

**UNIVERSIDADE FEDERAL DO ESPIRITO SANTO  
PRÓ-REITORIA DE GRADUAÇÃO  
CENTRO TECNOLÓGICO**

**DEYSILARA FIGUEIRA PANI**

**TÉCNICA DE OTIMIZAÇÃO NÃO LINEAR APLICADA À ESTIMATIVA DE  
REMOÇÃO DE CARGA ORGÂNICA EM BACIAS HIDROGRÁFICAS URBANAS**

**VITÓRIA  
2022**

DEYSILARA FIGUEIRA PANI

**TÉCNICA DE OTIMIZAÇÃO NÃO LINEAR APLICADA À ESTIMATIVA DE  
REMOÇÃO DE CARGA ORGÂNICA EM BACIAS HIDROGRÁFICAS URBANAS**

Projeto de Graduação, apresentado ao Departamento de Engenharia Ambiental da Universidade Federal do Espírito Santo, como requisito parcial para a obtenção do título de Engenheiro Ambiental.

Orientador: Prof. Dr. José Antonio Tosta dos Reis

VITÓRIA  
2022

DEYSILARA FIGUEIRA PANI

**TÉCNICA DE OTIMIZAÇÃO NÃO LINEAR APLICADA À ESTIMATIVA DE  
REMOÇÃO DE CARGA ORGÂNICA EM BACIAS HIDROGRÁFICAS URBANAS**

Trabalho de conclusão de curso apresentado à Universidade Federal do Espírito Santo, como requisito para a obtenção de título de bacharel em Engenharia Ambiental.

**Orientador: Prof. Dr. José Antônio Tosta dos Reis.**

Vitória, 11 de março de 2022

BANCA EXAMINADORA

---

Prof. Dr. José Antônio Tosta dos Reis

UFES

---

Prof. Dr. Antônio Sérgio Ferreira Mendonça

UFES

---

Prof<sup>a</sup>. Dra. Mônica de Souza Mendes

UVV

## AGRADECIMENTOS

A Deus, por ter me dado força, esperança e alegria ao longo de todos esses anos.

A minha família, que é o maior exemplo de amor e cuidado que tenho. Meus pais, Sebastiana e Dvailton que mesmo com a distância sempre estiveram comigo, me dando todo suporte para que esse sonho se realizasse. Junim e Deyva, que me proporcionaram lar, amizade e almoços de domingo. Didi e Tatá, que mesmo de longe sempre oraram por mim e me enxiaram de ânimo nos nossos encontros. A vocês, todo o amor do mundo.

Ao meu professor orientador José Antônio, obrigada por executar tão bem sua função de orientador. Obrigada por ser suporte inquestionável na realização de um TCC em época pandêmica.

Aos meus amigos da UFES, em especial Bela, Sussu, Danielsan, Luiz, Viczinha, Rafa, Vic, Noã e Isa, vocês trouxeram leveza e apoio para minha jornada. Sou muito feliz em ter vocês nas histórias que serão lembradas. Vejo vocês em cada cantinho dessa jornada.

Ao meu amigo Biel, que fez casa onde era apenas uma república. Você trouxe alegria para os meus dias e amizade para os momentos difíceis. Você foi a tranquilidade de um lar que eu precisava, mesmo fora de casa.

Ao meu amigo e namorado Renner, que chegou no fim da minha caminhada como graduanda, mas trouxe leveza, companheirismo, amizade e ombro nos momentos em que eu mais precisei.

A todos que, de alguma forma torceram e oraram por mim, minha eterna gratidão.

## RESUMO

A perspectiva de redução de aporte orgânico em bacia hidrográfica deve partir do entendimento da capacidade de autodepuração dos corpos d'água nos quais serão despejados os efluentes brutos ou tratados. Neste contexto, o uso combinado de técnicas de otimização e modelagem da qualidade de água podem constituir importante ferramenta de apoio ao processo de redução do aporte de carga orgânica em corpos d'água. A perspectiva deste estudo foi a modelagem da qualidade dos cursos d'água da bacia hidrográfica do rio Poti, curso d'água que corta o município de Teresina, Piauí, consideradas diferentes condições de disposição de esgoto doméstico. O modelo de qualidade de água QUAL-UFMG e a Programação Não Linear foram empregados conjuntamente, para a estimativa de níveis de redução do aporte de carga orgânica para o rio Poti. Foram modelados quatro cenários de disposição final de efluentes, cujas restrições busca o atendimento dos padrões de qualidade ambiental estabelecidos pelas resoluções CONAMA nº 430/2011 e nº 357/2005. Para a apropriação dos referidos aportes de carga orgânica, dois diferentes modelos de otimização. O primeiro modelo de otimização teve como único propósito minimizar o esforço de tratamento para o conjunto de pontos de disposição. O segundo modelo de otimização, por sua vez, empregou função objetivo que impõe a minimização de medida de inequidade entre sistemas de tratamento. Os resultados indicaram que o esforço de remoção de carga orgânica estimado com auxílio do primeiro modelo de otimização foi menor que aquele estimado a partir do emprego do segundo modelo de otimização, independentemente do cenário de simulação analisado. Adicionalmente, nos cenários de simulação em que não foram considerados os padrões de qualidade para efluentes, os esforços de remoção de carga orgânica foram menores, independentemente do modelo de otimização empregado.

**Palavras-Chave:** Programação Não Linear, Modelo de qualidade de água, simulação computacional, tratamento de esgoto, modelo de otimização

## SUMÁRIO

<b>1. INTRODUÇÃO .....</b>	<b>9</b>
<b>2. OBJETIVOS .....</b>	<b>12</b>
2.1 OBJETIVO GERAL.....	12
2.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS .....	12
<b>3. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA .....</b>	<b>13</b>
3.1 POLUIÇÃO DOS CORPOS D'ÁGUA SUPERFICIAIS.....	13
3.2 MODELAGEM DA QUALIDADE DA ÁGUA.....	14
3.3 TÉCNICAS DE OTIMIZAÇÃO .....	23
3.4 PROGRAMAÇÃO NÃO-LINEAR.....	24
<b>4. ÁREA DE ESTUDO.....</b>	<b>28</b>
<b>5. METODOLOGIA.....</b>	<b>30</b>
5.1 MODELAGEM DE QUALIDADE DE ÁGUA .....	30
5.2 CONSTANTES CINÉTICAS, INFORMAÇÕES HIDRODINÂMICAS E DE QUALIDADE DA ÁGUA.....	32
5.3 MODELO DE OTIMIZAÇÃO.....	36
5.4 APLICAÇÃO DA PNL .....	38
5.5 CENÁRIOS para AVALIAÇÃO DA REDUÇÃO DE CARGA ORGÂNICA .....	38
<b>6. RESULTADOS E DISCUSSÃO .....</b>	<b>41</b>
6.1 LANÇAMENTO DE EFLUENTE BRUTO.....	41
6.2 AVALIAÇÃO DA REMOÇÃO DE CARGA ORGÂNICA .....	42
6.2.1 AVALIAÇÃO DA REMOÇÃO DE CARGA ORGÂNICA – MODELO DE OTIMIZAÇÃO 1 .....	43
6.2.2 AVALIAÇÃO DA REMOÇÃO DE CARGA ORGÂNICA – MODELO DE OTMIZAÇÃO 2 .....	46
<b>7. CONCLUSÕES .....</b>	<b>50</b>
<b>8. REFERÊNCIAS .....</b>	<b>52</b>

## ÍNDICE DE IMAGENS

Figura 1 - Bacia hidrográfica do rio Poti. ....	28
Figura 2 - Localização dos pontos monitorados .....	33
Figura 3 - Perfis de concentração de OD e DBO <sub>5,20</sub> para o rio Poti considerada a disposição final de efluente bruto .....	41
Figura 4 - Perfis de concentração de OD e DBO <sub>5,20</sub> para o rio Poti após a redução das cargas orgânicas estimadas por meio do emprego do modelo de otimização 1, cenário 1.....	43
Figura 5 - Perfis de concentração de OD e DBO <sub>5,20</sub> para o rio Poti após a redução das cargas orgânicas estimadas por meio do emprego do modelo de otimização 1, cenário 2.....	43
Figura 6 - Perfis de concentração de OD e DBO <sub>5,20</sub> para o rio Poti após a redução das cargas orgânicas estimadas por meio do emprego do modelo de otimização 1, cenário 3.....	43
Figura 7 - Perfis de concentração de OD e DBO <sub>5,20</sub> para o rio Poti após a redução das cargas orgânicas estimadas por meio do emprego do modelo de otimização 1, cenário 4.....	44
Figura 8 - Perfis de concentração de OD e DBO <sub>5,20</sub> para o rio Poti após a redução das cargas orgânicas estimadas por meio do emprego do modelo de otimização 2, cenário 1.....	46
Figura 9 - Perfis de concentração de OD e DBO <sub>5,20</sub> para o rio Poti após a redução das cargas orgânicas estimadas por meio do emprego do modelo de otimização 2, cenário 2.....	46
Figura 10 - Perfis de concentração de OD e DBO <sub>5,20</sub> para o rio Poti após a redução das cargas orgânicas estimadas por meio do emprego do modelo de otimização 2, cenário 3.....	46
Figura 11 - Perfis de concentração de OD e DBO <sub>5,20</sub> para o rio Poti após a redução das cargas orgânicas estimadas por meio do emprego do modelo de otimização 2, cenário 4.....	47

## ÍNDICE DE TABELAS

Tabela 1 - Dados de entrada iniciais para a cabeceira do rio Poti.....	31
Tabela 2 - Vazão, posição e pontos de monitoramento dos efluentes domésticos da população urbana de Teresina, PI.....	32
Tabela 3 - Constantes cinéticas para rio Poti .....	35
Tabela 4 - Carga estimada para o efluente bruto lançado no rio Poti.....	40
Tabela 5 - Cargas orgânicas e percentuais de remoção por cenário de simulação da qualidade de água do rio Poti – Resultados associado ao emprego do modelo de otimização 1.....	42
Tabela 6 - Cargas orgânicas e percentuais de remoção por cenário de simulação da qualidade de água do rio Poti – Resultados associado ao emprego do modelo de otimização 2 .....	45

## ÍNDICE DE QUADROS

Quadro 1 - Evolução histórica dos modelos matemáticos de qualidade de água. ....15

## 1. INTRODUÇÃO

Diversos fatores podem comprometer a qualidade dos cursos d'água, como falta de saneamento básico, poluição dos rios e aquíferos, desmatamento, avanço da agropecuária, urbanização e industrialização (BACCI; PATACA, 2008). A disposição final de esgoto sanitário diretamente nos corpos d'água ainda é realidade de muitas cidades brasileiras, gerando relevante impacto no corpo receptor, desequilíbrio local e comprometimento da saúde humana (CHO et al., 2013). Nesse contexto, a disposição final de esgoto sanitário bruto ou precariamente tratado em corpos d'água é o principal problema de poluição dos corpos hídricos brasileiros (ANA, 2009).

No âmbito do gerenciamento dos recursos hídricos, a Resolução nº 357 do Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA), editada em 17 de março de 2005, definiu que o enquadramento dos corpos d'água (um dos instrumentos originalmente estabelecidos pela Política Nacional de Recursos Hídricos) deve considerar não necessariamente seu estado atual, mas os níveis de qualidade que deveriam possuir para atender às necessidades da comunidade e garantir os usos estabelecidos para os recursos hídricos. Ele tem por finalidade assegurar às águas qualidade compatível com os usos mais exigentes a que forem destinadas e diminuir os custos de combate à poluição das águas, mediante ações preventivas. Nesse sentido, Porto (2009) ressalta que o enquadramento dos corpos d'água em classes, na qualidade de instrumento de planejamento, trabalha com a visão futura da bacia, permitindo a definição dos objetivos de usos da água que darão sustentabilidade aos mesmos.

Para cada uma das possíveis classes de uso existe uma determinada qualidade a ser mantida no corpo d'água. A Resolução CONAMA nº 357/2005 estabelece essa qualidade do corpo d'água na forma de padrões. Além disso, a referida Resolução também apresenta padrões para o lançamento de efluentes nos corpos d'água, sendo complementada pela CONAMA nº 430/2011. Ambos os padrões estão de certa forma inter-relacionados, pois o real objetivo é a preservação da qualidade no

corpo d'água. No entanto, os padrões de lançamento existem por uma questão prática, já que o controle efetivo das fontes poluidoras com base na qualidade do corpo receptor é de difícil condução. Desta forma, o atendimento aos padrões de lançamento deve garantir, simultaneamente, o atendimento aos padrões do corpo receptor (VON SPERLING, 2007).

O tratamento de esgotos é a principal, quando não única, forma de controle da poluição e melhoria da qualidade de água dos corpos d'água. A implantação de estações de tratamento de efluentes é a principal medida adotada do ponto de vista de manutenção da qualidade da água dos rios brasileiros. Nesse cenário, o custo é, normalmente, o fator mais relevante para a escolha das tecnologias de tratamento (TCHOBANOGLIOUS; BURTON, 1991) e o conceito de autodepuração se torna ferramenta importante no auxílio da redução de custos e implantações de medidas de controle de poluição, uma vez que utiliza os cursos d'água como complementação dos processos que ocorrem no tratamento de águas residuárias (BRINGER, 2018).

Segundo Von Sperling (2007), duas situações podem ocorrer: o efluente a ser lançado satisfaz os padrões de lançamento, mas não satisfaz os padrões do corpo receptor ou o efluente não satisfaz os padrões de lançamento, mas satisfaz os padrões do corpo receptor. A primeira situação é referente a corpos receptores com baixa capacidade de assimilação. Nessa condição, o lançamento deverá ter características mais restritivas do que as expressas pelo padrão de lançamento usual. A segunda situação se refere a corpos receptores com boa capacidade de assimilação e diluição. Nesses casos, o órgão ambiental poderá autorizar lançamentos com valores acima dos padrões de lançamento desde que sejam condições excepcionais, de relevante interesse público, fruto de estudos de impacto ambiental e permitido o atendimento ao enquadramento.

Nesse contexto, os modelos matemáticos de qualidade da água, que são instrumentos tecnológicos que permitem a simulação dos processos de autodepuração dos corpos d'água, possibilitam avaliar e prognosticar os impactos decorrentes do lançamento da carga poluidora e analisar cenários de intervenção e medidas de controle ambiental (OPPA, 2007; SALLA et al., 2013; CALMON et al.,

2016). A modelagem matemática da qualidade da água é, portanto, uma alternativa de suporte para a escolha dos níveis mínimos e mais econômicos de tratamento que deverão ser realizados pelas estações.

No entanto, a modelagem dos corpos d'água isoladamente, ainda que constitua uma ferramenta poderosa, não apresenta a solução ideal para o problema da escolha de sistemas de tratamento de efluente no âmbito de uma bacia hidrográfica. Estudos tem mostrado que a combinação da modelagem de qualidade de água com técnicas de otimização tem sido uma abordagem metodológica interessante para se chegar à combinação ótima de sistemas de tratamento a ser escolhida (ANDRADE; MAURI; MENDONÇA, 2013)

Como exemplo de trabalhos que abordam a combinação de modelagem de qualidade de água com técnicas de otimização estão os trabalhos de Rocha et al. (2021), Burn (1989), Saadatpour e Afshar (2007), Andrade, Mauri e Mendonça (2013) e Reis, Valory e Mendonça (2015). Os modelos de otimização sugeridos por estes autores foram construídos por meio da combinação de diferentes funções objetivos e conjuntos de restrições. Estes modelos de otimização foram criados com a incorporação de aspectos como minimização dos custos construtivos e operacionais, maximização do lançamento de cargas orgânicas, minimização das inequidades entre diferentes lançamentos, entre outros.

Diante do exposto, o presente estudo teve como principal finalidade estimar a redução do aporte de carga orgânica associada aos esgotos de natureza doméstica por meio do uso combinado de técnica de otimização e modelo de qualidade de água no âmbito de uma bacia hidrográfica que apresenta relevante ocupação urbana.

## 2. OBJETIVOS

### 2.1 OBJETIVO GERAL

O objetivo geral do presente trabalho é avaliar perspectivas de redução do aporte de carga orgânica associada ao esgoto doméstico em curso d'água de bacia hidrográfica com relevante ocupação urbana (95% da população do município de Teresina reside na área urbana).

### 2.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS

Para o alcance do objetivo geral foram estabelecidos os seguintes objetivos específicos:

- Identificar, a partir da revisão da literatura, as técnicas recorrentes de modelos de otimização aplicáveis para a determinação da redução do aporte de carga orgânica no âmbito das bacias hidrográficas.
- Estabelecer a partir dos padrões de qualidade ambiental vigentes, cenários para avaliação da redução de carga orgânica numa bacia hidrográfica.
- Estimar, para os cenários estabelecidos e com auxílio dos modelos de otimização identificados, a demanda por remoção de carga orgânica na bacia hidrográfica selecionada como área de estudo.
- Estimar, para os diferentes cenários e modelos de otimização, o esforço médio de tratamento na bacia hidrográfica selecionada como área de estudo.

### 3. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

A revisão bibliográfica apresentará diferentes aspectos associados à modelagem matemática de qualidade de água e ao emprego de técnicas de otimização. Adicionalmente, serão apresentadas considerações sobre as condições de poluição dos corpos d'água e tratamento de esgotos. Particular atenção será dispensada ao modelo QUAL-UFMG, modelo que será empregado para as simulações de qualidade de água realizadas ao longo do presente trabalho.

#### 3.1 POLUIÇÃO DOS CORPOS D'ÁGUA SUPERFICIAIS

Segundo Von Sperling (2007) “a qualidade da água é resultante de fenômenos naturais e da ação do homem”, ou seja, a qualidade da água está inteiramente ligada com o uso e ocupação do solo na bacia hidrográfica e condições naturais. Ações antrópicas geram impacto ambiental e provocam mudanças nas condições naturais.

De acordo com Sodré et. al (2012), as fontes de poluição das águas são classificadas como pontuais ou difusas. A primeira consiste nas fontes de poluição que podem ser identificadas e diagnosticadas, sendo que, em muitos casos, é possível estabelecer ações corretivas ou mesmo punitivas. Destaque tem sido dado para o descarte de esgotos domésticos e industriais, tratados ou não, sendo essa a fonte pontual de maior interesse no presente estudo. A segunda se trata de fontes cuja origem não pode ser facilmente identificada. Cargas difusas, originadas em extensas áreas, podem ser transportadas de inúmeras maneiras até atingir o corpo aquático receptor.

O esgoto bruto pode provocar a deterioração de ambientes aquáticos, seja por meio do aporte de compostos antropogênicos ou por alterações na especiação de uma série de substâncias e elementos químicos presentes na coluna de água (SODRÉ; GRASSI, 2007). A disposição final de dejetos em rios e lagoas, apesar de retirar o esgoto das residências e reduzir o contato de moradores com agentes infecciosos, causa a contaminação do ambiente e expõe os usuários destes corpos d'água a doenças (MENDES; SOUZA, 2018).

Apesar de privilegiado quanto à sua disponibilidade de água, o Brasil enfrenta problemas relacionados à escassez hídrica, que advém da combinação entre o crescimento exagerado das demandas localizadas, consequência do processo de urbanização, e a degradação da qualidade das águas (ALBERTIN; MAUAD; DANIEL, 2006). O despejo de esgoto doméstico bruto ou pouco tratados nos corpos d'água é o maior responsável pela poluição orgânica dos mananciais hídricos brasileiros. Segundo o SNIS (2020), em nível nacional, apenas em torno de 55% da população brasileira possui atendimento com rede de esgoto. Neste contexto, é evidente que medidas de controle são necessárias para conter a poluição hídrica, tendo em vista os expressivos volumes de esgoto bruto sendo despejados nos corpos d'água por todo o País.

O controle da poluição dos cursos d'água é uma atividade indispensável para a manutenção do equilíbrio aquático dos ambientes naturais e saúde humana. Esse controle é usualmente realizado a partir do tratamento de efluentes domésticos e a escolha das estações de tratamento de efluentes para cada local deve levar em consideração as necessidades ambientais e sociais que ali se estabelecem. Além do funcionamento e da manutenção das estações de tratamento ao longo de toda a sua vida útil, devem ser considerados no processo de escolha as vantagens e limitações de cada unidade de tratamento e os impactos ambientais decorrentes de sua construção. Outro fator relevante para a escolha de estações de tratamento é o custo (MOLINOS-SENANTE et al., 2014).

Nesse contexto, a modelagem de qualidade da água se mostra uma importante ferramenta para a condução do processo de seleção de sistemas de tratamento de esgotos e para o eventual atendimento dos padrões de qualidade ambiental, uma vez que torna o tratamento dos efluentes mais econômico ao permitir a avaliação e incorporação da capacidade de suporte dos corpos d'água.

### 3.2 MODELAGEM DA QUALIDADE DA ÁGUA

Modelos de qualidade de água simulam a resposta do sistema hídrico às perturbações de origem interna e externa, utilizando relações matemáticas para

descrever os processos químicos, físicos e biológicos que nele ocorrem (SANTORO; REIS; MENDONÇA, 2016). De acordo com Porto et al. (2009), a simulação da qualidade da água deve ser vista como uma ferramenta de apoio, de grande relevância, no processo de implementação dos instrumentos de gestão de recursos hídricos. Constitui, portanto, ferramenta metodológica básica, pois permite acompanhar a dinâmica de diferentes constituintes presentes na água, bem como analisar os diversos impactos em termos de melhoria de qualidade ambiental.

A principal característica e vantagem da simulação da qualidade da água é a flexibilidade, pois permite que todas as características de um sistema sejam representadas por uma descrição matemática mais detalhada por demandar a resolução de um sistema de equações associado a um instante de tempo. Na simulação, as decisões são baseadas no estado das variáveis no presente, sem levar em consideração o que ocorre no futuro. Pode-se dizer que modelos de simulação são mais apropriados para análise do desempenho de alternativas operacionais, principalmente, de longo prazo. Apesar de não serem capazes de gerar diretamente uma solução ótima, pode revelar uma solução pelo menos próxima da ótima. (SANTOS et. al., 2007).

Os modelos matemáticos da qualidade da água tiveram como precursor o modelo apresentado por Streeter e Phelps (1925). O modelo foi desenvolvido para o estudo do rio Ohio, nos Estados Unidos, e considera o escoamento permanente uniforme e regime de fluxo em pistão. Nesse modelo, a fase nitrogenada da oxidação da matéria orgânica é desconsiderada. O balanço entre oxigênio dissolvido (OD) e demanda bioquímica de oxigênio ( $DBO_{5,20}$ ), representado pelo modelo, é determinado por meio de equações diferenciais ordinárias de primeira ordem que descrevem a desoxigenação da matéria orgânica por decomposição da matéria orgânica carbonácea e a reaeração atmosférica. O estudo possuía o objetivo de aumentar a eficiência das ações a serem tomadas no controle da poluição (CALMON et al., 2016).

A partir da estrutura clássica de Streeter-Phelps, muitos outros modelos matemáticos de qualidade da água foram surgindo, aumentando o grau de complexidade (ZANDONADI, 2011). O Quadro 1, originalmente conformado por

Calmon et al. (2016), apresenta a evolução histórica dos modelos matemáticos de qualidade da água estabelecidos a partir do modelo Streeter-Phelps.

**Quadro 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 a sistemas unidimensionais sem considerar os efeitos da dispersão.
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 d'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 rio 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.

**Quadro 1 - Evolução histórica dos modelos matemáticos de qualidade de água.**

(Continua)

Ano	Modelo	Características
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 representadas 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	CEQUAL-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	QUALII/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 década de 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.
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 década de 80	TOMCAT	O modelo TOMCAT (Temporary 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.

**Quadro 1 - Evolução histórica dos modelos matemáticos de qualidade de água.**

(Continua)

Ano	Modelo	Características
1982	CEQUALRIV1	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, usados 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.
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 podese 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 compo tos 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 D partment), Delft University of Teclmology, Agricultural University of Wageningen, permite simulação de escoamento não permanente unidimensional e qualidade da água em sistemas de canais abertos, podendo ser inclusos 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 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.

**Quadro 1 - Evolução histórica dos modelos matemáticos de qualidade de água.**

(Continua)

Ano	Modelo	Características
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.
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 será a cada 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	PCQUASAR	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.
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, ca gas orgânicas, sedimentos, substâncias químicas tóxicas e temperatura) e seus efeitos sobre as comunidades de algas, macrófitas, invertebrados e pe xes. 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.

**Quadro 1** - Evolução histórica dos modelos matemáticos de qualidade de água.

(Continua)

Ano	Modelo	Características
2005	EDP-RIV1	O modelo EDP-RIV1, desenvolvido pela Divisão de Proteção Ambiental do Departamento de Recursos Naturais da Georgia (Georgia Environmental Protection Division of the Georgia Department of Natural Resources) e pela EPA, baseia-se no modelo CE-QUALRIV1. 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	QUALUFMG	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.
2013	SIAQUA-IPH	O modelo SIAQUA-IPH é aplicável em grandes bacias e opera de forma completamente integrada com um Sistema de Informação Geográfica. Considera regime permanente de vazões, escoamento unidimensional, com mistura completa e instantânea dos poluentes lançados e seção retangular para calhas dos rios. O modelo permite a simulação dos parâmetros DBO, OD, Nitrogênio, Fósforo e Coliformes.
2013 - 2019	WMOST	O <i>Watershed Management Optimization Support Tool (WMOST)</i> é uma ferramenta de suporte à decisão que facilita o gerenciamento integrado da água na escala local ou em pequena bacia hidrográfica. O WMOST modela os efeitos e custos ambientais das decisões de gerenciamento. O modelo considera fluxos de água e qualidade da água. A otimização das opções de gerenciamento é resolvida usando programação não linear. Permite identificar soluções de menor custo para atender aos critérios de qualidade da água para lagos ou córregos/rios, metas de carregamento de poluentes e/ou minimização de lançamentos combinados de esgoto. A versão mais atual é a versão 3.01 lançada em junho de 2019.
2016	SIHQAL	O modelo Simulação Hidrodinâmica e de Qualidade da Água (SIHQAL), implementado no software MATLAB, é composto por um modelo hidrodinâmico unidimensional (equações de Saint-Venant) e um modelo de qualidade de água (equação de transporte com advecção-dispersão-reação). Permite a simulação dos constituintes DBO e OD em regime permanente e transiente.
2017	SIGBAH-Qual	O modelo SIGBAH-Qual é operacionalizado dentro de um Sistema de Informações Geográficas, simplificando a entrada de dados, a aquisição das informações hidráulicas dos trechos de rio, além da organização topológica de todo o sistema hídrico. A versão mais atual do sistema desenvolvido no grupo de Hidrologia de Grande Escala (HGE) propõe o desenvolvimento de um sistema integrado ao software MapWindow (SIG programável de código aberto e livre distribuição na internet). Baseado nas formulações matemáticas do QUAL-UFMG, o modelo simula os parâmetros DBO, OD, nitrogênio total e suas frações, fósforo total e suas frações e coliformes termotolerantes.

**Fonte:** Adaptado de Brown e Barnwell (1987), Pelletier, Chapra e Tao (2006), Chapra, Pelletier e Tao (2012), Fan, Collischonn e Rigo (2013), Wang e outros (2013), Von Sperling (2014), Calmon (2015), Ferreira, Fernandes e Kaviski (2016), Kayser e outros (2017) e USEPA (2020).

Dentre os diferentes modelos disponíveis ganha destaque o modelo matemático QUAL2E, desenvolvido em 1985 pela Tufts University, em parceria com a Agência de Proteção Ambiental Americana (USEPA). Esse modelo é utilizado

mundialmente, em função da sua versatilidade, fácil compreensão e aplicação na simulação da qualidade da água em rios (GASTALDINI; OPPA, 2011; MOURÃO JR., 2010; VON SPERLING, 2007). No entanto, em função de algumas limitações do modelo QUAL2E, a USEPA desenvolveu uma nova versão, o QUAL2K. Essa nova versão possui a mesma estrutura conceitual e conjunto de equações do modelo anterior, o QUAL2E, porém foi implementada no ambiente Microsoft Windows e com interface gráfica feita em Excel, facilitando sua utilização.

Diversos autores utilizam o modelo QUAL2K como ferramenta de auxílio para o gerenciamento de recursos hídricos. É o caso dos autores Kayser et al. (2017), que fizeram comparação entre o modelo QUAL2K e uma metodologia simplificada de modelagem de qualidade da água integrada a um ambiente de Sistema de Informações Geográficas. O estudo teve como justificativa o fato de que, no modelo QUAL2K, o processo de representação de rios e tributários é feito em planilhas do programa Excel, o que pode exigir um trabalho muito intenso, dependendo da complexidade da bacia hidrográfica. Nesse sentido, os autores sugeriram um modelo integrado a um Sistema de Informações Geográficas (SIG), facilitando a representação da bacia e a entrada de dados, com um equacionamento mais simplificado.

Uma adaptação do modelo matemático QUAL2E é o modelo QUAL-UFMG, desenvolvido em planilha do programa computacional Excel por Von Sperling (2007). Esse modelo permite modelar ao longo do rio os parâmetros  $DBO_{5,20}$ , OD, nitrogênio total e suas frações (orgânico, amoniacal, nitrito e nitrato), fósforo total e suas frações (orgânico e inorgânico) e coliformes termotolerantes (fecais ou E. coli). O modelo engloba os fenômenos, mecanismos e processos interagentes no balanço do OD, levando-se em conta a desoxigenação, reaeração atmosférica, sedimentação da matéria orgânica, consumo de oxigênio pela nitrificação, cargas difusas internas sem vazão (demanda do sedimento, fotossíntese e respiração) e externas (ROCHA et al., 2021).

De acordo com Calmon et al. (2016), a estrutura conceitual do QUAL-UFMG é similar ao modelo QUAL2E e consiste na segmentação do rio em segmentos com características hidráulicas semelhantes, sendo que cada segmento pode ser

subdividido em elementos computacionais de mesmo tamanho, vistos como reatores de mistura completa, com propriedades hidrogeométricas e taxas de reações físicas e bioquímicas iguais. 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.

O modelo QUAL-UFMG apresenta algumas simplificações em relação ao QUAL2E. São elas:

- O modelo não considera as algas e todas suas inter-relações com os demais constituintes, visto que a representação dos processos que envolvem as algas é extremamente complexa e a determinação dos valores dos coeficientes é complicada. No entanto, a maioria dos estudos que aplica os demais modelos para simulação da qualidade da água desconsidera essa componente, já que as algas são mais importantes na simulação de ambientes lênticos;
- Os perfis de concentração dos constituintes simulados são calculados assumindo-se as hipóteses de que a dispersão longitudinal é nula e o transporte de constituintes ocorre inteiramente pela advecção. De acordo com a EPA (1985) e Von Sperling (2007), em determinadas circunstâncias, a dispersão longitudinal em rios pode ser desprezada com um efeito muito pequeno sobre as distribuições das concentrações previstas, assumindo-se entrada contínua do poluente e condições estacionárias;
- O modelo emprega o método de integração numérica de Euler (método apresentado em trabalhos como Mirshawka (1981), Campos Filho (2001) e Franco (2007)), método simples para resolução das equações diferenciais ordinárias utilizadas na construção dos perfis longitudinais de concentração dos constituintes simulados pelo modelo. Apesar do método de Euler demandar pequenos passos de integração, de forma a se evitar imprecisões e instabilidade numérica, o modelo QUAL-UFMG não demanda tempos de processamento relevantes.

Gomes et al. (2018) utilizaram o modelo QUAL-UFMG para modelar o Rio dos Sinos, no estado do Rio Grande do Sul. Para o estudo, o modelo foi calibrado

utilizando as seguintes variáveis de qualidade da água:  $DBO_{5,20}$ , OD, fósforo total e nitrogênio total. Como resultado, puderam concluir que a utilização do modelo matemático QUAL-UFMG para avaliação da qualidade da água do Rio dos Sinos se mostrou adequado, visto que ocorreu uma similaridade entre os dados observados e a curva simulada no processo de calibração.

Teodoro et al. (2013) simularam cenários hipotéticos de qualidade da água para estimar a capacidade de autodepuração e diluição de efluentes em um estudo de caso no Rio Taquarizinho, no estado de Mato Grosso. Como resultado, puderam perceber que o modelo foi capaz de estimar as vazões de diluição requeridas pelos lançamentos e contabilizar os custos dos mesmos variando-se as vazões de referência, enquadramento e carga orgânica lançada no rio. Desta forma, os autores concluíram o Rio Taquarizinho possui uma elevada capacidade de autodepuração e suas águas são capazes de suportar a instalação de empreendimentos de grande porte, como matadouros e curtumes.

Tonon et al. (2014) utilizaram dois modelos para calibrar as variáveis da qualidade da água do rio Lambari, estado de Minas Gerais. Os modelos escolhidos foram o modelo tradicional de Streeter-Phelps e o modelo QUAL-UFMG. Após a calibração, foi realizada a simulação de dois cenários, um com 60% de eficiência de tratamento do esgoto lançado e outro com 90% de eficiência de tratamento do esgoto. Como resultados, os autores conseguiram demonstrar que qualidade da água se deteriorou no mês de agosto/2013, fato relacionado à dificuldade de diluição e autodepuração do rio, por causa da baixa pluviometria do mês. De forma geral, os resultados das simulações indicaram que a eficiência de 60% de tratamento é razoável para que o rio Lambari se recupere até sua foz, alcançando os padrões da classe 2 estabelecidos pela Resolução CONAMA nº 357/05.

### 3.3 TÉCNICAS DE OTIMIZAÇÃO

As técnicas de otimização buscam identificar a solução que otimize uma determinada função objetivo, que representa matematicamente os objetivos de um sistema a serem melhorados, ordenando-os em relação a sua atratividade. O processo de otimização de uma função objetivo observa um conjunto de funções

de restrição, funções que delimitam a região viável das variáveis de decisão. As funções objetivos e funções de restrição usualmente são denominados modelos de otimização. Não há, porém, uma técnica de otimização generalista capaz de resolver eficientemente qualquer tipo de problema (MATEUS; LUNA, 1986).

A escolha da técnica de otimização a ser usada depende da forma e propriedades matemáticas da função objetivo e restrições (MATEUS; LUNA, 1986; DAHLQUIST; BJORCK, 1974). A função objetivo de um problema de otimização representa uma forma de valoração do nível de desempenho obtido por mudanças específicas num conjunto de variáveis de decisão e muitos aspectos podem ser inseridos em sua definição, como: custos e prejuízos, lucros, benefícios diretos ou indiretos, indicadores econômicos e de desenvolvimento, indicadores sociais etc (SANTOS et. al., 2007).

A maioria das técnicas de otimização é baseada em algum tipo de programação matemática. Uma classificação básica das técnicas de otimização é dada por: Programação Linear (PL), Programação Dinâmica (PD), Programação Não-Linear (PNL) e Métodos Heurísticos (Algoritmos genéticos, redes neurais, lógica fuzzy, etc.) (SANTOS et. al., 2007). Em função do emprego no presente trabalho, a seção subsequente terá como foco a apresentação de considerações básicas sobre a PNL.

### 3.4 PROGRAMAÇÃO NÃO-LINEAR

A PNL caracteriza-se por não possuir um método geral de resolução dos seus problemas, tal qual o método simplex na programação linear. Seu processo de otimização usualmente requer maior tempo de processamento quando comparado com outros métodos, uma vez que a matemática envolvida dos modelos não lineares é muito mais complicada do que nos casos de programação linear (Yeh, 1985).

A grande vantagem da PNL é a sua abrangência, oferecendo uma formulação matemática mais geral, não necessitando de simplificações, o que, uma vez elaborado o modelo matemático que descreve o sistema a otimizar, aumenta a

precisão nos resultados a serem alcançados (CIRILO, 1997; SIMONOVIC, 1992). Como desvantagem, dado à natureza de não linearidade dos problemas, destaca-se a incerteza de que a solução ótima obtida não seja a melhor dentre todas as soluções ótimas no espaço viável.

A Programação Não-Linear, na sua formulação, é semelhante à formulação geral da programação linear, consistindo de uma função objetivo e um conjunto de restrições. Ela é adequada aos problemas que apresentam não linearidade em sua função objetivo ou restrições. 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). A PNL caracteriza-se por não apresentar um método geral de resolução de todos os problemas. Deste modo, existem diversos métodos que se aplicam à PNL e que se transformam num algoritmo inicial, necessário para o direcionamento da busca por um valor ótimo.

A maioria das não-linearidades englobadas em um modelo de programação está dentro de 2 principais categorias: 1) relações observadas empiricamente, tais como variações não-proporcionais em custos, resultados de processos e características de qualidade e; 2) relações deduzidas estruturalmente, que englobam fenômenos físicos, deduzidos matematicamente e regras administrativas (MARTINS, 1996).

Segundo Cirilo (2002), a PNL pode ser classificada quanto aos métodos utilizados na solução dos problemas em:

- Técnicas analíticas - as soluções ótimas são obtidas pela resolução de sistemas de equações, com apoio de derivadas, podendo a otimização ser reduzida à procura das raízes desses sistemas;
- Técnicas de busca numérica - esses métodos usam informações passadas em um processo iterativo, para gerar melhores soluções no processo de otimização. Esse tipo de técnica de otimização permite ainda o emprego de métodos numéricos para resolver problemas dos quais não se conhece a solução analítica.

Segundo Labadie (2004), os algoritmos de PNL, geralmente considerados como os mais poderosos e robustos, são: (i) a programação linear sucessiva (ou

seqüencial); (ii) a programação quadrática sucessiva (ou método Lagrangeano projetado); (iii) o método Lagrangeano aumentado (ou método dos multiplicadores), e (iv) o método do gradiente reduzido generalizado.

Diante das demandas associadas ao gerenciamento de recursos hídricos, a PNL tem sido utilizada em diversos estudos.

Lansey e Mays (1989) usaram a programação não linear para conduzir o dimensionamento ótimo, inclusive do layout, de redes de distribuição de água. Eles adicionaram o programa KYPIPE (Wood, 1980) ao seu modelo, para assegurar que a continuidade e a conservação de energia fossem atendidas. O método dos Gradientes Reduzidos Generalizados é utilizado para encontrar a solução ótima para o problema e um método Langrangiano é usado para incluir as restrições.

Silva et al. (1997) estabeleceram uma metodologia que permitiu dimensionar as redes de distribuição de água ramificadas de forma mais econômica, empregando-se a PNL. O trabalho amparou-se no fato de que o emprego da programação não linear simplificou o dimensionamento, representando com maior fidelidade o problema físico. A aplicação do método da programação não linear apresentou resultados satisfatórios, garantindo uma redução dos custos de aproximadamente 9% quando comparado aos resultados por meio dos métodos convencionais.

O trabalho de Catalão et al (2009) buscou abordar o problema de planejamento hídrico de curto prazo, considerando a variação da altura de queda para um sistema hidroelétrico localizado em Portugal, com configuração hidráulica em cascata. Para o estudo em questão, os autores sugeriram uma metodologia baseada na Programação Não-Linear Inteira Mista para otimizar a exploração de recursos hídricos. Os resultados numéricos, baseados num sistema hidroelétrico existente, conseguiram ilustrar a eficiência da metodologia proposta.

Souza et al. (2014) buscaram o desenvolvimento de uma plataforma computacional de simulação e otimização de hidrossistemas com foco na quantidade e qualidade de água. Foi realizado um estudo entre as relações dos custos de tratamento dos efluentes lançados em rios e o tratamento realizado por estações de tratamento de

esgoto. A modelagem seguiu as equações de Streeter-Phelps, e, para a otimização do sistema, foi desenvolvido uma rotina de PNL, em ambiente MATLAB. Foi possível obter valores razoáveis de preços de tratamento e percentuais de tratamento com a análise realizada para três simulações de condições reais. Percebeu-se uma grande influência da diluição dos efluentes, devido às diferentes vazões utilizadas nas simulações; e foi evidenciado a importância que modelos de autodepuração podem ter para o planejamento e a implementação de políticas públicas na proteção do meio ambiente e da sustentabilidade.

Otarola et al. (2015) estudaram o processo de estimativa de eficiências para estações de tratamento de esgotos na porção superior da bacia hidrográfica do rio Santa Maria da Vitória, Espírito Santo, a partir da aplicação combinada da PNL e de modelo matemático de qualidade de água, avaliando a resposta de diferentes modelos de otimização. Os resultados indicaram que os diferentes modelos de otimização conformaram alternativas versáteis para a estimativa de eficiências de tratamento de esgotos, podendo ser aplicados como suporte para seleção de sistemas de tratamento de esgotos a serem implantados no âmbito de uma bacia hidrográfica.

Rocha et al. (2021) estudaram o modelo de qualidade de água QUAL-UFMG e a PNL conjuntamente aplicados para a seleção de níveis de tratamento de esgotos para os diferentes núcleos urbanos da bacia hidrográfica do rio Pardo. Para o estudo, seis diferentes modelos de otimização foram testados, quando da estimativa das eficiências mínimas de remoção de matéria orgânica. Os resultados indicaram a acentuada 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.

#### 4. ÁREA DE ESTUDO

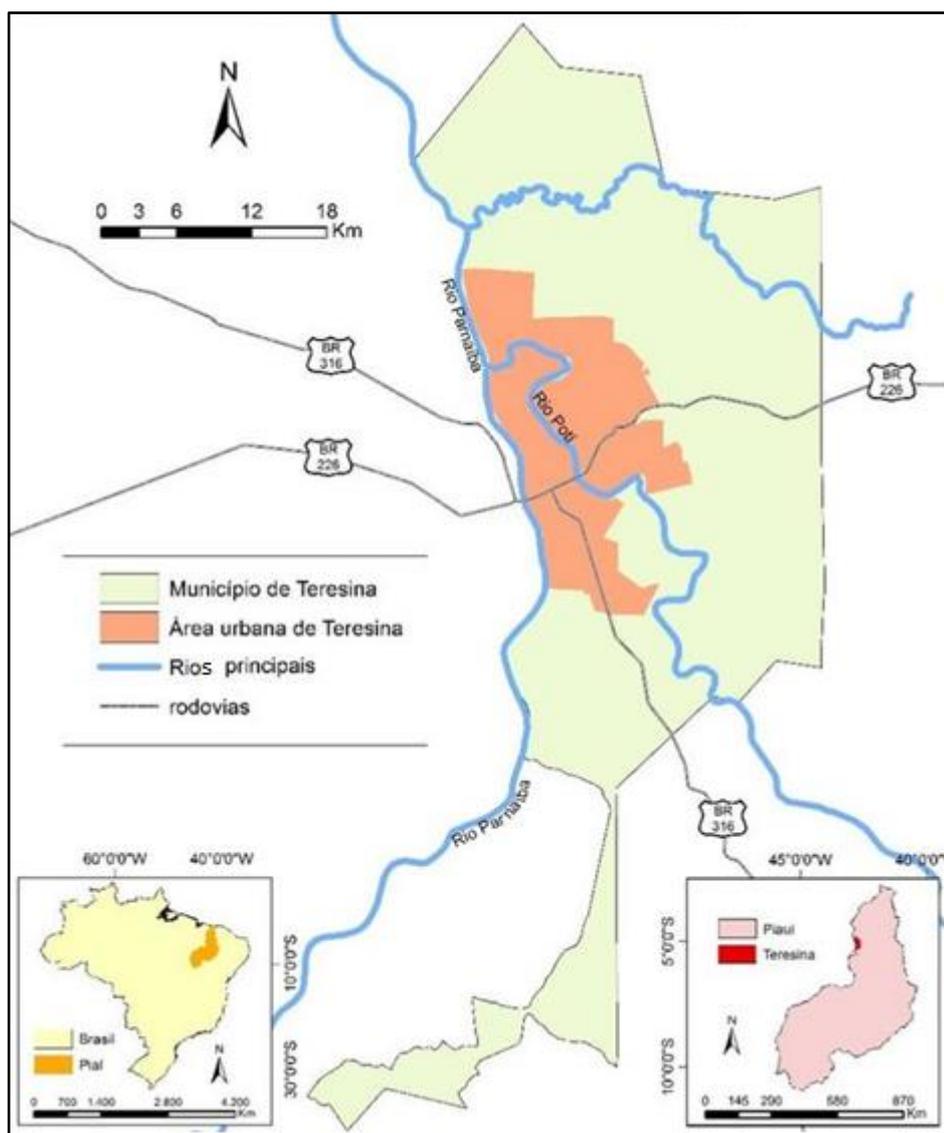
Para a análise dos modelos de otimização, ainda que a metodologia do presente trabalho seja aplicável a qualquer bacia hidrográfica, foi utilizada como área de estudo a bacia hidrográfica do rio Poti (Figura 1), localizada no estado do Piauí, Brasil, compreendendo 36,8 km de extensão no referido rio. Esta extensão compreende trechos que abrangem áreas rurais e urbanas do município de Teresina, tendo como percurso final o encontro das águas dos rios Poti e Parnaíba.

Segundo o IBGE (2010), o município de Teresina apresenta uma densidade demográfica de 584,94 hab/Km<sup>2</sup>, possuindo uma população aproximada de 814.230 habitantes, com aproximadamente 94,27% habitantes vivendo na área urbana e 5,73% habitantes vivendo na zona rural. As atividades de governo, comércio e de prestação de serviços constituem a base da economia do município.

O rio Poti, um dos maiores afluentes do rio Parnaíba, possui sua cabeceira nos contrafortes orientais do Planalto da Ibiapaba no Estado do Ceará, a uma altitude aproximada de 600 m. Todo o seu curso possui direção definida pela estrutura geológica, encaixando-se em fraturas e falhas regionais (LIMA, 1982). O escoamento do rio Poti passa a ter um caráter permanente no seu baixo curso, a partir da cidade de Prata do Piauí, quando recebe seu maior tributário, o rio Berlingas (OLIVEIRA et al., 2014).

No ano de 2014, o município de Teresina possuía uma baixa cobertura de esgotamento sanitário, atendendo aproximadamente 19% da sua população. Atualmente, estima-se que aproximadamente 36% da população urbana seja atendida com o serviço de esgotamento sanitário (SNIS, 2022). Este nível de cobertura com o serviço de esgotamento induz os habitantes ao uso de alternativas para o esgotamento sanitário de seus domicílios, como a adoção das fossas sépticas, e o lançamento de esgotos a céu aberto nas vias públicas, conectadas às galerias de drenagem urbana e posterior lançamento destes efluentes nos cursos d'água (OLIVEIRA et al., 2014).

Figura 1 – Bacia hidrográfica do rio Poti.



Fonte: Messias et al. (2015). Adaptação: O autor.

## 5. METODOLOGIA

### 5.1 MODELAGEM DE QUALIDADE DE ÁGUA

A modelagem dos corpos d'água realizada no presente estudo foi conduzida por meio do modelo computacional QUAL-UFMG, modelo apresentado e discutido por Von Sperling (2007). Esse modelo é desenvolvido no ambiente computacional da planilha eletrônica Microsoft Excel® e emprega o método de integração Euleriano. Esse método é simples e exige passos de integração menores do que os demais métodos de integração, para evitar imprecisões e instabilidades numéricas (VON SPERLING, 2007). Neste modelo, os rios são divididos em trechos e podem ser subdivididos em segmentos computacionais. Os segmentos são considerados como reatores de mistura completa colocados em série, em que o fluxo de saída de um segmento corresponde ao fluxo afluente do segmento seguinte.

No modelo QUAL-UFMG, o balanço de massa permite a explicação da variação espacial dos parâmetros DBO<sub>5,20</sub>, OD, Coliformes termotolerantes, compostos nitrogenados (nitrogênio orgânico, amônia total, nitrito, nitrato e a parcela não-ionizada de amônia) e compostos de fósforo (fósforo orgânico e fósforo inorgânico). A concentração dos referidos parâmetros é calculada por segmento, produzida a partir da soma da variação da concentração (dC) no segmento com a concentração resultante do processo de mistura, conforme estabelecido pela equação (01).

$$C_{(i+1)} = CM_{(i)} + dC_{(i)} \quad (01)$$

Na equação (01), C representa a concentração pontual no segmento i analisado, em mg/L, (CM) é a concentração de mistura no segmento, em (mg/L), e dC é a variação da concentração no segmento, em mg/L).

Para o cálculo da concentração de mistura (CM) dos parâmetros é utilizada a equação (02).

$$CM_{(i)} = \frac{Q_{rio(i-1)} \cdot C_{rio(i-1)} + Q_{trib(i)} \cdot C_{trib(i)} + Q_{esg(i)} \cdot C_{esg(i)}}{Q_{rio(i-1)} + Q_{trib(i)} + Q_{esg(i)}} \quad (02)$$

Na expressão (02):

- $Q_{\text{rio}}$  – Vazão do rio (m<sup>3</sup>/s);
- $Q_{\text{trib}}$  – Vazão do tributário afluente no ponto de encontro com o rio (m<sup>3</sup>/s);
- $Q_{\text{esg}}$  – Vazão do efluente doméstico afluente ao segmento i do rio (m<sup>3</sup>/s);
- $C_{\text{rio}}$  – Concentração do parâmetro analisado, no rio, à montante do lançamento (mg/L);
- $C_{\text{trib}}$  – Concentração do parâmetro analisado, no tributário, no ponto de encontro com o rio (mg/L);
- $C_{\text{esg}}$  – Concentração do parâmetro analisado, no efluente (mg/L);

A variação da concentração da DBO<sub>5,20</sub> em cada segmento é estimada por meio da equação (03).

$$\frac{dL}{dt} = -K_{(d)} \cdot L \quad (03)$$

Na equação (03):

- $K_{(d)}$  - Coeficiente de decomposição da DBO<sub>5,20</sub> no rio (dia<sup>-1</sup>);
- $L$  – Concentração remanescente de DBO<sub>5,20</sub> (mg/L).

A equação (03) estabelece que a taxa de oxidação da matéria orgânica é proporcional à concentração de matéria orgânica ainda remanescente em um tempo “t” qualquer. Dessa forma, entende-se que, quanto maior a concentração de DBO<sub>5,20</sub>, mais rapidamente se processará a desoxigenação.

O cálculo da variação da concentração de OD, assim como a variação da concentração de DBO<sub>5,20</sub>, é conduzida por meio de uma reação de primeira ordem que caracteriza a cinética de reaeração (equação (04)).

$$\frac{dD}{dt} = K_d \cdot L - K_2 \cdot D \quad (04)$$

Neste trabalho, além da simulação dos perfis de OD e DBO<sub>5,20</sub> para a condição de disposição final de efluentes brutos, foram simulados os referidos perfis para

diferentes cenários de remoção de cargas orgânicas, conforme discutido em seção subsequente.

## 5.2 CONSTANTES CINÉTICAS, INFORMAÇÕES HIDRODINÂMICAS E DE QUALIDADE DA ÁGUA

As constantes cinéticas e informações hidrodinâmicas consideradas neste estudo foram obtidas a partir do trabalho produzido por Oliveira Filho et al. (2018). Também foram obtidas no referido estudo informações sobre a qualidade de água e das condições de disposição final de efluentes domésticos no mesmo sistema hídrico. As análises sumarizadas em Oliveira Filho et al. (2018) foram conduzidas em 13 pontos de disposição final de esgotos pela concessionária Águas e Esgotos do Piauí S. A. (AGESPISA).

No presente trabalho foi estudado 36,8 km de extensão do rio Poti. Os valores de vazão dos esgotos domésticos, altitude, profundidade, temperatura, OD de saturação e coeficientes cinéticos referentes à bacia do rio Poti, foram aqueles utilizados por Oliveira Filho et al. (2018). Os dados de iniciais de entrada para a cabeceira do rio Poti, são apresentados na Tabela 1.

**Tabela 1** – Dados de entrada iniciais para a cabeceira do rio Poti

<b>Variável</b>	<b>Valor</b>
<b>OD (mg/l)</b>	7,91
<b>DBO<sub>5,20</sub> (mg/l)</b>	2,68
<b>Temperatura (°C)</b>	29
<b>OD saturação (mg/l)</b>	7,52

**Fonte:** Elaborado pelo autor.

Ainda segundo Oliveira Filho et al. (2018), os valores de vazão média de efluentes domésticos relativos à população urbana da cidade de Teresina nos 13 pontos monitorados pela AGESPISA e a posição de cada ponto ao longo do em relação ao rio Poti, são apresentados na Tabela 2. Para o curso d'água, no trecho simulado, assumiu-se vazão de 39,0 m<sup>3</sup>/s, conforme indicação dos referidos autores.

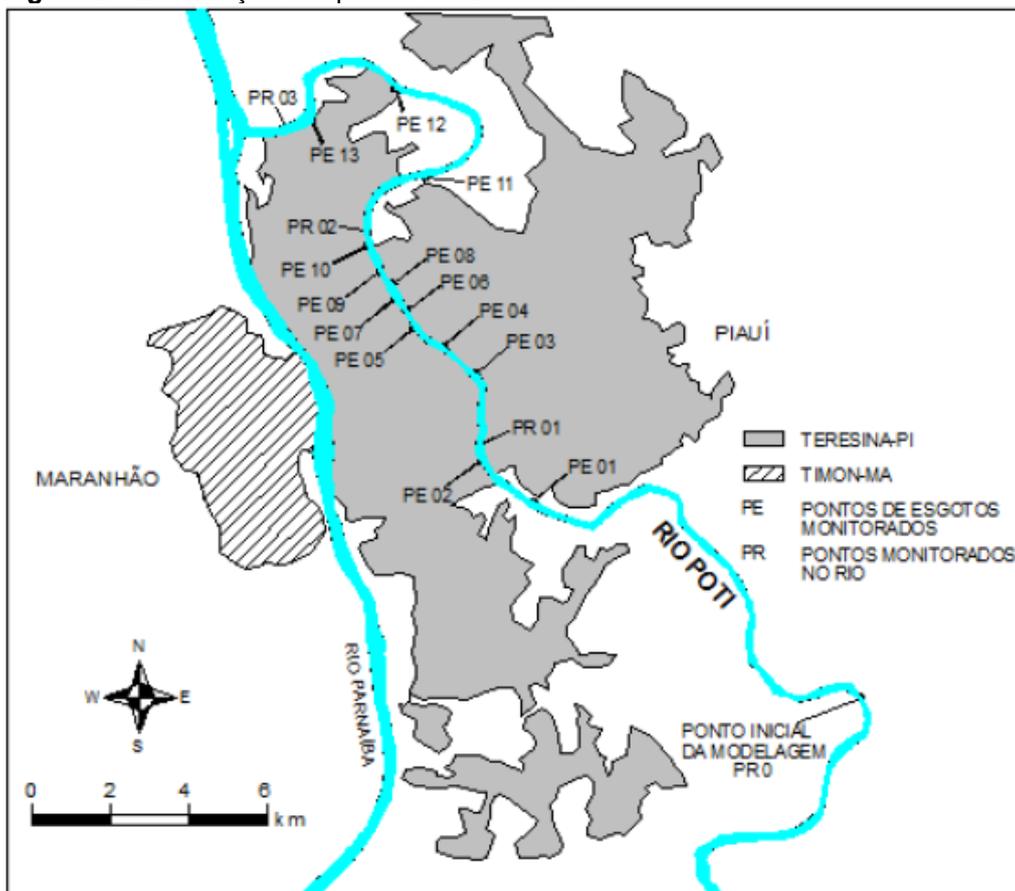
**Tabela 2** – Vazão, posição e pontos de monitoramento dos efluentes domésticos da população urbana de Teresina, PI.

Continua		
<b>Pontos monitorados</b>	<b>Posição (km)</b>	<b>Vazão de esgoto (m<sup>3</sup>/s)</b>
PE 01	14,3	0,210
PE 02	16,2	0,021
PE 03	19,5	0,100
PE 04	21,0	0,084
PE 05	21,6	0,040
PE 06	22,0	0,082
PE 07	22,2	0,170
PE 08	22,3	0,010
PE 09	22,9	0,213
PE 10	23,1	0,021
PE 11	26,2	0,129
PE 12	31,5	0,040
PE 13	35,0	0,156

**Fonte:** Elaborado pelo autor.

A disposição dos 13 pontos de lançamento de efluentes é ilustrada por meio da Figura 2.

**Figura 2 – Localização dos pontos monitorados**



Fonte: Oliveira Filho et al. (2018).

Para a estimativa da concentração da  $DBO_{5,20}$  doméstica e, posteriormente, da carga lançada nos diferentes pontos de disposição final de esgoto, foi empregada a equação (05).

$$DBO_{carga} = \frac{\text{População} \times \text{carga per capita}}{1000} \quad (05)$$

Na expressão (05):

- $DBO_{carga}$  - Carga de  $DBO_{5,20}$  doméstica (kg/dia);
- População - População urbana atendida com abastecimento de água (hab);

Assumiu-se carga per capita de 54 g/hab.dia, indicado pela literatura como valor de referência. A população urbana atendida com abastecimento de água em Teresina foi obtido a partir do Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento (SNIS, 2014).

Na sequência a vazão doméstica média de esgoto foi estimada por meio da equação (06).

$$Q_{\text{dméd}} = \frac{\text{População} \times \text{QPC} \times R}{86400} \quad (06)$$

Na expressão (06):

- $Q_{\text{dméd}}$  - Vazão doméstica média de esgotos (l/s)
- QPC - Quota per capita de água (l/hab.dia);
- R - Coeficiente de retorno esgoto/água.

Para a expressão (06), foi utilizado o valor usualmente adotado para o coeficiente de retorno ( $R = 0,8$ ). A quota per capita de água para a cidade de Teresina também foi obtida a partir do SNIS (2014).

Por fim, a concentração de  $\text{DBO}_{5,20}$  doméstica para os diferentes pontos de lançamento de esgoto foi estimada através da equação (7).

$$\text{DBO}_{\text{doméstica}} = \left( \frac{\text{DBO}_{\text{carga}}}{Q_{\text{dméd}} \times 86400} \right) \times 1000000 \quad (7)$$

Na expressão (7):

- $\text{DBO}_{\text{doméstica}}$  - Concentração de  $\text{DBO}_{5,20}$  doméstica (mg/l).

O aporte de carga orgânica (bruta ou tratada) no rio Poti foi apropriado por meio da equação (8).

$$\text{Carga}_{\text{bruto ou tratado}} = \left( \frac{\text{DBO}_{\text{bruto ou tratado}}}{1000000} \right) \times Q_{\text{ponto}} \times (360 \times 24) \quad (8)$$

Na expressão (8):

- $\text{Carga}_{\text{bruto ou tratado}}$  - Carga do efluente (bruto ou tratado) em cada ponto (Kg/dia);
- $Q_{\text{ponto}}$  - Vazão do ponto de disposição final do efluente (l/s).

A estimativa da redução do aporte de carga orgânica no rio Poti foi conduzida por meio da equação (9):

$$\text{Carga}_{\text{removida}} = \text{Carga}_{\text{tratado}} - \text{Carga}_{\text{bruto}} \quad (9)$$

As equações (10) e (11), originalmente estabelecidas por Oliveira Filho et al. (2018), tornaram possíveis a estimativa da velocidade e profundidade dos cursos d'água em função da vazão.

$$U = 0,1593 \cdot Q^{0,3173} \quad (10)$$

$$H = 0,2094 \cdot Q^{0,4552} \quad (11)$$

Os coeficientes  $K_1$  e  $K_d$  representam a taxa de decomposição da matéria orgânica carbonácea, sendo o primeiro determinado em laboratório e o segundo a partir de observações *in situ*. Normalmente,  $K_d$  tende a ser maior que o  $K_1$ , visto que a oxidação da  $\text{DBO}_{5,20}$  no ambiente controlado do frasco é realizada apenas pela biomassa presente na massa líquida, enquanto que, no rio, é incorporada também a decomposição pela biomassa no lodo de fundo (VON SPERLING, 2007; CHAPRA, 2008; EPA, 1985).

A constante cinética que regula o processo de reaeração atmosférica ( $K_2$ ) e os coeficientes  $K_1$ ,  $K_d$  e  $K_s$  foram estimados por Oliveira Filho et al. (2018), e são apresentados na Tabela 3.

**Tabela 3** – Constantes cinéticas para rio Poti

<b>Constante cinética (dia<sup>-1</sup>)</b>	<b>Valor</b>
$K_1$	0,40
$K_2$	2,40
$K_d$	0,85

**Fonte:** Elaborado pelo autor.

### 5.3 MODELO DE OTIMIZAÇÃO

No presente estudo, os modelos de otimização empregados para estimativa de eficiências de tratamento de efluentes foram selecionados a partir da revisão da literatura técnica corrente. Para a escolha dos modelos utilizados, foram considerados os seguintes aspectos:

- Minimização do somatório de eficiências de remoção de  $DBO_{5,20}$  referentes aos diferentes pontos de disposição final de efluentes identificados na bacia hidrográfica;
- Manutenção da equidade entre os diferentes pontos de disposição final de efluentes identificados na bacia hidrográfica, impondo-se maiores níveis de remoção de  $DBO_{5,20}$  para aqueles pontos que recebem maiores cargas orgânicas.
- Manutenção dos padrões de qualidade ambiental estabelecidos para corpos d'água pelas Resoluções CONAMA nº 357/2005 e nº 430/2011.

Levando-se em conta as referidas diretrizes foram selecionados modelos de otimização com as seguintes funções objetivo:

- O Modelo de Otimização 1, originalmente proposto por Louzada, Reis e Mendonça (2013), que busca a minimização da soma das eficiências no âmbito de uma bacia (equação (12)) tendo em vista exclusivamente o atendimento dos padrões de qualidade ambiental e possui como único propósito minimizar o esforço de tratamento para o conjunto de pontos de disposição.

$$\text{Minimizar } f(E) = \sum_{i=1}^n E_i \quad (12)$$

- O Modelo de Otimização 2 estabelece uma função objetivo que impõe a minimização de medida de inequidade entre sistemas de tratamento (equação (13)), conforme originalmente proposto por Burn e Yuliant (2001). Com base nas considerações, quanto menor a capacidade de assimilação do curso d'água e quanto maior a carga orgânica despejada, maior a remoção de carga orgânica para aquele ponto de lançamento de águas residuárias. Baseado nos princípios do poluidor pagador, o modelo tem por objetivo a minimização do somatório das diferenças das referidas relações entre os pontos de disposição de efluentes (BRINGER, 2018). O referido modelo estabelece uma redução de carga equânime entre diferentes pontos de disposição final.

$$\text{Minimizar } f(E) = \sum_{i=j}^n \left| \left( \frac{\text{Carga}_{\text{lanç. } i}}{E_i} \right) - \left( \frac{\text{Carga}_{\text{lanç.}}}{\bar{E}} \right) \right| \quad (13)$$

#### 5.4 APLICAÇÃO DA PNL

Os problemas de PNL apresentados neste estudo foram resolvidos empregando-se o Solver, um suplemento do Microsoft Excel utilizado para teste de hipóteses e que tem a capacidade de otimizar equações lineares e não lineares variando-se parâmetros pré-definidos. O Solver conta com métodos de solução específicos para diversos tipos de funções, como o de Gradientes Reduzidos Generalizados (GRG), para funções não lineares, o Simplex LP, para funções lineares e o Evolucionário, para funções cujos resultados variam de forma abrupta (ROCHA et al., 2021). Em função das funções empregadas no presente estudo, o método de resolução empregado será o GRG.

#### 5.5 CENÁRIOS PARA AVALIAÇÃO DA REDUÇÃO DE CARGA ORGÂNICA

A Resolução CONAMA nº 357/2005, que dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento e define as condições e padrões de lançamento de efluentes, estabelece diferentes padrões de qualidade que conformaram restrições nos modelos de otimização empregados no presente estudo. Assumindo-se a classificação do rio Poti na classe 2 (condição imposta pela Resolução CONAMA nº 357/2005 quando da ausência do enquadramento legal), foram considerados os seguintes padrões de qualidade como restrições dos modelos de otimização:

- DBO<sub>5,20</sub> do corpo receptor de até 5mg/L;
- OD, em qualquer seção do corpo receptor, não inferior a 5mg/L;
- A DBO<sub>5,20</sub> poderá ultrapassar o limite máximo de 5mg/L caso o estudo de autodepuração demonstre que, em nenhum momento, as concentrações mínimas de OD no corpo d'água sejam desobedecidas;

Em relação à Resolução CONAMA nº 430/2011, que dispõe sobre as condições e padrões de lançamento de efluentes, de forma complementar e alterando a

CONAMA nº 357/05, também foram consideradas os seguintes padrões como seguintes restrições nos modelos de otimização:

- $DBO_{5,20}$  máxima de 120 mg/L no efluente tratado;
- A  $DBO_{5,20}$  poderá ultrapassar o limite máximo de 120 mg/L no caso de efluente de sistema de tratamento com eficiência de remoção mínima de 60% de  $DBO_{5,20}$ .

Nesse contexto, 4 cenários associados à remoção de carga orgânica e qualidade da água do rio Poti foram estabelecidos:

- Cenário 1: em relação ao efluente a ser lançado no corpo d'água, buscou-se eficiências de remoção de  $DBO_{5,20}$  menores ou iguais a 90% (limite operacional assumido para eventuais sistemas de tratamento). Adicionalmente, adotou-se como concentração máxima de  $DBO_{5,20}$  no efluente tratado o valor de 120 mg/l. Além disso, para o rio, foram estabelecidos valores mínimos de OD iguais a 5 mg/l e, para  $DBO_{5,20}$ , valores máximos de 5 mg/l.
- Cenário 2: foi admitida qualquer concentração de  $DBO_{5,20}$  para o efluente tratado, já que assumiu-se eficiência mínima de remoção de  $DBO_{5,20}$  de 60%. Assim como no primeiro cenário, a eficiência máxima admitida para a remoção de  $DBO_{5,20}$  foi de 90. As condições de qualidade do rio permaneceram com restrição para valores de OD (concentrações mínimas de 5mg/l) e  $DBO_{5,20}$  (concentrações máximas de 5mg/l).
- Cenário 3: como restrições foram estabelecidos os padrões de qualidade estabelecidos para os cursos d'água (valores mínimos de OD iguais a 5 mg/l e, para  $DBO_{5,20}$ , valores máximos de 5 mg/l). Admitiu-se a disposição final de efluentes brutos, assumindo-se como eficiência máxima de remoção de  $DBO_{5,20}$  o valor de 90%;
- Cenário 4: apenas o padrão de qualidade estabelecido para o OD em cursos d'água classe 2 (valores mínimos de 5 mg/l) foi utilizado como restrição do modelo de otimização. Neste contexto, conforme perspectiva estabelecida pela Resolução Conama nº 357/2005, foram admitidas concentrações de  $DBO_{5,20}$  superiores ao padrão de qualidade ambiental (5 mg/l), desde que fossem respeitadas as concentrações mínimas de OD. Admitiu-se a

disposição final de efluentes brutos, assumindo-se como eficiência máxima de remoção de  $DBO_{5,20}$  o valor de 90%;

## 6. RESULTADOS E DISCUSSÃO

### 6.1 LANÇAMENTO DE EFLUENTE BRUTO

A concentração de  $DBO_{5,20}$  para efluentes dispostos no rio Poti foi apropriada por meio das equações (5), (6) e (7). Considerada a população urbana atendida pelo serviço de abastecimento de água no município de Teresina (790.975 habitantes, conforme informações disponíveis no SNIS) e as demais informações sumarizadas na seção 5.2 (“Constantes cinéticas, informações hidrodinâmicas e de qualidade da água”), a concentração de  $DBO_{5,20}$  estimada para os efluentes brutos foi estimada em aproximadamente 447 mg/L.

A partir da concentração estimada de  $DBO_{5,20}$  para os efluentes brutos lançado no rio Poti, foi possível estimar a carga afluente bruta associada a cada ponto de disposição final de esgotos. A Tabela 4 apresenta as cargas estimadas para os diferentes pontos de lançamento de esgotos brutos, identificados por “PE” conforme nomenclatura empregada na Figura 2.

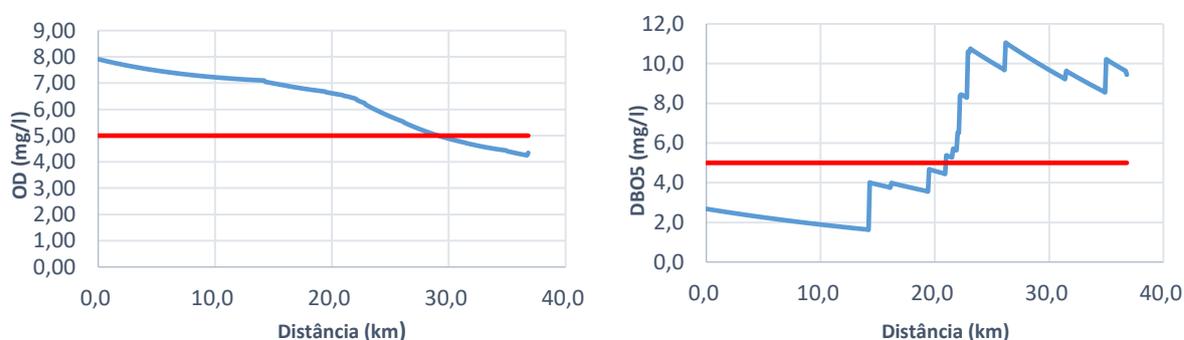
**Tabela 4** – Carga estimada para o efluente bruto lançado no rio Poti

<b>Ponto</b>	<b>Posição (km)</b>	<b>Vazão (l/s)</b>	<b>Carga afluente bruta (kg/d)</b>
<b>PE 01</b>	14,3	210	8116
<b>PE 02</b>	16,2	21	812
<b>PE 03</b>	19,5	100	3865
<b>PE 04</b>	21,0	84	3246
<b>PE 05</b>	21,6	40	1546
<b>PE 06</b>	22,0	82	3169
<b>PE 07</b>	22,2	170	6570
<b>PE 08</b>	22,3	10	387
<b>PE 09</b>	22,9	213	8232
<b>PE 10</b>	23,1	21	812
<b>PE 11</b>	26,2	129	4986
<b>PE 12</b>	31,5	40	1546
<b>PE 13</b>	35,0	156	6029

**Fonte:** Elaborado pelo autor.

Na sequência, foram realizadas simulações de qualidade de água para o rio Poti, considerando-se as condições iniciais para disposição de esgoto bruto, relações funcionais e constantes cinéticas indicadas por Oliveira et al. (2018) para o curso d'água. Os perfis de OD e  $DBO_{5,20}$  estabelecidos nesta etapa do trabalho estão apresentados na Figura 3. Nesta figura (e nas figuras similares apresentadas em seções subsequentes) a linha na cor vermelha indica os padrões de qualidade para OD e  $DBO_{5,20}$  estabelecidos para cursos d'água classe 2.

**Figura 3** – Perfis de concentração de OD e  $DBO_{5,20}$  para o rio Poti considerada a disposição final de efluente bruto.



**Fonte:** Elaborado pelo autor.

Da simples inspeção da Figura 3 é possível observar que os padrões de qualidade estabelecidos para rios de classe 2 não foram atendidos ao longo de toda a extensão monitorada do rio Poti. É possível observar que, a partir do quilômetro 22, a concentração de  $DBO_{5,20}$  aumenta significativamente. Em consequência do expressivo aumento da concentração de  $DBO_{5,20}$ , a concentração de OD diminui progressivamente, passando a apresentar valores inferiores aos padrões estabelecidos pela Resolução CONAMA nº 357/2005 para rios classe 2 no entorno do quilômetro 29. Esta condição é estabelecida em função da série de lançamentos próximos, a partir do quilômetro 20, e com elevadas cargas orgânicas, como é possível se verificar na Tabela 4.

## 6.2 AVALIAÇÃO DA REMOÇÃO DE CARGA ORGÂNICA

As simulações realizadas a partir da perspectiva de disposição de esgotos brutos, consideradas as condições de contorno assumidas no presente trabalho, indicaram que a qualidade de água do rio Poti não atenderia aos padrões estabelecidos pela

Resolução CONAMA nº 357/2005 para rios classe 2. Nesse sentido, as próximas seções apresentam os resultados das estimativas de redução do aporte de carga orgânica para o rio Poti, considerando o atendimento aos padrões para cursos d'água classe 2 e, eventualmente, o atendimento dos padrões de qualidade estabelecidos pela CONAMA nº 430/2011.

### 6.2.1 AVALIAÇÃO DA REMOÇÃO DE CARGA ORGÂNICA – MODELO DE OTIMIZAÇÃO 1

A Tabela 5 apresenta as estimativas de remoção das cargas orgânicas e os percentuais de remoção por cenário de simulação, estimativas decorrentes do emprego do Modelo de Otimização 1.

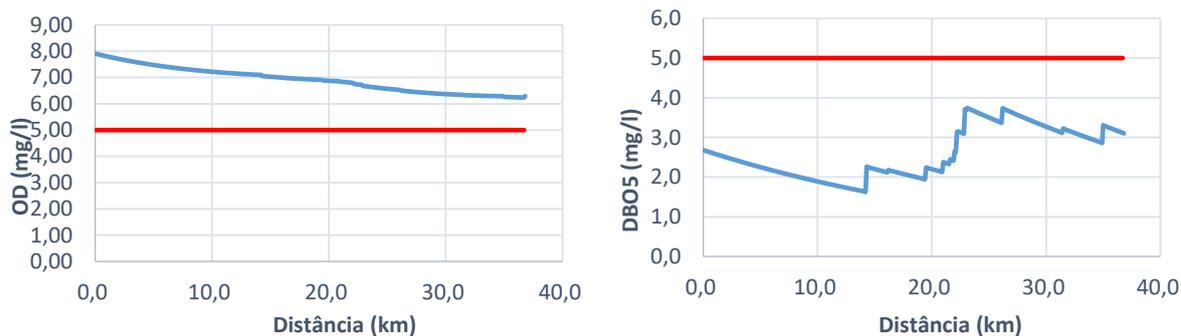
**Tabela 5** – Cargas orgânicas e percentuais de remoção por cenário de simulação da qualidade de água do rio Poti – Resultados associado ao emprego do modelo de otimização 1.

Cenários de simulação	Cargas orgânicas (kg/dia)			Percentual de remoção (%)
	Carga bruta (kg/d)	Carga removida (kg/d)	Carga remanescente (kg/d)	
1	49315	36085	13229	73
2	49315	29781	19534	60
3	49315	27727	21588	56
4	49315	11830	37485	24

Fonte: Elaborado pelo autor.

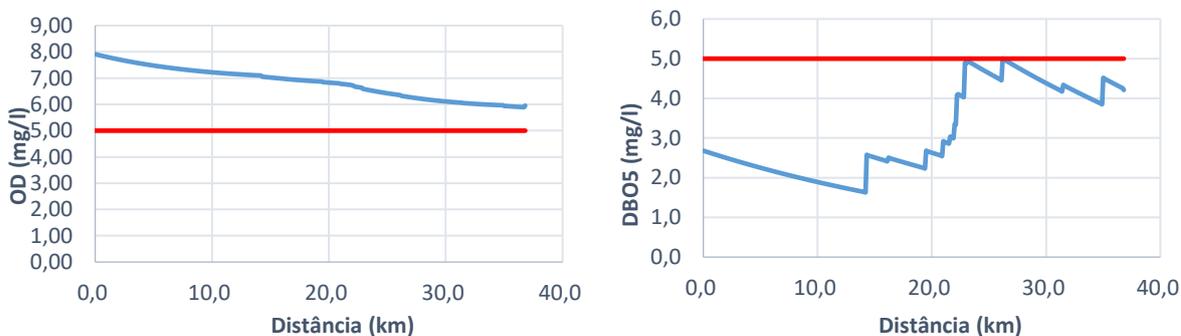
As Figuras de 4 a 7 apresentam os perfis de OD e DBO<sub>5,20</sub> após a incorporação da perspectiva de remoção de DBO<sub>5,20</sub> nos diferentes pontos de disposição final.

**Figura 4** – Perfis de concentração de OD e DBO<sub>5,20</sub> para o rio Poti após a redução das cargas orgânicas estimadas por meio do emprego do modelo de otimização 1, cenário 1.



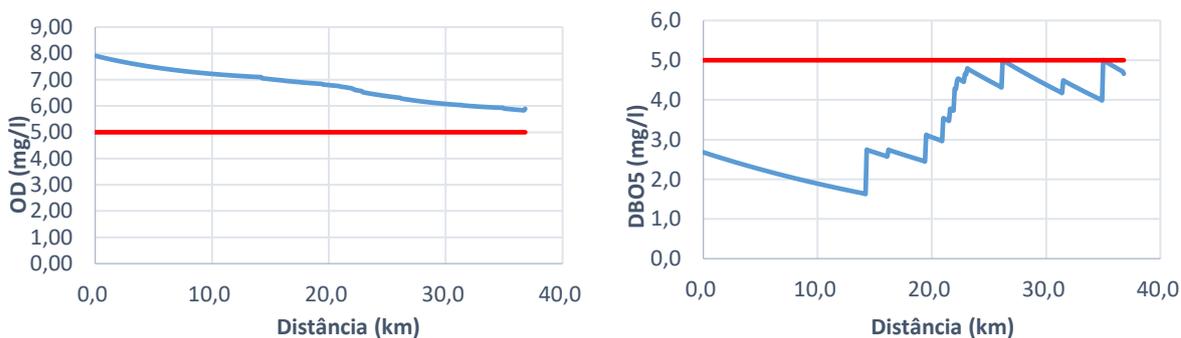
Fonte: Elaborado pelo autor.

**Figura 5** – Perfis de concentração de OD e DBO<sub>5,20</sub> para o rio Poti após a redução das cargas orgânicas estimadas por meio do emprego do modelo de otimização 1, cenário 2.



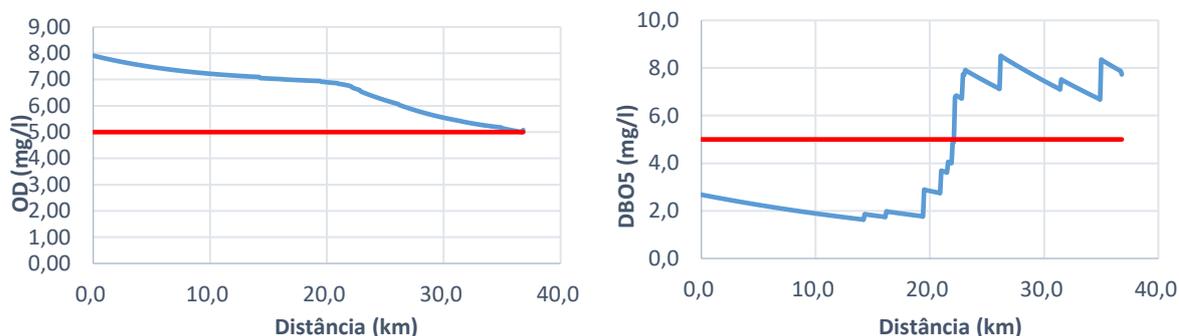
Fonte: Elaborado pelo autor.

**Figura 6** – Perfis de concentração de OD e DBO<sub>5,20</sub> para o rio Poti após a redução das cargas orgânicas estimadas por meio do emprego do modelo de otimização 1, cenário 3.



Fonte: Elaborado pelo autor.

**Figura 7** – Perfis de concentração de OD e DBO<sub>5,20</sub> para o rio Poti após a redução das cargas orgânicas estimadas por meio do emprego do modelo de otimização 1, cenário 4.



**Fonte:** Elaborado pelo autor.

A partir dos resultados sumarizados na Tabela 5 e da simples inspeção das Figuras de 4 a 7 são relevantes as seguintes considerações:

- No cenário 1, a imposição de uma concentração máxima de 120 mg/l para os efluentes dispostos no rio Poti impôs um esforço de tratamento maior do que a adoção de uma eficiência mínima de remoção de 60% para a DBO<sub>5,20</sub>. A Figura 4 representa graficamente este fato, com perfis de DBO<sub>5,20</sub> e OD mais afastados dos padrões de qualidade fixados para rios classe 2. Esta condição é consequência do valor estimado para a DBO<sub>5,20</sub> no efluente bruto (447 mg/l), condição que pode ser modificada se diferentes valores forem apropriados para a referida DBO<sub>5,20</sub>.
- A análise dos cenários 3 e 4 ressalta a relevância da incorporação da capacidade de autodepuração do curso d'água quando da avaliação o esforço de tratamento de esgotos no âmbito de uma bacia hidrográfica. Os referidos cenários não estabeleceram como restrições os padrões mínimos para os efluentes, assumindo-se como restrições apenas os padrões de qualidade para o curso d'água. Como consequência, os esforços de tratamento para a remoção das cargas orgânicas foram reduzidos. Comportamento semelhante foi observado por Rocha et al. (2021) e Valory et al. (2013) quanto da avaliação da disposição final de efluentes domésticos nos rios Pardo e Santa Maria da Vitória, respectivamente. Os referidos autores ressaltam a relevância do uso da capacidade de autodepuração dos

cursos d'água como forma de reduzir os esforços de tratamento para os rios.

- O conjunto de restrições associado ao quarto cenário de otimização, a partir do qual se estabelece a perspectiva de atendimento apenas do padrão de qualidade para o OD, não incorporando-se como restrição o padrão para DBO<sub>5,20</sub> no curso d'água, o esforço estimado de tratamento é inferior aqueles estabelecido pelo cenário 3. A simulações conduzidas com o auxílio do Modelo de Otimização 1 para o quarto cenário indicou a necessidade de remoção de aproximadamente 24% da matéria orgânica contida nos esgotos brutos.

#### 6.2.2 AVALIAÇÃO DA REMOÇÃO DE CARGA ORGÂNICA – MODELO DE OTMIZAÇÃO 2

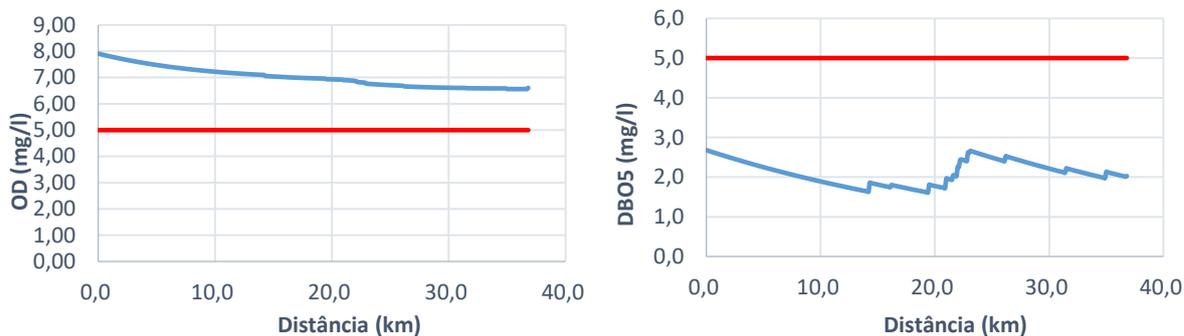
A Tabela 6 sumariza os resultados de remoção das cargas orgânicas e os percentuais de remoção por cenário de simulação, associados ao emprego do Modelo de Otimização 2. As Figuras de 8 a 11, por sua vez, apresentam os perfis de OD e DBO<sub>5,20</sub> após a incorporação da perspectiva de remoção de DBO<sub>5,20</sub> nos diferentes pontos de disposição final.

**Tabela 6** – Cargas orgânicas e percentuais de remoção por cenário de simulação da qualidade de água do rio Poti – Resultados associado ao emprego do modelo de otimização 2.

Cenários de simulação	Cargas orgânicas (kg/dia)			Percentual de remoção (%)
	Carga bruta (kg/d)	Carga removida (kg/d)	Carga remanescente (kg/d)	
1	49315	42129	7185	85
2	49315	40425	8890	82
3	49315	29670	19644	60
4	49315	29670	19644	60

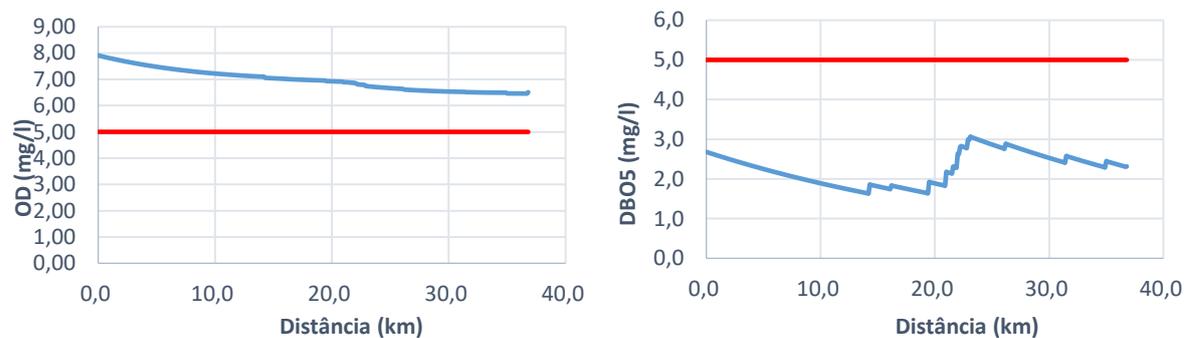
Fonte: Elaborado pelo autor.

**Figura 8** – Perfis de concentração de OD e DBO<sub>5,20</sub> para o rio Poti após a redução das cargas orgânicas estimadas por meio do emprego do modelo de otimização 2, cenário 1



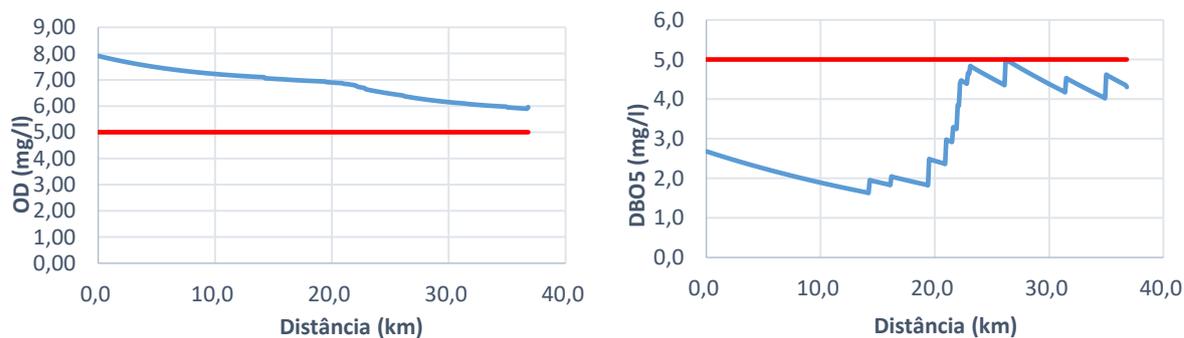
Fonte: Elaborado pelo autor.

**Figura 9** – Perfis de concentração de OD e DBO<sub>5,20</sub> para o rio Poti após a redução das cargas orgânicas estimadas por meio do emprego do modelo de otimização 2, cenário 2.



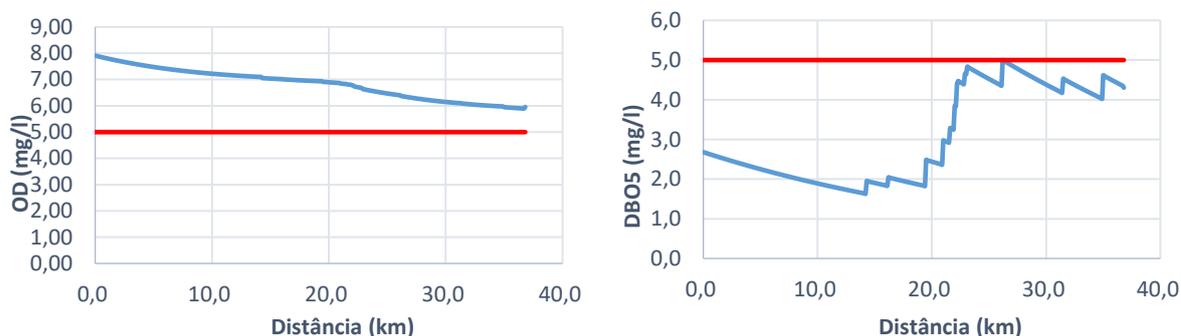
Fonte: Elaborado pelo autor

**Figura 10** – Perfis de concentração de OD e DBO<sub>5,20</sub> para o rio Poti após a redução das cargas orgânicas estimadas por meio do emprego do modelo de otimização 2, cenário 3.



Fonte: Elaborado pelo autor

**Figura 11** – Perfis de concentração de OD e DBO<sub>5,20</sub> para o rio Poti após a redução das cargas orgânicas estimadas por meio do emprego do modelo de otimização 2, cenário 4.



**Fonte:** Elaborado pelo autor

O comportamento das concentrações de OD e DBO<sub>5,20</sub> entre os perfis gerados para cada cenário a partir do Modelo de Otimização 2 foi o mesmo daqueles gerados pelo Modelo de Otimização 1. As maiores demandas por remoção de carga orgânica foram associadas à fixação de padrões de qualidade para os efluentes como restrições dos modelos de otimização. A perspectiva de que os referidos padrões fossem ignorados (cenários 3 e 4), garantindo-se o atendimento dos padrões de qualidade definidos para o curso d'água, sugeriu menores esforços de remoção de carga orgânica.

Adicionalmente, é relevante observar que o emprego de modelo de otimização que utiliza medida de equidade como função objetivo produziu, como consequência, a demanda por maiores esforços de remoção de carga orgânica. Podem ser considerados como referência os resultados obtidos a partir de modelo de otimização que tinha como propósito minimizar o esforço de remoção de carga orgânica no âmbito da área de estudo. Esta mesma tendência foi observada nos trabalhos produzidos por Santoro et al. (2016) e Rocha et al. (2021).

A falta de equidade na busca pela minimização da remoção do aporte de carga orgânica em uma bacia hidrográfica, perspectiva estabelecida pelo Modelo de Otimização 1, pode fazer com que os usuários localizados na porção de jusante da bacia precisem tratar seus efluentes com eficiências mais elevadas, já que a água do rio chega até eles com qualidade usualmente inferior, função dos lançamentos realizados à montante (ALBERTIN, 2008). Há também a possibilidade de que o rio

apresente uma vazão muito superior à vazão a montante, função dos acréscimos vindos de vazão incremental e de tributários, o que exige remoções de carga orgânica mais rigorosas aos usuários que estão mais próximos às cabeceiras dos rios, mesmo que a carga de esgotos lançada por eles seja similar àquelas praticadas pelos usuários a jusante.

A remoção de carga orgânica para os cenários 3 e 4, estimada a partir do emprego de Modelo de Otimização 2, foi similar. Esse fato foi decorrente do emprego de uma medida de equidade entre pontos de disposição final na busca pela minimização da remoção do aporte de carga orgânica que, em conjunto com condição mínima de qualidade estabelecida para o rio, conduziu à estabilização das concentrações de  $DBO_{5,20}$  abaixo do padrão de qualidade ambiental.

É importante enfatizar que o presente trabalho não teve, de fato, o propósito de estabelecer estudos locacionais ou de definição do(s) sistema(s) de tratamento de esgotos na bacia do rio Poti. O que se buscou, essencialmente, foi estimar o nível de remoção de carga orgânica considerando diferentes possíveis cenários quando da avaliação do eventual esforço de tratamento. Além disso, o atual nível de cobertura com o serviço de esgotamento sanitário na bacia hidrográfica é significativamente baixo (aproximadamente 36%, conforme SNIS (2022)), se consideradas as demandas estabelecidas pela maioria dos cenários avaliados no presente trabalho.

## 7. CONCLUSÕES

O presente estudo buscou avaliar as perspectivas de remoção de carga orgânica no âmbito de uma bacia hidrográfica por meio de diferentes modelos de otimização, implementados a partir do emprego combinado de modelo de qualidade de água e técnica de otimização, tendo como restrições diferentes possíveis combinações de padrões de qualidade ambiental fixados para cursos d'água e efluentes.

As conclusões estabelecidas a partir do presente trabalho podem ser assim sumarizadas:

- Para a determinação da remoção mínima de carga orgânica no âmbito de uma bacia hidrográfica, o emprego combinado do modelo matemático de qualidade de água QUAL-UFMG e da PNL mostrou-se eficiente, permitindo o emprego de diferentes modelos de otimização em diferentes cenários de simulação;
- A partir da literatura técnica corrente, foram selecionados dois modelos de otimização aplicáveis à determinação de redução do aporte de carga orgânica no âmbito de uma bacia hidrográfica. Destes modelos, o primeiro (Modelo de Otimização 1) teve como propósito a minimização do esforço de remoção da carga orgânica no âmbito da bacia hidrográfica; o segundo modelo (Modelo de Otimização 2) estimou o nível de remoção de carga orgânica buscando garantir equidade no esforço de remoção entre os diferentes pontos de disposição final de efluentes. Os padrões de qualidade fixados pelas resoluções CONAMA nº 357/2005 e 430/2011 para cursos d'água e efluentes conformaram as restrições dos modelos de otimização empregados;
- Como consequência da perspectiva de manutenção de equidade entre os pontos de disposição final de efluentes, os esforços de remoção de carga orgânica estimados pelo Modelo de Otimização 1 foram menores que aqueles estimados a partir do emprego do Modelo de Otimização 2 (modelo que emprega medida de equidade como função objetivo), independentemente do cenário de simulação analisado.
- Naqueles cenários de simulação em que não foram considerados os padrões de qualidade para efluentes, buscando-se exclusivamente o

atendimento dos padrões de qualidade estabelecidos para OD e  $DBO_{5,20}$  nos cursos d'água, os esforços de remoção de carga orgânica foram menores, independentemente do modelo de otimização empregado. A constatação ressalta a importância da incorporação da capacidade de autodepuração do curso d'água para a avaliação o esforço de tratamento de esgotos no âmbito de uma bacia hidrográfica.

Consideram-se como recomendações do presente estudo:

- Realização de estudo locacional e de seleção de sistema(s) de tratamento de esgotos para a bacia hidrográfica do rio Poti. Relevante observar que o processo de seleção de sistemas de tratamento deverá envolver, usualmente, o emprego de técnicas de Análise Multicritério;
- Atualização das informações de quantidade e qualidade de água para revisão dos trabalhos de modelagem, com a perspectiva de estabelecer cenários de simulação que reflitam as condições atuais dos corpos d'água;
- Condução de estudos similares considerando diferentes técnicas e modelos de otimização.

## 8. REFERÊNCIAS

ANA - Agência Nacional das Águas. Caderno de Recursos Hídricos 6: Implantação do enquadramento em Bacias Hidrográficas. Brasília: **ANA**, 2009. 145 p.

ANDRADE, L. N. de; MAURI, G. R.; MENDONÇA, A. S. F. General multiobjective model and simulated annealing algorithm for waste-load allocation. **Journal of Water Resources Planning and Management**, v. 139, n. 3, p. 339-344, 2013.

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, p. 209-219, 2006.

BACCI, D. d L. C.; PATACA, E. M. Educação para a água. **Estudos avançados**, v. 22, p. 211-226, 2008.

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.

BRINGER, L. M.; REIS, J. A. T. dos; MENDONÇA, A. S. F. Wastewater treatment systems selection inside watersheds by using multiobjective analysis. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, v. 23, 2018.

BROWN, L. C.; BARNWELL, T. O. **The enhanced stream water quality models QUAL2E and QUAL2E—UNCAS**: documentation and user manual. Athens, Ga, USA: US Environmental Protection Agency, Environmental Research Laboratory; 1987.

BURN, D. H. Cluster analysis as applied to regional flood frequency. **Journal of**

**Water Resources Planning and Management**, v. 115, n. 5, p. 567-582, 1989.

BURN, D. H.; YULIANTI, J. S. Waste-load allocation using genetic algorithms. **Journal of Water Resources Planning and Management**, v. 127, n. 2, p. 121-129, 2001.

CALMON, A. P. S.; SOUZA, J. C.; REIS, J. A. T. dos; 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, p. 118-133, 2016.

CAMPOS, filho, F. F. **Algoritmos Numéricos**. Rio de Janeiro: LTC, 2001.

CATALÃO, J. P. S.; POUSINHO, H. M. I.; MENDES, V. M. F. **Planeamento Hídrico de Curto Prazo: Programação Não Linear Inteira Mista**, 2009.

CHAPRA, S. C.; PELLETIER, G. J.; TAO, H. QUAL2K: a modeling framework for simulating river and stream water quality, version 2.11: documentation and users manual. **Civil and Environmental Engineering Dept., Tufts University, Medford, MA**, v. 109, 2008.

CHO, S.; PARK, S.; SEON, J.; YU, J.; LEE, T. Evaluation of thermal, ultrasonic and alkali pretreatments on mixed-microalgal biomass to enhance anaerobic methane production. **Bioresource technology**, v. 143, p. 330-336, 2013.

CIRILO, J. A.. **Programação não linear aplicada a recursos hídricos. Técnicas Quantitativas para o Gerenciamento de Recursos Hídricos. Ed. da Universidade–UFRGS/ABRH**, 1997.

CONAMA - Conselho Nacional do Meio Ambiente. Resolução 357 de 17 de março de 2005. **Diário Oficial da União. Republica Federativa do Brasil**, Poder Executivo, Brasília, DF, 18 mar. 2005.

CONAMA - Conselho Nacional do Meio Ambiente. Resolução 430 de 13 de maio de 2011. **Diário Oficial da União. Republica Federativa do Brasil**, Poder Executivo, Brasília, DF, 16 mai. 2011.

DAHLQUIST, G.; BJORCK, A.; ANDERSON, N. Numerical Methods. **PrenticeHall. Inc.**, Englewood Cliffs, NJ, 1974.

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

FAN, F. M.; COLLISCHONN, W.; RIGO, D. Modelo analítico de qualidade da água acoplado com Sistema de Informação Geográfica para simulação de lançamentos com duração variada. **Engenharia Sanitária Ambiental**, Rio de Janeiro, v. 18, n. 4, p. 359-370, 2013.

FERREIRA, D. M.; FERNANDES, C. V. S.; KAVISKI, E. Curvas de permanência de qualidade da água como subsídio para o enquadramento de corpos d'água a partir de modelagem matemática em regime não permanente. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, v. 21, n. 3, p. 479-492, 2016.

FRANCO, N. M.B. **Cálculo Numérico**. São Paulo: Pearson Prentice Hall, 2007.

GASTALDINI, M. C. C.; OPPA, L. F. Análise de Alternativas de Enquadramento do Rio Vacacaí Mirim Utilizando Modelo Matemático de Qualidade da Água. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, v. 16, n. 1, p. 17-27, 2011

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

KAYSER, R. H. B.; TSCHEIDEL, A. D. F.; CYBIS, L. F. D. A; COLLISCHONN, W. Comparativo entre o modelo QUAL2K e uma metodologia simplificada de modelagem da qualidade da água integrada a um ambiente de Sistema de

Informações Geográficas: estudo de caso na bacia do Rio Macaé. **Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos** (22.: Florianópolis, 2017). Anais [recurso eletrônico].[Porto Alegre: ABRH, 2017], 2017.

LABADIE, J. W. Optimal Operation of Multireservoir Systems: State-Of-The-Art Review. **Journal of Water Resources Planning and Management**. v. 130. n. 2, p. 93-11, 2004.

LANSEY, K. E.; DUAN, N. ; MAYS, L. W; TUNG, Y. K. Water Distribution Systems Under Uncertainties. **Journal of Water Resources Planning and Management**, ASCE, New York, v. 115, n° 5, p. 630-644, 1989

LOUZADA, J. P.; REIS, J. A. T. dos; MENDONÇA, A. S. F. Uso de otimização e modelagem de qualidade de água no planejamento de implantação de sistemas de tratamento de esgotos sanitários em bacias hidrográficas. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos, Porto Alegre**, v. 18, n. 1, p. 277-286, 2013.

MATEUS, G. R.; LUNA, H. P. L. **Programação não linear**. UFMG, 1986.

MESSIAS, C.G.; SANTOS, L.S.; LOUREIRO, S.A.; BERTONCINI, B.V.; LIMA, júnior, O. F; BEZERRA, O.B. Técnicas de análise espacial aplicadas em Sistemas de Informações Geográficas (SIG), para a identificação de áreas críticas ao transporte de cargas em Teresina – PI – Brasil. **Anais do XV Encontro de Geógrafos de América Latina**, EGAL, La Habana., 2015

MENDES, T. M.; BARCELLOS, C.. A dimensão territorial do esgotamento sanitário: o caso do Recreio dos Bandeirantes, Rio de Janeiro, Brasil. **Ciência & Saúde Coletiva**, v. 23, p. 647-658, 2018.

MIRSHAWKA, V.. **Calculo numérico**. São Paulo: Nobel, 1981.

MOLINOS-SENANTE, M.; GÓMEZ, T.; GARRIDO-BASERBA, M.; CABALLERO, R.; SALA-GARRIDO, R. Assessing the sustainability of small wastewater treatment systems: a composite indicator approach. **Science of the total environment**, v.

497, p. 607-617, 2014.

MOURÃO JR., P. R. **Aplicação do modelo de autodepuração de qualidade das águas QUAL-UFMG [manuscrito]: estudo de caso sub-bacia do rio Piracicaba**. 2010. 144 f. Dissertação (Mestrado) - Programa de Pós-Graduação em Sustentabilidade Socioeconômica e Ambiental, Universidade Federal de Ouro Preto, Ouro Preto, 2010.

O'CONNOR, D. J.; DOBBINS, W. E. Mechanism of reaeration in natural streams. **Transactions of the American Society of Civil Engineers**, v. 123, n. 1, p. 641-666, 1958.

OLIVEIRA, Filho, A. A. de; LIMA, neto, I. E. Modelagem da qualidade da água do rio Poti em Teresina (PI). **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 23, n. 1, p. 3-14, 2018.

OLIVEIRA, L. N.; SILVA, C. E. Qualidade da água do Rio Poti e suas implicações para atividade de lazer em Teresina-PI. **Revista Equador**, v. 3, n. 1, p. 128-147, 2014.

OPPA, L. F. Utilização de modelo matemático de qualidade da água para análise de alternativas de enquadramento do rio Vacacaí Mirim. 2007.

OTAROLA, S. J. P.; REIS, J. A. T. dos. Seleção de eficiências de tratamento de efluentes no âmbito de bacias hidrográficas a partir do emprego da programação não-linear e de modelo matemático de qualidade de água. **Congresso brasileiro de engenharia sanitária e ambiental**. 2015.

PELLETIER, G. J; CHAPRA, S. C; TAO, H. QUAL2Kw – a framework for modeling water quality in streams and rivers using a genetic algorithm for calibration. **Environmental Modelling & Software**, v. 21, p. 419-425, 2006.

PORTO, M.; TUCCI, C. E. Planos de recursos hídricos e as avaliações ambientais. **Revista de Gestão de Água da América Latina**. REGA, v. 6, n. 2, p. 19-32, 2009.

REIS, J. A. T. dos.; VALORY, J. L. P.; 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**, vol. 20 no.4, p. 862 - 871, 2015.

ROCHA, L. G.; ALEIDA, K. N. de; REIS, J. A. T. dos; MENDONÇA, A. S. F.; SILVA, F. D. G. B. da. Sewage treatment efficiencies estimation for urban areas located in the River Pardo's watershed by associating nonlinear programming and water quality modeling. **Brazilian Journal of Environmental Sciences** (Online), v. 56, n. 1, p. 65-75, 2021.

SAADATPOUR, M.; AFSHAR, A. Waste load allocation modeling with fuzzy goals; simulation-optimization approach. **Water resources management**, v. 21, n. 7, p. 1207-1224, 2007.

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, 2013.

SANTORO, M. C.; REIS, J. A. T. dos; MENDONÇA, A. S. F. Avaliação de modelos de otimização aplicáveis à determinação de eficiências de tratamento de efluentes no âmbito de uma bacia hidrográfica. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, v. 21, n. 4, p. 694-706, 2016.

SANTOS, V. d. S.; CURI, W. F.; CURI, R. C. Um modelo de otimização multiobjetivo para análise de sistemas de recursos hídricos, **Universidade Federal de Campina Grande**. 2007.

SANTOS, T. J. Um Novo Algoritmo De Penalização Hiperbólica Para Resolução do Problema de Programação Não-Linear Com Restrições De Igualdades, 1998.

SILVA, R. C. A.. Otimização de redes ramificadas através do método da

programação não linear. **Universidade Federal de Campina Grande**, 1997.

SIMONOVIC, S. P.; BURN, D. H. An Improved Methodology for Short-term Operation of a Single Multipurpose Reservoir. **Water Resource Research**, v. 25, n. 1 p. 1- 8, 1989.

SISTEMA NACIONAL DE INFORMAÇÕES SOBRE SANEAMENTO – **SNIS**. Diagnóstico dos serviços de água e esgotos. Site institucional, 2022.

SODRÉ, F. F.; GRASSI, M. T. Changes in copper speciation and geochemical fate in freshwaters following sewage discharges. **Water, air, and soil pollution**, v. 178, n. 1, p. 103-112, 2007.

SOUZA, A. H. de; SOUZA, Filho, F. de A.; CAMELO, D. A.; LEMOS, W. E. D.; CABRAL, S. L. Otimização computacional do tratamento de água em rios no nordeste brasileiro. **XII Simpósio de recursos hídricos do nordeste**, 2014.

SOUZA PORTO, M. F. de. Uma ecologia política dos riscos: princípios para integrarmos o local e o global na promoção da saúde e da justiça ambiental. **Editora FIOCRUZ**, 2007.

SPERLING, M. V. Estudos e modelagem da qualidade da água de rios. **Universidade Federal de Minas Gerais**, 2007.

STREETER, H. W., PHELPS, E. B. A study of the natural purification of the Ohio River. **Public Health Bulletin 146**, U.S. Washington: Public Health Service, 1925.

TCHOBANOGLIOUS, G.; BURTON, F. L. Wastewater Engineering: treatment, disposal, and reuse. **New York: McGraw- Hill**, 1991.

TEODORO, A.; IDE, C. N.; RIBEIRO, M. L.; BROSCH, S. A. O.; SILVA, J. B. D. Implementação do conceito Capacidade de Diluição de Efluentes no modelo de qualidade da água QUAL-UFMG: estudo de caso no Rio Taquarizinho (MS). **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 18, p. 275-288, 2013.

TONON, K. Modelagem da qualidade da água utilizando os modelos Streeter-Phelps e QUAL-UFMG na Bacia do Rio Lambari-Poços de Caldas (MG). **Universidade Federal de Alfenas**, 2014.

USEPA. **Surface Water Models to Assess Exposures**. 2020. Disponível em: <<https://www.epa.gov/ceam/surface-water-models-assess-exposures>>. Acesso em: 09 mar. 2020.

VON SPERLING, M. **Estudos e Modelagem da Qualidade da Água de Rios**. 2. ed. Belo Horizonte: Editora UFMG, 2014.

WANG, Q.; LI, S.; JIA, P.; QI, C.; DING, F. A Review of Surface Water Quality Models. **The Scientific World Journal**, 2013.

WOOD, D. J. User's Manual Computer Analysis of Flow in Pipe Networks Including Extended Period Simulations. University of Kentucky, Lexington, 1980.

ZANDONADI, L. U. Análise de Metodologias de Estimativas de Vazão de Diluição para Subsídio a Processos de Análise de Outorgas de Lançamento de Efluentes. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental). **Universidade Federal do Espírito Santo**, Vitória, 150p, 2011.