



**UNIVERSIDADE FEDERAL DO CEARÁ**  
**CENTRO DE TECNOLOGIA**  
**DEPARTAMENTO DE ENGENHARIA HIDRÁULICA E AMBIENTAL**  
**PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA CIVIL**

**CAMYLLA RACHELLE AGUIAR ARAÚJO**

**ÍNDICE DE QUALIDADE DE EFLUENTE COM PONDERAÇÃO DE VARIÁVEIS  
POR MÉTODO OBJETIVO**

**FORTALEZA**

**2023**

CAMYLLA RACHELLE AGUIAR ARAÚJO

ÍNDICE DE QUALIDADE DE EFLUENTE COM PONDERAÇÃO DE VARIÁVEIS POR  
MÉTODO OBJETIVO

Tese de doutorado apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil da Universidade Federal do Ceará como parte dos requisitos à obtenção do título de doutora em Engenharia Civil (Recursos Hídricos). Área de concentração: Saneamento Ambiental.

Orientadora: Prof<sup>a</sup>. Dra. Marisete Dantas de Aquino.

Coorientador: Prof. Dr. Fernando José Araújo da Silva

FORTALEZA

2023

Dados Internacionais de Catalogação na Publicação  
Universidade Federal do Ceará  
Sistema de Bibliotecas

Gerada automaticamente pelo módulo Catalog, mediante os dados fornecidos pelo(a) autor(a)

---

- A688Í Araújo, Camylla Rachele Aguiar.  
Índice de qualidade de efluente com ponderação de variáveis por método objetivo / Camylla Rachele Aguiar Araújo. – 2023.  
101 f. : il. color.
- Tese (doutorado) – Universidade Federal do Ceará, Centro de Tecnologia, Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil: Saneamento Ambiental, Fortaleza, 2023.  
Orientação: Profa. Dra. Marisete Dantas de Aquino.  
Coorientação: Prof. Dr. Fernando José Araújo da Silva .
1. controle da qualidade ambiental. 2. priorização objetiva. 3. gestão da qualidade de efluentes. 4. índice da qualidade de efluente. I. Título.

CDD 628

---

CAMYLLA RACHELLE AGUIAR ARAÚJO

ÍNDICE DE QUALIDADE DE EFLUENTE COM PONDERAÇÃO DE VARIÁVEIS POR  
MÉTODO OBJETIVO

Tese de doutorado apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil da Universidade Federal do Ceará como parte dos requisitos à obtenção do título de doutora em Engenharia Civil (Recursos Hídricos). Área de concentração: Saneamento Ambiental.

Aprovada em: 20/12/2023

BANCA EXAMINADORA

---

Prof.<sup>a</sup>. Dra. Marisete Dantas de Aquino (Orientadora)  
Universidade Federal do Ceará (UFC)

---

Prof. Dr. Fernando José Araújo da Silva (Coorientador)  
Universidade Federal do Ceará (UFC)

---

Prof. Dr. Francisco Suetônio Bastos Mota (Examinador Interno)  
Universidade Federal do Ceará (UFC)

---

Prof. Dr. Ronaldo Stefanutti (Examinador Interno)  
Universidade Federal do Ceará (UFC)

---

Prof. Dr. Marcus Vinícius Sousa Rodrigues (Examinador Externo)  
Universidade da Integração Internacional da Lusofonia Afro-Brasileira – UNILAB

---

Prof.<sup>ª</sup>. Dr.<sup>a</sup>. Maria Gorethe de Sousa Lima Brito (Examinadora Externa)  
Universidade Federal do Cariri (UFCA)

A Deus.

Aos meus pais, Eudes e Leorne.

## AGRADECIMENTO

Gostaria de agradecer primeiramente a Deus, pelo dom da vida e por me proporcionar saúde e perseverança para alcançar todos os objetivos da minha vida.

Gostaria de expressar minha gratidão a todas as pessoas e instituições que contribuíram para o desenvolvimento desta tese. Sem o apoio e colaboração deles, este trabalho não seria possível.

A minha orientadora Marisete, pela amizade, atenção e por ter se mostrado sempre disponível para ajudar e compartilhar sua sabedoria.

Ao professor Fernando José Araújo da Silva, pela coorientação valiosa, apoio contínuo e pela confiança depositada em mim durante todo o processo de pesquisa. Sua expertise e dedicação foram fundamentais para o sucesso deste trabalho.

Também gostaria de agradecer aos membros da banca examinadora, Prof. Dr. Francisco Suetônio Bastos Mota, Prof. Dr. Ronaldo Stefanutti, Prof. Dr. Marcus Vinícius Sousa Rodrigues e Prof<sup>ª</sup>. Dr<sup>ª</sup>. Maria Gorethe de Sousa Lima Brito, pelas sugestões, críticas construtivas e contribuições para a melhoria deste trabalho. Suas observações foram de grande importância para aprimorar a qualidade desta pesquisa. Também sou grata a todos os meus professores do DEHA, cujas contribuições foram fundamentais para minha formação acadêmica

Agradeço ao departamento de Engenharia Hidráulica e Ambiental da Universidade Federal do Ceará pelo fornecimento de recursos e infraestrutura necessários para a realização deste estudo.

Aos meus pais, Eudes e Leorne, que me ensinaram tudo na vida e me fizeram ser tudo o que sou hoje. Sem o amor e apoio de vocês, eu não teria alcançado este momento significativo em minha jornada acadêmica. Agradeço também ao meu irmão, Erick, cujo exemplo de estudo, perseverança e dedicação me inspiraram ao longo dessa trajetória.

Ao meu noivo, Antunes Filho, por todo amor, carinho, incentivo, apoio emocional e suporte constante que foram fundamentais para que eu pudesse me dedicar aos estudos e superar os desafios encontrados.

As minhas avós, cunhada, sobrinhas, tios, primos e amigos, que tanto torceram por mim nesta empreitada, agradeço o encorajamento ao longo dessa jornada acadêmica.

Aos meus queridos amigos do POSDEHA, meus "migles", Jéssyca, Thaís, Gilmar, Ricardo e Plínio que fizeram esta caminhada ser marcada por momentos de aprendizado, apoio, conversas, discussões e risos.

A Universidade Federal do Maranhão, instituição onde eu sou servidora, agradeço ao apoio de todos, em especial a Coordenação do Curso de Engenharia Ambiental e Sanitária, aos colegas e alunos.

A todos os mencionados e a todos aqueles que de alguma forma contribuíram, meu sincero agradecimento. Sua ajuda e apoio foram indispensáveis para o sucesso deste projeto.

*"Apressa-te a viver bem e pensa que cada dia  
é, por si só, uma vida."*

*(Sêneca)*

## RESUMO

A gestão sustentável dos recursos hídricos demanda o controle eficiente da qualidade dos efluentes lançados nos corpos d'água. Este trabalho teve como objetivo desenvolver uma metodologia para a construção do Índice de Qualidade de Efluentes (IQEF) e o Nível de Qualidade do Efluente (NQEF) utilizando entropia para ponderação objetiva das variáveis. O IQEF e o NQEF são ferramentas valiosas para avaliar tecnologias de tratamento e subsidiar ações de melhoria. Para isto, foram selecionados sete parâmetros, baseados em estudos prévios e legislação ambiental brasileira: Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO), Demanda Química de Oxigênio (DQO), Sólidos Suspensos Totais (SST), Nitrogênio Amoniacal (NAM), Nitrogênio Total (N), Fósforo Total (P) e Coliformes Termotolerantes (CTT). O estudo consistiu na normalização de dados de 13 tecnologias de tratamento de esgotos a fim de permitir comparações adequadas entre diferentes situações. Em seguida, calculou-se a entropia das variáveis nos efluentes bruto e tratado para determinar os pesos. O modelo final agrega os subíndices ponderados, gerando um IQEF entre 0-100 e um NQEF entre 1-5 que são classificados em cinco categorias. Para os índices foram avaliados a qualidade quanto ao atendimento das legislações de lançamento de acordo com as seguintes faixas de atendimento: excelente (IQEF 91-100; NQEF 5), bom (IQEF 71-90; NQEF 4), satisfatório (IQEF 50-70; NQEF 3), não-satisfatório (IQEF 25-49; NQEF 2) e péssimo (IQEF 1-24; NQEF 1). Para validação, realizou-se aplicação com dados reais de estações de tratamento utilizando sete modelos dos trinta e quatro que foram propostos. Os resultados demonstraram a eficiência da abordagem em representar a qualidade do efluente de forma abrangente e robusta. O método da entropia se mostrou apropriado para ponderação objetiva levando em conta a variabilidade dos dados. O IQEF e o NQEF propostos podem apoiar a tomada de decisão e o gerenciamento do tratamento de efluentes, auxiliando na seleção de tecnologias adequadas e identificação de parâmetros críticos.

**Palavras-Chave:** controle da qualidade ambiental; priorização objetiva; gestão da qualidade de efluentes; índice da qualidade de efluente.

## ABSTRACT

The sustainable management of water resources requires efficient control of the quality of effluents released into water bodies. This work aimed to propose an Effluent Quality Index (EQI) and the Effluent Quality Level (EQL) using entropy for objective weighting of the variables. The EQI and EQL are valuable tools for evaluating treatment technologies and supporting improvement actions. For this, seven parameters were selected, based on previous studies and Brazilian environmental legislation: Biochemical Oxygen Demand (BOD), Chemical Oxygen Demand (COD), Total Suspended Solids (TSS), Ammonia Nitrogen (AN), Total Nitrogen (N), Total Phosphorus (P) and Thermotolerant Coliforms (TC). The study consisted of normalizing data from 13 sewage treatment technologies in order to allow adequate comparisons between different situations. Then, the entropy of variables in the raw and treated effluents was calculated to determine the weights. The final model aggregates the weighted sub-indices, generating an EQI between 0-100 and an EQL between 1-5 that are classified into five categories. For the indices, the quality of compliance with launch legislation was assessed according to the following service ranges: excellent (EQI 91-100; EQL 5), good (EQI 71-90; EQL 4), satisfactory (EQI 50- 70; EQL 3), unsatisfactory (EQI 25-49; EQL2) and very bad (EQI 1-24; EQL 1). For validation, we carried out the application with real data from treatment plants using seven models out of the thirty-four that were proposed. The results improved the efficiency of the approach in representing effluent quality in a comprehensive and robust way. The entropy method is satisfactory for objective weighting taking into account data variability. EQI and EQL propose to support decision-making and management of effluent treatment, assisting in the selection of specific technologies and the identification of critical parameters.

**Keywords:** environmental quality control; objective prioritization; effluent quality management; effluent quality index.

## LISTA DE QUADROS

Quadro 1 – Tipificação do estudo.....	45
Quadro 2 – Parâmetros de qualidade do efluente incluídos nos modelos de IQEF e do NQEF do efluente bruto e tratado.....	62

## LISTA DE FIGURAS

Figura 1 – Fluxograma esquemático e sequencial do estudo .....	46
Figura 2 – Estrutura geral do modelo IQE <sub>F</sub> e NQE <sub>F</sub> .....	47
Figura 3 – Matriz de Pearson das variáveis dos esgotos bruto (a) e tratado (b) empregadas no estudo de desenvolvimento de Índice de Qualidade de Efluente (IQE <sub>F</sub> ) e do Nível de Qualidade de Efluente (NQE <sub>F</sub> ) .....	68
Figura 4 – Gráfico biplot das componentes principais (CP1 e CP2) dos conjuntos de variáveis dos esgotos bruto (a) e tratado (b) empregados no estudo de desenvolvimento de Índice de Qualidade de Efluente (IQE <sub>F</sub> ) e do Nível de Qualidade de Efluente (NQE <sub>F</sub> ).....	70

## LISTA DE TABELAS

Tabela 1 – Pesquisas com diferentes tecnologias de tratamento de efluentes.....	49
Tabela 2 – Normalização dos dados do efluente bruto.....	50
Tabela 3 – Normalização dos dados do efluente tratado. ....	51
Tabela 4 – Equações dos subíndices para o IQEF .....	54
Tabela 5 – Classificação do nível de qualidade do efluente.....	58
Tabela 6 – Classificação do índice de qualidade do efluente .....	59
Tabela 7 – Padrões de lançamentos no Brasil. ....	60
Tabela 8 – Resumo descritivo das características das variáveis constituintes dos esgotos bruto e tratado considerados no estudo de desenvolvimento de IQEF e do NQEF.....	65
Tabela 9 – Cálculo da entropia dos dados do efluente bruto.....	71
Tabela 10 – Cálculo da entropia dos dados do efluente tratado. ....	71
Tabela 11 – Peso da entropia efluente bruto e tratado.....	74
Tabela 12 – Ponderação de variáveis componentes nas distintas configurações do NQEF e IQEF, de acordo com o esgoto bruto (EB). ....	77
Tabela 13 – Ponderação de variáveis componentes nas distintas configurações do NQEF e IQEF, de acordo com o esgoto tratado (ET). ....	78
Tabela 14 – Tecnologias de tratamento de efluentes para aplicação do NQEF e IQEF. ....	80
Tabela 15 – Ponderação de variáveis com o modelo M <sub>5</sub> configurações do NQEF e IQEF.....	81
Tabela 16 – Ponderação de variáveis com o modelo M <sub>8</sub> configurações do NQEF e IQEF.....	81
Tabela 17 – Ponderação de variáveis com o modelo M <sub>9</sub> configurações do NQEF e IQEF.....	82
Tabela 18 – Ponderação de variáveis com o modelo M <sub>17</sub> configurações do NQEF e IQEF. ...	82
Tabela 19 – Ponderação de variáveis com o modelo M <sub>23</sub> configurações do NQEF e IQEF. ...	82
Tabela 20 – Ponderação de variáveis com o modelo M <sub>24</sub> configurações do NQEF e IQEF. ...	82
Tabela 21 – Ponderação de variáveis com o modelo M <sub>25</sub> configurações do NQEF e IQEF. ...	83

## LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

ABNT	Associação Brasileira de Normas Técnicas
AC	Análise de Correlação
AHP	Análise Hierárquica de Processo
ANA	Agência Nacional das Águas
APHA	Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater
BRM	Biorreator a membrana
CETESB	Companhia Ambiental do Estado de São Paulo
CF	Coliformes Fecais
CCME	Canadian Council of Ministers of the Environment Index
COEMA	Conselho Estadual de Meio Ambiente
CONAMA	Conselho Nacional do Meio Ambiente
CRITIC	Criteria Importance Through Intercriteria Correlation
CTT	Coliformes Termotolerantes (NMP/100 mL)
CV	Coefficiente de variação
DBO	Demanda Bioquímica de Oxigênio (mg/L)
DD	Decanto-digestor
DQO	Demanda Química de Oxigênio (mg/L)
Ej	Entropia da Informação
ETEs	Estações de Tratamento de Esgotos
FA	Análise Fatorial
FAN	Filtro Anaeróbio
FBA	Filtro Biológico Aerado
FBBR	Reator de Leito Fluidizado
FP	Filtro de Pedra
HCA	Análise de Cluster Hierárquico
IQA	Índice de Qualidade da Água
IQANSF	Índice de Qualidade da Água Fundação Nacional de Saneamento
IQACETESB	Índice de Qualidade da Água Companhia Ambiental do Estado de São Paulo
IQEF	Índice de Qualidade do Efluente
IQEP	Índice de Qualidade do Efluente Ponderado pela Entropia

LA	Lagoa Anaeróbia
LAT	Lodos Ativados
LE	Lagoa de Estabilização
LF	Lagoa Facultativa
LGA	Lodo Granular Aeróbio
MBBR	Reator de Biofilme de Leito Móvel
MW	<i>Mean Weight</i>
N	Nitrogênio Total
NAM	Nitrogênio Amoniacal
NQEF	Nível de Qualidade do Efluente
NSF	<i>National Sanitation Foundation</i>
OD	Oxigênio dissolvido (mg/L)
OECD	<i>Organisation for Economic Co-operation and Development</i>
OMS	Organização Mundial de Saúde
P	Fósforo Total
PCA	Análise de Componentes Principais
pH	Potencial hidrogeniônico
POSDEHA	Programa de Pós-Graduação em Engenharia Hidráulica e Ambiental
RAG	Reator Granular Aeróbio
RBC	<i>Rotating Biological Contactor</i>
RSB	Reator de Batelada Sequencial
SD	<i>Standard Deviation</i>
SNIS	Sistema Nacional de Informação sobre Saneamento
SST	Sólidos Suspenso Totais (mg/L)
SVP	<i>Statistical Variance Procedure</i>
TS	Tanque séptico
UASB	<i>Upflow Anaerobic Sludge Blanket</i>
UFC	Universidade Federal do Ceará
WET	<i>Wetland</i>
Wj	Peso da Entropia
WQIs	<i>Water Quality Indices</i>

## LISTA DE EQUAÇÕES

Equação 1.....	36
Equação 2.....	37
Equação 3.....	42
Equação 4.....	43
Equação 5.....	43
Equação 6.....	43
Equação 7.....	44
Equação 8 .....	48
Equação 9.....	51
Equação 10.....	52
Equação 11.....	52
Equação 12 .....	52
Equação 13.....	52
Equação 14.....	52
Equação 15.....	56
Equação 16.....	56
Equação 17.....	57
Equação 18.....	57

## SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO .....	19
1.1	Motivação do estudo e importância .....	19
1.2	Hipóteses da tese .....	21
1.3	Objetivos.....	21
1.3.1	<i>Objetivo geral.....</i>	<i>21</i>
1.3.2	<i>Objetivos específicos.....</i>	<i>21</i>
1.4	Estrutura e apresentação da tese .....	22
2	REVISÃO BIBLIOGRÁFICA.....	23
2.1	Importância do tratamento de esgotos .....	23
2.2	Perfis tecnológicos e desempenho de Estações de Tratamento de Esgotos .....	24
2.2.1	<i>Sistemas de custo operacional elevado .....</i>	<i>25</i>
2.2.2	<i>Sistemas de baixo custo operacional.....</i>	<i>26</i>
2.3	Controle da qualidade de água dos efluentes.....	28
2.4	Índices de qualidade de água.....	31
2.4.1	<i>Prospecto dos índices de qualidade de água.....</i>	<i>31</i>
2.4.2	<i>Tipos de índices de qualidade de água.....</i>	<i>33</i>
2.4.3	<i>Principais modelos de agregação para índices de qualidade de água.....</i>	<i>36</i>
2.4.4	<i>Índice de qualidade de efluente.....</i>	<i>37</i>
2.5	Ponderação de variáveis.....	39
2.5.1	<i>Classes de métodos de ponderação. ....</i>	<i>39</i>
2.5.2	<i>Principais métodos de ponderação objetiva.....</i>	<i>41</i>
3	METODOLOGIA .....	45
3.1	Tipificação do estudo.....	45
3.2	Estruturação do trabalho.....	45
3.2.1	<i>Estrutura do modelo de índice de qualidade do efluente e do nível de qualidade do efluente.....</i>	<i>46</i>
3.3	Caracterização do esgoto .....	47
3.3.1	<i>Caracterização do esgoto bruto e tratado .....</i>	<i>47</i>
3.3.2	<i>Método da entropia.....</i>	<i>51</i>
3.4	Estimativa de Pesos .....	53
3.5	Subindexação .....	53

<b>3.6</b>	<b>Proposição geral do Índice de Qualidade de Efluentes (IQEF) e do Nível de Qualidade do Efluente (NQEF)</b> .....	<b>54</b>
<i>3.5.1</i>	<i>Parâmetros, classes e intervalos do IQEF e do NQEF</i> .....	<i>57</i>
<i>3.5.2</i>	<i>Classes dos Parâmetros</i> .....	<i>59</i>
<i>3.5.3</i>	<i>Seleção das variáveis para o IQEF e NQEF</i> .....	<i>61</i>
<b>4</b>	<b>RESULTADOS E DISCUSSÃO</b> .....	<b>64</b>
<b>4.1</b>	<b>Caracterização dos efluentes bruto e tratado</b> .....	<b>64</b>
<i>4.1.1</i>	<i>Análise Estatística</i> .....	<i>64</i>
<i>4.1.2</i>	<i>Matriz de Pearson</i> .....	<i>67</i>
<i>4.1.3</i>	<i>Perda da Informação e Pesos</i> .....	<i>73</i>
<i>4.1.4</i>	<i>Associação entre variáveis</i> .....	<i>75</i>
<b>4.2</b>	<b>Aplicação Demonstrativa</b> .....	<b>79</b>
<b>5.</b>	<b>CONCLUSÕES</b> .....	<b>87</b>
<b>6.</b>	<b>SUGESTÕES PARA TRABALHOS FUTUROS</b> .....	<b>88</b>
	<b>REFERÊNCIAS</b> .....	<b>89</b>

# 1 INTRODUÇÃO

Neste tópico, será realizada uma análise abrangente do índice de qualidade dos efluentes, abordando aspectos gerais fundamentais. Serão exploradas hipóteses relevantes para a compreensão do tema, delineados objetivos gerais e específicos para embasar a pesquisa, e conclui-se com a apresentação da estrutura a ser seguida da tese.

## 1.1 Motivação do estudo e importância

O tema sustentabilidade tem chamado atenção nos últimos anos por meio de órgãos ambientais e organizações diversas em todo o mundo. Isso tem destaque quanto à prevenção e redução da poluição dos elementos básicos do meio ambiente, como água, ar, e solo, bem como das técnicas de tratamento (Furley *et al.*, 2018). No caso dos corpos aquáticos, esses enfrentam severa e crescente deterioração devido à descarga de águas residuárias, o que resulta em um aumento notável de contaminantes, tais como, turbidez, corantes, nutrientes, fenóis, poluentes orgânicos, vírus e bactérias, entre outros (Mohammed *et al.*, 2020).

A gestão das águas residuárias é basilar na proteção da saúde pública e do meio ambiente. Uma gestão de efluentes mais eficiente torna a sustentabilidade mais visível. Permite ainda alcançar melhores práticas para construir especificações padronizadas para a coleta e transporte de águas residuárias nas redes coletoras, e de forma semelhante, através do desempenho de estações de tratamento de esgotos. A sustentabilidade nos projetos de tratamento de efluentes deve ser determinada por uma melhor avaliação da eficiência operacional, econômica e ambiental (Mota, 2012).

Sob o contexto acima, as instalações de tratamento de águas residuárias demandam custo operacional e de manutenção, e contribuirão com tensões de emissões diversos além do próprio efluente tratado. Os impactos, positivos e negativos, afetam muito a sustentabilidade local e global, seja na construção, operação ou na vida útil do projeto e, portanto, merecem discussão (Muga; Mihelcic, 2008).

Ao serem considerados os crescentes impactos local e global de estratégias de gestão ambiental, impõe-se a necessidade de configurações tecnológicas de tratamento de águas residuárias cujo desempenho seja equilibrado pela sustentabilidade ambiental, econômica e social.

Concomitantemente, um instrumento importante da gestão de águas é a avaliação da qualidade dos recursos hídricos. Em geral, é considerada em função da qualidade demandada, porém, emprega-se um índice de qualidade da água (IQA), cujo escopo é mais amplo. Trata-se de um índice agregado – aditivo ou produtivo - que incorpora dados de distintos parâmetros de qualidade, que refletem a influência combinada nas características gerais da água (Tiwari; Mishra, 1985). Vários índices de qualidade da água foram desenvolvidos para resumir os dados de qualidade da água em um formato facilmente exprimível e de fácil compreensão. Os parâmetros são ponderados de acordo com sua importância percebida para a qualidade geral da água. O IQA reflete a média ponderada dos escores de todas as observações de interesse (Tsegaye *et al.*, 2006).

Assim, em relação ao tratamento de águas residuárias, importa verificar a qualidade dos despejos, através de índice de qualidade de efluente. Uma vez que efluente é água em sua essência, a avaliação da qualidade é definida através da natureza física, química e biológica em relação à qualidade natural, dos potenciais efeitos aos humanos, outras espécies e usos pretendidos.

A qualidade do efluente de um sistema de tratamento de esgoto é um fator crítico sobre os corpos receptores e, portanto, na garantia representação do desempenho do sistema. As concentrações de poluentes e contaminantes em efluentes são normalmente especificadas em diretrizes e padrões regulatórios. Nesse sentido, o índice da qualidade do efluente seria uma ferramenta eficaz para verificar a qualidade dos sistemas de tratamento nas unidades de gestão das águas, que são as bacias hidrográficas.

Diante do exposto, entende-se que os índices de qualidade de água são bem disseminados como instrumento de gestão. Entretanto, comparativamente, estudos sobre índices de qualidade de efluentes são ainda incipientes. Cabe destacar ainda, que a diversidade tecnológica dos perfis de tratamento de esgotos resulta em grande espectro de conteúdo dos efluentes. Também, os constituintes dos efluentes não estão sujeitos aos mesmos processos e taxas de remoção nas diferentes formas de tratamento. Não há uniformidade no conteúdo, de maneira que há um outro desafio, que é a correta ponderação das variáveis componentes de um índice de qualidade de efluente. A ponderação está sujeita às incertezas, mas a aplicação de método objetivo, que empregue as próprias informações quantitativas disponíveis, permite uma melhor representação da realidade. A proposta do presente estudo é tratar do índice de qualidade do efluente com ênfase sobre uma técnica de ponderação objetiva da qualidade do efluente.

## 1.2 Hipóteses da tese

A avaliação da qualidade do efluente é essencial e está diretamente relacionada à saúde humana. Fornece informações básicas para o estabelecimento de programas de monitoramento de longo prazo e para o desenvolvimento sustentável. Contudo, para a garantia de atendimento é necessário um sistema de avaliação e controle. Sob tal lógica, o índice de qualidade do efluente é um recurso importante para avaliar as tecnologias de tratamento.

A Entropia de Shannon (1948) é uma abordagem eficaz para determinar o peso dos parâmetros físico-químicos e microbiológicos de efluentes sanitários. Combinar o peso de variável com base em entropia e o índice de qualidade do efluente é uma abordagem eficiente. Essa pode efetivamente atribuir os pesos dos parâmetros e, como resultado, apresentar resultados assertivos e precisos na avaliação da qualidade de efluentes.

A tecnologia de tratamento de efluente reflete o índice de qualidade de efluente, tendo em vista que favorece à remoção mais eficiente de determinados parâmetros poluentes. Conseqüentemente, pode avaliar a adequabilidade deles na inferência da qualidade do efluente.

## 1.3 Objetivos

### 1.3.1 *Objetivo geral*

Desenvolver uma metodologia para a construção de Índice de Qualidade do Efluente, empregando o método de Entropia de Shannon (1948) para ponderar variáveis constituintes, a partir do conteúdo da qualidade de efluentes de estações de tratamento de efluentes sanitários.

### 1.3.2 *Objetivos específicos*

1. Propor um Índice de Qualidade do Efluente (IQEF) e o Nível de Qualidade do Efluente (NQEF), com base em categorização, relativos aos despejos de efluentes de estações de tratamento de esgotos sanitários;
2. Aplicar o método de Entropia de Shannon (1948) para ponderar variáveis constituintes do IQEF e do NQEF;
3. Selecionar variáveis descritivas mais representativas dos índices apontados;

4. Demonstrar a aplicação dos índices propostos em programa de monitoramento de estações em escala real.

#### **1.4 Estrutura e apresentação da tese**

A presente tese está estruturada em seis partes. Inicia-se com o capítulo de Introdução, em que se abordam aspectos gerais referentes ao índice de qualidade dos efluentes; são apresentadas as hipóteses, definidos os objetivos gerais e específicos, e finaliza com a apresentação de sua estrutura.

Posteriormente, segue a Revisão Bibliográfica norteada pela relevância do tratamento de efluentes, perfis tecnológicos de estações de tratamento de esgotos, importância do controle da qualidade da água e de efluentes e os índices de qualidade da água e efluentes. Ressalta ainda, os principais métodos de ponderação objetiva de variáveis.

O terceiro capítulo contém a Metodologia da tese, com a tipificação do estudo, a caracterização de diferentes tipologias de estações de tratamento de esgotos. Em seguida, são abordados os procedimentos utilizados na construção do trabalho.

No quarto capítulo incluem-se os Resultados e Discussão, que ocorre em três momentos:

- a) Peso das variáveis – Método da Entropia de Shannon (1948);
- b) Variáveis de maior e menor sensibilidade;
- c) Demonstração de aplicação e discussão comparativa.

O quinto capítulo apresenta as Conclusões da pesquisa e, por fim, as Referências utilizadas constam na sexta e última parte do texto, seguido dos Apêndices relativos à pesquisa aqui desenvolvida.

## 2 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

Este tópico, será focado na importância do tratamento de efluentes, nos diferentes perfis tecnológicos das estações de tratamento de esgotos, na relevância do controle da qualidade da água e dos efluentes, além de abordar os índices que avaliam essa qualidade. Serão destacados os principais métodos de ponderação objetiva de variáveis para análise crítica e comparativa.

### 2.1 Importância do tratamento de esgotos

No Brasil o acesso ao saneamento ainda é precário, pois, de acordo com os dados publicados em 2022 pelo Sistema Nacional de Saneamento (SNIS), apenas 55,8% da população tinha alcance à coleta de esgoto (SANEAMENTO, 2022). Isso representava 121 milhões de brasileiros que não eram atendidos por este serviço. Os investimentos em saneamento influenciam diretamente na saúde das pessoas e no meio ambiente, bem como nos gastos públicos, na economia e na educação.

O descarte inapropriado de esgoto é responsável pela contaminação de solos, mananciais de água e até mesmo do ar atmosférico. Sob o aspecto sanitário o destino adequado dos dejetos humanos objetiva controlar e prevenir doenças, soluções essas que visam: evitar a poluição do solo e dos mananciais de abastecimento de água; impedir o contato de vetores com as fezes; proporcionar o conforto e atender ao senso estético; favorecer a promoção de novos hábitos higiênicos na população.

Existem muitas lacunas na valorização do saneamento e de sua importância nas grandes metrópoles. A diarreia permanece como o principal indicador de comprometimento da saúde por via hídrica, uma vez que é entendida como sinal comum a diversas patologias comparadas a este serviço (WHO; UNICEF, 2017). Ademais, bactérias patogênicas encontradas nos esgotos que são despejados nos rios também estão ligadas a doenças relacionadas às condições precárias de saneamento (Carvalho *et al.*, 2020), tais como enfermidades associadas com a hepatite A (Farias, 2020). Destacam-se ainda o cólera, infecções gastrintestinais, febre tifoide, poliomielite, amebíase, esquistossomose e shigelose como as principais doenças ligadas à poluição hídrica doméstica e falta de tratamento adequado de esgotamento sanitário (Mendonça; Motta, 2005).

Vírus semelhantes ao SARS CoV-2 persistem em águas naturais e no esgoto por mais de 10 dias, existindo a possibilidade de contaminação por meio de gotículas provenientes do esgoto infectado (Soares *et al.*, 2020). Embora não haja relatos de que o vírus transmissor da COVID-19 tenha sido detectado na água de abastecimento público, cujo tratamento inclui a etapa de desinfecção, sabe-se que quanto maior o acesso aos serviços de saneamento, menor a incidência de COVID-19 (Aquino, 2020). Essa constatação ressalta a importância da necessidade de toda a população aos adequados serviços de abastecimento de água potável e de esgotamento sanitário, tal como preconizado na universalização do saneamento básico, visando à preservação da saúde pública.

Por fim, há ainda os termos microcontaminantes ou micropoluentes, que também se aplicam aos contaminantes emergentes, derivam da ocorrência de tais compostos no meio ambiente em concentrações da ordem de microgramas por litro ou inferiores (Gogoi *et al.*, 2018). Esse grupo de contaminantes inclui os fármacos de diversas classes (*e.g.* analgésicos; antibióticos; reguladores lipídicos; anti-inflamatórios; hormônios sintéticos), substâncias utilizadas em produtos de limpeza e higiene pessoal, compostos aplicados na produção de resinas e plásticos, além de hormônios naturais e outros. O monitoramento de microcontaminantes no meio ambiente vem sendo pesquisado desde o fim da década de 1970 (Hignite; Azarnoff, 1977; Aherne; English; Marks, 1985), pois efeitos como toxicidade aquática, genotoxicidade, perturbação endócrina em animais, seleção de bactérias patogênicas resistentes, entre outros (Halling-Sorensen *et al.*, 1998; Kim *et al.*, 2007; Kümmerer, 2010; Gogoi *et al.*, 2018) já foram amplamente reconhecidos.

## **2.2 Perfis tecnológicos e desempenho de estações de tratamento de esgotos**

As Estações de Tratamento de Esgotos (ETEs) visam reduzir as cargas de sólidos, matéria orgânica, nutrientes e contaminantes diversos em ambientes aquáticos. A escolha do tipo de ETE a ser implantada em um determinado local é uma questão de Engenharia, Saúde Pública e qualidade do meio ambiente. Deve-se considerar não apenas as instalações físicas para produzir efluente de qualidade, mas também condições de minimização de custos associados à mão-de-obra, energia, estabilização de subprodutos e disposição final, e determinar o nível de qualidade do efluente final (Metcalf; Eddy, 2015).

### ***2.2.1 Sistemas de custo operacional elevado***

Van Hanndel e Van Der Lubbe (2012) relatam que a tecnologia de lodo ativado é a forma de tratamento biológico de águas residuárias mais utilizada no mundo. No entanto, ela requer diversas operações unitárias de tratamento quando se visa à remoção de nutrientes, o que resulta em maiores custos de instalação e operação, demanda de área, além de maiores gastos energéticos. Mesmo para remoção somente de matéria orgânica (DBO e DQO) a tecnologia de lodo ativado implica custo e complexidade.

Ao analisar a questão de fluxo, os reatores sequenciais em batelada (RBS) são classificados como reatores intermitentes. Ao longo do tratamento a alimentação por esgoto afluente e a saída de efluente tratado são interrompidas durante a reação. Se comparados aos lodos ativados, a cadeia de processos esperadas para diversos sistemas torna-se uma sequência operacional em um único reator (Von Sperling, 2012). Contudo, a implantação de tratamentos de fluxo não contínuo pode requerer a construção de reatores sequenciados e/ou tanques de equalização de modo a atender o volume de esgoto afluente a uma ETE (Metcalf; Eddy, 2015).

Algumas tecnologias emergentes de tratamento de esgotos vêm surgindo, como a de lodo granular aeróbio (LGA), apontada como uma das mais promissoras da atualidade (Nancharaiah; Reddy, 2018). Os reatores com grânulos aeróbios têm usualmente alta eficiência de remoção de matéria orgânica e nutrientes, elevada concentração de biomassa no reator e capacidade de suportar altas cargas orgânicas (Rollemberg *et al.*, 2020), não requerendo uso de material suporte. Nesse sentido, além da utilização em novas estações de tratamento de esgoto (ETE), alguns autores propõem o seu uso como alternativa a sistemas de lodo ativado nos quais haja a presença de lodo floculento com más características de sedimentabilidade (Van Haandel; Van Der Lubbe, 2012).

Os primeiros registros referentes ao processo de crescimento de sólidos em suspensão com formato granular, sem o emprego de material suporte, datam dos anos de 1980. Eram sistemas de tratamento anaeróbios dos esgotos, porém somente em 1997 foram observados em um sistema aerado (Morgenroth *et al.*, 1997). Liu *et al.* (2010) descrevem que a melhor configuração para formação de grânulos aeróbios são os reatores de batelada sequencial. Nos RBS com lodo granular aeróbio, o conjunto operacional dispensa a necessidade de decantadores secundários, e filtragem, para separação efetiva entre sólidos e o volume líquido tratado. Deste modo, tanto as reações aeróbias, anóxicas e anaeróbias quanto sedimentação são condensados a um único reator (Franca *et al.*, 2018).

Outros sistemas muito utilizados e que se valem do crescimento espesso da biomassa são os reatores de biofilme de leito móvel (MBBR, do inglês *Moving Bed Biofilm Reactor*), reatores de biofilme de leito fluidizado (FBBR, do inglês *Fluidized Bed Biofilm Reactor*) e filtros percoladores. Liu *et al.* (2010) apontam que apesar de apresentarem bons resultados, o crescimento da biomassa em um meio suporte implica em reduções significativas do volume útil do reator além dos custos com aquisição e manutenção do material de preenchimento dos reatores. Desta maneira, o avanço proposto pelo LGA permite o melhor aproveitamento do espaço dedicado ao tratamento, com menores custos operacionais.

### **2.2.2 Sistemas de baixo custo operacional**

No Brasil, o interesse no desenvolvimento de tecnologias de baixo custo para o tratamento de esgotos domésticos e efluentes industriais é tema premente. Isso se deve principalmente à necessidade de expansão dos serviços de saneamento para populações de baixa renda e pequenas comunidades, onde os sistemas convencionais de tratamento por lodos ativados apresentam custos elevados de implantação e operação (Noyola *et al.* 2012).

Dentre as alternativas de baixo custo operacional para o tratamento de esgotos, destacam-se os reatores anaeróbios, as lagoas de estabilização, o decanto-digestor associado a filtro anaeróbio e os *wetlands* construídos. Essas tecnologias são baseadas em processos naturais, demandando menos energia elétrica e menor nível de mecanização. Além disso, a simplicidade operacional e a baixa geração de lodo excedente são fatores que contribuem para a redução dos custos (Jordão; Pessôa, 2014).

Os reatores anaeróbios realizam o tratamento de esgotos pela ação de microorganismos na ausência de oxigênio. Dentre as configurações anaeróbias, o reator UASB (*Upflow Anaerobic Sludge Blanket*) se destaca por apresentar eficiência de remoção de DBO na faixa de 60-80% com tempo de detenção hidráulica entre 6-10 horas (Von Sperling, 2014).

O reator UASB é constituído por um tanque de sedimentação na parte inferior e um digestor na parte superior. O esgoto afluente é distribuído pelo fundo e atravessa o manto de lodo formado por micro-organismos anaeróbios. O biogás produzido é coletado no topo do reator por um separador trifásico. Entre as vantagens do sistema estão o baixo consumo de energia, a produção de biogás aproveitável e a operação com baixa produção de lodo (Jordão; Pessôa, 2014).

A tecnologia UASB é uma alternativa para pequenas comunidades e pode ser precedida por tratamento preliminar como tanques sépticos e filtros anaeróbios. Estudos indicam que reatores UASB com tempo de detenção de 6-10 horas removem de 60 a 80% da DBO afluente e são uma opção adequada para eficiências de remoção de DBO da ordem de 70% (Von Sperling, 2014).

As lagoas de estabilização são lagoas artificiais utilizadas para o tratamento de esgotos domésticos por meio da ação conjunta de processos físicos, químicos e biológicos. Apresentam como principais vantagens a simplicidade operacional, os baixos custos de implantação e manutenção, a tolerância a variações de carga e a não necessidade de equipamentos eletromecânicos (Von Sperling, 2014).

O sistema de lagoas de estabilização geralmente é composto por uma série de 3 ou 4 lagoas em série: anaeróbia, facultativa e de maturação. A remoção de DBO ocorre inicialmente por processos anaeróbios e posteriormente aeróbios. As eficiências típicas de remoção de DBO são de 70 a 85% para tempo de detenção total de 20-30 dias (Jordão; Pessôa, 2014).

As lagoas de estabilização são uma alternativa de tratamento para pequenas comunidades por dispensarem equipamentos eletromecânicos, apresentarem baixo custo de implantação e operação simplificada. Contudo, requerem grandes áreas e um adequado controle operacional para evitar maus odores e proliferação de vetores (Von Sperling, 2014).

O tratamento de esgotos por meio do sistema de decanto-digestor (DD), que inclui tanques sépticos ou fossas sépticas, envolve a utilização de um compartimento destinado à decantação e digestão dos resíduos. Este processo é capaz de alcançar uma remoção de DBO que varia geralmente entre 30% e 55%, conforme indicado por Mota (2012). Von Sperling (2014), sugere eficiências de remoção de DBO e DQO na faixa de 25% a 35%. Durante um período de retenção de aproximadamente 12 a 24 horas, ocorre uma sedimentação de 55% a 65% dos sólidos em suspensão, acompanhada de uma redução de volume devido à hidrólise dos sólidos voláteis, que gera gases e líquidos com características orgânicas, como explicado por Monteiro (2009).

Os decanto-digestores podem assumir diferentes formatos, como cilíndricos ou prismáticos, e podem consistir em câmaras únicas ou em câmaras em série. O efluente tratado pode ser direcionado para sumidouros, valas de infiltração, filtração ou até mesmo para um filtro anaeróbio. Embora essa tecnologia apresente eficiência limitada, especialmente na remoção de patógenos, ela produz um efluente com qualidade razoável, que pode ser

direcionado para um processo de pós-tratamento ou descarte adequado (Monteiro, 2009; Mota, 2012).

O filtro anaeróbio (FAN) representa uma alternativa para o tratamento de esgoto, constituindo uma unidade de tratamento biológico em que o esgoto é direcionado através de uma camada de brita graúda por fluxo ascendente. Após o tratamento no FAN, o efluente resultante é adequado para ser lançado em um corpo hídrico (Mota, 2012). Segundo Von Sperling (2014), a combinação do sistema de decanto-digestor (DD) com o FAN pode fornecer remoções significativamente de DBO, atingindo valores que variam de 60% a 75%.

Os *wetlands* construídos, ou banhados artificiais, são ecossistemas aquáticos projetados para remover poluentes de águas residuárias. A combinação de substratos filtrantes, vegetação aquática, microrganismos e meio aquático promove diversos processos de remoção de poluentes (Kadlec; Wallace, 2008).

Existem dois tipos principais de *wetlands*: de fluxo superficial (*FWS*), onde a água flui acima do meio suporte, e de fluxo subsuperficial (*FSS*), com o fluxo abaixo da superfície. Os *wetlands* de *FSS* apresentam vantagens como o controle de odores, mosquitos e plantas flutuantes indesejadas (Uggetti *et al.* 2010).

Os *wetlands* são alternativas de tratamento de baixo custo, podendo atingir remoções médias de DBO da ordem de 70 a 95%. Requerem pouca ou nenhuma energia elétrica e são adequados para pequenas comunidades pela operação simplificada e pouca necessidade de manutenção periódica. A desvantagem é a área requerida, tipicamente de 2 a 5 m<sup>2</sup>/habitante (*Ibid.*).

Portanto, as tecnologias anaeróbias, lagoas e *wetlands* se apresentam como opções de baixo custo operacional para comunidades de pequeno porte, sendo importantes alternativas sustentáveis aos sistemas aeróbios convencionais. A seleção da tecnologia mais adequada dependerá das condições locais, eficiência requerida e restrições de área e custos.

### **2.3 Controle da qualidade de efluentes**

A qualidade da água superficial está relacionada às condicionantes naturais e antrópicas. As condicionantes naturais são compostas por regime de chuvas, geologia, escoamento superficial e cobertura florestal. Já as condicionantes antrópicas são relativas ao lançamento de efluentes, tanto de fontes pontuais como difusas, manejo do solo, entre outros (ANA, 2017; Piazza *et al.*, 2018).

O monitoramento ambiental de longo prazo possibilita o conhecimento de tendências de evolução da qualidade, viabilizando o diagnóstico do corpo de água (Piazza *et al.*, 2018). Com o intuito de traçar os planos de ação, para implementar a governança dos recursos hídricos, é necessário saber a qualidade atual e o uso previsto para as águas, para que se possa estabelecer os requisitos necessários de melhoria.

O Brasil contempla, no âmbito da legislação ambiental, uma série de leis que estão em vigência no país. A Lei Federal nº 9.433/97 estabelece que a água encontrada no território brasileiro, seja em mananciais superficiais ou reservatórios subterrâneos, são um bem público e sua qualidade deve garantir os usos múltiplos. Tal previsão é verticalizada em norma específica, a Resolução CONAMA nº 357 de 2005. O abastecimento doméstico e industrial, irrigação, dessedentação de animais, geração de energia elétrica, preservação da flora e fauna, recreação, navegação, harmonia paisagística e diluição de despejos são os usos previstos pelas referidas normas legais (Brasil, 1997; Brasil, 2005).

Na CONAMA nº 357 as exigências de qualidade da água são estabelecidas com base na classificação dos cursos d'água e na destinação pretendida. Portanto, quanto mais nobre sua utilização maior será a exigência de qualidade, como é o caso do abastecimento doméstico e industrial, com especificações mais restritivas de qualidade.

Em decorrência da resolução nº 357, como complemento e alteração, a CONAMA nº 430/2011 dispõe sobre as condições e padrões de lançamento de efluentes. O instituto normativo justifica que o efluente final possui características que põem em risco a saúde humana e a qualidade ambiental, a legislação brasileira exige seu tratamento antes do descarte em corpos d'água (Brasil, 2005 e 2011). Esta deliberação aponta ainda:

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

Tais resoluções criaram ainda ferramentas para auxiliar a Agência Nacional de Águas e Saneamento Básico (ANA) no desenvolvimento de suas atividades, pois elas estabelecem os critérios e parâmetros químicos, físicos e microbiológicos necessários para efetuar a classificação e enquadramento dos diferentes mananciais.

Para o lançamento direto nos corpos receptores, os efluentes de qualquer fonte poluidora deverão possuir pH entre 5 e 9, temperatura inferior a 40 °C, materiais sedimentáveis até 1 mL/L, óleos minerais até 20 mg/L, óleos vegetais e gorduras animais até 50 mg/L, ausência

de materiais flutuantes e DBO com remoção mínima de 60%. Adicionalmente, há 21 parâmetros inorgânicos, destes 14 são metais; e ainda 10 parâmetros orgânicos, sendo 5 destes compostos aromáticos (Brasil, 2011). A resolução nº 430 ressalta que “os efluentes de sistemas de tratamento de esgotos sanitários poderão ser objeto de teste de ecotoxicidade no caso de interferência de efluentes com características potencialmente tóxicas ao corpo receptor”. Para os efluentes oriundos de serviços de saúde, além da mesma exigência do esgotamento sanitário, podem estar sujeitos a normas sanitárias específicas.

Para a avaliação do desempenho dos sistemas de tratamento de esgotos, devem ser monitorados, no mínimo, o afluente e o efluente da ETE, e no corpo d'água receptor, em pontos a montante e a jusante do lançamento. É fundamental que a avaliação do desempenho ambiental seja baseada em várias amostras coletadas ao longo do tempo, mais do que simples valores numéricos isolados, permitindo a identificação de tendências e a elaboração de inferências estatísticas. Essa iniciativa pressupõe uma relação de parceria entre o órgão ambiental e o prestador de serviço, cabendo ao primeiro especificar os parâmetros a serem analisados, as condições e a frequência de amostragem (Von Sperling, 2014).

Em Metcalf e Eddy (2015), o desempenho dos sistemas de tratamento de esgotos sofre, necessariamente, a influência das variações de vazão e das características das águas residuárias, que se manifestam ao longo do dia e no decorrer dos ciclos anuais. Outro fator importante é a variabilidade inerente aos processos de tratamento, principalmente os biológicos, que dependem do crescimento e da interação entre microrganismos vivos.

Na norma técnica brasileira, através da NBR 9897 (ABNT, 1987), obtêm-se orientações e recomendações para a amostragem de efluentes líquidos e corpos d'água receptores. Para a seleção dos pontos de amostragem, é ressaltada a importância de se considerar o objetivo pretendido com a avaliação; por exemplo, quando a intenção é detectar violação dos padrões de qualidade, devem ser escolhidos pontos onde a probabilidade de ocorrência de não conformidades seja maior. Quanto à seleção dos parâmetros para monitoramento de estações de tratamento de esgotos, a norma sugere as seguintes determinações mínimas: acidez, alcalinidade, alumínio, carbamato orgânico total, cloretos, coliformes fecais e totais, cor, demanda bioquímica de oxigênio (DBO padrão, em 5 dias a 20° C), demanda química de oxigênio (DQO), dureza total, fósforo (ortofosfato e fósforo total), nitrogênio (amoniaco - NAM, nitrato -  $\text{NO}_3^-$ , nitrito -  $\text{NO}_2^-$ , orgânico - NORG, nitrogênio total - N), óleos e graxas (O&G), organoclorados, pH, sólidos (dissolvidos, suspensos, sedimentáveis e totais), sulfatos, sulfetos, surfactantes, temperatura e turbidez.

## 2.4 Índices de qualidade de água

### 2.4.1 *Prospecto dos índices de qualidade de água*

Conforme apontado na introdução dessa tese, um índice de qualidade da água (IQA) é uma ferramenta que sintetiza as informações apresentadas pelos diversos parâmetros físicos, químicos e biológicos analisados. No ano de 1948, na Alemanha, realizaram-se os primeiros estudos sobre a expressão da qualidade da água: trata-se de uma tentativa de relacionar a qualidade da água com a ocorrência de comunidades de organismos vivos. Este modelo não utilizava escala numérica para categorizar a qualidade da água (Derísio, 2012).

A proposição de Horton (1965) é considerada o primeiro modelo de IQA, baseado em 10 parâmetros de qualidade da água considerados significativos na maioria dos corpos d'água. Posteriormente, Brown *et al.* (1970), com o intuito de oferecer ao público em geral um balizador da qualidade das águas, sumarizaram os achados de qualidade (física, química e biológica) e conduziram estudo financiado pela *National Sanitation Foundation* (NSF), e propuseram o IQANFS.

Para o IQANFS foi considerada a opinião de um grupo de 142 profissionais da área de qualidade da água. Isto se deu através de abordagem DELPHI, em que especialistas são consultados em pelo menos duas rodadas (*rounds*). No caso do IQANFS, cada participante deveria selecionar dentre 35 parâmetros de uma lista proposta, quais deveriam ser inclusos ou não para o cálculo do índice. Aos parâmetros incluídos, os profissionais também deveriam designar pesos variando de 1 a 5. Por fim, definiu-se uma lista composta por nove parâmetros integrantes do IQANFS: Oxigênio Dissolvido (OD); Coliformes Fecais (CF); Potencial Hidrogeniônico (pH); Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO), Nitrato, Fosfato, Temperatura, Turbidez e Sólidos Totais. O índice surgiu como uma informação consolidada, que incorporava em um único número várias informações (Libânio, 2016; Braga Junior *et al.*, 2005). Em razão de ampla utilização, o IQANFS é frequentemente referido somente como IQA. Embora originalmente desenvolvido nos EUA, este *WQI* ou sua versão modificada foi aplicada em vários países incluindo Brasil (Simões *et al.* 2008), Índia (MPCB, 2014) e Irã (Mojahedi; Attari, 2009).

Abbasi e Abbasi (2012) relatam mais de 35 modelos de IQA introduzidos por vários estudos de diferentes regiões em países e/ou agências, para avaliar a qualidade das águas superficiais em todo o mundo. Embora os modelos tenham sido aplicados a todos os principais

tipos de corpos d'água, 82% das aplicações foram para avaliar a qualidade da água de rios (Uddin *et al.*, 2021). No Brasil, a Companhia Ambiental do Estado de São Paulo-CETESB, adaptou em 1975 o modelo proposto pela NSF, e desenvolveu o IQA – Índice de Qualidade das Águas que incorpora nove variáveis importantes para a avaliação da qualidade das águas, tendo como determinante principal a sua utilização para abastecimento público. O objetivo do índice era o de comunicar a qualidade dos corpos hídricos aos atores institucionais de uma bacia hidrográfica, sejam eles a população, as prefeituras, os órgãos de controle ambiental, os comitês das bacias hidrográficas ou organizações não-governamentais. (CETESB, 2016; Fleck; Tavares; Eyng, 2013). Embora tenham sido usados por muitas décadas em vários países, e a CETESB tenha sido pioneira no Brasil, seu uso tem se intensificado com robustez a partir da década de 2000 (Rocha; Andrade; Lopes, 2015).

De acordo com Ott (1978), existem três tipos básicos de índices de qualidade de água: (1) índices elaborados a partir de opinião de especialistas; (2) índices baseados em métodos estatísticos; e (3) índices biológicos. Estes índices podem ter diversas aplicações, como: na distribuição de recursos e determinação de prioridades; comparação das condições ambientais em diferentes áreas geográficas; determinação do cumprimento da legislação ambiental; análise de tendências; avaliação de mudanças na qualidade ambiental; informação ao público; pesquisa científica; identificação de problemas de qualidade de água que necessitem estudos especiais em trechos de rios; entre outras.

As principais vantagens dos índices de qualidade de águas são a facilidade de comunicação com o público não técnico, o status maior do que os parâmetros individuais e o fato de representar uma média de diversas variáveis em um único número, combinando unidades de medidas diferentes em uma única unidade. No entanto, sua principal desvantagem consiste na perda de informação das variáveis individuais e da interação entre elas. O índice, apesar de fornecer uma avaliação integrada, jamais substituirá uma avaliação detalhada da qualidade das águas de uma determinada bacia hidrográfica (CETESB, 2010).

Tradicionalmente, a avaliação da qualidade da água consiste na comparação dos níveis individuais de parâmetros de qualidade com seus valores padrão. Este tipo de avaliação exige uma compreensão acerca do significado da extrapolação ou adequação de cada parâmetro avaliado, o que comumente, não é permitido ao consumidor, de forma que, o desenvolvimento de ferramentas que facilitem a comunicação da qualidade da água para gestores e a sociedade é desafio imperativo. Sob esta perspectiva foram desenvolvidos os Índices de Qualidade de

Água (IQA) (Abtahi *et al.*, 2015; Dascalescu *et al.*, 2017; Hurley; Sadiq; Mazumder, 2012; Mohebbi *et al.*, 2013).

Ao longo dos anos os índices têm sido aprimorados para aplicação aos usos múltiplos da água. Ganham destaque e passaram a ser constantemente utilizados em programas de monitoramento de águas superficiais com a finalidade de acompanhar, por meio de uma síntese de informações, a qualidade e a possível deterioração dos recursos hídricos em função do tempo e espaço, além de permitir um fácil entendimento pelas pessoas envolvidas no gerenciamento dos recursos hídricos (Fleck; Tavares; Eyng, 2013).

Atualmente, são vários os índices utilizados que guardam relação com a qualidade da água, uma vez que os indicadores utilizados em sua composição são atributos diretos ou indiretos de qualidade, quais sejam: índice de balneabilidade, índice de biodiversidade, índice de qualidade de águas brutas, índice de qualidade de estações de tratamento, índice de qualidade de águas subterrâneas etc.

O CCME (*Canadian Council of Ministers of the Environment Index*) IQA foi desenvolvido pelo Conselho Canadense de Ministros do Meio Ambiente como uma ferramenta para avaliar e relatar informações sobre a qualidade da água tanto para as instituições de gestão como para o público (CCME, 2001). Diversos estudos na literatura têm aplicado este índice para vários propósitos. No Canadá, foi usado para avaliar o estado da qualidade da água de várias bacias hidrográficas (Khan *et al.*, 2003; Lumb *et al.*, 2006; Davies, 2006), para avaliar qualidade da água potável (Khan *et al.* 2004; Hurley *et al.*, 2012) e avaliar a qualidade da água em minas de metal (Rosemond *et al.*, 2009).

#### **2.4.2 Tipos de índices de qualidade de água**

Em função da capacidade da água de dissolver diversas substâncias químicas e gases, a qualidade da água (determinada pelas características físicas, químicas, biológicas e radiativas) é considerada um atributo dinâmico no espaço e no tempo, sendo a determinação destas fundamentais para definição dos usos da água (Boyacioglu, 2010). Por exemplo, o padrão brasileiro para o consumo humano é composto por padrão microbiológico, de turbidez para água pós-filtração ou pré-desinfecção, padrão de substâncias químicas que representam riscos à saúde, padrão de radioatividade e de aceitação para consumo humano a partir de características organolépticas. A potabilidade é definida pelo atendimento dos valores

estabelecidos para cada um dos parâmetros, conforme a Portaria GM-MS nº 888 de 2021 (Brasil, 2021).

Um parâmetro físico-químico relevante do ponto de vista operacional e da saúde, que é facilmente medido é o pH. A Organização Mundial de Saúde - OMS, recomenda o controle do pH para evitar a corrosão na rede e danos à saúde. No ambiente, o parâmetro pode ser influenciado por uma série de fatores que incluem a composição do solo e das rochas, nestes casos, o pH alcalino é comum em função da presença de minerais como o cálcio e magnésio (Akter *et al.*, 2016). Dentro das estações de tratamento de água, talvez seja o parâmetro que mais seja monitorado, uma vez que afeta uma série de processos de potabilização, como a coagulação e desinfecção, controle de corrosão e na formação de subprodutos da desinfecção.

Para Esteves (2011), a condutividade elétrica é um parâmetro que pode mostrar modificações na composição dos corpos d'água, mas não especifica quantidades e componentes. É um parâmetro importante para controlar e determinar o estado e a qualidade de água (Piñeiro di Blasi *et al.*, 2013). São facilmente identificadas correlações estatísticas entre a condutividade da água e a concentração de diversos elementos e íons (Tundisi; Matsumura-Tundisi, 2008).

A temperatura é o parâmetro que faz a medição da intensidade de energia calorífica, refletindo o grau de aquecimento das águas e da radiação solar, e depende de fatores como clima, composição geológica, condutividade elétrica das rochas, dentre outras (Matic *et al.*, 2013) é um parâmetro que também permite determinar se há poluição térmica pela descarga de efluentes (Von Sperling, 2014). Como diversos corpos hídricos são receptores de efluentes, a resolução do CONAMA nº 430 estabelece como temperatura máxima para o lançamento de efluentes, 40°C.

Além dos índices físico-químicos, os indicadores bióticos também são bons para definir a qualidade da água. Esse tipo de indicador é fornecido pelas mesmas espécies que vivem no ecossistema. Uma vez que cada espécie precisa de suas próprias condições ecológicas para sobreviver, quando as condições não são boas, o número de organismos é reduzido ou eles podem mesmo desaparecer.

Os indicadores bióticos analisam a presença e abundância de diferentes organismos aquáticos como algas, protozoários, crustáceos, insetos, peixes e macrófitas para avaliar a qualidade da água. Cada grupo biológico apresenta uma diferente sensibilidade aos poluentes e alterações no ambiente aquático. Assim, a composição da comunidade biológica fornece informações importantes sobre o grau de impacto no corpo hídrico.

Existem diferentes índices bióticos desenvolvidos a partir da análise das comunidades biológicas, como o índice biótico, índice biológico estendido, índice de diversidade de Shannon-Wiener e índice de similaridade de Bray-Curtis. Eles são baseados na presença e frequência de determinados macroinvertebrados bentônicos, que são bons indicadores por apresentarem limitada mobilidade e ciclos de vida relativamente longos (Silva *et al.*, 2016).

A utilização conjunta de indicadores físico-químicos e biológicos é importante para uma avaliação abrangente da qualidade da água, pois os parâmetros bióticos fornecem uma medida integrada da qualidade ao longo do tempo, enquanto os índices físico-químicos são uma medida pontual. Dessa forma, os bioindicadores complementam o monitoramento realizado com parâmetros físicos e químicos tradicionais.

De maneira geral, os indicadores microbiológicos ideais devem ser de origem exclusivamente fecal, apresentar maior resistência que os demais patogênicos, serem removidos ou inativados no tratamento pelos mesmos mecanismos que os demais patogênicos, apresentar-se em maior número que os demais 66 patogênicos, ser de fácil detecção e não se reproduzir no ambiente (Buma, 2017).

Não há como eleger um único indicador ideal para todas as situações, mas é possível apontar o que apresenta melhor a associação entre os riscos à saúde e a contaminação da água. Para o padrão microbiológico as bactérias do grupo dos coliformes são apontadas pela literatura como indicador padrão de contaminação microbiológica. O termo “coliformes totais” inclui um amplo conjunto de bactérias ambientais e de origem fecal, sendo que a maioria das bactérias do grupo coliforme pertence aos gêneros *Escherichia*, *Citrobacter*, *Klebsiella* e *Enterobacter*, embora vários outros gêneros e espécies pertençam ao grupo.

A turbidez vem sendo utilizada como indicador complementar ao microbiológico, uma vez que seus valores servem para monitorar a eficiência de remoção e inativação de patógenos como helmintos e protozoários. A concentração máxima de protozoários não é apontada de maneira explícita e seu controle deve ser feito mediante remoção de turbidez. Ademais, as partículas suspensas na água, além de exercerem o efeito escudo aos microrganismos, podem adsorver substâncias tóxicas como agrotóxicos e organoclorados (Brasil, 2011; Libânio, 2016).

Há certa dificuldade em monitorar alguns dos parâmetros citados na norma, comumente metais pesados ou substâncias orgânicas de difícil aferição. Libânio (2016) destaca que enquanto a maioria dos parâmetros de qualidade de água encontra-se abaixo dos valores 70

máximos permissíveis, as análises de sabor e odor, por exemplo, apresentam dificuldade relacionada a variedade de compostos químicos que não causam malefícios a saúde, mas que constituem juntamente com a cor aparente nas reclamações mais comuns dos consumidores.

Em virtude da diversidade de parâmetros existentes, expressar a qualidade de água por meio destes, de forma individualizada é um processo complexo, e muitas vezes não reflete a qualidade geral da água. Evidentemente, alguns parâmetros são mais relevantes para determinados usos específicos, podendo ser indicativo de qualidade, todavia, a combinação de parâmetros tem sido defendida por diversos pesquisadores, especialmente na forma de índices e indicadores compostos (Damo; Icka, 2013; Klamt *et al.* 2021).

### 2.4.3 Principais modelos de agregação para índices de qualidade de água

Para o cálculo de um IQA são seguidas quatro etapas, que se dividem em:

1. Seleção de parâmetros;
2. Obtenção de valores de subíndices;
3. Estabelecendo pesos;
4. Agregação de subíndices para produzir o índice final.

O processo de agregação é utilizado de forma que unifique os subíndices dos parâmetros em uma única pontuação do índice de qualidade da água (Sutadian *et al.*, 2016). A maioria dos modelos tem usado funções aditivas ou funções multiplicativas ou uma combinação das duas (Uddin *et al.*, 2021). Alguns modelos de IQA (Horton, SRDD, Índice House, Índices Malaysian e Dalmatian) empregam uma função de agregação aditiva simples:

$$IQA = \sum_{i=1}^n Si \cdot Wi \tag{1}$$

Em que:  $Si$  é o valor do subíndice para o parâmetro  $i$ ,  $Wi$  (que varia de 0 a 1) é o valor do peso do parâmetro correspondente e  $n$  é o número total de parâmetros.

Outros modelos de IQA (NSF, West Java e Liou) empregam funções multiplicativas (Lumb *et al.* 2011; Sutadian *et al.*, 2016; Juwana *et al.*, 2016).

$$IQA = \prod_{i=1}^n Si^{wi} \quad (2)$$

De outra forma, os modelos mistos de agregação para IQA combinam características dos modelos aditivos e multiplicativos. Eles realizam tanto operações de soma quanto de produto dos subíndices dos diversos parâmetros na obtenção do índice final. O objetivo é unir as vantagens dos dois tipos de modelos, compensando parcialmente as limitações de cada um.

Entre os índices que adotam modelos mistos estão o IQA do Canadá (CCME, 2001) e o IQA de Oregon (Dunnette *et al.*, 1985). No IQA canadense, por exemplo, o índice é obtido pela média geométrica das somas das pontuações dos parâmetros divididos em três grupos (parâmetros de campo, nutrientes e metais). Já o índice de Oregon calcula o produto dos subíndices de oxigênio dissolvido e coliformes, somando-o aos demais subíndices. Os modelos mistos buscam equilibrar a importância relativa dos diversos parâmetros na avaliação integrada da qualidade da água.

A escolha entre modelos aditivos ou multiplicativos depende da compensabilidade entre os parâmetros considerada aceitável. Os multiplicativos penalizam mais os parâmetros fora da faixa ideal. Já os modelos mistos tentam unir as vantagens de ambas as abordagens (Sutadian *et al.*, 2016). Independente do modelo, os IQA devem ser interpretados com cautela, pois reduzem uma complexa rede de interações ecossistêmicas a uma única métrica. Os índices biológicos são necessários para complementar sua avaliação da qualidade da água.

#### **2.4.4 Índice de qualidade de efluente**

Os efluentes gerados por atividades domésticas, industriais e agropecuárias representam uma importante fonte de poluição hídrica se não forem adequadamente tratados antes do lançamento em corpos receptores. Dessa forma, é fundamental avaliar a qualidade desses efluentes tanto para monitoramento quanto para controle de sistemas de tratamento. Os índices de qualidade de efluentes (IQEF) são ferramentas úteis para essa finalidade.

A avaliação dos resultados da estação de tratamento fornece dados que podem ser utilizados para melhorar os procedimentos e a operação eficiente dos diferentes componentes da estação de tratamento. Mesmo no caso de instalações de tratamento em pleno funcionamento, avaliar o desempenho da estação pode ser essencial para aumentar a capacidade

de tratamento (Mehdinejad *et al.*, 2018). A preservação da saúde humana e ambiental é a principal questão do reuso de águas residuárias e deve ser devidamente avaliada.

O índice geral de qualidade de águas residuárias, o índice de qualidade de águas residuárias sanitárias e o índice de aceitabilidade de qualidade de águas residuárias são três índices de qualidade de águas residuárias relativos aos níveis padrão de vinte e três indicadores de qualidade baseados no Departamento de Meio Ambiente Iraniano, padrões da Agência de Proteção Ambiental (EPA) e da Organização para Alimentação e Agricultura (FAO). Os tomadores de decisão podem utilizar o índice de qualidade das águas residuárias para monitorar e analisar a qualidade dos efluentes. Também é benéfico para a população em geral compreender a qualidade das águas residuárias tratadas para qualquer atividade (Malakootian *et al.*, 2013).

Ao combinar uma ampla gama de dados qualitativos de águas residuárias e produzir um valor específico para auxiliar na análise das informações para monitoramento direto de mudanças temporais e espaciais na qualidade dos efluentes, o índice de qualidade de águas residuárias pode ser um método útil e científico para indicar a característica dos efluentes (Jamshidzadeh; Tavangari Barzi, 2020b). No entanto, deve ser destacado que as águas residuárias tratadas devem cumprir todos os requisitos de qualidade padrão necessários antes de poderem ser utilizadas para fins de reuso. Um índice de qualidade adequado não deve ter problemas de subestimação ou superestimação devido ao eclipse (Pourzamani *et al.*, 2017). Quando qualquer um dos parâmetros relacionados à qualidade da água está acima dos intervalos permitidos, mas a função agregada apresenta características crescentes de qualidade da água, ocorre o eclipsamento (Raut *et al.*, 2017). Quando todos os fatores de qualidade têm valores aceitáveis, mas o índice calculado está inclinado para uma classificação de baixa qualidade, ocorrem problemas de ambiguidade. Além disso, uma função de agregação eficaz deve responder às mudanças nos subíndices dos parâmetros de qualidade (Bagherzadeh *et al.*, 2023).

O principal objetivo da otimização das operações das estações de tratamento de efluentes (ETE) é aumentar a eficiência com que todos os recursos utilizados no sistema como um todo sejam usados. Para evitar a deterioração do ambiente e o desperdício de recursos não renováveis, recursos incluindo mão de obra, energia e reagentes devem ser utilizados de forma inteligente nas ETE (Raut *et al.*, 2017). Por outro lado, o objetivo das ETE é produzir efluentes que tenham o menor impacto negativo na saúde humana e no meio ambiente, e a qualidade dos efluentes é constantemente monitorada por meio de amostragem, monitoramento e avaliação.

O índice de qualidade do efluente pode ser um método útil e científico para indicar as propriedades importantes das águas residuárias, combinando um conjunto diversificado de dados de qualidade e gerando um valor único para facilitar a interpretação dos dados e a monitorização simples das variações espaciais e temporais na qualidade dos efluentes (Carvalho *et al.*, 2022).

## **2.5 Ponderação de variáveis**

### **2.5.1 Classes de métodos de ponderação.**

De acordo com Kubrusly (2001), para se estabelecer um índice que possibilite ordenar um conjunto de  $n$  objetos, segundo critério definido por um conjunto de  $n$  variáveis adequadas, é necessário escolher os pesos ou ponderações das variáveis de tal forma que traduzam a informação contida na variável. Para a construção de um índice como combinação linear de variáveis, é desejável que este contenha o máximo de informação fornecida pelo conjunto de variáveis selecionadas.

Em geral, ao atribuir pesos diferentes a parâmetros ou indicadores, a OECD (2008) classifica as técnicas de ponderação em duas grandes categorias, que são métodos baseados em estatísticas (objetivos) e métodos baseados em participação (subjetivos). Na primeira categoria, os pesos são atribuídos com base na análise dos dados dos parâmetros ou indicadores usando abordagens baseadas em estatísticas. Na segunda categoria, os pesos são atribuídos usando o julgamento de especialistas relacionados, formuladores de políticas e profissionais de diferentes agências de uma determinada área.

Conforme destacado em OCDE (2008), independentemente do método utilizado, os pesos são essencialmente juízos de valor. Portanto, embora a primeira categoria pareça mais objetiva que a segunda, a primeira ainda é subjetiva, pois se baseia nos dados fornecidos para análise. Também os métodos baseados em estatística são menos aceitáveis por duas razões, nomeadamente o procedimento de identificação de peso não é muito claro em comparação com os métodos baseados em participação (Zardari *et al.*, 2015) e parâmetros ou indicadores que são teoricamente insignificantes podem ter valores altos (Böhringer; Jochem, 2007).

O método objetivo de peso dinâmico assume pesos diferentes mensalmente ou sazonalmente para cada estação (Yan *et al.*, 2015) ou com base em parâmetros poluentes específicos do local (Sargaonkar *et al.*, 2008). O procedimento de identificação de peso do

método objetivo de peso dinâmico foi aplicado em um IQA dinâmico (Sargaonkar *et al.*, 2008; Yan *et al.*, 2015). Os pesos são atribuídos usando a razão de concentração (dados de qualidade da água sobre os padrões de qualidade da água de superfície). Este método tem flexibilidade em relação ao grau de poluição dos parâmetros que varia frequentemente com o tempo, não podendo ser refletido com pesos fixos. No entanto, há dificuldade em fazer comparações do valor final do índice entre as estações monitoradas, uma vez que estações diferentes possuem pesos diferentes (embora sejam monitoradas no mesmo período de monitoramento) e, portanto, não são consideradas neste estudo.

As técnicas mais utilizadas no método objetivo são: análise de correlação (CA), análise de *cluster* hierárquico (HCA) e análise de componentes principais (PCA) (Abuzaid *et al.*, 2022; Abuzaid; Jahin, 2019; Sutadian *et al.*, 2017). Eles constroem associações entre variáveis, tornando as interpretações de conjuntos de dados complexos mais convenientes (Uddin *et al.*, 2021). A AC revela relações ocultas entre as variáveis e reduz seus números ao excluir as correlacionadas (Sutadian *et al.*, 2016). O PCA e o HCA categorizam variáveis com propriedades semelhantes ou origem comum e, assim, especificam potenciais fontes de contaminação (Xiao *et al.*, 2019).

Nos métodos participativos, estão disponíveis técnicas como o procedimento de Simos revisado, o peso dinâmico subjetivo, os métodos DELPHI e Análise Hierárquica de Processo (AHP). O procedimento de Simos revisado é simples e fácil de usar, os pesos dos indicadores são calculados com base na ordem dos cartões que representam as preferências do stakeholder (Figueira; Roy, 2002). No entanto, o método de procedimento de Simos revisado é menos popular em estudos de IQA. Este método foi aplicado para determinar os pesos dos indicadores para outros índices que não os IQAs. Por exemplo, este método foi usado no desenvolvimento do índice de sustentabilidade da água por Juwana *et al.* (2016). No método de peso dinâmico subjetivo, os pesos são atribuídos com base na significância relativa dos parâmetros obtidos usando julgamentos dos próprios *stakeholders* (Yan *et al.*, 2015).

O método DELPHI tem sido comumente empregado para resumir opiniões de especialistas individuais para estabelecer pesos de parâmetros para vários IQAs (Brown *et al.*, 1970; Dunnette, 1979; House, 1989; Smith, 1990; SRDD, 1976). É realizado com base nas opiniões dos *stakeholders* envolvidos por meio de várias rodadas de questionários. No entanto, para alcançar a convergência da opinião dos *stakeholders*, é um processo demorado e demorado (Franklin; Hart, 2007; Hartwich, 1998). Como resultado, é mais caro do que outros métodos (Zardari *et al.*, 2015).

Por outro lado, a AHP é um conceito maduro e fácil de obter o julgamento de especialistas para atribuir pesos aos parâmetros. Este método coleta o julgamento das partes interessadas relacionadas usando uma sequência de comparação de pares em um valor relativo de uma sobre a outra entre duas quantidades, em que o julgamento pode ser baseado em pensamentos, experiências e conhecimento das partes interessadas relacionadas (Ribeiro; Alves, 2016).

### **2.5.2 Principais métodos de ponderação objetiva**

As ponderações com base em opiniões são subjetivas e arbitrárias, assim, os modelos estatísticos, considerados ponderação objetiva, seriam mais apropriados. Os métodos estatísticos mais utilizados na literatura compreendem análise de correlação (CA), análise de cluster hierárquico (HCA), análise de componentes principais (PCA) e Análise Fatorial (FA) (Abuzaid *et al.*, 2022; Reisi *et al.*, 2014).

Os métodos FA/PCA agrupam indicadores que são colineares, por meio da correlação, com a capacidade de capturar o máximo de informação (Reisi *et al.*, 2014). A lógica desses métodos consiste na obtenção de agrupamentos de indicadores individuais que compartilham uma variância em comum (Mikulic *et al.*, 2015). As informações devem ser comparáveis e o índice gerado depende da dimensão estatística dos dados (Jacobs *et al.*, 2004). Logo, esses métodos têm como base exclusiva a variação e covariação da matriz dos dados na construção dos pesos (Zhang; Wu; Shen, 2011).

A FA/PCA na ponderação apenas intervém na correção das informações sobrepostas de indicadores correlacionados e não é uma medida de importância (Nardo *et al.*, 2005). A FA/PCA possui a vantagem de não manipular os pesos em decorrência das opiniões, e promove a solução para o problema da dupla contagem (Nardo *et al.*, 2005). As desvantagens compreendem (Nardo *et al.*, 2005): a) apenas pode ser utilizado em indicadores correlacionados; b) sensível à alteração de dados básicos: a revisão e/ou alteração desses dados pode alterar o conjunto de pesos; c) sensível diante de valores extremos; d) sensível a problemas de pequena amostra ou escassez de dados, gerando dificuldades na identificação e interpretação estatística; e e) as correlações podem não se vincular.

A análise de correlação estabelece as relações entre as características físico-químicas das amostras de água, que podem revelar a origem dos solutos e o processo que gerou as composições observadas da água (Azaza *et al.*, 2011; Parizi; Samani, 2013). Um alto

coeficiente de correlação (próximo de 1 ou -1) significa uma boa relação positiva entre duas variáveis e seu valor em torno de zero significa nenhuma relação entre elas em um nível significativo de  $p < 0,05$ . Mais precisamente, pode-se dizer que os parâmetros que apresentam  $r > 0,7$  são considerados fortemente correlacionados enquanto  $r$  entre 0,5 e 0,7 apresenta correlação moderada (Manish *et al.*, 2006).

A análise de agrupamento hierárquico (HCA) é utilizada para criar inter-relação entre os parâmetros e categorizar as amostras de águas subterrâneas (Hussain *et al.*, 2008; Nagaraju *et al.*, 2016; Badeenezhad *et al.*, 2020). A análise do coeficiente de integração é uma maneira fácil de identificar conexões entre parâmetros numéricos. Indica a proximidade e a relação direta entre parâmetros independentes e dependentes (Rehman *et al.*, 2018). A análise de agrupamento tem a capacidade de agrupar o ponto de amostragem identificando uniformidades e discrepâncias entre as amostras (Rasolofonirina *et al.*, 2018). Este método é muito eficaz em oferecer categorização viável de águas subterrâneas em toda a zona (Debgerwal; Tripathi, 2016).

Outros métodos de ponderação objetivos são: *Coefficient of Variance (CV)*, *Criteria Importance Through Intercriteria Correlation (CRITIC)*, *Mean Weight (MW)*, *Standard Deviation (SD)* e *Statistical Variance Procedure (SVP)*, esses métodos determinam os pesos resolvendo modelos matemáticos sem qualquer consideração das preferências do decisor (Yalcin, Ünlü, 2018).

O Coeficiente de Variação (CV), um dos mais simples, é a razão entre o padrão desvio das medições de concentração para a média concentração, quanto menor o seu valor, melhor e mais precisa é a estimativa (Sousa *et al.*, 2013). O coeficiente é obtido por:

$$CV = \frac{S_{yx}}{\bar{y}} \cdot 100 \quad (3)$$

Em que:  $CV$  = Coeficiente de variação;  $S_{yx}$  = Erro-padrão da estimativa e  $\bar{y}$  = Média aritmética da variável dependente

O método *Criteria Importance Through Intercriteria Correlation (CRITIC)* foi desenvolvido por Diakoulaki *et al.* (1995). É um método objetivo de ponderação que converte valores de correlação em pesos relativos de parâmetros. Ele usa o conflito ou relacionamento entre os parâmetros, juntamente com o desvio padrão. Quanto maior o valor do desvio padrão, maior é a diferença entre os parâmetros. Esse método geralmente é usado quando os *stakeholders* não têm certeza sobre a importância de um parâmetro. Caso contrário, pode ser

aplicado onde a opinião de *stakeholders* não está disponível. O método de ponderação CRITIC também supera as deficiências da entropia de informação convencional que considera apenas os efeitos da variação dos fatores e ignora os efeitos dos conflitos entre os fatores (Yu *et al.*, 2019), sendo utilizado, conjuntamente com IQA, para a avaliação da qualidade das águas subterrâneas (Zhang *et al.*, 2020). Sendo calculado através da fórmula:

$$W_j = C_j [\sum_{k=1}^m C_k]^{-1} \quad (2)$$

Em que:  $C_j$  = Quantidade de informação e  $W_j$  = Peso dos Critérios

Quanto maior o valor  $C_j$ , maior é a quantidade de informação transmitida pelo critério correspondente e maior é sua importância relativa para o processo de tomada de decisão.

*Mean Weight* (MW) é mais adotada quando não há informações dos tomadores de decisão ou quando não há informações suficientes disponíveis para chegar a uma decisão (Jahan *et al.*, 2012). O peso médio é baseado na suposição de que todos os critérios são de igual importância. Esse método requer conhecimento mínimo das prioridades do tomador de decisão. Utiliza-se a equação (Deng *et al.*, 2000):

$$W_j = \frac{1}{n} \quad (3)$$

Em que:  $j = 1, 2, \dots, n$ .

O método de *Standard Deviation* (SD) atribui pesos pequenos a um atributo, se ele tiver valores de atributo semelhantes entre as alternativas. O método SD determina os pesos dos critérios em termos de seus SDs através das seguintes equações (Jahan *et al.*, 2012):

$$\sigma_j = \sqrt{\frac{\sum_{i=1}^m (x_{ij} - x_j)^2}{m}} \quad (4)$$

Em que:  $j = 1, 2, \dots, n$ ;  $w_j$  = Peso dos critérios;  $\sigma_j$  = Desvio padrão

O *Statistical Variance Procedure* (SVP) é um método objetivo de ponderação baseado na variância para atribuir o peso objetivo a cada critério. Esse método é adequado para

comparar os pesos dos critérios após a normalização (Tayali; Timor, 2017). Sendo obtido através da equação (Zardari *et al.*, 2015):

$$W_j^o = \frac{V_j}{\sum_{i=1}^m V_j} \quad (5)$$

Em que:  $V_j$  = Variação Estatística;  $W_j$  = Peso dos critérios.

### 3. METODOLOGIA

Esta seção compreende a natureza do estudo, sua abordagem e o escopo da pesquisa. A caracterização da área de interesse focará na identificação das principais variáveis e parâmetros das estações de tratamento de esgoto, como tecnologias empregadas e dados de monitoramento. E por fim, os procedimentos utilizados na construção do IQEF e NQEF.

#### 3.1 Tipificação do estudo

O presente trabalho tem a característica estrutural teórico-aplicativo. A pesquisa científica pode ser classificada de várias maneiras, os autores não são unânimes quanto à padronização desta classificação (Fontelles *et al.*, 2009). Por esse motivo, será proposto uma maneira mais simples e mais objetiva, como está resumido no Quadro 1.

Quadro 1 – Tipificação do estudo

<i>Classificação</i>	<i>Descrição sobre a pesquisa</i>
Finalidade	Aplicada ou tecnológica – possibilita a solução de problemas concretos e a geração de novos processos tecnológicos ou novos produtos com resultados imediatos;
Natureza	Experimental – participação ativa do pesquisador na condução do processo, possibilitando ao investigador a seleção das variáveis que serão estudadas, a forma de controle sobre elas e os efeitos sobre o objeto de estudo;
Forma de Abordagem	Analítica – corresponde a um tipo de pesquisa quantitativa que abrange uma avaliação mais profunda das informações coletadas em um determinado estudo, observacional ou experimental, com intuito de explicar o contexto de um fenômeno no âmbito de um grupo, grupos ou população;
Objetivos	Exploratória e explicativa – aproximação do investigador com o tema e explicação dos fatores determinantes para ocorrência de um fenômeno;
Procedimentos Técnicos	Documental – através da coleta de dados qualitativos por meio de fontes primárias, cuja origem remonta à época que se está pesquisando e que ainda não foram analisadas;
Desenvolvimento no Tempo	Transversal e longitudinal – a pesquisa é feita em um curto espaço de tempo.

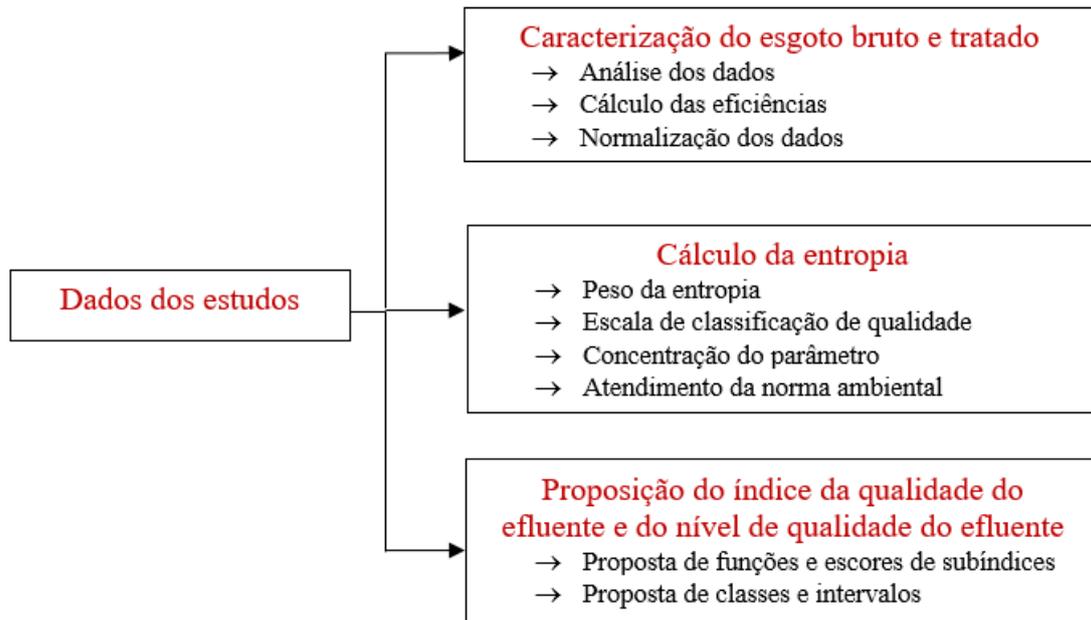
Fonte: Adaptado de Fontelles *et al.* (2009).

#### 3.2 Estruturação do trabalho

A estrutura metodológica envolve três momentos: 1) caracterização do esgoto bruto e tratado de diferentes tecnologias de tratamento; 2) cálculo da entropia; 3) proposição do índice

da qualidade do efluente. Inicialmente os dados foram normalizados para fazer uma comparação coerente das diferentes tecnologias. Em seguida, calculou-se o peso da entropia de cada parâmetro de forma a subsidiar a última etapa da pesquisa. E por fim, propôs-se o índice de qualidade do efluente. A Figura 1 apresenta a estrutura sequencial do estudo.

Figura 1 - Fluxograma esquemático e sequencial do estudo.



Fonte: Elaborado pela autora (2023).

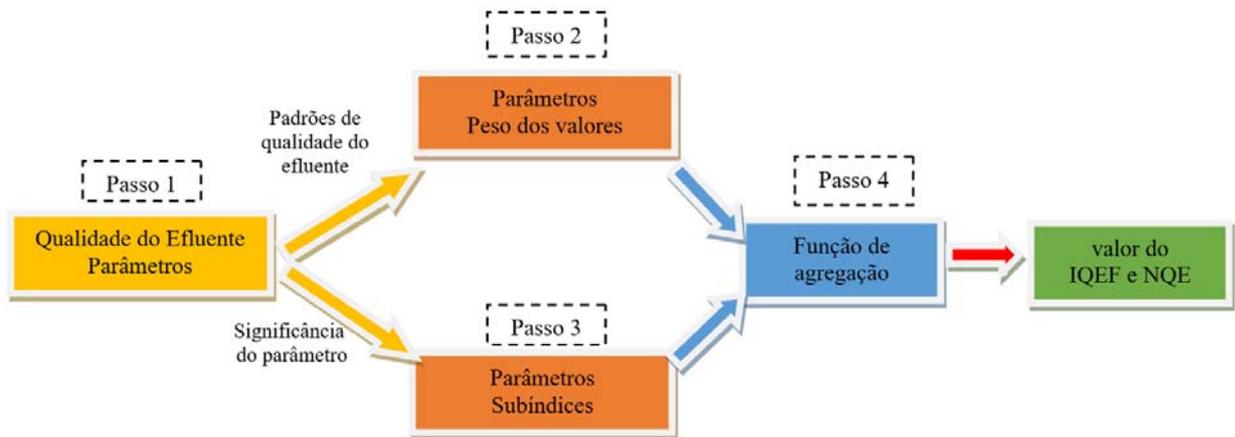
### 3.2.1 Estrutura do modelo de índice de qualidade do efluente e do nível de qualidade do efluente

A estrutura geral do modelo IQEF e NQEF é ilustrada na Figura 2 e mostra que o modelo contém quatro etapas, a saber:

- 1) seleção dos parâmetros de qualidade do efluente: um ou mais parâmetros de qualidade do efluente são selecionados para inclusão na avaliação;
- 2) atribuição dos valores dos pesos dos parâmetros: são atribuídos pesos aos parâmetros, dependendo de sua importância para a avaliação;
- 3) geração dos subíndices dos parâmetros: as concentrações dos parâmetros são convertidas para unidades que possibilitam a avaliação e comparação dos resultados;

4) cálculo do índice de qualidade do efluente e do nível de qualidade do efluente usando uma função de agregação: os subíndices de parâmetros individuais são combinados usando as ponderações para fornecer um único índice geral. Uma escala de classificação é usada para categorizar/classificar a qualidade do efluente com base no valor do índice geral.

Figura 2 - Estrutura geral do modelo IQE<sub>F</sub> e NQE<sub>F</sub>.



Fonte: Elaborado pela autora (2023).

Os detalhes das componentes do modelo abordado no trabalho serão discutidos nas seções seguintes.

### 3.3 Caracterização do esgoto

#### 3.3.1 Caracterização do esgoto bruto e tratado

Para o estudo foi necessário realizar a normalização dos dados do esgoto bruto e do esgoto tratado levando em consideração diferentes tecnologias de tratamento de efluentes, o que permitiu transformar os valores de diferentes variáveis para uma mesma escala, a fim de fazer uma comparação adequada entre elas.

Para a matriz de normalização  $X = (x_{i,j})_{m \times n}$  empregaram-se os valores médios de cada parâmetro  $(x_{i,j})$ , em cada tecnologia estudada. A matriz admitiu o critério não benéfico (ou seja, quanto menos melhor) em que  $p_{i,j}$  representa o valor normalizado do parâmetro na matriz, computado a partir da Equação 8.

$$p_{i,j} = x_{i,j} / \sum_{i=1}^n x_{i,j} \quad (6)$$

Após a normalização dos dados, é possível comparar as diferentes amostras de esgoto em relação à concentração de vários parâmetros de forma mais adequada, pois todos os valores estarão na mesma escala.

Com o objetivo de fornecer informações mais precisas e comparáveis, a Tabela 1 apresenta o estado da arte sobre diferentes tecnologias de tratamento de esgoto com dados que posteriormente serão normalizados. A normalização permitirá uma comparação mais justa entre as tecnologias, levando em consideração as diferenças regiões e as condições específicas de cada localidade.

É importante ressaltar que, embora a Tabela 1 apresente uma ampla gama de informações sobre diferentes tecnologias de tratamento de esgoto, existem alguns parâmetros que não foram analisados. Dessa forma, os dados da tabela foram complementados com as concentrações esperadas em efluentes domésticos e a remoção alcançada levando em consideração o tipo de tecnologia de tratamento de acordo com Metcalf e Eddy (2015).

Com os dados adicionais foi possível enriquecer a análise, fornecer uma visão mais abrangente sobre as tecnologias de tratamento de esgoto e executar a normalização dos dados do efluente bruto e do efluente tratado como pode ser visualizado nas Tabelas 2 e 3.

Uma vez que os dados tenham sido normalizados, é possível aplicar uma série de técnicas de análise estatística para obter *insights* relevantes sobre o processo de tratamento de esgoto. Uma dessas técnicas é o cálculo da entropia, que é uma medida da incerteza ou da desordem de um sistema.

Tabela 1- Pesquisas com diferentes tecnologias de tratamento de efluentes

Tratamento	Ponto	DBO	DQO	SST	NAM	N	P	CTT	Referência
UASB <sup>4</sup>	E <sup>1</sup>	371	715	289	-	43,0	7,0	1,20E+08	Oliveira <i>et al.</i> (2008)
	S <sup>2</sup>	98	251	85	-	48,0	6,0	3,40E+07	
	R <sup>3</sup> (%)	73,6	64,9	70,6	-	-11,6	14,3	71,667	
UASB <sup>4</sup> +FBA <sup>5</sup>	E <sup>1</sup>	207	342	172	6,7	-	-	1,50E+07	Elela <i>et al.</i> (2015)
	S <sup>2</sup>	22	46	18	3,0	-	-	1,20E+03	
	R <sup>3</sup> (%)	89,4	86,5	89,5	55,2	-	-	99,992	
UASB <sup>4</sup> +LE <sup>6</sup> +FP <sup>7</sup>	E <sup>1</sup>	235	373	194	23,0	-	2,0	2,46E+08	Von Sperling (2015)
	S <sup>2</sup>	48	103	39	12,0	-	1,7	4,50E+02	
	R <sup>3</sup> (%)	79,6	72,4	79,9	47,8	-	15,0	99,999	
UASB <sup>4</sup> +WET <sup>8</sup>	E <sup>1</sup>	279	465	293	26,0	-	3,9	1,33E+08	Von Sperling (2015)
	S <sup>2</sup>	36	71	34	10,0	-	2,1	1,33E+07	
	R <sup>3</sup> (%)	87,1	84,7	88,4	61,5	-	46,2	90,000	
UASB <sup>4</sup> +LAT <sup>9</sup>	E <sup>1</sup>	195	442	240	25,4	38,3	5,4	1,05E+08	Saliba <i>et al.</i> (2017)
	S <sup>2</sup>	12	37	19	7,8	20,8	3,4	2,27E+04	
	R <sup>3</sup> (%)	93,8	91,6	92,1	69,3	45,7	37,0	99,978	
LA <sup>10</sup> +LF <sup>11</sup>	E <sup>1</sup>	510	1095	411	45,3	78,0	11,0	2,00E+08	Oliveira <i>et al.</i> (2008)
	S <sup>2</sup>	89	309	153	20,1	45,0	7,0	4,30E+05	
	R <sup>3</sup> (%)	82,5	71,8	62,8	55,6	42,3	36,4	99,785	
LES <sup>6</sup> (> 4)	E <sup>1</sup>	235	472	201	49,0	58,0	4,9	1,90E+07	Passos (2012)
	S <sup>2</sup>	45	157	46	9,0	39,5	1,2	3,06E+02	
	R <sup>3</sup> (%)	80,9	66,7	77,1	81,6	31,9	75,5	99,998	
LE <sup>6</sup> +WET <sup>8</sup>	E <sup>1</sup>	292	473	310	50,0	58,0	5,7	3,10E+06	Guedes-Alonso <i>et al.</i> (2020)
	S <sup>2</sup>	19	139	2	38,0	39,5	4,9	2,50E+03	
	R <sup>3</sup> (%)	93,5	70,6	99,4	24,0	31,9	14,0	99,919	
LAT <sup>9</sup>	E <sup>1</sup>	315	575	252	-	47,0	3,0	3,70E+07	Oliveira <i>et al.</i> (2008)
	S <sup>2</sup>	35	92	57	-	22,0	1,0	1,30E+05	
	R <sup>3</sup> (%)	88,9	84,0	77,4	-	53,2	66,7	99,649	
TS <sup>12</sup> +FAN <sup>13</sup>	E <sup>1</sup>	665	1398	479	-	78,0	9,0	2,60E+07	Oliveira <i>et al.</i> (2008)
	S <sup>2</sup>	292	730	165	-	61,0	7,0	5,50E+06	
	R <sup>3</sup> (%)	56,1	47,8	65,6	-	21,8	22,2	78,846	
RBC <sup>14</sup>	E <sup>1</sup>	382	618	199	43,0	61,0	-	1,90E+06	Hiras <i>et al.</i> (2004)
	S <sup>2</sup>	53	112	80	3,3	28,0	-	1,10E+05	
	R <sup>3</sup> (%)	86,1	81,9	59,8	92,3	54,1	-	94,211	
RSB <sup>15</sup>	E <sup>1</sup>	180	257	128	25,3	38,4	-	-	Cybis <i>et al.</i> (2004)
	S <sup>2</sup>	30	25	19	2,3	4,7	-	-	
	R <sup>3</sup> (%)	83,3	90,3	85,2	90,9	87,8	-	-	
RAG <sup>16</sup>	E <sup>1</sup>	232	528	247	-	53,0	7,2	-	Guo <i>et al.</i> (2020)
	S <sup>2</sup>	9	57	9	-	7,0	0,7	-	
	R <sup>3</sup> (%)	96,1	89,2	96,4	-	86,8	90,3	-	

Fonte: Elaborado pela autora (2023). DBO, DQO e SST em mg/L; NAM e N em mg N/L; P em mg P/L e CTT em NMP/100 mL.

1. Entrada
2. Saída

3. Remoção
4. *Upflow Anaerobic Sludge Blanket*
5. Filtro Biológico Aerado
6. Lagoa de Estabilização
7. Filtro de Pedra
8. *Wetland*
9. Lodos Ativados
10. Lagoa Anaeróbia
11. Lagoa Facultativa
12. Tanque Séptico
13. Filtro Anaeróbio
14. *Rotating Biological Contactor*
15. Reator de Batelada Sequencial
16. Reator Granular Aeróbio

Tabela 2 - Normalização dos dados do efluente bruto.

<b>Tratamento</b>	<b>DBO</b>	<b>DQO</b>	<b>SST</b>	<b>NAM</b>	<b>N</b>	<b>P</b>	<b>CTT</b>
UASB	0,091	0,092	0,085	0,062	0,067	0,128	0,091
UASB+FBA	0,050	0,044	0,050	0,016	0,039	0,016	0,050
UASB+LE+FP	0,057	0,048	0,057	0,055	0,054	0,263	0,057
UASB+WET	0,068	0,060	0,086	0,062	0,051	0,142	0,068
UASB+LAT	0,048	0,057	0,070	0,061	0,059	0,112	0,048
LA+LF	0,124	0,141	0,120	0,108	0,121	0,214	0,124
LES (> 4)	0,057	0,061	0,059	0,117	0,088	0,020	0,057
LE+WET	0,071	0,061	0,091	0,120	0,090	0,003	0,071
LAT	0,077	0,074	0,074	0,084	0,073	0,040	0,077
TS+FAN	0,162	0,180	0,140	0,043	0,121	0,028	0,162
RBC	0,093	0,080	0,058	0,103	0,095	0,002	0,093
RSB	0,044	0,033	0,037	0,061	0,060	0,013	0,044
RAG	0,057	0,068	0,072	0,108	0,082	0,018	0,057

Fonte: Elaborado pela autora (2023).

Tabela 3 - Normalização dos dados do efluente tratado.

Tratamento	DBO	DQO	SST	NAM	N	P	CTT
UASB	0,124	0,118	0,117	0,124	0,141	0,633	0,124
UASB+FBA	0,028	0,021	0,024	0,020	0,028	0,000	0,028
UASB+LE+FP	0,061	0,048	0,054	0,082	0,056	0,000	0,061
UASB+WET	0,046	0,033	0,047	0,068	0,065	0,247	0,046
UASB+LAT	0,015	0,017	0,026	0,053	0,061	0,000	0,015
LA+LF	0,113	0,145	0,211	0,137	0,132	0,008	0,113
LES (> 4)	0,057	0,074	0,063	0,061	0,041	0,000	0,057
LE+WET	0,024	0,065	0,003	0,259	0,116	0,000	0,024
LAT	0,044	0,043	0,079	0,036	0,065	0,002	0,044
TS+FAN	0,370	0,343	0,227	0,096	0,179	0,102	0,370
RBC	0,067	0,053	0,110	0,023	0,082	0,002	0,067
RSB	0,038	0,012	0,026	0,016	0,014	0,002	0,038
RAG	0,012	0,027	0,012	0,025	0,022	0,003	0,012

Fonte: Elaborado pela autora (2023).

### 3.3.2 Método da entropia

O índice de entropia da qualidade da água é uma ferramenta abrangente, que é amplamente utilizada para a quantificação de qualidade da água para consumo (Zhou *et al.* 2013; Wu *et al.* 2015; Alizadeh *et al.* 2018; Su *et al.* 2018). Dessa forma, para calcular o índice de entropia da qualidade do esgoto será adotada a mesma metodologia utilizada para água.

As etapas de entropia, peso da entropia e índice de qualidade são como segue:

A matriz de autovalores,  $X$ , (Equação 9) associada a dados de qualidade para “ $m$ ” amostras e “ $n$ ” parâmetros é mostrado a seguir (Su *et al.* 2018):

$$X = \begin{vmatrix} x_{11} & x_{12} & \dots & x_{1n} \\ x_{21} & x_{22} & \dots & x_{2n} \\ \dots & \dots & \dots & \dots \\ x_{m1} & x_{m2} & \dots & x_{mn} \end{vmatrix} \quad (7)$$

Então, usando a Equação 10, a matriz de autovalores  $X$  é convertida em uma matriz de grau padrão  $Y$  na Equação 11:

$$y_{ij} = \frac{x_{ij} - (x_{ij})_{\text{mín}}}{(x_{ij})_{\text{máx}} - (x_{ij})_{\text{mín}}} \quad (8)$$

$$Y = \begin{vmatrix} y_{11} & y_{12} & \dots & y_{1n} \\ y_{21} & y_{22} & \dots & y_{2n} \\ y_{m1} & y_{m2} & \dots & y_{mn} \end{vmatrix} \quad (9)$$

Em que:  $(x_{ij})_{\text{mín}}$  e  $(x_{ij})_{\text{máx}}$  representam os valores mínimo e máximo de um mesmo parâmetro de todas as amostras, respectivamente.

A entropia da informação ( $e_j$ ) é calculada pelas seguintes equações (12) (Su *et al.*, 2018):

$$\begin{cases} e_j = -\frac{1}{\ln m} \sum_{i=1}^m P_{ij} \ln P_{ij} \\ P_{ij} = \frac{(1+y_{ij})}{\sum_{i=1}^m (1+y_{ij})} \end{cases} \quad (12)$$

A seguir, as Equações 13 e 14 são usados para calcular o peso da entropia ( $w_j$ ) e a escala de classificação de qualidade ( $q_j$ ), respectivamente.

$$w_j = \frac{(1+e_j)}{\sum_{i=1}^m (1+e_j)} \quad (10)$$

$$q_j = \frac{C_j}{S_j} \times 100 \quad (11)$$

Em que:  $C_j$  representa a concentração do parâmetro  $j$  e  $S_j$  representa o limite permissível dos padrões brasileiros de qualidade do efluente o parâmetro  $j$ .

### 3.4 Estimativa de pesos

O peso da entropia, representado por  $w_j$ , é uma medida de importância relativa da entropia de um determinado fator em relação a outros fatores analisados. No contexto do tratamento de esgoto, o peso da entropia pode ser utilizado para avaliar a contribuição de diferentes variáveis na eficiência do processo de tratamento (Zhou *et al.* 2013; Wu *et al.* 2015; Alizadeh *et al.* 2018; Su *et al.* 2018).

O conceito de método da entropia foi introduzido por Shannon em 1948 (Shannon, 1948) que captura a medida de aleatoriedade e desordem na informação. A teoria da informação de Shannon interpreta a importância das intensidades relativas (pesos) do critério em função da dispersão entre os dados (Gorgij *et al.*, 2017). A vantagem mais significativa do método da entropia é que ele fornece resultados confiáveis devido à eliminação da interferência de fatores humanos na atribuição de pesos ao parâmetro (Pei-Yue *et al.*, 2010).

O peso da entropia varia de 0 a 1 e representa a proporção de importância relativa de um determinado fator em relação aos demais. Quanto maior o valor de  $w_j$ , maior é a importância relativa do fator na eficiência do processo de tratamento.

### 3.5 Subindexação

O objetivo principal do processo de subíndice é converter as concentrações dos parâmetros em valores sem unidade conhecidos como subíndices dos parâmetros. Alguns modelos para IQA usaram os valores de referência padrão de qualidade da água para estabelecer os subíndices (Abbasi; Abbasi, 2012; Sutadian *et al.*, 2016). O processo de subíndice pode ser calculado através das concentrações dos parâmetros ou por meio de funções interpoladas lineares ou por funções da curva de classificação.

Dessa forma, o modelo proposto usou intervalos de parâmetros recomendados de padrões de qualidade do efluente (Brasil, 2011) para calcular os valores do subíndice linearmente (Tomas *et al.*, 2017). A escala do subíndice variou entre 1 e 100; quando as concentrações dos parâmetros foram encontradas abaixo dos valores recomendados, o valor do subíndice foi atribuído 100, caso contrário, 1 foi registrado automaticamente. Os subíndices foram desenvolvidos de acordo com a regressão linear, como pode ser visualizado na Tabela 4, a partir dos valores limite prescritos com base na Resolução do Conselho Nacional de Meio Ambiente (CONAMA) nº 430 (Brasil, 2011).

Tabela 4 - Equações dos subíndices para o IQE<sub>F</sub>

Parâmetro	Equação de subíndice ajustada
DBO	- 1,2375.DBO + 149,5
DQO	- 0,5824.DQO + 146,6
SST	-0,707.SST + 128,39
NAM	- 6,6.NAM + 133
N	- 6,6.N + 166
P	-33.P + 133
CTT	-0,002.CTT + 102,02

Fonte: Elaborado pela autora (2023).

Ao atribuir um valor numérico aos subíndices, é possível quantificar e comparar a qualidade do efluente com base nos padrões estabelecidos. Esses subíndices podem ajudar na tomada de decisões e no monitoramento da eficiência de um sistema de tratamento de efluentes.

Ao converter as concentrações dos parâmetros em subíndices, é possível simplificar a avaliação da qualidade do efluente, tornando-a mais compreensível e acessível para análise e tomada de decisões.

### 3.6 Proposição geral do Índice de Qualidade de Efluentes (IQEF) e do Nível de Qualidade do Efluente (NQEF)

O Índice de Qualidade de Efluentes (IQEF) consiste em uma ferramenta de avaliação integrada da qualidade do efluente tratado, permitindo quantificar de forma abrangente o desempenho do sistema de tratamento. O IQEF agrega diversos parâmetros relevantes em um único valor, facilitando a interpretação e tomada de decisão. A estrutura básica do IQEF envolve as seguintes etapas (Singh *et al.*, 2005; Abbasi; Abbasi, 2012; Garg *et al.*, 2016):

1. Seleção dos parâmetros: escolha dos parâmetros físico-químicos e microbiológicos mais significativos para avaliação da qualidade do efluente, considerando fatores como legislação, usos previstos e condições locais. Geralmente variam de 8 a 15 parâmetros.

2. Atribuição dos pesos: define a importância relativa de cada parâmetro selecionado. Métodos como análise de componentes principais, análise de agrupamentos e análise hierárquica podem ser empregados.

3. Subindexação: conversão dos valores dos parâmetros para uma escala adimensional padronizada (1-100), por meio de funções lineares ou curvas logísticas.

4. Agregação: integração dos subíndices ponderados em um único valor de IQEF, via soma ou multiplicação.

O Nível de Qualidade do Efluente (NQEF) categoriza o resultado do IQEF em classes qualitativas, o que facilita a interpretação por não especialistas. O NQEF pode ter 3 a 5 classes, com limites definidos com base em diretrizes e legislação.

A aplicação conjugada do IQEF e NQEF permite avaliar a conformidade do efluente tratado com padrões legais, monitorar tendências temporais e espaciais, e orientar ações para melhoria do tratamento quando necessário (Omar; El-Zeiny, 2019; Garg *et al.*, 2016).

Dessa forma, o IQEF e NQEF configuram instrumentos customizáveis para gestão da qualidade do efluente, apoiando decisões quanto às tecnologias de tratamento mais adequadas e parâmetros críticos a serem controlados.

A importância relativa de cada parâmetro no método IQEF e do NQEF depende do uso pretendido do efluente. Os “padrões” (concentrações permitidas de vários poluentes) para efluente, em nível federal, são recomendados pelo Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA), através da Resolução nº 430, de 13 de maio de 2011 (Brasil, 2011), que dispõe sobre as condições e padrões de lançamento de efluentes, fixando valores de concentração de parâmetros orgânicos e inorgânicos a serem obedecidos por qualquer fonte poluidora que lance seus efluentes diretamente em corpos receptores.

A definição dos parâmetros a serem incluídos no IQEF é uma etapa crucial, pois determina quais aspectos da qualidade do efluente serão avaliados. Os parâmetros selecionados devem ser representativos e mensuráveis, considerando a realidade local e os usos previstos para o corpo receptor.

Parâmetros comumente empregados em IQEF na literatura incluem: DBO, DQO, SST, nitrogênio (amoniaco, nitrito e nitrato), fósforo, pH, turbidez, óleos e graxas, metais pesados e coliformes (Tyagi *et al.*, 2013; Omar; El-Zeiny, 2019).

O número de parâmetros deve balancear a abrangência da avaliação com a complexidade de cálculo e interpretação do índice. Modelos com muitos parâmetros podem se

tornar redundantes, enquanto poucos parâmetros podem não representar adequadamente a qualidade do efluente.

O modelo proposto para calcular o IQEF e NQEF nesse estudo empregou sete parâmetros físico-químicos e microbiológico de qualidade do efluente, incluindo DBO, DQO, SST, NAM, N, P e coliformes. Os parâmetros da proposta do modelo foram determinados com base em considerações ambientais importantes, como significância do parâmetro, influência relativa de outros parâmetros e autenticação e confiabilidade dos dados (Abbasi; Abbasi, 2012).

A decisão de não utilizar o parâmetro pH na metodologia do IQEF e do NQEF foi tomada para evitar distorções nos resultados, especialmente porque a variação natural do pH pode não representar uma variação significativa real. Quando se trabalha com valores de pH, especialmente em contextos de análise de água ou efluentes, pequenas variações podem indicar mudanças significativas. Essa sensibilidade pode tornar difícil a recuperação ou revisão dos valores, principalmente em modelos agregados, pois pequenas mudanças podem resultar em grandes flutuações no pH, mas em efeito sobre o índice. Cabe lembrar o conceito de pH, que é uma medida que expressa a acidez ou alcalinidade de uma solução aquosa e é calculada a partir do inverso do logaritmo da concentração de íons de hidrogênio. Assim, a variação é fortemente discretizada, o que representa pouca perda de informação e, portanto, tenha baixo peso. Diante do exposto, a exclusão do pH no modelo foi realizado por considerar que sua alta sensibilidade pode dificultar a interpretação dos resultados.

O processo de agregação é a etapa final do modelo IQEF e do NQEF. É aplicado para agregar os subíndices de parâmetros em uma única pontuação do índice de qualidade (Sutadian *et al.*, 2016). A maioria dos modelos usam funções aditivas ou funções multiplicativas ou uma combinação das duas. Nesse trabalho optou-se utilizar a função aditiva e a multiplicativa, em que o valor final do índice é calculado pela adição e multiplicação dos subíndices ponderados, como podem ser visualizadas nas Equações 15 e 16:

$$IQEF_{aditivo} = \sum_{j=1}^m w_j q_j \quad (12)$$

$$IQEF_{multiplicativo} = \prod_{j=1}^m w_j^{q_j} \quad (13)$$

Em que:  $w_j$  é o valor do subíndice para o parâmetro  $j$ ,  $q_j$  (que varia de 0 a 1) é o valor do peso do parâmetro correspondente e  $m$  é o número total de parâmetros.

O NQEF também é calculado por meio da soma ponderada dos valores de subíndice para cada parâmetro e multiplicação, utilizando os pesos ( $w_j$ ) e os valores de peso do parâmetro correspondente ( $q_j$ ), onde  $m$  é o número total de parâmetros considerados, como podem ser visualizadas nas Equações 17 e 18:

$$NQEF_{aditivo} = \sum_{j=1}^m w_j q_j \quad (14)$$

$$NQEF_{multiplicativo} = \prod_{j=1}^m w_j^{q_j} \quad (15)$$

O resultado do NQEF é um valor que representa uma medida agregada da qualidade do efluente tratado, levando em consideração a contribuição de cada parâmetro e seus respectivos pesos. Quanto maior o valor do NQEF, melhor é a qualidade do efluente, indicando que os parâmetros avaliados estão dentro dos limites e que o tratamento está sendo eficaz em reduzir os contaminantes presentes.

### 3.6.1 Parâmetros, classes e intervalos do IQEF e do NQEF

O nível de qualidade de efluente (NQEF) permite avaliar de forma qualitativa a qualidade do efluente tratado em relação aos parâmetros específicos. Para o NQEF e IQEF foram estabelecidas cinco classes (Tabela 5), com base em critérios definidos:

1. **Péssimo:** Indica que o efluente tratado apresenta uma qualidade muito baixa, com concentrações dos parâmetros muito acima dos valores permitidos e que podem representar riscos significativos ao meio ambiente e à saúde humana.
2. **Não-satisfatório:** Indica que a qualidade do efluente tratado é insatisfatória, com concentrações dos parâmetros acima dos valores recomendados, embora não tão extremas quanto na classe "Péssimo".
3. **Satisfatório:** Indica que a qualidade do efluente tratado está dentro dos padrões mínimos aceitáveis, mas ainda não atingiu um nível considerado bom. Pode haver

a necessidade de melhorias para garantir uma qualidade mais adequada.

4. **Bom**: Indica que a qualidade do efluente tratado está dentro dos padrões desejados, atendendo aos critérios estabelecidos para os parâmetros avaliados. É um indicativo de que o efluente está sendo tratado de forma eficiente.

5. **Excelente**: Indica que a qualidade do efluente tratado é excepcionalmente alta, com concentrações dos parâmetros muito abaixo dos valores permitidos. Essa classe representa um nível de qualidade superior, indicando um tratamento de efluente altamente eficaz.

Tabela 5 - Classificação do nível de qualidade do efluente

Parâmetro	Péssimo	Não-Satisfatório	Satisfatório	Bom	Excelente
	1	2	3	4	5
DBO	> 120	101 - 120	65 - 100	40 - 64	< 40
DQO	> 250	201 - 250	151 - 200	80 - 150	< 80
SST	> 180	151 - 180	81 - 150	40 - 80	< 40
NAM	> 20,0	15,1 - 20,0	10,1 - 15,0	5,0 - 10,0	< 5,0
N	> 25,0	20,1 - 25,0	15,1 - 20,0	10,0 - 15,0	< 10,0
P	> 4,0	3,6 - 4,0	2,1 - 3,5	1,0 - 2,0	< 1,0
CTT	> 5,0E+4	1,1E+4 - 5,0E+4	5,1E+3 -	1,0E+3 -	< 1,0E+3

Fonte: Elaborado pela autora (2023).

A classificação em classes facilita a interpretação dos resultados e a comunicação dos níveis de qualidade do efluente para os responsáveis pelo tratamento de esgoto, gestores ambientais e demais partes interessadas.

Ao realizar monitoramentos regulares e utilizar a classificação do NQEF, é factível acompanhar a eficiência do tratamento ao longo do tempo, identificar tendências e tomar medidas corretivas quando necessário. Isso contribui para a melhoria contínua dos processos de tratamento de esgoto e para a preservação do meio ambiente.

Quanto às classes e intervalos do IQEF, não há uma padronização na literatura (Tabela 6). Alguns estudos adotam 3 classes (Omar; El-Zeiny, 2019), enquanto outros aplicam 5 ou mais níveis (Garg *et al.*, 2016). Os limites podem ser baseados em *benchmarkings* com efluentes de referência ou diretrizes legais e de reuso.

Tabela 6 - Classificação do índice de qualidade do efluente

<b>IQEF</b>	<b>Classificação</b>	<b>NQEF</b>	<b>Cor</b>
91 - 100	Excelente	5	Azul
71 - 90	Bom	4	Verde
50-70	Satisfatório	3	Amarelo
25-49	Não-Satisfatório	2	Laranja
1 - 24	Péssimo	1	Vermelho

Fonte: Elaborado pela autora (2023).

Os intervalos devem segregar adequadamente o desempenho do tratamento, permitindo identificar situações indesejáveis que exijam intervenções, ao mesmo tempo em que recompensam eficiências superiores. Classes muito amplas ou estreitas podem comprometer a efetividade do IQEF como ferramenta de gestão.

Portanto, a definição de parâmetros, classes e intervalos para o IQEF e NQEF requer um balanceamento cuidadoso entre simplicidade, representatividade e sensibilidade dos indicadores, a fim de prover uma avaliação realista e um instrumento de gestão efetivo para o controle da qualidade do efluente.

### **3.6.2 Classes dos parâmetros**

Para estabelecer as classes e intervalos do IQEF e do NQEF, foi realizada uma revisão das legislações e normas técnicas aplicáveis à qualidade de efluentes (Tabela 7). Como referência nacional, utilizou-se a Resolução CONAMA nº 430/2011, que estabelece padrões de lançamento de efluentes no Brasil.

Com base nos limites legais e faixas de variação identificadas na literatura, foram sugeridos intervalos para cinco classes de qualidade, buscando segmentar adequadamente o desempenho do tratamento de efluentes. Procurou-se estabelecer limites equilibrados entre as classes, evitando amplitudes excessivas.

As referências consultadas serviram como orientação geral. Porém, há flexibilidade para ajustar os intervalos de acordo com necessidades e características locais, a fim de tornar o IQEF e o NQEF mais adequado para avaliação de efluentes em uma situação prática específica de aplicação. O IQEF e o NQEF propostos deverão ser validados com sua aplicação em casos reais para eventuais ajustes.

Tabela 7 - Padrões de lançamentos no Brasil.

UF	Legislação	Padrões de Lançamento de Efluentes em Corpos						Eficiência de Remoção (%)		
		DQO (mg O <sub>2</sub> /L)	DBO (mg O <sub>2</sub> /L)	SST (mg/L)	N (mg-N/L)	P (mg/L)	C Term (NMP/100mL)	DQO	DBO	SST
BR	CONAMA 430/2011	-	120 <sup>(5)</sup>	-	20 <sup>(3)(5)(11)(18)</sup>	-	-	-	20 <sup>(19)</sup>	-
AM	Resolução Comdema 34/2012	100 <sup>(18)</sup> 150 <sup>(5)</sup>	60 <sup>(18)</sup> 90 <sup>(5)</sup>	100 <sup>(1)</sup> 60 <sup>(2)</sup>	-	-	-	-	75 <sup>(18)</sup> 85 <sup>(2)</sup>	20 <sup>(19)</sup>
RO	Decreto 7.903/1997	-	-	-	5 <sup>(3)</sup>	-	-	-	-	-
AL	Decreto 6.200/1985	150	60	-	0,5 <sup>(3)</sup>	-	-	-	-	-
BA	Resolução Cepram 2.228/2000	-	-	-	-	-	106	-	80 - 95 <sup>(4)</sup>	70-90 <sup>(4)</sup>
CE	Resolução Coema 02/2017	200 <sup>(18)(20)</sup> 600 <sup>(21)</sup>	120 <sup>(5)</sup>	100 <sup>(5)(18)(20)</sup> 150 <sup>(6)(21)</sup>	5 <sup>(3)(18)</sup> 20 <sup>(3)(7)(18)(21)</sup>	-	5000	-	-	20 <sup>(19)</sup>
MA	Portaria Sema 79/2013	-	-	-	-	-	-	-	90	90
PE	NT 2001/2002/2007 da CPRH	360 (C ≤ 2) <sup>(8)(18)</sup> 160 (2 < C ≤ 6) 120 (6 < C ≤ 50) 60 (C > 50)	180(C ≤ 2) <sup>(8)(18)</sup> 80(2 < C ≤ 6) 60(6 < C ≤ 50) 30(C > 50)	-	-	-	10 <sup>6</sup> a 10 <sup>4</sup> <sup>(9)</sup>	60-90 (10)(18)	40(C ≤ 2) <sup>(8)(18)</sup> 70 (2 < C ≤ 6) 80(6 < C ≤ 50) 90(C > 50)	-
GO	Decreto 1.745/1979 Regulamento	-	60	-	-	-	-	-	80	-
MS	Deliberação Ceca 36/2012	-	100 <sup>(18)</sup> 120 <sup>(5)</sup>	-	20 <sup>(3)(11)(18)</sup>	-	-	-	-	-
ES	Resolução Comdema 02/1991	200	-	100	5 <sup>(3)</sup>	-	-	-	90 (C ≥ 100) <sup>(8)</sup>	-
MG	Deliberação Normativa	180 250 <sup>(12)</sup>	60	100 150 <sup>(6)</sup>	5 <sup>(3)(11)</sup>	-	-	70	75	-
RJ	Deliberação Ceca nº 1007/86 - NT FEEMA 202. R10/1986	-	180 (C ≤ 5) <sup>(8)</sup> 100 (5 < C ≤ 25) 65 (25 < C ≤ 80) 40 (C > 80)	-	5 <sup>(3)</sup> 10 <sup>(13)(16)</sup>	1 <sup>(13)</sup>	-	-	30 (C ≤ 5) <sup>(8)</sup> 65(5 < C ≤ 25) 80 (25 < C ≤ 80) 85(C > 80)	-
SP	Decreto 8.468/1976	-	60	-	-	-	-	-	80	-
PR	Resolução Sema 21/2009 e Resolução Cema 70/2009	225 200 <sup>(10)(14)</sup>	90 50 <sup>(14)</sup>	-	-	-	-	-	-	-
RS	Resolução Conesma 128/2006	400(Q < 20) <sup>(15)</sup> 360(20 ≤ Q < 100) 330(100 ≤ Q < 500) 300(500 ≤ Q < 1000) 260(1000 ≤ Q < 3000) 200(3000 ≤ Q < 7000) 180(7000 ≤ Q < 10 <sup>4</sup> ) 150(Q ≥ 10 <sup>4</sup> )	180 (Q < 20) <sup>(15)</sup> 150 (20 ≤ Q < 100) 110 (100 ≤ Q < 500) 80(500 ≤ Q < 1000) 70(1000 ≤ Q < 3000) 60(3000 ≤ Q < 7000) 50(7000 ≤ Q < 10 <sup>4</sup> ) 40(Q ≥ 10 <sup>4</sup> )	-	20(Q < 100) <sup>(15)(16)</sup> 20(100 < Q ≤ 10 <sup>3</sup> ) 15(10 <sup>3</sup> < Q < 10 <sup>4</sup> ) 10(Q ≥ 10 <sup>4</sup> ) 20 <sup>(3)</sup>	4(Q < 100) <sup>(15)</sup> 3(100 ≤ Q < 10 <sup>3</sup> ) 2(10 <sup>3</sup> ≤ Q < 10 <sup>4</sup> ) 1(Q ≥ 10 <sup>4</sup> )	10 <sup>5</sup> (Q < 100) <sup>(15)</sup> ) 10 <sup>4</sup> (100 ≤ Q < 10 <sup>4</sup> ) 0 <sup>4</sup> ) 10 <sup>3</sup> (Q ≥ 10 <sup>4</sup> )	-	-	-
SC	Decreto Nº 14.250/1981 e Lei 14.675/2009	-	60	-	10 <sup>(13)(16)</sup>	4 <sup>(13)(17)</sup>	-	-	80	-

Fonte: Adaptados Morais e Santos (2019).

17. Valor máximo diário.
18. Média Aritmética Mensal
19. Nitrogênio Amoniacal
20. Variável de acordo com o padrão socioeconômico do empreendimento imobiliário habitacional.
21. Para efluentes sanitários (domésticos).
22. Para efluentes de Lagoas de Estabilização.
23. Somente para pH abaixo de 8 (Resolução COEMA nº02/2017)
24. Variável de acordo com a Carga Orgânica diária bruta (kg/dia)
25. Variável de acordo com classes de enquadramento do corpo d'água receptor.
26. De acordo com o tipo de indústria.
27. O padrão para Nitrogênio Amoniacal não é exigível para Sistemas de Tratamento de Esgotos Sanitários

- e deve atender ao padrão da classe de enquadramento do corpo receptor.
28. Para indústria têxtil.
  29. Lançamentos em corpos hídricos contribuintes de lagoas ou lagunas ou estuários.
  30. Para indústrias de laticínios.
  31. Variável de acordo com a vazão diárias (m<sup>3</sup>/dia)
  32. Nitrogênio Total.
  33. A legislação prevê eficiência mínima de remoção de 75%.
  34. Para efluentes industriais.
  35. A legislação prevê eficiência mínima de remoção após desarenação, em casos de lançamentos de efluentes por meio de emissário submarino.
  36. Para efluentes advindos de lavagem de filtro de ETA.
  37. Para lançamentos indiretos de efluentes (em sistema coletor das operadoras de serviços de esgoto).

### ***3.6.3 Seleção das variáveis para o IQEF e NQEF***

A seleção dos parâmetros para a construção do índice de qualidade do efluente é uma etapa crucial no desenvolvimento de um sistema de avaliação da qualidade do efluente tratado. A escolha adequada dos parâmetros permite avaliar de forma abrangente e representativa a eficiência do processo de tratamento e os potenciais impactos ambientais.

A seleção deve levar em consideração fatores como as características do efluente a ser tratado, os requisitos regulatórios e normativos, as demandas locais e as preocupações ambientais específicas da área em questão. A maioria dos modelos para a construção de índices empregam de oito a onze parâmetros (Ferreira *et al.*, 2011; Lumb; Halliwell; Sharma, 2006; Said *et al.*, 2004).

O critério de escolha para o trabalho foi a quantidade de informações em número suficiente para aplicação do estudo estatístico, além de estarem contidos nas legislações ambientais para o lançamento. Logo, os parâmetros escolhidos foram demanda bioquímica de oxigênio (DBO), demanda química de oxigênio (DQO), sólidos suspensos totais (SST), nitrogênio amoniacal (NAM), nitrogênio total (N), fósforo (P) e coliformes termotolerantes (CTT).

O Quadro 2 fornece uma visão geral detalhada da seleção das variáveis para a composição do IQEF e do NQEF com base no efluente bruto e do IQEF e do NQEF baseado no efluente tratado com a proposição de trinta e quatro arranjos.

Quadro 2 - Parâmetros de qualidade do efluente incluídos nos modelos de IQEF e do NQEF do efluente bruto e tratado.

Modelo	Variáveis (Parâmetros)						
M <sub>1</sub>	DBO	DQO	SST	NAM	N	P	CTT
M <sub>2</sub>	DBO		SST		N	P	CTT
M <sub>3</sub>		DQO	SST		N	P	CTT
M <sub>4</sub>	DBO		SST	NAM		P	CTT
M <sub>5</sub>		DQO	SST	NAM		P	CTT
M <sub>6</sub>	DBO				N	P	CTT
M <sub>7</sub>		DQO			N	P	CTT
M <sub>8</sub>	DBO			NAM		P	CTT
M <sub>9</sub>		DQO		NAM		P	CTT
M <sub>10</sub>	DBO				N		CTT
M <sub>11</sub>		DQO			N		CTT
M <sub>12</sub>	DBO			NAM			CTT
M <sub>13</sub>		DQO		NAM			CTT
M <sub>14</sub>	DBO		SST		N		CTT
M <sub>15</sub>		DQO	SST		N		CTT
M <sub>16</sub>	DBO		SST	NAM			CTT
M <sub>17</sub>		DQO	SST	NAM			CTT
M <sub>18</sub>	DBO	DQO	SST	NAM	N	P	
M <sub>19</sub>	DBO		SST		N	P	
M <sub>20</sub>		DQO	SST		N	P	
M <sub>21</sub>	DBO		SST	NAM		P	
M <sub>22</sub>		DQO	SST	NAM		P	
M <sub>23</sub>	DBO				N	P	
M <sub>24</sub>		DQO			N	P	
M <sub>25</sub>	DBO			NAM		P	
M <sub>26</sub>		DQO		NAM		P	
M <sub>27</sub>	DBO				N		
M <sub>28</sub>		DQO			N		
M <sub>29</sub>	DBO			NAM			
M <sub>30</sub>		DQO		NAM			
M <sub>31</sub>	DBO		SST		N		
M <sub>32</sub>		DQO	SST		N		
M <sub>33</sub>	DBO		SST	NAM			
M <sub>34</sub>		DQO	SST	NAM			

Fonte: Elaborado pela autora (2023).

Em geral, não há regras ou diretrizes específicas para selecionar o parâmetro de qualidade de efluente para inclusão no modelo IQEF e NQEF. O modelo do índice de qualidade de água não segue nenhuma técnica sistemática para definir seus parâmetros. Os parâmetros do modelo IQA foram, em geral, escolhidos com base em alguns problemas comuns de qualidade da água, como disponibilidade de oxigênio, eutrofização, considerações de saúde, fenômenos físicos e químicos e constituintes dissolvidos.

Embora não haja uma abordagem sistemática fixa para selecionar os parâmetros do IQEF e do NQEF, é importante considerar uma combinação de critérios, levando em conta a relevância ambiental, a conformidade regulatória e as preocupações de saúde pública. Além disso, consultas às revisões da literatura podem fornecer informações valiosas na seleção dos parâmetros mais adequados.

Para avaliar as implicações dessas configurações e compreender como diferentes modelos de IQEF e NQEF abordam a relevância de cada parâmetro na avaliação da qualidade do efluente, foram selecionados modelos específicos para análise. Estes modelos foram escolhidos estrategicamente, incluindo M5, M8, M9, M17, M23, M24 e M25 (conforme aplicação na sessão 4.3). Essa abordagem de alternância de parâmetros possibilitou a obtenção de uma visão abrangente e equilibrada da eficiência do tratamento em relação aos múltiplos aspectos da qualidade do efluente.

## **4 RESULTADOS E DISCUSSÃO**

Nesta seção, serão apresentados os resultados e conduzidas as discussões relacionadas ao IQEF. Os resultados obtidos por meio da aplicação desse índice fornecem informações essenciais para avaliar a qualidade do efluente tratado, bem como para identificar possíveis problemas ou áreas de melhoria nos sistemas de tratamento.

A análise dos critérios incluídos no IQEF permitirá compreender a composição do efluente e avaliar o desempenho do sistema de tratamento em relação às metas e padrões seguidos pelas legislações ambientais. Além disso, a classificação do NQEF permite uma avaliação qualitativa e comparativa da qualidade do efluente.

Dessa forma, será possível obter uma visão abrangente da qualidade do efluente tratado, identificando aspectos relevantes para a gestão ambiental e proporcionando benefícios para possíveis ações de melhoria no tratamento de efluentes.

### **4.1 Caracterização dos efluentes bruto e tratado**

#### ***4.1.1 Análise estatística***

Para uma avaliação preliminar dos dados, foi realizada a estatística descritiva (Tabela 8) das concentrações dos efluentes das diferentes tecnologias selecionadas que foram observadas na seção 3.3.1 (Tabela 1). Essas estações foram escolhidas para compor o IQEF, e por esse motivo, seus dados foram analisados de forma isolada. A estatística descritiva nos permite obter uma visão geral das concentrações dos parâmetros em cada estação de tratamento, incluindo medidas de tendência central, como a média e mediana, além de medidas de dispersão, como o desvio padrão, coeficiente de variação e os valores mínimo e máximo.

Tabela 8 - Resumo descritivo das características das variáveis constituintes dos esgotos bruto e tratado considerados no estudo de desenvolvimento de IQE<sub>F</sub> e do NQE<sub>F</sub>.

Estatística	DBO	DQO	SST	NAM	N	P	CTT
	(mg/L)	(mg/L)	(mg/L)	(mg N/L)	(mg N/L)	(mg P/L)	(NMP/100 mL)
	<i>Esgoto Bruto</i>						
Média	315	596	263	32,2	49,6	5,7	7,19E+07
Desvio padrão	140	318	97	13,4	16,5	2,5	8,14E+07
CV	0,44	0,53	0,37	0,42	0,33	0,44	1,131
Mínimo	180	257	128	6,7	25,0	2,0	1,90E+06
Máximo	665	1398	479	50,0	78,0	11,0	2,46E+08
Q <sub>25</sub>	232	442	199	25,3	38,3	3,9	1,50E+07
Q <sub>75</sub>	371	618	293	45,0	58,0	7,0	1,20E+08
Mediana	279	473	247	26,0	47,0	5,7	2,60E+07
Média Geom	292	537	248	28,7	47,1	5,2	3,13E+07
Assimetria	1,57	1,73	1,03	-0,20	0,49	0,50	1,14
-	<i>Esgoto Tratado</i>						
Média	61	164	56	11,3	26,2	3,4	4,13E+06
Desvio padrão	75	189	52	9,9	17,3	2,4	9,75E+06
CV	1,23	1,16	0,94	0,88	0,66	0,70	2,359
Mínimo	9	25	2	2,3	4,7	0,7	3,06E+02
Máximo	292	730	165	38,0	61,0	7,0	3,40E+07
Q <sub>25</sub>	22	57	19	3,6	14,0	1,4	2,50E+03
Q <sub>75</sub>	53	157	80	14,0	39,5	5,8	4,30E+05
Mediana	36	103	39	9,0	22,0	2,4	1,10E+05
Média Geom	39	106	34	8,2	20,7	2,6	7,44E+04
Assimetria	2,86	2,55	1,26	1,79	0,72	0,45	2,84

Fonte: Elaborado pela autora (2023).

De acordo com Ezenwaji e Ezenweani (2018a), a regra prática é que onde o desvio padrão é menor que a média, a média é um verdadeiro representante da amostra sobre a qual foi extraída, porque todas as observações estão dentro do valor médio. No entanto, eles postulam que onde o desvio padrão está acima da média, a implicação é que existem valores que estão fora da média e a média não é um verdadeiro representante da amostra da qual foi calculada. Neste estudo, os desvios padrão de alguns parâmetros de qualidade do efluente tratado (DBO e DQO) são maiores que seus respectivos valores médios. Isso sugere que pode

haver valores extremos ou atípicos que estão distantes do valor médio, influenciando o desvio padrão e levando a uma maior variabilidade nos dados.

A análise da estatística descritiva forneceu uma visão geral dos parâmetros e sua conformidade com os limites estabelecidos para o lançamento do efluente. Ao examinar as medidas estatísticas foi possível avaliar sua distribuição e variabilidade. Os parâmetros DBO e DQO têm suas restrições, conforme mencionado na literatura. No entanto, eles continuam sendo amplamente utilizados na análise de esgoto bruto e tratado devido à sua praticidade e utilidade na avaliação da qualidade da água (Morais; dos Santos, 2019).

Na estatística descritiva, observa-se que a média de SST no efluente bruto é de 263 mg/L, enquanto o efluente tratado é de 56 mg/L. Essa diferença indica que o tratamento foi efetivo em reduzir a quantidade de sólidos suspensos no efluente, o que é um indicativo positivo da eficiência das tecnologias empregadas. O desvio padrão de SST foi de 97 mg/L no efluente bruto e 52 mg/L no efluente tratado, esses valores podem ser atribuídos as diversas fontes de variabilidade presentes nos dados analisados.

Quando se comparam diferentes tecnologias de tratamento de efluentes, é comum encontrar uma ampla gama de parâmetros e variáveis que podem influenciar os resultados. Essa diversidade de tecnologias pode introduzir uma heterogeneidade específica nos dados, resultando em uma dispersão significativa de valores. Além disso, as características próprias das tecnologias, tais como variações nos processos de tratamento, condições ambientais, insumos utilizados e métodos de medição, podem contribuir para a alta variabilidade observada nos resultados. Essa variabilidade pode ser ampliada pela presença de valores extremos ou discrepantes, bem como por diferenças nas amostragens ou no tempo de coleta dos dados.

Conforme mencionado por Von Sperling (2015), os valores de SST encontrados podem ser classificados como moderados para efluente bruto (em torno de 300 mg/L) e baixos para efluente tratado (na faixa de 100 mg/L). O coeficiente de variação (CV) mais alto para SST no tratado também foi observado em outros estudos, atribuído a flutuações no desempenho do tratamento (Kumar *et al.*, 2019).

O NAM é um indicador importante da presença de matéria orgânica nitrogenada, observa-se que a média no efluente bruto é de 11,3 mg N/L, enquanto no efluente tratado é de 3,4 mg N/L. Isso indica uma redução significativa nas concentrações de NAM após o tratamento ou conversão que ocorre, principalmente, através de processos biológicos, envolvendo microrganismos que registram reações específicas para transformar o NAM em formas menos prejudiciais.

A redução do desvio padrão após o tratamento sugere uma maior homogeneidade nas concentrações de NAM no efluente tratado e está de acordo com eficiências típicas de remoção biológica, por processos como nitrificação e desnitrificação (Andreoli *et al.*, 2001). O CV apresentou uma variação menor no efluente tratado, o que é um resultado desejável para garantir a consistência e a estabilidade da qualidade do efluente. A menor variabilidade de NAM no efluente tratado também é consistente com a literatura (Carvalho *et al.*, 2007).

Os coliformes termotolerantes são importantes indicadores de contaminação fecal e eficiência de desinfecção no tratamento de efluentes. A média encontrada no efluente bruto foi de  $7,19E+7$  NMP/100 mL, um valor típico para esgotos sanitários (Von Sperling, 2015). Após o tratamento, a média reduziu para  $4,13E+6$  NMP/100 mL, porém ainda acima do limite da legislação brasileira de 1000 NMP/100 mL para lançamento (Brasil, 2011). O desvio padrão elevado indica alta variabilidade nas concentrações. A eficiência média de remoção de coliformes termotolerantes pelo tratamento foi de 94%, abaixo dos >99% recomendados para adequada desinfecção (Jordão; Pessoa, 2014).

O CV dos CTT foi de 1,13 no efluente bruto e 2,36 no efluente tratado, indicando alta variabilidade nas concentrações. Valores de CV superiores a 1 são considerados muito altos e indesejáveis para esse parâmetro, conforme observado em outros estudos (Kumar *et al.*, 2019; Ezenwaji; Ezenweani, 2018b). A variabilidade de coliformes é atribuída a diversos fatores, como variações diárias de carga microbiana afluente, temperatura, pH e eficiência intermitente dos processos de desinfecção (cloração, UV) (Chernicharo *et al.*, 2015).

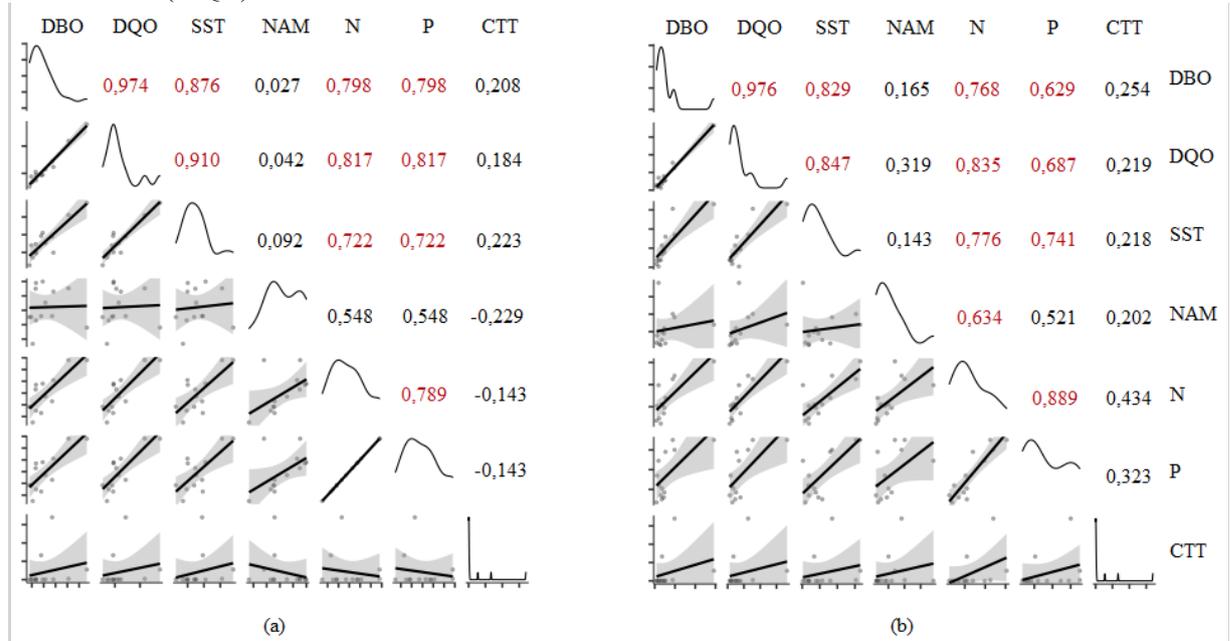
Eficiências de remoção de coliformes pelo tratamento com alta flutuação temporal foram relatadas por Valdes Ramos *et al.* (2019) e Oliveira; Von Sperling (2011) devido à sensibilidade desse parâmetro. O alto CV de coliformes termotolerantes no efluente tratado indica problemas na confiabilidade da desinfecção. O monitoramento e ajustes nos processos, além da adoção de técnicas robustas e redundantes, são recomendados para reduzir a variabilidade e garantir padrões microbiológicos (Jordão; Pessoa, 2014).

#### **4.1.2 Matriz de Pearson**

Uma abordagem comumente usada na seleção de parâmetros significativos é o uso de métodos estatísticos, que incluem o coeficiente de correlação de Pearson. Através da matriz de Pearson é possível quantificar a força e a direção das relações lineares entre as variáveis,

fornecendo *insights* sobre a interdependência dos diferentes parâmetros. A correlação entre os parâmetros no efluente bruto e tratado podem ser visualizadas na Figura 3.

Figura 3 - Matriz de Pearson das variáveis dos esgotos bruto (a) e tratado (b) empregadas no estudo de desenvolvimento de Índice de Qualidade de Efluente (IQE<sub>F</sub>) e do Nível de Qualidade de Efluente (NQE)



\* Os valores de  $r$  destacados em vermelho foram significativos ao nível de 0,05.

Fonte: Elaborado pela autora (2023).

Ao examinar a matriz de correlação, é possível identificar que a DBO e a DQO possuem uma forte correlação positiva com SST e N, com coeficientes de correlação de 0,876; 0,910; 0,798 e 0,817, respectivamente no efluente bruto.

A forte correlação entre a DBO e a DQO indicam que ambas as medidas estão capturando a mesma tendência ou padrão de concentração de matéria orgânica. Isso ocorre porque a DQO inclui uma ampla gama de compostos orgânicos que podem ser degradados pelos microrganismos durante o processo de decomposição, resultando em uma demanda bioquímica de oxigênio semelhante.

Além disso, a presença de matéria orgânica na forma de SST e a concentração de nitrogênio também estão correlacionadas positivamente com a DBO e a DQO. Nota-se que acontece porque os sólidos suspensos totais podem conter matéria orgânica em suspensão, enquanto o nitrogênio está frequentemente presente em compostos orgânicos. Assim, quanto maior a concentração de SST e nitrogênio, maior tende a ser a concentração de matéria orgânica

presente na amostra, o que resulta em uma maior DBO e DQO.

O NAM tem uma correlação fraca com todos os outros parâmetros, exceto N. O amônio, principal componente dos nutrientes amoniacais, possui um comportamento químico diferente de outros compostos presentes na amostra. Ele pode ser facilmente consumido por certos microrganismos, transformado em nitrito e, posteriormente, em nitrato, através do processo de nitrificação. Esse comportamento químico específico pode limitar sua correlação com outros parâmetros químicos e microbiológicos (Morais; dos Santos, 2019).

Ressalta-se que a correlação fraca do NAM com os demais parâmetros não implica necessariamente em falta de importância ou significado do NAM na qualidade do efluente. O nitrogênio amoniacal pode desempenhar um papel fundamental no ecossistema aquático e na saúde dos organismos aquáticos, especialmente em altas concentrações, podendo causar problemas como a eutrofização. No entanto, essa correlação fraca sugere que os nutrientes amoniacais têm uma relação distinta com os demais parâmetros e, portanto, podem ser influenciados por fatores específicos que não estão diretamente relacionados com os outros parâmetros analisados.

A correlação moderada entre N e P pode ser explicada pelo conceito de limitação de nutrientes. Em muitos casos, a disponibilidade desses nutrientes é essencial para o crescimento e a atividade dos organismos aquáticos. Quando um dos nutrientes está em maior quantidade do que o outro, ele se torna o nutriente limitante e controla a taxa de crescimento e produção biológica. A disponibilidade de ambos os nutrientes pode afetar de forma semelhante o crescimento e a produção de organismos aquáticos.

A correlação fraca entre N e CTT pode ser atribuída à complexidade da dinâmica desses organismos na água. Embora CTT seja frequentemente utilizado como indicador de contaminação fecal, sua presença e sobrevivência na água são influenciadas por diversos fatores, incluindo as condições específicas de transporte e degradação desses organismos.

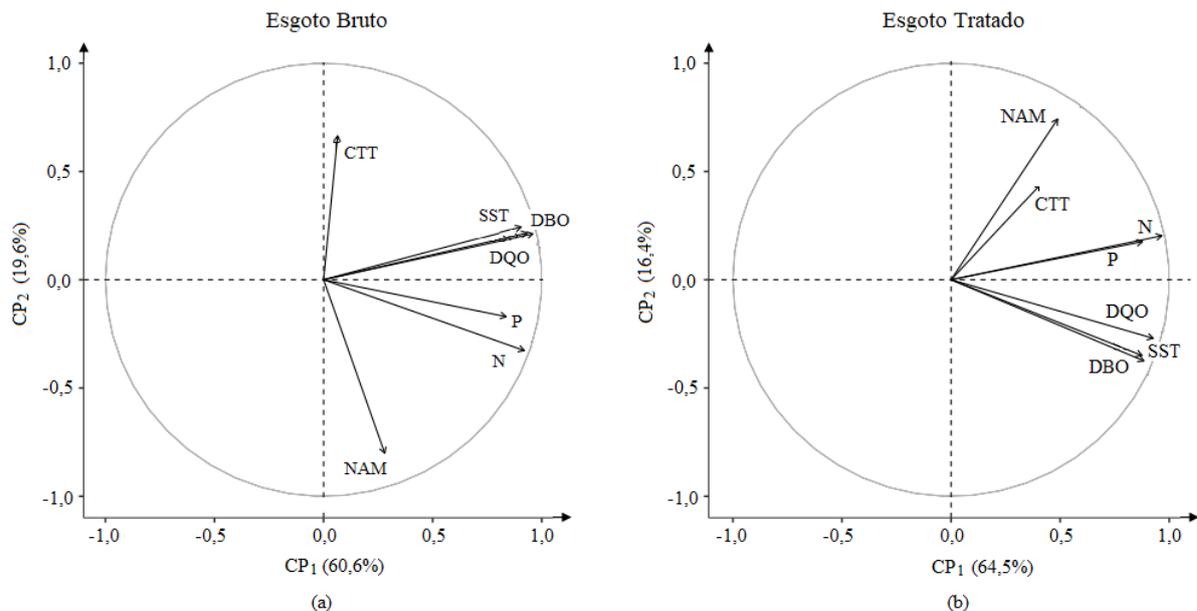
A ausência de uma correlação significativa do CTT com a maioria dos parâmetros, exceto uma correlação fraca negativa com SST, N e P, pode ser justificada por diferentes fatores relacionados à natureza e comportamento do CTT e às características dos outros parâmetros analisados.

A presença de CTT na água está principalmente associada à contaminação fecal de origem humana ou animal. Essa contaminação pode ocorrer de forma localizada e não estar diretamente relacionada aos outros parâmetros analisados. Além disso, o CTT podem ser transportados por diferentes rotas na água, o que pode resultar em correlações menos

significativas com outros parâmetros químicos e físicos. É importante ressaltar que, embora a correlação com a maioria dos parâmetros seja fraca, a correlação negativa com SST, N e P sugere que a presença desses parâmetros pode ter um efeito negativo na sobrevivência ou transporte do CTT.

Corroborando com a análise realizada para matriz de Pearson é possível verificar as tendências das variáveis no gráfico *biplot* (Figura 4). Nesse gráfico, cada variável é representada por uma seta, cuja direção e comprimento indicam a contribuição e a relação dessa variável com as demais. Além disso, as exceções do efluente bruto e tratado são representadas por pontos no gráfico, permitindo observar a distribuição das referências e identificar padrões ou agrupamentos.

Figura 4 - Gráfico *biplot* das componentes principais (CP1 e CP2) dos conjuntos de variáveis dos esgotos bruto (a) e tratado (b) empregados no estudo de desenvolvimento de Índice de Qualidade de Efluente (IQEF) e do Nível de Qualidade de Efluente (NQEF).



Fonte: Elaborado pela autora (2023).

Ao comparar os resultados do gráfico *biplot* com a matriz de Pearson, é possível verificar que as tendências e relações observadas no gráfico são consistentes com os valores de influência na matriz.

Por exemplo, no gráfico *biplot* do efluente bruto e tratado percebe-se que as setas dos parâmetros DBO, DQO e SST estão próximas e apontam na mesma direção, isso sugere uma correlação positiva entre as variáveis correspondentes. Ao consultar a matriz de Pearson,

encontra-se um valor positivo e significativo entre esses parâmetros. Essa abordagem combinada ajuda a validar as tendências observadas e a interpretar corretamente as relações entre os dados do esgoto bruto e tratado.

#### 4.2 Entropia das variáveis

As Tabelas 9 e 10 apresentam os resultados da entropia da informação ( $E_j$ ) para os parâmetros analisados. A  $E_j$  foi calculada com base nas equações (12) previamente mencionadas, fornecendo uma medida da incerteza ou desordem dos dados para cada parâmetro (Su *et al.* 2018). Os valores de  $E_j$  representam a proporção de falta de padrão ou regularidade nos dados, onde valores mais altos indicam uma maior incerteza. Através dessas tabelas, é possível obter uma visão detalhada sobre a variabilidade e a complexidade dos parâmetros analisados, permitindo uma compreensão mais aprofundada das informações disponíveis.

Tabela 9 - Cálculo da entropia dos dados do efluente bruto.

Tratamento	DBO	DQO	SST	NAM	N	P	CTT
UASB	-0,22	-0,22	-0,21	-0,17	-0,18	-0,22	-0,26
UASB+FBA	-0,15	-0,14	-0,15	-0,07	-0,13	-0,12	-0,07
UASB+LE+FP	-0,16	-0,15	-0,16	-0,16	-0,16	-0,10	-0,35
UASB+WET	-0,18	-0,17	-0,21	-0,17	-0,15	-0,15	-0,28
UASB+LAT	-0,14	-0,16	-0,19	-0,17	-0,17	-0,19	-0,25
LA+LF	-0,26	-0,28	-0,25	-0,24	-0,26	-0,28	-0,33
LES (> 4)	-0,16	-0,17	-0,17	-0,25	-0,21	-0,18	-0,08
LE+WET	-0,19	-0,17	-0,22	-0,25	-0,22	-0,20	-0,02
LAT	-0,20	-0,19	-0,19	-0,21	-0,19	-0,13	-0,13
TS+FAN	-0,30	-0,31	-0,28	-0,14	-0,26	-0,26	-0,10
RBC	-0,22	-0,20	-0,17	-0,23	-0,22	-0,20	-0,01
RSB	-0,14	-0,11	-0,12	-0,17	-0,17	-0,21	-0,06
RAG	-0,16	-0,18	-0,19	-0,24	-0,21	-0,23	-0,07
<b>SOMA</b>	<b>-2,48</b>	<b>-2,45</b>	<b>-2,51</b>	<b>-2,48</b>	<b>-2,51</b>	<b>-2,47</b>	<b>-2,00</b>
<b><math>E_j</math></b>	<b>0,97</b>	<b>0,96</b>	<b>0,98</b>	<b>0,97</b>	<b>0,98</b>	<b>0,96</b>	<b>0,78</b>

Fonte: Elaborado pela autora (2023).

Tabela 10 - Cálculo da entropia dos dados do efluente tratado.

<b>Tratamento</b>	<b>DBO</b>	<b>DQO</b>	<b>SST</b>	<b>NAM</b>	<b>N</b>	<b>P</b>	<b>CTT</b>
UASB	-0,26	-0,25	-0,25	-0,26	-0,28	-0,27	-0,29
UASB+FBA	-0,10	-0,08	-0,09	-0,08	-0,10	-0,16	0,00
UASB+LE+FP	-0,17	-0,15	-0,16	-0,20	-0,16	-0,12	0,00
UASB+WET	-0,14	-0,11	-0,14	-0,18	-0,18	-0,14	-0,35
UASB+LAT	-0,06	-0,07	-0,10	-0,16	-0,17	-0,20	0,00
LA+LF	-0,25	-0,28	-0,33	-0,27	-0,27	-0,29	-0,04
LES (> 4)	-0,16	-0,19	-0,17	-0,17	-0,13	-0,10	0,00
LE+WET	-0,09	-0,18	-0,02	-0,35	-0,25	-0,24	0,00
LAT	-0,14	-0,14	-0,20	-0,12	-0,18	-0,09	-0,01
TS+FAN	-0,37	-0,37	-0,34	-0,22	-0,31	-0,29	-0,23
RBC	-0,18	-0,15	-0,24	-0,09	-0,21	-0,27	-0,01
RSB	-0,12	-0,05	-0,10	-0,07	-0,06	-0,11	-0,01
RAG	-0,05	-0,10	-0,05	-0,09	-0,08	-0,07	-0,02
<b>SOMA</b>	<b>-2,10</b>	<b>-2,12</b>	<b>-2,19</b>	<b>-2,26</b>	<b>-2,36</b>	<b>-2,34</b>	<b>-0,97</b>
<b><i>Ej</i></b>	<b>0,82</b>	<b>0,83</b>	<b>0,85</b>	<b>0,88</b>	<b>0,92</b>	<b>0,91</b>	<b>0,38</b>

Fonte: Elaborado pela autora (2023).

Os valores da *Ej* podem ajudar a identificar quais parâmetros são mais sensíveis às mudanças nas configurações de tratamento. Parâmetros com valores de *Ej* mais altos são aqueles que demonstram maior concentração e variabilidade, o que significa que eles são mais expressivos a flutuações nos processos de tratamento ou nas condições operacionais. Ao identificar os parâmetros com alta entropia, os pesquisadores podem concentrar seus esforços em entender as fontes de variabilidade e buscar melhorias específicas nesses pontos. Além disso, pode ser necessário ajustar ou otimizar as estratégias de tratamento para lidar melhor com as variações nesses parâmetros (Egbueri *et al.*, 2020).

Por outro lado, os parâmetros com valores de *Ej* mais baixos são aqueles que apresentam maior regularidade e previsibilidade no tratamento. Eles são menos tolerantes a flutuações e podem ser considerados mais estáveis em termos de resposta ao processo de tratamento. No entanto, esses mesmos parâmetros podem exigir monitoramento constante para garantir que estejam dentro dos padrões regulatórios e para avaliar a eficácia geral do tratamento.

Comparar os valores de  $E_j$  entre o efluente bruto e o tratado permite avaliar o impacto do processo de tratamento na redução da reflexão e variabilidade dos parâmetros. Se os valores de entropia diminuírem após o tratamento, isso sugere que o processo foi eficiente em reduzir a complexidade e trazer mais regularidade aos dados. Essa comparação também ajuda a determinar quais parâmetros estão sendo mais efetivamente removidos ou estabilizados pelo tratamento (Adimalla *et al.*, 2019).

Os resultados de entropia para diferentes parâmetros devem ser analisados em conjunto para obter uma visão mais abrangente do sistema de tratamento como um todo. Por exemplo, um parâmetro com alta entropia pode ser mais tolerável se outros parâmetros críticos forem bem controlados e admitidos em baixa interferência. Portanto, a análise conjunta de múltiplos parâmetros é essencial para entender a dinâmica completa do sistema de tratamento e identificar as áreas que precisam de atenção especial, mostrando ser uma ferramenta valiosa para avaliar a eficiência, a estabilidade e a complexidade dos sistemas de tratamento de efluentes.

A partir dos resultados apresentados nas tabelas, é possível identificar critérios críticos, entender a variabilidade dos diferentes tratamentos e tomar decisões controladas para otimizar o processo de tratamento e garantir a qualidade do efluente tratado. No entanto, é importante considerar que a interpretação dos resultados deve ser feita com base no contexto específico do estudo e nos objetivos do sistema de tratamento em questão.

#### ***4.2.1 Perda da informação e pesos***

A perda da informação ( $1 - E_j$ ) e o peso da entropia ( $w_j$ ) são conceitos essenciais no estudo da análise de dados e tomada de decisões. O primeiro refere-se à quantidade de informação que é perdida ao simplificar ou resumir dados complexos em um único valor, como uma média ou um índice. Quando ocorre perda de informação, parte da variabilidade e detalhes dos dados são sacrificados, gerados em uma representação simplificada. Por outro lado, os pesos da entropia são usados para atribuir uma importância relativa às variáveis em uma análise. Esses pesos indicam a contribuição de cada variável para a entropia geral do sistema, levando em consideração sua variabilidade e cruzamento. Ao combinar a perda da informação e os pesos da entropia, é possível obter uma visão mais completa da complexidade dos dados, identificar as variáveis mais relevantes e tomar decisões afetadas (Egbueri *et al.*, 2020). Neste tópico, será explorada a relação entre a perda da informação, os pesos da entropia e seu impacto na

interpretação dos dados.

A  $E_j$ , o complemento ( $1 - E_j$ ) e o peso ponderado da entropia ( $w_j$ ) de todos os parâmetros analisados para os efluentes bruto e tratado são mostrados na Tabela 11.

Tabela 11 - Peso da entropia efluente bruto e tratado

	<b>DBO (mg/L)</b>	<b>DQO (mg/L)</b>	<b>SST (mg/L)</b>	<b>NAM (mg N/L)</b>	<b>N (mg N/L)</b>	<b>P (mg P/L)</b>	<b>CTT (NMP/100 mL)</b>
	<b>Esgoto Bruto</b>						
$E_j$	0,97	0,96	0,98	0,97	0,98	0,96	0,78
$1 - E_j$	0,03	0,04	0,02	0,03	0,02	0,04	0,22
$w_j$	<b>0,08</b>	<b>0,11</b>	<b>0,06</b>	<b>0,09</b>	<b>0,05</b>	<b>0,09</b>	<b>0,54</b>
	<b>Esgoto Tratado</b>						
$E_j$	0,82	0,83	0,85	0,88	0,92	0,91	0,38
$1 - E_j$	0,18	0,17	0,15	0,12	0,08	0,09	0,62
$w_j$	<b>0,13</b>	<b>0,12</b>	<b>0,10</b>	<b>0,08</b>	<b>0,06</b>	<b>0,06</b>	<b>0,44</b>

Fonte: Elaborado pela autora (2023).

Com base nos dados fornecidos na Tabela 12, tem-se os valores de  $E_j$  e  $w_j$  para cada parâmetro analisado: DBO, DQO, SST, NAM, N, P e CTT. Quanto maior o valor de  $E_j$ , maior é a falta de padrão ou regularidade nos dados. Observa-se que todos os parâmetros do efluente bruto apresentam valores elevados de  $E_j$ , variando entre 0,78 e 0,98. Esses valores indicam que, em geral, os parâmetros apresentam baixa incerteza ou desordem nos dados, pois estão próximos de 1.

Ao analisar os valores de  $1 - E_j$ , pode-se inferir que aproximadamente 97% a 98% das informações para cada parâmetro são conhecidas, indicando um nível razoavelmente alto de disponibilidade de dados. Por exemplo, o valor  $1 - E_j$  para DBO é 0,03, indicando que cerca de 97% das informações para o parâmetro DBO são conhecidas. Além disso,  $w_j$  representa a importância relativa de cada parâmetro na análise. Os valores mais altos de peso da entropia indicam uma maior contribuição do parâmetro para a entropia geral do sistema. Com base nos resultados apresentados, observa-se que o parâmetro com o maior peso da entropia é CTT, seguido por DQO, P, NAM, DBO, SST e N.

Na Tabela 12 verifica-se que os parâmetros analisados no efluente tratado apresentam valores de  $E_j$  variando de 0,38 a 0,92. Isso indica que há uma certa falta de regularidade ou padrão nos dados analisados para esses parâmetros no efluente tratado. Analisando os valores de  $1 - E_j$ , infere-se que aproximadamente 8% a 62% das informações

para cada parâmetro são desconhecidas. Esses valores indicam a proporção de informações ainda não reveladas ou que podem conter incertezas. De acordo com os resultados apresentados, nota-se que o parâmetro com o maior peso da entropia é CTT, seguido por DBO, DQO, SST, NAM, N e P.

A perda de informação muitas vezes é inevitável e necessária para facilitar a compreensão e interpretação dos dados, especialmente em situações que é necessário lidar com grandes volumes de informações ou complexidade dos dados (Egbueri *et al.*, 2020). O desafio é encontrar equilíbrio entre a simplificação necessária e o significado dos dados. Isso ressalta a importância de uma abordagem crítica e cautelosa ao interpretar os resultados e considerar suas limitações e possíveis vieses.

#### **4.2.2 Associação entre variáveis**

A seleção adequada dos parâmetros de qualidade é fundamental para que o NQEF e IQEF represente de forma abrangente a eficiência do tratamento e os potenciais impactos do lançamento. De acordo com estudos recentes, o número ideal de parâmetros varia tipicamente entre 8 e 15 (Ahmad; Umar; Ahmad, 2022; Ma *et al.*, 2020).

A maioria dos modelos baseia a seleção em experiência de especialistas e requisitos legais. Porém, o uso complementar de técnicas estatísticas como análise de correlação vem ganhando espaço para identificar parâmetros redundantes ou pouco representativos (Ma *et al.*, 2020; Zhao; Kuo; Chen, 2021).

A disponibilidade e qualidade dos dados de monitoramento devem ser consideradas, especialmente em países em desenvolvimento. Problemas com equipamentos, protocolos de amostragem e recursos humanos podem comprometer as medições (UNEP, 2016; Boadi; Kuitunen; Raheem, 2005). O desenvolvimento de capacidade analítica é essencial para obter dados confiáveis para o IQEF.

O uso da entropia como peso na formulação do IQEF (Índice de Qualidade do Efluente Ponderado pela Entropia) é uma abordagem promissora. A entropia leva em conta a variabilidade dos dados, conferindo maior peso a parâmetros com distribuição mais homogênea (Bu *et al.*, 2010).

O IQEF permite uma avaliação mais equilibrada e robusta, sensível a alterações temporais na qualidade do efluente (Ahmad; Umar; Ahmad, 2022). Sua aplicação pode apoiar a gestão do tratamento, identificando parâmetros críticos e tendências a serem gerenciadas.

A entropia é uma medida de incerteza ou desordem dos dados, onde valores mais altos indicam uma maior variabilidade ou falta de padrão. Ao utilizar a entropia na formulação do IQEF, o índice leva em conta não apenas os valores médios dos parâmetros, mas também a variabilidade e a heterogeneidade dos dados, tornando a avaliação mais abrangente e robusta. Isso significa que o IQEF é capaz de refletir não apenas a concentração média dos parâmetros no efluente tratado, mas também a uniformidade ou homogeneidade das concentrações.

Geralmente, formulado na IQEF, cada parâmetro é ponderado pela sua entropia, de modo que parâmetros com entropias maiores terão pesos menores, enquanto parâmetros com entropias menores terão pesos maiores. Dessa forma, o IQEF é calculado com base na somatória das concentrações de cada parâmetro multiplicado pelo seu respectivo peso.

De acordo com as tabelas 12 e 13, a ponderação é uma parte fundamental do cálculo do IQEF, pois atribui pesos diferentes aos diferentes parâmetros com base na sua importância relativa na avaliação da qualidade do efluente.

Tabela 12 - Ponderação de variáveis componentes nas distintas configurações do NQEF e IQEF, de acordo com o esgoto bruto (EB).

<b>Modelo</b>	<b>DBO</b>	<b>DQO</b>	<b>SST</b>	<b>NAM</b>	<b>N</b>	<b>P</b>	<b>CTT</b>
M <sub>1</sub>	0,077	0,108	0,057	0,085	0,048	0,087	0,539
M <sub>2</sub>	0,095	-	0,070	-	0,060	0,108	0,667
M <sub>3</sub>	-	0,128	0,068	-	0,058	0,104	0,643
M <sub>4</sub>	0,091	-	0,067	0,101	-	0,103	0,638
M <sub>5</sub>	-	0,123	0,065	0,098	-	0,099	0,616
M <sub>6</sub>	0,102	-	-	-	0,064	0,116	0,718
M <sub>7</sub>	-	0,138	-	-	0,062	0,111	0,689
M <sub>8</sub>	0,097	-	-	0,109	-	0,110	0,684
M <sub>9</sub>	-	0,131	-	0,104	-	0,106	0,658
M <sub>10</sub>	0,115	-	-	-	0,073	-	0,812
M <sub>11</sub>	-	0,155	-	-	0,070	-	0,776
M <sub>12</sub>	0,109	-	-	0,122	-	-	0,769
M <sub>13</sub>	-	0,147	-	0,117	-	-	0,736
M <sub>14</sub>	0,106	-	0,079	-	0,067	-	0,748
M <sub>15</sub>	-	0,143	0,075	-	0,064	-	0,717
M <sub>16</sub>	0,101	-	0,075	0,113	-	-	0,711
M <sub>17</sub>	-	0,136	0,072	0,108	-	-	0,683
M <sub>18</sub>	0,166	0,233	0,123	0,185	0,105	0,188	-
M <sub>19</sub>	0,285	-	0,211	-	0,180	0,324	-
M <sub>20</sub>	-	0,359	0,189	-	0,162	0,290	-
M <sub>21</sub>	0,250	-	0,185	0,280	-	0,285	-
M <sub>22</sub>	-	0,320	0,168	0,254	-	0,258	-
M <sub>23</sub>	0,361	-	-	-	0,229	0,410	-
M <sub>24</sub>	-	0,443	-	-	0,199	0,358	-
M <sub>25</sub>	0,307	-	-	0,343	-	0,349	-
M <sub>26</sub>	-	0,384	-	0,305	-	0,311	-
M <sub>27</sub>	0,612	-	-	-	0,388	-	-
M <sub>28</sub>	-	0,690	-	-	0,310	-	-
M <sub>29</sub>	0,472	-	-	0,528	-	-	-
M <sub>30</sub>	-	0,557	-	0,443	-	-	-
M <sub>31</sub>	0,422	-	0,312	-	0,267	-	-
M <sub>32</sub>	-	0,506	0,266	-	0,228	-	-
M <sub>33</sub>	0,350	-	0,259	0,391	-	-	-
M <sub>34</sub>	-	0,431	0,227	0,342	-	-	-

Fonte: Elaborado pela autora (2023).

Tabela 13 - Ponderação de variáveis componentes nas distintas configurações do NQEF e IQEF, de acordo com o esgoto tratado (ET).

<b>Modelo</b>	<b>DBO</b>	<b>DQO</b>	<b>SST</b>	<b>NAM</b>	<b>N</b>	<b>P</b>	<b>CTT</b>
M <sub>1</sub>	0,129	0,122	0,104	0,084	0,055	0,063	0,442
M <sub>2</sub>	0,163	-	0,131	-	0,070	0,079	0,557
M <sub>3</sub>	-	0,156	0,132	-	0,070	0,080	0,562
M <sub>4</sub>	0,157	-	0,127	0,102	-	0,077	0,538
M <sub>5</sub>	-	0,150	0,128	0,103	-	0,077	0,542
M <sub>6</sub>	0,187	-	-	-	0,080	0,091	0,641
M <sub>7</sub>	-	0,179	-	-	0,081	0,092	0,647
M <sub>8</sub>	0,180	-	-	0,117	-	0,088	0,616
M <sub>9</sub>	-	0,172	-	0,118	-	0,089	0,621
M <sub>10</sub>	0,206	-	-	-	0,088	-	0,705
M <sub>11</sub>	-	0,198	-	-	0,089	-	0,713
M <sub>12</sub>	0,197	-	-	0,128	-	-	0,675
M <sub>13</sub>	-	0,189	-	0,129	-	-	0,682
M <sub>14</sub>	0,177	-	0,143	-	0,076	-	0,605
M <sub>15</sub>	-	0,169	0,144	-	0,077	-	0,611
M <sub>16</sub>	0,170	-	0,137	0,110	-	-	0,582
M <sub>17</sub>	-	0,163	0,138	0,111	-	-	0,588
M <sub>18</sub>	0,231	0,219	0,187	0,150	0,099	0,113	-
M <sub>19</sub>	0,367	-	0,296	-	0,157	0,179	-
M <sub>20</sub>	-	0,355	0,302	-	0,161	0,183	-
M <sub>21</sub>	0,340	-	0,274	0,220	-	0,166	-
M <sub>22</sub>	-	0,328	0,279	0,224	-	0,169	-
M <sub>23</sub>	0,522	-	-	-	0,224	0,255	-
M <sub>24</sub>	-	0,508	-	-	0,230	0,262	-
M <sub>25</sub>	0,468	-	-	0,303	-	0,229	-
M <sub>26</sub>	-	0,455	-	0,311	-	0,234	-
M <sub>27</sub>	0,700	-	-	-	0,300	-	-
M <sub>28</sub>	-	0,688	-	-	0,312	-	-
M <sub>29</sub>	0,607	-	-	0,393	-	-	-
M <sub>30</sub>	-	0,594	-	0,406	-	-	-
M <sub>31</sub>	0,447	-	0,361	-	0,192	-	-
M <sub>32</sub>	-	0,434	0,369	-	0,196	-	-
M <sub>33</sub>	0,407	-	0,329	0,264	-	-	-
M <sub>34</sub>	-	0,395	0,336	0,270	-	-	-

Fonte: Elaborado pela autora (2023).

Os valores de ponderação exibidos nas tabelas (12 e 13) indicam a contribuição de cada parâmetro específico na composição do IQEF. Essa contribuição é determinada pela entropia de cada parâmetro, como discutido anteriormente, e serve para levar em conta a variabilidade e a importância de cada um na avaliação geral da qualidade do efluente bruto e tratado.

Observa-se que alguns parâmetros têm uma contribuição maior, representados por valores mais altos de ponderação, enquanto outros têm uma contribuição menor, indicados por valores mais baixos. Essa distribuição de ponderações pode variar dependendo das diferentes configurações de IQEF consideradas.

As ponderações permitem que o IQEF seja sensível a mudanças na qualidade do efluente em relação a diferentes parâmetros, destacando os mais relevantes para a avaliação da qualidade. Com base nesses pesos, o IQEF é calculado como uma combinação fornecendo uma medida integrada e mais abrangente da qualidade do efluente tratado.

Essa abordagem de associação é valiosa para a gestão dos sistemas de tratamento de efluentes, pois permite uma avaliação mais precisa e equilibrada da eficiência do tratamento em relação a múltiplos parâmetros de qualidade do efluente. Além disso, a incorporação da entropia na ponderação torna o IQEF mais sensível a flutuações temporais e diferentes cenários de qualidade do efluente, confiante para uma análise mais dinâmica e robusta da qualidade após o tratamento.

### **4.3 Aplicação demonstrativa**

Após a formulação teórica do IQEF e do NQEF, é importante realizar uma aplicação prática com dados reais para validar e demonstrar a efetividade dos modelos propostos. Neste tópico, será realizada uma aplicação demonstrativa passo a passo para calcular o IQEF e classificar a qualidade do efluente por meio do NQEF, utilizando um conjunto de dados de parâmetros de qualidade de efluentes de estações de tratamento em escala real.

Este exemplo de aplicação visa evidenciar de forma concreta como os modelos sugeridos podem ser empregados para avaliar e classificar a qualidade do efluente tratado. Por meio desta aplicação, será possível verificar a capacidade do IQEF em agregar os diversos parâmetros em um único indicador representativo da eficiência do tratamento.

Além disso, a classificação proposta pelo NQEF será testada quanto à sua capacidade de categorizar o resultado do IQEF em classes qualitativas facilmente interpretáveis, que permitem identificar a necessidade de intervenções no sistema de tratamento.

Ao final deste tópico, espera-se que o leitor compreenda como aplicar na prática os modelos de IQEF e NQEF para avaliação da qualidade do efluente, servindo como referência para utilização em situações reais de monitoramento e gestão de estações de tratamento de efluentes.

Na Tabela 14 são apresentados os dados coletados a partir de ETEs em escala real, com dados de efluentes tratados. Ressalta-se que as tecnologias de tratamento adotadas para aplicação dos modelos de IQEF e NQEF são as mesmas que foram integralmente consideradas durante a formulação das metodologias. Essa escolha visa garantir a consistência e a aplicabilidade direta dos modelos em situações práticas. Isso fornece uma abordagem realista para verificar a eficácia dos modelos de IQEF e NQEF na avaliação da qualidade do efluente. Além disso, a utilização das tecnologias originais fortalece a confiabilidade dos resultados obtidos e fortalece a validade das conclusões extraídas a partir da aplicação dessa prática.

Tabela 14 - Tecnologias de tratamento de efluentes tratados para aplicação do NQEF e IQEF.

Tratamento	DBO	DQO	SST	NAM	N	P	CTT	Referências
BRM <sup>1</sup>	6	13	-	-	12,2	2,4	-	Pontes <i>et al.</i> (2021)
LAT <sup>2</sup>	18	46	-	-	14,0	2,7	-	Pontes <i>et al.</i> (2021)
RGA <sup>3</sup>	16	37	-	7,0	-	2,5	-	Rolleberg <i>et al.</i> (2022)
UASB <sup>4</sup> + FBA <sup>5</sup>	-	157	60	5,0	-	5,0	2,22E+03	Lima <i>et al.</i> (2015)
LES <sup>6</sup> (> 4)	-	115	35	7,2	-	3,1	7,88E+02	CAGECE (2022)
LES <sup>6</sup> (3)	143	250	192	26,8	-	2,9	3,76E+04	CAERN (2018)
LES <sup>6</sup> (3)	38	106	-	10,8	-	3,4	5,50E+04	CAERN (2018)

Fonte: Elaborado pela autora (2023).

1. Biorreator com membrana
2. Lodos Ativados
3. Reator Granular Aeróbio
4. *Upflow Anaerobic Sludge Blanket*
5. Filtro Biológico Aerado
6. Lagoa de Estabilização

Na Tabela 13 na sessão 4.1.4, podem ser observadas a ponderação de variáveis componentes para diferentes configurações do NQEF e IQEF, considerando o esgoto tratado. Essas configurações, identificadas como M1 a M34, refletem a variação na importância

atribuída a cada parâmetro de qualidade do efluente no cálculo do IQEF, conforme diferentes configurações de pesos. A análise dessas ponderações é crucial para determinar como diferentes modelos de NQEF e IQEF levam em consideração a relevância de cada parâmetro na avaliação da qualidade do efluente.

Neste contexto, foram realizadas associações com base nos modelos M5, M8, M9, M17, M23, M24 e M25 (Tabela 15-22). Os modelos selecionados foram escolhidos estrategicamente para realizar uma alternância de parâmetros entre as configurações da qualidade do efluente. Essa escolha deliberada visa equilibrar a importância atribuída a cada um dos parâmetros nos modelos do NQEF e IQEF. Dessa forma, ao alternar a ênfase entre diferentes seções em cada modelo, consegue-se obter uma visão abrangente e equilibrada da eficiência do tratamento em relação aos múltiplos aspectos da qualidade do efluente.

Essa variação nos modelos permite uma análise mais sensível da qualidade do efluente após o tratamento, considerando diferentes cenários e contextos de tratamento. A incorporação da entropia na ponderação dos parâmetros, como realizada nesses modelos, torna o NQEF e o IQEF mais adaptável a flutuações temporais e variações. Portanto, esta abordagem oferece uma ferramenta robusta e dinâmica para a avaliação da eficiência do tratamento de efluentes, facilitando a identificação de áreas que requerem atenção específica para melhorias.

Tabela 15 - Ponderação de variáveis com o modelo M5 configurações do NQEF e o IQEF para a tecnologia UASB + FAB.

M <sub>5</sub>		NQEF	Peso	Σ	Π	IQEF	Σ	Π
Valores	Variável	Nível	$q_j$	$N_i$	$N_i$	$E_i$	$E_i \cdot q_j$	$E_i^{q_j}$
157	DQO	3	0,150	0,450	1,179	55,2	8,3	1,8
60	SST	4	0,128	0,512	1,194	85,9	11,0	1,8
5	NAM	4	0,103	0,412	1,153	100,0	10,3	1,6
5	P	1	0,077	0,077	1,000	1,0	0,1	1,0
2220	CTT	4	0,542	2,168	2,120	97,6	52,9	12,0
-	-	-	<b>1</b>	<b>3,6</b>	<b>3,4</b>	-	<b>83</b>	<b>62</b>

Fonte: Elaborado pela autora (2023).

Tabela 16 - Ponderação de variáveis com o modelo M<sub>8</sub> configurações do NQEF e IQEF para a tecnologia LES (3).

M <sub>8</sub>		NQEF	Peso	Σ	Π	IQEF	Σ	Π
Valores	Variável	Nível	$q_j$	$N_i$	$N_i$	$E_i$	$E_i \cdot q_j$	$E_i^{q_j}$
38	DBO	5	0,180	0,900	1,336	100,0	18,0	2,3
10,8	NAM	3	0,117	0,351	1,137	61,7	7,2	1,6
3,4	P	3	0,088	0,264	1,102	20,8	1,8	1,3
55000	CTT	1	0,616	0,616	1,000	1,0	0,6	1,0
-	-	-	<b>1</b>	<b>2,1</b>	<b>1,7</b>	-	<b>28</b>	<b>5</b>

Fonte: Elaborado pela autora (2023).

Tabela 17 - Ponderação de variáveis com o modelo M<sub>9</sub> configurações do NQEF e IQEF para a tecnologia LES (3).

M <sub>9</sub>		NQEF	Peso	Σ	Π	IQEF	Σ	Π
Valores	Variável	Nível	q <sub>j</sub>	Ni	Ni	Ei	Ei.q <sub>j</sub>	Ei <sup>q<sub>j</sub></sup>
250	DQO	2	0,172	0,344	1,127	3,9	0,7	1,3
26,8	NAM	1	0,118	0,118	1,000	1,0	0,1	1,0
2,9	P	3	0,089	0,267	1,103	37,3	3,3	1,4
37600	CTT	2	0,621	1,242	1,538	26,8	16,7	7,7
-	-	-	<b>1</b>	<b>2,0</b>	<b>1,9</b>	-	<b>21</b>	<b>13</b>

Fonte: Elaborado pela autora (2023).

Tabela 18 - Ponderação de variáveis com o modelo M<sub>17</sub> configurações do NQEF e IQEF para a tecnologia LES (> 4).

M <sub>17</sub>		NQEF	Peso	Σ	Π	IQEF	Σ	Π
Valores	Variável	Nível	q <sub>j</sub>	Ni	Ni	Ei	Ei.q <sub>j</sub>	Ei <sup>q<sub>j</sub></sup>
115	DQO	4	0,163	0,652	1,254	79,6	13,0	2,0
35	SST	5	0,138	0,690	1,249	100,0	13,8	1,9
7,2	NAM	4	0,111	0,444	1,166	85,5	9,5	1,6
788	CTT	5	0,588	2,940	2,576	100,0	58,8	15,0
-	-	-	<b>1</b>	<b>4,7</b>	<b>4,7</b>	-	<b>95</b>	<b>95</b>

Fonte: Elaborado pela autora (2023).

Tabela 19 - Ponderação de variáveis com o modelo M<sub>23</sub> configurações do NQEF e IQEF para a tecnologia LAT.

M <sub>23</sub>		NQEF	Peso	Σ	Π	IQEF	Σ	Π
Valores	Variável	Nível	q <sub>j</sub>	Ni	Ni	Ei	Ei.q <sub>j</sub>	Ei <sup>q<sub>j</sub></sup>
18	DBO	5	0,522	2,610	2,317	100,0	52,2	11,1
14	N	4	0,224	0,896	1,364	73,6	16,5	2,6
2,7	P	3	0,255	0,765	1,323	43,9	11,2	2,6
-	-	-	<b>1</b>	<b>4,3</b>	<b>4,2</b>	-	<b>80</b>	<b>76</b>

Fonte: Elaborado pela autora (2023).

Tabela 20 - Ponderação de variáveis com o modelo M<sub>24</sub> configurações do NQEF e IQEF para a tecnologia BRM.

M <sub>24</sub>		NQEF	Peso	Σ	Π	IQEF	Σ	Π
Valores	Variável	Nível	q <sub>j</sub>	Ni	Ni	Ei	Ei.q <sub>j</sub>	Ei <sup>q<sub>j</sub></sup>
6	DQO	5	0,508	2,540	2,265	100,0	50,8	10,4
12,2	N	4	0,23	0,920	1,376	85,5	19,7	2,8
2,4	P	3	0,262	0,786	1,334	53,8	14,1	2,8
-	-	-	<b>1</b>	<b>4,2</b>	<b>4,2</b>	-	<b>85</b>	<b>82</b>

Fonte: Elaborado pela autora (2023).

Tabela 21 - Ponderação de variáveis com o modelo  $M_{25}$  configurações do NQEF e IQEF para a tecnologia LGA.

$M_{25}$		NQEF	Peso	$\Sigma$	$\Pi$	IQEF	$\Sigma$	$\Pi$
Valores	Variável	Nível	$q_j$	$N_i$	$N_i$	$E_i$	$E_i \cdot q_j$	$E_i^{q_j}$
37	DBO	5	0,468	2,340	2,124	100,0	46,8	8,6
7	NAM	4	0,303	1,212	1,522	86,8	26,3	3,9
2,5	P	3	0,229	0,687	1,286	19,5	4,5	2,0
-	-	-	<b>1</b>	<b>4,2</b>	<b>4,2</b>	-	<b>78</b>	<b>66</b>

Fonte: Elaborado pela autora (2023).

Na Tabela 15, que considera as configurações do  $M_5$ , uma análise sob as perspectivas aditiva e multiplicativa revela informações sobre a contribuição de cada parâmetro para a qualidade geral do efluente. Na abordagem aditiva, onde os valores individuais de IQEF e NQEF para cada parâmetro são somados, o parâmetro CTT emerge como o principal contribuinte, corroborando com estudos anteriores que destacam a importância dos CTT como indicador de qualidade ambiental. Os parâmetros DQO, SST e NAM também são positivos, embora em menor grau, respaldando a ideia de que a sinergia entre múltiplos parâmetros é essencial para uma avaliação abrangente. O P tem uma contribuição mínima, o que está de acordo com estudos que sugerem que a correspondência nem sempre é o principal determinante da qualidade do efluente. Por outro lado, na análise multiplicativa, onde os valores são multiplicados, o CTT ainda se destaca como o mais influente, sublinhando a sua relevância como indicador-chave. Os modelos do NQEF e do IQEF aditivo apresentaram uma classificação no nível bom, enquanto os modelos multiplicativos apresentaram classificação satisfatório.

Ressalta-se que o modelo aditivo, os valores do NQEF e do IQEF para cada parâmetro são somados diretamente, independentemente uns dos outros. Isso implica que todas as restrições são de forma igual e independente. Portanto, cada parâmetro acrescenta seu valor ao NQEF e IQEF, sem considerar a interação entre eles. Porém no modelo multiplicativo, os valores de NQEF e IQEF dos parâmetros são multiplicados entre si. Nesse caso, um valor baixo em qualquer um dos parâmetros pode reduzir significativamente o valor final, pois uma multiplicação por um valor próximo de zero resultará em um NQEF e um IQEF baixo.

As Tabelas 16 e 17 apresentam a ponderação de variáveis para os modelos  $M_8$  e  $M_9$ , que utilizam como tecnologia de tratamento 3 lagoas de estabilização em série, com resultado dos índices NQEF e IQEF variando entre não satisfatório e péssimo. O parâmetro CTT tem um peso significativamente alto em ambos os modelos. As outras variáveis representativas nos modelos são DBO e a DQO com um peso de 0,180 e 0,172, respectivamente, importando sua importância na avaliação da qualidade do efluente.

Essa classificação pode ser atribuída a diversos fatores, como: limitações do sistema de tratamento, ou seja, as lagoas podem não estar funcionando adequadamente. Isso pode ocorrer devido à falta de manutenção, dimensionamento inadequado, ou condições operacionais que não estão de acordo com o projetado; carga de impurezas de entrada, se os efluentes que entram no sistema contiverem uma carga significativa de substâncias poluentes, como matéria orgânica de manipulação ou substâncias tóxicas, o sistema pode não conseguir tratá-las prejudiciais, dentre outros fatores (Von Sperling, 2015).

A Tabela 18, apresenta os resultados da aplicação do modelo  $M_{17}$  para avaliação da qualidade do efluente que utiliza como tecnologia de tratamento mais de 4 lagoas de estabilização em série. Neste caso, tanto o NQEF quanto o IQEF resultaram em uma classificação excelente, indicando uma alta qualidade do efluente tratado por este sistema.

Analisando os resultados, verifica-se que o CTT se destaca como o parâmetro de maior influência, porém apresenta uma concentração baixa evidenciando a eficiência das lagoas na remoção de coliformes. O DQO tem o segundo maior peso, porém também apresenta uma baixa concentração, corroborando a adequada remoção de carga orgânica pelas lagoas. A SST e o NAM possuem pesos menores, refletindo a sedimentação eficiente nas lagoas. Portanto, para este caso, o modelo  $M_{17}$  reforça a alta eficiência de lagoas de estabilização em série para produzir um efluente de qualidade excelente. O NQEF e IQEF confirmam essa performance por meio das classificações obtidas, validando o uso destes índices.

Na Tabela 19, é possível visualizar os resultados da aplicação do modelo  $M_{23}$ , que enfatiza os parâmetros DBO, N e P, para avaliação da qualidade do efluente tratado por lodos ativados. O NQE e o IQEF resultaram em uma classificação em um nível bom, indicando uma boa qualidade do efluente produzido por este sistema. Analisando os pesos, observa-se que a DBO tem a maior relevância, com peso de 0,522. Isso é esperado em sistemas de lodos ativados que visam a remoção de matéria orgânica carbonácea. A adequada redução da DBO é essencial neste processo. Seguido pelo P (0,255), refletindo a importância da remoção de nutrientes nos lodos ativados. Já N possui menor peso de 0,224, sugerindo que não é um fator determinante neste sistema. Sua remoção, porém, ainda contribui para a qualidade final do efluente.

Portanto, o modelo  $M_{23}$  demonstra que, para lodos ativados, parâmetros como DBO e P são críticos e impactam fortemente o NQEF e o IQEF. A classificação boa obtida corrobora o bom desempenho dos lodos ativados, especialmente em relação aos parâmetros mais relevantes neste processo. O uso do NQEF e IQEF se mostra apropriado para representar a qualidade do efluente nesta tecnologia.

Os resultados do NQEF e o IQEF para o modelo  $M_{24}$  (Tabela 20), para um sistema de biorreator com membrana (RBM) obteve classificação "bom" nos índices NQEF e IQEF, indicando uma boa qualidade do efluente tratado por esta tecnologia compacta. Analisando os pesos no IQEF, vê-se que a DQO recebeu o maior peso (0,508), refletindo a alta capacidade de remoção de matéria orgânica pelos RBM. Isso ocorre devido ao maior tempo de detenção hidráulica no RBM que promove a retenção completa dos sólidos no reator biológico, aumentando o tempo médio de residência celular e a idade do lodo, o que favorece o crescimento de microrganismos lentos responsáveis pela degradação da matéria orgânica. O fósforo, se mostra com segundo maior peso (0,262) e tem sua remoção beneficiada pela retenção de fosfatos no biofilme. O nitrogênio também possui peso considerável (0,230) no IQEF, evidenciando a habilidade dos RBM têm a capacidade de suportar uma alta carga de biomassa, o que permite a formação de uma comunidade microbiana robusta e diversificada. Isso facilita a remoção eficiente de nitrogênio por meio de processos biológicos, como a nitrificação e desnitrificação.

Dessa forma, o sistema RBM, por maior tempo de detenção hidráulica e filtração em membrana, é capaz de produzir um efluente de qualidade satisfatória, especialmente em relação à DQO e nitrogênio. Isso é comprovado pelas boas classificações nos índices NQEF e IQEF obtidas para esse sistema compacto, indicando sua eficiência no tratamento de esgotos domésticos

A Tabela 21 exhibe os resultados do modelo  $M_{25}$  aplicado a um reator aeróbio granular. O NQEF e o IQEF aditivo obtiveram classificação bom, indicando uma boa eficiência do tratamento. Porém, o IQEF multiplicativo resultou em classificação satisfatório, evidenciando que está atendendo aos critérios estabelecidos para os parâmetros avaliados. Analisando os pesos, vê-se que a DBO tem a maior relevância (0,468), refletindo a eficiência dos reatores granulares em remover matéria orgânica. O NAM possui o segundo maior peso (0,303), demonstrando a habilidade dos grânulos em nitrificar o efluente. O P tem uma influência moderada (0,229), contribuindo para a qualidade final. Portanto, o modelo  $M_{25}$  indica que os reatores granulares, devido à formação de grânulos altamente ativos, podem produzir um efluente de qualidade satisfatória, especialmente em relação à DBO e nitrificação, conforme evidenciado pelos índices. Porém, há espaço para otimização do tratamento para alcançar uma excelência qualitativa. O uso combinado do NQEF, IQEF aditivo e multiplicativo fornece uma avaliação abrangente deste sistema.

Esses modelos fornecem *insights* detalhados para compreender o comportamento de cada parâmetro relacionado à qualidade do efluente, permitindo escolher a abordagem mais adequada com base nos objetivos da avaliação.

## 5. CONCLUSÃO

Os resultados desta pesquisa revelaram que a aplicação da entropia como método de ponderação de variáveis na construção do NQEF e do IQEF é uma abordagem eficaz para considerar pesos aos parâmetros físico-químicos e microbiológicos dos efluentes. Uma análise comparativa entre esgoto bruto e esgoto tratado demonstrou como o tratamento influencia significativamente a qualidade dos efluentes. Além disso, foi possível verificar a variabilidade temporal da qualidade dos efluentes de acordo com a tecnologia estudada.

Uma vez definido o NQEF e o IQEF, somatório e produtório, foram simulados alguns modelos fazendo associações com os parâmetros analisados, nos quais cada amostra foi categorizada em 5 classes distintas. A classe 5 como efluente de excelente qualidade, Classe 4 de boa qualidade, Classe 3 como satisfatório visto que nessa estão os limites das normas, Classe 2 como não-satisfatório e a Classe 1 como péssima.

A comparação entre efluentes brutos e tratados evidencia o impacto positivo das tecnologias de tratamento, com parâmetros como CTT e DBO destacados como particularmente relevantes. No entanto, comprovou-se que o nitrogênio amoniacal apresentou menor variabilidade nos dados, o que pode indicar a necessidade de uma atenção especial para esse parâmetro em processos de tratamento.

O modelo M<sub>17</sub>, que utiliza como tecnologia de tratamento mais de 4 lagoas de estabilização em série, foi o que apresentou uma classificação excelente tanto o NQEF quanto o IQEF, indicando uma alta qualidade do efluente tratado por este sistema. Os modelos M<sub>8</sub> e M<sub>9</sub>, que utilizam como tecnologia de tratamento 3 lagoas de estabilização em série, apresentaram resultados dos índices variando entre não satisfatório e péssimo. Esses resultados corroboram com a necessidade de incluir revisões nos projetos, otimização dos processos, melhorias na manutenção e controle da carga de fontes de entrada para que dessa forma sejam implementadas medidas corretivas específicas para atender aos padrões de qualidade ambiental.

Para concluir, é importante destacar a importância de expandir este estudo para outras Estações de Tratamento de Esgotos (ETEs) em diferentes regiões do Brasil, uma vez que se busca compreender a influência do fator regional na operação dessas instalações. Além disso, sugere-se que estudos futuros considerem uma análise mais abrangente do fator tempo, examinando a vida útil das ETEs por meio de análises de séries temporais. Isso contribuirá para uma compreensão mais completa e abrangente da eficiência das tecnologias de tratamento de efluentes ao longo do tempo e em diferentes contextos geográficos.

## 6. SUGESTÕES PARA TRABALHOS FUTUROS

No âmbito das sugestões para trabalhos futuros, há diversas abordagens que podem aprimorar e expandir as análises apresentadas na tese. Primeiramente, seria investigar e comparar a eficácia de outros métodos de ponderação para a comparação do modelo proposto. A aplicação de diferentes abordagens de ponderação poderia oferecer uma visão mais abrangente sobre a influência das intervenções no contexto das diferentes tecnologias de tratamento de efluentes. Métodos alternativos de ponderação, como a ponderação linear, ponderação exponencial ou técnicas de análise multicritério, podem fornecer perspectivas adicionais sobre a importância de cada parâmetro, contribuindo para uma análise mais precisa e equitativa das tecnologias de tratamento.

Além disso, um estudo que discuta e investigue a utilização do pH na forma de concentração molar pode trazer novas nuances para a análise da qualidade dos efluentes. Avaliar o peso do pH utilizando concentração molar pode oferecer uma visão mais detalhada e ajustada das variações nos níveis de acidez ou alcalinidade. Isso poderia auxiliar na compreensão de como variações nas concentrações de íons de hidrogênio afetam diretamente a qualidade dos efluentes.

Por fim, uma outra sugestão seria a investigação da variação temporal dos parâmetros dos efluentes, incorporando uma análise detalhada por meio de pivoteamento dos dados. Essa proposta envolveria a observação e avaliação das flutuações sazonais ou variações ao longo do tempo nos períodos recorrentes. Através do pivoteamento dos dados, seria possível reorganizar e analisar informações de diferentes perspectivas temporais, permitindo a identificação de tendências, ciclos sazonais ou eventos pontuais que podem influenciar a qualidade dos efluentes ao longo do ano. Essa abordagem não apenas ofereceria uma compreensão mais profunda da dinâmica temporal, mas também poderia fornecer *insights* cruciais para o desenvolvimento de estratégias de gestão mais adaptáveis e eficazes para o tratamento de efluentes em condições ambientais específicas.

## REFERÊNCIAS

- ABBASI, T.; ABBASI, S. A. **Water quality indices**. Burlington: Elsevier Science, 2012.
- ABTAHI, M. *et al.* **A modified drinking water quality index (DWQI) for assessing drinking source water quality in rural communities of Khuzestan Province, Iran**. *Ecological Indicators*, v. 53, p. 283–291, jun. 2015.
- ABUZAIID, A. S.; JAHIN, H. S. **Profile distribution and source identification of potentially toxic elements in North Nile Delta, Egypt**. *Soil Sediment Contam. Int. J.* v. 28, n. 6, p. 582-600, 2019.
- ABUZAIID, A. S. *et al.* **Effect of marginal-quality irrigation on accumulation of some heavy metals (Mn, Pb, and Zn) in Typic Torripsamment soils and food crops**. *Sustainability*, v. 14, n. 3, p. 1067, 2022.
- ADIMALLA, N.; QIAN, H.; LI, P. **Entropy water quality index and probabilistic health risk assessment from geochemistry of groundwaters in hard rock terrain of Nanganur county, South India**. *Geochemistry*, Article 125544, 10.1016/j.chemer.2019.125544, 2019.
- AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS – ANA. **Conjuntura dos recursos hídricos no Brasil 2017: relatório pleno**. Brasília: ANA, 2017, p. 169.
- AHERNE, G. W.; ENGLISH, J.; MARKS, V. **The role of immunoassay in the analysis of microcontaminants in water samples**. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, v. 9, p. 79-83, 1985.
- AHMAD, S.; UMAR, R.; AHMAD, I. **Assessment of groundwater quality using Entropy-Weighted Quality Index (EWQI) and multivariate statistical techniques in Central Ganga plain, India**. *Environ Dev Sustain* (2022). <https://doi.org/10.1007/s10668-022-02776-8>
- AKTER T. *et al.* **Water Quality Index for measuring drinking water quality in rural Bangladesh: A cross-sectional study**. *Journal of Health Population and Nutrition*. 201635:4. 10.1186/s41043-016-0041-5, 2016.
- ALIZADEH, Z.; YAZDI, J.; MORIDI, A. **Development of an Entropy Method for Groundwater Quality Monitoring Network Design**. *Environ Process*. 5, 769–788, 2018.
- ANA - AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS. **Atlas esgotos: despoluição de bacias hidrográficas**. Brasília, 2017. Disponível em: Acesso em: 09 mai. 2022.
- ANDREOLI, C.V.; VON SPERLING, M.; FERNANDES, F. **Lodo de esgotos: tratamento e disposição final**. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental; Universidade Federal de Minas Gerais, 2001.

AQUINO, D. S. **Influência do acesso a saneamento básico na incidência e na mortalidade por COVID-19: análise de regressão linear múltipla nos estados brasileiros.** *Revista Thema*, v. 18, n. ESPECIAL, p. 319–331, 2020.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS – ABNT. **NBR ISO/IEC 9898 – Preservação e técnicas de amostragem de efluentes líquidos e corpos receptores.** 1987, 22p.

AZAZA, F. H. *et al.* **Hydrogeochemical characteristics and assessment of drinking water quality in Zeuss-Koutine aquifer, southeastern Tunisia.** *Environ Monit Assess*, v. 174, p. 283–298, 2011.

BADEENEZHAD, A. *et al.* **Estimation of the groundwater quality index and investigation of the affecting factors their changes in Shiraz drinking groundwater, Iran.** *Groundw. Sustain. Dev.*, v. 11, p. 100–435, 2020.

BAGHERZADEH, S. *et al.* **Predicting the alleviation of nitrate contamination in aquifers by conducting management scenarios using the PMWIN software: application in the Andimeshk plain, Iran.** *Groundwater for Sustain. Dev.*, 20, 2023.

BOADI, K.; KUITUNEN, M.; RAHEEM, K. **Urbanisation Without Development: Environmental and Health Implications in African Cities.** *Environ Dev Sustain*, v. 7, p. 465–500, 2005. <https://doi.org/10.1007/s10668-004-5410-3>.

BÖHRINGER, C.; JOCHEM, P. E. P. **Measuring the immeasurable—A survey of sustainability indices.** *Ecological economics*, v. 63, n. 1, p. 1-8, 2007.

BOYACIOGLU, H. **Utilization of the water quality index method as a classification tool.** *Environmental Monitoring and Assessment*, v. 167, n. 1-4, p. 115–124, 2010.

BRAGA JUNIOR, B. P. *et al.* **Introdução à Engenharia Ambiental.** 2. ed. São Paulo: Pearson Prentice Hall, 2005.

BRASIL. Presidência da República. **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. Disponível em: <http://www3.ana.gov.br/portal/ANA/todos-os-documentos-do-portal/documentos-sre/alocacao-de-agua/oficina-escassezhidrica/legislacao-sobre-escassez-hidrica/uniao/lei-no-9433-1997-pnrh/view>. Acesso em 08 de maio de 2022.

BRASIL. CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE – CONAMA. **Resolução nº 357, de 17 de março de 2005.** Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências. Brasília, Diário Oficial [da] União, n. 53, 18 mar. 2005, p. 58-63.

BRASIL. CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE – CONAMA. **Resolução nº 430, de 13 de maio de 2011.** Dispõe sobre as condições e padrões de lançamento de efluentes, complementa e altera a Resolução nº 357, de 17 de março de 2005, de 13 de maio de 2011. Brasília, 2011.

BRASIL. MINISTÉRIO DA SAÚDE - MS. Gabinete do Ministro. **GM/MS Nº Portaria 888, de 4 de maio de 2021.** Altera o Anexo XX da Portaria de Consolidação GM/MS nº 5, de 28 de setembro de 2017, para dispor sobre os procedimentos de controle e de vigilância da qualidade da água para consumo humano e seu padrão de potabilidade. *Diário Oficial da União*, Brasília, DF, 07 mai. 2021, seção 1, ed.58, p. 127.

BROWN, R.M. *et al.* **Water Quality Index—Do We Dare.** *Water Sewage Works*, v. 117, p. 339-343, 1970.

BU, H. *et al.* **Water quality assessment of the Jinshui River (China) using multivariate statistical techniques.** *Environmental Earth Sciences*, 60, 1631-1639. 2010.

BUMA, E. L. L. **Identificação e distinção de fonte de poluição fecal na Bacia Hidrográfica Ribeirão João Leite por metodologias moleculares.** 2017. 93 f. Dissertação (Mestrado em Medicina Tropical e Saúde Pública) - Universidade Federal de Goiás, 2017.

CAERN – **Companhia de Água e Esgoto do Estado do Rio Grande do Norte.** Disponível em < <http://adcon.rn.gov.br/ACERVO/caern/DOC/DOC000000000017757.PDF> >. 2018.

CAGECE – **Companhia de Água e Esgoto do Estado do Ceará.** Informações solicitadas pelo Ceará Transparente sobre a Estação de Tratamento de Efluentes do Tabapuá. Documento Eletrônico, Fortaleza, 2022.

CANADIAN COUNCIL OF MINISTERS OF THE ENVIRONMENT (CCME): **Canadian Water Quality Guidelines for the Protection of Aquatic Life: CCME Water Quality Index 1.0'**, Technical Report, Canadian Council of Ministers of the environment Winnipeg, MB, Canada. 2001.

CARVALHO, G. *et al.* **Nitrogen removal in moving bed sequencing batch biofilm reactors using polyurethane foam as carrier material.** *Journal of Environmental Management*, v. 82, n. 1, p. 68-76, 2007.

CARVALHO, L.S. *et al.* **Análise dos aspectos epidemiológicos da cólera no Brasil: Um estudo da última década.** *Brazilian Journal of Health Review*, v. 3, n. 5, p. 13996-14007, 2020.

CARVALHO, A.R. *et al.* **Assessment of effluents quality through ecotoxicological assays: evaluation of three wastewater treatment plants with different technologies.** *Environ Sci Pollut Control. Ser.*, 29 (1), pp. 963-976, 2022.

CCME. **Canadian water quality guidelines for the protection of aquatic life: CCME Water Quality Index Technical Report.** Canadá, 2001.

CETESB. **Qualidade das águas superficiais no estado de São Paulo 2015. Apêndice C - índice de Qualidade das Águas.** São Paulo: CETESB, 2016.

CETESB – **Companhia Ambiental do Estado de São Paulo.** Índice de qualidade da água. 2010. Disponível em: Acesso em: 20 maio de 2022.

CHERNICHARO, C. A. L. *et al.* **Anaerobic sewage treatment: state of the art, constraints and challenges.** Reviews in Environmental Science and Bio/Technology, 14, 649-679. 2015.

CYBIS, L. F. A.; SANTOS, A. V.; GEHLING, G. R. **Eficiência do reator sequencial em batelada (RSB) na remoção de nitrogênio no tratamento de esgoto doméstico com DQO baixa.** Engenharia Sanitária Ambiental, 9, 3, 260-264. 2004.

DAMO, R.; ICKA, P. **Evaluation of water quality index for drinking water.** Polish Journal of Environmental Studies, v. 22, n. 4, p. 1045–1051, 2013.

DASCALESCU, I. G. *et al.* **Development of a versatile water quality index for water supply applications.** Environmental Engineering and Management Journal, v. 16, n. 3, p. 525–534, 2017.

DAVIES, J. M. **Application and tests of the Canadian Water Quality Index for assessing changes in water quality in lakes and rivers of central North America.** Lake and Reservoir Management, v. 22, n. 4, p. 308 – 320. 2006.

DEBGERWAL, K. D.; TRIPATHI, K. S. **Assessment of surface water quality using hierarchical clustering analysis.** Int. J. Environ., v. 5, p. 32-44, 2016.

DERISIO, J. C. **Introdução ao controle de poluição ambiental.** 4. ed. atualizada ed. São Paulo: Oficina de Textos, 2012.

DENG, H.; YEH, C. H.; WILLIS, R. J. **Inter-company comparison using modified TOPSIS with objective weights.** Computers and Operations Research, v. 27, n. 10, p. 963–973, 2000.

DIAKOULAKI, D.; MAVROTAS, G.; PAPAYANNAKIS, L. **Determining objective weights in multiple criteria problems: The critic method.** Comput. Oper. Res., v. 22, p. 763–770. 1995.

DUNNETTE, D. A. **A geographically variable water quality index used in Oregon.** Journal (Water Pollution Control Federation), p. 53-61, 1979.

DUNNETTE, D. A. **Development of an index of water quality for Oregon.** Water Resources Bulletin, v. 21, n. 1, p. 47-55, 1985.

EGBUERI, J. C; AMEH, P. D; UNIGWE, C. O. **Integrating entropy-weighted water quality index and multiple pollution indices towards a better understanding of drinking**

**water quality in Ojoto area, SE Nigeria.** *Scient. Afr.*, 10 (2020), Article e00644, 10.1016/j.sciaf.2020.e00644. 2020.

ELELA S. I. A.; FAWZY M. E.; A. S. **El-Gendy Potential of using biological aerated filter as a post-treatment for municipal wastewater.** *Ecol. Eng.*, 84, pp. 53-57. 2015.

ESTEVEZ, F. **Fundamentos de limnologia.** 3. ed. Rio de Janeiro: Interciência, 2011. 826 p.

EZENWAJI, E. E.; EZENWEANI, I. D. **Spatial analysis of groundwater quality in Warri Urban.** *Sustain Water Resour Manag, Nigeria.* <https://doi.org/10.1007/s40899-018-0264-2>. 2018a.

EZENWAJI, E. E.; EZENWEANI, E. G. **Statistical approach to the evaluation of process variability in wastewater treatment plants (WWTPs): a review.** *Journal of Water Process Engineering*, v. 25, p. 304-312, 2018b.

FARIAS, C. S. **Os eventos climáticos extremos e a hepatite a nos estados da Amazônia legal que fazem parte da região norte do Brasil.** *Brazilian Journal of Health Review*, v. 3, n. 6, p. 17696-17713, 2020.

FERREIRA, W. R.; PAIVA, L. T.; CALLISTO, M. **Development of a benthic multimetric index for biomonitoring of a neotropical watershed.** *Brazilian Journal of Biology*, v. 71, p. 15-25, 2011.

FIGUEIRA, J.; ROY, B. **Determining the weights of criteria in the ELECTRE type methods with a revised Simos' procedure.** *European Journal of Operational Research*, v. 139, p. 317-326. 2002.

FLECK, L.; TAVARES, M. H. F.; EYNG, E. **Concepts and importance of mathematical modeling of water quality for water resources management.** *Revista Ambiência*, v. 9, n. 3, 2013.

FONTELLES, M. J. et al. **Scientific research methodology: Guidelines for elaboration of a research protocol.** *Revista Paraense de Medicina*, 23 (3), 2009.

FRANCA, R.D.G. et al. **Stability of aerobic granules during long-term bioreactor operation.** *Biotechnology Advances*, v. 36, n. 1, p. 228-246. 2018.

FRANKLIN, K. K.; HART, J. K. **Idea generation and exploration: Benefits and limitations of the policy Delphi research method.** *Innovations in Higher Education*, 31, 237-246. 2007.

FURLEY, T. H. *et al.* **Toward sustainable environmental quality: identifying priority research questions for Latin America.** *Integrated Environmental Assessment and Management*, 14(3), 344-357. 2018.

- GARG, K.K. *et al.* **Dialectical evaluation of effluent quality index of sewage treatment plants along Ganga River.** *Ecological Indicators*, 66, 248–255. 2016.
- GOGOI, A. *et al.* **Occurrence and fate of emerging contaminants in water environment: a review.** *Groundwater for Sustainable Development*, 6, 169-180. 2018.
- GORGIJ, A. D. *et al.* **Groundwater quality ranking for drinking purposes, using the entropy method and the spatial autocorrelation index.** *Environmental Earth Sciences*, 76, 1-9. 2017.
- GUEDES-ALONSO R. *et al.* **Removal of Pharmaceuticals in a Macrophyte Pond-Constructed Wetland System and the Effect of a Low Effluent Recirculation.** *Water*, 2022; 14(15):2340.
- GUO H.; VAN LIER J.B.; DE KREUK M. **Digestibility of waste aerobic granular sludge from a full-scale municipal wastewater treatment system.** *Water Research*, 2020 Apr 15;173:115617. doi: 10.1016/j.watres.2020.115617. Epub 2020 Feb 12. PMID: 32070832.
- HALLING-SØRENSEN, B. *et al.* **Occurrence, Fate and Effects of Pharmaceutical Substances in the Environment – A review.** *Chemosphere*, v. 36, n. 2, p. 357-393. 1998.
- HARTWICH F. **Weighting of agricultural research results: strength and limitations of the analytic hierarchy process (AHP).** *Research Evaluation*. pp. 1–18. 1998.
- HIGNITE, C.; AZARNOFF, D.L. **Drugs and drug metabolites as environmental contaminants: Chlorophenoxyisobutyrate and salicylic acid in sewage water effluent.** *Life Sciences*, v. 20, n. 2, p. 337-341. 1977.
- HIRAS D.N.; MANARIOTIS I.D.; GRIGOROPOULOS S.G. **Organic and nitrogen removal in a two-stage rotating biological contactor treating municipal wastewater.** *Bioresource Technology*, 2004 May;93(1):91-8. doi: 10.1016/j.biortech.2003.06.005. PMID: 14987726.
- HORTON, R. K. **Horton An index-number system for rating water quality.** *J. Water Pollut. Control Fed.*, v. 37, p. 300-306, 1965.
- HOUSE, M. A. **A water quality index for river management.** *Journal of the Institution of Water and Environmental Management*, v. 3, p. 336–344. 1989.
- HURLEY, T.; SADIQ, R.; MAZUMDER, A. **Adaptation and evaluation of the Canadian Council of Ministers of the Environment Water Quality Index (CCME WQI) for use as an effective tool to characterize drinking source water quality.** *Water Research*, v. 46, n. 11, p. 3544–3552, 2012.

HUSSAIN, M.S.; AHMED, W.; ABDERRAHMAN. **Cluster analysis and quality assessment of logged water at an irrigation project, eastern Saudi Arabia.** J. Environ. Manag., v. 86, p. 297-307. 2008.

JAHAN, A. *et al.* **A framework for weighting of criteria in ranking stage of material selection process.** The International Journal of Advanced Manufacturing Technology, v. 58, n. 1–4, p. 411–420, 2012.

JACOBS, R. P.; SMITH, M.; GODDARD, M. **Measuring performance: an examination of composite performance indicators.** Technical Paper Series, v. 29, 2004.

JAMSHIDZADEH, Z., TAVANGARI BARZI, M. **Wastewater quality index (WWQI) as an assessment tool of treated wastewater quality for agriculture: a case of North Wastewater Treatment Plant effluent of Isfahan.** Environ Sci Pollut Res, 27, 7366–7378 (2020).

JORDÃO, E. P.; PESSOA, C. A. **Tratamento de esgotos domésticos.** Rio de Janeiro: ABES, 2014.

JUWANA, I.; MUTTIL, N.; PERERA, B. J. C. **Uncertainty and sensitivity analysis of West Java Water Sustainability Index—A case study on Citarum catchment in Indonesia.** Ecological Indicators, 61, 170-178. 2016.

KADLEC, R.H.; WALLACE, S.D. **Treatment wetlands.** 2nd ed. Boca Raton: CRC Press, 2008.

KHAN, F.; HUSAIN, T.; LUMB, A. **Water quality evaluation and trend analysis in selected watersheds of the Atlantic region of Canada.** Environmental Monitoring and Assessment, v. 88, p. 1-3, p. 221 – 248, 2003.

KHAN, A.A.; PATERSON, R.; KHAN, H. **Modification and application of the Canadian Council of Ministers of the Environment Water Quality Index (CCME WQI) for the communication of drinking water quality data in Newfoundland and Labrador.** Water Qual. Res. J. Canada, v. 39, n. 3, p. 285-293, 2004.

KIM, S. D. *et al.* **Occurrence and removal of pharmaceuticals and endocrine disruptors in South Korean surface, drinking, and waste waters.** Water Research, v. 41, p. 1013-1021, 2007.

KLAMT, R.A. *et al.* **Drinking water quality indices: A systematic review.** Rev. Ambient. Água, 2021, 16, e 2630.

KUBRUSLY, L. S. **Um procedimento para calcular índices a partir de uma base de dados multivariados.** Revista Pesquisa Operacional, v. 21, n. 1, 2001.

KUMAR, M. *et al.* **Statistical analysis of raw wastewater quality parameters: a case study.** Applied Water Science, v. 9, n. 3, p. 1-8, 2019.

KÜMMERER, K. **Pharmaceuticals in the Environment.** The Annual Review of Environment and Resources, v. 35, p. 57-75, 2010.

LIBÂNIO, M. **Fundamentos de qualidade e tratamento de água.** 4a edição ed. Campinas, SP: Átomo, 2016.

LIMA, D.A. *et al.* **Tratamento de esgotos domésticos em rator anaeróbio híbrido, seguido de reator com algas imobilizadas.** Revista AIDIS, v. 8, n. 2, p. 270 – 285, 2015.

LIU, Y.Q. *et al.* **Formation, physical characteristics and microbial community structure of aerobic granules in a pilot-scale sequencing batch reactor for real wastewater treatment.** Enzyme and Microbial Technology, v. 46, n. 6, p. 520-525. 2010.  
<https://doi.org/10.1016/j.enzmictec.2010.02.001>.

LUMB, A.; SHARMA, T. C.; BIBEAL, J. F. **A Review of Genesis and Evolution of Water Quality Index (WQI) and Some Future Directions.** Water Quality Exposure and Health, v. 3, n. 1, p. 11–24, 2011.

LUMB, A.; HALLIWELL, D.; SHARMA, T. **Application of CCME water quality index to monitor water quality: A case study of the mackenzie river basin, Canada.** Environmental Monitoring and Assessment, v. 113, p. 411-429, 2006.

MA, J. **Water quality evaluation using improved entropy weighted water quality index.** Science of the Total Environment, 2020.

MALAKOOTIAN M.; DOWLATSHAHI S.; HASHEMI CHOLICHEH M. **Reviewing the photocatalytic processes efficiency with and without hydrogen peroxide in cyanide removal from aqueous solutions.** J. Mazandaran Univ. Med. Sci., 23 (104) (2013), pp. 69-78.

MANISH, K. *et al.* **Identification and evaluation of hydrogeochemical processes in the groundwater environment Of Delhi, India.** J Environ Geol, v. 50, p. 1025–1039, 2006.

MATIC, N. *et al.* **Geochemical and isotopic characteristics of karstic springs in coastal mountains (Southern Croatia).** Journal of Geochemical Exploration, n. 132, p. 90–110, 2013.

MEHDINEJAD M.H. *et al.* **Adsorption of methylene blue from aqueous solutions by cellulose and nanofiber cellulose and its electrochemical regeneration.** Desalination Water Treat., 110 (2018), pp. 250-263.

MENDONÇA, M.J.C.; MOTTA, R.S. **Saúde e saneamento no Brasil.** Ministério do Planejamento, Orçamento e Gestão, Instituto de Pesquisas Econômicas e Aplicadas, Brasília/DF, 2005.

METCALF, L.; EDDY, H. P. **Tratamento de efluentes e recuperação de recursos**. 5a edição. McGraw Hill, Brasil, 2008 p. 2015.

MIKULIC, J.; KOŽIĆ, I.; KREŠIĆ, D. **Weighting indicators of tourism sustainability: a critical note**. *Ecological Indicators*, v. 48, p. 312-314, 2015.

MOHAMMED, A.-H. *et al.* **Electrochemical removal of nitrate from wastewater**. *Materials Science and Engineering*, 888(1), 400–412. 2020.

MOHEBBI, M. R. *et al.* **Assessment of water quality in groundwater resources of Iran using a modified drinking water quality index (DWQI)**. *Ecological Indicators*, 30, 28-34. 2013.

MOJAHEDI, S. A.; ATTARI, J. **A comparative study of water quality indices for Karun River**. *World Environmental and Water Resources Congress*, p. 1–9, 2009.

MPCB. **Compilation of water quality data recorded by MPCB 2011-12**. 2014.

MONTEIRO, C. R. L. **Análise da eficiência e confiabilidade em 56 estações de tratamento de esgotos localizadas na região metropolitana de Fortaleza**. 79p. Mestrado (Dissertação – Pós-Graduação em Engenharia Civil – Recursos Hídricos) Universidade Federal do Ceará. Fortaleza, 2009.

MORAIS, N. W. S.; DOS SANTOS, A. B. **Análise dos padrões de lançamento de efluentes em corpos hídricos e de reúso de águas residuárias de diversos estados do Brasil**. *Revista DAE*, v.67, 2019.

MORGENROTH, E. *et al.* **Aerobic granular sludge in a sequencing batch reactor**. *Water Research*, v. 31, n. 12, p. 3191-3194, 1997.

MOTA, S. **Introdução à Engenharia Ambiental**. Rio de Janeiro: ABES, 2012. 5. ed. 524p.

MUGA, H. E.; MIHELICIC, J. R. **Sustainability of wastewater treatment technologies**. *Journal of Environmental Management*, 88(3), 437–447. 2008.

NAGARAJU, A.; THEJASWI, A.; SREEDHAR, Y. **Assessment of groundwater quality of Udayagiri area, Nellore district, Andhra Pradesh, South India using multivariate statistical techniques**. *Earth Sci. Res. J.*, v. 20, n. 4, p. E1-E7, 2016.

NANCHARAI, Y. V.; REDDY, G. K. K. **Aerobic granular sludge technology: Mechanisms of granulation and biotechnological applications**. *Bioresource Technology*, v. 247, p. 1128-1143, 2018.

NARDO, M. *et al.* **Tools for Composite Indicators Building**. *European Commission, Ispra*, v. 15, n. 1, p. 19-20, 2005.

NOYOLA, A. *et al.* **Typology of Municipal Wastewater Treatment Technologies in Latin America.** Clean - Soil, Air, Water, v. 40, n. 9, p. 926–932, 2012.

OECD. **Handbook on Constructing Composite Indicators: Methodology and User Guide.** OECD publishing, France. 2008.

OLIVEIRA, S. C.; VON SPERLING, M. **Reliability analysis of wastewater treatment plants.** Water Research (Oxford). v. 42, p. 1182-1194, 2008.

RIBEIRO, M. C. C. R; ALVES, A. S. **Aplicação do método Analytic Hierarchy Process (AHP) com a mensuração absoluta num problema de seleção qualitativa.** Sistemas & Gestão, [S. l.], v. 11, n. 3, p. 270–281, 2016. DOI: 10.20985/1980-5160.2016.v11n3.988.

ROCHA, F. C.; ANDRADE, E. M.; LOPES, F. B. **Water quality index calculated from biological, physical and chemical attributes.** Environmental Monitoring and Assessment, v. 187, n. 1, p. 4163, 2015.

ROLLEMBERG, S. L. S. *et al.* **Tecnologia de lodo granular aeróbio no tratamento de esgoto doméstico: oportunidades e desafios.** Engenharia Sanitária e Ambiental, v. 25, n. 3, p. 439-449, jun. 2020.

ROLLEMBERG, S.L.S.; FERREIRA, T.J.T.;SANTOS, A.B. **Evaluation of an aerobic granular sludge reactor with biological filtration (AGS-BF reactor) in municipal wastewater treatment: A new configuration.** Bioresource Technology Reports v. 19, Sep, 2022, 101172.

ROSEMOND, S.; DURO, D. C.; DUBÉ, M. **Comparative analysis of regional water quality in Canada using the Water Quality Index.** Environmental Monitoring And Assessment, v. 156, n. 1-4, p. 223–240, 2009.

SAID, A.; STEVENS, D. K.; SEHLKE, G. **An innovative index for evaluating water quality in streams.** Environmental management, 34, 406-414. 2004.

SALIBA, P. D.; VON SPERLING, M. **Performance evaluation of a large sewage treatment plant in Brazil, consisting of an upflow anaerobic sludge blanket reactor followed by activated sludge.** Water Science & Technology, © IWA Publishing 2017, p. 2003 - 2014, 20 jun. 2017.

SANEAMENTO, Ministério do Desenvolvimento Regional Secretaria Nacional de. **Introdução à Coleta de Dados do SNIS – Água e Esgotos: Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento – SNIS.** Brasília, DF: Capacidades Conhecer Para Crescer, 2022.

SARGAONKAR, A.P.; GUPTA, A. DEVOTTA, S. **Dynamic weighting system for water quality index.** Water Sci. Technol, v. 58, p. 1261-1271, 2008.

SHANNON, C.E. **A Mathematical Theory of Communication**. Bell System Technical Journal, 27, 379-423. 1948. <http://dx.doi.org/10.1002/j.1538-7305.1948.tb01338.x>.

SILVA, K. W. S.; EVERTON, N. S. E.; MELO, M. A. D. **Aplicação dos índices biológicos Biological Monitoring Working Party e Average Score per Taxon para avaliar a qualidade de água do rio Ouricuri no Município de Capanema, Estado do Pará, Brasil**. Rev Pan-Amaz Saude [online]. 2016, vol.7, n.3 [citado 2023-10-01], pp.13-22.

SIMÕES, F. D. S. *et al.* **Water quality index as a simple indicator of aquaculture effects on aquatic bodies**. Ecological Indicators, v. 8, n. 5, p. 476–484, 2008.

SINGH, K.P. *et al.* **Water quality assessment of Gomti river (India) using water quality index**. Environ. Monit. Assess. 102, 119, 2005.

SMITH, D. G. **A better water quality indexing system for rivers and streams**. Water Research, v. 24, n. 10, p. 1237–1244, 1990.

SOARES, A. F. S. *et al.* **Recomendações para prevenção do contágio da COVID-19 (novo coronavírus -(SARS-CoV-2)) pela água e por esgoto doméstico**. \*[Brasil]: Sala Técnica Saneamento, 2020. Disponível em: [http://tratabrasil.org.br/covid-19/assets/pdf/cartilha\\_covid-19.pdf](http://tratabrasil.org.br/covid-19/assets/pdf/cartilha_covid-19.pdf). Acesso em: 24 abr. 2022.

SOUSA, G. T. O. *et al.* **Relações hipsométricas para Eucalyptus urophylla conduzidos sob regime de alto fuste e talhadia no Sudoeste da Bahia**. Scientia Plena, v. 9, n. 4, 2013.

SRDD. **Development of a water quality index**. Scottish research development department applied research & development report number ARD3. Edinburg, UK: Engineering Division. 1976.

Su, H., Kang, W., Xu, Y., & Wang, J. (2018). **Assessing groundwater quality and health risks of nitrogen pollution in the Shenfu mining area of Shaanxi province, Northwest China**. Exposure and Health, 10(2), 77–97.

SU, H. *et al.* **Assessing groundwater quality and health risks of nitrogen pollution in the Shenfu mining area of Shaanxi province, Northwest China**. Exposure and Health, 10(2), 77–97. 2018.

SUTADIAN, A.D. *et al.* **Development of river water quality indices—a review**. Environ. Monit. Assess., v. 188, p. 1-29, 2016.

SUTADIAN, A. D. *et al.* **Using the analytic hierarchy process to identify parameter weights for developing a water quality index**. Ecological Indicators, v. 75, p. 220-233, 2017.

TAYALI, H. A.; TIMOR, M. **Ranking with Statistical Variance Procedure Based Analytic Hierarchy Process**. Acta Infologica, 2017.

TIWARI, T.N.; MISHRA, M. **A preliminary assignment of water quality index to major Indian rivers.** IJEP, 5 (4), pp. 276-279, 1985.

TOMAS, D.; ČURLIN, M.; MARIĆ, A. S. **Assessing the surface water status in Pannonian ecoregion by the water quality index model.** Ecological Indicators, 79, 182-190. 2017.

TSEGAYE, T. *et al.* **Development of chemical index as a measure of in-stream water quality in response to land-use and land cover changes.** Water, Air, Soil Pollut., 174, pp. 161-179, 2006.

TUNDISI, J. G.; MATSUMURA TUNDISI, T. **Limnologia.** São Paulo: Oficina de Textos, 2008. 632 p.

TYAGI, S.; SHARMA, B.; SINGH, P. **Water Quality Assessment in Terms of Water Quality Index.** American Journal of Water Resources. 1. 34-38. 10.12691/ajwr-1-3-3. 2013.

UDDIN, M. G.; NASH, S.; OLBERT, A. I. **A review of water quality index models and their use for assessing surface water quality.** Ecological Indicators, v. 122, p. 107-218, 2021.

UGGETTI E. *et al.* **Sludge treatment wetlands: a review on the state of the art.** Bioresour Technol. 2010 May;101(9):2905-12. doi: 10.1016/j.biortech.2009.11.102. Epub 2009 Dec 31. PMID: 20045312.

UNEP. **A Snapshot of the World's Water Quality: Towards a global assessment.** UNEP, 2016.

VALDES RAMOS, A. *et al.* **Potential Uses of Treated Municipal Wastewater in a Semiarid Region of Mexico.** Sustainability. 2019, 11, 2217. <https://doi.org/10.3390/su11082217>.

VAN HAANDEL, A.C.; VAN DER LUBBE, J. **Handbook biological wastewater treatment: design and optimization of activated sludge systems.** Londres: IWA Publishing. 2012.

VON SPERLING, M. **Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgoto.** 4. ed. Belo Horizonte: UFMG, 2014. 472 p.

VON SPERLING, M. **Comparison of simple, small, full-scale sewage treatment systems in Brazil: UASB-maturation ponds-coarse filter; UASB-horizontal subsurface-flow wetland; vertical-flow wetland (first stage of French system).** Water Science and Technology, v. 71, p. 329-337, 2015.

WORLD HEALTH ORGANIZATION (WHO) AND UNITED NATIONS CHILDREN'S UNION (UNICEF). **Progress in Drinking Water, Sanitation and Hygiene: 2017 Update and Baseline of SDG.** Geneva: Joint Monitoring Program, 2017. Disponível em:

<http://www.who.int/mediacentre/news/releases/2017/launch-version-report-jmp-water-sanitation-hygiene.pdf>. Acesso em: 10 de maio de 2022.

WU H. *et al.* **Chemical characteristics and quality assessment of groundwater of exploited aquifers in Beijiao water source of Yinchuan, China: a case study for drinking, irrigation, and industrial purposes.** J Chemother, 2015:72634. 2015.

XIAO, J. *et al.* **Characteristics, sources, water quality and health risk assessment of trace elements in river water and well water in the Chinese Loess Plateau.** Sci. Total Environ., 2019.

YALCIN, N.; ÜNLÜ, U. **A multi-criteria performance analysis of Initial Public Offering (IPO) firms using CRITIC and VIKOR methods.** Technological and Economic Development of Economy, v. 24, n. 2, 2018.

YAN, F. *et al.* **A dynamic water quality index model based on functional data analysis.** Ecol. Indic., v. 57, p. 249-258, 2015.

YU, S. *et al.* **Study on the suitability of passive energy in public institutions in China.** Energies, v. 12, n.12, p. 2446, 2019.

ZARDARI, N. H. *et al.* **Weighting methods and their effects on multi-criteria decision making model outcomes in water resources management.** Springer, 2015.

ZHANG, X.; WU, Y.; SHEN, L. **An evaluation framework for the sustainability of urban land use: a study of capital cities and municipalities in China.** Habitat International, v. 35, p. 141-149, 2011.

ZHANG, Q.; XU, P.; QIAN, H. **Groundwater Quality Assessment Using Improved Water Quality Index (WQI) and Human Health Risk (HHR) Evaluation in a Semi-arid Region of Northwest China.** Expo Health, v. 12, p. 4. 2020.

ZHAO E.; KUO YM.; CHEN N. **Assessment of water quality under various environmental features using a site-specific weighting water quality index.** Sci Total Environ. 2021 Aug 20;783:146868. doi: 10.1016/j.scitotenv.2021.146868. Epub 2021 Apr 9. PMID: 33866161.

ZHOU Y. *et al.* **Upgrading a regional groundwater level monitoring network for Beijing plain, China.** Geosci Front. 4:127–138. 2013.