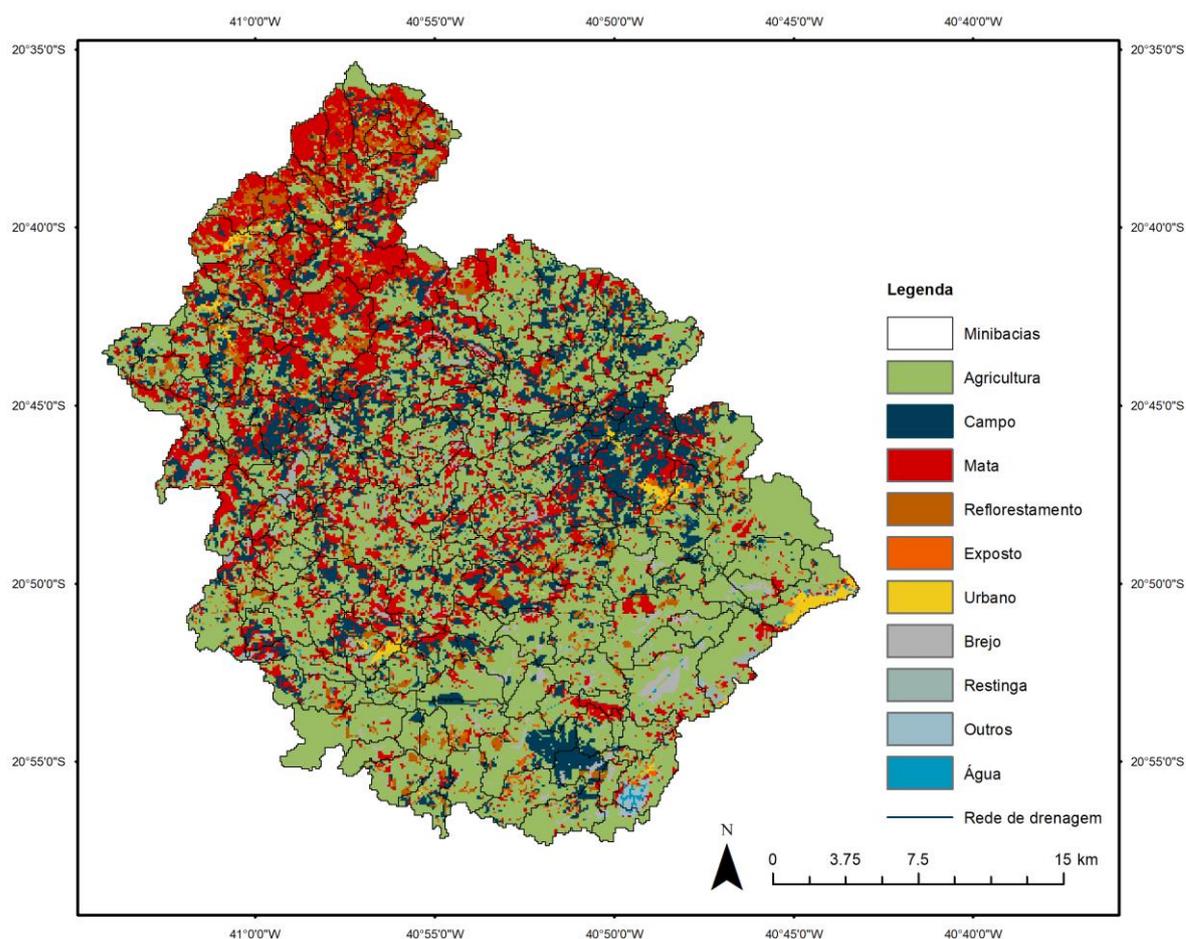


Figura 4.7. Informações de tipo de uso do solo reclassificadas.

Outra informação necessária para a geração do arquivo MINI.GTP é relativa às relações geomorfológicas, as quais associam os parâmetros das seções transversais, largura (B) e profundidade (H), à área de drenagem (A_d) em cada ponto por meio de equações exponenciais, conforme apresentado nas Equações (14) e (15):

$$B = 1.4605 \cdot A_d^{0.4957} \quad (14)$$

$$H = 0.309 \cdot A_d^{0.2898} \quad (15)$$

Para a determinação das Equações (14) e (15), realizou-se o mesmo processo apresentado em AGERH (2018): utilizou-se o resumo de descarga das estações fluviométricas disponibilizado pela Agência Nacional de Águas (ANA) na região; a Bacia Hidrográfica do Rio Novo, entretanto, não apresenta um número de estações significativo com séries longas de informações. Dessa forma, incluiu-se as estações do Rio Itapemirim, devido a sua proximidade em relação à área de estudo. As curvas ajustadas para a obtenção das equações referentes às relações geomorfológicas podem ser observadas através da Figura 4.8 e da Figura 4.9.

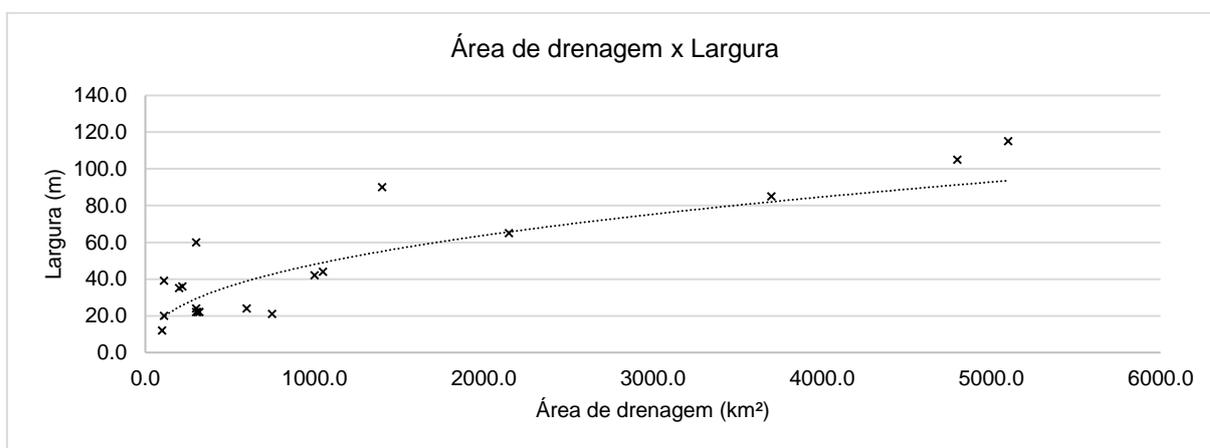


Figura 4.8. Curva ajustada para obtenção da relação geomorfológica largura *versus* área de drenagem para a Bacia Hidrográfica do Rio Novo.

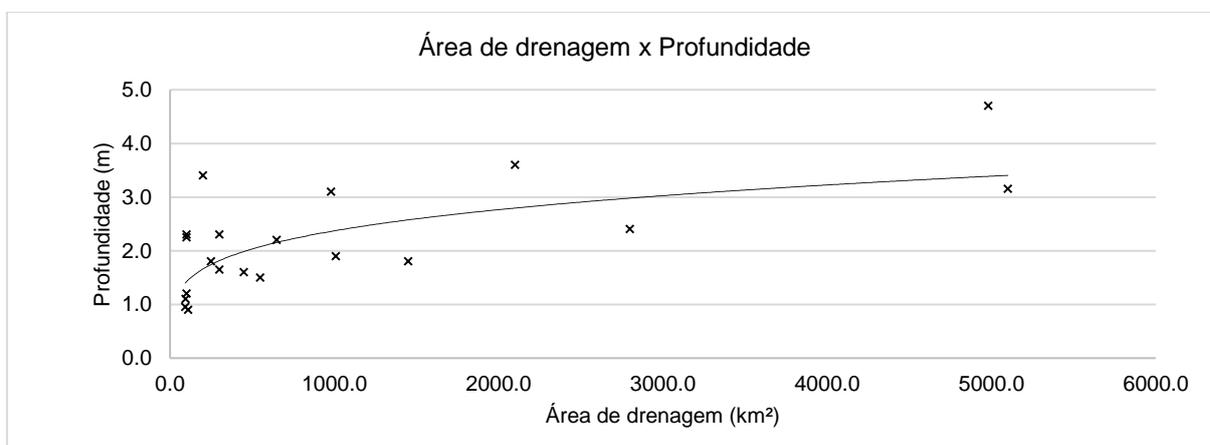


Figura 4.9. Curva ajustada para obtenção da relação geomorfológica largura *versus* área de drenagem para a Bacia Hidrográfica do Rio Novo.

4.2.1.3 Vazões

No presente estudo, utilizou-se o cenário de vazão Q_{90} , obtido através do método de regionalização de vazões. Inicialmente, visando a obtenção da descarga específica ($q_{90,esp}$), dividiu-se o dado de vazão do trecho baixo da Bacia do Rio Novo

(Q_{90}) pela área de drenagem da última minibacia (exutório) ($A_{d,ex}$), conforme Equação (16).

$$q_{90,esp} = \frac{Q_{90}}{A_{d,ex}} \quad (16)$$

Posteriormente, para a determinação das vazões em cada um dos trechos inseridos nas minibacias ($Q_{90,trecho}$), multiplicou-se a descarga específica média ($q_{90,esp}$) pela área a montante de cada uma das minibacias (A_m) (Equação (17)).

$$Q_{90,trecho} = q_{90,esp} \cdot A_m \quad (17)$$

Ressalta-se que o dado de vazão do trecho baixo da Bacia do Rio Novo foi obtido por AGERH (2018) e a área de drenagem da última minibacia, assim como as áreas de drenagem a montante de cada uma das minibacias foram retiradas do arquivo MINI.GTP. Para dar entrada das informações de vazão no modelo, inseriu-se manualmente os dados das vazões para cada uma das minibacias, no formato do arquivo RESUMO_SIAQUA.txt (Fleishmann; Fan; Collischonn, 2013). Os dados de vazões Q_{90} calculados, relativos a cada trecho das minibacias, podem ser visualizados no Apêndice A.

4.2.1.4 Captações

Para representar as captações de água presentes na bacia, consideraram-se 3 (três) categorias, de acordo com AGERH (2018):

- Captações do abastecimento humano (Estações de Tratamento de Água – ETAs);
- Captações da indústria;
- Captações difusas (humano rural, dessedentação animal e irrigação).

Em relação às captações do abastecimento humano, representaram-se somente as retiradas superficiais e de nascentes, totalizando em 8 (oito) captações distintas. No que diz respeito às captações da indústria, foi constatada somente uma indústria de pequeno porte, a qual capta uma vazão de 0.0003 m³/s.

No modelo WARM-GIS, pode-se dar entrada nas captações somente de forma pontual. Para possibilitar a inserção das captações difusas, criaram-se pontos nos centroides das minibacias, que foram relacionados às retiradas difusas para abastecimento humano rural, dessedentação animal e irrigação. As razões em

$m^3/(s.km^2)$ para cada um desses usos de água por unidade de planejamento podem ser observadas na Tabela 4.1.

Tabela 4.1. Razões das captações por Unidade de Planejamento (UP).

Razões captações ($m^3/s/km^2$)			
UP	Humano rural	Dessedentação animal	Irrigação
Alto Rio Novo	0.000049	0.00022	0.00013
Médio Rio Novo	0.000038	0.00038	0.000041
Alto Rio Iconha	0.000021	0.00027	0.00031
Baixo Rio Iconha	0.000031	0.00041	0.00046
Baixo Rio Novo	0.000033	0.00078	0.000046

Fonte: Modificado de AGERH (2018)

Uma vez que o arquivo MINI.GTP apresenta as proporções de cada classe de uso de solo dentro das minibacias e os valores de suas áreas, tornou-se possível calcular as áreas correspondentes a cada tipo de uso de solo nas minibacias. As razões em $m^3/(s.km^2)$, apresentadas anteriormente, foram multiplicadas pelas áreas relacionadas a cada tipo de uso de solo nas minibacias, obtendo-se, assim, as vazões de retiradas difusas nos centroides. Em seguida, é possível observar os pontos de captações pontuais e difusos espacializados na Bacia do Rio Novo (Figura 4.10). Já os dados referentes a tais captações podem ser observados no Apêndice B.

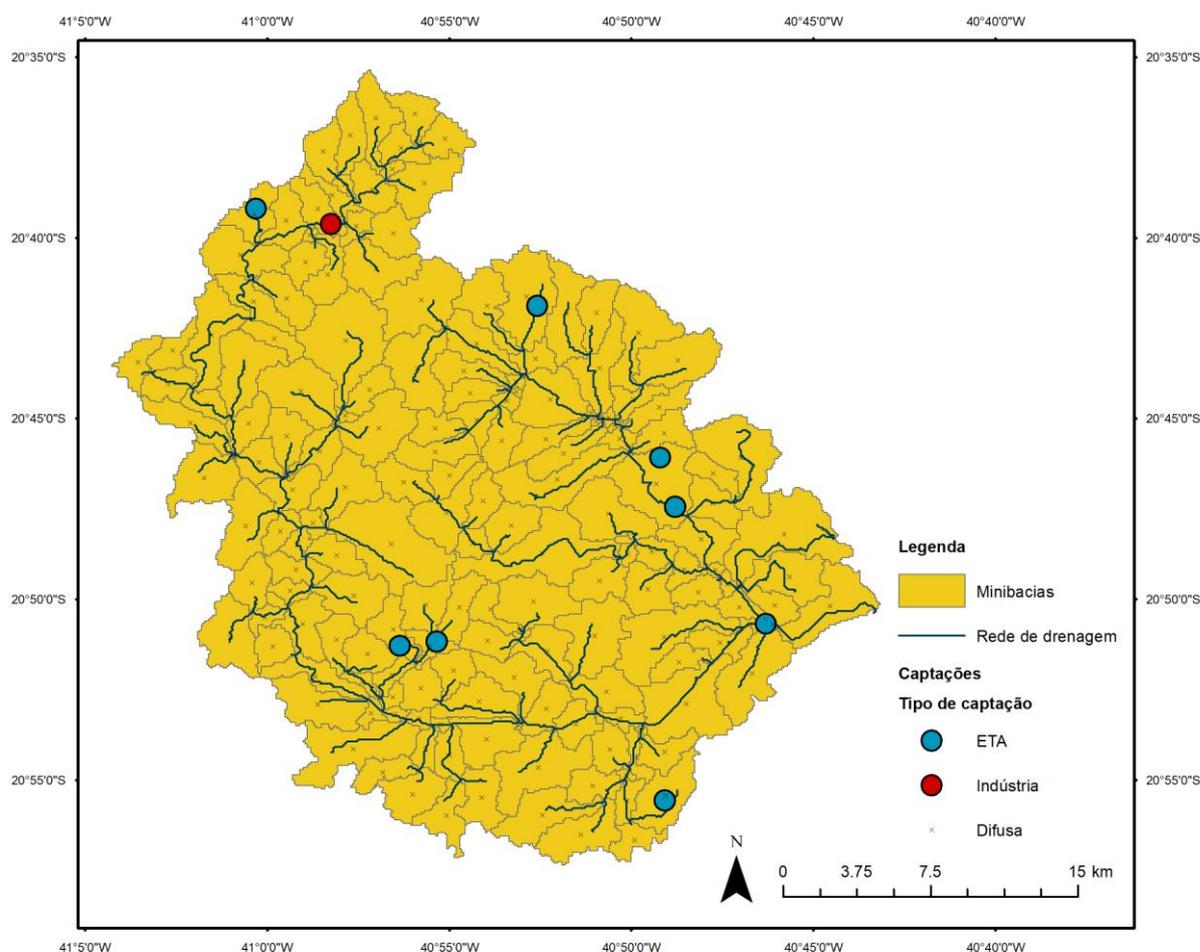


Figura 4.10. Representação das captações existentes na Bacia do Rio Novo.

4.2.1.5 Lançamentos

Para representar os lançamentos presentes na bacia, consideraram-se duas categorias, em conformidade com AGERH (2018):

- Lançamentos das estações de tratamentos de efluentes (ETEs);
- Lançamentos de efluentes não tratados.

Lançamentos de efluentes industriais não foram observados na bacia, portanto não houve a necessidade de representá-los na simulação. Salienta-se que os lançamentos difusos não foram considerados neste estudo, uma vez que para o cenário de vazão determinado (Q_{90}) o processo de lavagem do solo ocorre de forma significativamente reduzida.

Os dados dos lançamentos pontuais (ETEs e efluentes não tratados) foram obtidos através de AGERH (2018) e podem ser visualizados no Apêndice C.

Ressalta-se que os lançamentos de efluentes não tratados foram localizados nas sedes dos municípios Iconha, Piúma, Rio Novo do Sul e Vargem Alta. Os lançamentos considerados neste estudo podem ser observados na Figura 4.11.

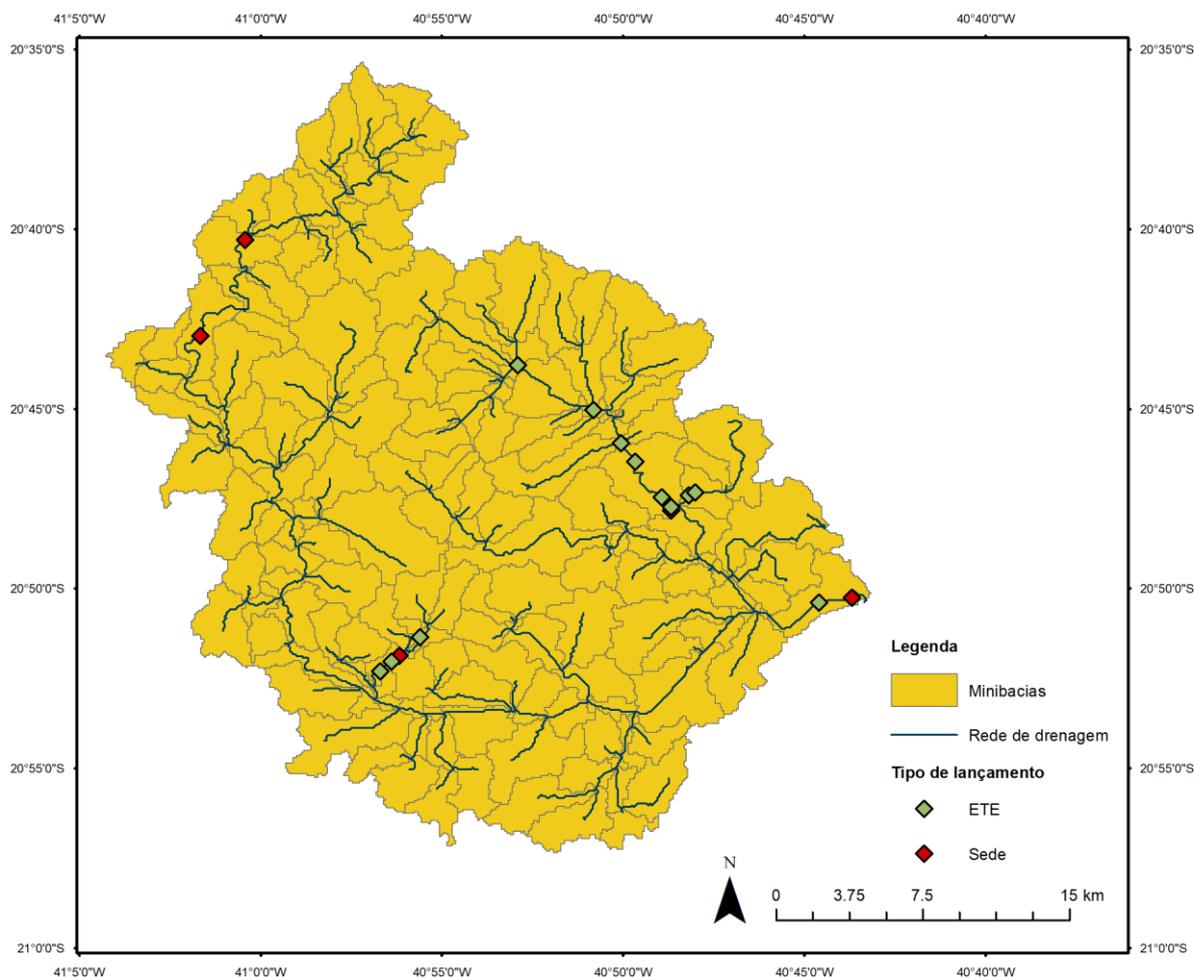


Figura 4.11. Representação dos lançamentos existentes na bacia do Rio Novo

4.2.1.6 Condições iniciais de qualidade da água

No WARM-GIS Tools, deve-se realizar a definição dos parâmetros – OD, DBO, nitrogênio, fósforo e coliformes termotolerantes – na condição inicial dos rios, especificamente em suas cabeceiras. De forma geral, tais valores devem ser ajustados de acordo com os valores dos parâmetros das estações de monitoramento localizadas nas cabeceiras dos rios; nenhum dos rios que compõem a Bacia do Rio Novo, entretanto, apresentam estações em seus pontos iniciais, em exceção do Rio Iconha. Dessa forma, optou-se por utilizar os valores médios desses parâmetros, que foram sugeridos pelo próprio modelo, conforme a Tabela 4.2.

Tabela 4.2. Valores dos parâmetros de cabeceira dos rios adotados.

Parâmetro	Valor adotado
DBO (mg/L)	2.00
OD (mg/L)	8.00
Fósforo orgânico (mg/L)	0.01
Fósforo inorgânico (mg/L)	0.01
Nitrogênio orgânico (mg/L)	0.10
Nitrogênio Amoniacal (mg/L)	0.10
Nitrito (mg/L)	0.10
Nitrato (mg/L)	0.10
Coliformes termotolerantes (NMP/100mL)	50.00

4.2.2 Monitoramento da qualidade da água

De acordo com Kayser e Collishonn (2017), a inserção de dados de monitoramento da qualidade da água no WARM-GIS Tools é opcional, uma vez que o modelo pode ser executado na ausência de dados observados; para realizar o processo de calibração do modelo, entretanto, foi necessário consultar os dados referentes à qualidade das águas da Bacia Hidrográfica do Rio Novo, provenientes das seguintes fontes:

- Rede de monitoramento da AGERH, constituída por 5 (cinco) estações de interesse – RNS1C005, RNS1C010, RPM2C015, LGD1L001 e LGD1L002;
- Campanhas de monitoramento da Rede Complementar do Plano de Bacia, composta por 5 (cinco) estações – RN01, RN02, RN03, RN04 e RN05.

O monitoramento realizado pela AGERH teve frequência trimestral desde março de 2007 a abril de 2017. Por outro lado, o monitoramento efetuado por meio da Rede Complementar foi realizado somente em abril e em setembro de 2017.

No modelo WARM-GIS Tool, faz-se necessária a entrada dos valores dos parâmetros OD, DBO, frações do nitrogênio, frações do fósforo e coliformes termotolerantes em 5 (cinco) campanhas para uma mesma estação de monitoramento. Dessa maneira, organizou-se a série dados provenientes dessas estações da seguinte forma, de acordo com o proposto em AGERH (2018):

- Campanha 1 – Valor máximo do parâmetro na série;
- Campanha 2 – Percentil 75 do parâmetro na série;
- Campanha 3 – Média entre o percentil 75 e o percentil 25;
- Campanha 4 – Percentil 25 do parâmetro na série;
- Campanha 5 – Valor mínimo do parâmetro na série.

Os dados oriundos da Rede Complementar, por terem sido obtidos somente em duas campanhas, foram organizados da seguinte forma:

- Campanha 1 – -1;
- Campanha 2 – Valor máximo do parâmetro entre as duas campanhas;
- Campanha 3 – Média entre os valores máximo e mínimo;
- Campanha 4 – Valor mínimo do parâmetro entre as duas campanhas;
- Campanha 5 – -1.

Destaca-se que, conforme Kayser e Collishonn (2017), o valor “-1” deve ser adotado no caso da não existência de valores observados para a campanha. Os dados de qualidade da água observados e organizados da maneira descrita acima podem ser visualizados no Apêndice D.

Na Figura 4.12, pode-se observar a disposição espacial das estações de monitoramento de qualidade da água utilizadas para a calibração do modelo.

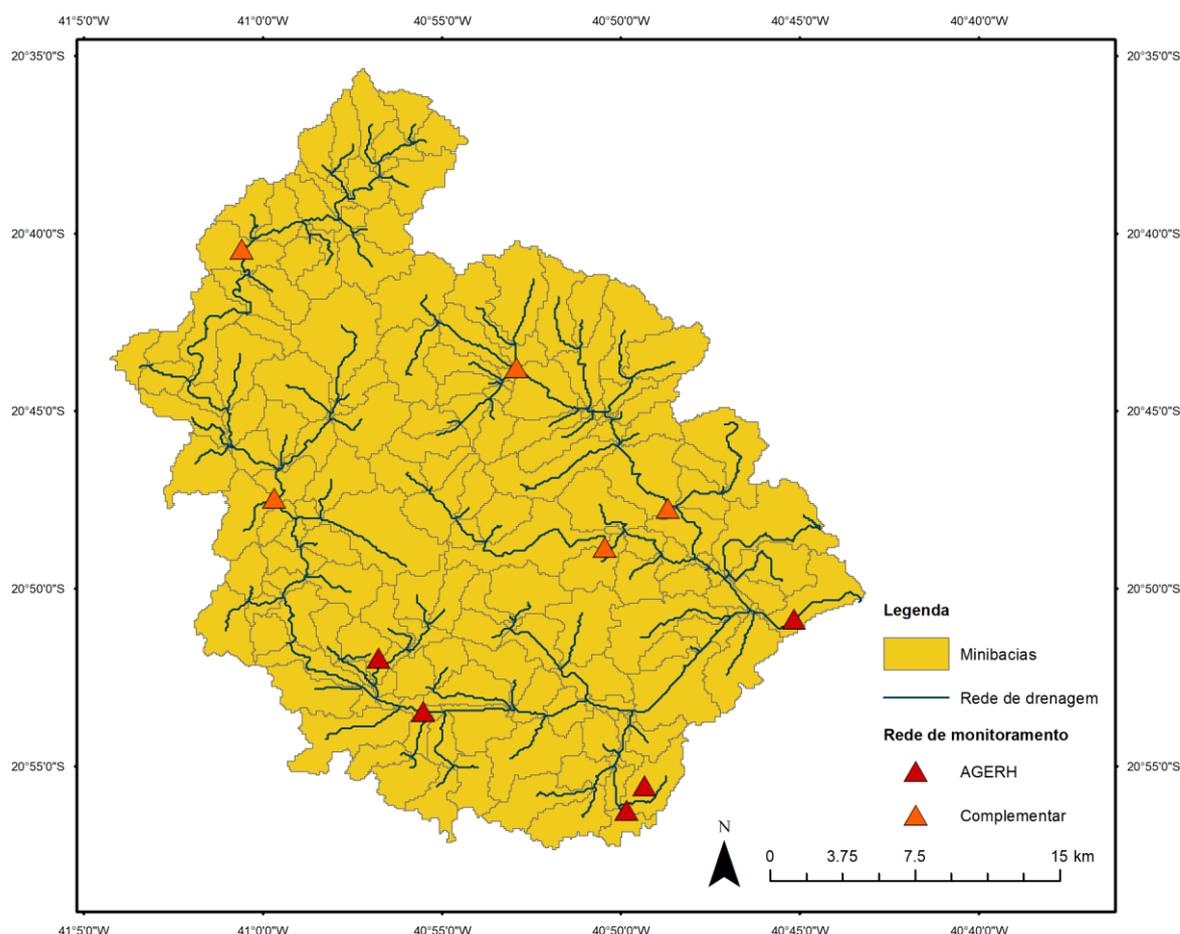


Figura 4.12. Estações de monitoramento de qualidade da água utilizadas no presente estudo.

Tendo-se então os dados organizados de todos os parâmetros citados anteriormente para tais estações, tornou-se possível realizar o processo de calibração, conforme descrito no item 4.2.3, disposto a seguir.

4.2.3 Calibração

A calibração dos coeficientes do modelo WARM-GIS Tools foi executada manualmente, por intermédio da alteração direta dos valores dos coeficientes. Para tanto, utilizou-se o procedimento de tentativa e de erro, assim como a observação da variação dos perfis longitudinais e dos erros médios absolutos – detalhados nos itens 4.4.1 e 4.4.2, respectivamente – ao se alterar os valores dos coeficientes de calibração. Dessa forma, buscou-se a aproximação entre os dados observados e os simulados.

Os dados utilizados como base para calibração são provenientes das estações de monitoramento da qualidade da água apresentadas anteriormente no item 4.2.2. Utilizaram-se os mesmos coeficientes de calibração para toda a Bacia Hidrográfica do Rio Novo. Os perfis longitudinais relativos a tal calibração, para os principais rios da referida bacia, podem ser visualizados no item 5.1.1 (Rio Novo) e no Apêndice E (Rio Iconha e Itapoama). Ressalta-se que se observou as faixas de valores típicos dos coeficientes durante o processo de calibração, conforme apresentado ao longo do item 3.5.3.

4.3 Aplicação do modelo QUAL-UFMG

Nos próximos itens, apresentam-se os dados de entrada e os principais aspectos da calibração no que tange a modelagem da qualidade da água do Rio Novo – ES por meio do modelo de qualidade da água QUAL-UFMG.

4.3.1 Dados de entrada

Grande parte dos dados de entrada do modelo QUAL-UFMG coincidem com os do WARM-GIS Tools. Além disso, ressalta-se que alguns dos dados de saída referentes à calibração do modelo WARM-GIS Tools também foram utilizados como dados de entrada no modelo QUAL-UFMG, conforme detalhado nos itens a seguir.

4.3.1.1 Condições iniciais de qualidade da água

Como valores médios de parâmetros de cabeceira do Rio Novo, utilizaram-se os mesmos valores aplicados no WARM-GIS Tools, conforme exposto no item 4.2.1.6. Além de tais valores, foi necessária a entrada da vazão no trecho inicial do rio e da temperatura. Assim como na simulação por meio do WARM-GIS Tools, utilizou-se o cenário de vazão Q_{90} , tendo-se então como vazão inicial $0.016 \text{ m}^3/\text{s}$. A temperatura considerada foi de $25 \text{ }^\circ\text{C}$, conforme indicado em AGERH (2018).

4.3.1.2 Dados físicos

Os dados físicos de um curso d'água referem-se, em geral, à distância do trecho modelado, altitude acima do nível do mar e coeficientes das equações de velocidade e de profundidade.

A distância modelada do Rio Novo foi de 78 km e a altitude de acima do nível do mar considerada foi de 1000 m, de acordo com o MDE. Para a determinação das equações de velocidade e de profundidade, foram utilizados os dados de vazão (Q), velocidade (v) e profundidade (H) da estação fluviométrica 57300000 da Agência Nacional de Águas (ANA) situada no Rio Novo. Dessa forma, obteve-se as seguintes relações apresentadas nas Equações (18) e (19).

$$v = 0.1456 \cdot Q^{0.5722} \quad (18)$$

$$H = 0.3101 \cdot Q^{0.3846} \quad (19)$$

Obtidas as equações acima, pode-se inserir os seus coeficientes no modelo QUAL-UFMG. As curvas ajustadas para a obtenção das equações relativas às equações de velocidade e de profundidade podem ser observadas por meio da Figura 4.13 e Figura 4.14.

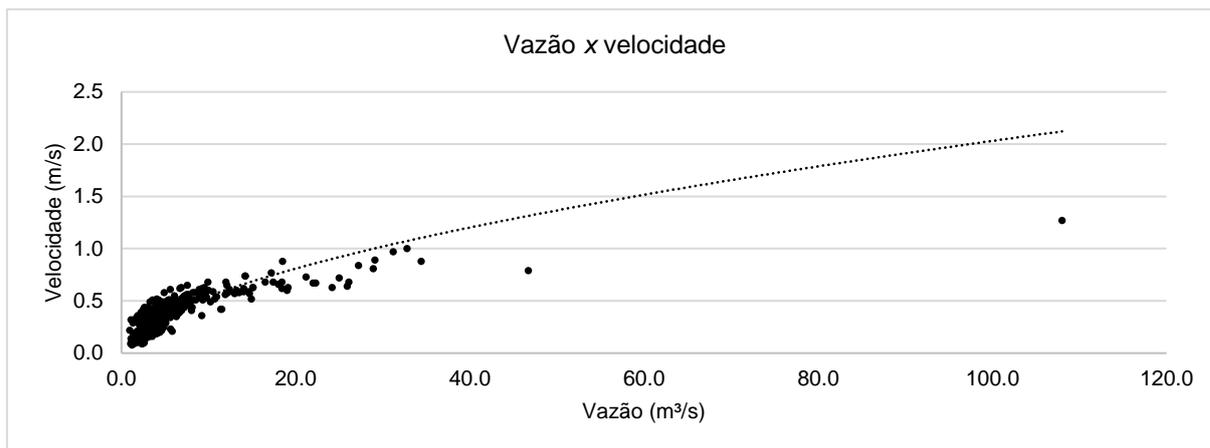


Figura 4.13. Curva ajustada para obtenção da relação vazão versus velocidade para o Rio Novo.

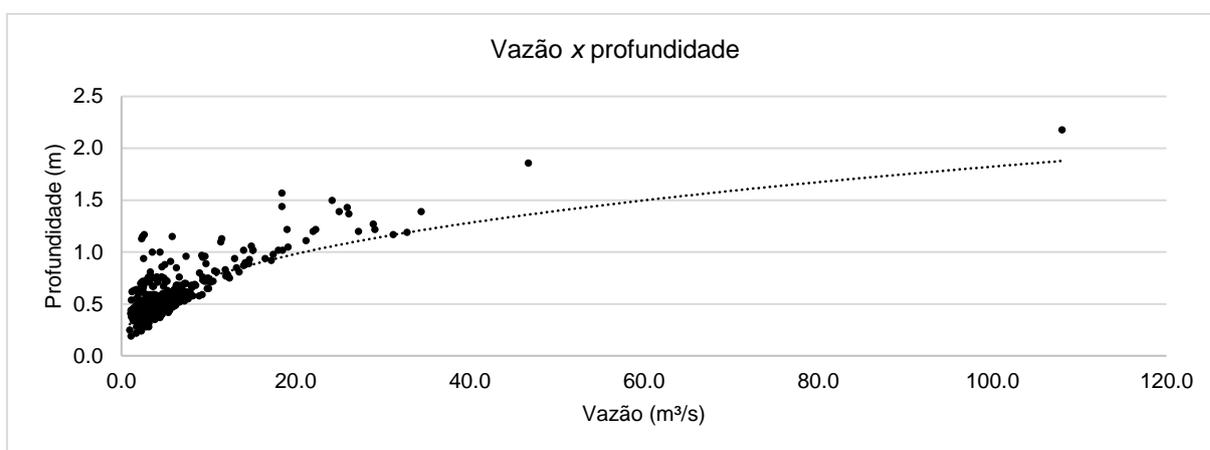


Figura 4.14. Curva ajustada para obtenção da relação vazão versus profundidade para o Rio Novo.

4.3.1.3 Comprimento do segmento

Inicialmente, deve-se definir também a variação da distância de cada segmento do curso d'água. Quanto menor for esse valor, mais detalhada será a simulação. Dessa forma, para o presente estudo, determinou-se a utilização de um valor de variação de 0.1 km, resultando-se então na divisão do Rio Novo em 780 segmentos.

4.3.1.4 Tributários

Os tributários do Rio Novo foram simulados por intermédio do WARM-GIS Tools, uma vez que nesse modelo foi realizada a simulação para a Bacia Hidrográfica do Rio Novo em sua totalidade. Dessa maneira, os dados de saída desse software relacionados aos tributários, para a calibração realizada, foram utilizados como dados de entrada do modelo QUAL-UFMG. Deu-se entrada em diferentes parâmetros, como vazão, concentração de OD, DBO, nitrogênio, fósforo e coliformes termotolerantes para os 30 (trinta) tributários presentes no Rio Novo.

Para se utilizar os dados de saída dos tributários da calibração do modelo WARM-GIS Tools no QUAL-UFMG, fez-se necessário realizar a correspondência entre os tributários e os trechos modelados presentes nas minibacias. Essa correlação foi realizada analisando-se os tributários e os trechos das minibacias em ambiente SIG.

4.3.1.5 Captações

Visando-se a representação das captações realizadas ao longo do Rio Novo, analisou-se a existência das 3 (três) categorias abaixo:

- Captações do abastecimento humano (Estações de Tratamento de Água – ETAs)
- Captações da indústria;
- Captações difusas (humano rural, dessedentação animal e irrigação).

Dessa forma, constatou-se somente a presença de captação industrial e difusa diretamente relacionadas ao Rio Novo. A metodologia utilizada para a obtenção dos valores de tais captações encontra-se descrita no item 4.2.1.4.

4.3.1.6 Lançamentos

Para a representação dos lançamentos na extensão do Rio Novo, averiguou-se a presença das seguintes categorias de lançamentos:

- Lançamentos das estações de tratamentos de efluentes (ETEs);
- Lançamentos de efluentes não tratados;
- Lançamentos provenientes de atividade industriais.

Dessa maneira, observou-se exclusivamente a presença de lançamento de efluentes não tratados provenientes de um dos municípios presente na região desse curso d'água. Destaca-se que a obtenção dos dados de vazão e de concentração dos lançamentos coincide com a descrita no item 4.2.1.5.

4.3.2 Monitoramento da qualidade da água

Bem como o WARM-GIS Tools, para a execução do modelo QUAL-UFMG não é necessária a entrada de dados observados relativos aos parâmetros de qualidade da água, sendo somente necessária para a calibração do modelo. Tendo em vista que no QUAL-UFMG modelou-se somente o Rio Novo, utilizou-se apenas os dados das

estações de monitoramento de qualidade da água localizadas ao longo da extensão desse curso d'água, como descrito em seguida:

- Rede de monitoramento da AGERH, que contém 1 (uma) estação no Rio Novo – RNS1C005;
- Rede Complementar do Plano de Bacia, que apresenta 2 (duas) estações no Rio Novo – RN01 e RN02.

Ressalta-se que a localização de tais estações pode ser visualizada na Figura 4.12, apresentada no item 4.2.2.

Os dados observados utilizados, especificamente para o Rio Novo, foram organizados da mesma forma que para o WARM-GIS Tools, conforme descrito no item 4.2.2; não sendo necessárias, entretanto, as 5 (cinco) campanhas. Dessa maneira, para os dados referentes à Rede Complementar, retirou-se o valor “-1”.

4.3.3 Calibração

Assim como para o WARM-GIS Tools, a calibração dos coeficientes do modelo QUAL-UFMG foi realizada manualmente, através da alteração direta dos valores dos coeficientes. Dessa forma, utilizou-se o procedimento de tentativa e de erro, assim como a observação da variação dos perfis longitudinais e dos erros médios absolutos – detalhados nos itens 4.4.1 e 4.4.2, respectivamente – ao se alterar os valores dos coeficientes de calibração; buscando-se, assim, a aproximação entre os dados observados e os simulados.

Os dados empregados como base para calibração são provenientes dos pontos de monitoramento da qualidade da água apresentados no item 4.3.2. Salienta-se que se observou as faixas de valores típicos dos coeficientes durante o processo de calibração, conforme descrito ao longo do item 3.5.3.

4.4 Análise comparativa entre os modelos aplicados

Feita a simulação da qualidade da água para a Bacia Hidrográfica do Rio Novo pelo WARM-GIS Tools e para o Rio Novo pelo QUAL-UFMG, tornou-se possível a análise dos resultados dessas simulações para as calibrações realizadas referentes ao Rio Novo, utilizando-se métodos gráficos (perfis longitudinais) e métricas, conforme apresentado nos itens a seguir.

4.4.1 Perfis longitudinais

Tanto o WARM-GIS Tools quanto o QUAL-UFMG geram perfis longitudinais dos parâmetros DBO, OD, frações do nitrogênio e do fósforo e coliformes termotolerantes ao longo do curso d'água modelado. Dessa forma, esses perfis constituem-se em uma importante ferramenta para avaliar o comportamento dos parâmetros simulados ao longo de um curso d'água, podendo-se analisar de forma visual se as curvas geradas por ambos os modelos se comportam de maneira semelhante.

Os perfis longitudinais gerados pelas calibrações dos modelos WARM-GIS Tools e QUAL-UFMG podem ser visualizados nos itens 5.1.1 e 5.2.1, respectivamente. Já os perfis longitudinais apresentados conjuntamente podem ser observados no item 5.3.1.

4.4.2 Métricas

De acordo com ASCE (1993), existe uma série de métodos para avaliar a performance de um modelo matemático, dependendo do tipo de modelo, dos dados disponíveis e do propósito do modelo. Tendo isso em vista, definiu-se além da utilização dos perfis longitudinais, a aplicação das seguintes métricas para avaliar as relações entre os dados observados e os simulados pelas calibrações dos modelos WARM-GIS Tools e QUAL-UFMG:

- Erro médio absoluto (EMA);
- Coeficiente de determinação (R^2).

Conforme Moriasi (2007), o erro médio absoluto (EMA) é um índice importante, uma vez que indica o erro nas unidades dos parâmetros de interesse, auxiliando na análise dos resultados. Em seguida, encontra-se a Equação (20), que representam o EMA:

$$EMA = \left| \frac{\sum_{i=1}^n (x_i - y_i)}{n} \right| \quad (20)$$

Onde:

x_i e y_i – dados observados e simulados;

n – número total de medições.

O coeficiente de determinação (R^2) descreve o grau de correlação entre os dados observados e os simulados (Moriasi et al., 2007). Tal coeficiente pode ser obtido por meio do quadrado do coeficiente de correlação (r), conforme apresentado nas equações (21) e (22):

$$r = \frac{\sum x \cdot y - (\sum x) \cdot (\sum y)}{\sqrt{\sum (x - X)^2} \cdot \sqrt{\sum (y - Y)^2}} \quad (21)$$

Onde:

x e y – valores dos dados observados e simulados;

X e Y – médias dos dados observados e simulados.

$$R^2 = r^2 \quad (22)$$

Assim, o R^2 varia de 0 a 1, com valores mais próximos a 1 indicando maior correlação; valores acima de 0.5, por sua vez, são considerados aceitáveis (Moriasi et al., 2007).

4.5 Transferência dos coeficientes de calibração

Para avaliar a influência da calibração na aproximação entre os resultados das aplicações dos dois modelos e, principalmente, para analisar se a calibração de um dos modelos pode servir como base para a calibração do outro, propôs-se a realização de um estudo de transferência dos coeficientes de calibração da aplicação do modelo WARM-GIS Tools para o QUAL-UFMG, assim como o processo inverso, do QUAL-UFMG para o WARM-GIS Tools. Para tanto, analisou-se primeiramente quais coeficientes são correspondentes entre os modelos, uma vez que somente esses são passíveis de serem transferidos de um modelo para outro. Em seguida, encontram-se listados tais coeficientes:

- Coeficiente de decomposição da matéria orgânica carbonácea, k_d ;
- Coeficiente de sedimentação da matéria orgânica carbonácea, k_s ;
- Coeficiente de reaeração, k_2 ;
- Coeficiente de conversão do nitrogênio orgânico a amônia, k_{oa} ;
- Coeficiente de conversão da amônia a nitrato, k_{an} ;
- Coeficiente de conversão de nitrito a nitrato, k_{nm} ;
- Coeficiente de conversão de fósforo orgânico em inorgânico, k_{oi} ;
- Coeficiente de sedimentação do fósforo orgânico, k_{spo} ;

- Coeficiente de decaimento de coliformes, k_b .

Vale ressaltar que os coeficientes k_{so} , de sedimentação de nitrogênio orgânico, e o k_1 , de desoxigenação, não puderam ser transferidos do QUAL-UFMG para o WARM-GIS Tools, uma vez que o primeiro deles é desconsiderado na equação do nitrogênio orgânico e o segundo não aparece como opção de entrada no arquivo dos coeficientes de calibração. Além disso, o coeficiente k_{spi} , de sedimentação do fósforo inorgânico, também não pode ser transferido do WARM-GIS Tools para o QUAL-UFMG, dado que esse não é considerado na equação relativa ao fósforo inorgânico. Apesar da existência desses coeficientes em comum entre os modelos, constatou-se algumas particularidades. Nesse sentido, o coeficiente k_d no WARM-GIS Tools divide-se entre $k_{d\ deep}$ e $k_{d\ shallow}$; no QUAL-UFMG, por sua vez, apresenta-se somente o k_d . Dessa maneira, para realizar a sua transferência do WARM-GIS Tools para o QUAL-UFMG, calculou-se a média entre os dois coeficientes e para transferência do QUAL-UFMG para o WARM-GIS Tools utilizou-se o mesmo valor tanto para o $k_{d\ deep}$ quanto para o $k_{d\ shallow}$.

Outra especificidade refere-se ao coeficiente k_s e ao k_{spo} – no WARM-GIS Tools esses coeficientes aparecem como sendo, respectivamente, v_s e v_{spo} , ou seja, a velocidade de sedimentação da matéria orgânica carbonácea e a velocidade de sedimentação do fósforo orgânico, de acordo com a Equação (23):

$$v = k \cdot H \quad (23)$$

Onde:

v – velocidade (m/d);

k – coeficiente (d^{-1});

H – profundidade do curso d'água (m).

Assim, foi necessária a aplicação da Equação (23) para se obter o valor do coeficiente k_s e do k_{spo} correspondente ao WARM-GIS Tools para tornar possível a transferência desses para o modelo QUAL-UFMG.

Por fim, o coeficiente k_2 no QUAL-UFMG apresenta-se variável ao longo do curso d'água devido à utilização de diferentes equações em função da velocidade e da profundidade do curso d'água, conforme apresentado anteriormente na Tabela 3.10, inserida no item 3.5.3.2. Dessa forma, calculou-se um valor médio de k_2 referente ao QUAL-UFMG para transferi-lo para o WARM-GIS Tools.

Tendo em vista os coeficientes listados no início do presente item, realizou-se o processo de transferência para posterior verificação do aumento ou da diminuição da aproximação entre os resultados dos modelos através de métricas e de resultados gráficos (perfis longitudinais) e, ainda, para a análise da possibilidade de aplicação dos coeficientes de calibração de um dos modelos como base para a calibração do outro.

5 RESULTADOS E DISCUSSÃO

No presente capítulo, apresentam-se os resultados e discussões acerca da aplicação do modelo WARM-GIS Tools e do QUAL-UFMG, da análise comparativa entre os modelos aplicados e da transferência de coeficientes de calibração entre os modelos em estudo.

5.1 Aplicação do modelo WARM-GIS Tools

A seguir, encontram-se os resultados obtidos por meio da calibração do modelo WARM-GIS Tools tanto na forma gráfica (perfis longitudinais) quanto na forma de métricas. Os valores utilizados para a calibração do modelo WARM-GIS Tools encontram-se na Tabela 5.1.

Tabela 5.1. Coeficientes de calibração aplicados no modelo WARM-GIS Tools.

Coeficientes de calibração (d⁻¹)	WARM-GIS Tools
k_d , de decomposição da matéria orgânica carbonácea	0.3 (deep); 0.4 (shallow)
k_s , de sedimentação da matéria orgânica carbonácea	0.36
k_2 , de reaeração	0.30
k_{oa} , de conversão do nitrogênio orgânico a amônia	0.15
k_{an} , de amônia a nitrato	0.20
k_{nm} , de nitrito a nitrato	0.30
k_{oi} , de fósforo orgânico em inorgânico	0.30
k_{spo} , de sedimentação do fósforo orgânico	0.07
k_b , de decaimento de coliformes	1.20
K_{spi} , de sedimentação do fósforo inorgânico	0.03

5.1.1 Perfis longitudinais

A Figura 5.1 apresenta os perfis longitudinais para os parâmetros OD, DBO, nitrogênio (amoniaco, nitrito, nitrato e orgânico), fósforo (orgânico e inorgânico) e coliformes termotolerantes, gerados pela calibração do modelo WARM-GIS Tools. Salienta-se que nos perfis longitudinais são apresentados também os dados observados, proporcionando uma melhor visualização da relação entre esses e a curva gerada por meio da simulação.

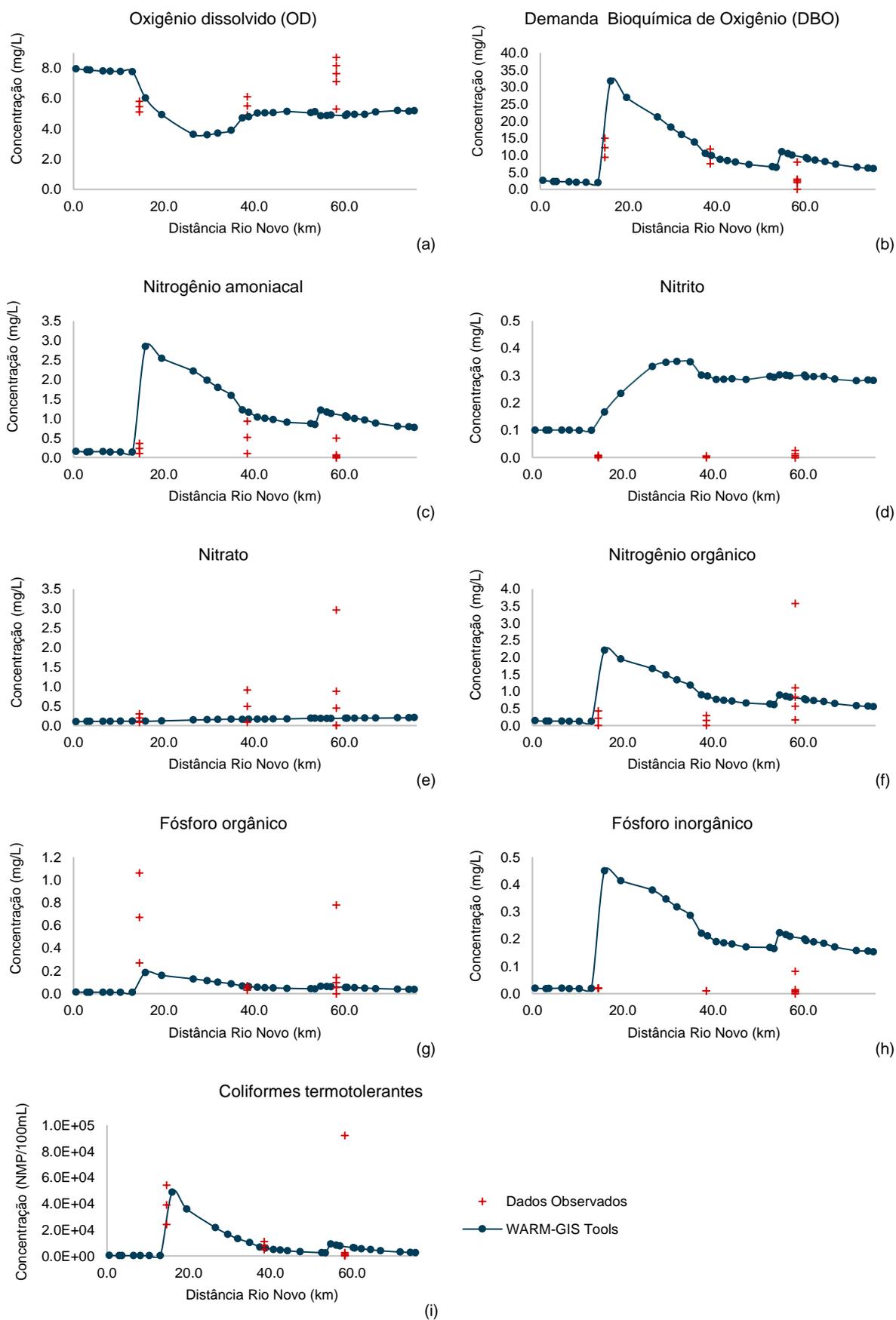


Figura 5.1. Resultado gráfico da simulação do OD (a), DBO (b), nitrogênio amoniacal (c), nitrito (d), nitrato (e), nitrogênio orgânico (f), fósforo orgânico (g), fósforo inorgânico (h) e coliformes termotolerantes (i) pela calibração do modelo WARM-GIS Tools.

De forma geral, observa-se por meio dos perfis longitudinais, gerados através da calibração do modelo WARM-GIS Tools, que a maioria dos parâmetros apresentam um comportamento semelhante ao dos dados observados; analisando-se visualmente o perfil longitudinal do parâmetro nitrito na Figura 5.1 (d) e do fósforo inorgânico na Figura 5.1 (h), entretanto, constatam-se comportamentos que se distanciam, em maior ou menor grau, dos dados observados.

5.1.2 Métricas

Em seguida, na Tabela 5.2, apresentam-se as métricas erro médio absoluto (EMA) e coeficiente de determinação (R^2) referente à calibração do modelo WARM-GIS Tools para os parâmetros OD, DBO, nitrogênio (amoniacoal, nitrito, nitrato e orgânico), fósforo (orgânico e inorgânico) e coliformes termotolerantes. Tais métricas foram calculadas considerando-se os dados resultantes da calibração desse modelo e os dados observados. Destaca-se que, neste caso, utilizou-se o EMA, fundamentalmente, como um dos critérios para realização do processo de calibração.

Tabela 5.2. Resultados das métricas da simulação de diferentes parâmetros pela calibração do modelo WARM-GIS Tools em relação aos dados observados.

Parâmetro	EMA	R^2
OD	1.632 mg/L	0.230
DBO	4.027 mg/L	0.524
Nitrogênio amoniacoal	0.989 mg/L	0.00165
Nitrito	0.240 mg/L	0.0407
Nitrato	0.222 mg/L	0.760
Nitrogênio orgânico	0.565 mg/L	0.298
Fósforo orgânico	0.208 mg/L	0.970
Fósforo inorgânico	0.204 mg/L	0.945
Coliformes termotolerantes	7316.944 NMP/100mL	0.958

Pela Tabela 5.2 pode-se constatar que os coeficientes de determinação variam de 0.00165 a 0.970 e que a maior parte dos parâmetros apresentaram coeficientes de determinação maiores do que 0.5 – os quais encontram-se destacados. Conforme Moriasi *et al.* (2007), quanto mais próximo de 1 o valor do coeficiente de determinação, melhor é a correlação entre o modelo e os dados observados; valores acima de 0.5, além disso, são considerados aceitáveis; valores próximos de 0, entretanto, são classificados como de baixa correlação.

Os coeficientes de determinação referentes aos parâmetros DBO, nitrato, fósforo orgânico, fósforo inorgânico e coliformes termotolerantes apresentaram-se acima de 0.5, conferindo uma correlação entre satisfatória a alta para esses 5 (cinco)

dos 9 (nove) parâmetros provenientes da calibração do modelo WARM-GIS Tools quando comparados aos dados observados.

Por outro lado, os coeficientes de determinação dos parâmetros OD, nitrogênio amoniacal, nitrito e nitrogênio orgânico mostraram-se abaixo de 0.5, representando uma baixa correlação.

5.2 Aplicação do modelo QUAL-UFMG

Em seguida, apresentam-se os resultados obtidos por meio da calibração do modelo QUAL-UFMG tanto na forma gráfica (perfis longitudinais) quanto na forma de métricas. Os valores utilizados para a calibração do modelo QUAL-UFMG encontram-se na Tabela 5.3.

Tabela 5.3. Coeficientes de calibração aplicados no modelo QUAL-UFMG.

Coeficientes de calibração (d⁻¹)	QUAL-UFMG
k_d , de decomposição da matéria orgânica carbonácea	0.08
k_s , de sedimentação da matéria orgânica carbonácea	0.30
k_2 , de reaeração	2.02
k_{oa} , de conversão do nitrogênio orgânico a amônia	0.20
k_{an} , de amônia a nitrato	0.50
k_{nm} , de nitrito a nitrato	0.80
k_{oi} , de fósforo orgânico em inorgânico	0.20
k_{spo} , de sedimentação do fósforo orgânico	0.05
k_b , de decaimento de coliformes	0.70
k_{so} , de sedimentação do nitrogênio orgânico	0.10
k_1 , de desoxigenação	0.45

5.2.1 Perfis longitudinais

A Figura 5.2 mostra os perfis longitudinais para os parâmetros OD, DBO, nitrogênio (amoniacal, nitrito, nitrato e orgânico), fósforo (orgânico e inorgânico) e coliformes termotolerantes, resultantes da calibração do modelo QUAL-UFMG, juntamente aos dados observados.

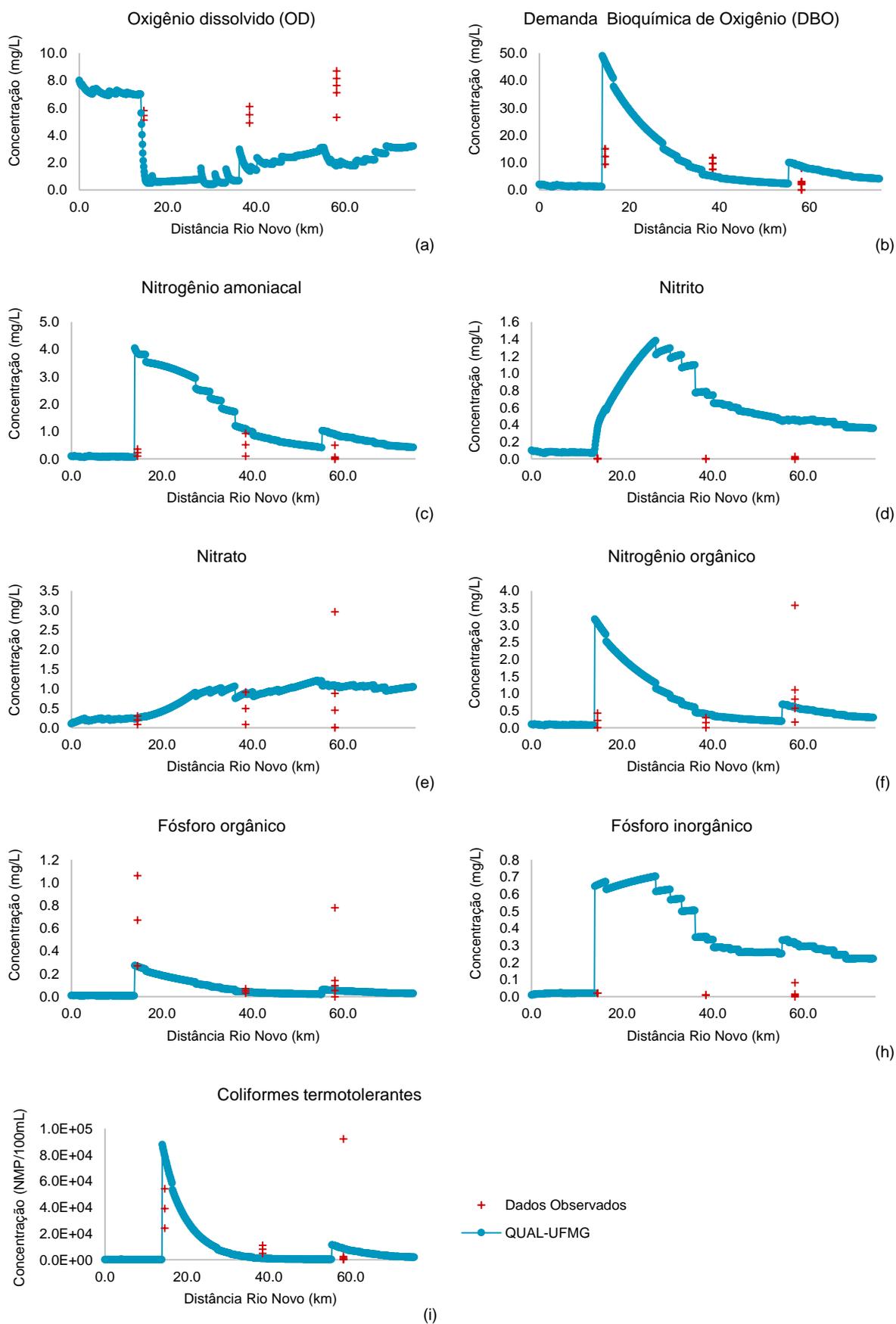


Figura 5.2. Resultado gráfico da simulação do OD (a), DBO (b), nitrogênio amoniacal (c), nitrito (d), nitrato (e), nitrogênio orgânico (f), fósforo orgânico (g), fósforo inorgânico (h) e coliformes termotolerantes (i) pela calibração do modelo QUAL-UFMG.

De maneira geral, pode-se constatar através dos perfis longitudinais acima, gerados através da calibração do modelo QUAL-UFGM, que a maior parte dos parâmetros apresentou um comportamento análogo ao dos dados observados; por intermédio da análise visual do perfil longitudinal do parâmetro OD Figura 5.2 (a), nitrito na Figura 5.2 (d) e do fósforo inorgânico na Figura 5.2 (h), em contrapartida, percebem-se comportamentos que se afastam, em maior ou menor grau, dos dados observados.

5.2.2 Métricas

Na Tabela 5.4, apresentam-se as métricas erro médio absoluto (EMA) e coeficiente de determinação (R^2) referente à calibração do modelo QUAL-UFGM para os parâmetros OD, DBO, nitrogênio (amoniacoal, nitrito, nitrato e orgânico), fósforo (orgânico e inorgânico) e coliformes termotolerantes. As referidas métricas foram calculadas considerando-se os dados resultantes da calibração desse modelo e os dados observados. Ressalta-se que, neste caso, utilizou-se o EMA, essencialmente, como um dos critérios para realização do processo de calibração.

Tabela 5.4. Resultados das métricas da simulação de diferentes parâmetros pela calibração do QUAL-UFGM em relação aos dados observados.

Parâmetro	EMA	R^2
OD	4.498 mg/L	0.746
DBO	15.073 mg/L	0.420
Nitrogênio amoniacoal	1.687 mg/L	0.002
Nitrito	0.525 mg/L	0.360
Nitrato	0.350 mg/L	0.884
Nitrogênio orgânico	1.118 mg/L	0.137
Fósforo orgânico	0.152 mg/L	0.999
Fósforo inorgânico	0.423 mg/L	0.982
Coliformes termotolerantes	18340.034 NMP/100mL	0.935

Por intermédio da Tabela 5.4, percebe-se que os coeficientes de determinação variam de 0.002 a 0.999 e que 5 (cinco) desses coeficientes apresentam-se acima de 0.5 – os quais apresentam-se destacados –, representando correlações entre aceitáveis e altas para tais parâmetros, provenientes da calibração do modelo QUAL-UFGM, em relação aos dados observados. Esses coeficientes de determinação correspondem ao OD, nitrato, fósforo orgânico, fósforo inorgânico e coliformes termotolerantes. Em contrapartida, os coeficientes de determinação dos parâmetros DBO, nitrogênio amoniacoal, nitrito e nitrogênio orgânico mostraram-se inferiores à 0.5, indicando uma fraca correlação.

5.3 Comparação entre os modelos aplicados

Objetivando-se a análise comparativa entre os resultados gerados pela calibração dos modelos WARM-GIS Tools e QUAL-UFMG, a seguir encontram-se os perfis longitudinais resultantes de cada um deles apresentados de forma conjunta, assim como as diferenças entre métricas relativas a esses. Além disso, ao final do presente item, encontra-se a análise das diferenças de embasamento teórico e de aplicação dos modelos.

5.3.1 Perfis longitudinais WARM-GIS Tools x QUAL-UFMG

Por meio da Figura 5.3, pode-se observar os perfis longitudinais para os parâmetros OD, DBO, nitrogênio (amoniaco, nitrito, nitrato e orgânico), fósforo (orgânico e inorgânico) e coliformes termotolerantes, resultantes da calibração dos modelos WARM-GIS Tools e QUAL-UFMG.

Por meio da análise visual dos perfis longitudinais acima, nota-se que ambos os resultados das calibrações dos modelos apresentaram comportamentos semelhantes entre si e em relação aos dados observados, em exceção do parâmetro nitrito que apresentou perfis com comportamento afastado um do outro e aos dados observados. Para o fósforo inorgânico também se observou um comportamento afastado dos perfis em relação aos dados observados para ambas as calibrações dos modelos, enquanto que para o OD notou-se o afastamento dos dados observados somente na calibração do modelo QUAL-UFMG. Deve-se destacar que esse comportamento de afastamento em comparação aos dados observados foi maior para os perfis do nitrito e do fósforo inorgânico referentes à calibração do modelo QUAL-UFMG – esse afastamento em ambos casos, em maior e menor grau, pode estar relacionado com possíveis erros nas medições desses parâmetros, ou seja, com a qualidade dos dados observados. Mais provavelmente, tal comportamento pode estar vinculado às limitações de modelos em geral, ao passo que esses são apenas uma representação da realidade e não a realidade propriamente dita. Ainda, esse comportamento pode estar associado com a estimativa não adequada dos parâmetros nas condições iniciais (cabeceira) para o nitrito e para o fósforo inorgânico.

No que tange aos perfis longitudinais resultantes de ambos os modelos, percebe-se a existência de uma maior densidade de pontos nos perfis gerados pela aplicação do modelo QUAL-UFMG do que no WARM-GIS Tools. Isso se deve ao modo de divisão dos segmentos dos cursos d'água simulados. No WARM-GIS Tools, os cursos d'água são subdivididos em trechos, conforme as delimitações das minibacias, as quais são definidas pela escolha do valor de área a montante. No caso da simulação da Bacia Hidrográfica do Rio Novo, os trechos foram subdivididos em extensões de 2.5 km em média, promovendo uma divisão do Rio Novo em 32 segmentos; no QUAL-UFMG, em contrapartida, o curso d'água é discretizado em células. A extensão representada em cada célula pode ser definida pelo usuário, conferindo um maior ou menor detalhamento para a simulação. No caso do Rio Novo, utilizou-se o valor de 0.1 km. Desse modo, na aplicação do QUAL-UFMG esse curso d'água foi discretizado em 780 segmentos.

Apesar dessa diferença e de outras, detalhadas posteriormente no item 5.3.3.1, para a calibração realizada, pode-se constatar que os dois modelos, de forma geral, apresentaram comportamentos parecidos em seus perfis longitudinais.

5.3.2 Métricas WARM-GIS Tools x QUAL-UFMG

Na Tabela 5.5 e Tabela 5.6, encontram-se as métricas erro médio absoluto (EMA) e coeficiente de determinação (R^2), assim como a diferença entre cada uma delas. Salienta-se que os melhores resultados de R^2 e de EMAs se apresentam destacados.

Tabela 5.5. R^2 resultantes da simulação de diferentes parâmetros para a calibração dos modelos WARM-GIS Tools, QUAL-UFMG e a diferença entre os resultados.

Coefficiente de determinação (R^2)			
Parâmetro	WARM-GIS Tools	QUAL-UFMG	Diferença
OD	0.230	0.746	0.516
DBO	0.524	0.420	0.104
Nitrogênio amoniacal	0.00165	0.002	0.00035
Nitrito	0.0407	0.360	0.3193
Nitrato	0.760	0.884	0.124
Nitrogênio orgânico	0.298	0.137	0.161
Fósforo orgânico	0.970	0.999	0.029
Fósforo inorgânico	0.945	0.982	0.037
Coliformes termotolerantes	0.958	0.935	0.023

Tabela 5.6. EMAs resultantes da simulação de diferentes parâmetros para a calibração dos modelos WARM-GIS Tools, QUAL-UFMG e a diferença entre os resultados.

Erro Médio Absoluto (EMA)			
Parâmetro	WARM-GIS Tools	QUAL-UFMG	Diferença
OD	1.632 mg/L	4.498 mg/L	2.866 mg/L
DBO	4.027 mg/L	15.073 mg/L	11.046 mg/L
Nitrogênio amoniacal	0.989 mg/L	1.687 mg/L	0.689 mg/L
Nitrito	0.240 mg/L	0.525 mg/L	0.285 mg/L
Nitrato	0.222 mg/L	0.350 mg/L	0.128 mg/L
Nitrogênio orgânico	0.565 mg/L	1.118 mg/L	0.553 mg/L
Fósforo orgânico	0.208 mg/L	0.152 mg/L	0.056 mg/L
Fósforo inorgânico	0.204 mg/L	0.423 mg/L	0.219 mg/L
Coliformes termotolerantes	7316.944 NMP/100mL	18340.034 NMP/100mL	11023.090 NMP/100mL

Tendo em vista a Tabela 5.5 e a Tabela 5.6, constatam-se diferenças entre os coeficientes de determinação e os erros médios absolutos, evidenciando que esses modelos resultaram em estimativas próximas, porém diferentes para as calibrações realizadas neste estudo.

Conforme apresentado no item 5.2.2, para a calibração do modelo QUAL-UFMG, os coeficientes de determinação relacionados ao OD, nitrato, fósforo orgânico, fósforo inorgânico e coliformes termotolerantes apresentaram-se acima de 0.5,

correspondendo a correlações entre aceitáveis e altas, de acordo com Moriasi *et al.* 2007, entre esses parâmetros gerados pela calibração do modelo QUAL-UFMG e os dados observados. Um comportamento semelhante ao descrito também pode ser visualizado para os coeficientes de determinação gerados pela calibração do modelo WARM-GIS Tools em relação aos dados observados – com exceção do OD que apresentou R^2 menor do que 0.5 e da DBO maior do que 0.5. Cabe destacar que a quantidade de dados observados ao longo da extensão do curso d'água exerce influência nos resultados, ou seja, o uso de poucos dados observados pode gerar resultados não adequados de R^2 , ao passo que uma maior quantidade traria maior confiabilidade. Nesse contexto, percebe-se que, para fósforo inorgânico em ambas as simulações, os perfis longitudinais apresentaram-se afastados dos dados observados e, apesar disso, os coeficientes de determinação mostraram-se próximos de 1, o que indica um alto grau de correlação segundo Moriasi *et al.* (2007).

Ainda observando as tabelas acima, pode-se constatar que a calibração do modelo QUAL-UFMG apresentou, em geral, R^2 maiores do que a calibração do WARM-GIS Tools; essa última, por outro lado, gerou EMAs menores do que a calibração para o modelo QUAL-UFMG para todos os parâmetros.

As maiores diferenças entre os R^2 podem ser observadas para os parâmetros OD e nitrito. Dessa forma, observa-se que diferenças menores entre os R^2 podem ser notadas para os parâmetros DBO, nitrogênio amoniacal, nitrato, nitrogênio orgânico, fosforo orgânico, fosforo inorgânico e coliformes termotolerantes.

Em relação aos EMAs, as maiores diferenças foram para os parâmetros OD, DBO e coliformes termotolerantes; destaca-se, entretanto, que para os coliformes termotolerantes a ordem de grandeza dos valores resultantes das concentrações é de cerca de 1 000 a 10 000 vezes maior do que para os outros parâmetros, tornando esse suscetível a apresentar EMAs maiores. Enquanto que diferenças menores foram constatadas para os EMAs relativos aos parâmetros nitrogênio amoniacal, nitrito, nitrato, nitrogênio orgânico, fósforo orgânico e fósforo inorgânico, provavelmente devido à pequena ordem de grandeza das concentrações de tais parâmetros.

5.3.3 Análise das diferenças entre o WARM-GIS Tools e o QUAL-UFMG

5.3.3.1 Diferenças de embasamento teórico

Conforme discutido anteriormente, considerando-se os perfis longitudinais e as métricas apresentados, respectivamente, nos itens 5.3.1 e 5.3.2, nota-se que, de forma geral, os perfis longitudinais e as métricas referentes à calibração do modelo QUAL-UFMG e do WARM-GIS Tools apresentaram-se próximos, porém com algumas diferenças. Possivelmente, além das calibrações aplicadas, essas diferenças podem estar relacionadas aos fatores listados abaixo:

- Equações relativas às cinéticas das variáveis da qualidade da água;
- Coeficientes de calibração;
- Dados de entrada necessários em cada modelo;
- Discretização dos trechos dos cursos d'água.

De acordo com os itens 3.5.3 e 3.6.2, algumas equações referentes à qualidade das águas utilizadas para cada um dos modelos apresentam-se diferentes. Nesse sentido, no QUAL-UFMG considera-se o processo de sedimentação do nitrogênio orgânico, enquanto no WARM-GIS Tools esse processo é desconsiderado.

Além disso, no equacionamento referente ao nitrogênio amoniacal, assim como para o fósforo inorgânico, no QUAL-UFMG leva-se em consideração a liberação pelo sedimento de fundo; no WARM-GIS Tools, por outro lado, não é considerado. Deve-se ressaltar que na presente aplicação desconsiderou-se esse processo para ambos os parâmetros, tornando as equações do nitrogênio amoniacal iguais entre os dois modelos. Apesar disso, para o fósforo inorgânico, as equações utilizadas para cada um dos modelos ainda apresentaram diferenças, uma vez que no WARM-GIS Tools considera-se o processo de sedimentação do fósforo inorgânico, enquanto no QUAL-UFMG se desconsidera.

Ainda, no que tange ao OD, conforme apresentado nos itens citados anteriormente, pode-se constatar que as equações referentes ao OD mostram-se diferentes para cada um dos modelos; destaca-se, no entanto, que na simulação realizada no QUAL-UFMG desconsideraram-se as taxas de produção de oxigênio pela fotossíntese e de consumo de oxigênio pela respiração, minimizando a diferença entre tais equações; na simulação no QUAL-UFMG, entretanto, considerou-se na equação do OD o consumo de oxigênio devido ao processo de oxidação do nitrito a nitrato, enquanto que no WARM-GIS Tools essa atividade é desconsiderada na equação do

OD. Possivelmente devido a isso, pode-se constatar que o perfil longitudinal do OD gerado pelo QUAL-UFMG apresenta-se abaixo do perfil do WARM-GIS Tools nas calibrações realizadas para tais modelos. Além disso, percebe-se pela Tabela 5.5 e Tabela 5.6 que o parâmetro OD encontra-se entre as métricas que apresentaram maiores diferenças.

Outra diferença, relacionada ao uso de alguns equacionamentos distintos em cada um dos modelos, refere-se aos coeficientes de calibração de cada modelo. Pode-se perceber, através do item 4.5 que nem todos os coeficientes podem ser transferidos de um modelo para o outro, evidenciando a existência de diferenças entre os dois modelos.

Apesar de muitos dados de entrada em comum (e. g. vazões, lançamentos e captações), cada um dos modelos necessita também de diferentes entradas: no WARM-GIS Tools deve-se inserir o arquivo MINI.GTP, que para ser gerado, exige uma série de informações como o MDE, arquivos com as direções de fluxo, com as minibacias, com a rede segmentada, com as unidades de respostas hidrológicas, assim como coeficientes relativos às relações geomorfológicas da Bacia Hidrográfica do Rio Novo. Na parte inicial da simulação no WARM-GIS Tools, deve-se dar entrada também na rede de drenagem e no arquivo das minibacias. Em contrapartida, no QUAL-UFMG faz-se necessário inserir inicialmente uma série de dados físicos relativos ao curso d'água a ser modelado. Entre esses, encontra-se os coeficientes das equações de velocidade e de profundidade do Rio Novo, altitude acima do nível do mar e distância do trecho modelado.

As distinções em relação às distâncias dos segmentos de curso d'água em cada um dos modelos podem ser visualizados com mais detalhamento no item 5.3.1.

Por fim, ressalta-se novamente que, apesar de tais distinções existentes entre os modelos, os resultados apresentaram-se, de forma geral, parecidos tanto para os perfis longitudinais quanto para as métricas.

5.3.3.2 Diferenças de aplicação

Por intermédio da aplicação dos modelos de qualidade da água WARM-GIS Tools e QUAL-UFMG, constatou-se uma série de diferenças entre ambos, conforme listado a seguir:

- Sistemas operativos;

Além disso, o WARM-GIS Tools constitui-se de um pacote de ferramentas capaz de realizar tanto a simulação de balanço hídrico quanto de qualidade da água para bacias hidrográficas em toda sua extensão de forma acessível, podendo-se dar entrada em um grande volume de dados de forma simples. O QUAL-UFMG pode ser utilizado também com a finalidade de simular a qualidade da água de uma bacia hidrográfica – é preciso simular, entretanto, além do curso d'água principal, cada tributário interligado a esse em uma planilha diferente, tornando o processo complexo quando se trata de uma bacia hidrográfica de larga escala, uma vez que cada informação utilizada como entrada deve ser inserida manualmente nas células das planilhas. Para cursos d'água de menores extensões e complexidades ou apenas trechos de rios, o QUAL-UFMG mostra-se uma ferramenta de fácil e de rápida aplicação, diferentemente do WARM-GIS Tools, que foi desenvolvido para a simulação de bacias hidrográficas.

Conforme pode ser observado nos itens 4.2, no WARM-GIS Tools é preciso a rede de drenagem e as minibacias, assim como o arquivo MINI.GTP proveniente do *plug-in* IPH-Hydro Tools; no QUAL-UFMG, em contrapartida, não são necessários tais arquivos. A necessidade desses arquivos de entrada no WARM-GIS Tools torna indispensável a utilização de outros softwares para sua obtenção, como plataformas de sistema de informações geográficas (e.g. ArcGIS e QGIS) e *plug-ins* como o IPH-Hydro Tools. Deve-se observar que, possivelmente, para usuário do QUAL-UFMG também pode ser necessário o uso de plataformas de sistema de informações geográficas, a fim de identificar a localização de um tributário, de uma captação ou de um lançamento, caso a informação não esteja prontamente disponível.

Vale ressaltar também que, após a entrada dos dados nos modelos, deve-se realizar o processo de calibração. Em ambos o processo é realizado manualmente, analisando-se os ajustes das curvas dos perfis longitudinais aos dados observados. No WARM-GIS Tools tal processo pode demandar certo tempo, visto que um conjunto de coeficientes de calibração deve ser inserido por meio de um arquivo .txt, após isso deve-se realizar a simulação e então gerar os perfis longitudinais para comparação aos dados observados. No QUAL-UFMG, por apresentar-se em um ambiente de planilhas no Excel, a cada mudança de valor de coeficiente, pode-se visualizar instantaneamente as mudanças nos perfis longitudinais, conferindo uma maior agilidade ao processo.

As diferenças nos ambientes, mencionadas no início do presente item, também exercem influência na forma em que os resultados das simulações são apresentados: no WARM-GIS Tools pode-se obter os resultados por perfis longitudinais, arquivos no formato .txt e mapas (Figura 5.5), enquanto no QUAL-UFMG pode-se observar os resultados pela própria planilha do modelo ou pelos perfis longitudinais gerados (Figura 5.6). Ainda nesse sentido, por estar em ambiente composto por planilhas, no QUAL-UFMG é possível visualizar de forma aberta as formulações utilizadas em cada etapa para a simulação da qualidade da água, ao passo que no WARM-GIS Tools essa visualização não é possível, constituindo-se de um sistema mais fechado.

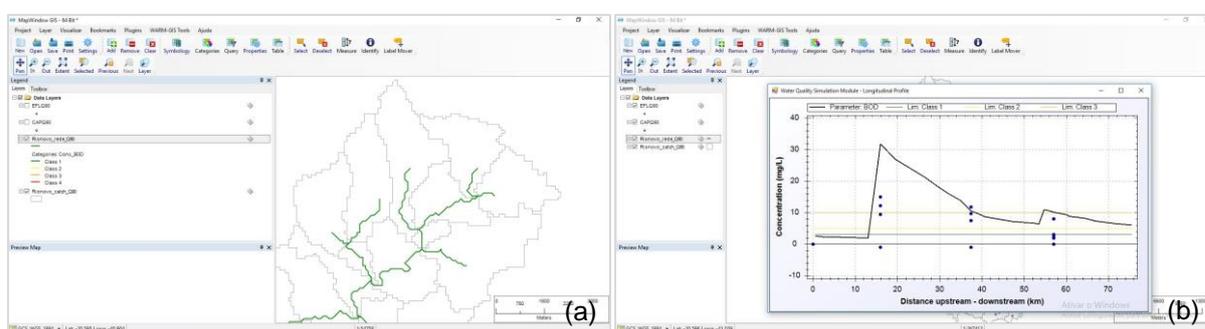


Figura 5.5. Apresentação dos resultados no WARM-GIS Tools por mapa (a) e por perfis longitudinais (b).

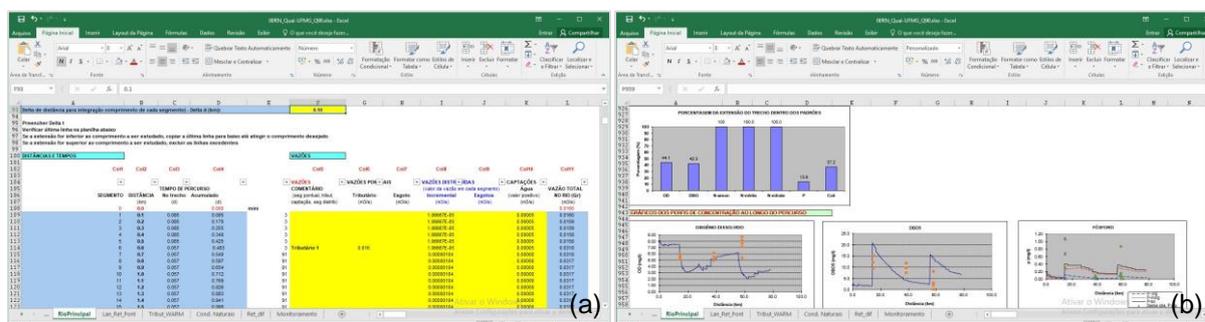


Figura 5.6. Apresentação de resultados no QUAL-UFMG em planilha (a) e em gráficos (b).

Ambos os modelos apresentam a opção de visualização dos resultados em comparação aos valores limites estabelecidos pela Resolução CONAMA n° 357/2005; as formas de visualização, entretanto, são diferentes: no WARM-GIS Tools pode-se observar os resultados no formato de mapa, isto é, cada trecho dos cursos d'água aparece com a cor referente à classe de qualidade da água, proporcionando uma maneira visual de observação dos resultados. Tal opção apresenta-se disponível para os parâmetros DBO, OD, fósforo total e coliformes. Além disso, nos perfis longitudinais gerados encontram-se retas com os valores limites correspondentes à cada classe. Tanto o mapa mencionado quanto o perfil com os valores limites podem ser

visualizados na Figura 5.5. No QUAL-UFMG, a relação dos resultados com tal resolução pode ser observada por meio de um gráfico gerado referente à porcentagem da extensão do trecho dentro dos padrões, conforme Figura 5.6 (b). Por ser constituído de um sistema mais aberto, o QUAL-UFMG permite alterar os limites padrões para os de outras legislações existentes ou para valores da preferência do usuário.

5.4 Transferência dos coeficientes de calibração

Na Tabela 5.7, disposta a seguir, apresentam-se os coeficientes de calibração transferidos entre os modelos, obtidos através do processo de calibração.

Tabela 5.7. Valores dos coeficientes de calibração transferidos entre os modelos WARM-GIS Tools e QUAL-UFMG.

Coeficientes de calibração (d^{-1})	WARM-GIS Tools	QUAL-UFMG
k_d	0.3 (deep); 0.4 (shallow)	0.08
k_s	0.36	0.30
k_2	0.30	2.02
k_{oa}	0.15	0.20
k_{an}	0.20	0.50
k_{nm}	0.30	0.80
k_{oi}	0.30	0.20
k_{spo}	0.07	0.05
k_b	1.20	0.70

Nos próximos itens, encontram-se os resultados gerados devido à transferência dos coeficientes de calibração da aplicação dos modelos, apresentados na Tabela 5.7. Primeiramente do WARM-GIS Tools para o QUAL-UFMG. Posteriormente, do QUAL-UFMG para o WARM-GIS Tools, assim como a discussão em relação aos resultados de tal processo na parte final deste item.

5.4.1 Coeficientes de calibração da aplicação do modelo WARM-GIS Tools para o QUAL-UFMG*

Na presente análise, de transferência dos coeficientes de calibração da aplicação do modelo WARM-GIS Tools para o QUAL-UFMG, utilizou-se o indicador “*”, ou seja, QUAL-UFMG*, como uma referência de que houve a transferência de coeficientes de calibração do WARM-GIS Tools para esse outro modelo.

5.4.1.1 Perfis longitudinais

Os perfis longitudinais obtidos pela transferência dos coeficientes de calibração da aplicação do modelo WARM-GIS Tools para o QUAL-UFMG* podem ser observados pela Figura 5.7.

Considerando-se a transferência de parâmetros dos coeficientes de calibração da aplicação do modelo WARM-GIS Tools para o QUAL-UFMG*, pode-se perceber pela Figura 5.7 que, na maior parte dos casos, houve mudanças no que tange à aproximação ou ao afastamento entre os comportamentos dos perfis após tal processo.

Nesse sentido, nos perfis relacionados aos parâmetros OD, DBO, nitrogênio amoniacal e coliformes termotolerantes pode-se constatar o afastamento entre as curvas geradas pela calibração do modelo WARM-GIS Tools e do QUAL-UFMG*. Já no caso dos perfis dos parâmetros nitrito e nitrato percebe-se uma aproximação dos comportamentos entre as curvas após a transferência. Por fim, praticamente não se constatou mudanças referentes à aproximação ou afastamento nos perfis dos parâmetros nitrogênio orgânico, fósforo orgânico e fósforo inorgânico.

Observando-se os perfis longitudinais após a transferência dos coeficientes de calibração, constatou-se também, para a maior parte dos parâmetros, que o comportamento permaneceu aproximado em relação aos dados observados; os parâmetros OD, nitrito e fósforo inorgânico, além disso, permaneceram afastados dos dados observados, apesar de o nitrito ter apresentado certa aproximação após a transferência.

5.4.1.2 Métricas

Na Tabela 5.8 e na Tabela 5.9, apresentam-se as métricas erro médio absoluto (EMA) e coeficiente de determinação (R^2), assim como a diferença entre cada uma delas: sem e com a transferência de coeficientes de calibração da aplicação do modelo WARM-GIS Tools para o QUAL-UFMG*.

Tabela 5.8. R² e diferenças resultantes sem e com a transferência de coeficientes de calibração da aplicação do modelo WARM-GIS Tools para o QUAL-UFMG*.

Coeficiente de determinação (R ²)					
Parâmetro	Sem transferência			Com transferência	
	WARM-GIS Tools	QUAL-UFMG	Diferença	QUAL-UFMG*	Diferença*
OD	0.230	0.746	0.516	0.399	0.169
DBO	0.524	0.420	0.104	0.387	0.137
Nitrogênio amoniacal	0.00165	0.002	0.00035	0.0015	0.00015
Nitrito	0.0407	0.360	0.3193	0.137	0.0963
Nitrato	0.76	0.884	0.124	0.0776	0.682
Nitrogênio orgânico	0.298	0.137	0.161	0.146	0.152
Fósforo orgânico	0.97	0.999	0.029	0.999	0.029
Fósforo inorgânico	0.945	0.982	0.037	0.977	0.032
Coliformes termotolerantes	0.958	0.935	0.023	0.939	0.019

Tabela 5.9. EMAs e diferenças resultantes sem e com a transferência de coeficientes de calibração da aplicação do modelo WARM-GIS Tools para o QUAL-UFMG*.

Erro Médio Absoluto (EMA)					
Parâmetro	Sem transferência			Com transferência	
	WARM-GIS Tools	QUAL-UFMG	Diferença	QUAL-UFMG*	Diferença*
OD	1.632 mg/L	4.498 mg/L	2.866 mg/L	5.611 mg/L	3.979 mg/L
DBO	4.027 mg/L	15.073 mg/L	11.046 mg/L	12.764 mg/L	8.737 mg/L
Nitrogênio amoniacal	0.989 mg/L	1.687 mg/L	0.689 mg/L	2.254 mg/L	1.265 mg/L
Nitrito	0.240 mg/L	0.525 mg/L	0.285 mg/L	0.295 mg/L	0.0550 mg/L
Nitrato	0.222 mg/L	0.350 mg/L	0.128 mg/L	0.502 mg/L	0.280 mg/L
Nitrogênio orgânico	0.565 mg/L	1.118 mg/L	0.553 mg/L	1.258 mg/L	0.693 mg/L
Fósforo orgânico	0.208 mg/L	0.152 mg/L	0.056 mg/L	0.203 mg/L	0.0050 mg/L
Fósforo inorgânico	0.204 mg/L	0.423 mg/L	0.219 mg/L	0.403 mg/L	0.199 mg/L
Coliformes termotolerantes	7316.944 NMP/100mL	18340.034 NMP/100mL	11023.090 NMP/100mL	21213.558 NMP/100mL	13896.614 NMP/100mL

Nota-se pela Tabela 5.8 que, com a transferência dos coeficientes de calibração da aplicação do modelo WARM-GIS Tools para o QUAL-UFMG*, a diferença entre os R² de 6 (seis) dos 9 (nove) parâmetros diminuiu: OD, nitrogênio amoniacal, nitrito, nitrogênio orgânico, fósforo inorgânico e coliformes termotolerantes. Enquanto que para a DBO e nitrato constatou-se o aumento das diferenças e para o fósforo inorgânico, inalteração.

Além disso, constatam-se mudanças em relação às diferenças dos EMAs sem e com a transferência dos coeficientes de calibração. Nesse sentido, 4 (quatro) dos 9 (nove) parâmetros simulados apresentaram diminuição das diferenças entre os EMAs com a transferência dos coeficientes de calibração da aplicação do modelo WARM-GIS Tools para o QUAL-UFMG*: DBO, nitrito, fósforo orgânico e fósforo inorgânico; para os parâmetros OD, nitrogênio amoniacal, nitrato, nitrogênio orgânico e coliformes termotolerantes, no entanto, observou-se o aumento das diferenças.

5.4.2 Coeficientes de calibração da aplicação do modelo QUAL-UFMG para o WARM-GIS Tools*

Nos itens a seguir, encontram-se os perfis longitudinais e as métricas provenientes da transferência dos coeficientes de calibração da aplicação do modelo QUAL-UFMG para o WARM-GIS Tools. Da mesma forma que no item 5.4.1, aplicou-se o indicador “*”, ou seja, WARM-GIS Tools*, como uma referência de que houve a transferência de coeficientes de calibração do QUAL-UFMG para esse outro modelo.

5.4.2.1 Perfis longitudinais

Os perfis longitudinais resultantes da transferência dos coeficientes de calibração da aplicação do modelo QUAL-UFMG para o WARM-GIS Tools* podem ser visualizados na Figura 5.8.

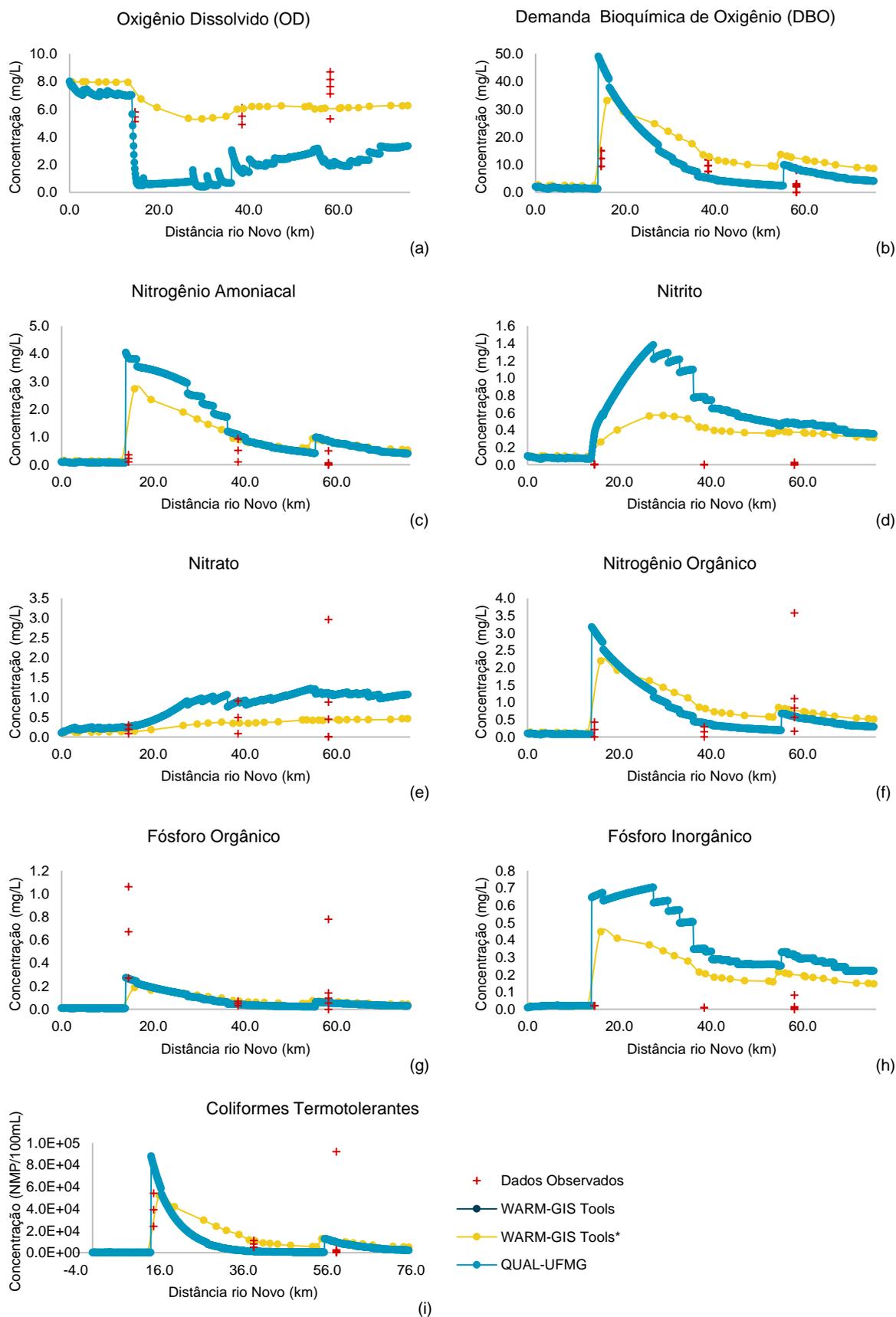


Figura 5.8. Resultado gráfico da simulação do OD (a), DBO (b), nitrogênio amoniacal (c), nitrito (d), nitrato (e), nitrogênio orgânico (f), fósforo orgânico (g), fósforo inorgânico (h) e coliformes termotolerantes (i) sem e com a transferência dos coeficientes de calibração da aplicação do modelo QUAL-UFMG para o WARM-GIS Tools*.

Tendo em vista a transferência dos coeficientes de calibração da aplicação do modelo QUAL-UFMG para o WARM-GIS Tools*, pode-se constatar através da Figura 5.8 que houve mudanças referentes à aproximação ou afastamento dos comportamentos entre os perfis longitudinais após a realização de tal transferência na maior parte dos casos.

Dessa maneira, nos perfis referentes aos parâmetros OD, DBO e coliformes termotolerantes observou-se o afastamento entre as curvas obtidas através da transferência dos coeficientes de calibração para o WARM-GIS Tools*. Em contrapartida, para os perfis do nitrogênio amoniacal, nitrito e nitrato constatou-se a aproximação entre os perfis. Por fim, praticamente não se verificou mudança no que tange à aproximação ou afastamento dos comportamentos dos perfis para os parâmetros nitrogênio orgânico, fósforo orgânico e fósforo inorgânico.

Analisando-se os perfis longitudinais após a transferência dos coeficientes de calibração, constatou-se para a maioria dos parâmetros, um comportamento aproximado em relação aos dados observados, com exceção do nitrito e do fósforo inorgânico que permaneceram afastados após a transferência, apesar de o nitrito ter apresentado certa aproximação após a transferência.

5.4.2.2 Métricas

Na Tabela 5.10 e na Tabela 5.11, apresentam-se as métricas erro médio absoluto (EMA) e coeficiente de determinação (R^2), assim como a diferença entre cada uma delas: sem e com a transferência de coeficientes de calibração da aplicação do modelo QUAL-UFMG para o WARM-GIS Tools*.

Tabela 5.10. R^2 e diferenças resultantes sem e com a transferência de coeficientes de calibração da aplicação do modelo QUAL-UFMG para o WARM-GIS Tools*.

Parâmetro	Coeficiente de determinação (R^2)				
	Sem transferência			Com transferência	
	WARM-GIS Tools	QUAL-UFMG	Diferença	WARM-GIS Tools*	Diferença*
OD	0.230	0.746	0.516	0.257	0.489
DBO	0.524	0.420	0.104	0.596	0.176
Nitrogênio amoniacal	0.00165	0.002	0.00035	0.000189	0.00181
Nitrito	0.0407	0.360	0.319	0.0000286	0.359
Nitrato	0.76	0.884	0.124	0.836	0.0480
Nitrogênio orgânico	0.298	0.137	0.161	0.290	0.153
Fósforo orgânico	0.97	0.999	0.029	0.963	0.036
Fósforo inorgânico	0.945	0.982	0.037	0.960	0.0220
Coliformes termotolerantes	0.958	0.935	0.023	0.976	0.0410

Tabela 5.11. EMAs e diferenças resultantes sem e com a transferência de coeficientes de calibração da aplicação do modelo do QUAL-UFMG para o WARM-GIS Tools*.

Erro Médio Absoluto (EMA)					
Parâmetro	Sem transferência			Com transferência	
	WARM-GIS Tools	QUAL-UFMG	Diferença	WARM-GIS Tools*	Diferença*
OD	1.632 mg/L	4.498 mg/L	2.866 mg/L	1.330 mg/L	3.168 mg/L
DBO	4.027 mg/L	15.073 mg/L	11.046 mg/L	6.138 mg/L	8.935 mg/L
Nitrogênio amoniacal	0.989 mg/L	1.687 mg/L	0.689 mg/L	0.790 mg/L	0.897 mg/L
Nitrito	0.240 mg/L	0.525 mg/L	0.285 mg/L	0.321 mg/L	0.204 mg/L
Nitrato	0.222 mg/L	0.350 mg/L	0.128 mg/L	0.0720 mg/L	0.278 mg/L
Nitrogênio orgânico	0.565 mg/L	1.118 mg/L	0.553 mg/L	0.563 mg/L	0.555 mg/L
Fósforo orgânico	0.208 mg/L	0.152 mg/L	0.0560 mg/L	0.207 mg/L	0.0550 mg/L
Fósforo inorgânico	0.204 mg/L	0.423 mg/L	0.219 mg/L	0.199 mg/L	0.224 mg/L
Coliformes termotolerantes	7316.944 NMP/100mL	18340.034 NMP/100mL	11023.090 NMP/100mL	8102.405 NMP/100mL	10237.629 NMP/100mL

De acordo com a Tabela 5.10, com a transferência dos coeficientes de calibração da aplicação do modelo QUAL-UFMG para o WARM-GIS Tools*, a diferença entre os R^2 de 4 (quatro) dos 9 (nove) parâmetros reduziu: OD, nitrato, nitrogênio orgânico e fósforo inorgânico; para os parâmetros DBO, nitrogênio amoniacal, nitrito, fósforo orgânico e coliformes termotolerantes, no entanto, constatou-se o aumento das diferenças.

Notam-se, ainda, mudanças em relação às diferenças dos EMAs sem e com a transferência dos coeficientes de calibração. Nesse contexto, 4 (quatro) dos 9 (nove) parâmetros simulados apresentaram diminuição das diferenças entre os EMAs com a transferência dos coeficientes de calibração da aplicação do modelo QUAL-UFMG para o WARM-GIS Tools*: DBO, nitrito, fósforo orgânico e coliformes termotolerantes; para os parâmetros OD, nitrogênio amoniacal, nitrato, nitrogênio orgânico e fósforo inorgânico, por outro lado, nota-se o aumento das diferenças.

5.4.3 Análise das transferências de coeficientes de calibração

Considerando-se os resultados relativos à transferência de coeficientes de calibração aplicados no presente estudo, percebe-se que tal processo motivou, na maioria dos casos, alterações tanto nos perfis longitudinais quanto nas métricas em menor e maior grau.

Cabe aqui ressaltar novamente que nem todos os coeficientes de calibração foram passíveis de serem transferidos entre os modelos, conforme apontado no item 4.5.

Em seguida, apresentam-se as discussões em relação à aproximação dos resultados entre os modelos após a aplicação dos mesmos coeficientes de calibração, assim como no que tange à possibilidade de aplicação dos coeficientes de calibração de um dos modelos como base para a calibração de outro.

5.4.3.1 Uso dos coeficientes de calibração para avaliação da aproximação entre os resultados dos modelos

De forma resumida, a Tabela 5.12, disposta a seguir, mostra os comportamentos classificados em – “aproximação” (verde), “inalteração” (amarelo) e “afastamento” (vermelho) – para os perfis longitudinais, coeficientes de determinação e erros médios absolutos após a transferência dos coeficientes de calibração, em relação ao modelo com os parâmetros da própria calibração.

Para tanto, comparou-se os comportamentos dos perfis longitudinais, assim como das diferenças entre as métricas de cada modelo posteriores às transferências com os resultados anteriores, conforme descrito a seguir:

- Para os perfis longitudinais, o termo “aproximação” significa que se observou, por meio de análise visual, a aproximação entre os comportamentos dos perfis longitudinais, conseqüentemente “afastamento” representa o distanciamento do comportamento entre os perfis e “inalteração” expressa a ausência de aproximação ou de afastamento;
- Para as métricas, o termo “aproximação” significa que a diferença entre os R^2 ou EMAs diminuiu, aproximando os resultados entre os modelos; enquanto que “afastamento”, por sua vez, representa o aumento da diferença e “inalteração” a inexistência de aproximação ou de afastamento.

Tabela 5.12. Análise de aproximação entre os resultados das calibrações dos modelos após a transferência dos coeficientes de calibração.

Método avaliativo/Parâmetro	OD	DBO	N. am.	Nitri.	Nitra.	N. org.	P. org.	P. inorg.	Colif. term.
<i>Transferência WARM-GIS Tools para QUAL-UFMG*</i>									
Perfil longitudinal	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Coefficiente de determinação (diferença)	67%	32%	57%	70%	>100%	6%	0%	14%	17%
Erro médio absoluto (diferença)	39%	21%	84%	81%	>100%	25%	91%	9%	26%
<i>Transferência QUAL-UFMG para WARM-GIS Tools*</i>									
Perfil longitudinal	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Coefficiente de determinação (diferença)	5%	69%	>100%	13%	61%	5%	24%	41%	78%
Erro médio absoluto (diferença)	11%	19%	30%	28%	>100%	0%	2%	2%	7%
<i>Legenda</i>									
	Aproximação		Inalteração				Afastamento		

Nota: Os valores representam o percentual de aumento ou de diminuição das diferenças entre os R^2 e dos EMAs após a transferência dos coeficientes de calibração.

Constata-se pela Tabela 5.12 que, no presente estudo, a aplicação dos mesmos coeficientes de calibração no WARM-GIS Tools e no QUAL-UFMG gerou comportamentos distintos (“aproximação”, “inalteração” e “afastamento”) nos perfis longitudinais e métricas, evidenciando que a aplicação dos mesmos coeficientes de calibração não necessariamente motiva resultados mais próximos entre os modelos. Somente para o parâmetro nitrito constatou-se a aproximação tanto dos perfis longitudinais quanto das métricas após a transferência dos coeficientes da aplicação do modelo WARM-GIS Tools para o QUAL-UFMG*.

Dessa forma, a não aproximação dos resultados entre os modelos em parte dos casos possivelmente está relacionada com as diferenças entre as bases metodológicas de cada um dos modelos: como as equações de cinética das variáveis da qualidade da água, os dados de entrada necessários, o modo de discretização dos trechos dos cursos d’água e os coeficientes de calibração considerados nos modelos aplicados.

5.4.3.2 *Uso dos coeficientes de calibração de um dos modelos como base de calibração*

A questão a ser respondida com a presente análise refere-se à possibilidade de aplicação dos valores dos coeficientes de calibração de um modelo como uma aproximação, ou como um valor inicial a ser testado para os coeficientes do outro modelo – em um cenário em que um engenheiro modelador teria os coeficientes de

um dos modelos em, por exemplo, um relatório técnico e deseja aplicar o outro modelo em seu projeto.

A Tabela 5.13 representa os comportamentos dos perfis longitudinais e das métricas em relação aos dados observados após a transferência dos coeficientes de calibração, de acordo com as considerações a seguir:

- Para os perfis longitudinais, avaliou-se se houve aproximação ou afastamento, em relação aos dados observados, após a transferência de parâmetros de calibração. Considerou-se a classificação “inalteração” para os casos em que os perfis permaneceram calibrados comparados aos dados observados.
- Para as métricas, observaram-se os valores dos R^2 e EMAs de cada modelo individualmente, antes e após a transferência, avaliando se houve aproximação, afastamento ou inalteração em relação aos dados observados.

Tabela 5.13. Análise de aproximação entre os resultados das calibrações dos modelos e os dados observados após a transferência dos coeficientes de calibração.

Método avaliativo/Parâmetro	OD	DBO	N. am.	Nitri.	Nitra.	N. org.	P. org.	P. inorg.	Colif. term.
<i>Transferência WARM-GIS Tools para QUAL-UFMG*</i>									
Perfil longitudinal	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Coefficiente de determinação	47%	8%	25%	62%	91%	7%	0%	1%	0%
Erro médio absoluto	25%	15%	34%	44%	43%	13%	34%	5%	16%
<i>Transferência QUAL-UFMG para WARM-GIS Tools*</i>									
Perfil longitudinal	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Coefficiente de determinação	12%	14%	89%	~100%	10%	3%	1%	2%	2%
Erro médio absoluto	19%	52%	20%	34%	68%	0%	0%	2%	11%
<i>Legenda</i>									
	Aproximação			Inalteração			Afastamento		

Nota: Os valores representam o percentual de aumento ou diminuição do R^2 e do EMA após a transferência.

Analisando-se a Tabela 5.13, nota-se que a maior parte dos perfis longitudinais permaneceram aproximados ou se aproximaram aos dados observados após a transferência dos parâmetros de calibração aplicados neste estudo, evidenciando que, em menor ou maior grau, a calibração de um dos modelos – tanto do QUAL-UFMG quanto do WARM-GIS – Tools, de forma geral, pode ser utilizada como uma base para a calibração do outro modelo na presente aplicação, facilitando o processo de calibração para o usuário.

Cabe destacar que, considerando a calibração aplicada neste estudo, deve-se dar atenção ao utilizar os coeficientes do WARM-GIS Tools no QUAL-UFMG*

referentes ao OD e ao nitrogênio amoniacal, uma vez que, simultaneamente, o perfil longitudinal apresentou afastamento em relação aos dados observados, enquanto o R^2 diminuiu e o EMA aumentou. Possivelmente, esse afastamento após a transferência poderia estar relacionado à aplicação de diferentes equações para o OD em cada modelo; ressalta-se, entretanto, que na transferência do QUAL-UFMG para o WARM-GIS Tools* não se observou o mesmo comportamento para o OD. Ainda, a equação relativa ao nitrogênio amoniacal no QUAL-UFMG considera a liberação por sedimento de fundo, enquanto que o WARM-GIS Tools não; essa diferença, contudo, pode ser desprezada, uma vez que esse processo foi desconsiderado na simulação realizada no QUAL-UFMG, tornando as equações do nitrogênio amoniacal iguais entre os modelos. Dessa forma, possivelmente, pode-se descartar esse motivo como uma das razões do afastamento após a transferência do WARM-GIS Tools para o QUAL-UFMG*.

Além disso, no caso da transferência do QUAL-UFMG para o WARM-GIS Tools*, é preciso dar atenção para o parâmetro nitrito, tendo em vista o comportamento de afastamento tanto para o perfil longitudinal quanto para as métricas, especialmente para o coeficiente de determinação que sofreu uma diminuição em aproximadamente 100%. Para o nitrito, utiliza-se a mesma equação em ambos os modelos, demonstrando que a motivação para tal afastamento pode estar associada a outras diferenças de base teórica dos modelos, como as mencionadas no final do item 5.4.3.1.

Apesar disso, pode-se constatar que grande parte dos perfis permaneceram com calibrações satisfatórias em relação aos dados observados. Além do mais, mesmo havendo perfis que apresentaram afastamento dos dados observados após a transferência, esses ainda continuaram relativamente próximos aos dados observados. Dessa maneira, tais fatores evidenciam que, para o presente estudo, os coeficientes de calibração de um modelo podem servir como base para a calibração do outro; não garantindo, entretanto, a calibração considerada como mais adequada para ambos os modelos após a transferência.

6 CONCLUSÕES

Neste estudo, realizou-se a simulação da qualidade da água para o Rio Novo, por meio dos modelos WARM-GIS Tools e QUAL-UFMG e efetuou-se a calibração de ambos. Posteriormente, analisou-se individual e comparativamente os resultados dessas simulações para as calibrações aplicadas.

Individualmente, os resultados relativos à calibração do modelo WARM-GIS Tools demonstraram que, exceto para o nitrito e para o fósforo inorgânico, os perfis longitudinais apresentaram comportamento semelhante aos dados observados. Em relação aos coeficientes de determinação, observou-se que a maior parte foi considerado aceitável a alto para os parâmetros simulados. De forma semelhante, para a calibração do modelo QUAL-UFMG, notou-se para o OD, nitrito e para o fósforo inorgânico um comportamento de afastamento em relação aos dados observados, ao passo que o restante dos perfis mostrou comportamentos próximos aos dados observados. Constatou-se também que a maior parte dos coeficientes de determinação classificaram-se como, pelo menos, aceitáveis.

Comparativamente, percebeu-se que, para a calibração realizada, ambos os modelos apresentaram comportamentos similares entre si no que tange aos perfis longitudinais, com exceção do nitrito. Verificando-se as métricas, pode-se perceber diferenças tanto entre os R^2 quanto entre os EMAs gerados a partir de ambas as simulações. Em geral, a calibração do modelo QUAL-UFMG apresentou R^2 maiores do que a calibração do WARM-GIS Tools, enquanto essa última gerou EMAs menores do que a calibração do QUAL-UFMG para todos os parâmetros. Dessa maneira, foi possível constatar que os modelos geraram resultados parecidos para as calibrações realizadas, entretanto com algumas diferenças nos perfis longitudinais e nas métricas. Assim sendo, realizou-se a análise das diferenças de embasamento teórico entre os modelos, as quais exercem influência nos resultados obtidos; visando-se à facilitação do usuário para a escolha do modelo mais adequado às suas preferências, também, discutiu-se as diferenças de aplicação de tais modelos.

Tendo em vista o trabalho realizado, pode-se constatar que as calibrações de ambos os modelos, de forma geral, forneceram resultados satisfatórios em relação aos dados observados para o presente estudo de caso. Dessa forma, esse estudo apresenta-se como um arcabouço para um usuário escolher entre a aplicação do

WARM-GIS Tools ou do QUAL-UFMG, dependendo das suas habilidades, assim como dos objetivos dos pretendidos.

Estudou-se também a transferência dos parâmetros de calibração aplicados de um modelo para o outro, analisando se o uso dos mesmos coeficientes de calibração gera resultados mais próximos entre os modelos e se a calibração de um modelo pode servir como base para a calibração de outro. Constatou-se que, no presente caso, o uso dos mesmos coeficientes de calibração não necessariamente motiva resultados mais próximos entre os modelos; verificou-se, além disso, que para este estudo, a calibração utilizada em um dos modelos pode servir como base para a calibração do outro, devendo-se dar atenção especial para os parâmetros OD e nitrogênio amoniacal no caso da transferência dos coeficientes de calibração da aplicação do modelo WARM-GIS Tools para o QUAL-UFMG* e para o nitrito na transferência do QUAL-UFMG para o WARM-GIS Tools*.

Considerando perspectivas futuras, recomenda-se explorar os seguintes aspectos relacionados ao presente estudo:

- Investigar e definir as motivações para os parâmetros nitrito e fósforo inorgânico apresentarem comportamentos afastados em relação aos dados observados nas calibrações de ambos os modelos;
- Simular a Bacia Hidrográfica do Rio Novo integralmente no modelo QUAL-UFMG; evitando, assim, a utilização de alguns dos resultados de saída do WARM-GIS Tools como entrada do QUAL-UFMG, podendo-se então avaliar os resultados gerados;
- Utilizar um maior volume de dados observados referentes à qualidade da água, visando o aumento da confiabilidade dos resultados obtidos;
- Testar outras resoluções espaciais na discretização das minibacias;
- Empregar outras vazões de referência, como a Q_{50} – uma vez que, para essa vazão, considera-se o processo de poluição dos cursos d'água por cargas difusas – buscando-se, assim, verificar a influência de tal variável nos resultados desses modelos.

7 REFERÊNCIAS

- AGÊNCIA ESTADUAL DE RECURSOS HÍDRICOS (AGERH). Diagnóstico e Prognóstico das condições de uso da água e definição do Enquadramento e Plano de Recursos na Bacia Hidrográfica do Rio Novo. Vitória, ES: 2018.
- AGÊNCIA ESTADUAL DE RECURSOS HÍDRICOS (AGERH). Plano de Bacia Hidrográfica do Rio Jucu e Santa Maria da Vitória (ES). 2016.
- AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS (ANA). Plano Integrado de Recursos Hídricos da Unidade de Gestão de Recursos Hídricos Paranapanema. 2016.
- AMBROSE, R. B.; WOOL, T. A.; MARTIN, J. L. The water quality analysis simulation program WASP5. Vicksburg, MS, USA, 1993.
- ASCE. Criteria for evaluation of watershed models. J. Irrigation Drainage Eng. 119(3): 429-442. 1993.
- BARTRAM, J.; BALLANCE, R. Water Quality Monitoring: A Practical Guide to the Design and Implementation of Freshwater Quality Studies and Monitoring Programmes. 1ª edição. Reino Unido: TJ Press (Padstow) Ltd, 1996.
- BENEDINI, M.; TSAKIRIS, G. Water quality modelling for rivers and streams. Springer Science & Business Media, 2013.
- BRASIL. Constituição (1988). Constituição da República Federativa do Brasil. Brasília, DF: Senado, 1988.
- BRASIL. Lei nº 6.938, de 31 de agosto de 1981. Dispõe sobre a Política Nacional do Meio Ambiente, seus fins e mecanismos de formulação e aplicação, e dá outras providências. Diário Oficial da União, Brasília, DF, 31 ago. 1981.
- BRASIL. Lei nº 9.433, de 8 de janeiro de 1997. Institui a Política Nacional de Recursos Hídricos, cria o Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos, regulamenta o inciso XIX do art. 21 da Constituição Federal, e altera o art. 1º da Lei nº 8.001, de 13 de março de 1990, que modificou a Lei nº 7.990, de 28 de dezembro de 1989. Diário Oficial da União, Brasília, DF, 09 jan. 1997.
- BROWN, L. C.; BARNWELL Jr., T. O. The enhanced water quality models QUAL2E and QUAL2E-UNCAS documentation and user manual. EPA document # EPA/600/3-87/007, Cooperative Agreement # 811883. Environmental Research Laboratory, U.S. Environmental Protection Agency, Athens, GA, 1987. 204 p.
- CONSELHO ESTADUAL AMBIENTAL (COPAM). Deliberação Normativa COPAM nº 09, de 19 de abril de 1994. Dispõe sobre o enquadramento da Bacia do Rio Piracicaba. Belo Horizonte, MG:1994.
- COLLISCHONN, W. Simulação hidrológica de grandes bacias. 270 p. Tese (Doutorado em Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental) – Universidade Federal do Rio Grande do Sul. Porto Alegre, RS: 2001.

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

CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE (CONAMA). Resolução CONAMA nº 357, de 17 de março de 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. *Diário Oficial da União*, Brasília, DF, 18 mar. 2005.

CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE (CONAMA). Resolução nº 410, de 04 de maio de 2009. Prorroga o prazo para complementação das condições e padrões de lançamento de efluentes, previsto no art. 44 da Resolução nº 357, de 17 de março de 2005, e no art. 3º da Resolução nº 397, de 3 de abril de 2008. *Diário Oficial da União*, Brasília, DF, 05 mai. 2009.

CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE (CONAMA). Resolução nº 430, de 13 de maio de 2011. Dispõe sobre as condições e padrões de lançamento de efluentes, complementa e altera a Resolução nº 357, de 17 de março de 2005, do Conselho Nacional do Meio Ambiente-CONAMA. *Diário Oficial da União*, Brasília, DF, 16 mai. 2011.

CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE (CONAMA). Resolução CONAMA nº 274, de 29 de novembro de 2000. Define os critérios de balneabilidade em águas brasileiras. *Diário Oficial da União*, Brasília, DF 25 de jan. 2001.

CHAPRA, S.C.; PELLETIER, G. J. QUAL2K A modelling framework for simulating river and stream water quality. Medford: Documentation and users manual. Civil and Environmental Engineering Dept Tufts University, 1996.

COLE, T. M; WELLS, S. A. CE-QUAL-W2: A Two-Dimensional, Laterally Averaged, Hydrodynamic and Water Quality Model, Version 3.2. USA Engineering and Research Development Center, Waterways Experiment Station, Vicksburg, MS, 2003. 634 p.

COLLISCHONN, W. Simulação hidrológica de grandes bacias. 2001. 270 p. Tese (Doutorado em Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental) – Universidade Federal do Rio Grande do Sul (UFRGS), Porto Alegre, 2001.

COSTA, C. A. M. Aplicabilidade de Modelos Matemáticos Para Elaboração de Cenários de Enquadramentos de Corpos Hídricos: O Caso da Bacia do Ribeirão Taquaruçu, Palmas – TO. 150 f. Dissertação (Mestrado Profissional em Engenharia Ambiental-Universidade Federal do Tocantins - UFT), Palmas-TO, 2016.

DANISH HYDRAULICS INSTITUTE. MIKE11: User Guide & Reference Manual, Danish Hydraulic Institute, Horsholm, Denmark, 1993.

DANISH HYDRAULIC INSTITUTE. MIKE21: User Guide and Reference Manual, Danish Hydraulic Institute, Horsholm, Denmark, 1996a.

DANISH HYDRAULIC INSTITUTE. MIKE 31: Eutrophication Module, User Guide and Reference Manual, Release 2. 7, Danish Hydraulic Institute, Horsholm, Denmark, 1996b.

DUTRA, W. C. P. Modelagem dos parâmetros de qualidade de água em trecho urbanizado do rio Paraibuna em Juiz de Fora (MG). 2014. 56 f. Trabalho de Conclusão de Curso (Engenharia Sanitária e Ambiental) - Faculdade de Engenharia, Universidade Federal de Juiz de Fora, Juiz de Fora, 2014.

ESPÍRITO SANTO. Lei nº 10.179 de 18 de março de 2014. Dispõe sobre a Política Estadual de Recursos Hídricos, institui o Sistema Integrado de Gerenciamento de Recursos Hídricos do Estado do Espírito Santo – SIGERH/ES e dá outras providências. Diário Oficial do Espírito Santo, Vitória, ES, 18 mar. 2014.

EAWAG. AQUASIM 2.0 – User Manual. Swiss Federal Institute for Environmental Science and Technology, 1998. 219 p.

ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. Interpretation and Standards. Ireland: 2001.

FAN, C.; WANG, W.; LIU, K. F.; YANG, T. Sensitivity analysis and water quality modeling of a tidal river using a modified Streeter-Phelps equation with HEC-RAS-Calculated hydraulic characteristics. Environmental Modeling & Assessment, n.1, v.17, p.639-651, 2012.

FAN, F. M. Simulação dos impactos de lançamentos de poluentes sobre a qualidade da água de bacias hidrográficas integrada com sistema de informação geográfica. 2013.

FAN, F.M; TSCHIEDEL, A. MEDEIROS, M. S. Mini-curso: Quantificação do Impacto de Lançamento de Esgotos em Rios. 2017.

FAN, F. M. *et al.* Manual de introdução às ferramentas do Arc-Hydro. Projeto Integrado de Cooperação Amazônica e de Modernização do Monitoramento Hidrológico, UFRGS/ANA, 2011.

FARR, Tom G. et al. The shuttle radar topography mission. Reviews of geophysics, v. 45, n. 2, 2007.

FLECK, L.; TAVARES, M. H. F.; EYNG, E. Principais modelos matemáticos de qualidade da água e suas aplicações: uma revisão. Revista Eletrônica Científica Inovação e Tecnologia, v. 1, n. 3, p. 47-62, 2013.

FLEISCHMANN, A. S.; FAN, F. M.; COLLISCHONN, W. Manual 1.1 de exemplo de preparação de dados de entrada do modelo SIAQUA-IPH: ArchYDRO e MGB-IPH – Aplicação na Bacia do Rio dos Sinos.

FRAGOSO J. R. C.R.; FERREIRA, T. F.; MOTTA MARQUES, D. Modelagem Ecológica em Ecossistemas Aquáticos. Oficina de Textos, São Paulo, SP. 2009. 304p.

FRAGA, M. S. Modelagem da qualidade da água do rio Piracicaba visando a avaliação de sua capacidade de autodepuração. Tese de Doutorado. Universidade Federal de Viçosa, 2015.

GOMES, H. R. G. Modelagem da qualidade da água do Rio dos Sinos/RS utilizando o modelo QUAL-UFGM. Pelotas, RS: Centro de Engenharias, Universidade Federal de Pelotas, 2016.

HEC (2010). HEC-RAS River Analysis System, User's Manual, Version 4.1, CPD-68, January 2010. Hydrologic Engineering Center, Institute for Water Resources, U.S. Corps of Engineers, Davis, CA, 2010.

JARDIM, P. F. *et al.* Manual de exemplo de aplicação do pacote de ferramentas IPH Hydro Tools. 2014.

JARDIM, P. F. *et al.* Manual de exemplo de aplicação do modelo MGB-IPH 2017 utilizando o IPH-hydro Tools. 2017.

JI, Z. G. Hydrodynamics and water quality: modeling rivers, lakes, and estuaries. John Wiley & Sons, 2017.

KAYSER, R. H, B. *et al.* Comparativo entre o modelo QUAL2K e uma metodologia simplificada de modelagem da qualidade da água integrada a um ambiente de Sistema de Informações Geográficas: estudo de caso na bacia do Rio Macaé. Florianópolis, SC: Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos, 2017.

KAYSER, R. COLLISHONN, W. MANUAL TEÓRICO-PRÁTICO DA FERRAMENTA WARM-GIS Tools Exemplo de aplicação na Bacia do Rio das Almas. Porto Alegre, RS: Instituto de Pesquisas Hidráulicas, Universidade Federal do Rio Grande do Sul: 2017.

KAYSER, R.H.B. Sistema de suporte à decisão para gerenciamento de recursos hídricos integrado a um SIG: desenvolvimento e aplicação na Bacia do Rio dos Sinos. 123 p. Trabalho de Conclusão de Curso. (Graduação em Engenharia Ambiental). Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, RS: 2011.

LARSON, R.; FARBER, B; Estatística aplicada. Prentice Hall, 2009.

LINS, R. C. Modelo de qualidade da água integrado a um sistema de informações geográficas: aplicação na bacia do rio Doce. 2011.

LARENTIS, D.G. Modelagem matemática da qualidade da água em grandes bacias: sistema Taquari-Antas-RS. 2004.

MORIASI, D. N. *et al.* Model evaluation guidelines for systematic quantification of accuracy in watershed simulations. Transactions of the ASABE, v. 50, n. 3, p. 885-900, 2007.

MOURÃO JÚNIOR, P. R. Aplicação do modelo de autodepuração de qualidade das águas QUAL-UFMG: estudo de caso sub-bacia do rio Piracicaba. 2010. Tese de Doutorado. Dissertação (Mestrado)-Universidade Federal de Ouro Preto, Ouro Preto.

NOVOTNY, V. Water quality: diffuse pollution and watershed management. John Wiley & Sons, 2003.

OPPA, L. F. Utilização de modelo matemático de qualidade da água para análise de alternativas de enquadramento do rio Vacacaí Mirim. 2007. 130 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) – Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria, 2007.

OLIVEIRA FILHO, A. A. Modelagem da qualidade da água do rio Poti em Teresina (PI). Fortaleza, CE: Departamento de Engenharia Hidráulica e Ambiental, Universidade Federal do Ceará, 2014.

OPDYKE, D. Hydrodynamics and water quality: modeling rivers, lakes, and estuaries. Eos, Transactions American Geophysical Union, v. 89, n. 39, p. 366-366, 2008.

PASSOS, R. L. Seleção de eficiências de tratamento de esgotos a partir da utilização combinada de modelo de qualidade de água e de técnica meta-heurística de otimização. Vitória, ES: Departamento de Engenharia Ambiental, Universidade Federal do Espírito Santo, 2012.

PAULA, T. P. Diagnóstico e modelagem matemática da qualidade da água em trecho do rio Piabanha-RJ. Dissertação (Mestrado) - Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2011.

REIS, J. S. A. Modelagem matemática da qualidade de água para o Alto Rio das Velhas/MG. 2009. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental) - Universidade Federal de Ouro Preto, Ouro Preto, 2009.4

SONG, T.; KIM, K. Development of a water quality loading index based on water quality modeling. Journal of Environmental Management, n.3, v.90, p.1534-1543, 2009.

SECRETARIA DO AMBIENTE E DESENVOLVIMENTO SUSTENTÁVEL (SEMA-RS). Plano de Bacia Hidrográfica do rio Camaquã (RS). 2016a.

SECRETARIA DO AMBIENTE E DESENVOLVIMENTO SUSTENTÁVEL (SEMA-RS). Plano de Bacia Hidrográfica do rio Santa Maria (RS). 2016b.

SECRETARIA DO AMBIENTE E DESENVOLVIMENTO SUSTENTÁVEL (SEMA-RS). Plano de Bacia Hidrográfica do rio Ijuí (RS). 2012a.

SECRETARIA DO AMBIENTE E DESENVOLVIMENTO SUSTENTÁVEL (SEMA-RS). Plano de Bacia Hidrográfica do rio Ibicuí (RS). 2012b.

SINGH, K. P. *et al.* Artificial neural network modeling of the river water quality—a case study. Ecological Modelling, v. 220, n. 6, p. 888-895, 2009.

SHARMA, Deepshikha; KANSAL, Arun. Assessment of river quality models: a review. *Reviews in Environmental Science and Bio/Technology*, v. 12, n. 3, p. 285-311, 2013.

STREETER, H. W.; PHELPS, E. B. *A Study of the Pollution and Natural Purification of the Ohio River*, United States Public Health Service, U.S. Department of Health, Education and Welfare, 1925.

SCANLON, B. R. *et al.* Evaluating Capability of Devils Lake Emergency Outlets in Lowering Lake Water Levels While Controlling flooding Damage to Downstream. In: *AGU Fall Meeting Abstracts*. 2016.

STOREY, M. V.; GAAG, B.; BURNS, B. P. Advances in on-line drinking water quality monitoring and early warning systems. *Water Research*, v.45, n.2, p.741-747, 2011.

SILVA, M. M. A. P. M.; FARIA, S. D.; MOURA, P. M. Modelagem da qualidade da água na bacia hidrográfica do rio Piracicaba – MG. *Engenharia Sanitária e Ambiental*, v. 22, n. 1, 2017.

SUMITA, N; KAUR, B. S. Water quality models: a review. *International Journal of Research–Granthaalayah*, v. 5, n. 1, p. 395-398, 2017.

TSCHIEDEL, A. F. Simulação da qualidade de água para cenários futuros através do modelo QUAL-2K: um estudo de caso para o Rio Macaé, RJ. 2013.

TEODORO, A. *et al.* Implementation of the concept Capacity for Dilution of Effluents in the water quality model QUAL-UFMG: a case study in Taquarizinho River (MS). *Engenharia Sanitária e Ambiental*, v. 18, n. 3, p. 275-288, 2013.

TANG, Caihong *et al.* Risk forecasting of pollution accidents based on an integrated Bayesian Network and water quality model for the South to North Water Transfer Project. *Ecological Engineering*, v. 96, p. 109-116, 2016.

U.S. Environmental Protection Agency (EPA). BASINS: Better assessment science integrating point and nonpoint sources. Disponível em: <<https://www.epa.gov/environmental-topics/water-topics>>. Acesso em: 27 ago. 2018.

USACE - ENVIRONMENTAL LABORATORY. US Army Corps of Engineers. Waterways Experiment Station (WES) Environmental Laboratory. CE-QUAL-RIV1: a dynamic onedimensional (longitudinal) water quality model for streams. Vicksburg. MS, USA, 1990.

U.S. Environmental Protection Agency (EPA). AQUATOX FOR WINDOWS. United States Environmental Protection Agency, Office of Water, Edição 1.1, 2001. 41 p.

U.S. CONGRESS. Clean Water Act. Estados Unidos da America, 1987.

UNITED NATIONS (UN). UN Water Policy Brief: Water Quality. 2011.

VON SPERLING, M. Estudos e modelagem da qualidade da água de rios. DESA/UFMG, 2014.

VON SPERLING, M. Introdução à Qualidade das Águas e ao Tratamento de Esgotos. Belo Horizonte (MG): Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental (DESA/UFMG), v. 1, 3ª Ed, 452 p. 2005.

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

WARN, AE. SIMCAT -A Catchment Simulation Model for Planning Investment for River Quality Systems Analysis in Water Quality Management. Pergamon Press New York. 1987. p 211-218.

WHITEHEAD, P. J.; WILLIAMS, A. J.; LEWIS, D.R. Quality simulation along river systems (QUASAR): model theory and development, Science of the Total Environment, vol. 194-195, pp. 447–456, 1997.

APÊNDICE A - Dados de entrada referentes às vazões

Minibacia	Q ₉₀ (m ³ /s)								
1	0.024	43	0.02	85	0.023	127	0.156	169	1.554
2	0.016	44	0.032	86	0.02	128	0.122	170	1.614
3	0.016	45	0.013	87	0.032	129	0.16	171	1.657
4	0.02	46	0.013	88	0.034	130	0.171	172	1.722
5	0.018	47	0.035	89	0.031	131	0.105	173	1.886
6	0.029	48	0.038	90	0.013	132	0.199	174	2.119
7	0.02	49	0.015	91	0.046	133	0.197	175	2.147
8	0.021	50	0.066	92	0.041	134	0.177	176	2.2
9	0.019	51	0.073	93	0.06	135	0.249	177	3.402
10	0.032	52	0.021	94	0.036	136	0.218	178	3.447
11	0.015	53	0.016	95	0.113	137	0.248	179	3.5
12	0.02	54	0.022	96	0.086	138	0.305		
13	0.047	55	0.032	97	0.083	139	0.34		
14	0.047	56	0.022	98	0.042	140	0.28		
15	0.033	57	0.013	99	0.088	141	0.358		
16	0.028	58	0.029	100	0.049	142	0.358		
17	0.012	59	0.017	101	0.083	143	0.398		
18	0.021	60	0.023	102	0.056	144	0.442		
19	0.04	61	0.034	103	0.063	145	0.45		
20	0.066	62	0.035	104	0.081	146	0.463		
21	0.039	63	0.019	105	0.111	147	0.503		
22	0.036	64	0.051	106	0.099	148	0.553		
23	0.018	65	0.042	107	0.058	149	0.557		
24	0.037	66	0.044	108	0.05	150	0.575		
25	0.012	67	0.012	109	0.052	151	0.592		
26	0.014	68	0.013	110	0.039	152	0.629		
27	0.013	69	0.018	111	0.06	153	0.688		
28	0.04	70	0.016	112	0.048	154	0.848		
29	0.014	71	0.014	113	0.058	155	0.893		
30	0.018	72	0.016	114	0.081	156	0.794		
31	0.018	73	0.014	115	0.054	157	1.011		
32	0.019	74	0.018	116	0.073	158	1.076		
33	0.015	75	0.015	117	0.071	159	1.043		
34	0.022	76	0.025	118	0.124	160	1.093		
35	0.038	77	0.034	119	0.087	161	1.08		
36	0.014	78	0.017	120	0.088	162	1.201		
37	0.05	79	0.051	121	0.078	163	1.163		
38	0.021	80	0.05	122	0.136	164	1.198		
39	0.017	81	0.016	123	0.119	165	1.237		
40	0.02	82	0.016	124	0.085	166	1.363		
41	0.043	83	0.015	125	0.178	167	1.418		
42	0.034	84	0.025	126	0.172	168	1.469		

APÊNDICE B - Dados de entrada referentes às captações

Captação	Classificação	Coordenadas		Vazão retirada (m ³ /s)
		x	y	
Córrego São Caetano	Pontual	-40.923	-20.853	0.018
Córrego São Vicente de Baixo	Pontual	-40.940	-20.855	0.018
Córrego Solidão	Pontual	-40.820	-20.768	0.004
Lagoa Guanandy	Pontual	-40.818	-20.926	0.043
Nascente	Pontual	-40.876	-20.698	0.000
Nascente do Morro Branco	Pontual	-41.005	-20.653	0.008
Rio Iconha	Pontual	-40.772	-20.845	0.167
Rio Iconha	Pontual	-40.813	-20.791	0.030
Marmoraria	Pontual	-40.971	-20.660	0.0003
Minibacia 1	Difusa	-40.950	-20.611	0.000
Minibacia 2	Difusa	-40.932	-20.609	0.000
Minibacia 3	Difusa	-40.919	-20.621	0.000
Minibacia 4	Difusa	-40.962	-20.619	0.000
Minibacia 5	Difusa	-40.974	-20.627	0.000
Minibacia 6	Difusa	-40.928	-20.641	0.001
Minibacia 7	Difusa	-41.006	-20.656	0.000
Minibacia 8	Difusa	-40.942	-20.665	0.000
Minibacia 9	Difusa	-40.973	-20.684	0.000
Minibacia 10	Difusa	-40.950	-20.681	0.000
Minibacia 11	Difusa	-40.983	-20.678	0.000
Minibacia 12	Difusa	-40.991	-20.695	0.000
Minibacia 13	Difusa	-40.881	-20.694	0.003
Minibacia 14	Difusa	-40.930	-20.695	0.002
Minibacia 15	Difusa	-40.863	-20.702	0.002
Minibacia 16	Difusa	-40.899	-20.698	0.001
Minibacia 17	Difusa	-40.997	-20.713	0.000
Minibacia 18	Difusa	-40.849	-20.701	0.001
Minibacia 19	Difusa	-40.931	-20.727	0.002
Minibacia 20	Difusa	-40.964	-20.714	0.001
Minibacia 21	Difusa	-40.830	-20.711	0.002
Minibacia 22	Difusa	-41.011	-20.727	0.001
Minibacia 23	Difusa	-40.910	-20.728	0.001
Minibacia 24	Difusa	-40.812	-20.723	0.002
Minibacia 25	Difusa	-41.044	-20.719	0.000
Minibacia 26	Difusa	-41.059	-20.724	0.001
Minibacia 27	Difusa	-40.907	-20.738	0.001
Minibacia 28	Difusa	-40.985	-20.737	0.001
Minibacia 29	Difusa	-40.953	-20.737	0.000
Minibacia 30	Difusa	-40.893	-20.760	0.001
Minibacia 31	Difusa	-40.873	-20.759	0.001
Minibacia 32	Difusa	-40.864	-20.766	0.001

Captação	Classificação	Coordenadas		Vazão retirada (m³/s)
		x	y	
Minibacia 33	Difusa	-40.821	-20.745	0.001
Minibacia 34	Difusa	-41.035	-20.752	0.001
Minibacia 35	Difusa	-40.949	-20.754	0.001
Minibacia 36	Difusa	-40.923	-20.754	0.001
Minibacia 37	Difusa	-40.783	-20.768	0.004
Minibacia 38	Difusa	-40.923	-20.765	0.001
Minibacia 39	Difusa	-40.818	-20.757	0.001
Minibacia 40	Difusa	-40.991	-20.758	0.001
Minibacia 41	Difusa	-40.867	-20.778	0.002
Minibacia 42	Difusa	-41.029	-20.777	0.001
Minibacia 43	Difusa	-40.938	-20.779	0.001
Minibacia 44	Difusa	-40.964	-20.782	0.001
Minibacia 45	Difusa	-40.917	-20.776	0.001
Minibacia 46	Difusa	-40.796	-20.775	0.001
Minibacia 47	Difusa	-41.010	-20.799	0.001
Minibacia 48	Difusa	-40.844	-20.794	0.003
Minibacia 49	Difusa	-40.901	-20.788	0.001
Minibacia 50	Difusa	-40.763	-20.803	0.006
Minibacia 51	Difusa	-40.943	-20.808	0.002
Minibacia 52	Difusa	-40.888	-20.799	0.001
Minibacia 53	Difusa	-40.969	-20.813	0.000
Minibacia 54	Difusa	-40.848	-20.825	0.001
Minibacia 55	Difusa	-40.761	-20.823	0.003
Minibacia 56	Difusa	-40.826	-20.829	0.002
Minibacia 57	Difusa	-40.803	-20.830	0.001
Minibacia 58	Difusa	-40.961	-20.832	0.001
Minibacia 59	Difusa	-41.007	-20.826	0.000
Minibacia 60	Difusa	-40.928	-20.836	0.001
Minibacia 61	Difusa	-41.017	-20.851	0.001
Minibacia 62	Difusa	-40.878	-20.834	0.001
Minibacia 63	Difusa	-40.912	-20.837	0.000
Minibacia 64	Difusa	-40.818	-20.851	0.000
Minibacia 65	Difusa	-40.850	-20.850	0.001
Minibacia 66	Difusa	-40.778	-20.868	0.000
Minibacia 67	Difusa	-40.768	-20.836	0.001
Minibacia 68	Difusa	-40.898	-20.838	0.000
Minibacia 69	Difusa	-40.942	-20.847	0.000
Minibacia 70	Difusa	-40.899	-20.852	0.000
Minibacia 71	Difusa	-40.998	-20.855	0.000
Minibacia 72	Difusa	-40.968	-20.852	0.000
Minibacia 73	Difusa	-40.812	-20.862	0.000
Minibacia 74	Difusa	-40.954	-20.858	0.001
Minibacia 75	Difusa	-40.915	-20.866	0.000

Captação	Classificação	Coordenadas		Vazão retirada (m³/s)
		x	y	
Minibacia 76	Difusa	-40.887	-20.869	0.001
Minibacia 77	Difusa	-40.977	-20.882	0.001
Minibacia 78	Difusa	-40.930	-20.874	0.000
Minibacia 79	Difusa	-40.961	-20.902	0.000
Minibacia 80	Difusa	-40.876	-20.911	0.002
Minibacia 81	Difusa	-40.818	-20.904	0.000
Minibacia 82	Difusa	-40.843	-20.903	0.000
Minibacia 83	Difusa	-40.947	-20.913	0.000
Minibacia 84	Difusa	-40.934	-20.923	0.000
Minibacia 85	Difusa	-40.902	-20.925	0.000
Minibacia 86	Difusa	-40.918	-20.933	0.001
Minibacia 87	Difusa	-40.818	-20.924	0.000
Minibacia 88	Difusa	-40.874	-20.933	0.000
Minibacia 89	Difusa	-40.857	-20.942	0.001
Minibacia 90	Difusa	-40.832	-20.944	0.000
Minibacia 91	Difusa	-40.939	-20.625	0.000
Minibacia 92	Difusa	-40.965	-20.642	0.000
Minibacia 93	Difusa	-40.959	-20.661	0.000
Minibacia 94	Difusa	-40.981	-20.665	0.000
Minibacia 95	Difusa	-40.904	-20.715	0.001
Minibacia 96	Difusa	-40.877	-20.722	0.001
Minibacia 97	Difusa	-40.848	-20.727	0.002
Minibacia 98	Difusa	-41.045	-20.734	0.000
Minibacia 99	Difusa	-40.832	-20.741	0.001
Minibacia 100	Difusa	-40.904	-20.751	0.001
Minibacia 101	Difusa	-40.964	-20.749	0.000
Minibacia 102	Difusa	-41.015	-20.768	0.000
Minibacia 103	Difusa	-40.918	-20.793	0.002
Minibacia 104	Difusa	-40.796	-20.789	0.001
Minibacia 105	Difusa	-40.979	-20.798	0.000
Minibacia 106	Difusa	-40.784	-20.827	0.000
Minibacia 107	Difusa	-41.001	-20.842	0.000
Minibacia 108	Difusa	-40.883	-20.850	0.000
Minibacia 109	Difusa	-40.926	-20.855	0.000
Minibacia 110	Difusa	-40.956	-20.872	0.000
Minibacia 111	Difusa	-40.903	-20.880	0.000
Minibacia 112	Difusa	-40.928	-20.902	0.000
Minibacia 113	Difusa	-40.917	-20.905	0.000
Minibacia 114	Difusa	-40.851	-20.919	0.001
Minibacia 115	Difusa	-40.835	-20.926	0.000
Minibacia 116	Difusa	-40.943	-20.635	0.000
Minibacia 117	Difusa	-40.890	-20.742	0.000
Minibacia 118	Difusa	-40.969	-20.752	0.000

Captação	Classificação	Coordenadas		Vazão retirada (m³/s)
		x	y	
Minibacia 119	Difusa	-40.906	-20.808	0.001
Minibacia 120	Difusa	-40.872	-20.857	0.000
Minibacia 121	Difusa	-40.943	-20.868	0.000
Minibacia 122	Difusa	-40.836	-20.914	0.000
Minibacia 123	Difusa	-40.952	-20.644	0.000
Minibacia 124	Difusa	-40.886	-20.738	0.000
Minibacia 125	Difusa	-40.976	-20.765	0.000
Minibacia 126	Difusa	-40.874	-20.812	0.004
Minibacia 127	Difusa	-40.845	-20.876	0.000
Minibacia 128	Difusa	-40.943	-20.878	0.000
Minibacia 129	Difusa	-40.831	-20.906	0.000
Minibacia 130	Difusa	-40.970	-20.647	0.000
Minibacia 131	Difusa	-40.886	-20.733	0.000
Minibacia 132	Difusa	-40.990	-20.777	0.000
Minibacia 133	Difusa	-40.835	-20.812	0.000
Minibacia 134	Difusa	-40.829	-20.894	0.000
Minibacia 135	Difusa	-40.977	-20.653	0.000
Minibacia 136	Difusa	-40.883	-20.730	0.000
Minibacia 137	Difusa	-40.824	-20.811	0.001
Minibacia 138	Difusa	-40.991	-20.659	0.000
Minibacia 139	Difusa	-40.871	-20.741	0.002
Minibacia 140	Difusa	-40.809	-20.820	0.001
Minibacia 141	Difusa	-41.012	-20.674	0.000
Minibacia 142	Difusa	-40.852	-20.747	0.000
Minibacia 143	Difusa	-41.006	-20.696	0.000
Minibacia 144	Difusa	-40.850	-20.751	0.000
Minibacia 145	Difusa	-41.026	-20.712	0.001
Minibacia 146	Difusa	-40.844	-20.750	0.000
Minibacia 147	Difusa	-41.028	-20.743	0.000
Minibacia 148	Difusa	-40.841	-20.753	0.000
Minibacia 149	Difusa	-41.009	-20.752	0.000
Minibacia 150	Difusa	-40.839	-20.759	0.000
Minibacia 151	Difusa	-40.834	-20.765	0.000
Minibacia 152	Difusa	-41.004	-20.770	0.000
Minibacia 153	Difusa	-40.822	-20.780	0.003
Minibacia 154	Difusa	-40.989	-20.783	0.000
Minibacia 155	Difusa	-40.994	-20.802	0.000
Minibacia 156	Difusa	-40.801	-20.806	0.002
Minibacia 157	Difusa	-40.986	-20.808	0.000
Minibacia 158	Difusa	-40.795	-20.820	0.000
Minibacia 159	Difusa	-40.987	-20.819	0.000
Minibacia 160	Difusa	-40.789	-20.826	0.000
Minibacia 161	Difusa	-40.990	-20.829	0.000

Captação	Classificação	Coordenadas		Vazão retirada (m ³ /s)
		x	y	
Minibacia 162	Difusa	-40.784	-20.837	0.001
Minibacia 163	Difusa	-40.984	-20.845	0.000
Minibacia 164	Difusa	-40.978	-20.869	0.000
Minibacia 165	Difusa	-40.953	-20.886	0.000
Minibacia 166	Difusa	-40.941	-20.886	0.000
Minibacia 167	Difusa	-40.930	-20.888	0.000
Minibacia 168	Difusa	-40.921	-20.891	0.000
Minibacia 169	Difusa	-40.900	-20.898	0.000
Minibacia 170	Difusa	-40.885	-20.892	0.000
Minibacia 171	Difusa	-40.872	-20.884	0.000
Minibacia 172	Difusa	-40.859	-20.891	0.000
Minibacia 173	Difusa	-40.838	-20.888	0.000
Minibacia 174	Difusa	-40.808	-20.882	0.000
Minibacia 175	Difusa	-40.793	-20.853	0.000
Minibacia 176	Difusa	-40.779	-20.845	0.000
Minibacia 177	Difusa	-40.772	-20.842	0.000
Minibacia 178	Difusa	-40.769	-20.845	0.000
Minibacia 179	Difusa	-40.742	-20.836	0.000

APÊNDICE C - Dados de entrada referentes aos lançamentos

Lançamento	Coordenadas		Vazão lançamento	DBO	OD	Po	Pi	No	Na	Nn	Ni	Coli
	x	y	(m ³ /s)									
Iconha	-40.811	-20.797	0.009	463.599	0.000	2.576	6.010	30.048	38.633	0.000	0.000	858516.484
Piúma	-40.728	-20.838	0.022	233.969	0.000	1.300	3.033	15.165	19.497	0.000	0.000	433275.563
Rio Novo do Sul	-40.936	-20.865	0.019	380.711	0.000	2.115	4.935	24.676	31.726	0.000	0.000	705019.741
Vargem Alta	-41.007	-20.672	0.018	699.482	0.000	3.886	9.067	45.337	58.290	0.000	0.000	1295336.788
ETE Bom Destino	-40.828	-20.774	0.001	62.586	0.000	1.545	3.606	18.029	23.180	0.000	0.000	8585.165
ETE Borsoi	-40.940	-20.867	0.000	123.731	0.000	1.269	2.961	14.805	19.036	0.000	0.000	7050.197
ETE Duas Barras	-40.882	-20.730	0.001	81.130	0.000	1.545	3.606	18.029	23.180	0.000	0.000	8585.165
ETE Esplanada	-40.803	-20.790	0.000	81.130	0.000	1.545	3.606	18.029	23.180	0.000	0.000	8585.165
ETE Ilha de Santo Inácio	-40.834	-20.766	0.001	67.222	0.000	1.545	3.606	18.029	23.180	0.000	0.000	8585.165
ETE Ilha do Coco	-40.800	-20.789	0.002	76.494	0.000	1.545	3.606	18.029	23.180	0.000	0.000	8585.165
ETE Monte Belo	-40.847	-20.750	0.000	81.130	0.000	1.545	3.606	18.029	23.180	0.000	0.000	8585.165
ETE Novo Horizonte	-40.816	-20.791	0.002	57.950	0.000	1.545	3.606	18.029	23.180	0.000	0.000	8585.165
ETE Piúma/Iriri	-40.743	-20.840	0.030	37.435	0.000	0.780	1.820	9.099	11.698	0.000	0.000	4332.756
ETE São Domingos	-40.927	-20.856	0.000	123.731	0.000	1.269	2.961	14.805	19.036	0.000	0.000	7050.197
ETE São José	-40.945	-20.872	0.000	123.731	0.000	1.269	2.961	14.805	19.036	0.000	0.000	7050.197
ETE Vale do Sol	-40.811	-20.796	0.001	71.858	0.000	1.545	3.606	18.029	23.180	0.000	0.000	8585.165

**APÊNDICE D - Dados observados de qualidade da água na Bacia Hidrográfica
do Rio Novo**

Código estação	DBO	OD	Po	Pi	No	Na	Ni	Nn	Coli
	(mg/L)								NMP/100mL
RN01	-1.00	-1.00	-1.00	-1.00	-1.00	-1.00	-1.00	-1.00	-1.00
RN01	15.00	5.80	0.27	0.02	0.00	0.10	0.00	0.30	54000.00
RN01	12.20	5.45	0.67	0.02	0.21	0.23	0.00	0.19	39000.00
RN01	9.40	5.10	1.06	0.02	0.42	0.36	0.01	0.08	24000.00
RN01	-1.00	-1.00	-1.00	-1.00	-1.00	-1.00	-1.00	-1.00	-1.00
RN02	-1.00	-1.00	-1.00	-1.00	-1.00	-1.00	-1.00	-1.00	-1.00
RN02	7.50	4.90	0.03	0.01	0.00	0.93	0.00	0.91	11000.00
RN02	9.65	5.50	0.05	0.01	0.15	0.52	0.00	0.49	7950.00
RN02	11.80	6.10	0.07	0.01	0.29	0.10	0.01	0.08	4900.00
RN02	-1.00	-1.00	-1.00	-1.00	-1.00	-1.00	-1.00	-1.00	-1.00
RN03	-1.00	-1.00	-1.00	-1.00	-1.00	-1.00	-1.00	-1.00	-1.00
RN03	12.50	7.80	0.01	0.01	-1.00	0.10	-1.00	0.47	3300.00
RN03	10.55	7.00	0.07	0.01	-1.00	0.19	-1.00	0.27	1815.00
RN03	8.60	6.20	0.14	0.01	-1.00	0.28	-1.00	0.08	330.00
RN03	-1.00	-1.00	-1.00	-1.00	-1.00	-1.00	-1.00	-1.00	-1.00
RN04	-1.00	-1.00	-1.00	-1.00	-1.00	-1.00	-1.00	-1.00	-1.00
RN04	8.00	7.40	0.01	0.01	-1.00	0.10	-1.00	0.49	13000.00
RN04	10.13	6.50	0.06	0.01	-1.00	0.34	-1.00	0.29	86500.00
RN04	12.25	5.60	0.11	0.01	-1.00	0.57	-1.00	0.08	160000.00
RN04	-1.00	-1.00	-1.00	-1.00	-1.00	-1.00	-1.00	-1.00	-1.00
RN05	-1.00	-1.00	-1.00	-1.00	-1.00	-1.00	-1.00	-1.00	-1.00
RN05	8.00	7.40	0.01	0.01	-1.00	0.10	-1.00	0.23	490.00
RN05	8.63	6.85	0.05	0.01	-1.00	0.35	-1.00	0.16	261.50
RN05	9.25	6.30	0.09	0.01	-1.00	0.60	-1.00	0.08	33.00
RN05	-1.00	-1.00	-1.00	-1.00	-1.00	-1.00	-1.00	-1.00	-1.00
RNS1C005	8.00	8.70	0.78	0.08	3.58	0.50	0.03	2.96	92000.00
RNS1C005	3.00	8.15	0.14	0.01	1.11	0.07	0.01	0.88	2400.00
RNS1C005	2.50	7.63	0.10	0.01	0.84	0.03	0.01	0.44	1445.00
RNS1C005	2.00	7.10	0.05	0.01	0.57	0.00	0.00	0.01	490.00
RNS1C005	0.00	5.30	0.00	0.00	0.16	0.00	0.00	0.00	49.00
RNS1C010	52.00	9.00	-1.00	-1.00	-1.00	0.37	0.02	0.89	92000.00
RNS1C010	3.14	8.48	-1.00	-1.00	-1.00	0.02	0.01	0.52	9200.00
RNS1C010	2.57	8.04	-1.00	-1.00	-1.00	0.01	0.01	0.26	5013.75
RNS1C010	2.00	7.60	-1.00	-1.00	-1.00	0.00	0.00	0.01	827.50
RNS1C010	0.00	5.90	-1.00	-1.00	-1.00	0.00	0.00	0.00	170.00
LGD1L001	28.00	8.00	-1.00	-1.00	-1.00	1.80	0.02	0.89	16000.00
LGD1L001	4.50	6.86	-1.00	-1.00	-1.00	0.10	0.01	0.29	45.00
LGD1L001	3.25	5.79	-1.00	-1.00	-1.00	0.05	0.01	0.14	31.50
LGD1L001	2.00	4.73	-1.00	-1.00	-1.00	0.00	0.00	0.00	18.00
LGD1L001	0.10	2.60	-1.00	-1.00	-1.00	0.00	0.00	0.00	1.80
LGD1L002	25.00	8.13	-1.00	-1.00	-1.00	1.70	0.02	0.91	16000.00
LGD1L002	3.85	7.38	-1.00	-1.00	-1.00	0.10	0.01	0.27	207.50
LGD1L002	2.93	6.55	-1.00	-1.00	-1.00	0.05	0.01	0.14	112.75
LGD1L002	2.00	5.73	-1.00	-1.00	-1.00	0.00	0.00	0.00	18.00
LGD1L002	0.00	4.21	-1.00	-1.00	-1.00	0.00	0.00	0.00	1.80
RPM2C015	9.67	6.80	-1.00	-1.00	-1.00	0.01	0.02	0.75	160000.00
RPM2C015	3.00	5.40	-1.00	-1.00	-1.00	0.01	0.02	0.64	22000.00
RPM2C015	3.00	5.28	-1.00	-1.00	-1.00	0.01	0.01	0.35	11350.00
RPM2C015	3.00	5.15	-1.00	-1.00	-1.00	0.00	0.00	0.06	700.00
RPM2C015	0.97	5.00	-1.00	-1.00	-1.00	0.00	0.00	0.00	330.00

APÊNDICE E – Perfis longitudinais Rio Iconha e Rio Itapoama

