

IUNIVERSIDADE FEDERAL DO ESPÍRITO SANTO  
CENTRO TECNOLÓGICO  
DEPARTAMENTO DE ENGENHARIA AMBIENTAL

GUSTAVO BAPTISTA DE ALMEIDA  
NATANE GOMES LOPES

**ESTIMATIVA DE EFICIÊNCIAS MÍNIMAS DE REMOÇÃO DE MATÉRIA  
ORGÂNICA (DBO) PARA LANÇAMENTOS DE ESGOTOS DOMÉSTICOS NA  
BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO NOVO**

VITÓRIA

2023

GUSTAVO BAPTISTA DE ALMEIDA

NATANE GOMES LOPES

**ESTIMATIVA DE EFICIÊNCIAS MÍNIMAS DE REMOÇÃO DE MATÉRIA  
ORGÂNICA (DBO) PARA LANÇAMENTOS DE ESGOTOS DOMÉSTICOS NA  
BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO NOVO**

Trabalho de Conclusão de Curso apresentado ao Departamento de Engenharia Ambiental da Universidade Federal do Espírito Santo como requisito para obtenção do grau de Bacharel em Engenharia Ambiental.

Orientador: Prof. Dr. José Antônio Tosta dos Reis

VITÓRIA

2023

## RESUMO

A estimativa de eficiências mínimas a serem consideradas no planejamento e projeto de estações de tratamento de efluentes sanitários, quando avaliada no âmbito de bacias hidrográficas, é complexa, função dos múltiplos lançamentos, apresentando diferentes cargas, dispostos em corpos d'água com diferentes capacidades de assimilação. Neste contexto, o objetivo deste estudo é avaliar eficiências mínimas de tratamento de esgotos no âmbito da bacia hidrográfica do rio Novo empregando, de forma combinada, modelagem de qualidade de água e técnica de otimização. Para isso, foi utilizado o modelo matemático de qualidade de água QUAL-UFMG e a técnica convencional de otimização Programação Não Linear, ambos disponíveis no ambiente computacional da planilha eletrônica Microsoft Excel. Cinco diferentes modelos de otimização foram testados, os quais consideram a minimização do somatório das eficiências e a minimização da inequidade entre os esforços de tratamento de efluentes. Os padrões de qualidade associados ao oxigênio dissolvido e à demanda bioquímica de oxigênio constituíram restrições no problema de seleção de eficiências. Dois horizontes de análise (2021 e 2037) foram analisados. Os resultados indicaram que as eficiências mínimas necessárias para a manutenção dos padrões de qualidade no curso d'água não apresentaram variações relevantes entre a aplicação dos diferentes modelos de otimização ou horizonte de análise considerado. Os modelos de otimização que incorporaram alguma medida de equidade produziram aumento nas eficiências mínimas de tratamento estimadas.

Palavras-Chave: Otimização, modelo matemático de qualidade de água, tratamento de efluentes

## **ABSTRACT**

The evaluation of minimum efficiencies to be considered when planning and designing sewage treatment plants, considering the hydrographic basins view, is complex, function of multiple discharge, with different loads and arranged in watercourses with different assimilation capacities. In this context, the objective of this study is to evaluate minimum sewage treatment levels within the Rio Novo basin, combining water quality modeling and optimization technique. To reach this purpose, the mathematical model of water quality QUAL-UFGM was applied, associated with the standard Non Linear Programming optimization technique, both available in the computational environment of Microsoft Excel spreadsheet. Five different optimization models were tested, considering minimizing the sum of efficiencies and minimizing inequity between effluent treatment efforts. The associated quality standards, dissolved oxygen and biochemical oxygen demand, constituted restrictions in the problem of efficiencies selection. Two analysis horizons (2021 and 2037) were analyzed. The results indicated that the estimated minimum treatment levels did not present relevant variations, regardless of the optimization model employed or analysis horizon considered. The optimization models that incorporated equity produced an increase in the estimated minimum treatment efficiencies.

Keywords: Optimization, water quality mathematical model, sewage treatment.

## LISTA DE FIGURAS

Figura 1 - Localização da região hidrográfica do rio Novo. ....	28
Figura 2 - Diagrama Unifilar do rio Novo .....	35
Figura 3 - Perfil de vazões ao longo do trecho simulado do rio Novo. ....	43
Figura 4 - Perfis para concentrações de OD (superior) e DBO (inferior) considerado o Cenário Base de disposição final de efluentes.....	44
Figura 5 - Perfis para concentrações de OD (superior) e DBO (inferior) considerado o Cenário Futuro de disposição final de efluentes.....	45
Figura 6 - Perfis para concentrações de OD (superior) e DBO (inferior) considerado o Cenário Base de disposição final de efluentes e as eficiências de tratamento estimadas com auxílio do Modelo 1 de Otimização. ....	47
Figura 7 - Perfis para concentrações de OD (superior) e DBO (inferior) considerado o Cenário Futuro de disposição final de efluentes e as eficiências de tratamento estimadas com auxílio do Modelo 1 de Otimização. ....	48
Figura 8 - Perfis para concentrações de OD (superior) e DBO (inferior) considerado o Cenário Base de disposição final de efluentes e as eficiências de tratamento estimadas com auxílio do Modelo 2 de Otimização. ....	50
Figura 9 - Perfis para concentrações de OD (superior) e DBO (inferior) considerado o Cenário Futuro de disposição final de efluentes e as eficiências de tratamento estimadas com auxílio do Modelo 2 de Otimização. ....	51
Figura 10 - Perfis para concentrações de OD (superior) e DBO (inferior) considerado o Cenário Base de disposição final de efluentes e as eficiências de tratamento estimadas com auxílio do Modelo 3 de Otimização. ....	52
Figura 11 - Perfis para concentrações de OD (superior) e DBO (inferior) considerado o Cenário Futuro de disposição final de efluentes e as eficiências de tratamento estimadas com auxílio do Modelo 3 de Otimização. ....	53

Figura 12 - Perfis para concentrações de OD (superior) e DBO (inferior) considerado o Cenário Base de disposição final de efluentes e as eficiências de tratamento estimadas com auxílio do Modelo 4 de Otimização. ....	55
Figura 13 - Perfis para concentrações de OD (superior) e DBO (inferior) considerado o Cenário Futuro de disposição final de efluentes e as eficiências de tratamento estimadas com auxílio do Modelo 4 de Otimização. ....	56
Figura 14 - Perfis para concentrações de OD (superior) e DBO (inferior) considerado o Cenário Base de disposição final de efluentes e as eficiências de tratamento estimadas com auxílio do Modelo 5 de Otimização. ....	57
Figura 15 - Perfis para concentrações de OD (superior) e DBO (inferior) considerado o Cenário Futuro de disposição final de efluentes e as eficiências de tratamento estimadas com auxílio do Modelo 5 de Otimização. ....	58

## LISTA DE TABELAS

Tabela 1 - Evolução histórica dos modelos matemáticos de qualidade de água. ....	15
Tabela 2 - Valores usuais de K1 e Kd para rios rasos e profundos.....	30
Tabela 3 - Valores do coeficiente de temperatura utilizados para correção dos coeficientes K1 e Kd.....	31
Tabela 4 - Modelos e funções objetivo utilizados. ....	41
Tabela 5 - Eficiências mínimas estimadas para os núcleos urbanos de Vargem Alta e Jaciguá - Boa Esperança a partir do emprego do Modelo 1 de otimização. ....	46
Tabela 6 - Eficiências mínimas estimadas a partir do emprego dos Modelos 2 e 3. .	49
Tabela 7 - Eficiências mínimas estimadas a partir do emprego dos Modelos 4 e 5. .	54

## SUMÁRIO

1. INTRODUÇÃO .....	9
2. OBJETIVOS .....	11
2.1. OBJETIVO GERAL .....	11
2.2. OBJETIVOS ESPECÍFICOS .....	11
3. REVISÃO DE LITERATURA .....	12
3.1. CONSIDERAÇÕES GERAIS SOBRE GERENCIAMENTO DE RECURSOS HÍDRICOS.....	12
3.2. MODELAGEM MATEMÁTICA DE QUALIDADE .....	15
3.3. OTIMIZAÇÃO .....	23
4. ÁREA DE ESTUDO.....	26
5. METODOLOGIA.....	29
5.1. DADOS HIDROLÓGICOS E DE QUALIDADE DE ÁGUA.....	29
5.2. CONSTANTES CINÉTICAS E VARIÁVEIS HIDRODINÂMICAS .....	30
5.3. CARACTERIZAÇÃO DO SISTEMA FLUVIAL SIMULADO .....	33
5.4. LANÇAMENTOS E CAPTAÇÕES NA BACIA .....	34
5.5. MODELO DE QUALIDADE DE ÁGUA .....	36
5.6. TÉCNICA DE OTIMIZAÇÃO .....	39
5.7. MODELOS DE OTIMIZAÇÃO .....	40
6. RESULTADOS .....	43
6.1. ESTIMATIVA DE EFICIÊNCIAS DE TRATAMENTO - MODELO 1 .....	46

6.2. ESTIMATIVA DE EFICIÊNCIAS DE TRATAMENTO - MODELOS 2 E 3.....	49
6.3 ESTIMATIVA DE EFICIÊNCIAS DE TRATAMENTO - MODELOS 4 E 5.....	54
7. CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES.....	60
8. REFERÊNCIAS.....	62
APÊNDICES.....	68
APÊNDICE I - Informações referentes aos lançamentos e captações na bacia hidrográfica do rio Novo (AGERH, 2018) .....	69

## 1. INTRODUÇÃO

Nos últimos anos, a problemática em torno da água ganhou destaque devido aos casos recorrentes de déficit hídrico em diversas cidades brasileiras e ao redor do mundo, fazendo com que a temática ganhasse espaço na agenda internacional (Leão et al, 2016). Neste sentido, a Organização das Nações Unidas (ONU), no ano de 2015, estabeleceu a Agenda 2030, juntamente com os representantes de seus Estados-Membros, que traz 17 objetivos para o desenvolvimento sustentável (ODS) (ONU BRASIL, 2022). Dentre eles, o objetivo número 6 pretende assegurar a disponibilidade e gestão sustentável da água e saneamento de acesso universal a todos e todas

Os indicadores de desenvolvimento humano estão diretamente relacionados ao acesso da população aos serviços de saneamento básico. O agravamento dos indicadores de saúde é evidente nos países em desenvolvimento, tais como expectativa de vida, taxa de mortalidade infantil e doenças epidêmicas de veiculação hídrica, influenciados pelas condições inadequadas de saneamento básico, abastecimento de água potável, esgotamento sanitário, limpeza urbana, manejo de resíduos sólidos e drenagem (TEIXEIRA et al., 2012).

Mais de 2 bilhões de pessoas em todo o mundo vivem em países em situação de estresse hídrico, avaliado principalmente pelo uso da água em função do suprimento disponível (United Nations, 2018). O conceito de escassez hídrica é relativo e dinâmico e possui algumas dimensões, dentre as quais os aspectos quantitativos e qualitativos dos recursos hídricos. Pela perspectiva do saneamento, por exemplo, o setor caracteriza-se como um importante usuário de água que interfere tanto na quantidade de água utilizada como também na qualidade, uma vez que os esgotos sanitários são uma das principais fontes de contaminação dos corpos d'água em ambientes urbanos no Brasil (LEÃO; ARTEIRO DA PAZ; CIBIM, 2016).

A tendência é que, no futuro, o uso dos recursos hídricos globais sofra gradualmente mais pressão, que as mudanças climáticas ameacem sua disponibilidade e que, simultaneamente, a demanda por água aumente (UNESCO, 2012). Segundo o Relatório Mundial das Nações Unidas sobre Desenvolvimento dos Recursos Hídricos de 2021, a situação atual dos recursos hídricos evidencia a necessidade de uma melhor gestão hídrica. Reconhecer, mensurar e expressar o valor da água, bem como

incorporá-lo na tomada de decisões, são ações fundamentais de modo a alcançar uma gestão sustentável e equitativa dos recursos hídricos (UNESCO, 2021). Sendo assim, é necessário realizar um planejamento e gerenciamento dos recursos hídricos de maneira eficaz e estratégica, visando reduzir as pressões ambientais que colocam em risco a sua disponibilidade e qualidade

O processo decisório associado ao gerenciamento da qualidade de sistemas hídricos é complexo. Dessa forma, é necessário avaliar o melhor plano nesse âmbito, o que pode ocorrer através da simulação das consequências decorrentes das medidas gerenciais adotadas (SANTORO, 2016). Assim, é essencial utilizar instrumentos que possibilitem compreender a situação atual, bem como realizar previsões de cenários futuros de poluição da bacia, dos quais, a melhor solução simulada deve ser utilizada para assegurar os adequados investimentos (SÁ, 2020).

A disposição de efluentes líquidos, particularmente de esgotos domésticos, constitui o principal problema de poluição dos cursos d'água. Os modelos de qualidade de água têm como principais finalidades avaliar a capacidade de autodepuração e impedir lançamentos que superem a capacidade de autodepuração (VON SPERLING, 2007). Os modelos isoladamente não necessariamente permitirão a obtenção da solução ideal (ou ótima) em sistemas hídricos complexos, com cursos d'água com diferentes capacidades de assimilação, recebendo efluentes com diferentes cargas poluentes.

Neste contexto, a associação entre modelos de qualidade de água e técnicas de otimização pode constituir interessante abordagem tecnológica para avaliar o efeito da disposição final de múltiplos lançamentos de esgotos em uma bacia hidrográfica, perspectiva que tem recebido a atenção de diferentes autores como, por exemplo Cassiolato (2019), Barbosa (2020), Rocha (2018), dentre outros.

Dentro deste enfoque, o presente estudo tem como principal perspectiva estimar, a partir da associação de um modelo de qualidade de água e técnica convencional de otimização, eficiências mínimas de tratamento de esgotos domésticos dispostos no rio Novo, importante curso d'água da porção sul do estado do Espírito Santo.

## **2. OBJETIVOS**

### **2.1. OBJETIVO GERAL**

Avaliar, no âmbito de uma bacia hidrográfica do rio Novo, eficiências mínimas de tratamento de esgotos domésticos.

### **2.2. OBJETIVOS ESPECÍFICOS**

Para alcançar o objetivo geral, tem-se como objetivos específicos:

- Selecionar, a partir da literatura técnica corrente, modelos de otimização aplicáveis à estimativa de eficiências mínimas de tratamento de esgotos;
- Avaliar, para a área de estudo, a variação nas concentrações de oxigênio dissolvido e demanda bioquímica de oxigênio entre os anos 2021 e 2037;
- Estimar, utilizando a associação entre modelo matemático de qualidade de água e técnica de otimização, eficiências mínimas de remoção de demanda bioquímica de oxigênio associadas a efluentes dispostos no rio Novo.

### **3. REVISÃO DE LITERATURA**

#### **3.1. CONSIDERAÇÕES GERAIS SOBRE GERENCIAMENTO DE RECURSOS HÍDRICOS**

A qualidade da água, de maneira geral, é função do uso e da ocupação do solo no âmbito de uma bacia hidrográfica, onde é afetada tanto por condições naturais, (pode sofrer alterações pelo escoamento superficial e pela infiltração no solo, resultantes da precipitação), assim como pela interferência do homem, de forma concentrada (como no caso de lançamentos de efluentes domésticos e industriais) ou de forma dispersa (com o uso de defensivos agrícolas no solo, por exemplo) (VON SPERLING, 2014).

O despejo de águas residuais são consequência de atividades que necessitam do uso de água que, muitas vezes, são lançadas sem prévio tratamento adequado nos corpos d'água em quantidades superiores ao seu potencial de autodepuração (FLECK et al., 2013). O lançamento de esgoto sem o tratamento adequado, compromete a qualidade da água do corpo receptor, causando impacto na saúde da população e nas condições de uso como abastecimento humano, balneabilidade, irrigação, dentre outros.

O panorama dos serviços de esgotamento sanitário para atendimento à população urbana brasileira em geral indica que 55% da população pode ser considerada provida com atendimento adequado, sendo que, dessa parcela, 43% é atendida por sistema coletivo (rede coletora e estação de tratamento de esgotos) e 12% é atendida por solução individual (fossa séptica). Adicionalmente, 18% da população tem seu esgoto coletado e não tratado e 27% é desprovida de atendimento por serviço de esgotamento sanitário, ou seja, coleta e tratamento de esgoto. O déficit de coleta e tratamento de esgotos nas cidades brasileiras tem resultado em uma parcela significativa de carga poluidora chegando aos cursos d'água, causando implicações negativas aos usos múltiplos dos recursos hídricos. Neste contexto, o esgotamento sanitário é um dos serviços de saneamento que mais necessitam de análises e propostas para o encaminhamento de soluções (ANA, 2017). Nos países desenvolvidos, os tomadores de decisão têm se demonstrado cientes sobre problemas relacionados à poluição hídrica e implementado em sua legislação políticas relacionadas a essa questão (PERRIN et al., 2014).

Por exemplo, a União Europeia (UE) estabeleceu *The Water Framework Directive* 2000/60/EC (WFD), definindo responsabilidades para a gestão dos seus recursos hídricos e estabelecendo como principal objetivo alcançar o “bom estado” ecológico para os corpos d’água dos Estados-Membros da UE, com o fim de prevenir e reduzir a sua poluição, fomentar o seu uso sustentável, proteger e melhorar o estado dos ecossistemas aquáticos e mitigar os efeitos das inundações e das secas (BRAVO, 2010). Esta diretiva regulamenta ações a serem seguidas pela comunidade europeia tendo em vista a proteção das águas superficiais interiores e costeiras, dos estuários e dos lençóis freáticos, sendo um marco em se tratando de reformas legislativas relacionadas ao gerenciamento de recursos hídricos na Europa (ARAÚJO et al, 2015).

Para atingir seu objetivo principal, a WFD classifica o estado de qualidade de um corpo d’água sob a abordagem da análise de elementos de qualidade biológica (fitoplâncton, macrófitas e fitobentos, invertebrados bentônicos e peixes), de elementos de qualidade hidromorfológica (regime hidrológico, continuidade do rio e condições morfológicas) e de elementos de qualidade físico-química (poluentes sintéticos e não sintéticos específicos) (FORGIARINI; LOPES DA SILVEIRA; LOPES DA SILVEIRA, 2007).

Segundo Premazzi et al. (2003), a WFD é inovadora ao introduzir mudanças no sistema de monitoramento ao determinar que o estado da qualidade ambiental será definido não somente pelo monitoramento da matriz aquática, mas também pelo sedimento e a biota, e ao estabelecer métodos da classificação para as águas superficiais.

Nos Estados Unidos, o gerenciamento de recursos hídricos é feito de forma complexa, envolvendo diferentes instituições governamentais e agências federais e estaduais. Ao longo dos anos, a poluição dos corpos d’água tem sido objeto de controle neste país, onde a base legal para legislação das águas superficiais é estabelecida por meio da Lei Federal de Controle de Poluição da Água (*Federal Water Pollution Control Act*, ou *Clean Water Act* – CWA). O CWA foi promulgado em 1948, tendo sofrido desde então, amplas emendas (VEIGA; MAGRINI, 2013).

De acordo com Copeland (2016), as mudanças realizadas em 1987 no CWA incluíram emendas de grande importância à preservação dos corpos hídricos, como a emenda

relativa ao controle dos efluentes tóxicos e a relativa ao lançamento de efluentes provenientes de fontes difusas. Antes disso, os programas do CWA eram direcionados apenas ao controle de fontes pontuais, apesar das fontes difusas representar mais de 50% dos problemas remanescentes de poluição das águas no país.

Assim como em outros países, no Brasil há legislação específica para a gestão hídrica. No país, a Lei Federal nº 9.433, de 8 de janeiro de 1997, é a base legal para a gestão de recursos hídricos. A referida lei instituiu a Política Nacional de Recursos Hídricos (PNRH), que estabeleceu instrumentos para a gestão dos recursos hídricos de domínio federal e criou o Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos (SINGREH), cujos objetivos são (Art. 32): coordenar a gestão integrada das águas; arbitrar administrativamente os conflitos relacionados com os recursos hídricos; implementar a Política Nacional de Recursos Hídricos; planejar, regular e controlar o uso, a preservação e a recuperação dos recursos hídricos; promover a cobrança pelos recursos hídricos (BRASIL, 1997). Cabe ressaltar que a referida lei introduziu no país instrumentos de gestão novos, como os planos de bacia, sistema de informações sobre recursos hídricos, outorga de direito de uso (incluindo-se a outorga para a disposição final de efluentes), enquadramento e cobrança pelo uso da água (MACHADO; PORTO; KAVISKI, 2012). Além disso, sua principal contribuição é estabelecer o conceito da água como um bem finito e dotado de valor econômico, contrapondo-se ao senso comum de um dom infinito da natureza e, dessa forma, estabelece instrumentos que permitem seu efetivo gerenciamento (ANA, 2006).

O Brasil, tendo uma política nacional alinhada com as tendências internacionais na forma de gerir seus recursos hídricos, tem apresentado avanços significativos em algumas regiões hidrográficas (VEIGA; MAGRINI, 2013). Contudo, para Ferreira e Debeus (2018), ainda existem grandes dificuldades na implementação dos novos instrumentos de gestão presentes na atual política da água, apesar de ampararem a gestão sistêmica das águas. Ainda segundo os autores, essas dificuldades se devem, dentre outros fatores, à variabilidade hidrológica brasileira somada à complexidade das relações sociais e da participação popular no processo de tomada de decisão.

Nessa perspectiva, em busca da tomada de decisão sobre o gerenciamento dos recursos hídricos e planejamento ambiental em curto, médio e longo prazo, os

modelos matemáticos podem ser utilizados, na perspectiva de estimar os focos de poluição existente nas bacias hidrográficas (MORUZZI et al., 2012). De acordo com OPPA (2007), os modelos matemáticos de qualidade da água, ao permitirem a simulação dos processos de autodepuração dos rios, são importantes ferramentas para análise e prognóstico dos corpos d'água, o que auxilia na tomada de decisões associadas ao gerenciamento dos recursos hídricos.

### 3.2. MODELAGEM MATEMÁTICA DE QUALIDADE

A modelagem da qualidade da água é uma ferramenta matemática que permite a simulação dos processos de autodepuração dos corpos d'água e, conseqüentemente, a avaliação dos impactos decorrentes do lançamento de cargas poluidoras (CALMON et al., 2016).

São diversas as abordagens disponíveis para a modelagem e, segundo Tucci (2005), alguns fatores devem ser levados em consideração em sua escolha, tais quais as características do sistema simulado, o nível de precisão esperado, o conjunto de dados disponíveis e a disponibilidade de metodologia para representar os processos identificados. A Tabela 1, elaborada por Almeida (2022), apresenta uma revisão histórica dos principais modelos de qualidade de água e suas características.

Tabela 1 - Evolução histórica dos modelos matemáticos de qualidade de água.

(continua)

Ano	Modelo	Características
1925	Streeter & Phelps	Modelo que representa o balanço entre OD e DBO definidos na forma de equações diferenciais ordinárias de primeira ordem.
1963	Camp	Modelo de simulação de OD/DBO que modifica as equações originais adicionando os termos referentes à sedimentação e/ou ressuspensão, DBO do escoamento superficial e fotossíntese.
1964	Dobbins	Modelo de simulação no qual OD/DBO apresenta-se na forma de equações diferenciais de segunda ordem, considerando-se os efeitos da demanda bentônica, fotossíntese e respiração no acréscimo da taxa de OD.
1967	O'Connor	Modelo de simulação OD/DBO que utiliza equação onde os termos referentes à DBO carbonácea e DBO nitrificante estão separados.
1970	Dosag I	Modelo proposto pelo Texas Water Development Board (TWDB), que mostra, de forma integrada, que a equação de Streeter Phelps é aplicável à sistemas unidimensionais sem considerar os efeitos da dispersão.

Tabela 1 - Evolução histórica dos modelos matemáticos de qualidade de água.

(continuação)		
1970	Dosag III	Modelo criado pela Environmental Protection Agency (EPA) que registra maior habilidade nos procedimentos de simulação e maior número de parâmetros simulados no Dosag I.
1970	QUAL-I	O modelo QUAL I, desenvolvido pelo F. D. Masch and Associates e TWDB, usa equações unidimensionais de dispersão-adevecção pela solução das diferenças finitas. Utiliza um elemento computacional padrão de um comprimento estabelecido através do sistema. Elementos computacionais com propriedades hidrológicas e físicas similares são agrupados no mesmo trecho.
1970	WASP	O modelo WASP (Water Analysis Simulation Program), desenvolvido pela EPA, permite simular os processos hidrodinâmicos e de qualidade de água em 1, 2 ou 3 dimensões para uma variedade de poluentes. Os processos de advecção, dispersão, fluxos de massa pontual e difusa, além de fluxos na fronteira de fundo são representados no modelo. O WASP também pode ser implementado com modelos de transporte hidrodinâmico e de sedimentos, os quais fornecem perfis de velocidade, temperatura, salinidade e fluxos de sedimentos. O WASP7, última versão lançada em 2013, é um aprimoramento do WASP original e contém a inclusão do modelo de diagênese sedimentar associado à modelo secundário avançado de eutrofização, que predita demanda de oxigênio pelo sedimento e fluxos de nutrientes a partir do sedimento de fundo.
Década de 70	MIKE 11	O modelo Mike 11 foi desenvolvido pelo DHI (Danish Hydraulic Institute) para simulação de escoamentos, qualidade da água e transporte de sedimentos em estuários, rios, sistemas de irrigação, canais e outros corpos d'água. O módulo hidrodinâmico (HD) é o núcleo do sistema de modelagem e constitui a base para a maioria dos módulos, incluindo a previsão de cheias, advecção-dispersão, qualidade da água e módulos de transporte de sedimentos não-coesivos.
Década de 70	ISIS	ISIS é um simulador hidrodinâmico completo, desenvolvido no Reino Unido por Hydraulics Research Wallingford (HR-Wallingford) e Sir William Halcrow and Partners, para modelagem de fluxos e níveis água em canais abertos e estuários. O módulo de qualidade da água do programa ISIS (ISIS Quality Water) é capaz de modelar uma gama de variáveis e processos de qualidade da água simultaneamente, que incluem: poluentes conservativos e não conservativos; coliformes, sal, temperatura da água, sedimento; balanço de oxigênio (OD e DBO); interações de oxigênio (água/sedimento); fitoplâncton; macrófitas; algas bentônicas, pH. A última versão lançada, ISIS v. 3.7, fornece uma série de novas funcionalidades e melhorias.
1972	QUAL-II	O modelo Qual II é uma modificação do QUAL I desenvolvida pelo Water Resources Engineers, Inc. (WRE) sob contrato com a EPA. O modelo é aplicável para rios dendríticos e bem misturados. Pode simular variações temporais e espaciais de até treze parâmetros de qualidade de água em qualquer combinação desejada pelo usuário. O modelo assume que os principais mecanismos de transporte, advecção e dispersão, são significativos somente ao longo da direção principal do fluxo (eixo longitudinal do rio ou canal). Pode ser operado em regime permanente ou dinâmico.

Tabela 1 - Evolução histórica dos modelos matemáticos de qualidade de água.

		(continuação)
1974	SIMOX	O modelo Simox (Dissolved Oxygen Simulation Model), desenvolvido pelo CEPIS (Centro Panamericano de Ingeniería Sanitaria y Ciencias del Ambiente) para simulação de oxigênio dissolvido, inclui OD/DBO, bactéria (Lei de Chick) e uma substância conservativa. A versão mais recente também simula o decaimento de primeira ordem de nitrogênio e fósforo para representar sedimentação, absorção e transformação.
1974-1978	WQRRS	O modelo WQRRS (Water Quality for River-Reservoir Systems), desenvolvido pela CEIWR-HEC, é baseado nos modelos Qual-II e CE-QUAL-W2. Fornece abrangente simulação da qualidade da água para rios e reservatórios. O modelo consiste em três módulos distintos, mas integrável: módulo reservatório, módulo hidráulico e módulo de qualidade. Os três programas podem ser integrados para uma completa análise de qualidade da água da bacia hidrográfica. No módulo de qualidade, as taxas de transporte de parâmetros de qualidade podem ser representados para escoamentos aeróbios, e podem ser simuladas picos de cargas poluentes para escoamento estável ou instável. Simula OD, DBO, nutrientes, biomassa algal, temperatura, bactérias indicadoras, constituintes conservativos e não conservativos, produtividade de algas e nutrientes no reservatório, bem como interações de fluxo e temperatura no reservatório.
1975	CE-QUAL-W2	O CE-QUAL-W2, desenvolvido pelo Grupo de Pesquisa de Qualidade da Água do Departamento de Engenharia Civil e Ambiental da Universidade Estadual de Portland, Estados Unidos, é um modelo bidimensional (longitudinal e vertical), hidrodinâmico e de qualidade da água para rios, estuários, lagos, reservatórios e sistemas de bacias hidrográficas. Inclui temperatura, salinidade, ciclo de OD/carbono, ciclos de nitrogênio, fósforo, fitoplanctons e bactérias. Vários níveis de complexidade são possíveis devido à organização modular das simulações de qualidade d'água. A versão atual do modelo é a versão 3.72 (lançada em 2015) com uma versão 4.0 alfa lançada.
1976	QUAL II/SEMOG	O modelo QUAL-II / SEMOG é uma versão do QUAL-II desenvolvida pela WRE para o Conselho de Governos do Sudeste de Michigan (Southeast Michigan Council of Governments - SEMOG). Inclui modificações e aperfeiçoamentos feitos no modelo QUAL II desde o seu desenvolvimento original em 1972.
Final da década 70	HSPF	O modelo HSPF (Hydrologic Simulation Program – Fortran) é um programa desenvolvido pela EPA para simulação hidrológica de bacia hidrográfica e de qualidade da água para poluentes orgânicos convencionais e tóxicos. O modelo combina as cargas de escoamento da bacia e cargas, transporte e transformação, nos rios, de OD/DBO, nutrientes, algas e pesticidas/tóxicos; e fornece histórico de tempo da taxa de vazão de escoamento, carga de sedimentos, concentrações de nutrientes e pesticidas, juntamente com histórico de tempo da quantidade e qualidade da água em qualquer ponto em uma bacia hidrográfica. O HSPF requer uma extensa gama de dados de entrada e coeficientes para parametrizar cada processo de qualidade e quantidade de água. As simulações detalhadas de ciclo de nutriente incluem nitrificação e desnitrificação, absorção de amônia e de ortofósforo, uptake (coletor ascendente de gás), vaporização e imobilização. As transformações de tóxicos no rio abrangem solubilidade, volatilização, fotólises, oxidação e biodegradação. Somente a variação em uma dimensão é considerada no corpo de água. O HSPF inclui três compartimentos de algas e considera a respiração, crescimento, assentamento e morte usando a cinética Michaelis-Menten.

Tabela 1 - Evolução histórica dos modelos matemáticos de qualidade de água.

(continuação)

Década de 80	SIMCAT	SIMCAT (Simulated Catchments), desenvolvido pela Agência de Meio Ambiente do Reino Unido, é um modelo estocástico determinístico, unidimensional, em regime permanente, que faz uso de técnicas de análise de Monte Carlo para simular dados de descargas pontuais e difusas ao longo de uma rede de cursos de água. O oxigênio dissolvido é representado por uma relação envolvendo temperatura, reaeração e decaimento da DBO.
Início da década de 80	TOMCAT	O modelo TOMCAT (Temporaly Overall Model for CATchments) foi desenvolvido pela companhia concessionária de água do Reino Unido, Thames Water. A conceituação do TOMCAT é essencialmente idêntica à do modelo SIMCAT, isto é, modelo estocástico unidimensional estacionário, com abordagem da técnica de Monte Carlo, permitindo, contudo, correlações temporais mais complexas.
1982	CE-QUAL-RIV1	O modelo CE-QUAL-RIV1 foi originalmente desenvolvido pela Universidade Estadual de Ohio em 1982 para a EPA. A versão de 1990 reflete as modificações feitas após 1982 pela Universidade Estadual de Ohio e pelo Laboratório Ambiental da Estação Experimental de Corpos D'água (Waterways Experiment Station - WES) do Corpo de Engenheiros do Exército dos Estados Unidos (United States Army Corps of Engineers - USACE). O modelo é hidrodinâmico e de qualidade da água unidimensional (longitudinal) e permite a simulação de sistemas fluviais ramificados com várias estruturas de controle hidráulico, tais como, eclusa de navegação, represa, regulação de barragem. Constituintes de qualidade da água incluem temperatura, OD, DBO carbonácea, nitrogênio orgânico, nitrogênio amoniacal, nitrato, fósforo ortofosfato, bactérias coliformes, ferro e manganês dissolvidos. Os efeitos de algas e macrófitas também estão incluídos.
1985	Qual2E	O QUAL2E, distribuído pela EPA, é um modelo unidimensional de estado permanente, usado freqüentemente para simular os efeitos de descargas de poluição de fontes pontuais e não-pontuais na qualidade da água de rios. Ciclos detalhados de OD/DBO e de nutriente são simulados, considerando os efeitos de respiração de algas, reaeração e demanda de oxigênio de sedimentos. Os metais podem ser simulados arbitrariamente como constituintes conservativos ou não. Sua hidrodinâmica baseia-se na equação unidimensional de advecção-dispersão.
1985	MIKE BASIN	O modelo MIKE BASIN, desenvolvido pelo DHI, associa técnicas de simulação e modelagem em rede de fluxo e é estruturado em uma rede de arcos e nós digitalizada no ambiente do ArcView do Sistema de Informações Geográficas. A simulação das variáveis de qualidade da água é feita através de transporte no estado estacionário nos arcos do sistema. Dentre outras características do modelo, destacam-se seu rápido tempo de processamento e sua flexibilidade e facilidade na representação de sistemas hídricos. Para a solução da qualidade de água é considerado somente o transporte advectivo e o decaimento das concentrações pode ser modelado.

Tabela 1 - Evolução histórica dos modelos matemáticos de qualidade de água.

		(continuação)
1987	SisBaHiA	O SisBaHiA (Sistema Base de Hidrodinâmica Ambiental) foi desenvolvido pela Coordenação de Programas de Pós Graduação em Engenharia (COPPE) da Universidade Federal do Rio de Janeiro. Trata-se de um sistema de modelos computacionais para previsão do escoamento ou movimento das águas e também para a previsão da qualidade das águas ou transporte de grandezas escalares qualificadoras em corpos de água naturais. Em sua versão 3.6 e superiores, o SisBaHiA oferece recursos para modelamentos de corpos de água com superfície livre sem estratificação vertical significativa. Nesta classe de corpos de água pode-se encontrar rios, canais, lagos, lagoas, reservatórios, estuários, baías e águas costeiras. Os Modelos de Qualidade de Água e Eutrofização (MQA) do SisBaHiA correspondem conjunto de modelos de transporte Euleriano, podendo ser aplicados para escoamentos 2DH, ou em camadas selecionadas de escoamentos 3D. Os MQA permitem simulação acoplada de até 11 parâmetros de qualidade da água e indicadores de eutrofização: sal, temperatura, OD-DBO, nutrientes compostos de nitrogênio e de fósforo e biomassa.
1989	DUFLOW	O modelo DUFLOW, desenvolvido pelo International Institute for Hydraulic and Environmental Engineering (IHE) (atualmente denominado UNESCO-IHE, Institute for Water Education), Rijkswaterstaat (Public Works Department), Delft University of Technology, Agricultural University of Wageningen, permite simulação de escoamento não permanente unidimensional e qualidade da água em sistemas de canais abertos, podendo ser incluso controle de estruturas como diques, bombas, bueiros e sifões. O modelo possui diversas aplicações, tais como a propagação de ondas em estuários, ondas de cheias em rios e operação de sistemas de irrigação e drenagem e pode incluir parâmetros de qualidade da água.. A parte de modelagem da qualidade da água foi incluído no DUFLOW em 1992, em sua versão 2.0.
Início da década de 90	SWAT	Soil Water and Analysis Tools (SWAT), modelo físico desenvolvido pelo Departamento de Agricultura dos Estados Unidos (United States Department of Agriculture - USDA), teve sua origem no modelo SWRRB (Simulator for Water Resources in Rural Basins) - modificação do modelo hidrológico CREAMS (Chemicals, Runoff, and Erosion from Agricultural Management Systems). O SWAT pode ser usado na modelagem de bacias hidrográficas que não possuem dados de monitoramento disponíveis. O modelo opera em escala de tempo contínua e permite prognosticar o impacto de longo prazo das práticas de gestão de solo nos recursos hídricos e a produção de sedimentos e aplicação de produtos químicos nas plantações dentro dos grandes complexos de bacias hidrográficas. A última versão do modelo é a versão SWAT2012.
1991-1994	AQUASIM	O programa AQUASIM, desenvolvido pelo EAWAG (Swiss Federal Institute for Environmental Science and Technology), foi projetado para a identificação e simulação de sistemas aquáticos técnicos e naturais. O modelo realiza simulações, análises de sensibilidade, estimativa de parâmetros (usando dados medidos). O usuário pode especificar qualquer conjunto de variáveis de estado e processos de transformação do modelo.

Tabela 1 - Evolução histórica dos modelos matemáticos de qualidade de água.

		(continuação)
1993	DELFT 3D	O modelo Delft 3D, desenvolvido pela WL Delft Hydraulics, permite uma abordagem multidisciplinar e cálculos em 3D para áreas costeiras, rios e estuários e pode realizar simulações de fluxos, transporte de sedimentos, ondas, qualidade da água, desenvolvimentos morfológicos e ecologia. O modelo é composto por um conjunto de módulos, agrupados em torno de uma interface mútua. Cada módulo pode ser executado de forma independente ou em combinação com um ou mais módulos. Em novembro/2015 foi lançada uma nova marca do modelo, Delft3D Flexible Mesh Suite 2016, que incorpora inovações tecnológicas para simulações sobre malhas não estruturadas em 1D-2D-3D.
1995	HEC-HAS	O modelo HEC-HAS (Hydrological Engineering Center-River Analysis System), desenvolvido pelo HEC do USACE., possibilita a simulação unidimensional do escoamento em canais abertos, sob o regime permanente e não-permanente e também na condição de fundo móvel (transporte de sedimentos). A versão atual, HEC-HAS 5.0, lançada em 2015, permite a modelagem bidimensional do escoamento.
1995-2000	SOBEK	SOBEK-RE, versão original do SOBEK, desenvolvido pela WL   Delft Hydraulics em parceria com o Instituto de Gestão das Águas Interiores e Tratamento de Águas Residuais (Inland Water Management and Waste Water Treatment – RIZA) do governo da Holanda, constitui sistema de modelagem unidimensional projetado para sistemas fluviais simples e complexos e estuários. Pode ser usado para simular escoamento instável e constante, transporte de sedimentos, morfologia, intrusão salina e qualidade da água, com aplicações na resolução de problemas em matéria de navegação, previsão de inundações, estudos da poluição da água, estuários com água doce e salgada, estudos de mineração de areia, sedimento e morfologia. SOBEK 2 apresenta três linhas básicas de produtos, SOBEK-River, SOBEK-Rural e SOBEK-Urban, sendo cada uma composta por diferentes módulos para simular aspectos específicos do sistema de água, podendo funcionar separadamente ou em combinação. O SOBEK 3 é o sucessor agregado do SOBEK-River, DUFLOW e SOBEK-RE.
1997	PC-QUASAR	O modelo PC-QUASAR, desenvolvido pelo CEH (Center for Ecology & Hydrology), permite fácil comparação entre o estado existente do rio e que existiria depois de uma mudança planejada ou um evento não planejado que tivesse ocorrido na rede fluvial. O modelo descreve as mudanças na qualidade da água ao longo do tempo e permite monitorar episódios de poluição à jusante.. O modelo apresenta dois modos de execução: modo de planejamento e modo de previsão dinâmica. O modo de planejamento pode produzir dados de frequência e distribuição cumulativas de vazão e qualidade em locais de interesse. O modo dinâmico (previsão) fornece perfis de vazão e qualidade da água ao longo do sistema fluvial ou contra o tempo em qualquer alcance de interesse. O modelo permite simular vazão do rio, pH, nitrato, temperatura, Escherichia Coli, DBO, OD, poluente conservativo ou traçador.

Tabela 1 - Evolução histórica dos modelos matemáticos de qualidade de água.

		(conclusão)
2002	AQUATOX	AQUATOX é um modelo de simulação para sistemas aquáticos, desenvolvido pela EPA, que prevê o destino de nutrientes, sedimentos e produtos químicos orgânicos em corpos d'água, bem como os seus efeitos diretos e indiretos em organismos residentes. Simula a transferência de biomassa e produtos químicos a partir de um compartimento do ecossistema para outro. O modelo simula múltiplos estressores ambientais (incluindo nutrientes, cargas orgânicas, sedimentos, substâncias químicas tóxicas e temperatura) e seus efeitos sobre as comunidades de algas, macrófitas, invertebrados e peixes. AQUATOX pode ajudar a identificar e compreender as relações de causa e efeito entre a qualidade química da água, do ambiente físico e a vida aquática. Pode representar uma variedade de ecossistemas aquáticos, incluindo lagos verticalmente estratificados, reservatórios e lagoas, rios e córregos e estuários. A versão 3.1 do modelo contém várias melhorias em relação às versões anteriores que melhoram a interface e utilidade do modelo.
2003 (versão beta)	QUAL 2K	O modelo QUAL2K é uma versão modernizada do modelo QUAL2E e apresenta na sua estrutura os seguintes novos elementos: modelo segmentado, especificação da DBO carbonácea, ambientes anóxicos, interações água-sedimento, algas inferiores, redução da luz, pH (potencial hidrogeniônico), patógenos.
2005	EDP-RIV1	O modelo EDP-RIV1, desenvolvido pela Divisão de Proteção Ambiental do Departamento de Recursos Naturais da Geórgia (Georgia Environmental Protection Division of the Georgia Department of Natural Resources) e pela EPA, baseia-se no modelo CE-QUAL-RIV1. Consiste num sistema de programas para executar simulações unidimensionais hidrodinâmicas e de qualidade da água, com a finalidade de analisar as condições existentes e realizar alocações de carga de resíduos. O modelo pode representar com sucesso sistemas de rios dendríticos ou ramificados e pode lidar com influências de marés de jusante, efeitos à jusante de lagos, captações de água dinâmicas, operações de vertedouro de barragem e eventos de tempestade. O modelo permite simular interações de 16 variáveis de estado, incluindo temperatura da água, espécies de nitrogênio (ou DBO nitrogenada), espécies de fósforo, OD, demanda de oxigênio carbonácea, algas, ferro, manganês, bactérias coliformes e dois componentes arbitrários. Além disso, o modelo pode simular os impactos de macrófitas sobre OD e ciclagem de nutrientes.
2007	QUAL-UFMG	O modelo QUAL-UFMG, desenvolvido por Marcos Von Sperling da Universidade Federal de Minas Gerais para o ambiente computacional da planilha Microsoft Excel, possibilita a modelagem de rios através da utilização de um modelo baseado no QUAL2EU, desenvolvido pela EPA. O QUAL-UFMG torna possível uma simulação rápida e simples das variáveis DBO, OD, nitrogênio total e suas frações, fósforo total e suas frações e coliformes termotolerantes.

Fonte: Adaptado de Brown e Barnwell (1987), Chapra, Pelletier e Tao (2012), Wang (2013), Von Sperling (2014), Calmon (2014), EPA (2020) apud. Almeida (2022).

São diversas as abordagens possíveis a fim de simular as condições de qualidade de água, cada modelo se adequando melhor a um contexto específico de informações disponíveis e análises desejadas. A simulação matemática da qualidade da água vem

sendo adotada cada vez mais em pesquisas, visto a maior facilidade em obter resultados quando comparada à medição convencional das variáveis de interesse. É importante ressaltar, entretanto, que a modelagem de maneira isolada não permite uma avaliação rigorosamente consistente, sendo uma ferramenta complementar às campanhas de monitoramento, cujos dados são essenciais para a calibragem de modelos.

O estudo realizado por Gomes et al. (2018) utilizou o modelo QUAL-UFMG a fim de modelar sazonalmente a qualidade da água no Rio dos Sinos, localizado no Rio Grande do Sul. Os autores calibraram o modelo com dados de nove pontos de monitoramento das variáveis DBO, OD, fósforo total e nitrogênio total e observaram que a utilização do modelo matemático para avaliação da qualidade da água do rio em questão se mostrou adequado, uma vez que ocorreu similaridade entre os dados observados e a curva simulada no processo de calibração.

Carvalho, Gonçalves e Couto (2021) utilizaram o modelo QUAL-UFMG a fim de obter as vazões de diluição de efluentes do rio Piracicaba, em Minas Gerais e, a partir dos resultados obtidos, constataram que o modelo retratou de forma satisfatória a realidade do corpo d'água estudado.

O trabalho desenvolvido por Salla et al. (2013) avaliou, com auxílio do QUAL-UFMG, a capacidade de autodepuração do Rio Jordão, localizado em Minas Gerais, em três condições distintas: considerando as contribuições reais do córrego Brejo Alegre em período de estiagem, além de dois cenários que consideravam as cargas poluidoras estimadas da estação de tratamento de efluentes e a baixa capacidade de diluição do rio. Foram modelados 8 (oito) parâmetros de qualidade e a calibração do modelo se apresentou aceitável, permitindo aos autores constatar que apenas um parâmetro (DBO) não atendia aos padrões de qualidade estabelecidos para o corpo d'água em questão.

Filho e Neto (2018) realizaram a modelagem da qualidade da água de um trecho do Rio Poti, no Piauí, utilizando o QUAL-UFMG para os parâmetros OD, DBO e coliformes termotolerantes. Os autores, ao comparar os resultados da modelagem a dados de medição, concluíram que o modelo apresentou resultados coerentes e que

pode ser utilizado como base para predição da qualidade da água em rios localizados em regiões semiáridas.

Pretzel (2017) modelou a qualidade dos cursos d'água da bacia hidrográfica do Rio do Campo, Paraná, com auxílio do programa QUAL-UFMG. Foram simulados lançamentos de resíduos líquidos tratados e brutos e condições de vazão média ( $Q_{50}$ ) e mínima ( $Q_{95}$ ) dos corpos hídricos, e os resultados comparados com os padrões de qualidade de água vigente. Os resultados de modelagem permitiram a identificação de pontos críticos quanto a qualidade de água, orientando a gestão dos recursos hídricos no âmbito da bacia.

Os modelos de qualidade de água, de maneira isolada, não necessariamente serão capazes de oferecer suporte para as decisões necessárias à adequada gestão de sistemas hídricos complexos. Neste contexto, a associação entre modelos de qualidade de água e técnicas de otimização pode constituir interessante abordagem tecnológica para a gestão de recursos hídricos como, por exemplo, nas decisões associadas à avaliação do efeito da disposição final de múltiplos lançamentos de esgotos em uma bacia hidrográfica

### **3.3. OTIMIZAÇÃO**

A otimização pode ser definida como a busca da melhor solução para um dado problema. As técnicas de busca e otimização, usualmente, apresentam um espaço de busca (onde se encontram as possíveis soluções do problema), e uma função objetivo, que avalia as soluções produzidas (LACERDA; CARVALHO, 1999). Conforme se alterem as variáveis, funções objetivo e restrições, faz-se necessário encontrar uma técnica de otimização que atenda de forma satisfatória cada problema individualmente. Diversas técnicas se encontram disponíveis em literatura e, segundo Santos (2007), as mais usuais são a Programação Linear (PL), a Programação Não Linear (PNL), a Programação Dinâmica (PD) e os Métodos Heurísticos.

A PNL é uma técnica de otimização que se caracteriza por conter funções objetivo ou restrições não lineares a serem solucionadas pelo modelo matemático. A solução, em geral, é um vetor de variáveis de decisão que otimiza a função objetivo não linear sujeita a restrições não lineares (CIRILO, 2002). Este tipo de problema é comumente

encontrado quando são tratados problemas da natureza, como o caso do gerenciamento de recursos hídricos, devido às complexas relações entre suas variáveis. A PNL ganhou maior destaque e importância prática na aplicação em sistemas de recursos hídricos com o desenvolvimento dos computadores e de algoritmos eficazes de grande escala (SUZUKI, 2016).

Vale ressaltar, entretanto, que esta técnica apresenta como desvantagem a incerteza de que a solução é, de fato, a melhor possível. É comum a PNL fornecer como saída uma solução de máximo ou mínimo locais, e não globais. Além disso, a natureza complexa desta técnica de otimização faz com que o processo, comumente, exija mais tempo e uma maior capacidade de processamento computacional (YEH, 1985).

Rocha (2018), a partir do uso combinado do modelo de qualidade de água QUAL-UFMG e da Programação Não Linear, estimou níveis de tratamento de esgotos para os diferentes núcleos urbanos da bacia hidrográfica do rio Pardo. Neste estudo, foram testados seis diferentes modelos de otimização, procurando estabelecer uma relação de equidade entre a carga orgânica bruta gerada por uma localidade e a eficiência do sistema de tratamento de efluentes eventualmente associado à referida carga, tendo como restrições padrões operacionais e de qualidade ambiental. Os resultados indicaram dependência entre a incorporação de medidas de inequidade nos modelos de otimização e as eficiências mínimas de remoção de matéria orgânica estimadas no âmbito da bacia.

Cassiolato (2019) propôs a utilização da PNL para a otimização de projetos de rede de distribuição de água, minimizando os custos totais. Foi utilizado um método determinístico, com a programação realizada em ambiente GAMS e a validação foi realizada por meio da comparação com quatro casos de redes conhecidos. Observou-se, em três comparações, uma melhor solução encontrada via PNL e, na comparação não ótima, o resultado ainda foi satisfatório.

Barbosa (2020), com o objetivo de compreender a influência dos períodos críticos na operação otimizada do sistema de usinas hidrelétricas da bacia do Rio São Francisco, também recorreu à PNL. O autor utilizou diferentes concepções de períodos críticos: um relacionado à vazão do afluente e outro referente à quantidade de energia armazenada. Foi verificado que, ao se comparar o desempenho dos modelos de

operação em PNL com o modelo de política de operação padrão para os diferentes períodos críticos, utilizando-se série determinística de vazão natural afluyente, obteve-se diminuição expressiva da vulnerabilidade do sistema.

#### 4. ÁREA DE ESTUDO

O curso d'água objeto de estudo é o rio Novo, cuja extensão é de aproximadamente 80 km e integra a Bacia hidrográfica do rio Novo, localizado na região sul do estado do Espírito Santo, conforme mapa apresentado por meio da Figura 1.

Esta bacia abrange, em sua totalidade, os municípios de rio Novo do Sul e Iconha e parcialmente os municípios de Vargem Alta, Itapemirim e Piúma, compreendendo área de drenagem de aproximadamente 776,9 km<sup>2</sup> e abrangendo uma população de cerca de 96.095 habitantes no ano de 2017. Os limites físicos da bacia hidrográfica do rio Novo são a bacia hidrográfica do rio Benevente ao norte, a bacia hidrográfica do rio Itapemirim a oeste e o Oceano Atlântico a sudeste (AGERH, 2018).

O rio Novo nasce na Serra do Richmond, na localidade de Ipeaçu, município de Vargem Alta, a uma altitude em torno de 800 m e desagua no município de Piúma, já nas baixadas litorâneas. Seu principal afluente é o rio Iconha, que nasce da confluência de três rios: ribeirão Inhaúma, ribeirão Monte Alegre e o ribeirão São Pedro. Outro importante curso de água da bacia é o ribeirão Concórdia, cuja confluência com o rio Novo se dá já na divisa de Vargem Alta e Rio Novo do Sul (SARMENTO-SOARES et al., 2012).

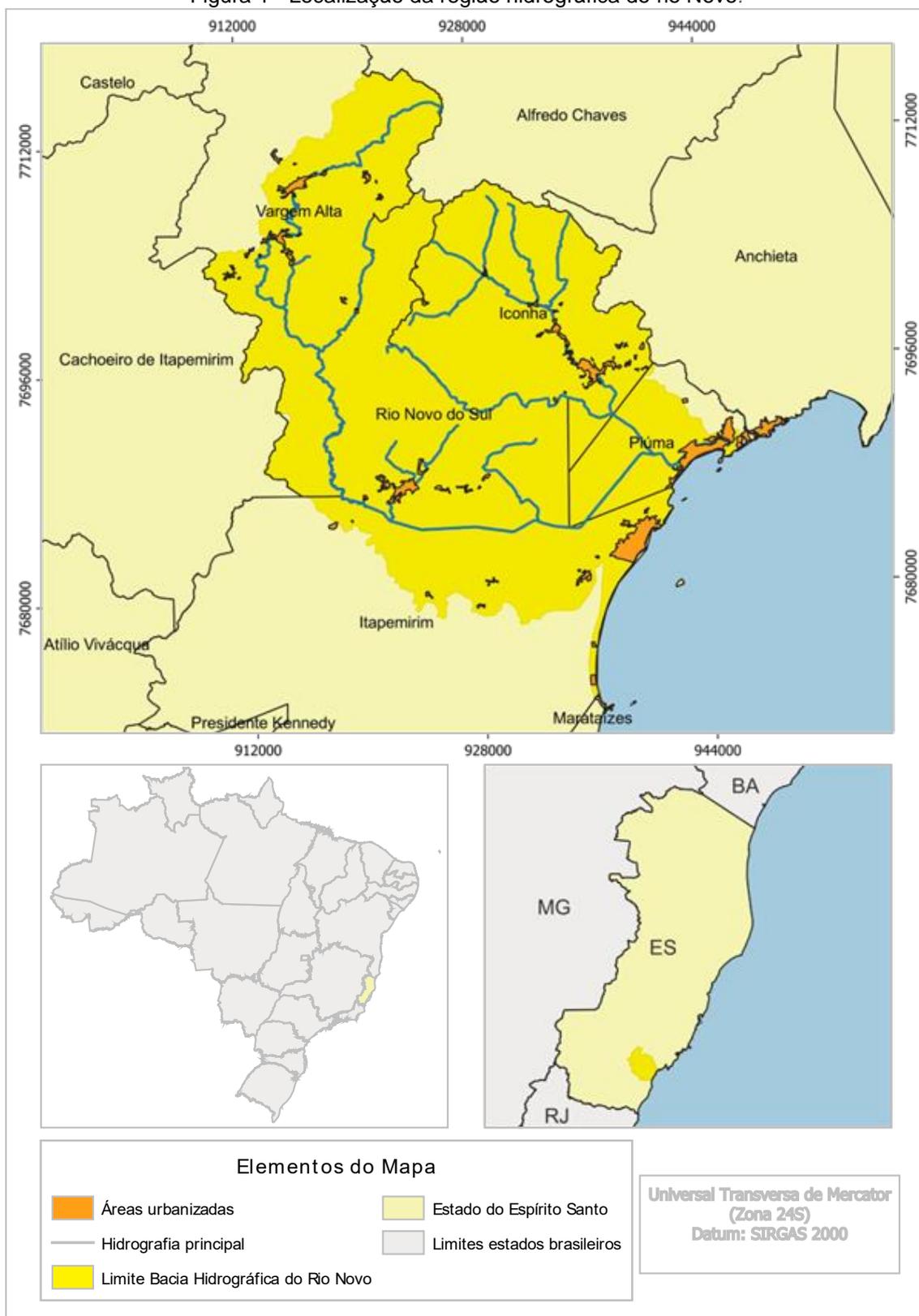
Segundo a classificação de Köppen, o estado do Espírito Santo encontra-se na zona Tropical Central, o qual apresenta clima quente e predominantemente úmido, sem uma estação fria definida. De forma mais específica, a Bacia Hidrográfica do rio Novo é de clima tropical, com inverno seco e temperaturas médias acima dos 18°C (AGERH, 2018).

A bacia apresenta precipitação média anual maior que a média anual para o estado do Espírito Santo. Na bacia, a precipitação apresenta valores que oscilam entre 1.121 mm/ano e 1.742 mm/ano, sendo o valor médio de aproximadamente 1.431 mm/ano, enquanto no estado do Espírito Santo a média é de 1.219 mm/ano. No entanto, a precipitação média anual é de aproximadamente 1.700 mm nas cabeceiras dos rios Iconha e Novo e aproximadamente 1.000 mm no litoral (IEMA, 2011).

O rio Novo apresenta como tributários o rio Iconha, que recebe o esgoto produzido pelo núcleo urbano de Iconha; e o córrego Pau D'álho, que recebe o efluente bruto

produzido nas localidades do município de Rio Novo do sul. Além disso, o rio Novo é receptor direto dos esgotos bruto produzidos pelos núcleos urbanos de Vargem Alta e Jaciguá-Boa Esperança AGERH (2018).

Figura 1 - Localização da região hidrográfica do rio Novo.



Fonte: Elaborada pelos autores

## 5. METODOLOGIA

### 5.1. DADOS HIDROLÓGICOS E DE QUALIDADE DE ÁGUA

Os dados de qualidade referentes às condições da cabeceira do rio Novo foram obtidos do ponto de coleta RNS1C005, que compõe a rede de Dados de Qualidade das Águas Interiores, da AGERH. Desta forma, para fins de modelagem, foram apropriados para os parâmetros OD,  $DBO_{5,20}$ , temperatura e pH os valores de 8,17 mg/L; 2,43 mg/L; 23,88 °C e 7,07, respectivamente.

A modelagem realizada neste trabalho considerou, ainda, vazão nula no segmento inicial dos trechos simulados. A vazão incremental adotada para a condução das simulações foi calculada a partir do balanço de massa, assumindo-se que a diferença entre as vazões  $Q_{90}$  na foz e na cabeceira foi distribuída de maneira uniforme por toda a extensão do rio Novo e seus tributários. O valor assumido para a vazão incremental, em todas as simulações, foi de 0,027 m<sup>3</sup>/s.km. As concentrações de OD e  $DBO_{5,20}$  na vazão incremental foram estabelecidos a partir da literatura técnica corrente, assumindo-se os valores 5 mg/L e 2 mg/L, respectivamente, conforme sugerido por Von Sperling (2007).

A relação entre as variáveis velocidade, profundidade e vazão foram obtidas a partir dos dados da estação fluviométrica Pau d'Alho (código 57300000), instalada no córrego Pau d'Alho e operada pela Agência Nacional de Águas (ANA). As equações (1) e (2) representam as referidas relações.

$$U = 0,2401 \cdot Q^{0,3564} \quad (1)$$

$$H = 0,2117 \cdot Q^{0,5584} \quad (2)$$

Nas equações (1) e (2):

- U : velocidade do curso d'água (m/s);
- Q : vazão do curso d'água (m<sup>3</sup>/s);

- H : profundidade do curso d'água (m).

## 5.2. CONSTANTES CINÉTICAS E VARIÁVEIS HIDRODINÂMICAS

A decomposição aeróbia da matéria orgânica na água, realizada por meio de microrganismos que assimilam o oxigênio molecular, resulta na redução dos níveis deste elemento no meio. A taxa com que este fenômeno ocorre é representada por meio dos coeficientes de desoxigenação ( $K_1$ ) e de decomposição da DBO ( $K_d$ ). Segundo Von Sperling (2007), estes parâmetros variam em função das características da matéria orgânica, além da temperatura e da presença de substâncias inibidoras no meio. Valores usuais de  $K_1$  e  $K_d$  da literatura, obtidos em laboratório e em campo, respectivamente, são apresentados na Tabela 2.

Tabela 2 - Valores usuais de  $K_1$  e  $K_d$  para rios rasos e profundos.

Origem	$K_1$ ( $d^{-1}$ )	$K_d$ ( $d^{-1}$ )	
		Rios Rasos	Rios Profundos
Curso d'água recebendo esgoto bruto concentrado	0,35-0,45	0,50-1,00	0,35-0,50
Curso d'água recebendo esgoto bruto concentrado de baixa concentração	0,30-0,40	0,40-0,80	0,30-0,45
Curso d'água recebendo efluente primário	0,30-0,40	0,40-0,80	0,30-0,45
Curso d'água recebendo efluente secundário	0,12-0,24	0,12-0,24	0,12-0,24
Curso d'água com águas limpas	0,08-0,20	0,08-0,20	0,08-0,20

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

Fonte: Fair et al. (1973), Arceivala (1981), apud Von Sperling (2007) (adaptado).

Para a modelagem realizada neste estudo, em função das profundidades médias estimadas para os cursos d'água (usualmente inferiores a 1,00 m), foram adotados os valores  $0,45 d^{-1}$  para  $K_1$  e  $1,0 d^{-1}$  para  $K_d$ . Entretanto, sendo a taxa de oxidação da matéria orgânica variável com a temperatura, os valores finais utilizados na modelagem foram corrigidos com auxílio da equação (3).

$$K_{(1,d)_T} = K_{(1,d)_{20}} \cdot \theta^{(T-20)} \quad (3)$$

Na equação (3):

- $K_{(1,d)_T}$  :  $K_1$  ou  $K_d$  à temperatura  $T$  ( $d^{-1}$ );
- $K_{(1,d)_{20}}$  :  $K_1$  ou  $K_d$  à temperatura  $20$  °C ( $d^{-1}$ );
- $T$  : temperatura do líquido (°C);
- $\theta$  : coeficiente de temperatura.

A Tabela 3 apresenta os valores indicados por diversos autores para o coeficiente de temperatura ( $\theta$ ). Um valor típico de 1,047 foi utilizado para a modelagem do rio Novo.

Tabela 3 - Valores do coeficiente de temperatura utilizados para correção dos coeficientes  $K_1$  e  $K_d$ .

Fator de correção da temperatura	Limites de temperatura	Referências (citados por EPA, 1985)
1,047	-	Chen (1970), Harleman <i>et al.</i> (1977), Medina (1979), Genet <i>et al.</i> (1974), Bauer <i>et al.</i> (1979), Thomahn e Fitzpatrick (1982), JRB (1983), Bedford <i>et al.</i> (1983), Velz (1984), Roesner <i>et al.</i> (1981)
1,05	-	Crim e Lovelace (1973), Rich (1973)
1,03 - 1,06	(0 - 5) - (30 - 35)	Smith (1978)
1,075	-	Imhoff <i>et al.</i> (1981)
1,02-1,06	-	Baca e Arnett (1976)
1,04	-	Di Toro e Connolly (1980)
1,05-1,15	5 - 30	Fair <i>et al.</i> (1968)

Fonte: EPA, 1985 (adaptado).

Além dos aspectos relacionados ao consumo da matéria orgânica, a variação de oxigênio em um corpo hídrico também pode ocorrer por meio de trocas em sua interface com a atmosfera, fenômeno conhecido como reaeração ou reoxigenação. A taxa com que este processo acontece, denominada coeficiente de reaeração ( $K_2$ ), é função de variáveis hidráulicas do corpo d'água e da temperatura (EPA, 1985; TUCCI, 2005).

Diversas são as abordagens disponíveis para o cálculo de  $K_2$ , sendo necessário a adequação do método escolhido às características do corpo hídrico estudado. Para o caso do rio Novo, foram adotadas as formulações propostas por Tsivoglou e Wallace

(1972) para rios de pequeno e médio porte, em função da velocidade e declividade. A equação (4) apresenta o cálculo proposto por estes autores para o coeficiente de reaeração, considerando um intervalo de vazão do rio entre 0,03 m<sup>3</sup>/s e 0,3 m<sup>3</sup>/s. Para as vazões superiores a 0,3 m<sup>3</sup>/s e inferiores a 8,5 m<sup>3</sup>/s, utilizou-se a equação (5).

$$K_2 = 31,6 \cdot U \cdot I \quad (4)$$

$$K_2 = 15,4 \cdot U \cdot I \quad (5)$$

Nas equações (4) e (5), I representa a declividade do curso d'água em m/m.

Em função da declividade acentuada na região da cabeceira do rio Novo, foi adotado um limite de 8 d<sup>-1</sup> para o valor de K<sub>2</sub> nas simulações realizadas neste trabalho, valor similar aos utilizados para os prognósticos associados à proposta de enquadramento dos cursos d'água da bacia. Da mesma forma que para os parâmetros K<sub>1</sub> e K<sub>d</sub>, o efeito da temperatura deve ser incorporado ao valor final adotado para o parâmetro K<sub>2</sub>. Esta correção foi realizada por meio da equação (6).

$$K_{2T} = K_{220} \cdot \theta^{(T-20)} \quad (6)$$

Na última equação:

- K<sub>2T</sub> : K<sub>2</sub> à temperatura T(d<sup>-1</sup>);
- K<sub>220</sub> : K<sub>2</sub> à temperatura 20 °C (d<sup>-1</sup>).

O valor típico do coeficiente de temperatura utilizado para a correção de K<sub>2</sub>, segundo a literatura, pode variar entre 1,022 e 1,024 (EPA, 1985). Neste trabalho, foi adotado o valor 1,024.

Para o cálculo da concentração de saturação de oxigênio foi utilizada a equação (7), proposta originalmente por Popel (1979) e modificada por Qasim (1985). No caso do rio Novo, o valor calculado foi de 7,65 mg/L.

$$C_{\text{sat}} = \left(1 - \frac{A}{9450}\right) \cdot (14,652 - 4,1022 \cdot 10^{-1} \cdot T + 7,991 \cdot 10^{-3} \cdot T^2 - 7,7774 \cdot 10^{-5} \cdot T^3) \quad (7)$$

Na equação (7):

- $C_{\text{sat}}$  : concentração de saturação de OD (mg/L);
- $A$  : altitude da água em relação ao nível do mar (m);
- $T$  : temperatura da água (°C).

### 5.3. CARACTERIZAÇÃO DO SISTEMA FLUVIAL SIMULADO

Para simulação da capacidade de autodepuração do rio Novo foi considerado o trecho com extensão de 80,8 Km, trecho que abrangeu a porção do rio Novo desde a sua nascente até a confluência com o rio Iconha. A porção final do rio Novo (trecho de 7,5 Km da confluência com o rio Iconha até sua foz no oceano) não foi modelada, uma vez que o modelo QUAL-UFMG não foi concebido para a modelagem de regiões de estuário. A construção do modelo hidráulico envolveu a segmentação do sistema fluvial em elementos computacionais (unidades de integração) com 100 m comprimento cada.

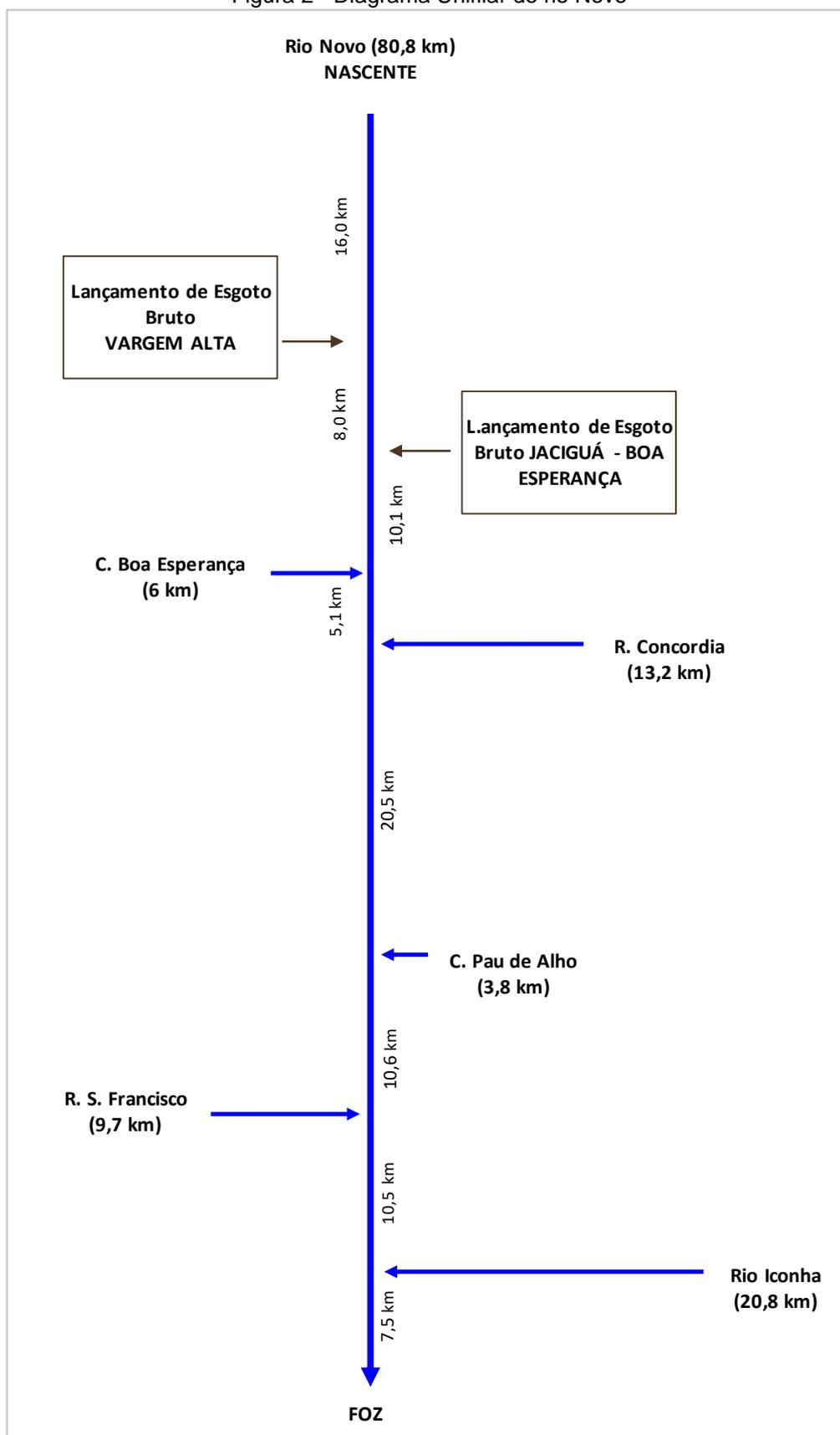
Para a apropriação dos comprimentos do rio Novo e seus tributários, foi utilizada a ferramenta de geoprocessamento QGIS 3, a partir de informações obtidas da base de dados da Infraestrutura Nacional de Dados Espaciais (INDE).

#### **5.4. LANÇAMENTOS E CAPTAÇÕES NA BACIA**

O trecho simulado foi caracterizado pela contribuição de fontes pontuais e distribuídas. Constituíram as fontes pontuais os principais tributários do rio Novo e os efluentes domésticos situados na bacia. As fontes distribuídas foram compostas pelas vazões incrementais e cargas de  $DBO_{5,20}$  decorrentes dos esgotos produzidos pela população rural situada na bacia do rio Novo. Destacam-se os lançamentos pontuais dos núcleos urbanos de Vargem Alta e Jaciguá - Boa Esperança, uma vez que não possuem tratamento. Adicionalmente foram consideradas as captações ao longo dos trechos avaliados neste trabalho. As informações referentes aos lançamentos e captações foram obtidas a partir de AGERH (2018) e encontram-se compiladas no Apêndice I.

A Figura 2 apresenta o diagrama unifilar para o rio Novo, incluindo-se os lançamentos provenientes de fontes pontuais.

Figura 2 - Diagrama Unifilar do rio Novo



Fonte: Elaborado pelos autores

## 5.5. MODELO DE QUALIDADE DE ÁGUA

A modelagem de qualidade de água realizada neste trabalho utilizou o modelo QUAL-UFMG, desenvolvido por Von Sperling (2005). Este modelo permite a avaliação de parâmetros de qualidade de água no ambiente computacional da planilha eletrônica Microsoft Excel. Modela os parâmetros de qualidade demanda biológica de oxigênio ( $DBO_{5,20}$ ), oxigênio dissolvido (OD), Nitrogênio total e suas frações, Fósforo total e suas frações e coliformes termotolerantes. Para a modelagem dos cursos d'água o modelo leva em consideração os processos de reaeração atmosférica, desoxigenação, sedimentação de matéria orgânica, consumo de oxigênio proveniente do processo de nitrificação, cargas difusas internas sem vazão (demanda do sedimento, fotossíntese e respiração) e cargas difusas externas.

O QUAL-UFMG utiliza o método de interação de Euler e trabalha com elementos computacionais de comprimento constante, os quais são considerados reatores de mistura completa, com características comuns entre si. Para cada elemento computacional (volume de controle), faz-se um balanço hidráulico em função das vazões e um balanço de massas para cada constituinte simulado, permitindo retratar a evolução da qualidade da água ao longo do segmento simulado (ROCHA, 2018).

O modelo QUAL-UFMG é baseado no modelo QUAL2E, desenvolvido pela USEPA e amplamente utilizado para a simulação da qualidade de rios em todo o mundo. Entretanto, algumas simplificações foram adotadas durante a concepção do Modelo QUAL-UFMG. São elas:

- Considera a mistura completa instantânea no local dos lançamentos pontuais. No cenário real, é necessária uma distância para que esta condição seja atingida (VON SPERLING, 2007). Entretanto, esse fator pode ser desconsiderado, visto que a extensão da chamada zona de mistura é pequena quando comparada ao comprimento dos corpos d'água simulados.
- Desconsidera a dispersão longitudinal e assume que o transporte dos constituintes modelados é realizado apenas por advecção. Em cenários de entrada contínua do poluente e condições estacionárias, a dispersão longitudinal usualmente não possui efeito relevante sobre as distribuições das

concentrações previstas, podendo ser desprezada (EPA, 1985; VON SPERLING, 2007)

- Desconsidera a relação entre as algas e os parâmetros de qualidade modelados, devido à natureza complexa desta interação. Vale ressaltar que, para a maioria dos estudos, esta desconsideração é realizada da mesma forma, visto que a ação das algas é mais relevante em modelagens de meios aquáticos lênticos, como lagos e reservatórios.
- Ao utilizar o método de integração numérica de Euler para a resolução das equações diferenciais ordinárias no cálculo das concentrações dos parâmetros simulados, demanda pequenos passos de integração, de forma a se evitar imprecisões e instabilidade numérica. O modelo QUAL-UFMG, no entanto, não demanda tempos de processamento relevantes (ROCHA, 2018).

A concentração pontual dos parâmetros modelados é calculada a partir da soma da variação da concentração com a concentração resultante da mistura completa para cada segmento  $i$ , conforme a equação (8). O cálculo da concentração resultante da mistura se dá através da equação (9).

$$C_{i+1} = CM_i + \Delta C_i \quad (8)$$

$$CM_i = \frac{Q_{rio(i-1)} \cdot C_{rio(i-1)} + Q_{trib_i} \cdot C_{trib_i} + Q_{esg_i} \cdot C_{esg_i} + Q_{dif_i} \cdot C_{dif_i}}{Q_{rio(i-1)} + Q_{trib_i} + Q_{esg_i} + Q_{dif_i}} \quad (9)$$

Nas equações (8) e (9):

- $C$  : concentração final no segmento (mg/L);
- $CM$  : concentração resultante da mistura completa (mg/L);
- $\Delta C$  : variação da concentração no segmento (mg/L).
- $Q_{rio}$  : Vazão do rio (m/s);

- $Q_{trib}$  : Vazão do tributário afluyente no ponto de encontro com o rio ( $m^3/s$ );
- $Q_{efl}$  : Vazão do efluente doméstico afluyente ao segmento i do rio ( $m^3/s$ );
- $Q_{dif}$  : Vazão incremental (difusa) ( $m^3/s$ );
- $C_{rio}$  : Concentração do parâmetro analisado, no rio, à montante do lançamento (mg/L);
- $C_{trib}$  : Concentração do parâmetro analisado, no tributário, no ponto de encontro com o rio (mg/L);
- $C_{efl}$  : Concentração do parâmetro analisado, no efluente (mg/L);
- $C_{dif}$  : Concentração do parâmetro analisado, por entrada difusa (mg/L).

O modelo considera que taxa de oxidação da matéria orgânica é proporcional à sua própria concentração no meio em determinado tempo t. Desta forma, o cálculo da concentração da  $DBO_{5,20}$  segue a reação de primeira ordem representada na equação (10) (VON SPERLING, 2007).

$$\frac{dL}{dt} = -K_d \cdot L_t \quad (10)$$

Na última equação:

- $K_d$  : coeficiente de decomposição da  $DBO_{5,20}$  no rio ( $d^{-1}$ );
- $L$  : concentração remanescente de  $DBO_{5,20}$  (mg/L);
- $L_0$  : concentração remanescente de  $DBO_{5,20}$  (mg/L) no tempo t inicial;
- $L_t$  : concentração remanescente de  $DBO_{5,20}$  (mg/L) no tempo t.

Da mesma forma que para a  $DBO_{5,20}$ , as concentrações de OD são caracterizadas por uma reação de primeira ordem. Esta reação, característica da cinética de reaeração, é apresentada na equação (11).

$$\frac{dD}{dt} = K_d \cdot L - K_2 \cdot D \quad (11)$$

Na equação (11):

- $D$  : déficit de OD (mg/L);
- $K_2$  : coeficiente de reaeração ( $d^{-1}$ ).

## 5.6. TÉCNICA DE OTIMIZAÇÃO

Atualmente, há no mercado uma diversidade de softwares disponíveis para a aplicação de técnicas de otimização. Para o caso da PNL, utilizada neste trabalho, são mais usuais os ambientes ADS, GAMS, LANCELOT e SOLVER (CIRILO, 2002). A otimização proposta por este estudo utilizou o SOLVER como ferramenta para encontrar as melhores soluções para a estimativa das eficiências de remoção referentes aos lançamentos na bacia do rio Novo.

Esta ferramenta, complementar ao Microsoft Excel, conta com métodos para a solução de diversos tipos de funções. Para o caso das funções não-lineares, a ferramenta utiliza o método de Gradientes Reduzidos Generalizados (GRG), que busca encontrar uma direção de busca tal que as restrições ativas permaneçam ativas para pequenos movimentos no espaço das variáveis de projeto e utiliza o método de Newton Raphson para retornar às bordas das restrições quando as mesmas não são ativas (BRASIL; SILVA, 2019).

Entretanto, apesar de auxiliar na solução de problemas complexos de maneira simples, a ferramenta deve ser utilizada com cautela. A principal limitação na aplicação da PNL nos problemas de gerenciamento dos recursos hídricos é que a técnica não necessariamente fornece o ótimo global, muitas vezes chegando a um ótimo local (ALBERTIN, 2006). Para o caso do SOLVER, em específico, a escolha dos valores iniciais das células variáveis tem grande relevância para a solução do problema de forma correta. Buscando contornar este problema, para a estimativa das eficiências de tratamento de esgotos foram considerados diferentes valores de partida para as eficiências de tratamento. Os resultados obtidos serão apresentados em seções subsequentes.

## 5.7. MODELOS DE OTIMIZAÇÃO

Para a estimativa das eficiências mínimas de tratamento para os lançamentos de esgoto bruto proveniente dos núcleos urbanos da bacia do rio Novo desprovidos de tratamento (Vargem Alta e Jaciguá - Boa Esperança) foram utilizados os modelos de otimização reunidos no trabalho realizado por Santoro (2016). Para todos os modelos de otimização utilizados, foram considerados os padrões de qualidade de água determinados pela Resolução CONAMA nº 357/2005 como restrições. Esta Resolução estabelece concentração máxima de 5mg/L para  $DBO_{5,20}$  e valor mínimo de 5mg/L de OD no corpo d'água após o lançamento. Também foram estabelecidos como restrições adicionais os limites de 5% e 95% para as eficiências mínima e máxima de tratamento, respectivamente.

As concentrações estabelecidas para os parâmetros  $DBO_{5,20}$  e OD citadas anteriormente são referentes aos cursos d'água de Classe 2, conforme enquadramento proposto para o rio Novo. O valor máximo de 120 mg/L para a concentração para  $DBO_{5,20}$  no efluente tratado e a eficiência mínima de 60% de remoção de  $DBO_{5,20}$  no efluente bruto não foram incorporados como restrições dos modelos de otimização utilizados neste trabalho, partindo-se do pressuposto de que a capacidade de autodepuração dos corpos d'água permitiria assimilação da carga orgânica dos efluentes tratados produzidos na bacia (aspecto verificado com simulações preliminares da qualidade do curso d'água), conforme o Artigo 21 da Resolução CONAMA nº 430/2011.

As estimativas de vazão foram conduzidas para dois horizontes de análise, considerando-se as produções de esgotos associadas aos anos de 2021 (cenário base) e 2037 (cenário futuro).

Duas abordagens foram definidas para a estimativa das eficiências. A primeira realiza a minimização do somatório das eficiências de remoção de  $DBO_{5,20}$  propostas para a bacia (Modelo 1). A segunda impõe a incorporação de equidades como restrições ou na conformação das funções objetivo (Modelos 2 a 5).

A descrição dos modelos e funções objetivo utilizados para a estimativa da eficiência de tratamento necessária para os lançamentos da bacia do rio Novo encontram-se reunidas na Tabela 4.

Tabela 4 - Modelos e funções objetivo utilizados.

Descrição	Função objetivo
<p><b>Modelo 1:</b> Busca minimizar a soma das eficiências de tratamento, utilizando apenas os padrões de qualidade como restrição, conforme proposto por Valory, Reis e Mendonça (2015).</p>	$\text{Minimizar } [f(E)] = \sum_{i=1}^n E_i$
<p><b>Modelo 2:</b> Busca minimizar o somatório de eficiências, assumindo-se uma medida de equidade como restrição, conforme proposto por Reis, Valory e Mendonça (2015).</p>	$\text{Minimizar } [f(E)] = \sum_{i=1}^n E_i$ <p>Sujeito a:</p> $\frac{\text{Carga}_{\text{lanç. } i}}{E_i} = \frac{\text{Carga}_{\text{lanç. } i+1}}{E_{i+1}} = \frac{\text{Carga}_{\text{lanç. } n}}{E_n}$
<p><b>Modelo 3:</b> Variação do Modelo 2, busca a minimização do somatório de eficiências com uma medida de equidade que visa a diminuição da variabilidade dos valores de eficiência entre os sistemas de tratamento.</p>	$\text{Minimizar } [f(E)] = \sum_{i=1}^n E_i$ <p>Sujeito a:</p> $\frac{\text{Carga}_{\text{lanç. } i}}{E_i^2} = \frac{\text{Carga}_{\text{lanç. } i+1}}{E_{i+1}^2} = \frac{\text{Carga}_{\text{lanç. } n}}{E_n^2}$
<p><b>Modelo 4:</b> Incorpora a medida de equidade na própria função objetivo e busca assegurar que a eficiência do tratamento seja proporcional à carga orgânica bruta, conforme originalmente proposto por Mulligan (1991).</p>	$\text{Minimizar } [f(E)] = \sum_{i=1}^n \left  \left( \frac{\text{Carga}_{\text{lanç. } i}}{\text{Carga}_{\text{lanç.}}} - \frac{E_i}{E} \right) \right $
<p><b>Modelo 5:</b> Impõe a minimização de medida de inequidade entre sistemas de tratamento, conforme proposto por Marsh e Schilling (1994), e utilizado por Valory, Reis e Mendonça (2015) posteriormente.</p>	$\text{Minimizar } [f(E)] = \sum_{i=1}^n \sum_{j=1}^n \left  \left( \frac{\text{Carga}_{\text{lanç. } i}}{E_i} - \frac{\text{Carga}_{\text{lanç. } j}}{E_j} \right) \right $

Nas equações reunidas na Tabela 4: e que conformam os diferentes modelos de otimização,

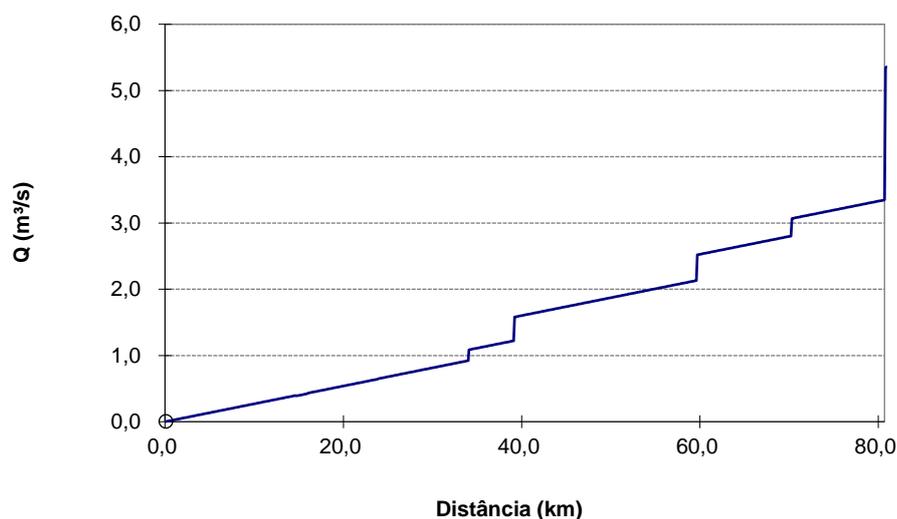
- E: Eficiência de tratamento associada ao lançamento;
- $Carga_{lan\grave{c}}$ : Carga do lançamento, estimada a partir da concentração da  $DBO_{5,20}$ .

## 6. RESULTADOS

Os resultados das simulações de qualidade de água do rio Novo, realizadas com auxílio do modelo QUAL-UFMG, conforme descrito na metodologia, são apresentados nesta seção.

A Figura 3 apresenta o perfil de vazões ao longo do trecho simulado. A partir desta figura é possível observar que a vazão sofreu incrementos relevantes em decorrência do afluxo de tributários que exercem influência significativa no perfil de vazões do trecho estudado.

Figura 3 - Perfil de vazões ao longo do trecho simulado do rio Novo.



Na sequência, são apresentados os perfis de concentração dos parâmetros OD e  $DBO_{5,20}$  para o rio Novo, referentes aos anos de 2021 (Cenário Base, Figura 4) e 2037 (Cenário Futuro, Figura 5). Estes resultados foram estabelecidos considerando a condição atual de disposição final dos esgotos da bacia (Cenário Base) e a manutenção dos níveis de tratamento considerada a população projetada para o ano de 2037 (Cenário Futuro), cenários que serão utilizados como referência para as discussões subsequentes. Nos gráficos apresentados por meio das Figuras 4 e 5 e nos demais gráficos apresentados na sequência do texto, os padrões de qualidade de água associados aos parâmetros OD e  $DBO_{5,20}$  estabelecidos pela Resolução

CONAMA 357/2005 para os corpos hídricos de classe 2 serão representados por uma linha vermelha.

Figura 4 - Perfis para concentrações de OD (superior) e DBO (inferior) considerado o Cenário Base de disposição final de efluentes

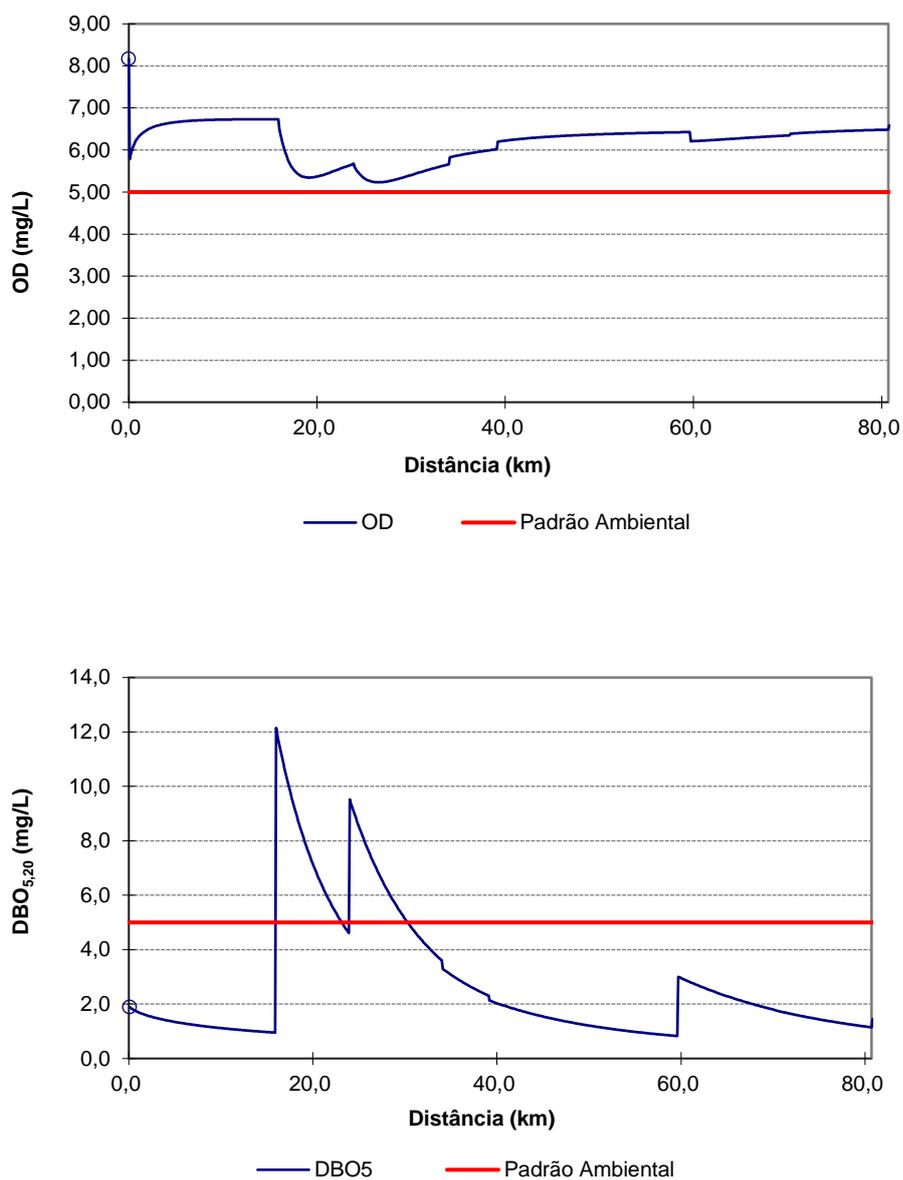
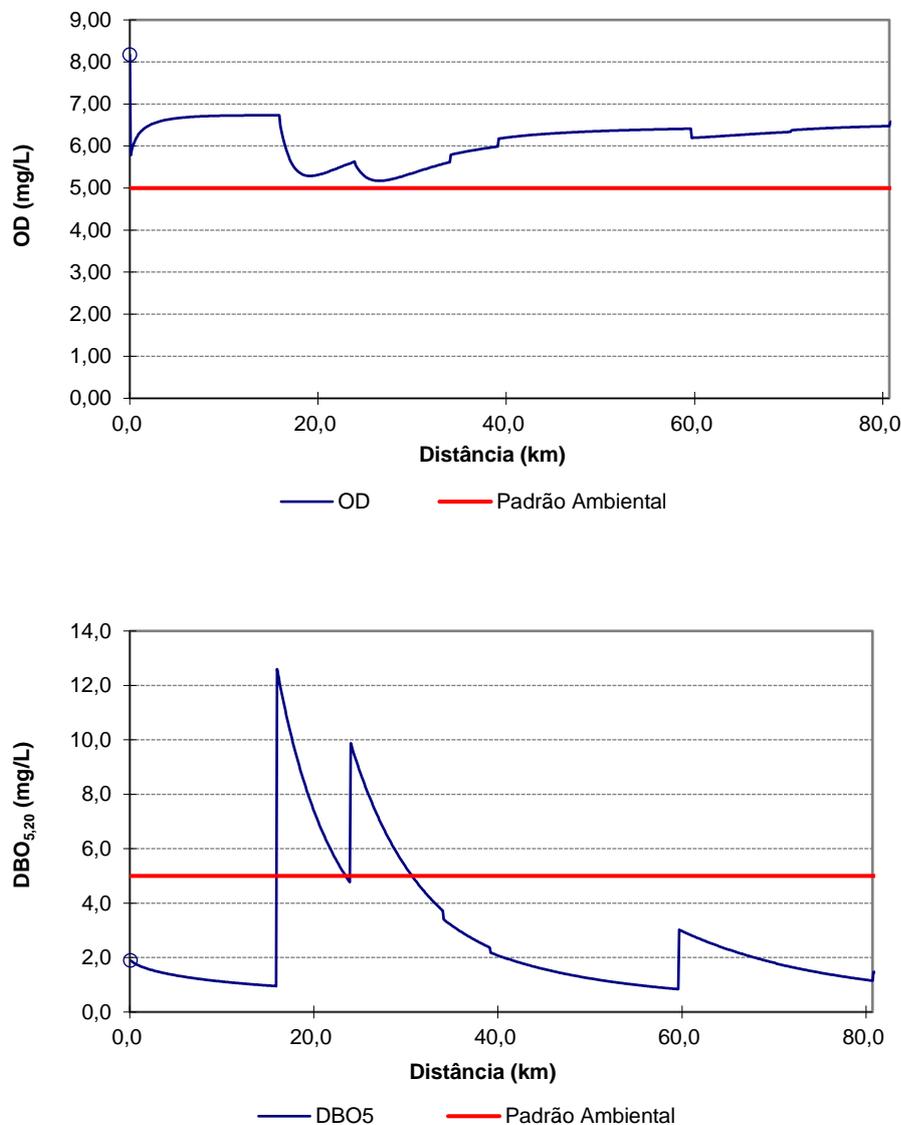


Figura 5 - Perfis para concentrações de OD (superior) e DBO (inferior) considerado o Cenário Futuro de disposição final de efluentes.



Os gráficos apresentados por meio das figuras 4 e 5 indicam a ocorrência de dois expressivos picos de concentrações de DBO<sub>5,20</sub> ao longo do rio Novo, acompanhados das correspondentes reduções nos níveis de OD. Isso ocorreu em função dos lançamentos dos esgotos brutos produzidos pelos núcleos urbanos de Vargem Alta e Jaciguá - Boa Esperança nos quilômetros 16 e 24 do rio Novo, respectivamente. Ainda que as concentrações de OD apresentem-se superiores ao padrão de qualidade estabelecido para rios classe 2, as concentrações de DBO<sub>5,20</sub> não atenderam ao correspondente padrão de qualidade.

É relevante observar que as concentrações de DBO associadas ao Cenário Futuro foram ligeiramente superiores às estabelecidas para o Cenário Base. As diferenças pouco relevantes foram consequência do pequeno crescimento populacional esperado para os núcleos urbanos de Vargem Alta e Jaciguá - Boa Esperança entre os anos de 2021 e 2037, condição que se reproduzirá no restante deste texto

Neste contexto, nas seções subsequentes serão apresentadas as eficiências mínimas de tratamento de esgotos para os núcleos urbanos de Vargem Alta e Jaciguá - Boa Esperança, apropriadas a partir do emprego associado do modelo QUAL-UFMG e da Programação Não Linear, considerando-se os diferentes modelos de otimização previamente apresentados.

### 6.1. ESTIMATIVA DE EFICIÊNCIAS DE TRATAMENTO - MODELO 1

As eficiências mínimas de tratamento de esgotos estimadas com auxílio do Modelo 1 de otimização para núcleos urbanos de Vargem Alta e Jaciguá - Boa Esperança, nos Cenários Base e Futuro, encontram-se reunidas na Tabela 5. Este modelo de otimização não utiliza nenhuma medida de equidade como restrição ou para conformar a função objetivo, buscando apenas a minimização do esforço de tratamento no âmbito da bacia e o atendimento das restrições referentes aos padrões de qualidade de água estabelecidos pelas Resolução CONAMA 357/2005 para corpos d'água classe 2.

Tabela 5 - Eficiências mínimas estimadas para os núcleos urbanos de Vargem Alta e Jaciguá - Boa Esperança a partir do emprego do Modelo 1 de otimização.

Cenário (Ano)	Eficiência mínima de remoção	
	Vargem Alta	Jaciguá - Boa Esperança
Base (2021)	63,75%	42,93%
Futuro (2037)	65,15%	45,12%

Os perfis de concentração para os parâmetros DBO<sub>5,20</sub> e OD produzidos a partir da incorporação das eficiências de tratamento estimadas com Modelo 1 para os Cenários Base e Futuro estão apresentados nas Figura 6 e 7, respectivamente.

Figura 6 - Perfis para concentrações de OD (superior) e DBO (inferior) considerado o Cenário Base de disposição final de efluentes e as eficiências de tratamento estimadas com auxílio do Modelo 1 de Otimização.

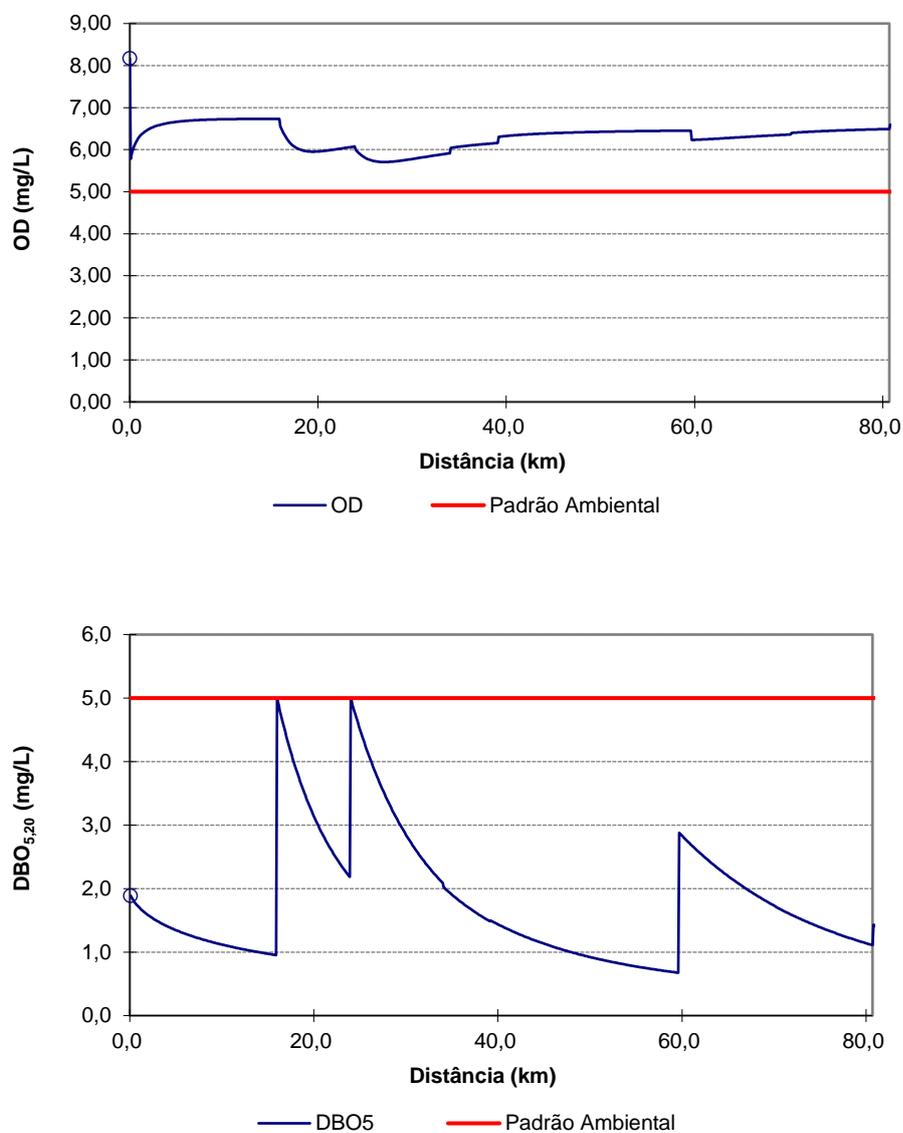
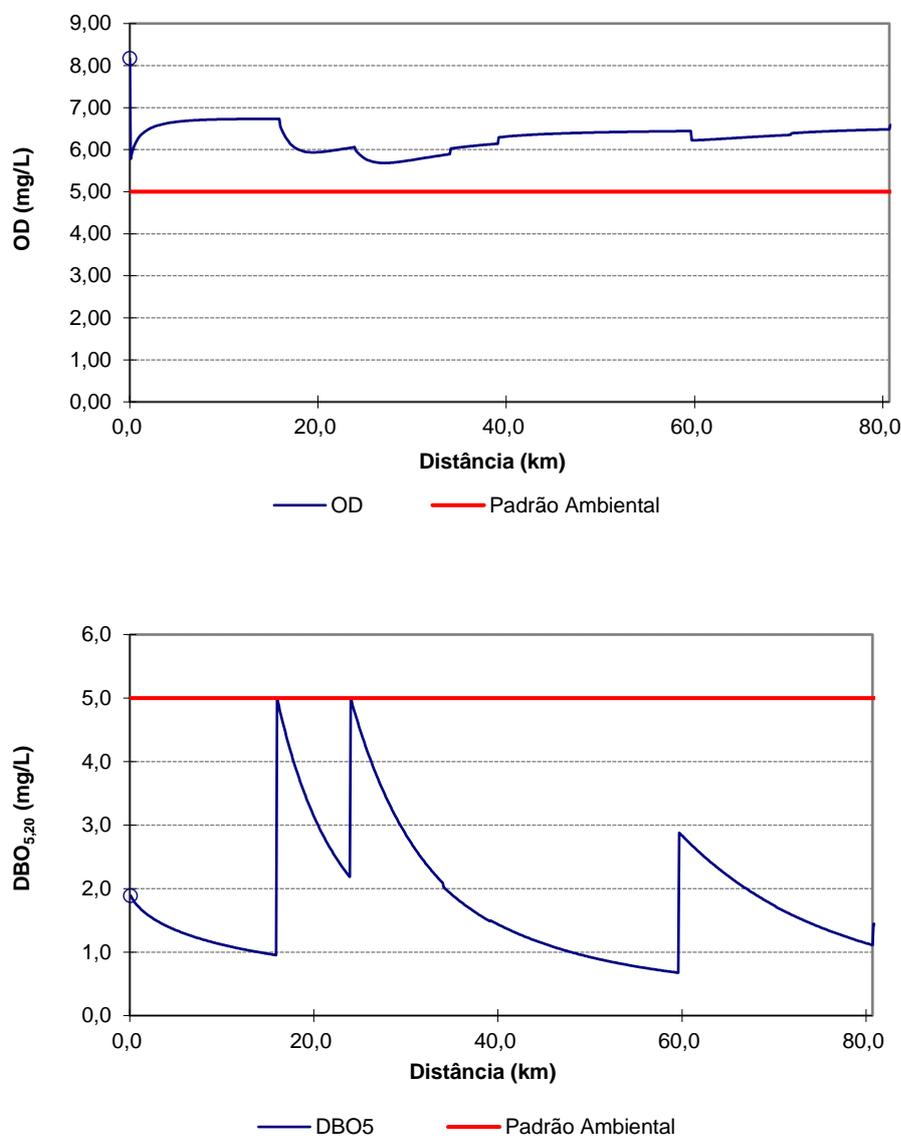


Figura 7 - Perfis para concentrações de OD (superior) e DBO (inferior) considerado o Cenário Futuro de disposição final de efluentes e as eficiências de tratamento estimadas com auxílio do Modelo 1 de Otimização.



As eficiências estimadas com auxílio do Modelo 1 de otimização representam os valores mínimos necessários para que os padrões de qualidade associados ao parâmetro DBO<sub>5,20</sub> sejam atendidos ao longo de toda a extensão do rio Novo. A redução do lançamento de matéria orgânica produziu elevações nas concentrações de OD que, no trecho simulado, aproximaram-se de 6,0 mg/l. As maiores eficiências de tratamento foram estimadas para o núcleo urbano de Vargem Alta, núcleo urbano mais populoso e localizado mais a montante no trecho simulado. Conforme observado em seção precedente, as diferenças das simulações entre cenários Base e Futuro

foram pouco relevantes em função do pequeno crescimento populacional estimado para a área de estudo. Entre os referidos cenários de simulação, as variações nas eficiências de tratamento não superaram 3% independentemente do núcleo urbano considerado.

## 6.2. ESTIMATIVA DE EFICIÊNCIAS DE TRATAMENTO - MODELOS 2 E 3

Em função da semelhança entre os Modelos 2 e 3 de otimização, seus resultados foram agrupados e apresentados nesta seção.

Os modelos 2 e 3 de otimização estabelecem medidas de equidade a partir de relações entre cargas afluentes e eficiências de remoção de  $DBO_{5,20}$ , medidas incorporadas aos modelos de otimização como restrições. As eficiências de remoção de matéria orgânica necessárias aos lançamentos de Vargem Alta e Jaciguá - Boa Esperança, considerados os cenários Base e Futuro encontram-se reunidas na Tabela 6.

Tabela 6 - Eficiências mínimas estimadas a partir do emprego dos Modelos 2 e 3.

Modelo	Cenário (Ano)	Eficiência mínima de remoção	
		Vargem Alta	Jaciguá - Boa Esperança
2	Base (2021)	64,32%	43,30%
	Futuro (2037)	66,58%	44,82%
3	Base (2021)	64,16%	52,64%
	Futuro (2037)	65,54%	53,77%

Os perfis de  $DBO_{5,20}$  e OD produzidos a partir da modelagem considerando as eficiências de tratamento propostas por estes modelos para os Cenários Base e Futuro estão apresentados nas Figura 8 a 11 abaixo.

Figura 8 - Perfis para concentrações de OD (superior) e DBO (inferior) considerado o Cenário Base de disposição final de efluentes e as eficiências de tratamento estimadas com auxílio do Modelo 2 de Otimização.

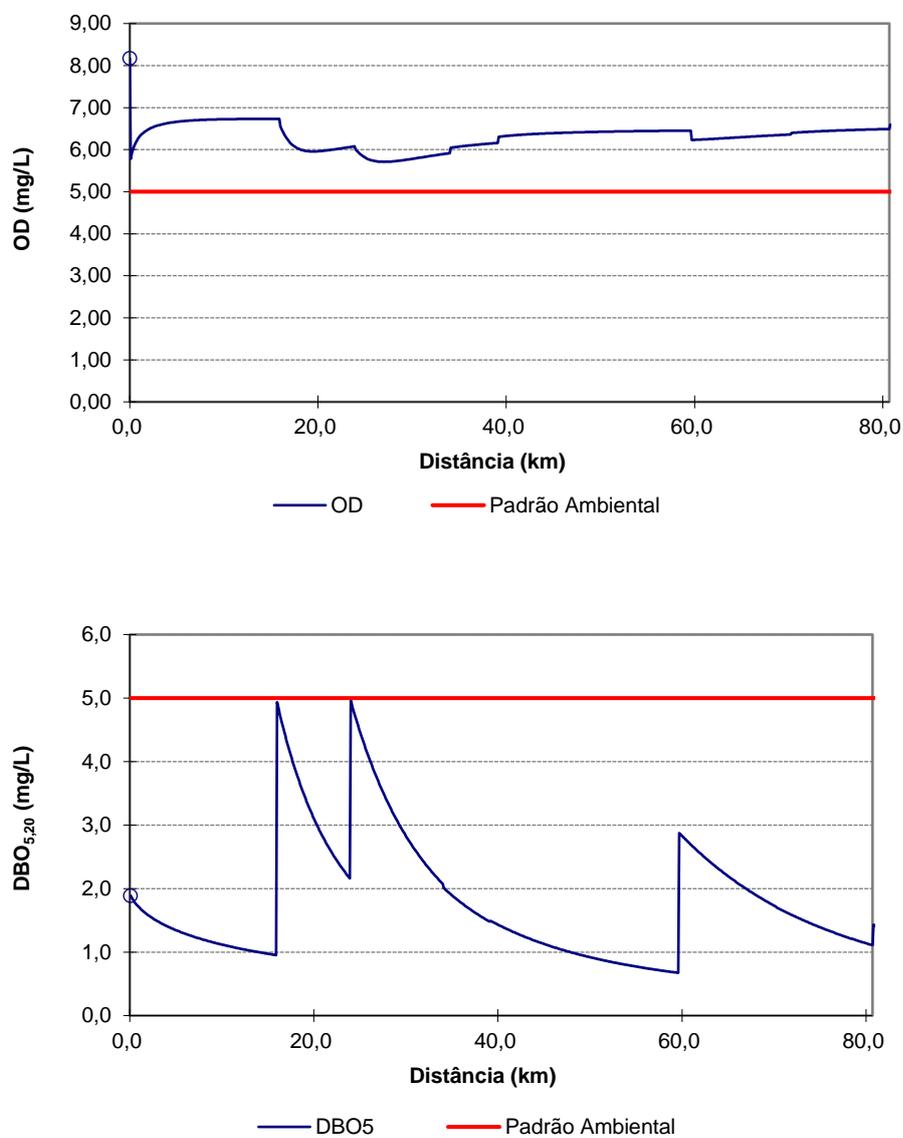


Figura 9 - Perfis para concentrações de OD (superior) e DBO (inferior) considerado o Cenário Futuro de disposição final de efluentes e as eficiências de tratamento estimadas com auxílio do Modelo 2 de Otimização.

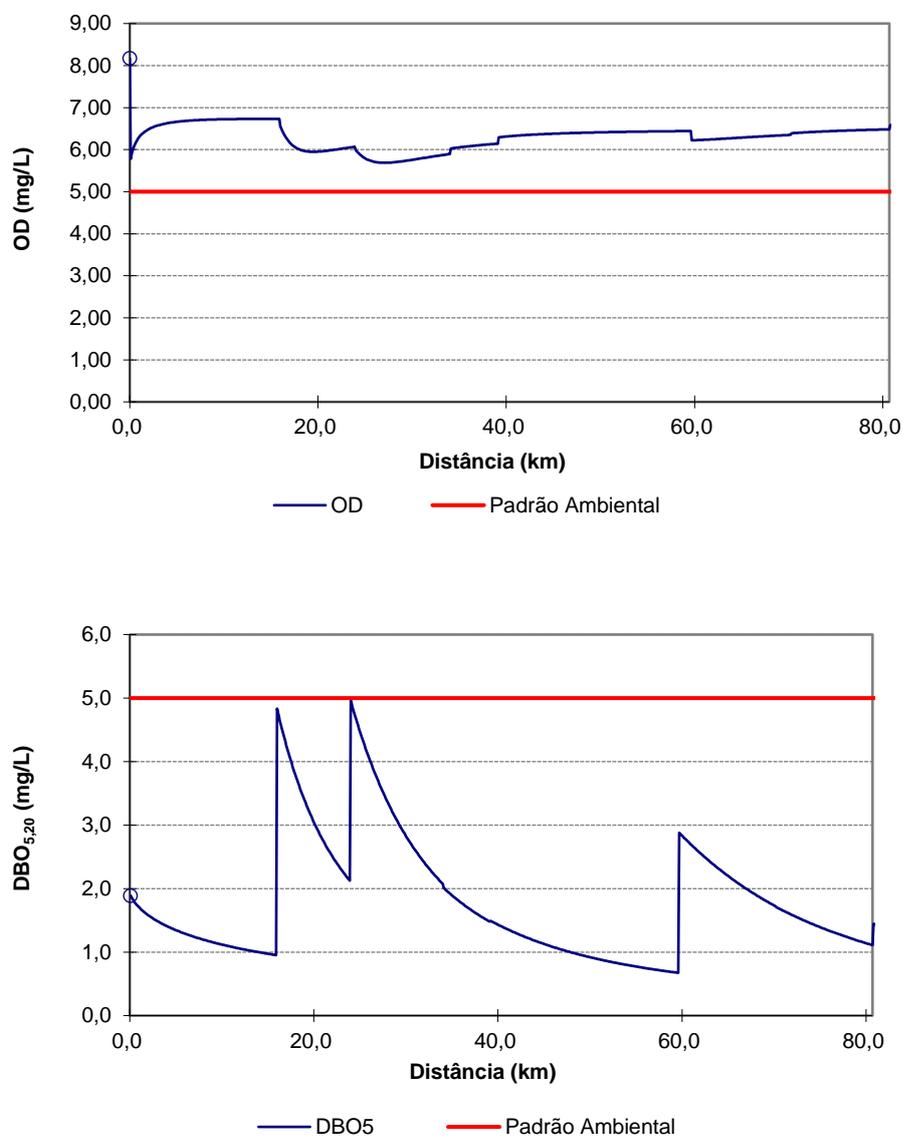


Figura 10 - Perfis para concentrações de OD (superior) e DBO (inferior) considerado o Cenário Base de disposição final de efluentes e as eficiências de tratamento estimadas com auxílio do Modelo 3 de Otimização.

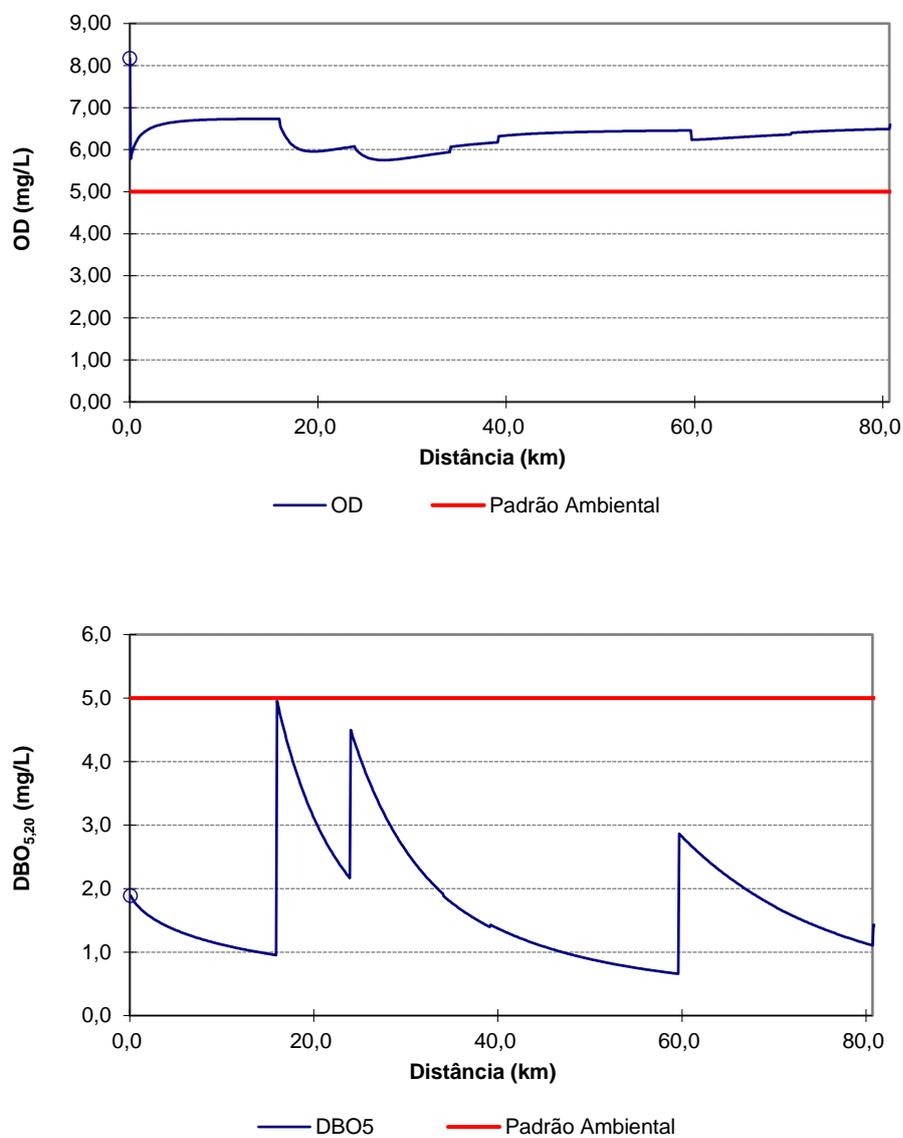
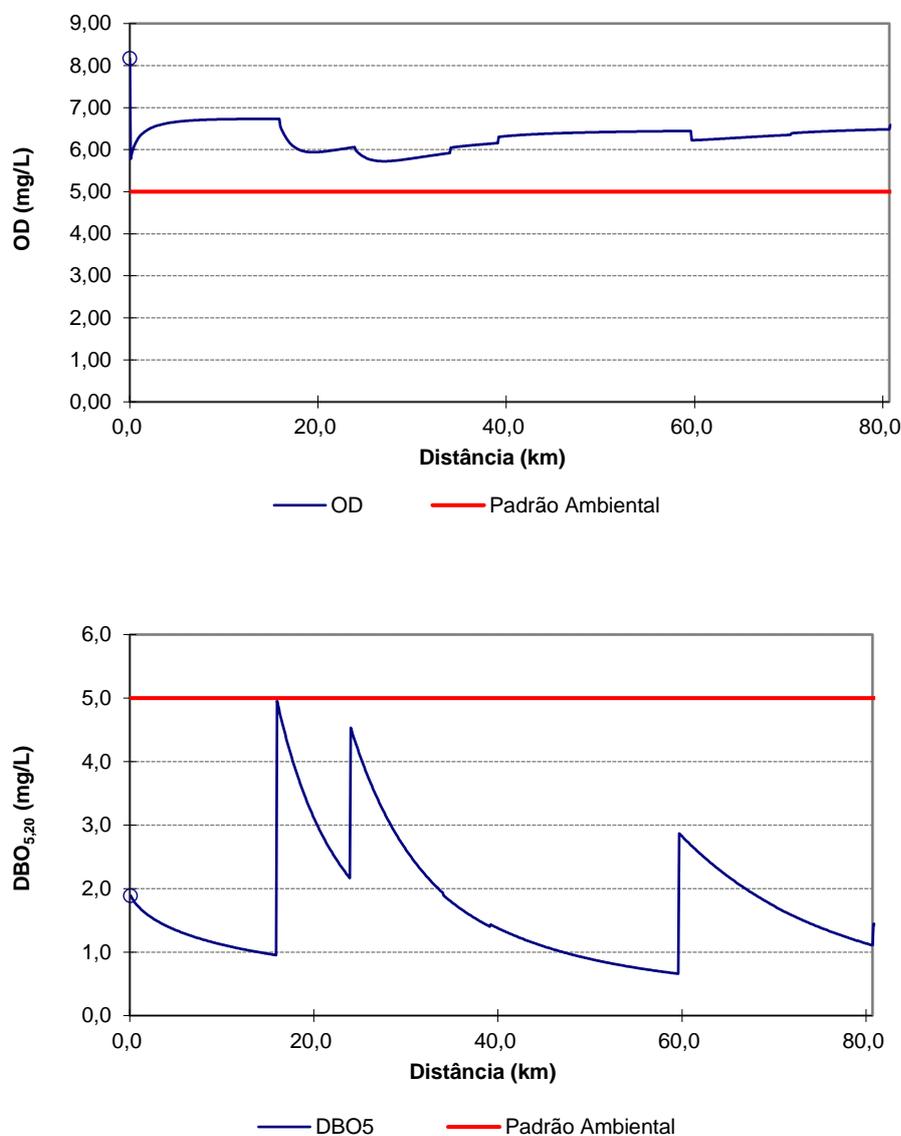


Figura 11 - Perfis para concentrações de OD (superior) e DBO (inferior) considerado o Cenário Futuro de disposição final de efluentes e as eficiências de tratamento estimadas com auxílio do Modelo 3 de Otimização.



As eficiências de remoção referentes ao núcleo urbano de Vargem Alta foram superiores aquelas estimadas para o núcleo urbano de Jaciguá – Boa Esperança, independentemente do modelo de otimização empregado ou cenário de simulação analisado, reproduzindo-se padrão já observado quando do emprego do modelo 1 de otimização. Relevante observar, adicionalmente, que a incorporação de uma medida de equidade como restrição aumentou – ainda que de forma pouco expressiva – as eficiências mínimas de tratamento, particularmente aquelas associadas ao núcleo

urbano de Jaciguá – Boa Esperança quando do emprego do Modelo 3 de otimização, reproduzindo padrão já observado por Reis, Valory e Mendonça (2015) e Santoro (2016).

### 6.3 ESTIMATIVA DE EFICIÊNCIAS DE TRATAMENTO - MODELOS 4 E 5

Assim como condição observada na seção anterior, em função da semelhança entre as estruturas dos modelos 4 e 5 de otimização, seus resultados foram agrupados e apresentados nesta seção.

Estes modelos de otimização foram conformados a partir de função objetivo que tem como propósito estabelecer condição equânime entre os lançamentos objetos de análise, buscando minimizar uma medida de inequidade que envolve as cargas orgânicas e eficiências associadas a cada lançamento.

As eficiências de remoção de matéria orgânica estimadas para os núcleos urbanos de Vargem Alta e Jaciguá - Boa Esperança, considerados os cenários Base e Futuro encontram-se reunidas na Tabela 7. Já os perfis de concentrações DBO<sub>5,20</sub> e OD produzidos a partir da incorporação das eficiências de tratamento apropriadas, estão apresentados nas Figuras de 12 a 15.

Tabela 7 - Eficiências mínimas estimadas a partir do emprego dos Modelos 4 e 5.

Modelo	Cenário (Ano)	Eficiência mínima de remoção	
		Vargem Alta	Jaciguá - Boa Esperança
4	Base (2021)	70,02%	47,13%
	Futuro (2037)	71,73%	48,28%
5	Base (2021)	64,32%	43,30%
	Futuro (2037)	66,58%	44,82%

Figura 12 - Perfis para concentrações de OD (superior) e DBO (inferior) considerado o Cenário Base de disposição final de efluentes e as eficiências de tratamento estimadas com auxílio do Modelo 4 de Otimização.

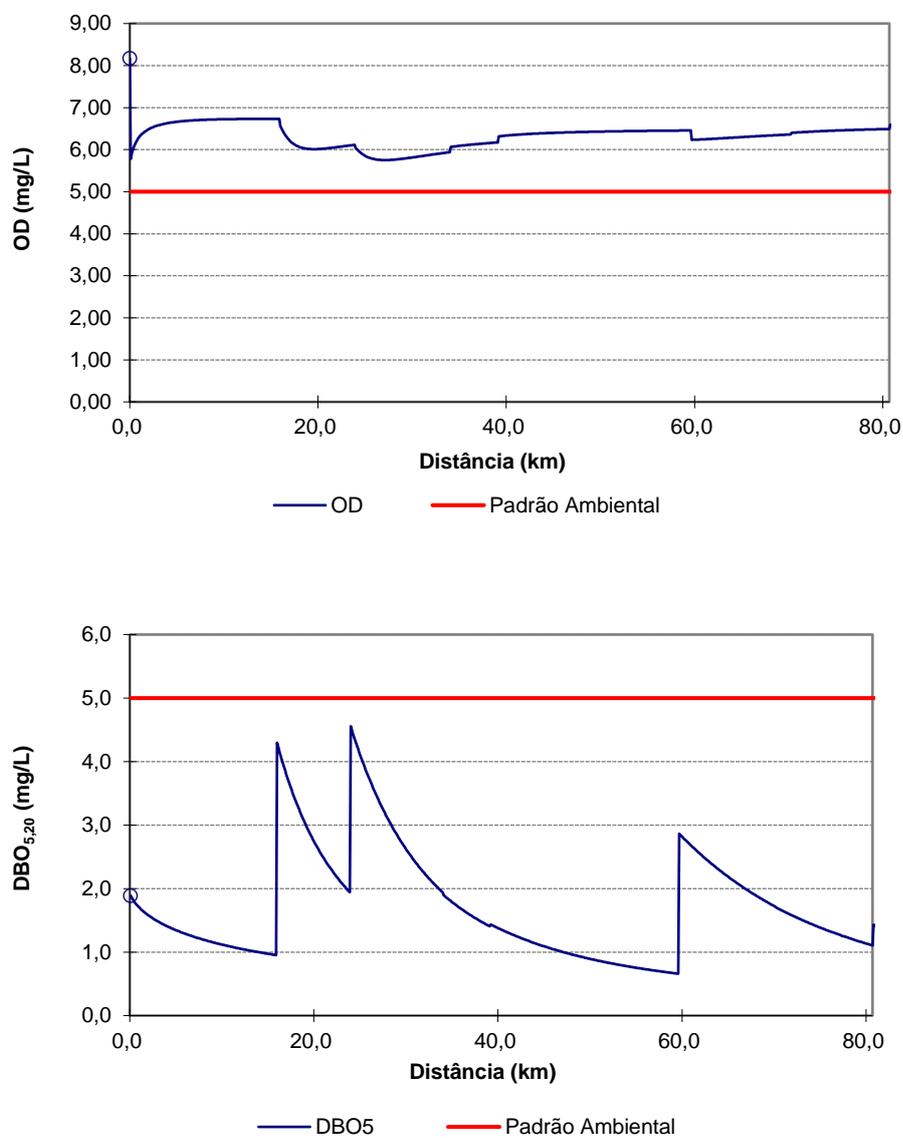


Figura 13 - Perfis para concentrações de OD (superior) e DBO (inferior) considerado o Cenário Futuro de disposição final de efluentes e as eficiências de tratamento estimadas com auxílio do Modelo 4 de Otimização.

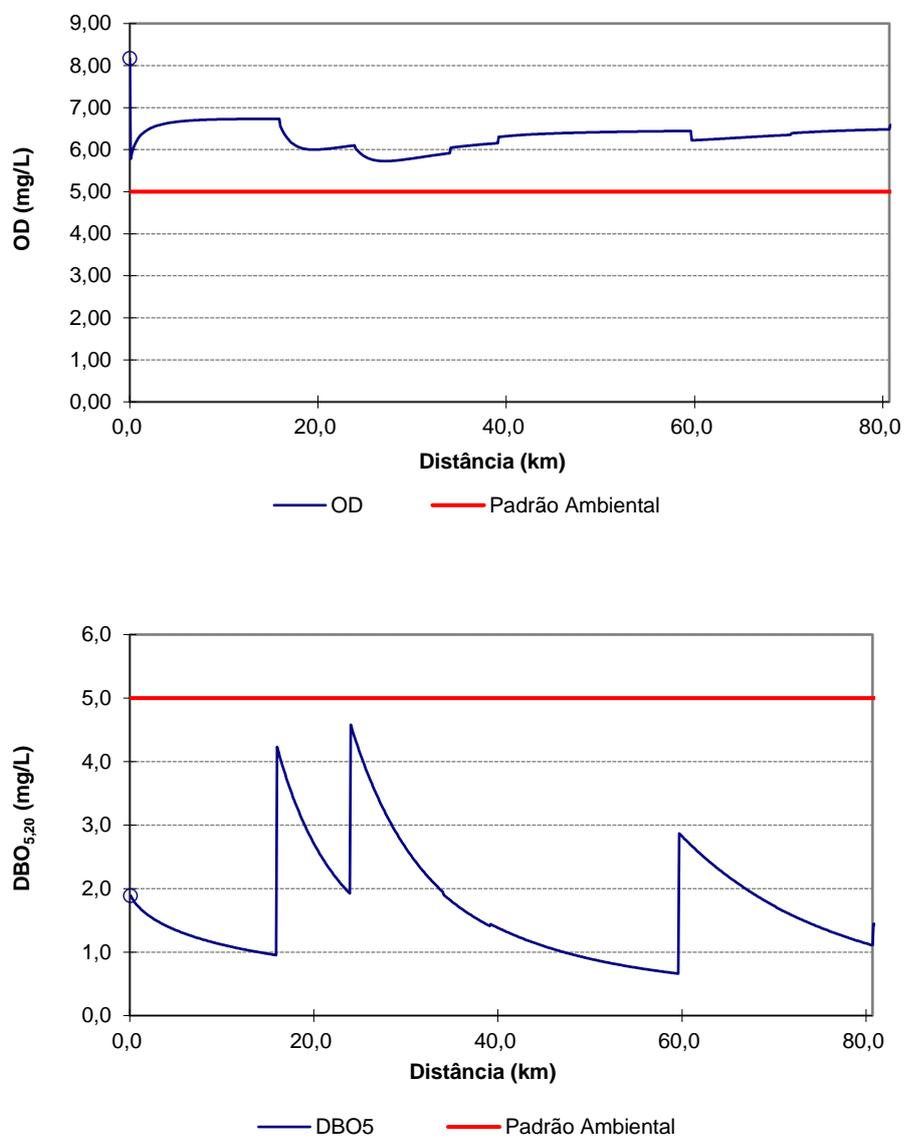


Figura 14 - Perfis para concentrações de OD (superior) e DBO (inferior) considerado o Cenário Base de disposição final de efluentes e as eficiências de tratamento estimadas com auxílio do Modelo 5 de Otimização.

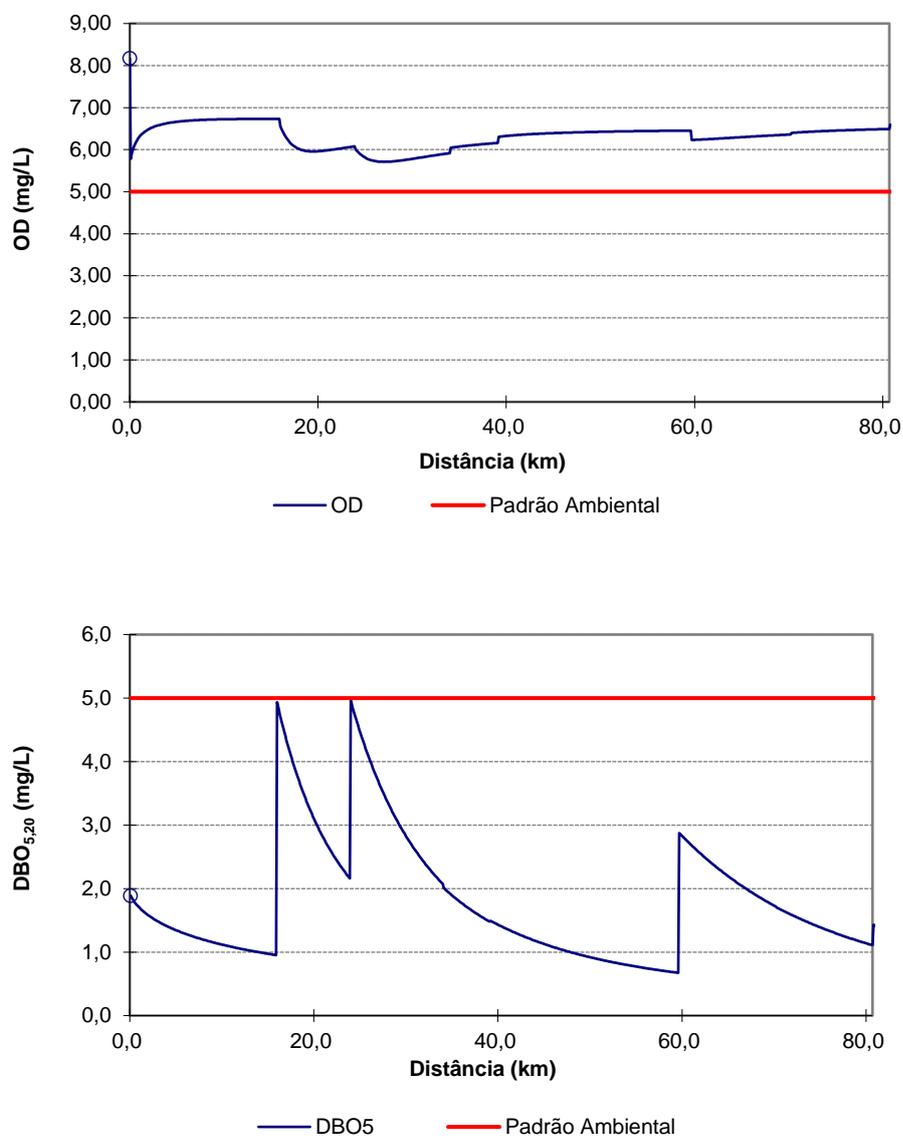
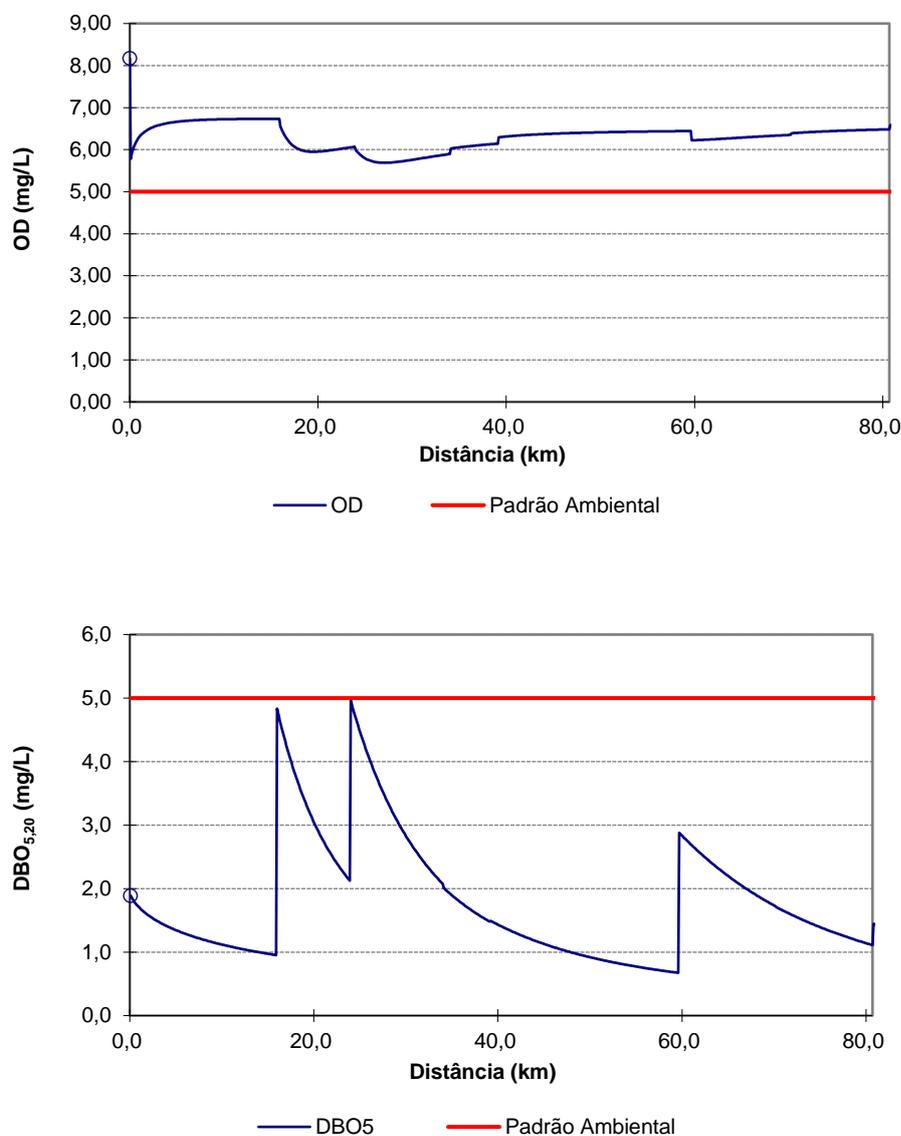


Figura 15 - Perfis para concentrações de OD (superior) e DBO (inferior) considerado o Cenário Futuro de disposição final de efluentes e as eficiências de tratamento estimadas com auxílio do Modelo 5 de Otimização.



As eficiências reunidas na Tabela 7 indicam que os modelos de otimização 4 e 5, ao incorporarem função objetivo que busca minimizar a inequidade entre lançamentos, produziu o maior esforço de tratamento para os núcleos urbanos de Vargem Alta e Jaciguá – Boa Esperança. A majoração das eficiências, particularmente àquelas estimadas com auxílio do Modelo 4 de otimização, permitiu observar concentrações máximas de DBO<sub>5,20</sub> inferiores ao padrão de qualidade estabelecidos para cursos d'água Classe 2, ainda que estas reduções não produzam variações significativas nas

concentrações de OD. Santoro (2016) e Rocha (2018) observaram comportamento semelhante quando da manipulação de conjuntos de modelos de otimização similares aquele empregado no presente trabalho.

## 7. CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES

As principais conclusões do presente estudo, que teve como foco avaliação das eficiências mínimas de tratamento de esgoto no âmbito da Bacia Hidrográfica do rio Novo pode ser resumida da seguinte forma:

- O emprego combinado do modelo matemático de qualidade de água QUAL-UFMG e da PNL apresentou-se como alternativa versátil para a determinação de eficiências mínimas de tratamento de esgotos no âmbito de uma bacia hidrográfica, permitindo o emprego de diferentes modelos de otimização e a ágil obtenção de resultados;
- A aplicação dos diferentes modelos de otimização à bacia hidrográfica do rio Novo, possibilitou determinação das eficiências mínimas de tratamento de efluentes para ETE's, considerando os corpos d'água em estudo;
- As eficiências mínimas de remoção de matéria orgânica estimadas no âmbito da bacia hidrográfica do rio Novo apresentam-se relativamente próximas entre si quando considerados os cenários de simulação estudados (cenários Base e Futuro). Isso se deve principalmente ao fato de que a projeção populacional da bacia apresentar um crescimento populacional pouco relevante.
- Os modelos de otimização que incorporaram alguma medida de equidade produziram aumento nas eficiências mínimas de tratamento estimadas para os núcleos urbanos de Vargem Alta e Jaciguá - Boa Esperança. Os modelos que foram conformados a partir de função objetivo que estabelece relação de equidade entre lançamentos (modelos 4 e 5) produziram as maiores eficiências de tratamento.

São consideradas recomendações para a condução de trabalhos futuros:

- Avaliar níveis mínimos de tratamento de efluentes para os núcleos urbanos da área de estudo considerando a análise de outros parâmetros de qualidade de água;

- Determinar eficiências mínimas de tratamento para os núcleos urbanos da área de estudo considerando modelos de otimização que envolvem medidas de equidade e a incorporação dos padrões fixados para efluentes por meio da Resolução CONAMA nº 430/2011;
- Selecionar sistemas de tratamento de esgoto para os núcleos urbanos da área de estudo considerando o emprego de técnica de Análise Multicritério.

## 8. REFERÊNCIAS

AGÊNCIA ESTADUAL DE RECURSOS HÍDRICOS (AGERH). **A gestão dos recursos hídricos e a mineração**. Brasília: ANA, 2006.

AGÊNCIA ESTADUAL DE RECURSOS HÍDRICOS (AGERH). **Definição do Enquadramento e Plano de Recursos Hídricos da Bacia Hidrográfica do Rio Novo**. Vitória, ES. 2018.

AGÊNCIA ESTADUAL DE RECURSOS HÍDRICOS (AGERH). **Diagnóstico e Prognóstico das condições de uso da água e definição do Enquadramento e Plano de Recursos na Bacia Hidrográfica do Rio Novo**. Vitória, ES: 2018.

AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS (Brasil). **Atlas Esgotos: Despuição de bacias hidrográficas**. Brasília: ANA, 2017.

ALBERTIN, L. L; MAUAD, F.F; DANIEL, L. A. **Uso de Simulação Computacional para Planejamento de um Sistema Hídrico: Estudo de Caso Qualitativo e Quantitativo**. Revista Brasileira de Recursos Hídricos. v. 11, n.4, 2006.

ALMEIDA, K. N. **Sistema de Suporte à Decisão para Seleção de Sistemas de Tratamento de Esgoto no Âmbito de Bacias Hidrográficas**. Tese (Doutorado em Engenharia Ambiental) – Universidade Federal do Espírito Santo – UFES, Vitória, 2022.

ANDRADE, I.N; MAURI, R. G; MENDONÇA, A. S F. **A General Multiobjective model and a Simulated Annealing Algorithm for WasteLoad Allocation**. Journal of Water Resources Planning and Management. v.139 n.3, 2013.

ARAÚJO, R. S.; ALVES, M. G.; MELO, T. C.; CHRISPIM, Z. M. P.; MENDES, M. P.; JUNIOR, G. C. S. **Water resource management: A comparative evaluation of Brazil, Rio de Janeiro, the European Union, and Portugal**. Science of the Total Environment, v. 511, 2015.

BARBOSA, A. G. **Análise da influência dos períodos críticos na operação otimizada do sistema de usinas hidrelétricas da bacia do rio São Francisco utilizando programação não linear**. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) – Universidade Federal de Sergipe (UFS), São Cristóvão, 2020.

BRASIL, R. M. L. R. F.; SILVA, M. A. DA. **Otimização de projetos de engenharia**. Editora Blucher, São Paulo, 2019.

BRASIL. **Lei Nº 9.433, de 8 de janeiro de 1997. Institui a Política Nacional de Recursos Hídricos, cria o Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos, regulamenta o inciso XIX do art. 21 da Constituição Federal, e altera o art. 1º da Lei Nº 8.001, de 13 de março de 1990, que modificou a Lei Nº 7.990, de 28 de dezembro de 1989.** Diário Oficial [da] República Federativa do Brasil, Brasília, 9 jan. 1997.

BRASIL. **Resolução CONAMA nº 357, de 17 de março de 2005.** Diário Oficial [da] República Federativa do Brasil, Brasília, 17 mar. de 2005.

BRASIL. **Resolução CONAMA nº 430, de 13 de maio de 2011.** Diário Oficial [da] República Federativa do Brasil, Brasília, 13 de maio de 2011.

BRAVO, A. A. S. **Proteção e gestão das águas na União Europeia: a aposta pela sustentabilidade.** Cadernos Jurídicos Unisal Liceu Salesiano, vol. 01, n. 01, 2010.

CALMON, A. P. S. **Metodologia para Suporte ao Processo de Enquadramento dos Cursos D'água Superficiais Considerando Curvas de Permanência de Qualidade e Processo de Autodepuração.** 195 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental) – Universidade Federal do Espírito Santo – UFES, Vitória, 2015.

CALMON, A. P. S.; SOUZA, J. C. S.; REIS, J. A. T.; MENDONÇA, A. S. F. **Uso combinado de curvas de permanência de qualidade e modelagem da autodepuração como ferramenta para suporte ao processo de enquadramento de cursos d'água superficiais.** Revista Brasileira de Recursos Hídricos, v. 21, n. 1, 2016.

CARVALHO, V. R. DE; GONÇALVES, J. A. C.; COUTO, E. DE A. DO. **Obtenção de vazão de diluição de efluentes utilizando o modelo de qualidade de água QUAL-UFMG.** Revista Ibero-Americana de Ciências Ambientais, v. 12, n. 4, 2021.

CASSIOLATO, G. H. B. **Otimização de redes de distribuição de água.** Dissertação (Mestrado em Engenharia Química) – Universidade Estadual de Maringá (UEM), Maringá, 2019.

CIRILO, J. A. **Programação Não Linear Aplicada à Recursos Hídricos.** In: PORTO, R. L. L. (Org.). **Técnicas Quantitativas para o Gerenciamento de Recursos Hídricos.** Porto Alegre: UFRGS, 2002.

COPELAND, C. **Clean Water Act: a summary of the Law.** CSR Report for Congress 30030, USA, October 2016.

FERREIRA, S. M.; DEBEUS, G. **Avaliação dos modelos de gestão ao longo da história em Portugal e Brasil: um olhar acerca das tendências internacionais nas políticas hídricas.** Revista Geografia em Atos. São Paulo, UNESP, v. 02, n. 09, 2018.

FLECK, L.; TAVARES, M. H. F.; EYNG, E. **Conceitos e importância da modelagem matemática de qualidade da água para gestão dos recursos hídricos.** *Ambiência*, v. 9, n. 3, 2013.

FORGIARINI, F.; LOPES DA SILVEIRA, A.; LOPES DA SILVEIRA, G. **Classificação das águas no Brasil e na Europa: Diferenças, aplicações e vantagens dos documentos para a gestão dos Recursos Hídricos.** XVII Simpósio Brasileiro De Recursos Hídricos, São Paulo, 2007.

GOMES, S. H. R.; GUEDES, H. A. S.; SIQUEIRA, T. M.; CORRÊA, L. B.; ANDREAZZA, R.; HÜFFNER, A. N. **Modelagem sazonal da qualidade da água do Rio dos Sinos/RS utilizando o modelo QUAL-UFMG.** *Engenharia Sanitaria e Ambiental*, v. 23, p. 275–285, 2018.

INSTITUTO ESTADUAL DE MEIO AMBIENTE E RECURSOS HÍDRICOS. **Zoneamento Ecológico-Econômico do Estado do Espírito Santo: A Gestão dos Recursos Hídricos e o ZEE-ES.** Cariacica, 2011.

LACERDA, E. G. M. de; CARVALHO, A. C. P. L. F. de. **Introdução aos algoritmos genéticos.** In: Galvão, C. de O.; Valença, M.J.S. (Orgs.). **Sistemas inteligentes: aplicações a recursos hídricos e ciências ambientais.** Porto Alegre, RS: Ed. Universidade/UFRGS, 1999.

LEAO, R. S.; PAZ, M. G. A.; CIBIM, J. C. **The other face of the crisis: the importance of sanitation sector in the context of water scarcity.** *Rio de Janeiro, Associação dos Servidores do Arquivo Nacional*, n. 5, p. 88-105, 2016.

MACHADO, E. S.; PORTO, M. F. A.; KAVISKI, E. **Otimização do planejamento de sistemas regionais de tratamento de Efluentes através 72 de simulação Monte Carlo e da metaheurística do recozimento simulado.** *Revista Brasileira de Recursos Hídricos*, v. 17, n.3, p. 29 -38, 2012.

MARSH, M. T.; SCHILLING, D. A. **Equity measurement in facility location analysis: A review and framework.** *European Journal of Operational Research*, v. 74, p. 1- 17, 1994.

MORUZZI, R. B.; CONCEIÇÃO, F. T.; SARDINHA, D. S.; HONDA, F. P.; NAVARRO, G. R. B. **Avaliação de cargas difusas e simulação de autodepuração no córrego da água branca, Itirapina (SP).** *Revista Geociências*. São Paulo, UNESP, v. 31, n. 3, p. 447-458, 2012.

MULLIGAN, G. F. **Equality measures and facility location.** *Regional Science*, v. 70, n.4, p. 345-365, 1991.

OLIVEIRA FILHO, A. A. DE; LIMA NETO, I. E. **Modelagem da qualidade da água do rio Poti em Teresina (PI)**. Engenharia Sanitaria e Ambiental, v. 23, n. 1, p. 3–14, 6 jul. 2017.

ONU BRASIL. **Os Objetivos de Desenvolvimento Sustentável no Brasil**. Nações Unidas Brasil. 2022.

OPPA, L. F. **Utilização de modelo matemático de qualidade da água para análise de alternativas de enquadramento do Rio Vacacaí Mirim**. 129 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) – Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria, 2007.

PERRIN, J.L.; RAJIS, N.; CHAHINIAN, N.; MOULIN, P.; IJJAALI, M. **Water quality assessment of highly polluted rivers in a semi-arid Mediterranean zone Oued Fez and Sebou River (Morocco)**. Journal of Hydrology, v. 510, p. 26 -34, 2014.

PÖPEL, H. J. **Aeration and gas transfer**. 2. Ed. Delft, Delft University of Technology, 1979, 169 p. IN: von Sperling M. **Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos: Princípios do tratamento biológico de águas residuárias**. Belo Horizonte, Departamento de Engenharia Sanitária E Ambiental, Universidade Federal de Minas Gerais, 1996.

PREMAZZI, G., DALMIGLIO, A., CARDOSO, A.C. & CHIAUDANI, G. **Lake management in Italy: the implications of the Water Framework Directive**. Lakes and Reservoirs: Research and Management, v.8, n.1, p.41–59, 2003.

PRETZEL, Luciano Davi. **Qualidade da água da bacia hidrográfica do Rio do Campo: aplicação do modelo matemático QUAL-UFGM**. 2017. 71 f. Trabalho de Conclusão de Curso (Graduação) - Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Campo Mourão, 2017.

QASIM, S. R. **Wastewater treatment plants: planning, design and operation**. New York: Holt, Rinehart and Winston, 1985. IN: von Sperling M. **Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos: Princípios do tratamento biológico de águas residuárias**. Belo Horizonte, Departamento de Engenharia Sanitária E Ambiental, Universidade Federal de Minas Gerais, 1996.

REIS, J. A. T. dos; VALORY, J. P. L.; MENDONÇA, A. S. F. **Seleção de eficiências de tratamento de esgotos a partir da manutenção de equidade entre sistemas de tratamento - uma abordagem para o gerenciamento de bacias**. Revista Brasileira de Recursos Hídricos, v. 20, 2015.

ROCHA, L. G. **Seleção de eficiências de tratamento de esgotos para os núcleos urbanos da bacia hidrográfica do rio Pardo a partir do emprego da Programação**

**Não Linear.** Trabalho de Conclusão de Curso (Bacharelado em Engenharia Ambiental) – Universidade Federal do Espírito Santo (UFES), Vitória, 2018.

SÁ, A. D. **Uso da modelagem de qualidade da água para avaliar a capacidade de autodepuração do rio Santo Antônio – MG.** Dissertação (Mestrado Profissional em Rede Nacional em Gestão e Regulação de Recursos Hídricos – PROFÁGUA), Instituto de Ciências Puras e Aplicadas, Universidade Federal de Itajubá, Campus de Itabira, Minas Gerais, 2020.

SALLA, M. R.; PEREIRA, C. E.; ALAMY FILHO, J. E.; PAULA, L. M. de; PINHEIRO, A. M. **Estudo da autodepuração do Rio Jordão, localizado na bacia hidrográfica do Rio Dourados.** Revista Engenharia Sanitária e Ambiental, v. 18, n. 2, p. 105-114, abr/jun 2013.

SANTORO, M. C. **Modelos de otimização para determinação de eficiências de tratamento de efluentes sanitários no âmbito de bacias hidrográficas.** Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental) - Universidade Federal do Espírito Santo, Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico. 2016.

SANTOS, V. S. **Um modelo de otimização multiobjetivo para análise de sistemas de recursos hídricos.** 163 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil e Ambiental) – Universidade Federal de Campina Grande, Campina Grande, 2007.

SARMENTO-SOARES, L. M.; MARTINS-PINHEIRO, R.F.; MARTINELLI, M.M. **A fauna de peixes nas bacias do sudeste do Espírito Santo, Brasil.** Sitientibus série Ciências Biológicas 12(1): 1–25. 2012.

SILVA, M. M. A. P. M.; FARIA, S. D.; MOURA, P. M. **Modelagem da qualidade da água na bacia hidrográfica do Rio Piracicaba (MG).** Revista Engenharia Sanitária e Ambiental. [s.l.]. v. 22. n. 1. p. 133-143. jan./fev. 2017.

STREETER, H.W. & PHELPS, E.B. **A study of the pollution and natural purification of the Ohio river.** U.S. Public Health Service, 1925.

SUZUKI, A. H., **Otimização não linear aplicada à operação de sistemas múltiplos reservatórios para abastecimento de água.** 145 p. Dissertação (Mestrado em Engenharia hidráulica e Ambiental) – Escola politécnica da Universidade de São Paulo, São Paulo, 2016.

TEIXEIRA, J.; GOMES, M.; SOUZA, J. **Associação entre cobertura por serviços de saneamento e indicadores epidemiológicos nos países da América Latina: estudo com dados secundários.** UFJF. Revista Panamericana de Salud Pública. v.16. 2012.

THOMANN, R. V.; MUELLER, J. A. **Principles of surface water quality modeling and control**. New York: Harper & Row, 1987.

TUCCI, C. E. M. **Modelos hidrológicos**. Ed. Universidade /UFRGS/Associação Brasileira de Recursos Hídricos, Porto Alegre, 1998.

UNESCO. **The United Nations World Water Development Report 2021: valuing water**. 2021.

UNESCO. **The United Nations World Water Development Report 4: Managing Water Under Uncertainty and Risk. Overview of Key Messages**. 2012.

United Nations 2018. **Sustainable Development Goal 6: Synthesis Report 2018 on Water and Sanitation**. New York, United Nations. Disponível em <[www.unwater.org/publications/sdg-6-synthesis-report-2018-water-and-sanitation/](http://www.unwater.org/publications/sdg-6-synthesis-report-2018-water-and-sanitation/)>

United States Environmental Protection Agency. **Rates, Constants and Kinetics Formulations in Surface Water Quality Modeling**. Athens: EPA, 1985.

VALORY, J. L.; REIS, J. A. T; A. S. F. MENDONÇA. **Combining Genetic Algorithms with a Water Quality Model to Determine Efficiencies of Sewage Treatment Systems in Watersheds**. Journal of Environmental Engineering, 2015.

VEIGA, L.B.E., MAGRINI, A. **The Brazilian Water Resources Management Policy: Fifteen Years of Success and Challenges**. Water Resources Management 27. Springer, p 2287–2302, 2013.

VON SPERLING, M. **Introdução à Qualidade das Águas e ao Tratamento de Esgotos - Volume 1**. Coleção Princípios do Tratamento Biológico de Água, volume 1 of Princípios do Tratamento Biológico de Águas Residuárias. Belo Horizonte, 2014.

VON SPERLING, M. **Princípios do tratamento biológico de águas residuárias – Estudos e modelagem da qualidade da água de rios**. Belo Horizonte, Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental – UFMG, 2007.

YEH, W. W-G. **Reservoir Management and Operation Models: a State-of-the- Art Review**, *Water Resources Research*, v. 21, n. 12, p.1797-1818, 1985.

## **APÊNDICES**

## APÊNDICE I - Informações referentes aos lançamentos e captações na bacia hidrográfica do rio Novo (AGERH, 2018)

Tabela I.1 - Captações de água superficiais para abastecimento público na Bacia Hidrográfica do Rio Novo

Município	Curso d'água	Coordenadas UTM		Captação (m³/s)	
		X	Y	2021	2037
Rio Novo do Sul	Córrego São Caetano	300230	7693261	0,01782	0,01786
Rio Novo do Sul	Córrego São Vicente de Baixo	298148	7693237	0,01782	0,01786
Iconha	Córrego Solidão	310537	7702239	0,00423	0,00439
Iconha	Nascente	304200	7709918	0,00016	0,00017
Vargem Alta	Nascente do Morro Branco	290588	7715291	0,00815	0,00847
Piúma	Rio Iconha	315829	7694548	0,1725	0,18488
Iconha	Rio Iconha	311603	7700037	0,03058	0,03169

Tabela I.2 – Parâmetros relativos aos lançamentos das ETE's da Bacia Hidrográfica do Rio Novo.

Município	ETE	População do Município		Vazão tratada (m³/s)		Concentrações de Lançamento (mg/L)	
		2021	2037	2021	2037	DBO	OD
Iconha	ETE Bom Destino	13.192	13.669	0,00102	0,00106	62,59	0,00
	ETE Duas Barras	13.192	13.669	0,00051	0,00053	81,13	0,00
	ETE Esplanada	13.192	13.669	0,00023	0,00024	81,13	0,00
	ETE Ilha de Santo Inácio	13.192	13.669	0,00141	0,00146	67,22	0,00
	ETE Ilha do Coco	13.192	13.669	0,00205	0,00212	76,49	0,00
	ETE Monte Belo	13.192	13.669	0,00033	0,00034	81,13	0,00
	ETE Novo Horizonte	13.192	13.669	0,00179	0,00185	57,95	0,00
	ETE Vale do Sol	13.192	13.669	0,00084	0,00087	71,86	0,00
Piúma	ETE Piúma/Iriri	20.180	21.629	0,03141	0,03367	37,44	0,00
Rio Novo do Sul	ETE Borsoi	11.374	11.402	0,00003	0,00003	23,73	0,00
	ETE São Domingos	11.374	11.402	0,00003	0,00003	23,73	0,00
	ETE São José	11.374	11.402	0,00007	0,00007	23,73	0,00

Tabela I.2 – Parâmetros relativos aos lançamentos das sedes e localidades da Bacia Hidrográfica do Rio Novo

Município	População do Município		Vazão lançada (m <sup>3</sup> /s)		Concentrações de Lançamento (mg/L)	
	2021	2037	2021	2037	DBO	OD
Iconha	13192	13669	0,0096	0,00995	463,60	0,00
Piúma	20180	21629	0,0225	0,02411	233,97	0,00
Rio Novo Do Sul	11374	11402	0,01855	0,01859	380,71	0,00
Vargem Alta - Sede	7806	8119	0,00697	0,00725	699,48	0,00
Vargem Alta - Jaciguá e Boa Esperança	5252	5463	0,00469	0,00488	699,48	0,00