



WANDER CLAY PEREIRA DUTRA

**MODELAGEM DA QUALIDADE DA ÁGUA DA BACIA DO
RIO PARAIBUNA NA ÁREA URBANA DO MUNICÍPIO DE
JUIZ DE FORA/MG: CENÁRIO ATUAL E FUTURO**

LAVRAS - MG

2021

WANDER CLAY PEREIRA DUTRA

**MODELAGEM DA QUALIDADE DA ÁGUA DA BACIA DO RIO PARAIBUNA NA
ÁREA URBANA DO MUNICÍPIO DE JUIZ DE FORA/MG: CENÁRIO ATUAL E
FUTURO**

Dissertação apresentada à Universidade Federal de Lavras, como parte das exigências do Programa de Pós-Graduação em Tecnologias e Inovações Ambientais – PPGTIA/UFLA, área de concentração em Gestão de Resíduos e Efluentes, para obtenção do título de mestre.

Prof. Dr. Ronaldo Fia
Orientador

Prof. Dr. Celso Bandeira de Melo Ribeiro
Coorientador

LAVRAS - MG

2021

**Ficha catalográfica elaborada pelo Sistema de Geração de Ficha Catalográfica da Biblioteca
Universitária da UFLA, com dados informados pelo(a) próprio(a) autor(a).**

Dutra, Wander Clay Pereira.

Modelagem da qualidade da água da bacia hidrográfica do rio
Paraibuna na área urbana do município de Juiz de Fora/MG:
Cenário atual e futuro. / Wander Clay Pereira Dutra. - 2021.

93 p. : il.

Orientador(a): Ronaldo Fia.

Coorientador(a): Celso Bandeira de Melo Ribeiro.

Dissertação (mestrado profissional) - Universidade Federal de
Lavras, 2021.

Bibliografia.

1. Poluição hídrica. 2. Modelagem computacional. 3.
QUAL2K. I. Fia, Ronaldo. II. Ribeiro, Celso Bandeira de Melo. III.
Título.

WANDER CLAY PEREIRA DUTRA

**MODELAGEM DA QUALIDADE DA ÁGUA DA BACIA DO RIO PARAIBUNA NA
ÁREA URBANA DO MUNICÍPIO DE JUIZ DE FORA/MG: CENÁRIO ATUAL E
FUTURO**

**WATER QUALITY MODELING OF THE PARAIBUNA RIVER BASIN IN THE
URBAN AREA OF THE MUNICIPALITY OF JUIZ DE FORA / MG: CURRENT
AND FUTURE SCENARIO**

Dissertação apresentada à Universidade Federal de Lavras, como parte das exigências do Programa de Pós-Graduação em Tecnologias e Inovações Ambientais – PPGTIA/UFLA, área de concentração em Gestão de Resíduos e Efluentes, para obtenção do título de mestre.

APROVADA em 29 de Janeiro de 2021.

Dr. Ronaldo Fia - UFLA

Dr. Celso Bandeira de Melo Ribeiro - UFJF

Dra. Fátima Resende Luiz Fia – UFLA

Prof. Dr. Ronaldo Fia
Orientador

Prof. Dr. Celso Bandeira de Melo Ribeiro
Coorientador

LAVRAS – MG

2021

Dedico este trabalho aos meus filhos, Bernardo e Lucas, toda a inspiração e rumo para seguir em frente vem sempre de vocês.

Dedico a minha esposa e companheira Sabrina. Grato pela sua compreensão com as minhas horas de ausência em rumo a uma vida melhor. Te amo.

Dedico aos meus pais, Lourdes e Mauro (in memoriam) que com pouco estudo, dedicaram suas vidas para que tivéssemos um caminho diferente.

RESUMO

A fim de orientar e fundamentar a implementação de instrumentos da Política Nacional de Recursos Hídricos, Lei 9.433 de 1997, bem como o novo marco legal do saneamento básico, Lei 14.026 de 2020, que norteiam o planejamento, monitoramento e gestão de uma bacia hidrográfica, o presente trabalho objetivou contribuir para a construção de estruturas de informações sobre o Rio Paraibuna e sua bacia hidrográfica, em especial àquelas relacionadas com a quantidade e a qualidade de suas águas. O trecho de estudo é caracterizado por englobar a região central e mais urbanizada de Juiz de Fora - MG, totalizando uma extensão de estudo de 22,3 km. As campanhas de campo aconteceram nos meses de setembro/2019 (período de estiagem) e março/2020 (período chuvoso). Para a avaliação da qualidade da água, amostras foram coletadas superficialmente (20 a 30 cm) e analisadas *in situ* quanto ao: oxigênio dissolvido (OD), temperatura, pH e condutividade elétrica, utilizando uma sonda multiparamétrica. A DBO foi analisada em laboratório. Foram quantificadas as vazões no Rio Paraibuna à montante de cada desembocadura de seis afluentes. Ainda foram levantados os dados de velocidade média, profundidade do Rio, coeficiente de rugosidade, distância percorrida e largura do rio. Dados ambientais de temperatura, umidade relativa do ar e pluviosidade do dia de coleta foram obtidos em estação climatológica. Para simulação de cenários atuais e futuros de qualidade da água no trecho avaliado do Rio Paraibuna, foi utilizado o software QUAL2K. Encontraram-se dados de qualidade de água com reduzida qualidade, e conclui-se que a vazão tem influência direta na qualidade da água. A vazão do Rio Paraibuna à montante e à jusante do trecho estudado no período de estiagem e chuvoso foram de 3,92 e 7,02 m³ s⁻¹, e de 60,25 e 66,44 m³ s⁻¹, respectivamente. No período de estiagem encontrou-se OD de 0,67 mg L⁻¹ no Rio Paraibuna e DBO de 138 mg L⁻¹ no tributário Matirumbide. Ao calibrar o modelo matemático QUAL2K para o trecho do Rio Paraibuna conclui-se que os valores que melhor se ajustam para o coeficiente de desoxigenação (K₁) variaram de 0,01 a 2,95 d⁻¹, e o coeficiente de reaeração (K₂) variou de 0,70 a 3,15 d⁻¹. Quanto aos cenários simulados, conclui-se que o melhor resultado obtido, para o tratamento de esgoto do Rio Paraibuna, será alcançado quando aplicadas as condições do cenário 3. Este cenário contempla as ETE's União Indústria, Santa Luzia e reforma da ETE Barbosa Laje, com redução esperada de 90% da carga poluidora nos córregos que contemplam o presente trabalho e redução de 50% da carga orgânica à montante do trecho estudado.

PALAVRAS-CHAVE: Poluição Hídrica. Modelagem Computacional. QUAL2K.

ABSTRACT

In order to guide and substantiate the execution of the provisions contained in Brazil's National Water Resource Policy, Law 9,433 of 1997, as well as the new legal framework for basic sanitation, Law 14,026 of 2020, which guide the planning, monitoring and management of hydrographic basins, the present work aimed to contribute to the building of information structures about the Paraibuna River and its hydrographic basin, especially those related to the quantity and quality of its waters. The river section under research encompasses the central and most urbanized region of Juiz de Fora, in the state of Minas Gerais, which totals an extension of 22.3 km within scope. The field campaigns took place in September/2019 (dry season) and March/2020 (rainy season). For the assessment of water quality, samples were collected superficially (20 to 30 cm deep) and analyzed *in situ* as for: dissolved oxygen (DO), temperature, pH and electrical conductivity by means of a multiparameter probe. The BOD was analyzed in the laboratory. The flows in the Paraibuna River were measured upstream of each outlet of six tributaries. Data on average speed, depth of the river, roughness coefficient, distance covered and width of the river were also collected. Environmental data on temperature, relative humidity and rainfall on the collection day were obtained from a weather station. For the simulation of current and future water quality scenarios in the evaluated section of the Paraibuna River, QUAL2K software was used. Data on water quality with poor quality were found, and we reach the conclusion that the flow has a direct influence on water quality. The flow of the Paraibuna River upstream and downstream of the section under study during the dry and the rainy seasons was 3.92 and 7.02 m³ s⁻¹, and 60.25 and 66.44 m³ s⁻¹, respectively. During the dry season, an OD of 0.67⁻¹ mg L was found in the Paraibuna River and a BOD of 138 mg L⁻¹ was found in the Matirumbide tributary. When calibrating the QUAL2K mathematical model for the section of the Paraibuna River, we conclude that the values that best fit the deoxygenation coefficient (K₁) ranged from 0.01 to 2.95 d⁻¹, and the reaction coefficient (K₂) ranged from 0.70 to 3.15 d⁻¹. As for the simulated scenarios, we reached the conclusion that the best result obtained for the sewage treatment of the Paraibuna River will be achieved when the conditions of scenario 3 are applied. This scenario includes the Wastewater Treatment Plants of União Indústria, Santa Luzia and the renovation of the Wastewater Treatment Plant of Barbosa Laje, with an expected reduction of 90% of the polluting load in the streams covered by the present work and a reduction of 50% of the organic load upstream of the section under study.

KEY WORDS: Water pollution. Computational modeling. QUAL2K.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1: Zonas de autodepuração de um curso d'água após o recebimento de esgoto.	18
Figura 2: Regiões atendidas por cada ETE no município de Juiz de Fora.	41
Figura 3 - Previsão da representatividade de cada sistema de coleta no tratamento de esgoto em Juiz de Fora em fim de projeto – 2025.	43
Figura 4. Trecho de estudo ao longo do Rio Paraibuna, com distância total de 22,3 km, percorrendo a área urbana de Juiz de Fora-MG.	45
Figura 5. Diagrama unifilar do Rio Paraibuna e principais afluentes ao longo do trecho de estudos do presente trabalho.	46
Figura 6. Afluentes do Rio Paraibuna. Córrego Yung com baixa profundidade (A) e Córrego Independência canalizado (B).	49
Figura 7. Fluxograma representativo das estações de tratamento de efluentes (ETEs) e sua localização nos respectivos tributários.	51
Figura 8. Acumulado mensal de chuvas em Juiz de Fora em um período de um ano, obtido na Estação Automática A518.	53
Figura 9. Valores de vazão observadas no Rio Paraibuna e simuladas pelo QUAL2K durante a primeira (A) e a segunda (B) campanha amostral no período de estiagem (05/09/2019) e chuvoso (03/03/2020).	57
Figura 10. Valores de oxigênio dissolvido (OD) observados no Rio Paraibuna e simulados pelo QUAL2K durante a primeira (A) e a segunda (B) campanha amostral no período de estiagem (05/09/2019) e chuvoso (03/03/2020).	67
Figura 11. Valores de demanda bioquímica de oxigênio (DBO) observados no Rio Paraibuna e simulados pelo QUAL2K durante a primeira (A) e a segunda (B) campanha amostral no período de estiagem (05/09/2019) e chuvoso (03/03/2020).	68
Figura 12. Valores de temperatura observados no Rio Paraibuna e simulados pelo QUAL2K durante a primeira (A) e a segunda (B) campanha amostral no período de estiagem (05/09/2019) e chuvoso (03/03/2020).	70

Figura 13. Valores de potencial hidrogeniônico (pH), observados no Rio Paraibuna e simulados pelo QUAL2K durante a primeira (A) e a segunda (B) campanha amostral no período de estiagem (05/09/2019) e chuvoso (03/03/2020).	71
Figura 14. Valores de condutividade elétrica (CE), observados no Rio Paraibuna e simulados pelo QUAL2K durante a primeira (A) e a segunda (B) campanha amostral no período de estiagem (05/09/2019) e chuvoso (03/03/2020).	72
Figura 15. Prognóstico dos valores de oxigênio dissolvido (OD) e demanda bioquímica de oxigênio (DBO) para o trecho estudado do Rio Paraibuna simulados pelo QUAL2K considerando o período de estiagem (A) e chuvoso (B) para o cenário 1*.	73
Figura 16. Prognóstico dos valores de oxigênio dissolvido (OD) e demanda bioquímica de oxigênio (DBO) para o trecho estudado do Rio Paraibuna simulados pelo QUAL2K considerando o período de estiagem (A) e chuvoso (B) para o cenário 2*.	75
Figura 17. Prognóstico dos valores de oxigênio dissolvido (OD) e demanda bioquímica de oxigênio (DBO) para o trecho estudado do Rio Paraibuna simulados pelo QUAL2K considerando o período de estiagem (A) e chuvoso (B) para o cenário 3*.	76

LISTA DE TABELAS

Tabela 1: Limites superior ou inferior para as variáveis de qualidade de água OD e DBO segundo classes de usos das águas doces.	17
Tabela 2: Valores médios do K_1 em função de características do efluente.	24
Tabela 3: Valores de K_2 em função do porte do corpo d'água.	26
Tabela 4: Modelos matemáticos utilizados para obtenção de K_2 nos cursos d'água, em função da profundidade (H) e da velocidade da água (v).	27
Tabela 5: Índice estatístico REMQ (%) encontrado para os modelos QUAL-UFMG e Streeter-Phelps durante os períodos seco e chuvoso.	40
Tabela 6: Identificação, coordenadas geográficas e distâncias entre os pontos de amostragem ao longo do Rio Paraibuna.	47
Tabela 7: Dados ambientais médios diários, para as datas das duas campanhas amostrais, obtidos em estação meteorológica automática do INMET situada em Juiz de Fora – MG.	52
Tabela 8. Vazões medidas utilizando o ADCP e o molinete hidrométrico durante as campanhas amostrais 1 e 2 ao longo do Rio Paraibuna e afluentes da área de estudo.	54
Tabela 9: Velocidade média e profundidade média por trecho obtidos com a calibração do modelo para as campanhas 1 e 2.	56
Tabela 10: Resultados obtidos em campo para oxigênio dissolvido (OD) e demanda bioquímica de oxigênio (DBO), nas duas campanhas amostrais.	58
Tabela 11. Equivalente Populacional (EP) para as sub-bacias estudadas obtido com a conversão dos dados de DBO observados nas campanhas amostrais.	61
Tabela 12. Valores de temperatura, pH e condutividade elétrica obtidas durante as duas campanhas amostrais no rio Paraibuna e afluentes estudados.	63
Tabela 13. Coeficientes K_1 e K_2 calculados a partir dos dados coletados em campo e utilizados para ajuste das curvas no modelo QUAL2K.	65

SUMÁRIO

1. INTRODUÇÃO	13
2. OBJETIVOS	15
2.1. Objetivo Geral	15
2.2. Objetivos Específicos	15
3. REVISÃO DE LITERATURA	16
3.1 Legislação aplicada à gestão das Águas	16
3.2 Autodepuração dos cursos d'água	17
3.3. Balanço de oxigênio dissolvido no curso d'água	20
3.3.1 Consumo de oxigênio dissolvido na água	20
3.3.2 Produção de oxigênio dissolvido no meio líquido	22
3.4. Cinética de desoxigenação	23
3.5. Cinética de reaeração	24
3.6 Significado ambiental das variáveis obtidas no presente trabalho	28
3.7 Medição de Vazão	31
3.8 Modelagem Matemática	32
3.8.1 Modelo de Streeter-Phelps	34
3.8.2 O Modelo QUAL2K	35
3.8.3 Calibração e Validação de Modelos	38
3.9 Panorama do Tratamento de Esgotos em Juiz de Fora	40
4. MATERIAL E MÉTODOS	44
4.1 Caracterização do local de estudo	44
4.2 Campanhas e pontos de amostragem	46
4.3 Levantamento de dados de campo	47
4.4 Simulações utilizando o QUAL2K	49
5. RESULTADOS E DISCUSSÕES	52
5.1 Variáveis Ambientais	52
5.2 Vazões Medidas	53
5.3 Resultados das Simulações Hidráulicas do Modelo QUAL2K	55
5.4 Variáveis de Qualidade de Água	57
5.5 Calibração do Modelo QUAL2K: Dados de Qualidade de Água	64
5.4 Cenários de Qualidade de Água	72
5.4.1 Cenário Proposto 1	73

5.4.2 Cenário Proposto 2	74
5.4.3 Cenário Proposto 3	76
6. CONCLUSÕES	78
7. RECOMENDAÇÕES	79
REFERÊNCIAS	79
ANEXO A	87

1. INTRODUÇÃO

A água é um recurso natural indispensável para os processos ambientais, o bem estar social, as atividades produtivas e o desenvolvimento econômico, o que justifica ser considerada como um bem escasso e que possui valor econômico, devendo, portanto, ser gerida sustentavelmente, de forma a atender às gerações presentes e futuras.

Do total de água existente no planeta, grande parte é de água salgada, sendo inapropriada para consumo direto e irrigação de culturas agrícolas sem tratamento por dessalinização. Do reduzido percentual de água doce, uma pequena parcela é encontrada nos rios e lagos, e a maior parte se encontra nas geleiras e armazenada nos aquíferos. Tendo em vista essa disposição, o seu uso necessita ser pensado, estudado e gerido, para que não prejudique nenhum dos diferentes usos existentes para a vida humana e manutenção do ambiente.

Por outro lado, o crescimento desordenado e acelerado das cidades é um dos fatores mais relevantes quando se trata de interferência nos aspectos de qualidade e poluição das águas. Como consequência direta tem-se os limites de qualidade, para os diferentes usos, ultrapassados com implicações negativas que afetam todos que dependem direta ou indiretamente da manutenção desse recurso. Os impactos dessa degradação têm reflexos econômicos, tais como: o aumento do custo de tratamento das águas destinadas ao consumo, o aumento de custos em função da disseminação de doenças, a perda de produtividade na agricultura e na pecuária, a redução de valores culturais e paisagísticos (ANA, 2012).

Neste contexto, A Lei do Marco Regulatório do Saneamento Básico – Lei 14.026, de 15 de julho de 2020, estabelece prazos e estratégias para a gestão das águas, esgoto e destinação do lixo urbano no Brasil. De acordo com o Instituto Água Sustentável (2020), atualmente 104 milhões de brasileiros não têm acesso à coleta de esgoto e cerca de 35 milhões não contam com água potável em casa e ocorrem, no país, 15 mil mortes e 350 mil internações por ano em decorrência da falta de saneamento básico.

Diante deste cenário, a Política Nacional de Recursos Hídricos (PNRH) aponta uma série de instrumentos de gestão, tais como: os Planos de Recursos Hídricos, o Enquadramento dos corpos em classes de uso, a Outorga dos direitos de uso de recursos hídricos e o Sistema de Informação sobre Recursos Hídricos. Ademais, a PNRH inclui em um de seus fundamentos a gestão dos recursos hídricos por bacia hidrográfica, uma vez que é impossível fisicamente impedir o fluxo hidrodinâmico de contaminações com ações mitigadoras

municipais locais. Assim, o gerenciamento de águas não pode prescindir de planejamento tendo como unidade de gestão a bacia hidrográfica.

Assim, pode-se perceber claramente que é condição absolutamente fundamental para se avançar na gestão dos recursos hídricos por bacia hidrográfica e tornarem operacionais os instrumentos indicados na legislação, o conhecimento das condições da bacia hidrográfica em termos de qualidade e quantidade dos recursos hídricos ali disponíveis e os processos de recuperação de um corpo hídrico da poluição, conhecido como autodepuração.

Considerando-se a bacia hidrográfica como unidade de gestão, conforme preconiza a legislação, o presente estudo sobre a bacia hidrográfica do Rio Paraibuna, em especial em sua região mais impactada e urbanizada, justifica-se e se insere no contexto legal sobre recursos hídricos que incorpora as áreas de qualidade e quantidade de águas.

O Rio Paraibuna, ao cortar a região de Juiz de Fora recebe direta ou indiretamente, esgotos não tratados, provenientes de setores industriais e de aproximadamente 560.000 habitantes. Esses despejos têm causado poluição, contribuindo para impactar desfavoravelmente a qualidade de suas águas, causando mau cheiro, morte de vida aquática ali existente, além de impossibilitar seu uso para fins, por exemplo, de abastecimento público. Além da poluição das águas próximas à área urbana, a disponibilidade de água em Juiz de Fora é relativa, devido à discrepância de vazões dos cursos d'água entre os períodos de chuva e estiagem. No Rio Paraibuna, por exemplo, foi projetada a barragem de Chapéu D'Uvas, a montante de Juiz de Fora, exatamente para funcionar como regularizadora das vazões do curso d'água e hoje em dia, configura-se como um dos principais mananciais de abastecimento da cidade.

No melhor entendimento da relação entre quantidade e qualidade da água, a modelagem matemática de qualidade de água se apresenta como uma ferramenta importante para a realização de diagnóstico da situação atual do curso d'água, bem como sua utilização para apresentação de prognósticos de tratamento de esgotos e seus impactos sobre a qualidade das águas da bacia estudada, uma vez que está prevista, em um futuro breve, a inauguração de uma nova estação de tratamento de esgotos domésticos em Juiz de Fora, trazendo melhorias ambientais para o rio e para a população da cidade.

2. OBJETIVOS

2.1. Objetivo Geral

O objetivo deste trabalho foi contribuir para a construção de um banco de informações relacionadas com a quantidade e a qualidade das águas do Rio Paraibuna, no trecho urbano que corta a cidade de Juiz de Fora (MG) e sua bacia hidrográfica de contribuição, por meio de modelagem matemática, tendo em vista as intervenções em execução e planejadas, relativas ao tratamento de esgotos, bem como o aumento das demandas de consumo de água, com vistas a subsidiar a tomada de decisões no gerenciamento dos recursos hídricos nessa região.

2.2. Objetivos Específicos

a) Verificar *in situ* as características físicas e químicas do Rio Paraibuna ao cruzar toda a região central de Juiz de Fora.

b) Desenvolver um programa de monitoramento da qualidade e quantidade das águas aportadas ao Rio Paraibuna, durante os períodos de seca e chuvoso (duas campanhas), quantificando os valores de oxigênio dissolvido (OD), demanda bioquímica de oxigênio (DBO), condutividade elétrica, temperatura e pH.

c) Quantificar a vazão do Rio Paraibuna e seus afluentes, no trecho urbano da cidade de Juiz de Fora, por meio dos métodos acústico Doppler – ADCP e molinete hidrométrico.

d) Fazer simulações computacionais de dados qualitativos e quantitativos, que foram levantados *in situ*, utilizando o modelo QUAL2K e sua respectiva calibração.

e) Fazer o prognóstico da qualidade da água do Rio Paraibuna para diferentes cenários futuros por meio da redução da carga orgânica pela implantação de estação de tratamento de esgotos.

3. REVISÃO DE LITERATURA

Apresenta-se a seguir, a revisão bibliográfica que embasa o desenvolvimento deste trabalho. Descreve-se aqui as bases teóricas relacionadas à legislação ambiental atual, questões de reaeração e de transferência de oxigênio da atmosfera para o corpo d'água, bem como as variações de oxigênio dissolvido em seu interior e modelagem de qualidade de água. Também são abordados neste item os fundamentos referentes ao consumo bioquímico de oxigênio dissolvido nos ambientes aeróbicos e que permite a estabilização da matéria orgânica por fungos e bactérias, tecnicamente denominado demanda bioquímica de oxigênio. Por fim, é apresentada a modelagem de qualidade de água que embasa a pesquisa e um panorama geral do tratamento de esgoto na cidade de Juiz de Fora.

3.1 Legislação aplicada à gestão das Águas

No Brasil, com a aprovação da Lei nº 9.433, que dispõe sobre a Política Nacional de Recursos Hídricos, ampliaram-se as possibilidades de utilização de instrumentos de gestão das águas no país. A mencionada Lei dispõe sobre cinco instrumentos: os planos de recursos hídricos, a outorga dos direitos de uso da água, o sistema de informações sobre recursos hídricos, o enquadramento dos corpos d'água e a cobrança pelo uso da água (BRASIL, 1997).

Esses instrumentos estão sendo implementados no Brasil em maior ou menor grau de abrangência nas diferentes bacias hidrográficas, tornando de extrema importância a sua integração. Por exemplo, o enquadramento deve definir a qualidade de água para os diferentes usos na bacia, e essa está relacionada ao lançamento de efluentes e à vazão dos cursos d'água, que é função do processo de outorga do direito de uso para os diferentes tipos e quantidades captadas.

O Conselho Nacional de Meio Ambiente, por meio da Resolução CONAMA nº 357/2005, reafirmou, entre os instrumentos de gestão instituídos pela Política Nacional de Recursos Hídricos, o Enquadramento dos Corpos Hídricos em Classes de Usos Preponderantes, o que possibilita o estabelecimento de metas a serem alcançadas, ou mantidas, em um segmento de corpo d'água de acordo com seus usos preponderantes.

Essa resolução, como instrumento jurídico, fixou limites superiores ou inferiores para diversas variáveis em sistemas de água doce, salobra e salina. Para rios com domínio no Estado de Minas Gerais, a Deliberação Normativa Conjunta do Conselho Estadual de Política

Ambiental – COPAM e do Conselho Estadual de Recursos Hídricos – CERH – MG nº 01 (MINAS GERAIS, 2008), ratificou os dados da Tabela 1.

Tabela 1: Limites superior ou inferior para as variáveis de qualidade de água OD e DBO segundo classes de usos das águas doces.

Variável	Classes de Qualidade			
	1	2	3	4
OD (mg L ⁻¹)	≥ 6	≥ 5	≥ 4	≥ 2
DBO (mg L ⁻¹)	≤ 3	≤ 5	≤ 10	-

Fonte: Brasil (2005) e Minas Gerais (2008).

Desde o início de sua vigência, o documento tem sido analisado tecnicamente pela comunidade científica e se tornou referência inclusive para pesquisas acadêmicas. Tais pesquisas comumente promovem uma comparação entre os resultados obtidos em determinado ambiente aquático e os respectivos limites associados ao seu enquadramento (CUNHA et al, 2013). Os parâmetros estabelecidos para as classes de enquadramento são uma referência para o *checkup* da saúde dos rios, englobando todos os elementos que medem a qualidade da água a partir de um monitoramento contínuo (COSTA et al., 2019).

A Resolução CONAMA nº 357/2005 tem papel de destaque no resgate do processo de planejamento e gestão dos recursos hídricos. Esta Normativa deve ser vista como um instrumento jurídico para o estabelecimento de metas progressivas para melhoria dos sistemas aquáticos em seus aspectos qualitativos, por meio dos comitês de bacia, com foco nos usos mais nobres a que a água se destina e com vistas à sustentabilidade em longo prazo (CUNHA et al., 2013).

3.2 Autodepuração dos cursos d'água

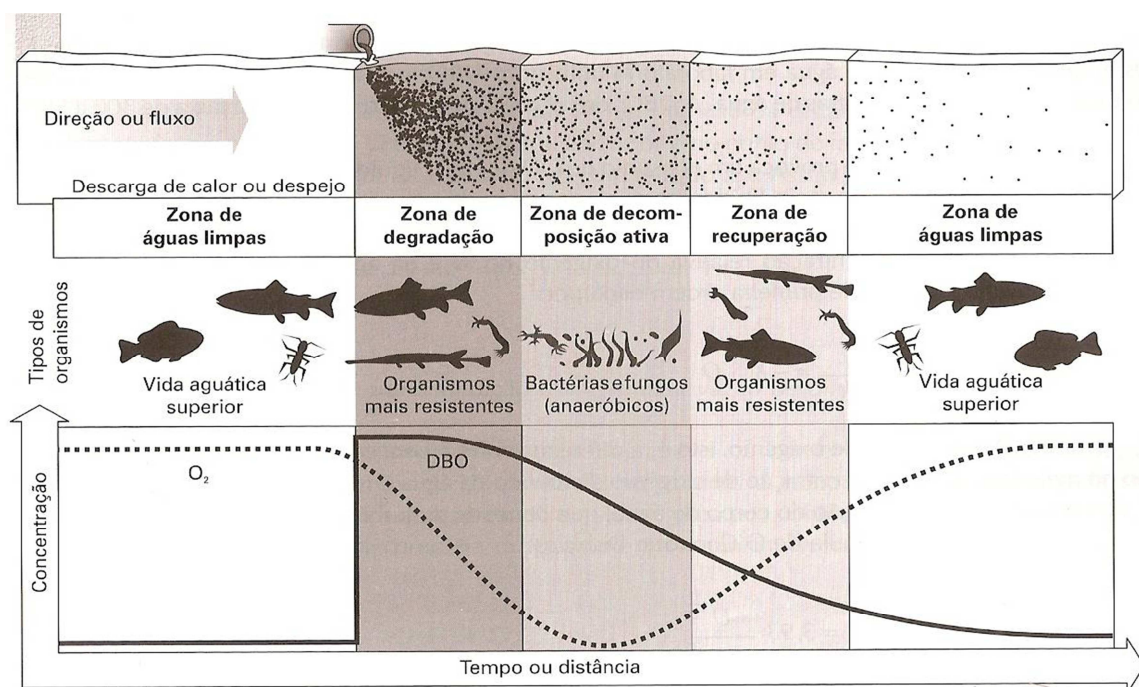
As águas naturais, não poluídas ou degradadas, apresentam concentrações de elementos químicos que as mantêm em equilíbrio para a manutenção da vida aquática. Entretanto, a intervenção humana nestes ambientes que se mantêm naturalmente em equilíbrio, pode causar transtornos para as diferentes formas de vida ali existentes. Entre os principais processos impactantes das atividades humanas nos corpos d'água está o despejo de efluentes domésticos e industriais com tratamento insuficiente ou mesmo sem tratamento.

O curso d'água, após ter suas características alteradas pelo recebimento de efluentes, busca naturalmente mitigar os impactos desencadeados em um processo de autodepuração, ou seja, por meio de suas características intrínsecas de qualidade, vazão e velocidade de escoamento, e das características do efluente lançado, busca retornar as condições de qualidade ecossistêmicas existentes antes do despejo de efluentes (VON SPERLING, 2014).

A autodepuração da água é um processo complexo que envolve processos físicos, químicos e biológicos que ocorrem simultaneamente, permitindo que um rio possa recuperar seu estado natural a uma certa distância (DEMARS; MANSON, 2013). A autodepuração compreende diferentes mecanismos como diluição, sedimentação, reaeração, adsorção, absorção e reações químicas e biológicas, e pode ser avaliada por modelos matemáticos de qualidade da água, que são ferramentas essenciais para o desenvolvimento de medidas de planejamento e gestão de recursos hídricos em bacias hidrográficas (PANAGOPOULOS et al., 2012).

A partir do momento do lançamento dos despejos orgânicos em cursos d'água, ocorre os estágios de sucessão ecológica que são fisicamente identificados por trechos e podem ser divididos em: Zona de Degradação; Zona de Decomposição ativa; Zona de Recuperação; e Zona de Águas Limpas (BRAGA et al., 2002), tal como apresentado na Figura 1.

Figura 1: Zonas de autodepuração de um curso d'água após o recebimento de esgoto.



Fonte: von Sperling (2014).

A zona de degradação caracteriza-se pela fase inicial da poluição do rio: é nesta região que o esgoto é lançado. A água apresenta-se com tonalidade turva devido aos sólidos presentes no esgoto. O esgoto apresenta alta concentração de matéria orgânica ainda em seu estado complexo. O processo de decomposição da matéria orgânica se dá de forma inicialmente lenta, já que apenas os microrganismos presentes nas águas residuárias respondem por sua decomposição. Assim, o consumo de oxigênio dissolvido na água usado para atividades respiratórias dos microrganismos também é reduzido. As concentrações de oxigênio no corpo receptor são ainda suficientemente elevadas para a manutenção da vida aeróbia (SOARES, 2008).

A concentração de matéria orgânica atinge o seu máximo no momento do lançamento do esgoto e tende a diminuir a partir do momento que as bactérias iniciam os processos de degradação, pois encontram alimento em abundância e suficiente oxigênio para sua respiração e reprodução. Com a respiração bacteriana, ocorre maior concentração de gás carbônico na água, que, dependendo de seu gradiente de concentrações, pode ser desprendido, por difusão, para a atmosfera.

No lodo sedimentado passam a valer condições anaeróbias com produção de gás sulfídrico responsável pela geração de maus odores. O valor do pH da água tende a diminuir tornando-a mais ácida, em função da produção do ácido carbônico. Há uma sensível diminuição das espécies, inclusive de algas, que com a elevada turbidez da água no corpo receptor e impossibilidade de penetração de luz, não conseguem realizar a fotossíntese necessária para sua sobrevivência (SOARES, 2008).

Na Zona de Decomposição Ativa, é a etapa em que a qualidade da água se torna mais deteriorada, apresentando coloração escura, mau cheiro intenso e a concentração de oxigênio dissolvido (OD) no corpo receptor atinge o valor mínimo. Pode ocorrer, nessas regiões, que o oxigênio dissolvido na água seja totalmente consumido pelos microrganismos originando condições de anaerobiose em toda massa líquida. Em condições anaeróbicas, todas as reações bioquímicas resultam em subprodutos como o metano (CH_4), o gás sulfídrico (H_2S), mercaptanas e outros responsáveis por odores desagradáveis.

Após a ocorrência do *déficit crítico* de oxigênio que transcorre na zona de decomposição ativa, a matéria orgânica é estabilizada e transformada em compostos inertes. E na Zona de Recuperação as concentrações de oxigênio se elevam gradualmente devido à transferência do ar atmosférico para a massa líquida. Como a disponibilidade de alimento – matéria orgânica – é reduzida, o consumo de oxigênio por bactérias encontra-se, igualmente, em níveis reduzidos.

A oxidação dos compostos orgânicos conduz às formas mineralizadas dos mesmos: a amônia converte-se em nitrito e este em nitrato, proporcionando uma fertilização do meio pela presença dos sais minerais. A turbidez, que antes limitava a presença de luz, é minimizada, possibilitando o aparecimento de algas que, com a fotossíntese, proporciona o aumento dos níveis de oxigênio dissolvido na água. O lodo sedimentado de fundo apresenta textura mais fina e granulada, não havendo desprendimento de mau cheiro (SOARES, 2008).

Na Zona de Águas Limpas os índices de diversidade de espécies aumentam, o nível de oxigênio dissolvido atinge a estabilização, embora o lodo de fundo não esteja totalmente estabilizado. As águas apresentam-se novamente limpas, voltando a ser atingida a condição normal em termos de concentrações de oxigênio e de desenvolvimento de espécies. O ecossistema encontra-se estável e a comunidade atinge novamente o clímax.

O processo de autodepuração em diferentes zonas descritas anteriormente, ocorre naturalmente nos cursos d'água, em maior ou menor intensidade, e podem ocupar diferentes extensões ao longo do rio, em função das características do curso d'água e do despejo. Muitas vezes, o processo de autodepuração não é visto em um curso d'água afluente antes que ele se integre a outro curso d'água. Isso ocorre em função da grande quantidade de matéria orgânica inserida e da reduzida capacidade de autodepuração do rio, tal como observado por Menezes et al. (2015) em um curso d'água lótico urbano.

3.3. Balanço de oxigênio dissolvido no curso d'água

Os principais processos de consumo de oxigênio dissolvido em um curso d'água são: processo de oxidação da matéria orgânica na massa líquida, pelas bactérias aeróbias e a decomposição da matéria orgânica no lodo de fundo. Enquanto a produção de oxigênio na massa líquida se dá principalmente por dois fatores: a reaeração atmosférica, principalmente em rios, e a fotossíntese, em lagos (VON SPERLING, 2014).

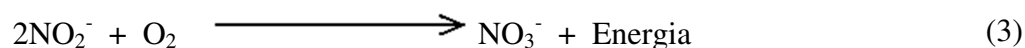
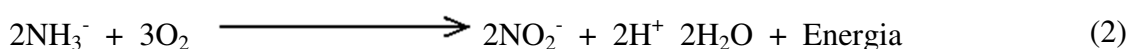
3.3.1 Consumo de oxigênio dissolvido na água

Em função da presença ou ausência de oxigênio, os organismos podem ser classificados, segundo o tipo de respiração, em: aeróbios estritos, organismos facultativos, e organismos anaeróbicos estritos. No ambiente aquático aeróbio, o consumo de oxigênio se dá

pela decomposição da matéria carbonácea (composta de carbono orgânico), a partir da Equação (1) genérica.



Outro processo importante na decomposição da matéria orgânica envolve formas nitrogenadas. O processo, denominado nitrificação, é responsável pela transformação da amônia em nitritos e posteriormente em nitratos, e está representado pelas Equações (2) e (3).



Ambos os processos ocorrem na presença de oxigênio promovendo um ligeiro decréscimo do pH da água, contribuindo para a desestruturação do equilíbrio do ecossistema local. No Brasil, os padrões de lançamento de efluentes tratados em cursos d'água priorizam a remoção de matéria orgânica pelo seu potencial impactante de redução do oxigênio dissolvido. Entretanto, a legislação também estabelece padrão de lançamento para nitrogênio na forma amoniacal (BRASIL, 2005), que, como apresentado na Equação 2 é capaz de consumir o oxigênio dissolvido no meio aquático. A influência da presença de nitrogênio amoniacal na depleção do oxigênio dissolvido foi constatada por Le, Fetting e Meon (2019). Entretanto, os autores concluíram que a influência na concentração de oxigênio dissolvido pode ser maior ou menor em função do pH do meio.

Além da matéria orgânica suspensa no meio líquido, esta pode sedimentar e formar o lodo de fundo, o qual será constituído por diversificada fauna, flora e produtos minerais sedimentados. Normalmente, o lodo de fundo é formado por uma camada superior milimétrica aeróbica e uma camada inferior anaeróbica. O processo de estabilização da matéria orgânica do lodo de fundo, denominado demanda bentônica, requer consumo de OD no curso d'água (KOTWICKI et al., 2018; REIMERS et al., 2020), e este consumo pode ser maior quando há o revolvimento da massa líquida pelo aumento brusco de vazão (HUTCHINS et al., 2020).

Além da matéria orgânica, resíduos industriais lançados no corpo d'água consomem grande quantidade de OD de forma imediata, causando queda perceptível nas concentrações de oxigênio ali dissolvido (ALI et al., 2011). Os subprodutos/efluentes das atividades

industriais são fundamentalmente diferentes entre si, uma vez que dependem do tipo de processo industrial. Assim, as diversas tipologias de processos industriais geram diferentes tipos de efluentes. O consumo de OD também deve ser considerado para esse tipo de efluente urbano, uma vez que lançados *in natura* no corpo receptor contribuem para a redução das concentrações de OD nas águas superficiais (GUEDES, 2009).

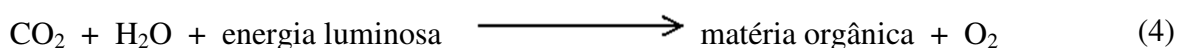
3.3.2 Produção de oxigênio dissolvido no meio líquido

Em um curso d'água poluído, os níveis de oxigênio dissolvido normalmente diminuem, alcançando concentrações inferiores ao nível de saturação. Diz-se então que a massa d'água está com um déficit de oxigênio. Dessa forma a busca por oxigênio ocorre por meio de fenômenos físicos, nos quais as moléculas de gases são trocadas entre o líquido e o ar, até alcançar o equilíbrio. Especificamente, como há o gradiente de concentrações de oxigênio entre o ar atmosférico e a massa de água, existe, naturalmente, transferência daquele elemento a partir da atmosfera (EVEN et al., 2004; ZHANG; LI, 2010).

Tendo em vista que a solubilidade do oxigênio na água depende da temperatura, pressão atmosférica (altitude) e salinidade da água, rios temperados não poluídos podem solubilizar oxigênio até a faixa aproximada de 10 mg L^{-1} , enquanto os rios tropicais o fazem no máximo até concentrações da ordem de $8,5 \text{ mg L}^{-1}$ (VON SPERLING, 2014). Cabe mencionar ainda que, tal fenômeno contribui, em rios tropicais, para torná-los ainda mais vulneráveis às consequências do aporte de poluição, uma vez que mais rapidamente seus níveis de concentração de OD são deplecionados (ZHANG; LI, 2010).

O fenômeno de transferência de oxigênio da atmosfera para o corpo d'água se dá por dois mecanismos: difusão molecular e difusão turbulenta. Esse processo de transferência de massa é o principal fator responsável pela oxigenação do rio e ocorre com mais eficiência no caso da difusão turbulenta (rio com pouca profundidade e com corredeiras) (TSENG, TINOCO, 2020).

Menos importante em ambientes lóticos, mas vital para a oxigenação da água em ambientes lênticos, a fotossíntese, um processo de obtenção de energia realizado pelos seres autótrofos e clorofilados, produz oxigênio para a massa líquida (BAXA et al., 2020). A Equação (4), de forma simplificada, traduz essa dinâmica.



3.4. Cinética de desoxigenação

O objetivo deste item é analisar o consumo de oxigênio ao longo do tempo, isto é, como as concentrações de OD do corpo receptor são reduzidas, e posteriormente aumentadas em função da ação microbiana e transferência de oxigênio da atmosfera para a água.

O principal efeito da poluição orgânica de um rio está no decréscimo dos níveis de oxigênio dissolvido no curso d'água (SALLA, 2013). Esse decréscimo está relacionado à demanda bioquímica (DBO), ou seja, DBO analisada em cinco dias para temperatura de 20°C. A cinética de desoxigenação de um rio se dá por meio de uma equação de primeira ordem e é expressa de acordo com a Equação (5) (VON SPERLING, 2014):

$$\frac{dL}{dt} = -K_1 L \quad (5)$$

A Equação (5) tem solução representada na Equação 6.

$$L = L_0 \cdot e^{-K_1 \cdot t} \quad (6)$$

em que:

L - Concentração de DBO remanescente (mg L^{-1});

t - Tempo (dia);

K_1 - Coeficiente de desoxigenação (dia^{-1}); e

L_0 - DBO remanescente em $t = 0$ dia (mg L^{-1}).

O coeficiente de desoxigenação (K_1) expressa a maior ou menor velocidade com que as concentrações de oxigênio dissolvido na água são reduzidas em função da respiração bacteriana. O valor do coeficiente depende exclusivamente das características da matéria orgânica, da temperatura e da vazão do corpo d'água (Tabela 2).

Tabela 2: Valores médios do K_1 em função de características do efluente.

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

Fonte: Von Sperling (2014).

O corpo d'água, ao receber efluentes com grandes cargas de matéria orgânica promove a imediata reprodução de bactérias, em função da maior disponibilidade de alimento, que, por sua vez, aumentam a retirada de oxigênio dissolvido na água para realizarem suas funções vitais. Efluentes tratados, por exemplo, possuem taxa de degradação mais lenta, pelo fato de que a maior parte da matéria orgânica já ter sido removida. A temperatura, por sua vez, tem grande influência no metabolismo microbiano afetando, por conseguinte, as taxas de conversão da matéria orgânica.

Almeida (2006) estudando a Bacia Hidrográfica do Rio Pombo, afluente do Rio Paraíba do Sul, verificou que o coeficiente de desoxigenação K_1 , obtidos em laboratório durante a determinação da DBO, foi em uma média de 0,15 d⁻¹ para o período de estiagem na região e na média de 0,17 d⁻¹ no período chuvoso, o que caracteriza segundo Von Sperling (2014) como um efluente secundário.

Menezes et al. (2015) durante estudos no Ribeirão Vermelho em Lavras-MG, afluente do Rio Grande, verificou que o coeficiente de desoxigenação K_1 , obtidos pela calibração do modelo de Streeter-Plelps, ficou na média durante o período de seca de 0,10 d⁻¹ e durante o período chuvoso de 0,11 d⁻¹, o que o caracteriza como um curso d'água de águas limpas.

3.5. Cinética de reaeração

A cinética da reaeração descreve, teoricamente, como ocorrem as transferências de oxigênio atmosférico para a água e representa o fundamento da modelagem matemática referente à capacidade de reaeração de rios.

Como o escoamento do rio mantém-se permanentemente em contato com o ar, ocorre um contínuo intercâmbio de moléculas da fase líquida para a gasosa e vice-versa. Esse intercâmbio ocorre até que o equilíbrio dinâmico seja estabelecido entre ambas as fases, e é representado pela concentração de saturação do oxigênio na fase líquida. A concentração de saturação é função da temperatura e pressão locais. Caso haja algum consumo de oxigênio no meio líquido em função da presença de matéria orgânica remanescente, mantém-se o gradiente de concentração de oxigênio, e a transferência permanece entre o meio gasoso para o meio líquido até que a matéria orgânica seja oxidada e o equilíbrio dinâmico seja novamente refeito (GUEDES, 2009).

A cinética de reaeração, representada por uma equação de primeira ordem é descrita pela Equação 7, cuja solução é descrita pela Equação 8 (VON SPERLING, 2014).

$$\frac{dD}{dt} = -K_2 D \quad (7)$$

$$D = D_0 \cdot e^{-K_2 \cdot t} \quad (8)$$

em que:

D = Déficit de oxigênio dissolvido (mg L^{-1});

D_0 = Déficit inicial de OD em relação à concentração de saturação (mg L^{-1});

t = Tempo (dia); e

K_2 = Coeficiente de reaeração (dia^{-1}).

É importante ressaltar que o déficit de oxigênio dissolvido (D) representa a diferença entre a concentração de saturação e a real concentração de OD no corpo receptor no momento amostral.

Os métodos para obtenção de K_2 *in situ* são bastante complexos, e envolvem a adição de traçadores radioativos e fluorescentes – gás criptônio, Uranina ou Amido Rhodamina G Extra, água tritiada (HTO), entre outros (SOARES, 2008) – e não se inserem no escopo deste trabalho.

Existem três métodos para a estimativa de K_2 : valores médios tabelados em função do porte do corpo receptor, valores estimados em função da hidráulica do corpo d'água, e valores estimados em função da vazão do corpo d'água.

Na Tabela 3 estão apresentados os valores estimados de K_2 em função do porte do curso d'água.

Tabela 3: Valores de K_2 em função do porte do corpo d'água.

Tipo de corpo d'água	K_2 (dia ⁻¹)
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

Fonte: Adaptado de Von Sperling (2007).

Os valores do coeficiente de reaeração (K_2) são diretamente proporcionais à velocidade do escoamento e inversamente proporcionais à sua profundidade. Não existe uma equação universal para obtenção de K_2 . Normalmente, os modelos apresentados são empíricos e propostos por pesquisadores que conduziram estudos em corpos d'água específicos. Todavia, eles têm sido utilizados em função da praticidade e simplicidade de obtenção dos parâmetros envolvidos. Na Tabela 4 estão representados três dos principais modelos matemáticos utilizados, com faixas de utilização que se complementam e com parâmetros hidráulicos de entrada (velocidade e profundidade médias do escoamento) facilmente obtidos em campo.

Tabela 4: Modelos matemáticos utilizados para obtenção de K_2 nos cursos d'água, em função da profundidade (H) e da velocidade da água (v).

Pesquisador	Modelo	Faixa de Aplicação
O'Connor e Dobbins (1958)	$3,76.v^{0,5}.H^{1,5}$	$0,6 \text{ m} \leq H < 4,0 \text{ m}$ $0,05 \text{ m s}^{-1} \leq v < 0,8 \text{ m s}^{-1}$
Churchill et al. (1962)	$5,0.v^{0,97}.H^{1,67}$	$0,6 \text{ m} \leq H < 4,0 \text{ m}$ $0,8 \text{ m s}^{-1} \leq v < 1,5 \text{ m s}^{-1}$
Owens et al. (apud Branco, 1976)	$5,3.v^{0,67}.H^{1,85}$	$0,1 \text{ m} \leq H < 0,6 \text{ m}$ $0,05 \text{ m s}^{-1} \leq v < 1,5 \text{ m s}^{-1}$

Fonte: Von Sperling (2007)

Uma abordagem complementar pode ser realizada pela correlação entre a vazão do curso d'água e o coeficiente K_2 . O K_2 está diretamente relacionado com a profundidade do rio e sua respectiva velocidade, que por sua vez estão relacionados com a vazão. Uma expressão vantajosa no sentido de que não é necessário medir a profundidade e a velocidade média do rio está descrita na Equação 9, em que K_2 pode ser quantificado por meio da vazão de escoamento (VON SPERLING, 2007).

$$K_2 = m.Q^n \quad (9)$$

em que:

m e n = coeficientes da equação; e

Q = vazão do curso d'água ($\text{m}^3 \text{ s}^{-1}$)

Caso haja cascatas naturais com queda d'água livre (altura superior a 4 m), deve-se adotar outra expressão para a reaeração do rio. Von Sperling (1983) ao conduzir estudos na região metropolitana de Belo Horizonte obteve as Equações 10 e 11.

$$C_e = C_o + K(C_s - C_o) \quad (10)$$

$$K = 1 - 1,09.H^{-0,128} \quad (11)$$

em que:

C_e = concentração de OD efluente (mg L^{-1});

C_o = concentração de OD afluentes (mg L^{-1});

K = coeficiente de eficiência;

C_s = concentração de saturação de OD (mg L^{-1}); e

H = altura de cada queda livre (m)

Guedes (2009) durante estudos na bacia do Rio Pomba, verificou que o coeficiente de reaeração K_2 , obtidos pela calibração do modelo matemático QUAL-UFMG, para as campanhas de campo realizadas durante o período de seca, variou de 0,01 a 1,50 d^{-1} , e as campanhas realizadas durante o período chuvoso, variou de 0,10 a 2,12 d^{-1} . A grande amplitude dos dados, segundo o autor, é devido a sete trechos de estudo com características físicas, hidráulicas e de aporte de matéria orgânica bem diferentes.

Menezes et al. (2015) durante estudos no Ribeirão Vermelho, verificou que o coeficiente de reaeração K_2 , obtidos pelo método da soma dos quadrados, obteve os valores de 5,3 e 14,58 d^{-1} para dois trechos diferentes no rio durante o período de seca na região e para o período chuvoso obteve os valores de 2,5, 4,0 e 7,4 d^{-1} para três trechos analisados.

3.6 Significado ambiental das variáveis obtidas no presente trabalho

Neste tópico serão apresentadas as características, os conceitos e a importância das variáveis de qualidade de água a serem medidas em campo e inseridas no escopo deste trabalho e alguns dados de entrada no modelo relevante para o processo de calibração. Como mencionado anteriormente, as variáveis de qualidade aqui estudadas serão: demanda bioquímica de oxigênio – DBO; oxigênio dissolvido – OD; pH; condutividade elétrica; e temperatura.

A temperatura influencia a variação das características físico-químicas da água, tais como a tensão superficial e a viscosidade. Além disso, os organismos aquáticos são afetados por temperaturas fora de seus limites de tolerância térmica, o que causa impactos sobre seu crescimento e reprodução. O aumento da temperatura da água estimula o crescimento microbiano, e aumenta o consumo de OD da água, se houver alimento (DBO) em abundância (SCOFIELD et al., 2015). A temperatura é inversamente proporcional a concentração de OD no leito do rio (VON SPERLING, 2014). Todos os corpos d'água apresentam variações de temperatura ao longo do dia e das estações do ano. No entanto, o lançamento de efluentes

com altas temperaturas pode causar impacto significativo nos corpos d'água (WAŁKUSKA; WILCZEK, 2010).

Os processos físicos, químicos e biológicos que interferem na dinâmica de variação das concentrações de OD no corpo receptor bem como os mecanismos bioquímicos relacionados ao consumo de OD responsáveis pela variação dos valores de DBO foram explanados anteriormente.

A principal característica do lançamento de esgoto é o aumento da matéria orgânica. Indiretamente ela aumenta o consumo de oxigênio dissolvido devido seu processo de estabilização por bactérias aeróbias, ao mesmo tempo que aumenta a demanda por oxigênio para as funções vitais bacterianas (MATOS et al., 2011).

Assim, em função da dinâmica exposta, observa-se que ambas as variáveis são universalmente utilizadas como indicadoras da presença de matéria orgânica aportada ao corpo receptor e estão relacionados ao seu grau de poluição. Matos et al. (2011) durante estudos de autodepuração do Rio Paraibuna encontraram valores de OD, na região central e mais urbanizada do município de Juiz de Fora, de 4,43 e 4,91 mg L⁻¹ durante os meses de março e abril. Com relação aos valores de DBO, para o mesmo trecho, encontraram valor de 5,1 mg L⁻¹ para o mês de abril. Fia et al. (2015) verificaram no Ribeirão Vermelho em Lavras-MG, que nem sempre os menores valores de OD estiveram relacionados aos maiores valores de DBO. Redução da vazão e, conseqüentemente, da lâmina d'água no período de estiagem, além da redução da temperatura ambiente, permitiram em alguns trechos maiores valores de OD (4,2 a 7,8 mg L⁻¹), mesmo apresentando maiores valores de DBO (32 a 39 mg L⁻¹).

Outra variável relacionada à qualidade da água é o potencial hidrogeniônico (pH). As medidas de pH são de extrema utilidade, pois fornecem inúmeras informações a respeito da qualidade da água. É uma variável de qualidade que não apresenta risco sanitário associado diretamente à sua medida (VON SPERLING, 2004). E está diretamente ligado ao material de origem dos solos. Por exemplo, o pH das águas Amazônicas apresenta valores ácidos entre 4,7 e 5,5, pois é influenciado pela lixiviação dos solos ácidos e pela grande quantidade de matéria orgânica presente no ambiente, que se decompõe e forma ácidos orgânicos (ALVES et al., 2012). Em regiões de exploração calcária, o pH da água pode alcançar valores superiores a 8,0 (FRITZSONS et al., 2009).

Geralmente um pH muito ácido ou muito alcalino, indicando presença de carbonatos e ou bicarbonatos, é um indicativo de poluição por despejos industriais. As águas superficiais normalmente devem variar seu pH para consumo humano entre 5 e 9 de acordo com a Portaria de Consolidação nº 05 do Ministério da Saúde (BRASIL, 2017). O valor estabelecido

para as águas em condição de qualidade classe 2 variam entre 6 e 9 (BRASIL, 2005). Machado (2003) ao analisar a qualidade da água no Rio Paraibuna encontrou valores de pH ligeiramente ácidos variando de 6,32 a 6,79 e concluiu que o grande aporte de poluição ao longo da região central da cidade faz variar pouco o pH devido à capacidade tampão do meio. Cursos d'água que recebem despejos essencialmente domésticos podem apresentar pH em torno da neutralidade, com menores valores no período de estiagem em relação ao período chuvoso (FIA et al., 2015).

Os sais dissolvidos na água e na forma ionizada podem conduzir corrente elétrica. Assim, quanto maior a salinidade da água, maior a condutividade elétrica do meio. A determinação da condutividade elétrica não determina, especificamente, quais íons estão presentes em determinada amostra, mas pode contribuir para possíveis reconhecimentos de impactos ambientais. Quanto maior a quantidade de despejos domésticos e industriais, maior será a condutividade elétrica da água.

De acordo com Esteves (2011), nas regiões tropicais a condutividade está relacionada com as características geoquímicas da região e condições climáticas (periodicidade de precipitações). A condutividade elétrica muda com a sazonalidade sendo menor no período chuvoso por causa do aumento do fator diluição dos íons, não obstante o lançamento de efluentes industriais podem elevar os valores da condutividade elétrica independente da sazonalidade. Não existe um padrão de condutividade na legislação, porém, de acordo com Von Sperling (2007), as águas naturais apresentam teores de condutividade na faixa de 10 a 100 $\mu\text{S cm}^{-1}$, e em ambientes poluídos por esgotos domésticos ou industriais, os valores podem chegar até 1.000 $\mu\text{S cm}^{-1}$. Os resultados obtidos por Piratoba et al. (2017), em área industrial de Barcarena-PA, evidenciaram que a condutividade elétrica dos cursos d'água da região foi alterada de 45 a 68 $\mu\text{S cm}^{-1}$ no período menos chuvoso, e de 35 a 43 $\mu\text{S cm}^{-1}$ no período chuvoso. A menor condutividade no período chuvoso se deve a diluição da água. No levantamento realizado por Machado (2003), foi verificado que a condutividade elétrica no Rio Paraibuna variou de 22,82 a 57,92 $\mu\text{S cm}^{-1}$. Após passar pela cidade de Lavras e receber efluentes domésticos sem tratamento e tratados por uma ETE, Menezes et al. (2016) observaram no Ribeirão Vermelho incremento nos valores de pH e sais dissolvidos. O decréscimo da qualidade da água reflete a influência da área urbana, caracterizando a “síndrome de córregos urbanos” (WALSH et al., 2005; WIEDERKEHR et al., 2020).

3.7 Medição de Vazão

Medição de vazão em hidrometria é todo processo empírico utilizado para determinar a vazão de um curso de água. A vazão ou descarga de um rio é o volume de água que passa através de uma seção transversal na unidade de tempo (em geral um segundo). A vazão está relacionada a uma cota linimétrica determinada. A seguir será descrita a determinação da velocidade do fluxo através da seção de controle, a fim de determinar a vazão do curso de água.

A medição da vazão de um curso d'água é normalmente alcançada de forma indireta a partir da medida da velocidade média do escoamento ou de nível. Para medição da vazão de um curso d'água pode-se fazer uso de diversos aparelhos ou processos, como ADCP (*Acoustic Doppler Current Profile*), vertedores, calhas, molinete hidrométrico e o método do flutuador, sendo a escolha do método função da grandeza do corpo d'água, da precisão necessária e dos recursos disponíveis (JUNIOR et al., 2010).

Para cursos d'água menores tradicionalmente tem sido utilizado o molinete hidrométrico (PRIEGO-HERNÁNDEZ; RIVERA-TREJO, 2016), instrumento destinado a medir mecanicamente a velocidade da água num dado ponto de uma corrente, utiliza a energia cinética da água que passa por uma dada área transformando-a em movimento de rotação de uma hélice. A velocidade média da corrente, nessa área, é obtida pelo número de rotações por segundo que a hélice gira, através de uma equação chave. Esse procedimento é aplicado a uma seção transversal do curso d'água, onde a mesma é subdividida em subseções, nas quais são determinadas as respectivas vazões líquidas multiplicando-se a área da subseção pela respectiva velocidade de fluxo. A vazão total para a seção transversal é determinada pela soma das descargas de cada subseção (PINTO et al., 2013).

Para maiores vazões é recomendado o uso do ADCP, um equipamento acústico de medição de vazão que utiliza o efeito Doppler (mudança observada na frequência de uma onda qualquer resultante do movimento relativo entre a fonte e o observador) transmitindo pulsos sonoros de frequência fixa e escutando o eco que retorna das partículas em suspensão (sedimentos e plânctons). Estes materiais, na média, movem-se com a mesma velocidade da massa da água em que se encontram (GAMARO, 2006; KLEMA et al., 2020).

Quando estas partículas se movem em direção ao ADCP, a frequência do som que hipoteticamente seria ouvida nelas teria sua frequência alterada pelo efeito Doppler, proporcionalmente à velocidade relativa entre o ADCP e a partícula. Parte desse som, cuja frequência foi alterada pelo efeito Doppler, é refletida de volta em direção ao ADCP. Este eco

parece ao ADCP como se a fonte fosse a partícula em movimento, e o ADCP percebe o som refletido com sua frequência alterada uma segunda vez pelo efeito Doppler. Portanto, como o ADCP tanto transmite o som como o recebe sem eco refletido, o efeito Doppler aplica-se duplamente (SANTOS et al., 2001; PRIEGO-HERNÁNDEZ; RIVERA-TREJO, 2016).

Os softwares utilizados no Brasil, para recebimento e tratamento dos dados decorrente da leitura no ADCP são os que acompanham a compra do aparelho, e são os mesmos tanto para aquisição quanto para o pós-processamento. No entanto, já existem no mercado inúmeros softwares para pós-processamento e até para aquisição, cada qual visando uma utilização dos dados coletados pelos equipamentos.

Pinto et al. (2013) observaram que a diferença na vazão medida utilizando molinete hidrométrico e ADCP, para as mesmas condições e local, foi inferior a 2%. O tempo gasto para medição em campo com o molinete foi 57% maior do que com o ADCP, não se computando o tempo de cálculo das vazões em escritório. Em contrapartida, a comparação entre os custos dos equipamentos indica um valor superior para o ADCP na ordem de 340%. Concluindo-se que apesar do tempo de execução com o ADCP ser bastante atraente, o seu custo de aquisição pode se tornar um fator limitante.

3.8 Modelagem Matemática

A modelagem matemática consiste na representação simplificada da realidade por meio da formulação de hipóteses sobre a estrutura ou sobre o comportamento de um sistema físico, tornando-se instrumentos úteis para avaliar o nível de conhecimento, as relações causa-efeito e para a organização das informações disponíveis nos ecossistemas aquáticos (GUEDES, 2009).

A modelagem como ferramenta complementar à gestão dos recursos hídricos torna-se instrumento amplamente aceito para o correto diagnóstico de problemas de qualidade da água e posterior desenvolvimento de estratégias de resolução, ou seja, possibilita gerar cenários futuros, estimando custos e, principalmente, as principais medidas preventivas a serem tomadas na execução das atividades humanas (FLECK et al., 2013).

Durante o processo de escolha de um modelo matemático, as características do sistema a ser simulado, o nível de precisão desejado em função das metas, a metodologia a ser aplicada e o quantitativo dos dados disponíveis devem ser analisados. Outra consideração importante é implementar a aplicabilidade de modelos concernentes ao saneamento com foco na saúde pública visando auxiliar a proteção dos corpos d'água, a política de gerenciamento

dos recursos hídricos e os dados de saúde, uma vez que cada tópico, ainda que relevante isoladamente, não resolveria as questões da degradação da qualidade das águas, nem de saúde pública (CUNHA; FERREIRA, 2019).

De acordo com Chapra (1997), os modelos matemáticos de qualidade de água são instrumentos originalmente desenvolvidos para auxiliar na solução de problemas de poluição hídrica, compreendendo o meio ambiente de uma maneira integrada, por meio da associação dos componentes físicos, químicos e biológicos.

Com a implementação da Política Nacional de Recursos Hídricos, necessita-se verificar se os padrões de qualidade definidos pelo enquadramento dos cursos d'água estão sendo alcançados conforme o planejado. A ferramenta utilizada pelas agências reguladoras para tal é a realização periódica de monitoramento por meio de medição de vazão em estações linimétricas, e por campanhas de monitoramento da qualidade da água na bacia hidrográfica com coletas de amostras e análises laboratoriais. O Rio Paraibuna conta com uma estação fluviométrica – Juiz de Fora Jusante, operada pela Agência Nacional de Águas – ANA com o código 58480500, na qual, é possível determinar por meio de uma curva chave a vazão no rio, conforme Figura A9 no anexo. Essa vazão é medida duas vezes por dia, às 7 h e às 17 h. A continuidade do processo, a confiabilidade e a representatividade dos dados coletados são restritos em função dos custos e dificuldade técnica e logística envolvidas na operação e na manutenção de um sistema de monitoramento da qualidade da água (ANA, 2008).

A Equação 12 representa a Curva Chave da seção fluviométrica da ANA.

$$Q = 15 \times (h - 0,53)^{1,62} \quad (12)$$

em que:

Q = vazão do Rio Paraibuna ($\text{m}^3 \text{s}^{-1}$).

h = altura da lâmina d'água (m).

Logo, pode-se utilizar a representação das variáveis de qualidade em sistemas hídricos para a simulação das interações que acontecem nesses sistemas, sejam elas processos físicos, químicos ou biológicos. Esse tipo de abordagem apresenta-se como um futuro promissor de aplicação na área de recursos hídricos e de controle da poluição (FAN; BRAVO; COLLISCHONN, 2016).

Existem vários modelos de qualidade de água, que vão dos mais completos aos mais simples. Um modelo bastante usado para monitorar e controlar a poluição por esgoto

doméstico em corpos d'água, denominado modelo OD-DBO, simula a poluição provocada pelo lançamento de matéria orgânica e a queda dos níveis de oxigênio dissolvido, produzindo um balanço entre as formas de consumo e as fontes de produção do OD (CUNHA; FERREIRA, 2006). Entre os principais modelos encontra-se o de Streeter-Phelps.

3.8.1 Modelo de Streeter-Phelps

Os pesquisadores Streeter e Phelps (1925), estabeleceram as bases matemáticas da curva de oxigênio dissolvido em um curso d'água em função do tempo ou distância. A estrutura do modelo proposto por eles é um grande suporte no ramo da engenharia sanitária e ambiental e base para modelos mais sofisticados. Esse modelo descreve a variação das concentrações de OD no corpo d'água ao longo do tempo com os seguintes dados de entrada: vazão do rio à montante do lançamento; vazão de esgotos; oxigênio dissolvido no rio, à montante do lançamento; oxigênio dissolvido no esgoto; DBO no rio, à montante do lançamento; DBO do esgoto; coeficiente de desoxigenação; coeficiente de reaeração; velocidade de percurso do rio; tempo de percurso do trecho avaliado; concentração de saturação de oxigênio para o local de estudo; e oxigênio dissolvido mínimo possível.

O modelo de Streeter-Phelps é extremamente simples e apresenta boa estimativa da curva de variação de OD ao longo do tempo. Permite identificar o local ou região onde o teor de oxigênio assumirá concentrações mínimas. O modelo é válido para esgotos domésticos e, ou industriais, ou seja, assume condições estacionárias em fluxo em pistão (dispersão igual a zero) e não considera a influência de outros parâmetros como: nitrogênio, algas, demanda bentônica (SOARES, 2008; HAIDER; AL; HAYDAR, 2013).

Menezes et al. (2015) considerando a contribuição dos afluentes e as variações sazonais no Ribeirão Vermelho, e utilizando dados medidos no local, obteve bons resultados no ajuste da curva do modelo Streeter-Phelps para os parâmetros OD e DBO, e concluiu que este resultado se deve a obtenção dos dados em campo utilizados como parâmetros de calibração.

Outros modelos, como o QUAL2K, baseados naquele proposto por Streeter-Phelps têm sido aplicados com maior ou menor grau de proximidade (XIN; YE; ZHANG, 2019).

3.8.2 O Modelo QUAL2K

A série de modelagem matemática QUAL teve suas origens em 1971, quando foi desenvolvido o primeiro modelo da sucessão QUAL-I pela TWDB – *Texas Water Development Board* (BROWN; BARNWELL JR, 1994). Caracteriza-se pela complexidade na representação dos processos químicos e biológicos, exigindo grande quantidade de informações para o processo de calibração. A principal característica está relacionada com a consideração de equações de dispersão e advecção ao longo do eixo longitudinal dos rios (fluxos unidimensionais).

Em 1972, o QUAL-I foi modificado pela U.S.EPA - *ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY*, sendo criada a primeira versão do QUAL-II. Esse modelo, além de possuir as características do QUAL-I, permitia o estudo de rios profundos e dendríticos, por meio da simulação espaço-tempo de até 13 parâmetros de qualidade de água (OPPA, 2007).

Durante os três anos seguintes, várias versões do modelo foram desenvolvidas em resposta às necessidades específicas dos usuários. Em 1976, foram realizadas novas modificações para melhoria nas características das versões existentes do QUAL-II visando transformá-las em um único modelo. Desta maneira, após compilar todas as modificações, a U.S.EPA, em 1983, prosseguiu no processo de modificação do QUAL-II renomeando-o de QUAL2E (BROWN; BARNWELL JR., 1987; OPPA, 2007).

O modelo QUAL2E foi, durante anos, mundialmente utilizado para simulações da qualidade da água em rios, sendo fundamental no apoio à tomada de decisão no planejamento e gestão dos recursos hídricos. Com o passar do tempo, novos problemas ambientais surgiram, cada vez mais complexos, sendo necessária atualização dos modelos de qualidade de água existentes na época.

Dessa forma, em 2003, foi proposta uma versão melhorada do QUAL2E e a denominou de QUAL2K (CHAPRA; PELETTIER, 2003). Atualmente, o modelo QUAL2K se encontra na 12ª versão (CHAPRA et al., 2008).

O modelo matemático utilizado no desenvolvimento do presente trabalho corresponde à versão 2.12, e está disponibilizado gratuitamente na rede mundial de computadores pela *ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY* - EPA - a Agência de Proteção Ambiental Americana (<http://www.qual2k.com/>).

O modelo baseia-se em equações diferenciais ordinárias definidas para descrever o desenvolvimento e interações entre fenômenos biológicos, bioquímicos, químicos, etc. – a cinética das reações – para sistemas unidimensionais de fluxo constante, podendo ser utilizado

para simular o comportamento de quinze indicadores ou parâmetros de qualidade da água. Para tais simulações será utilizado o *software* Microsoft Excel como interface gráfica do modelo.

Segundo o manual de operação do modelo QUAL2K, este parte dos seguintes pressupostos hidráulicos e cinéticos (CHAPRA et al., 2012):

- Modelo Unidimensional: A dimensão longitudinal do canal prepondera sobre a dimensão vertical e transversal. Considera-se também o regime permanente de mistura vertical e lateral.

- Fluxo Constante: O fluxo constante não uniforme é simulado. O modelo decide entre três maneiras para determinar a vazão do fluxo d'água: barreiras, curvas de classificação (relações de Leopold-Maddox) ou equações de Manning. Nas curvas de classificação (Equações 13 e 14) são usadas às relações entre velocidade (U) e profundidade (H) para fluir para os elementos subsequentes, onde a, b, α e β são coeficientes empíricos e as equações de Manning (Equação 15) incorpora a área molhada da seção transversal (A), o coeficiente de Manning (n), o raio hidráulico (R_h) e a declividade da lâmina d'água (I).

$$U = a \cdot Q^b \quad (13)$$

$$H = \alpha \cdot Q^\beta \quad (14)$$

$$Q = \frac{1}{n} \cdot A \cdot R_h^{2/3} \cdot I^{1/2} \quad (15)$$

- Balanço diurno do calor: O balanço e a temperatura do calor são simulados em função da meteorologia em condições diurnas.

- Cinética das reações da qualidade da água diurna: Todas as variáveis da qualidade da água são igualmente simuladas em uma escala de tempo diurna.

- Entradas dos dados de calor e massa: As cargas pontuais e não pontuais e os pontos de saída são simulados.

- Modelo segmentado: O QUAL2K segmenta o corpo d'água em trechos igualmente espaçados. Os carregamentos múltiplos e as saídas podem ser inseridos em todo o segmento do rio.

- Distinção da Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO): O modelo QUAL2K usa duas formas de DBO para representar a mineralização do carbono orgânico; uma oxidação lenta (DBO slow) e uma oxidação rápida (DBO fast).

- Ambientes anóxicos: O QUAL2K engloba situações anóxicas (ambientes com concentrações de oxigênio igual a 0 mg L^{-1} , mas com a presença de substâncias oxidadas como o nitrito e o nitrato), reduzindo as reações de oxidação a zero em níveis baixos de oxigênio. Além disso, a desnitrificação é modelada como reação de primeira ordem que ocorre em baixas concentrações de oxigênio.
- Algas: O modelo simula diretamente o agrupamento de algas. Essa variação está diretamente relacionada às variáveis N (nitrogênio) e P (fósforo).
- Redução da luz: A redução da luz é calculada em função do fitoplâncton, dos detritos, e dos sólidos inorgânicos.
- pH: A alcalinidade e o carbono inorgânico total são simulados, sendo o pH do rio simulado com base nestas duas quantidades.
- Patógenos: Um patógeno genérico é simulado. A remoção do patógeno é determinada em função da temperatura, da luz e da velocidade de sedimentação.

O modelo QUAL2K considera o rio como uma junção de diversos segmentos (com dimensão determinada como parâmetro inicial do trecho estudado). Limita-se a precisão dos dados de saída a essas subdivisões, isto é, os dados são fornecidos pontualmente apenas nas intersecções dos segmentos (na foz de um afluente, por exemplo) e não em qualquer localização dentro do segmento analisado do rio. O curso d'água é dividido em determinado número de elementos computacionais. Quanto maior o refinamento da malha, menor o comprimento do elemento computacional, maior será a precisão da simulação. É importante ressaltar, todavia que, nesse caso o tempo gasto para simular o comportamento das variáveis de interesse ao longo do rio será maior. No entanto, sugere-se que os comprimentos dos elementos computacionais não excedam 200 m (CHAPRA, 2012). Cabe ratificar ainda que para cada elemento, é realizado o balanço de vazões, balanço energético em termos de temperatura e balanço de massa para as variáveis analisadas.

A discretização do sistema a ser modelado e a calibração com dados experimentais medidos *in situ* é fundamental para que haja consistência entre as simulações e os dados medidos e, com isso, a modelagem possa ser efetivamente utilizada como ferramenta em processos decisórios. A confiabilidade dos dados observados, o domínio das condições hidráulicas e morfológicas da bacia, a exata localização dos pontos de descarga e retirada das indústrias e municípios circunvizinhos são fatores fundamentais para calibração do modelo e a confiabilidade das simulações relacionadas aos prognósticos e cenários a serem desenvolvidos. Quanto maior o nível de conhecimento sobre a bacia hidrográfica a ser

modelada, em especial no que diz respeito à quantificação *in situ* dos parâmetros de entrada do modelo que se queiram simular, mais precisa será a calibração a ser concluída na definição de uma boa correlação entre os dados calculados e observados. A análise da situação da bacia (prognósticos e cenários) se dá em função dos resultados obtidos na calibração, permitindo a consistência no gerenciamento dos recursos e no processo de tomada de decisões sobre o sistema fluvial e bacia hidrográfica.

O modelo QUAL2K simula 15 variáveis de qualidade: condutividade elétrica; sólidos inorgânicos suspensos; oxigênio dissolvido; DBO lenta; DBO rápida; nitrogênio orgânico; nitrogênio amoniacal; nitrato; fósforo orgânico; fósforo inorgânico; fitoplâncton; detritos; patógenos; alcalinidade; carbono inorgânico total; algas superiores – N; algas inferiores – P; e Elemento X (constituente definido pelo usuário) (CHAPRA et al., 2012).

A simulação dos níveis de oxigênio dissolvido com o QUAL2K, em trabalho realizado por Pazmiño-Rodríguez; Zambrano-Ganchozo; Coello-Burgos (2018), mostrou um ajuste muito semelhante ao observado na modelagem de Streeter-Phelps, portanto, ao comparar as previsões, elas refletiram um erro de menos de 40% em quase todos os casos. As previsões do DBO na simulação com QUAL2K, tiveram um ajuste claramente menor, devido à falta de informação requerida pelo software.

Bottino et al. (2010) concluíram que o modelo QUAL2K forneceu resultados satisfatórios para OD, DBO, pH, temperatura e condutividade elétrica na comparação dos dados simulados com os dados medidos, quando aplicados para o Rio Canha. Relataram ainda que muitos parâmetros são atribuídos a ambientes temperados e de difícil medição, o que pode comprometer a calibração do modelo. Entretanto, o modelo é recomendado para simulação da qualidade da água, a fim de manter uma gestão eficaz dos recursos hídricos e propor cenários futuros.

Além de modelar variáveis ambientais, o modelo QUAL2K tem sido utilizado para prever variações de qualidade da água por meio da simulação de cenários que alteram o aporte de poluentes nos cursos d'água de forma a dar subsídios para o planejamento ambiental da bacia hidrográfica, tal como relatado por Zhu et al. (2015), Silva e Alves (2016).

3.8.3 Calibração e Validação de Modelos

O desenvolvimento de um modelo obrigatoriamente passa pelas etapas de calibração e validação. A calibração de um modelo matemático se refere ao processo de ajuste de alguns de seus parâmetros para que ele represente bem o processo em estudo, coerente com a

realidade observada. Nessa etapa necessita-se dispor de um conjunto de dados observados e as respectivas condições iniciais e de contorno.

Na etapa de calibração, alguns parâmetros do modelo são selecionados para realizar seu ajuste com base na comparação entre valores observados e preditos pelo modelo. Os parâmetros escolhidos são, normalmente, aqueles que possuem uma incerteza maior, ou seja, parâmetros de determinação mais difícil. Os valores desses parâmetros são então ajustados por um processo estatístico, objetivando-se a otimização de um indicador estatístico. Durante esse processo, a faixa de valores para os parâmetros pode ser restrita para garantir o significado físico do parâmetro (LEGATES et al., 1999).

Muitas estatísticas de ajuste de qualidade, como a análise de erros residuais, ou seja, diferença entre valores simulados e medidos em campo estão à disposição para avaliar o desempenho do modelo utilizado, assim como o índice de REMQ (Raiz de Erro Médio Quadrático). Esse índice indica que quanto mais próximos de zero são os seus valores, mais os dados observados e simulados se assemelham (CHUNG et al., 2009). Camargo et al. (2010) relatam que se o valor REMQ for inferior a 20% pode-se considerar um bom ajuste entre os valores observados e previstos pelo modelo.

$$\text{REMQ} = \sqrt{\frac{\sum_1^N [E_i - O_i]^2}{N}} \quad (16)$$

em que:

E_i – Valor estimado;

O_i – Valor observado;

N – Número de dados.

Fraga et al. (2020) estudando a influência na sazonalidade da qualidade da água no rio Piracicaba compararam os resultados obtidos pelos modelos de qualidade de água QUAL-UFMG e Streeter-Phelps para os períodos de estiagem e chuvoso. Foram comparados ainda os resultados obtidos em campo com os simulados pelo modelo, e concluíram que o modelo de Streeter-Phelps foi o que apresentou melhor resultado para oxigênio dissolvido (OD). Para DBO foi mais bem ajustado com o modelo QUAL-UFMG. A Tabela 5 apresenta os seguintes resultados para o índice de REMQ (%) durante o processo de calibração dos modelos.

Tabela 5: Índice estatístico REMQ (%) encontrado para os modelos QUAL-UFMG e Streeter-Phelps durante os períodos seco e chuvoso.

	Período de Estiagem		Período Chuvoso	
	QUAL-UFMG	Streeter-Phelps	QUAL-UFMG	Streeter-Phelps
OD	9,21	8,75	4,18	4,18
DBO	21,00	21,50	11,50	16,00

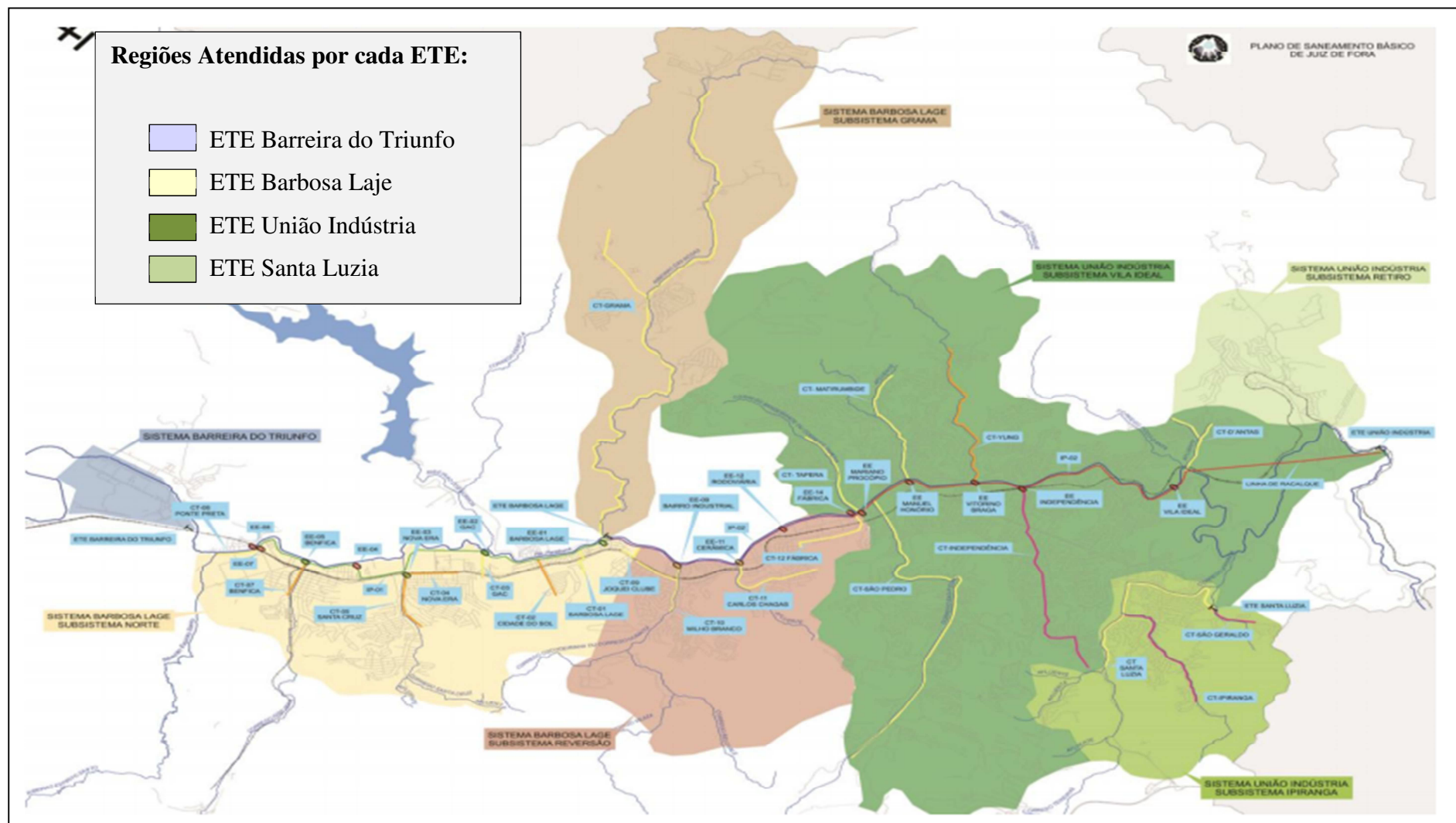
Fonte: Adaptado de Fraga et al. (2020).

Com o modelo calibrado, segue a etapa da validação, também chamada de teste ou avaliação. Essas últimas duas denominações têm a preferência da maioria dos modeladores, uma vez que a palavra “validação” tem a conotação de que o modelo seja “validado”, implicando na sua validade em qualquer circunstância. O que se faz, na verdade, é testar o desempenho do modelo para determinados cenários, avaliando seu desempenho. A avaliação do desempenho do modelo na fase de validação é subjetiva (LEGATES et al., 1999).

3.9 Panorama do Tratamento de Esgotos em Juiz de Fora

A seguir serão apresentados uma visão geral dos sistemas de coleta e tratamento de esgotos na cidade de Juiz de Fora, principalmente na região foco deste trabalho. Esses sistemas são compostos por coletores tronco, interceptores, elevatórias e as Estações de Tratamento de Esgoto (ETEs). Segundo o Plano de Saneamento Básico Municipal de Juiz de Fora, a cidade é contemplada com quatro ETEs (Figura 7), porém, a ETE Santa Luzia ainda se encontra na fase de projeto. Dessa forma, atualmente o município de Juiz de Fora possui três das quatro estações citadas no Plano Municipal, são elas: ETE Barreira do Triunfo, ETE Barbosa Lage e ETE União Indústria (PMSB/JF, 2013).

Figura 2: Regiões atendidas por cada ETE no município de Juiz de Fora.



Fonte: Adaptado do PMSB/JF (2013).

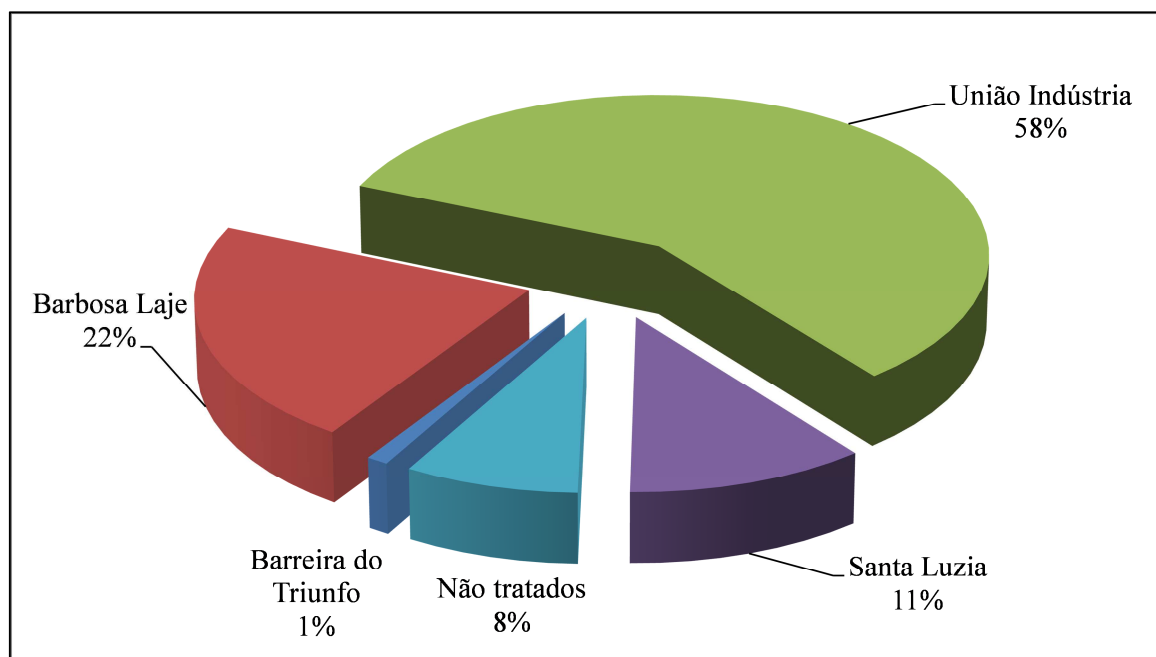
O sistema Barreira do Triunfo compreende a região norte da Cidade, próximo ao Distrito Industrial (região roxa na Figura 2), onde se localiza a fábrica da Mercedes Benz. Vale ressaltar que devido as obras de duplicação da BR-040, parte do interceptor foi removido e os esgotos domiciliares coletados na região foram lançados diretamente no Rio Paraibuna. Esta ETE foi planejada, em final de plano, para capacidade de tratamento de 20 L s^{-1} , correspondente ao atendimento aproximado de uma população de 10.000 habitantes. Atualmente a capacidade instalada deste ETE é de 11 L s^{-1} , porém a mesma opera com menos da metade dessa vazão, recebendo apenas $5,0 \text{ L s}^{-1}$, oriundos da Fábrica Mercedes Benz (PSB/JF, 2013).

O sistema Barbosa Lage abrange a região urbana da cidade entre a ETE Barreira do Triunfo até a região urbana do bairro Santa Terezinha, localizada à margem esquerda do Rio Paraibuna. Esse sistema é subdividido em Sistema Barbosa Lage Norte, Barbosa Lage Reversão, além do esgotamento previsto do subsistema Grama. Segundo Azevedo (2014), a estação foi projetada com capacidade nominal de 290 L s^{-1} e carga orgânica de 10.203 kg d^{-1} de DBO, em final de plano – 2024. Inicialmente era prevista a implantação em etapas, das quais a primeira foi implantada, com capacidade de tratar 73 L s^{-1} , equivalente ao efluente gerado por uma população superior 110.000 habitantes. A vazão afluyente a ETE Barbosa Lage encontra-se praticamente igualada à sua capacidade operacional, sendo iminente a necessidade de obras para ampliação desta unidade. Segundo a CESAMA, está previsto no plano de projeção do índice de tratamento de esgoto da cidade a ampliação desta ETE.

O sistema União Indústria (região verde na Figura 2) localiza-se na área central e sul de Juiz de Fora e é a região foco do presente trabalho. Este sistema é composto pelas sub-bacias do Tapera, São Pedro, Matirumbide, Yung e Independência. Ainda compõem esse sistema os subsistemas Ipiranga e Retiro. A população contemplada neste projeto será de 437.516 habitantes (PSB/JF, 2013). Segundo a CESAMA esse sistema começou a operar em junho de 2020 e em até cinco anos atinge sua capacidade máxima de tratamento que é de 829 L s^{-1} . A ETE União Indústria segue a linha de tratamento com os sistemas lodos ativado precedido por Reator UASB.

Na Figura 3 é apresentada a representatividade de cada ETE no tratamento de esgoto em Juiz de Fora. Vale ressaltar que a ETE União Indústria iniciou recentemente sua operação e ainda se encontra em fases de testes.

Figura 3 - Previsão da representatividade de cada sistema de coleta no tratamento de esgoto em Juiz de Fora em fim de projeto – 2025.



Fonte: Adaptado do PMSB/JF (2013).

4. MATERIAL E MÉTODOS

4.1 Caracterização do local de estudo

O Rio Paraibuna estende-se, em sua maior parte, pelo Estado de Minas Gerais, drenando também o Estado do Rio de Janeiro. A parte mineira do Rio Paraibuna possui aproximadamente 82% de sua superfície dentro da Zona da Mata e o restante na zona sul do Estado de Minas de Gerais. A bacia hidrográfica do Rio Paraibuna é formada por três rios principais: o Paraibuna, o Cágado e o Peixe. O Rio Paraibuna nasce na serra da Mantiqueira a 1.200 metros de altitude, corta diferentes cidades, incluindo Juiz de Fora, e depois de percorrer 166 km lança-se à margem esquerda do rio Paraíba do Sul a 250 metros de altitude (CESAMA, 2013).

O Município de Juiz de Fora, segundo dados da CESAMA (2013), está localizado na Unidade Serrana da Zona da Mata, pertencente à Região Mantiqueira Setentrional. Essa região se caracteriza por ser montanhosa, com altitudes próximas a 1.000 m nos pontos mais elevados, 670 a 750 m no fundo do vale do Rio Paraibuna e níveis médios em torno de 800 m.

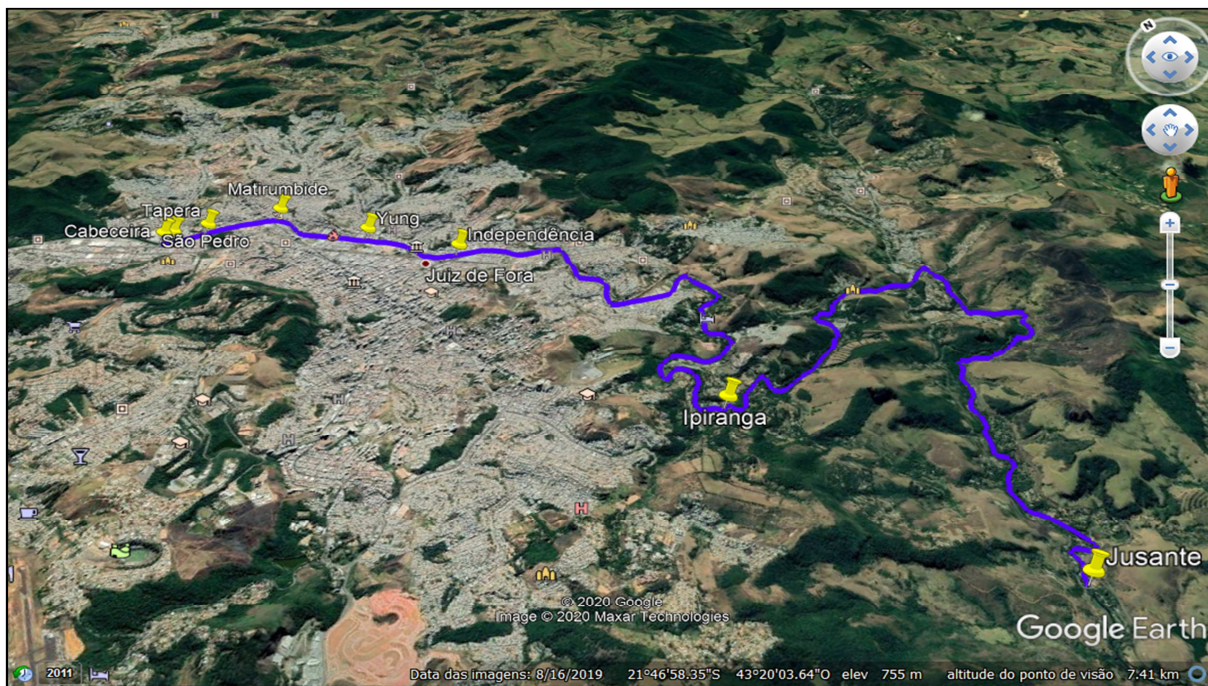
Segundo dados e estimativa do IBGE (2018), Juiz de Fora ocupa uma área total de aproximadamente 1.436 km², com uma população de 564.310 habitantes, com a sede situada a 43,34° de longitude oeste do meridiano de Greenwich, e no paralelo de 21,76° de latitude sul. O perímetro urbano de Juiz de Fora se insere totalmente no curso médio do Rio Paraibuna, pertencente à bacia do Rio Paraíba do Sul.

O clima, genericamente denominado Tropical, caracteriza-se exatamente pela alternância de dois períodos bastante diferenciados: o verão quente e chuvoso, dos meses de outubro a março, e o inverno frio e seco, que ocorre no período de abril a setembro. Isso implica na coexistência de situações bastante extremas, de excesso (até com enchentes em alguns pontos da cidade) e de déficit hídrico (com racionamento e problemas de abastecimento).

O trecho de estudo é caracterizado por englobar a região central e mais urbanizada de Juiz de Fora se estendendo a montante da desembocadura do córrego Tapera até a ponte do Zamba, local de divisa dos municípios de Juiz de Fora e Matias Barbosa, totalizando uma extensão de estudo de aproximadamente 22,3 km. Na Figura 4 está apresentado o trecho de estudo, no qual se nota a intensa urbanização, o que caracteriza a degradação do corpo hídrico uma vez que todo o esgoto doméstico gerado nesta região é lançado *in natura* no Rio Paraibuna. Visualiza-se também, um trecho mais a jusante menos urbanizada, onde se

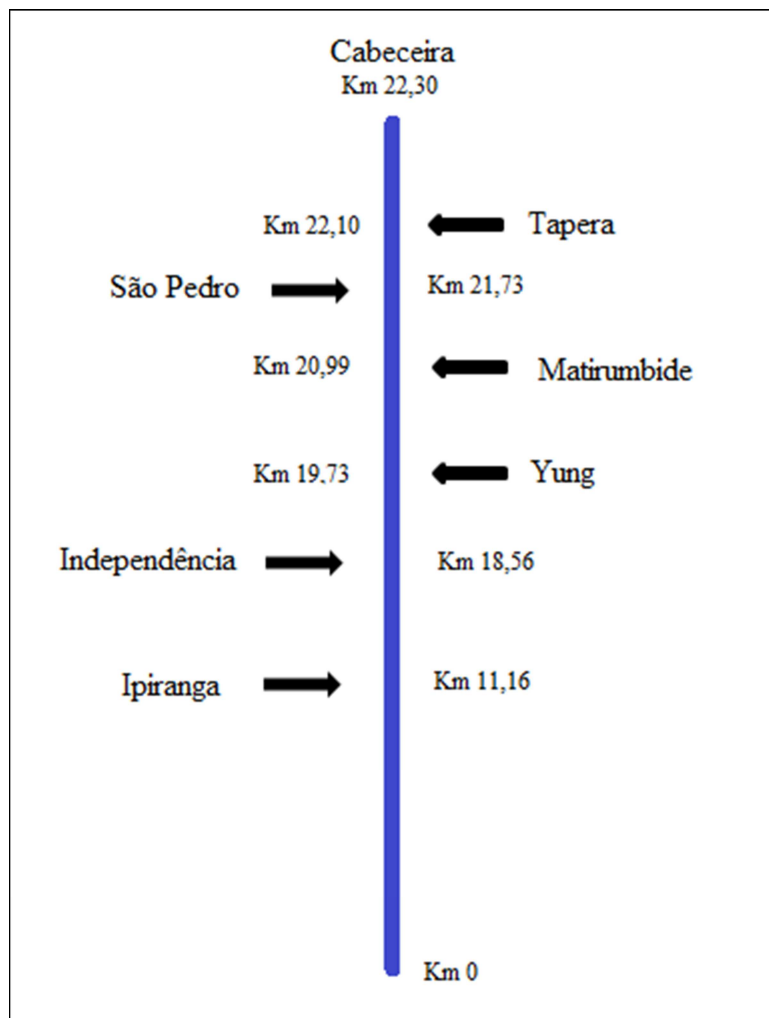
pretende caracterizar a autodepuração do rio. A Figura 5 representa um diagrama unifilar do trecho de estudo com as respectivas distâncias acumuladas de jusante para montante.

Figura 4. Trecho de estudo ao longo do Rio Paraíba, com distância total de 22,3 km, percorrendo a área urbana de Juiz de Fora - MG.



Fonte: Adaptado de Google Earth (2020).

Figura 5. Diagrama unifilar do Rio Paraibuna e principais afluentes ao longo do trecho de estudos do presente trabalho.



Fonte: Do Autor (2021).

4.2 Campanhas e pontos de amostragem

As campanhas de campo foram realizadas nos períodos chuvoso e de estiagem, buscando descrever uma dinâmica de depuração do Rio Paraibuna, em situações distintas. As campanhas de campo aconteceram nos meses de setembro 2019 e março de 2020, para obtenção de dados representativos no período de estiagem (setembro) e no período chuvoso (março).

Para o levantamento de dados comparativos de montante e jusante do trecho da pesquisa foi escolhido um ponto no Rio Paraibuna a 200 metros a montante do primeiro afluente como sendo de levantamento inicial e o ponto de jusante foi escolhido como sendo a divisa dos municípios de Juiz de Fora e Matias Barbosa – Ponte do Zamba. Neste trecho, o rio

passa por uma região bem encachoeirada no qual poderá se verificar a influência da turbulência na reoxigenação do corpo hídrico. Os demais pontos de amostragem foram, respectivamente, a montante do encontro do Rio Paraibuna com cada um dos seus afluentes. Para maior facilidade no levantamento e representatividade amostral, foram utilizadas as pontes sobre o Rio Paraibuna ao longo do trecho a ser avaliado.

Em 2 de junho de 2019, foi realizada uma visita de reconhecimento do trecho do Rio Paraibuna a ser estudado, com o objetivo de indicar os locais de levantamento de dados. Utilizou-se um aplicativo para *Android* – GPS COORDENADAS - para levantamento das coordenadas geográficas nas desembocaduras dos seis tributários, na cabeceira do trecho estudado e no ponto mais a jusante, considerados no desenvolvimento deste trabalho (Tabela 6).

Tabela 6: Identificação, coordenadas geográficas e distâncias entre os pontos de amostragem ao longo do Rio Paraibuna.

Ponto de Amostragem	Coordenadas Geográficas		Distância*	Distância Acumulada
			Km	
Cabeceira	S 21°44'37,51''	O 43°21'55,27''	0	0
Córrego Tapera	S 21°44'38,27''	O 43°21'51,80''	0,20	0,20
Córrego São Pedro	S 21°44'40,32''	O 43°21'38,95''	0,37	0,57
Córrego Matirumbide	S 21°44'42,91''	O 43°21'10,99''	0,74	1,31
Córrego Yung	S 21°45'13,50''	O 43°20'47,04''	1,26	2,57
Córrego Independência	S 21°45'41,09''	O 43°20'22,29''	1,17	3,74
Córrego Ipiranga	S 21°47'39,81''	O 43°19'50,17''	7,40	11,14
Ponte do Zamba	S 21°49'20,34''	O 43°20'41,00''	11,16	22,30

* Refere-se à distância entre a foz de cada afluente do Rio Paraibuna.

Fonte: Do Autor (2021).

4.3 Levantamento de dados de campo

Para a avaliação da qualidade da água, amostras foram coletadas em recipientes plásticos a uma profundidade de 20 a 30 cm. As amostras foram utilizadas para avaliação das variáveis de qualidade de água *in situ* quanto ao: oxigênio dissolvido, demanda bioquímica de oxigênio, temperatura, pH e condutividade elétrica.

Com exceção da DBO, para a quantificação das variáveis de qualidade foi utilizada uma sonda multiparamétrica da marca HACH (Modelo HQ11d), cedida pela Universidade Federal de Juiz de Fora - UFJF. A DBO foi analisada no Laboratório de Qualidade Ambiental – LAQUA, do Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental – ESA da UFJF, pelo método de Winkler após incubação por cinco dias a 20°C (APHA, AWWA; WEF, 2005).

Além das variáveis de qualidade mencionadas, foram quantificadas as vazões no Rio Paraibuna, utilizando o método acústico Doppler – ADCP e dos seis principais afluentes, objetos de estudo desta pesquisa, utilizando um molinete hidrométrico de eixo vertical, cujos equipamentos também foram cedidos pelo Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental - ESA da UFJF. O ADCP faz uma varredura perpendicularmente ao fluxo hidrodinâmico do rio levantando dados de batimetria, velocidade média e vazão.

Com relação à vazão dos afluentes, por possuírem uma profundidade baixa e não ser possível o uso do ADCP, a mesma foi quantificada com a utilização de um molinete hidrométrico da marca GURLEY, com exceção dos córregos Matirumbide e Independência, pois os córregos estão canalizados, não havendo acesso para a utilização do equipamento. Nestes córregos levantou-se a área molhada na desembocadura do córrego e utilizou o método de aproximação da velocidade média com o uso de um flutuador. Foi utilizada também, a título de comparação dos métodos usados, a régua linimétrica da Agência Nacional das Águas (ANA), no dia das campanhas. A régua da ANA está localizada entre os córregos Independência e Ipiranga, a jusante da região central e mais urbanizada de Juiz de Fora. Dados ambientais de temperatura do ar, umidade relativa do ar e pluviosidade no dia foram obtidos na estação climatológica do Laboratório de Climatologia e Análise Ambiental da Universidade Federal de Juiz de Fora.

Figura 6. Afluentes do Rio Paraibuna. Córrego Yung com baixa profundidade (A) e Córrego Independência canalizado (B).



Fonte: Do autor (2021).

4.4 Simulações utilizando o QUAL2K

Para simulação de cenários atuais e futuros de qualidade da água no trecho avaliado do Rio Paraibuna, foi utilizado o software QUAL2K (CHAPRA, PELLETIER, TAO, 2012). Os dados de entrada no modelo foram os qualitativos levantados em campo: oxigênio dissolvido, demanda bioquímica de oxigênio, temperatura, pH e condutividade elétrica. Somam-se a estes dados as características físicas do rio como: distância percorrida, vazão, velocidade média, largura, coeficiente de rugosidade e profundidade. O coeficiente de rugosidade foi obtido na literatura (SOARES, 2008). A velocidade média e a profundidade foram obtidas durante a medição da vazão pelo uso do ADCP e molinete hidrométrico nos tributários e na seção de cabeceira do trecho de estudo. Para os demais pontos do rio foi utilizado a equação de Manning. Por fim, o modelo é alimentado com dados externos como temperatura do ar, umidade relativa do ar, ponto de orvalho e pluviosidade no dia (INMET, 2020).

Foi determinado no modelo para que o mesmo utilize as curvas de classificação (Equações 13 e 14) para o ajuste da relação entre a velocidade média e profundidade média da seção, em cada trecho. O modelo considera as seções transversais sendo trapezoidais, por meio dos taludes laterais, largura de fundo e da declividade da lâmina d'água. As declividades laterais de 1:1 foram usadas, igualmente em todo o trecho do rio.

De posse dos dados de entrada rodou-se o modelo, de modo a calibrá-lo, comparando-se a curva simulada pelo software com os dados levantados em campo. Foi utilizada a opção

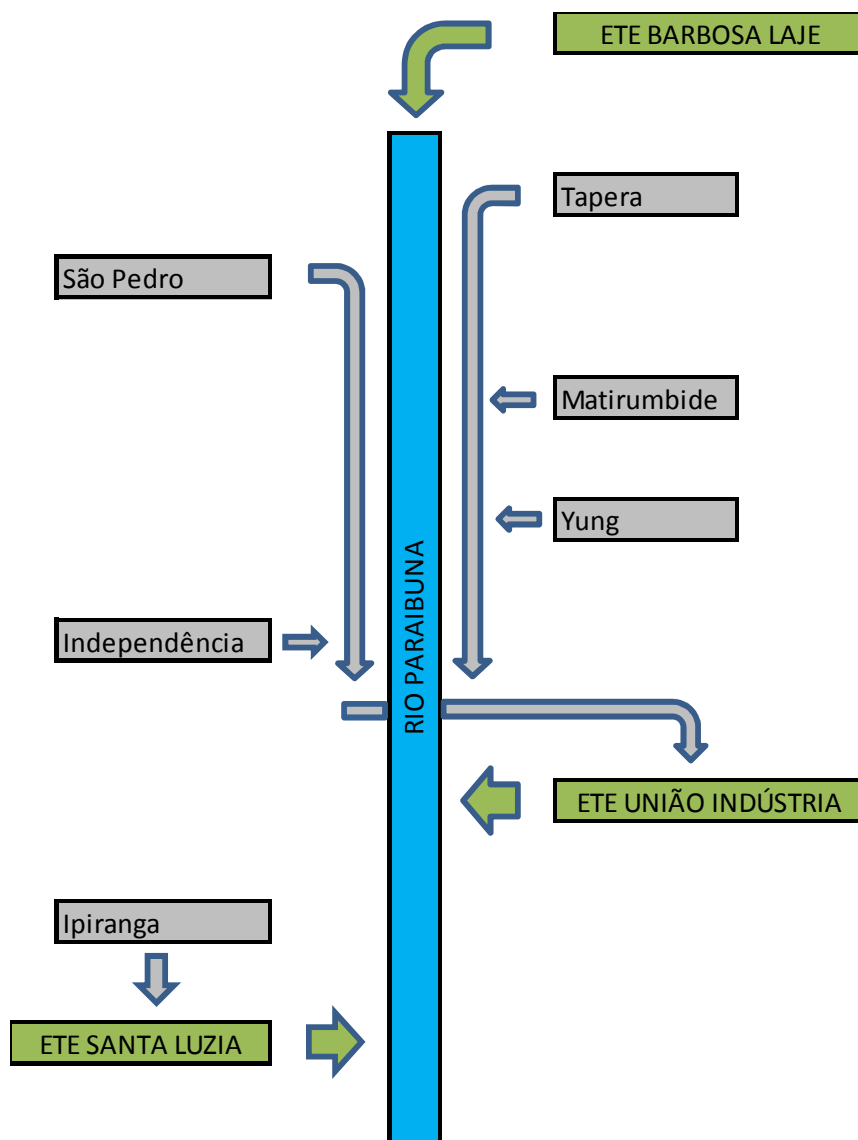
“INTERNAL” do modelo para o cálculo do coeficiente de reaeração. Ressalta-se que, para a opção “INTERNAL” foram utilizadas as equações do modelo de O’Connor e Dobbins (1958) de acordo com a velocidade média e profundidade média do trecho. Por fim, o modelo coloca à disposição os dados de saída utilizados para calibração, estes dados são os coeficientes K_1 e K_2 .

Ao final das simulações foi utilizado o índice estatístico de REMQ (Raiz de Erro Médio Quadrático) para indicar o quão significativo é a relação entre valores simulados e medidos. Conforme descrito na revisão bibliográfica, valor de REMQ inferior a 20% pode-se considerar um bom ajuste entre os valores observados e previstos pelo modelo. Este índice foi determinado para as variáveis OD e DBO.

Como a ETE União-Indústria, que tratará os efluentes atualmente lançados nos tributários Taperas, São Pedro, Matirumbide, Yung e Independência, está operando desde junho de 2020, foram realizados cenários comparativos de qualidade de água do Rio Paraibuna a partir do tratamento da totalidade dos esgotos domésticos das cinco sub-bacias apresentadas, conforme sistema de tratamento informado pela CESAMA. O objetivo desses cenários é verificar o impacto provável sobre a classe do Rio Paraibuna no trecho estudado, conforme a Resolução CONAMA nº357 (BRASIL, 2005), considerando-se apenas os indicadores OD e DBO. Os cenários propostos consideraram eficiência da ordem de 90% no tratamento da carga orgânica aportada no Rio Paraibuna pelos cinco afluentes (Cenário 1). Foi considerado também, eficiência no tratamento de 90% para os efluentes despejados no Córrego Ipiranga (quando a ETE Santa Luzia estiver operando) somando-se a eficiência da ETE União Indústria (Cenário 2). Conforme descrito na revisão bibliográfica essas estações possuem sistemas de lodos ativados precedidos pelo sistema UASB. A eficiência desse sistema foi comprovada por FERRAZ (2014). Por fim, um terceiro cenário, quando todas as ETE’s estiverem operando com eficiência máxima, inclusive a expansão da ETE Barbosa Laje, ou seja, incremento de 50% de eficiência no tratamento dos efluentes lançados no Rio Paraibuna a montante do trecho estudado, conforme expansão que está contemplada no Plano Municipal de Saneamento Básico (PSB/JF, 2013).

Na Figura 7 está representada a localização das três Estações de Tratamento de Esgoto em Juiz de Fora que possuem influência no local de estudo deste projeto. A ETE Barbosa Laje está situada a montante do trecho de estudo, a ETE União Indústria receberá os efluentes atualmente lançados nos cursos d’água Taperas, São Pedro, Matirumbide, Yung e Independência, e por fim, a ETE Santa Luzia receberá os efluentes atualmente destinados ao tributário Ipiranga.

Figura 7. Fluxograma representativo das estações de tratamento de efluentes (ETEs) e sua localização nos respectivos tributários.



Fonte: Do autor (2021).

5. RESULTADOS E DISCUSSÕES

Nesta seção abordaremos os resultados obtidos durante as campanhas de campo que foram realizadas em 05/09/2019 (Campanha 1 – Período de estiagem) e 03/03/2020 (Campanha 2 – Período chuvoso). Os resultados obtidos contemplam as variáveis ambientais externas ao Rio Paraibuna, as variáveis hidráulicas do rio e seus afluentes e variáveis de qualidade de água. Essas informações foram utilizadas para calibração e prognósticos com o modelo de qualidade QUAL2K.

5.1 Variáveis Ambientais

Serão denominadas aqui de variáveis ambientais os dados externos, obtidos nos dias das campanhas amostrais, necessários para alimentar o modelo QUAL2K como: temperatura do ar, umidade relativa do ar, ponto de orvalho e pluviosidade (Tabela 7). Utilizou-se os dados oriundos do Instituto Nacional de Meteorologia (INMET), obtidos em uma estação automática instalada em Juiz de Fora – MG (Código A518).

Tabela 7: Dados ambientais médios diários, para as datas das duas campanhas amostrais, obtidos em estação meteorológica automática do INMET situada em Juiz de Fora – MG.

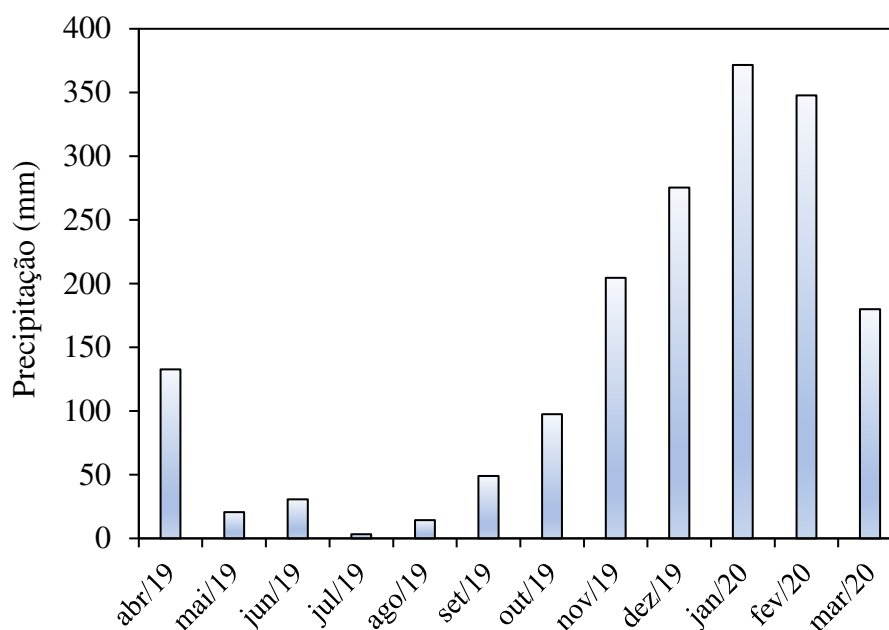
Variável ambiental	Campanha 1	Campanha 2
Temperatura do ar (°C)	16,2	18,3
Umidade relativa do ar (%)	94,3	97,8
Ponto de orvalho (°C)	15,3	17,8
Chuva (mm)	0,00	2,83

Fonte: Adaptado de INMET (2020).

A observação da Tabela 7 permite concluir que, durante a segunda campanha de campo houve um pequeno aumento na temperatura do ar, média para o dia, com relação à primeira campanha. Isso corrobora com as médias históricas que demonstram que o mês de março (segunda campanha) é mais quente que o mês de setembro (primeira campanha) na região de Juiz de Fora (MACHADO, 2003). Com relação à pluviosidade percebe-se que ocorreu uma pequena quantidade de chuva no dia da segunda campanha (2,83 mm) e não houve nenhum registro de chuva na primeira campanha. Ressalta-se que nos dias anteriores a

segunda campanha ocorreu chuvas intensas em Juiz de Fora e que conforme INMET houve, aproximadamente, médias mensais acumuladas nos meses de janeiro e fevereiro de 371,4 mm e 347,6 mm, respectivamente, valores acima da média histórica para os meses na região que são de 287 mm e 181 mm. Na Figura 8 é apresentado o acumulado mensal de chuvas na cidade de Juiz de Fora obtidos junto ao INMET. Percebe-se um período de estiagem anteriormente a primeira campanha (Setembro de 2019) e de chuvas intensas que precederam a segunda campanha (Março de 2020).

Figura 8. Acumulado mensal de chuvas em Juiz de Fora em um período de um ano, obtido na Estação Automática A518.



Fonte: Adaptado de Inmet (2020).

5.2 Vazões Medidas

Na Tabela 8 estão apresentadas as vazões medidas ao longo do Rio Paraibuna e seus afluentes, no trecho de estudo, durante as duas campanhas realizadas.

Tabela 8. Vazões medidas utilizando o ADCP e o molinete hidrométrico durante as campanhas amostrais 1 e 2 ao longo do Rio Paraibuna e afluentes da área de estudo.

TRECHO	CAMPANHA 1 ($\text{m}^3 \text{s}^{-1}$)	CAMPANHA 2 ($\text{m}^3 \text{s}^{-1}$)
Paraibuna – Cabeceira	3,92	60,25
Córrego Tapera	0,20	0,32
Paraibuna montante São Pedro	4,12	60,58
Córrego São Pedro	0,68	1,19
Paraibuna montante Matirumbide	4,80	61,76
Córrego Matirumbide	0,45	0,55
Paraibuna montante Yung	5,25	62,31
Córrego Yung	0,55	1,38
Paraibuna montante Independência	5,80	63,69
Córrego Independência	0,60	1,81
Régua da ANA	6,73	64,90
Paraibuna montante Ipiranga	6,40	65,50
Córrego Ipiranga	0,62	0,93
Paraibuna – Ponte do Zamba	7,02	66,44

Fonte: Do Autor (2021).

Observa-se na Tabela 8 que a variação de vazões no Rio Paraibuna ao longo do trecho medido e nos dias estudados é relativamente grande. A máxima vazão medida foi de $66,44 \text{ m}^3 \text{s}^{-1}$ (Ponte do Zamba – Campanha 2) e a vazão mínima foi de $3,92 \text{ m}^3 \text{s}^{-1}$ (Cabeceira – Campanha 1). É importante ressaltar que o Rio Paraibuna é regularizado a montante pelas vazões efluentes da Represa de Chapés D’uvas que mantém uma vazão entre 10 e $16 \text{ m}^3 \text{s}^{-1}$, conforme informações obtidas junto a Companhia de Saneamento Municipal – CESAMA, responsável pela operação da represa. Durante o período de estiagem a represa não conseguiu manter a vazão de regularização, devido ao grande período sem chuvas, e também que, conforme a CESAMA, ocorreu neste período uma manutenção em uma das comportas de liberação da vazão. Durante as duas campanhas obtiveram-se dados extremos, pois no mês de setembro de 2019 estava findando um período mais extenso de estiagem e durante o mês de março de 2020 ocorreu dias de chuvas intensas em Juiz de Fora, conforme foi discutido anteriormente (Figura 8).

É importante chamar a atenção para o fato de que as vazões dos tributários estudados são bastante reduzidas quando comparadas com o Rio Paraibuna. O valor médio das vazões nos tributários quantificados para as duas campanhas é da ordem de $0,80 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$. A maior vazão medida entre os afluentes do Rio Paraibuna foi a do Córrego Independência, igual a $1,81 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$, durante a segunda campanha e a menor vazão medida foi a do Córrego Tapera, igual a $0,20 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$, durante a primeira campanha. Não houve uma grande diferença, entre os valores obtidos nas duas campanhas nos tributários, como ocorreu no Rio Paraibuna, talvez pelo fato de que nos córregos não existe uma influência de regularização de vazão como ocorre no rio principal, sendo a vazão sustentada apenas pelo esgoto lançado neles.

Durante a realização das campanhas de campo foram obtidas as leituras da régua linimétrica da Estação Juiz de Fora Jusante (Código 58480500) operada pela Agência Nacional de Águas – ANA. Este dado serve de comparação com os dados obtidos em campo, no trecho Paraibuna montante Ipiranga, pois são obtidos no mesmo ponto. Essa comparação é importante, principalmente, devido ao fato de não ter sido possível determinar a vazão dos Córregos Matirumbide e Independência usando o molinete hidrométrico, pois conforme já foi mencionado, estes córregos estão canalizados nas proximidades de deságue no Rio Paraibuna. Durante a primeira campanha o dado da ANA foi de $6,40 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ e o medido em campo $6,73 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$, o que resulta de uma precisão de aproximadamente 95%. Durante a segunda campanha o dado da ANA foi de $64,90 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ e o medido em campo $65,50 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$, o que resulta de uma precisão de aproximadamente 99%.

5.3 Resultados das Simulações Hidráulicas do Modelo QUAL2K

Nesta seção apresentaremos os resultados referentes aos parâmetros hidráulicos obtidos com a simulação do modelo QUAL2K durante o processo de calibração, por trechos e durante as campanhas realizadas. Na Tabela 9 estão mostrados os ajustes de velocidade média e profundidade média, obtidos durante o processo de calibração do modelo. Esses valores representam a média por trecho de estudo e foram levantados para as campanhas 1 e 2.

Tabela 9: Velocidade média e profundidade média por trecho obtidos com a calibração do modelo para as campanhas 1 e 2.

Trecho	Campanha 1		Campanha 2	
	Velocidade	Profundidade	Velocidade	Profundidade
	(m s ⁻¹)	(m)	(m s ⁻¹)	(m)
Cabeceira - Tapera	0,20	0,85	0,35	2,75
Tapera – São Pedro	0,20	0,95	0,35	2,75
São Pedro – Matirumbide	0,20	0,95	0,35	2,60
Matirumbide – Yung	0,20	1,00	0,33	2,70
Yung – Independência	0,20	1,10	0,40	2,80
Independência – Ipiranga	0,40	1,14	0,50	3,00
Ipiranga – Zamba	0,55	0,95	0,65	2,50

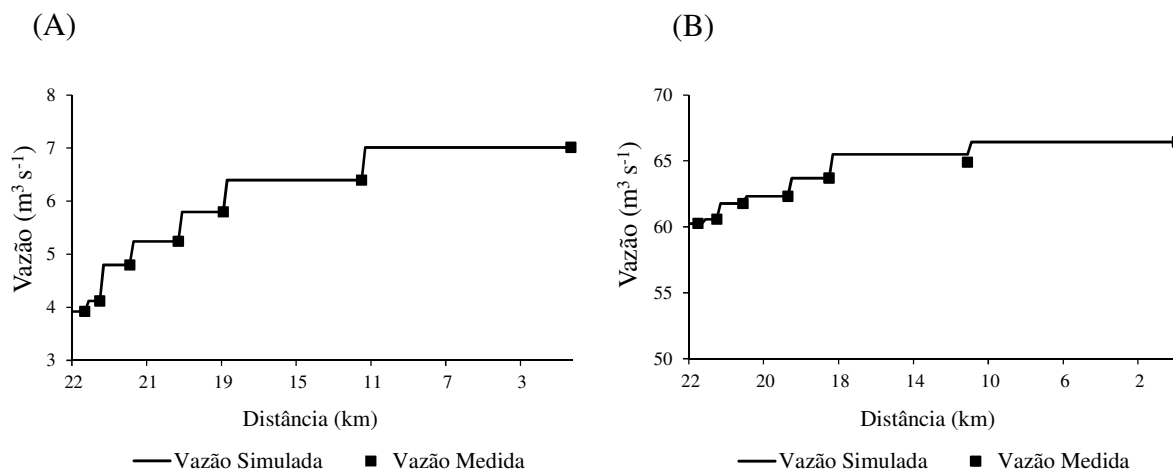
Fonte: Do Autor (2020).

A observação da Tabela 9 permite concluir que, durante as campanhas de campo realizadas as velocidades variaram entre 0,20 m s⁻¹ e 0,65 m s⁻¹ no trecho de estudo. As profundidades médias de cada trecho variaram entre 0,85 m e 3,00 m. Tanto a velocidade quanto a profundidade são maiores para a segunda campanha comparada à primeira. Isso é devido aos valores de vazões na segunda campanha que são superiores ao da primeira, e a vazão é diretamente proporcional à velocidade média e a área molhada da seção.

Conforme discutido anteriormente, o Rio Paraibuna após o córrego Independência apresenta um trecho bem encachoeirado (Figura A10), aumentando a velocidade média de escoamento da água. Isso pode ser observado no trecho Ipiranga – Zamba com valores de 0,55 m s⁻¹ e 0,65 m s⁻¹, respectivamente para a primeira e segunda campanha. Com relação à profundidade, o trecho Independência – Ipiranga é onde o Rio Paraibuna apresenta menor largura, fazendo aumentar a profundidade média no local, com valores de 1,14 m e 3,00 m, respectivamente para a primeira e segunda campanha.

A Figura 9 apresenta a variação das vazões medidas ao longo do trecho estudado no Rio Paraibuna durante as campanhas, e os valores obtidos a partir das simulações realizadas com o modelo QUAL2K.

Figura 9. Valores de vazão observados no Rio Paraibuna e simulados pelo QUAL2K durante a primeira (A) e a segunda (B) campanha amostral no período de estiagem (05/09/2019) e chuvoso (03/03/2020).



Fonte: Do Autor (2021).

As simulações com modelo QUAL2K indicam, assim como os valores medidos em campo, uma grande variação de vazão durante as duas campanhas amostrais. As vazões dos corpos d'água influenciam efetivamente as concentrações dos compostos dissolvidos, e, evidentemente haverá uma intervenção na qualidade ambiental dos compostos aqui estudados, oxigênio dissolvido e demanda bioquímica de oxigênio.

Tercini e Júnior (2016) durante estudos no rio Tietê observaram relação direta da vazão com a qualidade ambiental da água e indicaram que a alternativa mais eficiente para diminuir os impactos na qualidade da água é reduzir a carga orgânica aportada ao rio ou aumentar as descargas de vazão a montante do rio.

Pode-se perceber na Figura 9 que a curva simulada pelo modelo é influenciada pelas entradas dos tributários. O modelo faz um incremento da vazão ao longo do trecho do Rio Paraibuna com a vazão advinda dos córregos contribuintes. Essas contribuições são utilizadas pelo modelo para realizar o balanço de massa do indicador ambiental.

5.4 Variáveis de Qualidade de Água

Nesta seção abordaremos os resultados obtidos em campo para avaliação dos parâmetros de qualidade de água. Serão levantados neste tópico os dados obtidos em campo

de oxigênio dissolvido, demanda bioquímica de oxigênio, condutividade elétrica, pH e temperatura.

Na Tabela 10 estão apresentados os dados de oxigênio dissolvido para o Rio Paraibuna e seus afluentes objetos deste estudo, durante as duas campanhas realizadas.

Tabela 10: Resultados obtidos em campo para oxigênio dissolvido (OD) e demanda bioquímica de oxigênio (DBO), nas duas campanhas amostrais.

Trecho	OD (mg L ⁻¹)		DBO (mg L ⁻¹)	
	Camp. 1	Camp. 2	Camp. 1	Camp. 2
Paraibuna - Cabeceira	4,1	6,4	22,8	1,6
Córrego Tapera	2,9	5,8	49,5	1,0
Paraibuna montante São Pedro	2,3	6,6	26,9	1,7
Córrego São Pedro	1,6	5,8	*	2,2
Paraibuna montante Matirumbide	0,7	6,4	26,1	0,9
Córrego Matirumbide	1,5	4,3	138,5	18,5
Paraibuna montante Yung	1,8	6,0	38,1	2,3
Córrego Yung	2,1	5,3	65,5	6,2
Paraibuna montante Independência	1,3	6,0	41,5	4,4
Córrego Independência	1,5	5,0	*	49,4
Paraibuna montante Ipiranga	2,1	6,1	42,9	11,3
Córrego Ipiranga	3,2	6,0	53,6	18,5
Paraibuna - Ponte do Zamba	7,1	7,1	24,1	3,8

* Valor não obtido.

Fonte: Do Autor (2021).

O Rio Paraibuna é enquadrado, no trecho de estudo, como um rio classe 2 (MINISTÉRIO DO INTERIOR, 1981; COPAM, 1996), ou seja, limite inferior de OD igual a 5 mg L⁻¹ e limite superior de DBO igual a 5 mg L⁻¹.

Com relação aos valores de OD (Tabela 10), nota-se um quadro hídrico-ambiental dos córregos monitorados extremamente impactados, principalmente para a primeira campanha de campo. Analisando a primeira campanha e excetuando o trecho mais a jusante – Paraibuna Ponte do Zamba – os demais trechos encontram-se com OD inferiores a 5 mg L⁻¹, resultado do despejo de efluentes não tratados nos cursos d'água, agravado pela menor vazão no período de estiagem com menor potencial de diluição. Chama-se atenção para o trecho –

Paraibuna montante Matirumbide com OD de $0,7 \text{ mg L}^{-1}$, um ambiente anóxico. Este trecho é considerado a região mais central de Juiz de Fora, onde existe o cruzamento da Avenida Rio Branco com a Avenida Brasil (Figura A5). Uma causa para essa baixa qualidade do rio em termos de OD pode ser a baixa vazão no dia da realização da campanha, conforme pode ser constatado pelos dados da Tabela 9. Ressalta-se a contribuição fundamental da Barragem de Chapéu D'Uvas que funciona como reservatório de regularização de vazão do rio, mas no período avaliado, a região estava sob um período de estiagem forte e também, neste período ocorreu uma manutenção em uma das comportas de liberação de vazão, o que acarretou na diminuição da vazão para o Rio Paraibuna.

Mesmo no período de estiagem, o trecho Paraibuna Ponte do Zamba, apresentou valor relativamente elevado de OD, justificado pela maior velocidade da água no trecho. Em relação ao OD, existe uma forte influência da turbulência provocada por queda d'água. Apesar da potencial carga de matéria orgânica, existe uma elevada capacidade de autodepuração, associada a elevadas taxas de degradação da matéria orgânica e a condições físicas favoráveis de turbulência que promovem o processo de reaeração atmosférica mais eficiente no corpo d'água (ABREU; CUNHA, 2017).

Analisando a segunda campanha, foram obtidos valores de OD superiores quando comparados com a primeira campanha. Todos os trechos estudados do Rio Paraibuna encontram-se com OD superior a 5 mg L^{-1} . O pior trecho no rio é o – Paraibuna Montante Yung – onde encontrou-se um valor de $5,98 \text{ mg L}^{-1}$, um valor considerado aceitável pela Resolução CONAMA nº 357, para a classe 2 (BRASIL, 2005). No trabalho de Fraga et al. (2020) modelando a sazonalidade da qualidade da água do rio Piracicaba, foi observado que no período chuvoso, em todas as seções, as concentrações de OD foram superiores à mínima recomendada pela legislação e ficaram sempre próximas aos valores de saturação.

Os valores de concentração de OD na desembocadura dos seis tributários são bem menores que os medidos no corpo principal do Rio Paraibuna, provavelmente em função da maior proporção entre os esgotos despejados e a vazão do curso d'água. Este fato foi principalmente observado para a primeira campanha de campo, agravado pelas menores vazões no período de estiagem. É de chamar atenção os valores de OD para os Córregos São Pedro, Matirumbide e Independência que se encontravam menores que 2 mg L^{-1} durante a realização da primeira campanha. Ambientes praticamente anóxicos, com decomposição anaeróbia da matéria orgânica e suas consequências, a saber, liberação de metano, gás sulfídricos, maus odores, entre outros. Claramente foram sentidos esses odores durante a coleta de amostras realizadas ao longo dos trabalhos de campo. No trabalho de Alvarenga et

al. (2012), foi observado que no período seco ocorrem menores temperaturas na água e baixo fluxo de precipitado para o rio ocasionando menor diluição dos compostos ali dissolvidos e redução nos níveis de OD. Os tributários durante a segunda campanha encontram-se com valores aceitáveis de OD, com uma média de 5 mg L^{-1} , fato devido a maior vazão nos córregos resultando em uma maior diluição da matéria orgânica presente no meio.

Analisando a primeira campanha de campo, os valores da DBO evidenciam um quadro hídrico-ambiental igualmente muito degradado, uma vez que tanto os tributários quanto o próprio Rio Paraibuna apresentam valores de DBO superiores a 5 mg L^{-1} , limite superior para os objetivos propostos para um rio classe 2, conforme CONAMA nº 357/2005. Destaca-se o valor de DBO medido para o Córrego Matirumbide que apresentou concentração de 139 mg L^{-1} . Este valor correspondente a cerca de metade do valor observado no esgoto *in natura*. Ressalta-se que nos Córregos São Pedro e Independência não foi possível analisar a DBO. Estes dados foram implementados no modelo QUAL2K com a média dos resultados obtidos por Soares (2008), para os mesmos trechos e com valores respectivamente de, $99,8 \text{ mg L}^{-1}$ e $112,8 \text{ mg L}^{-1}$.

Com relação à segunda campanha de campo, os valores de DBO encontraram-se melhores em comparação a primeira campanha. Fato este, devido a maior diluição dos compostos na massa líquida, adequado a maior vazão desta campanha. Analisando apenas o Rio Paraibuna todos os trechos encontram-se em conformidade com a resolução CONAMA nº 357/2005, com exceção do trecho Paraibuna montante Ipiranga, que apresentou concentração de 11 mg L^{-1} . Neste trecho existe um matadouro, que mesmo tendo seus efluentes tratados durante o processo industrial, não há garantias de que em todo o tempo, a indústria devolve ao Rio Paraibuna o efluente tratado com a qualidade exigida pela legislação ambiental pertinente. Os tributários Matirumbide, Independência e Ipiranga também apresentaram valores elevados para esta campanha de respectivamente, 18 mg L^{-1} , 49 mg L^{-1} e 18 mg L^{-1} .

De maneira geral, os resultados obtidos de DBO para a primeira campanha – tributários e Rio Paraibuna – são inconsistentes com as demandas por sustentabilidade hídrica requerida por uma sociedade mais desenvolvida. A análise destas informações permite concluir que existe efetivamente uma imensa carga de matéria orgânica aportada ao Rio Paraibuna pelas 6 sub-bacias aqui analisadas. No Brasil, os cursos d'água que atravessam cidades maiores normalmente apresentam qualidade ruim das águas pelo despejo dos efluentes domésticos, parcialmente tratados ou sem tratamento, tal como verificado por

Tercini e Júnior (2016) na cidade de São Paulo - SP, Filho e Neto (2018) em Teresina – PI e Maranhão (2011) em BÉlem –PA.

Nas sub-bacias estudadas no presente trabalho, existem vários empreendimentos industriais de pequeno e médio porte, dos tipos têxteis e de abate de animais, que sabidamente contribuem com cargas elevadas de matéria orgânica em seus efluentes. Assim, o quadro aqui traçado não se limita ao lançamento de efluentes domésticos *in natura* no rio, mas também efluentes industriais, tal como verificado por Piratoba et al. (2017) em Barcarena – PA, e Teixeira e Porto (2008) em Piracicaba – SP.

A carga diária *per capita* de DBO é usualmente admitida como 54 g de DBO por dia, quando considera-se 180 L dia⁻¹ como a vazão de lançamento de efluentes com DBO igual a 300 mg L⁻¹. Esta informação permite estimar a população equivalente ao se calcular a carga efetivamente lançada por sub-bacia estudada, por campanha, admitindo-se somente esgoto doméstico para contribuição de DBO. Os dados necessários para o cálculo das populações equivalentes por sub-bacia – vazão e DBO – foram apresentados nas Tabelas 8 e 10. Assim, a Tabela 11 apresenta o equivalente populacional – EP - para cada campanha e a média das campanhas.

Tabela 11. Equivalente Populacional (EP) para as sub-bacias estudadas obtido com a conversão dos dados de DBO observados nas campanhas amostrais.

Sub-bacias	Campanha 1	Campanha 2	Média das Campanhas
	Habitantes		
Córrego Tapera	15.840	507	8.173
Córrego São Pedro	108.582	4.094	56.388
Córrego Matirumbide	99.720	16.236	57.978
Córrego Yung	57.640	13.712	35.676
Córrego Independência	108.288	142.976	125.632
Córrego Ipiranga	53.171	27.588	40.379
	TOTAL		324.176

Fonte: Do Autor (2021).

Ao transitar nas proximidades dos córregos estudados, durante a coleta de dados nos dias das campanhas, notou-se os maus odores liberados pelos córregos que compõem a rede hídrica e a poluição visual pelo aspecto desagradável da água.

O Equivalente Populacional médio durante as campanhas corresponde a mais da metade da população da cidade de Juiz de Fora, que segundo o IBGE (2018) é de 564.310 habitantes. Este quadro hídrico ambiental é bastante impactado e vai de encontro a qualquer plano, programa ou ações relativas à sustentabilidade ambiental profundamente preconizada pelas políticas ambientais relacionadas à disponibilidade hídrica em quantidade e com qualidade para fazer frente às demandas continuamente crescentes da indústria, agricultura e abastecimento públicos de Juiz de Fora.

As variáveis de qualidade de água: temperatura, pH e condutividade elétrica foram igualmente monitoradas ao longo das duas campanhas. Essas variáveis auxiliam nas análises acerca dos impactos advindos do aporte de efluentes *in natura* nos mananciais e indicam a presença de determinados tipos de poluentes e influenciam na dinâmica de autodepuração do corpo hídrico.

Na Tabela 12 estão os dados de temperatura, pH e condutividade elétrica obtidos durante as duas campanhas realizadas, contemplando o Rio Paraibuna e seus afluentes no trecho de estudo.

Tabela 12. Valores de temperatura, pH e condutividade elétrica obtidas durante as duas campanhas amostrais no rio Paraibuna e afluentes estudados.

Trecho	Temperatura (°C)		pH		Condutividade ($\mu\text{S cm}^{-1}$)	
	Campanhas		Campanhas		Campanhas	
	1	2	1	2	1	2
Paraibuna – Cabeceira	21,7	22,8	7,0	7,0	98,9	61,9
Córrego Tapera	21,5	23,5	7,5	7,3	95,6	133,0
Paraibuna mont. São Pedro	21,3	22,9	7,0	7,3	103,4	61,9
Córrego São Pedro	20,6	23,2	7,4	7,5	111,6	121,4
Paraibuna mont. Matirumbide	21,2	23,1	7,1	7,2	100,2	62,4
Córrego Matirumbide	21,4	23,9	7,7	7,6	168,6	241,0
Paraibuna mont. Yung	21,2	22,8	7,1	7,2	100,6	72,5
Córrego Yung	21,0	23,4	7,6	7,3	103,1	125,2
Paraibuna mont. Independência	21,3	22,8	7,1	7,2	102,5	78,3
Córrego Independência	22,7	23,7	7,7	7,5	146,4	219,7
Paraibuna mont. Ipiranga	21,8	22,9	7,2	7,1	106,0	65,9
Córrego Ipiranga	22,1	23,3	7,6	7,3	106,4	112,5
Paraibuna – Ponte do Zamba	22,9	22,1	7,6	7,0	103,6	45,2

Fonte: Do Autor (2021).

A temperatura da água no Rio Paraibuna e afluentes aqui estudados sofreu uma pequena variação nas duas campanhas de campo, sendo levemente maior durante a segunda campanha. Essas variações de temperatura são sazonais e associadas com as estações do ano. A segunda campanha foi realizada em março, verão, em que se verifica maior temperatura que as demais estações do ano. Nota-se que entre as duas campanhas, a variação da temperatura da água nos tributários foi maior, por terem menor profundidade e sofrerem maior influência da temperatura ambiente, tal como verificado por Fia et al. (2015). Exceção faz-se aqui ao Córrego Independência por possuir longo trecho canalizado, e sofre menor influência da temperatura externa e radiação solar.

Os valores de pH medidos variaram entre 7,0 e 7,7 durante as campanhas, o que mostra ser ligeiramente básico. Com os maiores valores de DBO nos cursos d'água, esperava-se menores valores de pH proporcionado pela degradação anaeróbia da matéria orgânica (BARRETO et al., 2014; SANTOS et al., 2018). Assim, como os valores de pH variaram de neutro a levemente básico, pode ser um indicativo da contribuição de efluentes industriais na região (RIBEIRO; SANDRI; BOÊNO, 2013). É difícil estabelecer uma explicação imediata para o comportamento do pH pois este é influenciado por inúmeros fatores, tais como sólidos, gases dissolvidos, dureza, alcalinidade, temperatura, fatores bióticos entre outros (FRITZONS et al., 2003). A Resolução CONAMA nº 357/2005 estabelece o intervalo de pH entre 6 e 9 para todas as classes de uso, o que mostra que o trecho estudado se encontra dentro das normas com relação a esta variável de qualidade.

Para a condutividade elétrica na primeira campanha, analisando o Rio Paraibuna, foram obtidos valores maiores com uma média de $102 \mu\text{S cm}^{-1}$, contra uma média de $64 \mu\text{S cm}^{-1}$ para a segunda campanha. Como a condutividade indica a concentração de íons na água, o fator diluição é extremamente relevante. Conforme a Tabela 9, a segunda campanha foi realizada com vazão muito maior que a primeira campanha. A condutividade elétrica dos córregos foi elevada para ambas as campanhas, e maior que $100 \mu\text{S cm}^{-1}$ em todas as análises da campanha 1. Isso é um indicativo de maior concentração de esgotos domésticos, no leito dos córregos, uma vez que todo esgoto da região é lançado *in natura* diretamente nos córregos. Ressalta-se também, neste caso, a contribuição dos despejos industriais nos cursos d'água.

5.5 Calibração do Modelo QUAL2K: Dados de Qualidade de Água

Nesta secção será abordado a calibração das variáveis oxigênio dissolvido - OD e demanda bioquímica de oxigênio - DBO para as duas campanhas realizadas usando o modelo de qualidade de água QUAL2K. Será apresentado também, a simulação do modelo para temperatura, pH e condutividade elétrica.

A Tabela 13 apresenta os dados de saída do modelo que foram obtidos com o ajuste dos dados medidos com os dados simulados, o coeficiente de desoxigenação K_1 e o coeficiente de reaeração K_2 .

Tabela 13. Coeficientes K_1 e K_2 calculados a partir dos dados coletados em campo e utilizados para ajuste das curvas no modelo QUAL2K.

TRECHO	K_1		K_2	
	Camp. 1	Camp. 2	Camp. 1	Camp. 2
Cabeceira – Tapera	1,65	1,65	2,24	0,71
Tapera - São Pedro	1,85	1,65	1,90	0,71
São Pedro - Matirumbide	2,95	2,45	1,90	0,75
Matirumbide - Yung	0,05	1,50	1,76	0,71
Yung - Independência	0,70	0,60	1,52	0,70
Independência - Ipiranga	0,22	0,19	2,04	0,95
Ipiranga – Ponte do Zamba	0,01	0,01	3,15	1,95

Fonte: Do Autor (2021).

A análise dos dados da Tabela 13 permite concluir que os valores de K_1 , referentes à calibração dos dados de qualidade de água – OD e DBO são mais elevados se comparados aos de literatura (ver Tabela 2), principalmente para os três primeiros trechos. O Córrego Matirumbide apresentou o maior valor de DBO na campanha 1, o que provavelmente reduziu a concentração de OD no Rio Paraibuna no trecho Matirumbide – Yung, levando à redução da degradação aeróbia e, conseqüentemente, a um reduzido valor de K_1 ($0,05 \text{ d}^{-1}$). Outro fator relevante pode ser alguma atividade industrial presente ao longo da sub-bacia do Córrego Matirumbide. Tal fato pode ter contribuído para uma matéria orgânica de mais difícil biodegradação, fazendo que os valores de K_1 , neste trecho, fossem reduzidos.

Ressalta-se, assim, que os valores obtidos para K_1 denotam a presença de grandes cargas de matéria orgânica nos trechos analisados, soma-se a isto a biodegradabilidade da matéria orgânica presente no corpo hídrico. Realmente, fortes odores típicos de decomposição anaeróbica são sentidos nas proximidades do Rio Paraibuna, principalmente com baixa vazão, como ocorreu na primeira campanha. Ademais, os valores medidos de concentração de OD confirmam essa avaliação qualitativa conforme já mostrado anteriormente na Tabela 10.

Observa-se ainda, qualitativamente, tendência de redução de K_1 à medida que o escoamento avança à jusante, principalmente após o córrego Yung (região mais central e urbanizada da cidade). Neste ponto, foram observados elevados valores de matéria orgânica com reduzidos valores de OD e com isso a decomposição bacteriana diminuiu. No trabalho de Menezes et al. (2015) ao analisar o efeito na sazonalidade na autodepuração do Ribeirão

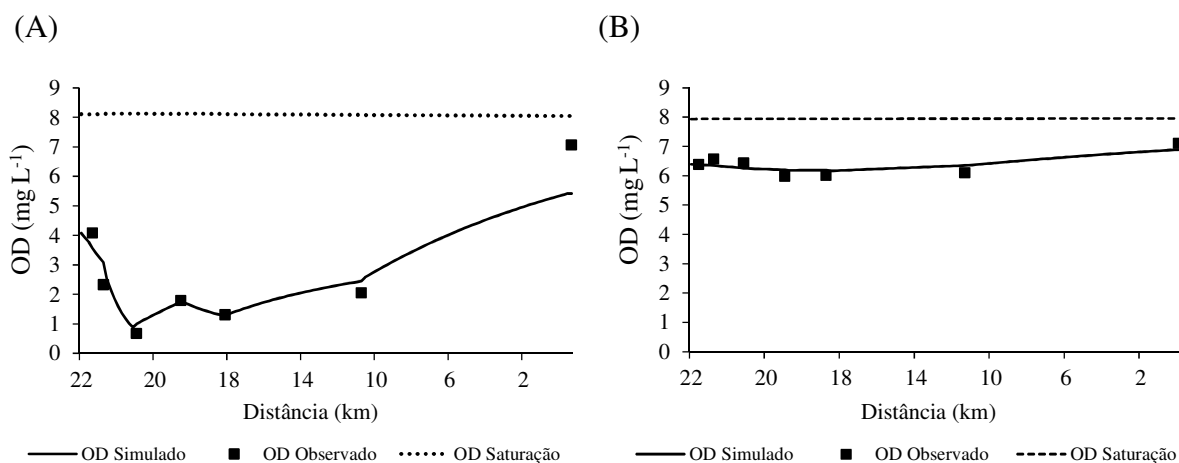
Vermelho encontrou valores de K_1 variando entre 0,07 e 0,15 d^{-1} . Barros et al. (2011) avaliando o balanço de oxigênio no rio Turvo, em diferentes estações, observou esse padrão, com valores de K_1 mais baixos e uma taxa de estabilização mais lenta de matéria orgânica, resultando em uma DBO alta. Em contraste, as amostras com maiores valores de K_1 degradaram a matéria orgânica mais rapidamente.

Com relação aos valores de K_2 , observa-se valores bastante elevados, quando comparados aos valores típicos observados na literatura, principalmente para a primeira campanha, cuja média ao longo de todo o trecho do rio é de 2,07 d^{-1} , com variação entre 1,52 e 3,15 d^{-1} . Segundo a literatura são valores atípicos e característicos de escoamento com declividade elevada, o que não é o caso, especialmente à montante do Córrego Independência, onde as declividades do Rio Paraibuna são reduzidas. Acredita-se que a maior interferência das características hidráulicas do rio na influência nos valores de K_2 encontra-se na menor altura de lâmina d'água decorrente da baixa vazão, o que pode ter favorecido as trocas gasosas entre o meio atmosférico e o rio. Menezes et al. (2015) estudando o Ribeirão Vermelho encontraram valores de K_2 elevados, durante o período de inverno, com baixa vazão, lâmina d'água mais rasas e tendência a ter maior coeficiente de reaeração, devido à facilidade de mistura no perfil de profundidade e maior turbulência superficial. Haider et al. (2013) em um rio no Paquistão observaram as mesmas condições de K_2 com base nas condições hidrodinâmicas do rio e no modelo aplicado.

Com relação à segunda campanha, os valores de K_2 encontra-se com um média de 0,92 d^{-1} , com variação entre 0,70 e 1,95 d^{-1} . Segundo a literatura esses valores são característicos de rios rápidos. Durante essa campanha a vazão do Rio Paraibuna estava elevada devido às chuvas intensas ocorridas nos dias que antecederam a campanha. Em ambas as campanhas o último trecho, a montante do Córrego Ipiranga, encontrou-se valores elevados para K_2 , justificado pelo aumento de velocidade da água devido à maior declividade e turbulência no trecho. Fraga et al. (2020) modelando a sazonalidade do rio Piracicaba encontraram maiores valores de K_2 para o período seco, com faixa de valores de 2,10 a 6,35 e 1,75 a 3,28, respectivamente para os períodos seco e chuvoso.

A Figura 10 apresenta a variação do OD medidos ao longo do trecho estudado no Rio Paraibuna durante as campanhas, obtidos a partir das simulações realizadas com o modelo QUAL2K.

Figura 10. Valores de oxigênio dissolvido (OD) observados no Rio Paraibuna e simulados pelo QUAL2K durante a primeira (A) e a segunda (B) campanha amostral no período de estiagem (05/09/2019) e chuvoso (03/03/2020).



Fonte: Do Autor (2021).

Nota-se, a partir da Figura 10 que o ajuste entre os valores de OD medidos e os simulados são bastante similares, indicando que os valores do parâmetro K_2 , apresentado na Tabela 13, representa bem a hidrodinâmica de transferência de oxigênio atmosférico para o corpo d'água, apesar de haver uma certa discrepância entre as campanhas realizadas.

As curvas de OD apresentam uma tendência de redução de concentração no Rio Paraibuna à medida que o escoamento se processa para jusante e recebe crescentes cargas de matéria orgânica dos tributários, principalmente para a primeira campanha, onde a vazão é baixa e tem-se acentuado a curva de depleção do oxigênio dissolvido. A partir do Córrego Independência, aproximadamente no km 18,5 (contabilizados de jusante para montante), o rio passa a ter um gradiente positivo de oxigênio dissolvido, restaurando suas características ambientais naturalmente com a decomposição da matéria orgânica e trocas gasosas com o meio atmosférico. O ponto mais crítico em termos de OD é próximo ao Córrego Matirumbide, no km 21,0, região de cruzamento entre as avenidas Rio Branco e Brasil.

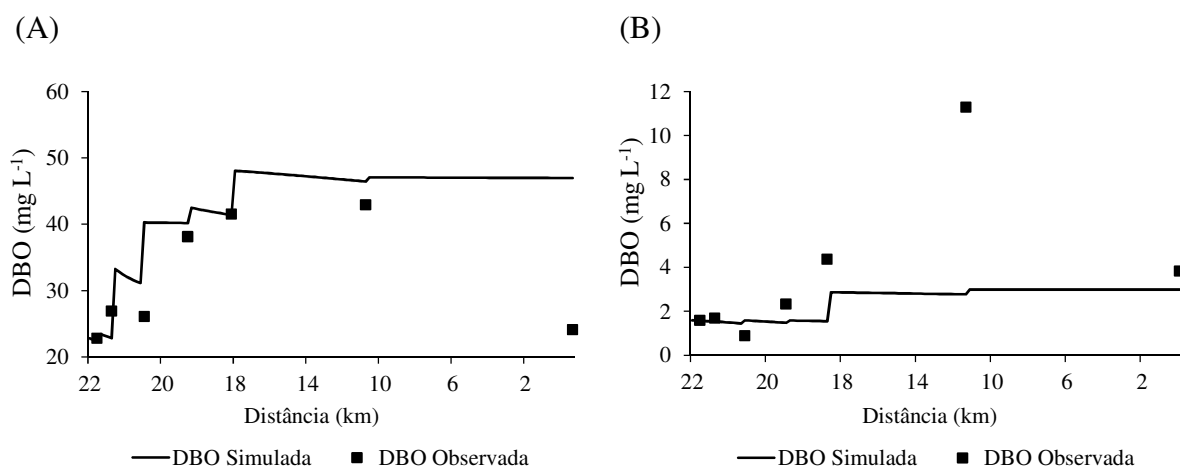
Durante a segunda campanha a curva de depleção do oxigênio não é acentuada devido aos altos valores de OD encontrados ao longo de todo o trecho. As concentrações de OD superam, em todo rio, $5,8 \text{ mg L}^{-1}$, com valor máximo de concentração em seu ponto mais a jusante (Ponte do Zamba), acima de $7,0 \text{ mg L}^{-1}$. Este resultado é importante, pois neste ponto, o Rio Paraibuna passa a escoar na cidade de Matias Barbosa, e esta cidade utiliza desta água para abastecimento público, entretanto a carga orgânica permanece no rio. Nessa campanha o

rio encontra-se, em termos de OD, em condições acima do estabelecido pela legislação, que para um rio classe 2 é de $5,0 \text{ mg L}^{-1}$.

O índice estatístico de REMQ foi calculado para se estabelecer o quão significativo foi essa simulação com os dados observados em campo. Para a primeira campanha foi encontrado REMQ de 0,70% e para a segunda campanha 0,19%. Estes resultados mostram que houve um melhor ajuste dos dados durante a calibração do modelo QUAL2K durante a segunda campanha. De forma semelhante, Abdeveis et al. (2020) verificaram um ajuste entre os dados observados e simulados com base no REMQ para OD (14%), ao utilizarem o QUAL2K para modelar a qualidade da água no Rio Dez no Irã. O mesmo foi observado por Hossain, Sujaul e Nasly (2014) ao modelarem a qualidade da água no rio Tunggak, na Malásia, onde o REMQ foi de 1,6% para o OD. Esses rios tem em comum com o Rio Paraibuna o fato de estarem em regiões de clima tropical, com duas estações bem definidas, verão quente e chuvoso e inverno frio e seco.

A Figura 11 apresenta a variação da DBO medida ao longo do trecho estudado no Rio Paraibuna durante as campanhas, obtidos a partir das simulações realizadas com o modelo QUAL2K.

Figura 11. Valores de demanda bioquímica de oxigênio (DBO) observados no Rio Paraibuna e simulados pelo QUAL2K durante a primeira (A) e a segunda (B) campanha amostral no período de estiagem (05/09/2019) e chuvoso (03/03/2020).



Fonte: Do Autor (2021).

Durante a primeira campanha, um dado que divergiu da curva simulada foi no km 0, na Ponte do Zamba. O rio no último trecho, aparentemente, diminuiu sua carga de matéria orgânica chegando a pouco mais de 20 mg L^{-1} de DBO. Neste trecho, conforme a Tabela 13 o

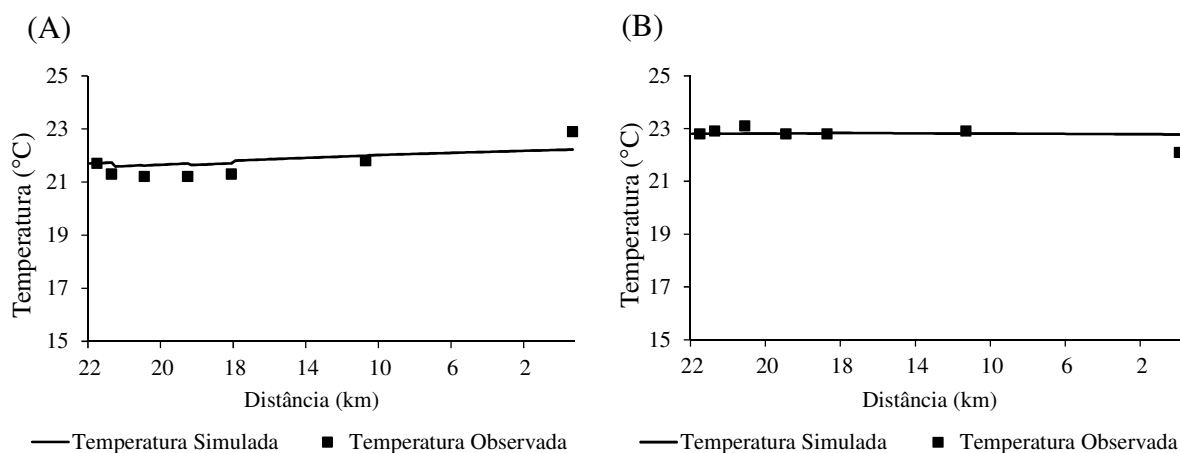
K_1 foi de $0,01\text{ d}^{-1}$ e o K_2 de $3,15\text{ d}^{-1}$, ou seja, baixa desoxigenação por decomposição da matéria orgânica com alta reaeração do rio devido a turbulência e baixa profundidade. Durante a segunda campanha, esta divergência pode ser observada no km 11, próximo ao Córrego Independência. Este córrego é canalizado e passa por um longo trecho da cidade em uma região considerada de médio a alto padrão com grande densidade populacional. Bottino et al. (2010) observaram uma discrepância nos resultados para a calibração do modelo QUAL2K com os dados de amostragem do rio Canha, no entanto, muitos parâmetros e aplicações apresentadas no modelo são atribuídos a ambientes temperados, o que pode comprometer a calibração de algumas variáveis. Por outro lado, em estudos sobre a qualidade das águas em um rio na Malásia, Hossain, Sujaul e Nasly (2014) observaram que o resultado da calibração do modelo QUAL2Kw estavam de acordo com os valores observados.

Retirando essas exceções, de modo geral, os valores de K_1 e K_2 reproduzem adequadamente os valores de DBO medidos no trecho de rio estudado para o modelo QUAL2K. Conforme mencionado anteriormente, os valores de DBO encontrados para os córregos Matirumbide e Independência destoam dos demais. São valores elevados (ver Tabela 10), talvez devido à canalização dos córregos, que dificulta em muito a sua autodepuração, pois não ocorre com eficiência o processo de reaeração, uma vez que a concentração de OD no ar é baixa e ocorre pouca turbulência, devido à baixa rugosidade de fundo.

O índice estatístico de REMQ também foi calculado para estabelecer uma relação de proximidade entre esses dados. Para a primeira campanha foi encontrado REMQ de 10,97% e para a segunda campanha de 3,22%. Estes resultados mostram que houve um melhor ajuste dos dados simulados durante a segunda campanha, o mesmo que ocorreu com o OD. Camargo et al. (2010) relatam que valor de REMQ inferior a 20% pode-se considerar um bom ajuste entre os valores observados e previstos pelo modelo.

A Figura 12 apresenta a variação da temperatura medida ao longo do trecho estudado no Rio Paraibuna durante as campanhas, obtida a partir das simulações realizadas com o modelo QUAL2K.

Figura 12. Valores de temperatura observados no Rio Paraibuna e simulados pelo QUAL2K durante a primeira (A) e a segunda (B) campanha amostral no período de estiagem (05/09/2019) e chuvoso (03/03/2020).

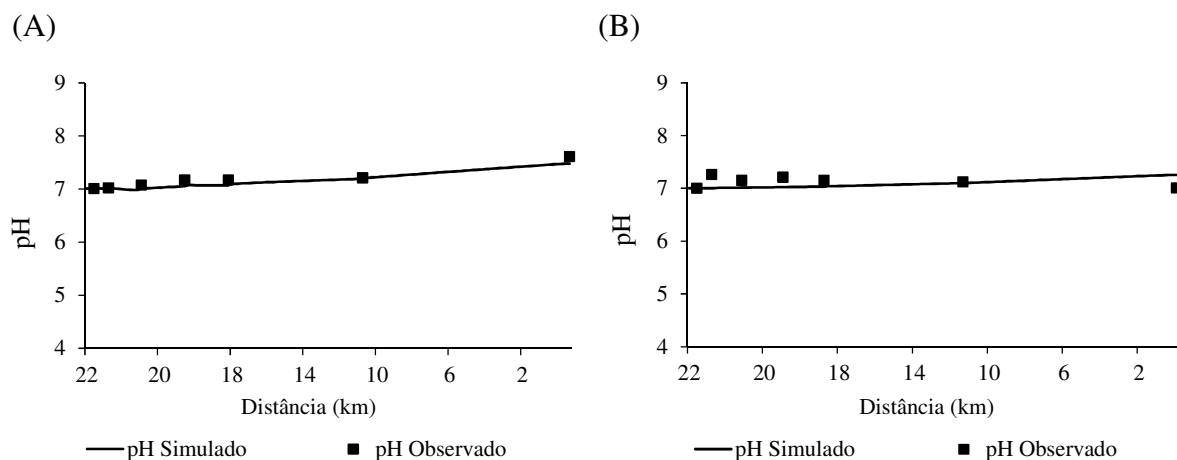


Fonte: Do Autor (2021).

As temperaturas do escoamento do Rio Paraibuna, no trecho estudado, mantiveram-se em torno de 21°C durante a primeira campanha e de 23°C durante a segunda campanha. Conforme já foi relatado anteriormente, essa diferença se dá por questões sazonais. Durante o escoamento para jusante não se observa variação significativa na temperatura. O aumento da temperatura na água acelera os processos de transferência de oxigênio da atmosfera para a água, mas reduz à solubilidade máxima do gás no corpo receptor, assim, o corpo d'água tende a reaerar mais rápido, mas a concentração de saturação será menor, quando comparada àquela observada em menores temperaturas. Essa pequena diferença pode ser observada na Figura 10, onde o oxigênio dissolvido de saturação na água foi ligeiramente superior durante a primeira campanha.

As simulações do potencial hidrogeniônico, pH, obtidas pelo modelo QUAL2K e os valores medidos ao longo do trecho estudado no Rio Paraibuna durante as campanhas estão mostrados na Figura 13.

Figura 13. Valores de potencial hidrogeniônico (pH), observados no Rio Paraibuna e simulados pelo QUAL2K durante a primeira (A) e a segunda (B) campanha amostral no período de estiagem (05/09/2019) e chuvoso (03/03/2020).

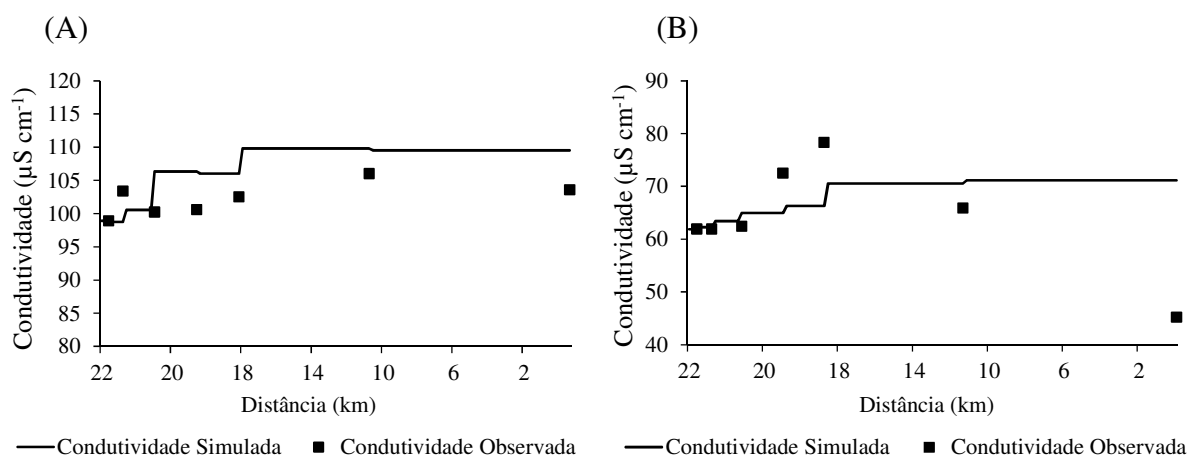


Fonte: Do Autor (2021).

As medidas de pH são de extrema importância, uma vez que fornecem inúmeras informações a respeito da qualidade da água, mas não indica os compostos ali dissolvidos. Em ambas as campanhas não houve uma grande variação no pH, sendo o mesmo próximo da neutralidade (pH 7) no trecho mais a montante e ligeiramente básico no trecho do rio a jusante do Córrego Independência. Tanto os dados observados e a curva simulada encontram-se dentro dos parâmetros estabelecidos pela Resolução CONAMA nº 357/2005 para um rio classe 2, que segundo a norma é de 6 a 9.

As simulações de condutividade elétrica obtidas pelo modelo QUAL2K e os valores medidos ao longo do trecho estudado no Rio Paraibuna durante as campanhas estão mostrados na Figura 14.

Figura 14. Valores de condutividade elétrica (CE), observados no Rio Paraibuna e simulados pelo QUAL2K durante a primeira (A) e a segunda (B) campanha amostral no período de estiagem (05/09/2019) e chuvoso (03/03/2020).



Fonte: Do Autor (2021).

As simulações da condutividade elétrica em ambas as campanhas foram bem ajustados aos dados observados em campo, principalmente durante a primeira campanha. Conforme já descrito anteriormente a vazão influencia diretamente na diluição dos íons dissolvidos na água. Este fator influenciou na simulação com resultados acima de $100 \mu\text{S cm}^{-1}$ na primeira campanha e menor que $70 \mu\text{S cm}^{-1}$ durante a segunda campanha. Durante a segunda campanha, em seu último trecho, o modelo não foi capaz de acompanhar a redução da concentração da condutividade. Acredita-se que o modelo não conseguiu diferenciar este último trecho por apresentar características físicas diferentes dos demais, com alta declividade e bem encachoeirado.

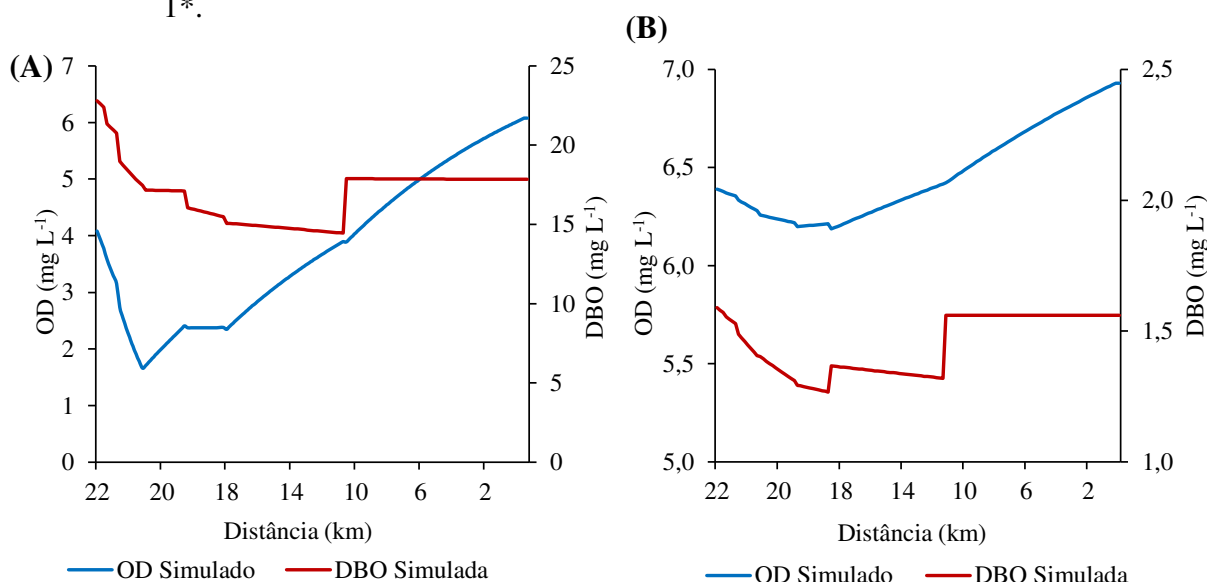
5.4 Cenários de Qualidade de Água

Apresenta-se a seguir cenários de qualidade de águas do Rio Paraibuna a partir do tratamento da totalidade dos esgotos domésticos das seis sub-bacias e à montante daquelas situadas no trecho de estudo. Com estes cenários é possível verificar o impacto provável sobre a classe do Rio Paraibuna no trecho estudado, considerando a Resolução CONAMA nº 357/2005 considerando-se apenas os indicadores OD e DBO.

5.4.1 Cenário Proposto 1

A intervenção proposta refere-se ao tratamento da totalidade dos efluentes domésticos dos moradores e indústrias das seis sub-bacias analisadas com eficiência de remoção de DBO igual à 90%, mantendo-se inalterada a carga de DBO proveniente das bacias situadas à montante e do Córrego Ipiranga. Assim, as condições iniciais são expressas por 10% dos valores de DBO mostrados na Tabela 10. Os resultados do modelo QUAL2K para OD e DBO, durante as campanhas de seca e chuvosa apresentam-se na Figura 15.

Figura 15. Prognóstico dos valores de oxigênio dissolvido (OD) e demanda bioquímica de oxigênio (DBO) para o trecho estudado do Rio Paraíba simulados pelo QUAL2K considerando o período de estiagem (A) e chuvoso (B) para o cenário 1*.



* Cenário 1: Tratamento de 90% da matéria orgânica na ETE União Indústria.

Fonte: Do Autor (2021).

Neste cenário observa-se durante o período de estiagem uma forte recuperação dos níveis de OD a partir do Córrego Matirumbide (km 20). Assim, percebe-se que a intervenção proposta atinge os objetivos preliminares de alcançar a Classe 2 de qualidade para o rio, com valores de OD superiores a 5 mg L⁻¹, somente a partir do Córrego Ipiranga (km 6) (Figura 15A). Neste local o rio passa por um trecho bem encachoeirado e já não se encontra na região mais central da cidade. Para este mesmo período os objetivos também não foram alcançados para a DBO, pois em todo o trecho estudado as concentrações ficaram acima de 5 mg L⁻¹ (Figura 15A).

Com relação ao período chuvoso (Figura 15B) todo o trecho de estudo alcança os objetivos elencados para um rio classe 2, em termos de OD e DBO. Todo o trecho possui níveis de OD acima de 6 mg L^{-1} e de DBO inferiores a 2 mg L^{-1} . Estes resultados já eram alcançados antes da operação da ETE União Indústria.

A ETE União Indústria iniciou sua operação recentemente e houve um aporte financeiro na casa de vinte e cinco milhões de reais para sua construção, das redes e elevatórias. Mesmo com este investimento, ainda se acredita que seja necessária melhoria no sistema de tratamento de esgoto a montante do trecho de estudo, pois em período de estiagem, com a redução da vazão e da capacidade de diluição, a DBO de montante é superior a 20 mg L^{-1} , valor considerado elevado pela legislação brasileira. Outro fator a ser considerado é um maior empenho quanto à disposição de efluentes industriais, mesmo que tratados no curso d'água.

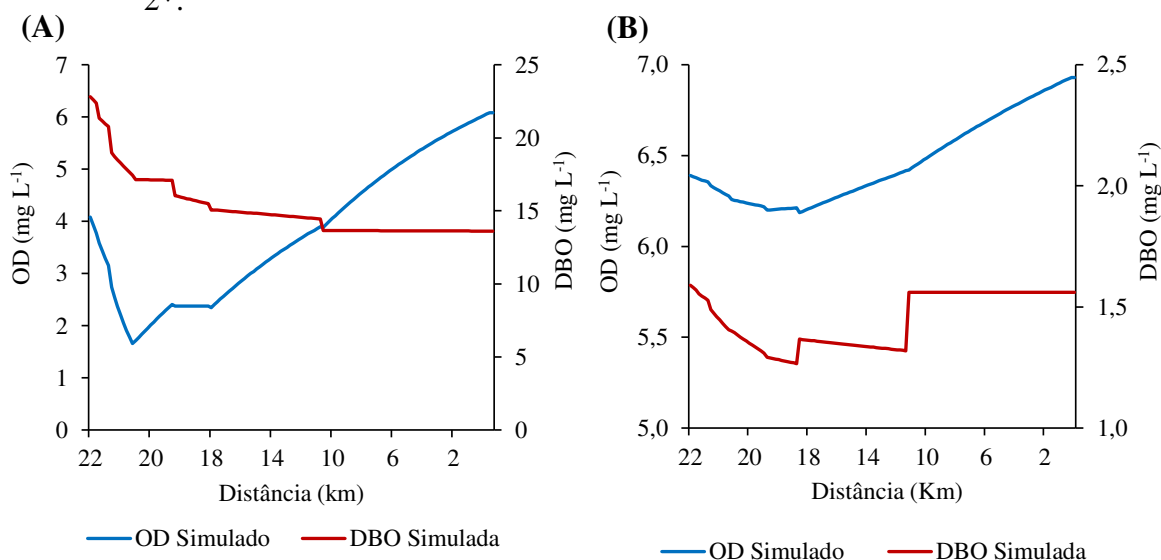
No Estado de Minas Gerais, se o tratamento de águas residuárias não domésticas não alcançar no efluente a ser disposto nos cursos d'água 60 mg L^{-1} de DBO e 180 mg L^{-1} de DQO, pode-se ainda operar a estação de tratamento com uma eficiência média anual de 75% de remoção de DQO e 85% de remoção de DBO (MINAS GERAIS, 2008), o que sabidamente, imprimirá aos cursos d'água uma carga orgânica ainda elevada em se tratando de efluentes industriais. O que se apresenta, é que no período chuvoso o Rio Paraibuna, em função da maior vazão, capacidade de diluição e maior concentração de OD, consegue se autodepurar. Entretanto, o controle deve ser feito também no período de estiagem, principalmente pelo fato de ser um período de maior demanda, principalmente para a agricultura, indústrias e abastecimento público. E independente do período do ano, sabe-se que a demanda por água é crescente nos diferentes seguimentos econômicos e devido ao crescimento populacional, o que reforça a necessidade de um maior controle e fiscalização por parte dos órgãos ambientais em relação às estações de tratamento dos efluentes domésticos e industriais.

5.4.2 Cenário Proposto 2

O segundo cenário proposto admite o tratamento com eficiência de remoção de DBO de 90% dos efluentes depositados no Córrego Ipiranga. Trata-se nesse caso de DBO de $5,4 \text{ mg L}^{-1}$ para a primeira campanha e $1,85 \text{ mg L}^{-1}$ para a segunda campanha, pela instalação da futura ETE Santa Luzia, além da eficiência já apresentada no cenário 1. Os resultados do

modelo QUAL2K para OD e DBO, durante o período de estiagem e período chuvoso estão apresentados na Figura 16.

Figura 16. Prognóstico dos valores de oxigênio dissolvido (OD) e demanda bioquímica de oxigênio (DBO) para o trecho estudado do Rio Paraibuna simulados pelo QUAL2K considerando o período de estiagem (A) e chuvoso (B) para o cenário 2*.



* Cenário 2: Tratamento 90% da matéria orgânica nas ETE's União Indústria e Santa Luzia.

Fonte: Do Autor (2021).

Neste cenário encontra-se pouca diferença nos resultados quando comparados com o cenário 1. Para o período chuvoso o Rio Paraibuna apresenta níveis de qualidade de OD e DBO comparáveis com um rio classe 1 (Figura 16B). Para o período de estiagem os níveis de OD ainda se encontram reduzidos (menores que 5 mg L^{-1}) na região central e mais urbanizada da cidade. E os níveis de DBO encontram-se acima de 13 mg L^{-1} em todo o trecho de estudo (Figura 16A).

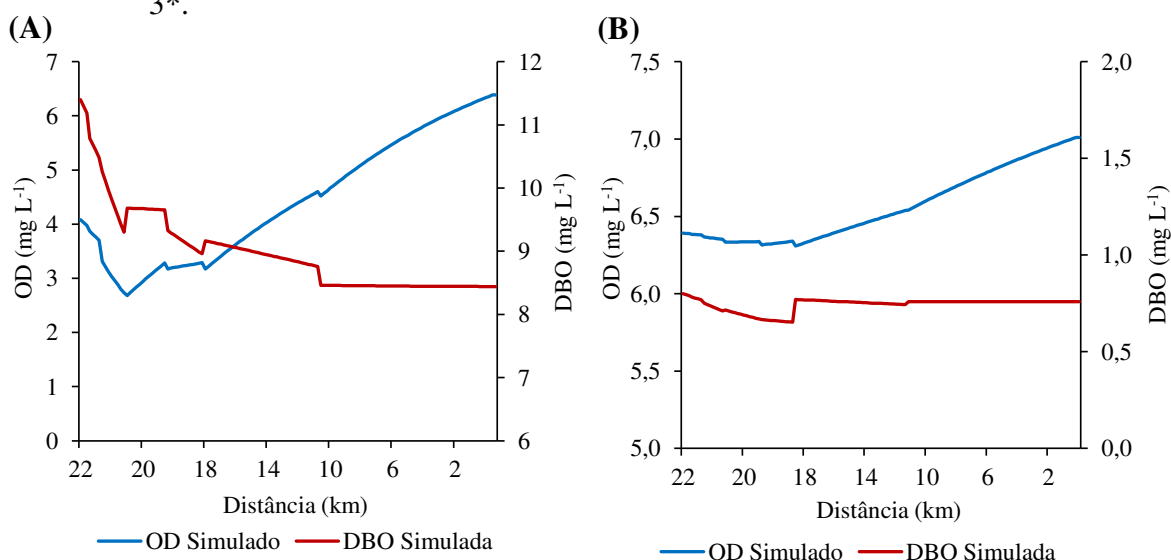
Neste cenário apenas o Córrego Ipiranga foi contemplado e seu encontro com o Rio Paraibuna acontece à jusante da região central da cidade e em um local com topografia favorável a autodepuração do rio. Questiona-se neste momento se o investimento de 14 milhões de reais na ETE Santa Luzia resultaria em uma relação custo-benefício plausível para a qualidade da água na cidade, quando se analisa somente os resultados esperados de OD e DBO no Rio Paraibuna. Apesar de uma ETE remover outros poluentes, sabe-se que o dimensionamento das estações de tratamento de esgotos domésticos tem como foco principal a remoção de matéria orgânica, tal como evidenciado em levantamento feito por Chernicharo et al. (2018). Assim, mesmo considerando uma eficiência relativamente elevada para a

remoção de DBO na ETE, não se consegue alcançar valores desejáveis de qualidade da água no período de estiagem. Além da qualidade ainda permanecer ruim nesse período, ainda se questiona a questão de saúde pública com a presença de organismos patogênicos, ainda pouco removidos nas estações de tratamento de esgotos domésticos (SOUZA et al., 2017).

5.4.3 Cenário Proposto 3

O terceiro cenário contempla os dois cenários anteriores mais 50% de eficiência no tratamento da carga de matéria orgânica de cabeceira do Rio Paraibuna. Esse incremento de eficiência tem origem na expansão e reforma da ETE Barbosa Laje conforme contemplado no Plano de Saneamento Municipal de Juiz de Fora. Essa eficiência de tratamento faz com que a DBO de cabeceira do trecho de estudo seja de $11,4 \text{ mg L}^{-1}$ para o período de estiagem e $0,8 \text{ mg L}^{-1}$ para o período chuvoso. Os resultados simulados no modelo QUAL2K para OD e DBO, nos períodos de estiagem e chuvoso estão apresentados na Figura 17.

Figura 17. Prognóstico dos valores de oxigênio dissolvido (OD) e demanda bioquímica de oxigênio (DBO) para o trecho estudado do Rio Paraibuna simulados pelo QUAL2K considerando o período de estiagem (A) e chuvoso (B) para o cenário 3*.



* Cenário 3: Tratamento de 50% da matéria orgânica de montante ao trecho estudado, além dos tratamentos previstos no cenário 2.

Fonte: Do Autor (2021).

Neste cenário, analisando o período de estiagem (Figura 17A), observa-se uma recuperação dos níveis de OD no trecho estudado mais próximo à cabeceira (próximo ao km

10), comparado aos outros cenários. A concentração de OD de cabeceira não foi alterada, mas acredita-se que com a melhoria no sistema de tratamento de esgoto de montante esta concentração tende a aumentar. Mesmo nessa análise, houve uma recuperação de OD de 4 mg L^{-1} até $6,5 \text{ mg L}^{-1}$ em uma região com aporte de matéria orgânica de grande intensidade, que é a região mais central e urbanizada da cidade. As concentrações de DBO variaram ao longo do rio de $11,4 \text{ mg L}^{-1}$ a pouco mais de $8,0 \text{ mg L}^{-1}$, mas ainda acima de 5 mg L^{-1} , preconizado pela classe 2 de qualidade. Ressalta-se que na estiagem é visualizado o pior cenário de qualidade do Rio Paraibuna ao longo do ano, pois as vazões permanecem extremamente reduzidas neste período.

Com relação ao período chuvoso compara-se os resultados a um rio classe 1 (Figura 17B). No último ponto analisado, divisa da cidade de Juiz de Fora com Matias Barbosa, a concentração de OD é aproximadamente de $7,0 \text{ mg L}^{-1}$, valor comparado a rios de águas limpas e com alta diversidade de vida aquática. As concentrações de DBO apresentam-se sempre abaixo de 1 mg L^{-1} representando pequenas concentrações de matérias orgânica.

Este é o cenário esperado pelos órgãos competentes pelo saneamento em Juiz de Fora. A previsão para alcançar este cenário é em 2025. Reforça-se aqui a necessidade de um melhor acompanhamento dos órgãos ambientais em relação às eficiências das estações de tratamento de esgoto doméstico e industriais, pois, apesar de o órgão ambiental permitir que se estabeleça eficiências mínimas de remoção de matéria orgânica nas estações de tratamento quando não se consegue alcançar os padrões de lançamento de DBO e DQO, é estabelecido também que o lançamento de efluentes tratados não pode alterar a qualidade da água, o que tem sido observado constantemente, principalmente no Rio Paraibuna no trecho estudado no período e estiagem.

Outra questão que deve ser implementada com maior rigor pelos órgãos competentes é a apresentação de estudo de capacidade de suporte de carga poluidora do corpo receptor estabelecido pela Deliberação Normativa Conjunto COPAM/CERH nº1 (MINAS GERAIS, 2008). Este estudo com os respectivos benefícios de controle da carga poluidora lançada no curso d'água permitirá a melhoria da qualidade da água, principalmente no período de estiagem.

6. CONCLUSÕES

Pôde-se verificar neste estudo que a qualidade das águas do Rio Paraibuna está abaixo de níveis satisfatórios para a classe 2 de qualidade, de acordo com a Resolução CONAMA nº357/2005, uma vez que todo esgoto doméstico e industrial produzido na região central de Juiz de Fora são lançados *in natura* ocasionando degradação da qualidade das águas.

Durante as campanhas de campo, em período de estiagem (1º campanha) e chuvoso (2º campanha) observou-se uma grande influência da vazão do rio na concentração de compostos, principalmente o OD e a DBO. A vazão do Rio Paraibuna à montante e à jusante do trecho estudado no período de estiagem e chuvoso foi de 3,92 e 7,02 m³ s⁻¹, e de 60,25 e 66,44 m³ s⁻¹, respectivamente.

A DBO no Rio Paraibuna apresentou resultados de acordo com as características físicas da água e da vazão no dia da campanha. Alguns tributários apresentaram resultados elevados, com valores de DBO acima de 100 mg L⁻¹.

Ao calibrar o modelo matemático QUAL2K para o trecho do Rio Paraibuna conclui-se que os valores que melhor se ajustam para o coeficiente de desoxigenação (K₁) variaram de 0,01 a 2,95 d⁻¹, onde seus maiores valores foram encontrados nas regiões de maior aporte de matéria orgânica como é o caso do Córrego Matirumbide, e os menores valores a jusante do Córrego Ipiranga. O coeficiente de reaeração (K₂) variou de 0,70 a 3,15 d⁻¹ sendo ajustado de acordo com as características hidráulicas de cada trecho.

Quanto aos cenários simulados, conclui-se que o melhor resultado obtido, para o tratamento de esgoto do Rio Paraibuna, será alcançado quando aplicadas as condições do cenário 3. Este cenário contempla as ETE's União Indústria, Santa Luzia e reforma da ETE Barbosa Laje. Os sistemas de tratamento sugeridos foi o UASB seguido de lodos ativados, com redução esperada de 90% da carga poluidora nos córregos que contemplam o presente trabalho e redução de 50% da carga orgânica à montante do trecho estudado.

7. RECOMENDAÇÕES

Destaca-se que o estudo apresentado nesta pesquisa contempla as sub-bacias que correspondem a população mais central e urbanizada do município de Juiz de Fora e foi composto com duas pesquisas de campo. Portanto, recomendamos que em futuras pesquisas se faça o levantamento completo deste lançamento, para expandir os resultados para toda a população de Juiz de Fora e que mais campanhas sejam realizadas a fim de englobarmos todo um ciclo hidrológico.

REFERÊNCIAS

- ABDEVEIS, S. *et al.* Application of Water Quality Index and Water Quality Model QUAL2K for Evaluation of Pollutants in Dez River, Iran. **Water Resources**, Iran, v. 47, p. 892 - 903, set 2020.
- ABREU, C. H. M.; CUNHA, A. C. Qualidade da água e índice trófico em rio de ecossistema tropical sob impacto ambiental. **Eng. Sanitária Ambiental**, Amapá (AP), v. 22, n. 1, p. 45 - 56, jan/fev 2017.
- ALI, S. M. *et al.* The influence of agro-industrial effluents on River Nile pollution. **Journal of Advanced Research**, Egypt, v. 2, n. 1, p. 85 - 95, jan. 2011.
- ALMEIDA, T. V. D. **Índice de qualidade da água e coeficientes de autodepuração de trechos do rio Pomba**. 2006. Dissertação (Mestrado em Engenharia Agrícola) - Universidade Federal de Vicosa, Vicosa - MG, 2006.
- ALVARENGA, L. A. *et al.* Estudo da qualidade e quantidade da água em microbacia, afluente do rio Paraíba do Sul – São Paulo, após ações de preservação ambiental. **Revista Ambiente e Água**, Taubaté, v. 7, n. 3, p. 228 - 240, 2012.
- ALVES, I. C. C. Qualidade das águas superficiais e avaliação do estado trófico do Rio Arari (Ilha de Marajó, norte do Brasil). **Acta Amaz.**, Manaus, v. 42, n. 1, mar. 2012.
- ANA - A Agência Nacional de Águas. **Situação da água no mundo**. 2018. Disponível em: <https://www.ana.gov.br/textos-das-paginas-do-portal/agua-no-mundo/agua-no-mundo>. Acesso em: 19 dez. 2019.
- ANA - Agência Nacional de Águas. **Panorama da qualidade das águas superficiais no Brasil**. Superintendência de Planejamento de Recursos Hídricos, Brasília (DF), 2012.
- AZEVEDO, L. S. **Aproveitamento dos Subprodutos Gerados nas Estações de Tratamento de Esgoto de Juiz de Fora**. Orientador: Ana Sílvia Pereira Santos. 2014. 68 p. Trabalho de Conclusão de Curso (Graduação em Engenharia Ambiental e Sanitária) – ESA, Juiz de Fora, 2014.

AZEVEDO NETO, M. F. *et al.* **Manual de Hidráulica**. 8. ed. São Paulo, Edigar Blucher, 1998.

BÁRBARA, V. F. **Uso de Modelo QUAL2E no Estudo da Qualidade da Água e da Capacidade de Autodepuração do rio Araguari – AP (Amazônia)**. Orientador: Eduardo Queija de Siqueira. 2006. 174 p. Dissertação (Mestrado em Engenharia do Meio Ambiente) - Universidade Federal de Goiás, Goiás, 2006.

BARROS, F. M. *et al.* Balanço de oxigênio no rio Turvo Tujo-MG em diferentes épocas do ano. **Revista Engenharia Agrícola**, Viçosa, v. 19, n. 1, p. 72 - 80, fev.2011.

BOTTINO, F. *et al.* Calibration of QUAL2K model in Brazilian micro watershed: effects of the land use on water quality. **Acta Limnologica Brasiliensia**, Rio Claro, v. 22, n. 4, p. 474 - 485, Out/Dez. 2010.

BRAGA, B. *et al.* **Introdução à Engenharia Ambiental**. Editora Prentice Hall. São Paulo. 2003.

BRANCO, S. M. **O meio ambiente em debate**. São Paulo: Moderna, 1998.

BRANCO, S. M. **Água: origem, uso e preservação**. São Paulo: Moderna, 1993.

BRASIL. **Resolução CONAMA n. 357, de 17 de março de 2005**. Classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes. Brasília - DF: MMA, 2005.

BRASIL. Política Nacional de Recursos Hídricos. **Lei nº 9.433, de 8 de janeiro de 1997**. DF: MMA/SHR, 1997.

BRASIL. Ministério da Saúde. **Potabilidade da água** - Portaria de Consolidação 05/2017. DF: MS, 2017.

BROWN, L. C.; BARNWELL J. R. T. **The Enhanced Stream Water Quality Models QUAL2E and QUAL2E-UNCAS (EPA/600/3-87-007)**. Athens, GA: U.S. Environmental Protection Agency, 1987.

BAXA, M. *et al.* Dissolved oxygen deficits in a shallow eutrophic aquatic ecosystem (fishpond) – Sediment oxygen demand and water column respiration alternately drive the oxygen regime. **Science of The Total Environment**, Czech Republic, v. 766, Out 2020.

CAMARGO, R. D. A. *et al.* Water quality prediction using the QUAL2Kw model in a small karstic watershed in Brazil. **Acta Limnologica Brasiliensia**, Rio Claro, n. 22, p. 486-498, Out/Dez. 2010.

CESAMA - Companhia de Saneamento Municipal. Disponível em: http://www.cesama.com.br/juiz_de_fora.php. Acesso em: 14 jun. 2019.

CHAPRA, S. C. **Surface Water-Quality Modeling**. Boston: Editora McGraw-Hill, 1997.

CHAPRA, S. C.; PELLETIER, G.; TAO, H. **QUAL2K: A Modeling Framework for Simulating River and Stream Water Quality**. Documentation and Users Manual. Civil and Environmental Engineering Dept. Tufts University, Medford - MA, 2012. v. 2

CHENICHARO, C. A. de L. *et al.* Panorama do tratamento de esgoto sanitário nas regiões Sul, Sudeste e Centro-Oeste do Brasil: tecnologias mais empregadas. **Revista DAE**, Brasil, v. 66, n. 213, dez. 2018.

COSTA, D. A.; ASSUMPÇÃO, R. S. F. V.; AZEVEDO, J. P. S.; SANTOS, M. A. Dos instrumentos de gestão de recursos hídricos – o Enquadramento - como ferramenta para reabilitação de rios. **Revista Saúde Debate**, Rio de Janeiro, v. 43, p. 35 - 50, dez. 2019.

CUNHA, D. G. F. *et al.* Resolução CONAMA 357/2005: Análise espacial e temporal de não conformidades em rios e reservatórios do estado de São Paulo de acordo com seus enquadramentos (2005 - 2009). **Revista Engenharia Sanitária e Ambiental**, Rio de Janeiro, v. 18, n. 2, abr/jun. 2013.

CUNHA, C. L. N.; FERREIRA, A. P. Modelagem matemática para avaliação dos efeitos de despejos orgânicos nas condições sanitárias de águas ambientais. **Cad. Saúde Pública**, Rio de Janeiro, v. 22, n. 8, p. 1715 - 1725, ago. 2006.

CUNHA, C. L. N.; FERREIRA, A. P. Análise crítica por comparação entre modelos de qualidade de água aplicados em rios poluídos: Contribuições à saúde, água e saneamento. **Eng. Sanit. Ambiental**, Rio de Janeiro, v. 24, n. 3, jun.2019.

DEMARS, B. O. L.; MANSON, J. R. Temperature dependence of stream aeration coefficients and the effect of water turbulence: a critical review. **Water Research**, v. 47, p. 1 - 15, jan. 2013.

EVEN, S. *et al.* Modelling oxygen deficits in the Seine River downstream of combined sewer overflows. **Ecological Modelling**, Paris, v. 173, p. 177 - 196, abr.2004.

FAN, F. M.; BRAVO, J. M.; COLLISCHONN, W. Modelagem baseada em agentes para a simulação da dispersão de poluentes em cursos d'água. **Revista Engenharia Sanitária e Ambiental**, Rio de Janeiro, v. 21, n. 4, p. 739 - 746, out/dez. 2016.

FIA, R. Qualidade da água de um ecossistema lótico urbano. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, Porto Alegre, v. 20, n. 1, p. 267 - 275, jan/mar. 2015.

FRAGA, M. S.; REIS, G. B.; SILVA, D. D.; MOREIR, M. C.; BORGES, A. C.; GUEDES, H. A. S. Modelagem sazonal da qualidade da água do rio Piracicaba para o cenário atual e futuro. **Revista Ibero Americana de Ciências Ambientais**, v. 11, n. 2, p. 145 - 160, fev/mar. 2020.

FERRAZ, D. L. M. **Eficiência de uma ETE em escala real composta por reator UASB seguido de lodo ativado**. Orientador: André Luís Calado Araújo. 2014. 78 p. Dissertação (Mestrado no Programa de Pós-Graduação em Engenharia Sanitária) - Universidade Federal do Rio Grande do Norte, Natal, 2014.

FLECK, L. *et al.* Conceitos e importância da modelagem matemática de qualidade da água para gestão dos recursos hídricos. **Ambiência Guarapuava (PR)**, Brasil, v. 9, n. 3, p. 487 - 503, set./dez. 2013.

FRITZSON, E.; HINDI, E. C.; MANTOVANI, L. E.; RIZZI, N. E. As alterações da qualidade da água do rio Capivari com o deflúvio: um instrumento de diagnóstico de

qualidade ambiental. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, Rio de Janeiro, v. 8, n. 4, p. 239-248, out/dez. 2003.

FRITZSONS, E. *et al.* A influência das atividades mineradoras na alteração do pH e da alcalinidade em águas fluviais: o exemplo do rio Capivari, região do carste paranaense. **Eng. Sanitária e Ambiental**, Paraná, v. 14, n. 3, p. 381 - 390, jan. 2009.

GAMARO, P. E. M. **Procedimentos para avaliar uma medição de vazão acústica Doppler.**, Foz do Iguaçu, (II Curso de Medidores de Vazão Doppler), 2006.

GUEDES, H. A. S. **Estudo Matemático-Experimental Da Qualidade da Água e Da Capacitação de Autodepuração do Rio Pomba.** Orientador: Demétrius David da Silva. 2009. 130 p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Agrícola), UFV, Viçosa, 2009.

HAIDER, H. A L, W.; HAYDAR, S. A. Review of Dissolved Oxygen and Biochemical Oxygen Demand Models for Large Rivers. **Pak. J. Engg. & Appl. Sci.**, v. 12, p. 127 - 142, jan. 2013.

HOSSAIN, M. A.; SUJAUL, I. M.; NASLY, M. A. Application of QUAL2Kw for water quality modeling in the Tungak River, Kuantan, Pahang, Malaysia. **Research Journal of Recent Sciences**, v. 3, n. 6, p. 6 - 14, jun. 2014.

HUTCHINS, M. G. *et al.* Intense summer floods may induce prolonged increases in benthic respiration rates of more than one year leading to low river dissolved oxygen. **Journal of Hydrology X**, Reino Unido, v. 8, ago. 2020.

IBGE - Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. **Censo Demográfico**. Brasília, 2010.

INMET - Instituto Nacional de Meteorologia. Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento Disponível em <https://portal.inmet.gov.br/>. Acesso em: 25 jun. 2020.

IAS – Instituto Água Sustentável. Disponível em: <https://www.aguasustentavel.org.br/>. Acesso em: 14 dez. 2020.

JUNIOR, A. J. C. D. *et al.* **Medição de velocidade e vazão em cursos d'água:** Molinete hidrométrico versus método do flutuador. São Paulo, UNESP, 2010.

HAIDER, H.; ALI, W.; HAYDAR, S. Evaluation of various relationships of reaeration rate coefficient for modeling dissolved oxygen in a river with extreme flow variations in Pakistan. **Hydrological Processes**, v. 27, p. 3949 - 3963, 2013.

KLEMA, M. R. *et al.* Analysis of acoustic Doppler current profiler mean velocity measurements in shallow flows. **Flow Measurement and Instrumentation**, v. 74, ago. 2020.

KOTWICKI, L. *et al.* Total benthic oxygen uptake in two Arctic fjords (Spitsbergen) with different hydrological regimes. **Oceanologia**, Svalbard, v. 60, p. 107 - 113, abr/jun. 2018.

LE, T. T. H.; FETTING, J.; MEON, G. Kinetics and simulation of nitrification at various pH values of a polluted river in the tropics. **Ecohydrology & Hydrobiology**, Vietnam, v. 19, p. 54 - 65, jan. 2019.

LEGATES, D. R. *et al.* Evaluating the use of "goodness-of-fit" measures in hydrologic and hydroclimatic model validation. **Water Resources Research**, EUA, v. 35, n. 1, p. 233 - 241, jan. 1999.

MACHADO, P. J. O. Capacidade Suporte e Sustentabilidade Ambiental. **Geosul**. Florianópolis, Juiz de Fora, v. 14, n. 27, p. 122 - 127, jan/jun.1999.

MACHADO, P. J. O. **Avaliação Qualitativa das Águas do rio Paraibuna na Área Urbana do Município de Juiz de Fora/MG**. 2003.

MANCUSO, P. C. S.; SANTOS, H. S. **Reuso da Água**. São Paulo: Ed. Manole, 2003.

MARANHÃO, R. A. Impactos da ocupação urbana e qualidade das águas superficiais na microbacia de Val-de-Cães (Belém/PA). **Revista Caminhos da Geografia**, Belém (PA), v. 12, n. 38, jun. 2011.

MATOS, A. T. de. Disposição de Águas Residuárias no Solo. **Engenharia na Agricultura; Série Caderno Didático**. Viçosa - MG: UFV, 2007. p. 141

MATOS, I. D. *et al.* Modelagem da Qualidade da Água no Rio Paraibuna – MG: Aplicação do Modelo de Streeter-Phelps. **XIX Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos**, Maceió, 2011.

MENEZES, J. P. C. *et al.* Deoxygenation rate, reaeration and potential for self-purification of a small tropical urban stream. **Revista Ambiente Água**, Taubaté, v. 10, n. 4, out./dez. 2015.

MINAS GERAIS. **Deliberação Normativa Conjunta COPAM/CERH-MG N.º 1, de 05 de Maio de 2008**. 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, 2008.

MINAS GERAIS. **Deliberação Normativa COPAM nº 16 de 24 de setembro de 1996**. Dispõe sobre o enquadramento das águas estaduais da bacia do rio Paraibuna, 1996.

MINISTÉRIO DO INTERIOR. **Classificação dos cursos d'água da Bacia Hidrográfica do Rio Paraíba do Sul**. Portaria GM n. 86, de 04 de junho de 1981.

OPPA, L. F. **Utilização de Modelo Matemático de Qualidade de Água para Análise de Alternativas de Enquadramento do rio Vacacaí Mirim**. Orientador: Maria do Carmo Cauduro Gastaldini. 2007. 130 p. Dissertação (Mestrado em Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental). Universidade Federal de Santa Maria, Rio Grande do Sul, 2007.

OLIVEIRA FILHO, A. A.; LIMA. NETO, I. E. Modelagem da qualidade da água do rio Poti em Teresina (PI). **Eng. Sanitária e Ambiental**, Rio de Janeiro, v. 23, n. 1, p. 3 - 14, jan./fev. 2018.

PALÁCIO, A. Q. Similaridade e fatores determinantes na salinidade das águas superficiais do Ceará, por técnicas multivariadas. **Revista Ambiente & Água**, Taubaté, v. 12, n. 3, p. 395 - 402, maio/jun. 2017.

PANAGOPOULOS, Y.; MAKROPOULOS, C.; MIMIKOU, M. Decision support for diffuse pollution management. **Environmental Modelling Software**, v. 30, p. 57 - 70, abr. 2012.

PAZMIÑO-RODRIGUES, J. C.; ZAMBRANO-GANCHOZO, G. L.; COELHO-BURGOS, H. A. Water quality modeling of the Aguas Claras stream, canton Quevedo, Ecuador. **Revista DYNA**, Ecuador, v. 85, n. 204, p. 204 - 214, mar. 2018.

PINTO, V. G.; MORAES, M. F. de, RIBEIRO, C. B. M. Análise comparativa entre velocímetro acústico de efeito doppler e molinete hidrométrico: Estudo de caso no Ribeirão Espírito Santo - Juiz de Fora (MG). **XX Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos**, ABRH, 2013.

PIRATOBA, A. R. A. Caracterização de parâmetros de qualidade da água na área portuária de Barcarena, PA, Brasil. **Revista Ambiente e Água**, Belém (PA), v. 12, n. 3, p. 435 - 456, mai/jun. 2017.

PRIEGO-HERNÁNDEZ, G. A.; RIVERA-THIEJO, F. Secondary currents: Measurement and analysis. **Journals e Books**, México, v. 29, p. 23 - 34, jan. 2016.

PSB/JF. Plano de saneamento básico do município de Juiz de Fora. **Produto 08, Documento Final**. Juiz de fora, 2013. 180 p.

REIMERS, C. *et al.* Benthic fluxes of oxygen and heat from a seasonally hypoxic region of Saanich Inlet fjord observed by eddy covariance. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, v. 243, ISSN 0272-7714, set. 2020.

RIBEIRO, E. A.; SANDRI, D.; BOÊNO, J. A. Qualidade da água de córrego em função do lançamento de efluente de abate de bovino. **Rev. Brasileira Engenharia Agrícola e Ambiental**, Campina Grande, v. 17, n. 4, p. 425 - 433, abr. 2013.

SANTOS, I. *et al.* **Hidrometria Aplicada**. Instituto para Tecnologia de Desenvolvimento - LABTEC, 2001.

SALLA, M. R. *et al.* Estudo da autodepuração do Rio Jordão, localizado na bacia hidrográfica do Rio Dourados. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, Uberlândia, v. 18, n. 2, p. 105 - 114, abr. 2013.

SANTOS, R. C. L. *et al.* Aplicação de índices para avaliação da qualidade da água da Bacia Costeira do Sapucaia em Sergipe. **Eng. Sanitária. Ambiental**, Rio de Janeiro, v. 23, n. 1, p. 33 - 46, jan./fev. 2018.

SCOFIELD, V. *et al.* Potential changes in bacterial metabolism associated with increased water temperature and nutrient inputs in tropical humic lagoons. **Frontier Microbiology**, Rio de Janeiro, v. 6, n. 310, abr. 2015.

SILVA, T.; ALVES, C. M. A. WEAP and QUAL2K Model Integration for Water Quality Evaluations as a Result of Urban Expansion Scenarios in the Federal District of Brazil. **World Environmental and Water Resources Congress**, 2016.

SOARES, J. H. P. **Monitoramento da Qualidade da Água do rio Paraibuna**. Juiz de Fora: Universidade Federal de Juiz de Fora, 2008.

SOUZA, T. de A. *et al.* Avaliação da Remoção de Coliformes Termotolerantes em 11 (onze) Estações de Tratamento de Esgoto, no Município de Petrolina – PE, Brasil. **Congresso ABES, FENASAN**, 2017.

STREETER, H. W.; PHELPS, E. B. A study of the pollution and natural purification of the Ohio river. **Public Health Bulletin**, EUA, v. 3, n. 146, 1925.

TEIXEIRA, C. A.; PORTO, R. L. L. Avaliação da Qualidade da água e autodepuração dos rios da bacia do rio Piracicaba. **Revista Brasileira de Ciências Ambientais**, Paraná, n. 16, p. 20 - 31, ago. 2008.

TERCINI, J. R. B.; M. JÚNIOR, A. V. Modelo de simulação de OD e DBO integrando rio e reservatório aplicado ao rio Tietê. **RBRH**, Porto Alegre, v. 21, n. 2, abr./jun. 2016.

THOMAZINI, L. F. V. **Estudo do comportamento da temperatura e da umidade relativa do ar no interior de um secador solar misto de ventilação natural**. Orientador: Sérgio Oliveira Moraes. 2015. 113 p. Dissertação (Mestrado em Engenharia de Sistemas Agrícolas) - Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2015.

TSENG, C.; TINOCO, R. O. A model to predict surface gas transfer rate in streams based on turbulence production by aquatic vegetation. **Advances in Water Resources**, EUA, v. 143, set. 2020.

TUCCI, C. E. M.; HESPANHOL, I.; CORDEIRO NETTO, O. de M. **Gestão da Água no Brasil**. Brasília: UNESCO, 2001.

UNIVERSIDADE FEDERAL DE LAVRAS. Biblioteca Universitária. **Manual de normalização e estrutura de trabalhos acadêmicos: TCCs, monografias, dissertações e teses**. 3. ed. rev., atual. e ampl. Lavras, 2020. Disponível em: <http://repositorio.ufla.br/jspui/handle/1/11017>. Acesso em: 08 jan. 2021.

VON SPERLING, M. **Autodepuração dos Cursos d'Água**. Orientador: Ysnard Machado Ennes. 1983. 363 p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Sanitária) - Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte -MG, 1983.

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

VON SPERLING, M. **Estudos e modelagem da qualidade da água de rios**. Belo Horizonte (MG): Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental (DESA/UFMG), 2007. v. 7

WALKUSKA, G.; WILCZEK, A. Influence of Discharged Heated Water on Aquatic Ecosystem Fauna. **Polish Journal Environmental Studies**, Polônia, v. 19, p. 547 - 552, mar. 2010.

WALSH, C. J. *et al.* The urban stream syndrome: current knowledge and the search for a cure. **Journal of the North American Benthological Society**, EUA, v. 24, p. 706 - 723, set. 2005.

WETZEL, R. G. **Limnologia**, Editora Omega. Barcelona: S.A., 1981.

WIEDERKEHR, F. *et al.* Urbanisation affects ecosystem functioning more than structure in tropical streams. **Biological Conservation**, Malásia, v. 249, set. 2020.

XIN, Z.; YE, L.; ZHANG, C. Application of Export Coefficient Model and QUAL2K for Water Environmental Management in a Rural Watershed. **Environmental Sustainability and Applications**, China, v. 11, n. 21, out. 2019.

ZHANG, H; LI, S. Effects of physical and biochemical processes on the dissolved oxygen budget for the pearl River Estuary during summer. **Journal of Marine Systems**, China, v. 79, p. 65 - 88, jul.2010.

ZHU, W. *et al.* Application of QUAL2K Model to Assess Ecological Purification echnology for a Polluted River; **Int. J. Environ. Res. Public Health**, China, v. 12, p. 2215 - 2229, fev. 2015.

ANEXO A

Relatório Fotográfico



Figura A1: (02/06/2019) Paraibuna – Cabeceira do trecho de estudo – Existe neste ponto uma estação do CEMADEM que monitora o nível do Rio Paraibuna.



Figura A2: (02/06/2019) Confluência do Córrego Tapera com o Rio Paraibuna.



Figura A3: (02/06/2019) Confluência do Córrego São Pedro com o Rio Paraibuna.



Figura A4: (02/06/2019) Confluência do Córrego Matirumbide com o Rio Paraibuna.



Figura A5: (02/06/2019) Paraibuna montante Córrego Matirumbide. Ponte que corta as avenidas Rio Branco e Brasil, região central da cidade de Juiz de Fora.



Figura A6: (02/06/2019) Paraibuna montante Córrego Yung.



Figura A7: (02/06/2019) Confluência do Córrego Yung com o Rio Paraibuna.

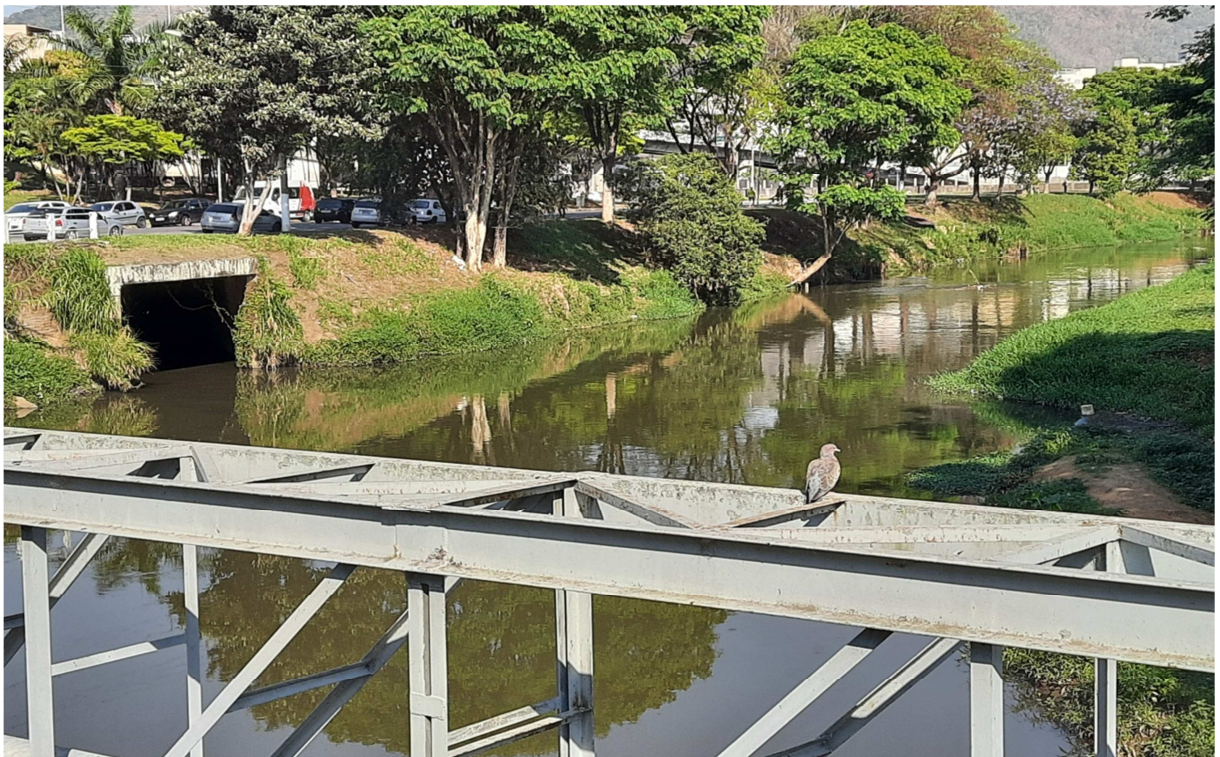


Figura A8: (02/06/2019) Confluência do Córrego Independência com o Rio Paraibuna.



Figura A9: (02/06/2019) Régua da ANA. Rio Paraibuna a jusante do Córrego Independência.



Figura A10: (02/06/2019) Rio Paraibuna a montante do Córrego Ipiranga. Trecho encachoeirado.



Figura A11: (02/06/2019) Rio Paraibuna as margens da Usina Hidrelétrica de Marmelos Zero (Museu).



Figura A12: (02/06/2019) Córrego Ipiranga a 200 metros de sua confluência com o Rio Paraibuna.



Figura A13: (02/06/2019) Rio Paraibuna na Ponte do Zamba. Divisa dos municípios de Juiz de Fora e Matias Barbosa.