UNIVERSIDADE DE RIBEIRÃO PRETO
CENTRO DE CIÊNCIAS EXATAS, NATURAIS E TECNOLOGIAS
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM TECNOLOGIA AMBIENTAL

GABRIEL RODRIGUES DE GODOY

AVALIAÇÃO DO MICROCONTAMINANTE LÍTIO E DA QUALIDADE DO EFLUENTE EM ESTAÇÕES DE TRATAMENTO DE ESGOTO OPERADAS POR LODOS ATIVADOS E REATOR UASB SEGUIDO DE SISTEMA AUSTRALIANO

Ribeirão Preto
2026

GABRIEL RODRIGUES DE GODOY

AVALIAÇÃO DO MICROCONTAMINANTE LÍTIO E DA QUALIDADE DO EFLUENTE EM ESTAÇÕES DE TRATAMENTO DE ESGOTO OPERADAS POR LODOS ATIVADOS E REATOR UASB SEGUIDO DE SISTEMA AUSTRALIANO

Dissertação apresentada à Universidade de Ribeirão Preto - UNAERP, como requisito de avaliação para obtenção do título de Mestre pelo Programa de Pós-graduação em Tecnologia Ambiental.

Orientadora: Prof.ª Dr.ª Marilia Vasconcellos Agnesini

Ribeirão Preto
2026

Ficha catalográfica preparada pelo Centro de Processamento
Técnico da Biblioteca Central da UNAERP

- Universidade de Ribeirão Preto -

GODOY, GABRIEL RODRIGUES DE, 2026-

G636a AVALIAÇÃO DO MICROCONTAMINANTE LÍTIO E DA QUALIDADE DO EFLUENTE EM ESTAÇÕES DE TRATAMENTO DE ESGOTO OPERADAS POR LODOS ATIVADOS E REATOR UASB SEGUIDO DE SISTEMA AUSTRALIANO / GABRIEL RODRIGUES DE GODOY. -- Ribeirão Preto, 2026.
142 f. : il. color.

Orientador: Prof.ª Dr.ª Marilia Vasconcellos Agnesini.

Dissertação (Mestrado em Mestrado em Tecnologia Ambiental) - Universidade de Ribeirão Preto (UNAERP), Ribeirão Preto, 2026.

1. Lítio. 2. Contaminantes emergentes. 3. Tratamento de esgoto. 4. Índice de Qualidade do Efluente Tratado. 5. Monitoramento ambiental. I. Título.

CDD 628

GABRIEL RODRIGUES DE GODOY

“ AVALIAÇÃO DO MICROCONTAMINANTE DO LÍTIO E DA QUALIDADE DO EFLUENTE EM ESTAÇÕES DE TRATAMENTO DE ESGOTO OPERADAS POR LODOS ATIVADOS E REATOR UASB SEGUIDO DE SISTEMA AUSTRALIANO”

Dissertação de Mestrado apresentada ao programa de Pós-Graduação em Tecnologia Ambiental do Centro de Ciências Exatas, Naturais e Tecnologias da Universidade de Ribeirão Preto, para a obtenção do título de Mestre em Tecnologia Ambiental.
Orientador(a): Prof(a). Dr(a). Marília Vasconcellos Agnesini

Área de concentração: Tecnologia Ambiental

Data de defesa: 20 de agosto de 2026.

Resultado: **APROVADO**

BANCA EXAMINADORA

gov.br Documento assinado digitalmente MARILIA VASCONCELLOS AGNESINI Data: 20/08/2026 11:40:43-0300 Verifique em https://validar.iti.gov.br	gov.br Documento assinado digitalmente CRISTINA FILOMENA PEREIRA ROSA PASCHOAL Data: 24/08/2026 20:20:10-0300 Verifique em https://validar.iti.gov.br	gov.br Documento assinado digitalmente EDUARDA OLIVEIRA REIS Data: 20/08/2026 11:53:00-0300 Verifique em https://validar.iti.gov.br
Profa. Dra. Marília Vasconcellos Agnesini ***Presidente/UNAERP***	Profa. Dra. Cristina Filomena Pereira Rosa Paschoalato ***UNAERP***	Profa. Dra. Eduarda Oliveira Reis ***IFSULDEMINAS***

RIBEIRÃO PRETO
2026

À minha família, pelo amor, apoio e incentivo constantes.
Em especial, à minha avó, que partiu durante a realização deste trabalho. Esta conquista também é dedicada à sua memória.

AGRADECIMENTOS

A Deus, por me conceder força, sabedoria e perseverança ao longo desta jornada.

À minha família, pelo amor, incentivo e apoio incondicionais em todos os momentos.

À memória da minha avó, cuja partida durante esta trajetória tornou esta conquista ainda mais significativa.

À minha orientadora, Prof.ª Dr.ª Marília Vasconcellos Agnesini, pela orientação, dedicação, confiança, disponibilidade e valiosas contribuições para o desenvolvimento desta pesquisa.

À Universidade de Ribeirão Preto (UNAERP) e ao Programa de Pós-Graduação em Tecnologia Ambiental, pela oportunidade de realização deste mestrado e pela formação acadêmica proporcionada.

Ao Laboratório de Recursos Hídricos da UNAERP, pela infraestrutura, apoio técnico e suporte indispensáveis à realização desta pesquisa.

À Prof.ª Dr.ª Cristina Filomêna Pereira Rosa Paschoalato, pelo apoio, incentivo e suporte desde meu ingresso no Programa de Pós-Graduação, contribuindo significativamente para minha formação acadêmica e para a realização desta pesquisa.

Às estagiárias do curso de Engenharia Química, pela colaboração, dedicação e auxílio durante as atividades laboratoriais e as campanhas experimentais.

À equipe das Estações de Tratamento de Esgoto, pela receptividade, disponibilidade e apoio durante as campanhas de amostragem.

À Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES), pela concessão da bolsa de estudos na modalidade PROSUP – Taxa, fundamental para o desenvolvimento desta pesquisa.

À minha amiga Larissa Campos, pelo auxílio, incentivo e companheirismo durante o desenvolvimento desta pesquisa.

A todos os professores, colegas e demais pessoas que, direta ou indiretamente, contribuíram para a realização deste trabalho, meus mais sinceros agradecimentos.

“Não herdamos a Terra de nossos antepassados;
nós a tomamos emprestada de nossos filhos."
(Provérbio atribuído aos povos indígenas norte-americanos).

RESUMO

O aumento do consumo de lítio, especialmente em medicamentos utilizados no tratamento de transtornos psiquiátricos e em baterias de íons de lítio, tem ampliado sua presença nos sistemas de esgotamento sanitário, despertando preocupações quanto à ocorrência desse elemento em efluentes tratados e aos seus potenciais impactos ambientais. No Brasil, o lítio pode ser considerado um microcontaminante não regulamentado em efluente sanitário, uma vez que inexistem padrões específicos para seu lançamento na legislação ambiental aplicável. Neste contexto, esta pesquisa teve como objetivo avaliar a ocorrência e a eficiência de remoção do lítio em duas Estações de Tratamento de Esgoto (ETEs) com diferentes tecnologias, bem como adaptar e aplicar o Índice de Qualidade do Efluente Tratado (IQET) para avaliação integrada da qualidade convencional dos efluentes. Inicialmente, foi validado um método analítico para determinação de lítio por espectrometria de emissão em chama, o qual apresentou coeficiente de determinação (R^2) de 0,9997, limite de detecção (LD) de 0,04 $\mu g\ L^{-1}$, limite de quantificação (LQ) de 1,0 $\mu g\ L^{-1}$, recuperações entre 91 e 119% e desvio padrão relativo inferior a 2%. O monitoramento foi realizado em 12 campanhas mensais, entre junho de 2025 e maio de 2026, totalizando 48 amostras de afluentes e efluentes de duas ETEs: uma operada por lodos ativados com aeração prolongada (ETE 1) e outra composta por reator anaeróbio de fluxo ascendente com manta de lodo (UASB) seguido de sistema australiano (ETE 2). As concentrações médias de lítio permaneceram semelhantes entre afluentes e efluentes nas duas ETEs, resultando em baixas eficiências aparentes de remoção (10,10 ± 7,77% para o sistema de lodos ativados e 5,19 ± 7,89% para o sistema UASB seguido de sistema australiano), sem diferenças estatisticamente significativas entre afluentes e efluentes ($p > 0,05$). Em relação aos parâmetros físico-químicos convencionais, as ETEs apresentaram desempenho satisfatório, com eficiências médias de remoção de 66,13% e 76,26% para DBO e de 46,05% e 49,99% para DQO, e remoção limitada de NTK, fósforo total e condutividade elétrica, resultando predominantemente na classificação "Bom" segundo o IQET, composto por demanda bioquímica de oxigênio (DBO), sólidos suspensos totais (SST), sólidos dissolvidos totais (SDT), condutividade elétrica, nitrogênio total Kjeldahl (NTK) e fósforo total. A análise de correlação de Pearson indicou que, na ETE 1, o lítio não apresentou associação estatisticamente significativa com os parâmetros avaliados, enquanto, na ETE 2, foi identificada correlação negativa significativa apenas com a DQO ($r = -0,668$; $p = 0,018$). A análise integrada demonstrou que, embora os sistemas tenham produzido efluentes com boa qualidade convencional, esse desempenho não se refletiu na remoção do lítio. Conclui-se que os processos biológicos convencionais avaliados apresentam capacidade limitada para remoção desse elemento e que os parâmetros tradicionalmente empregados na avaliação da qualidade dos efluentes não são suficientes, isoladamente, para representar a ocorrência de microcontaminantes não regulamentados. Os resultados reforçam a necessidade de ampliar o monitoramento ambiental e fornecem subsídios para futuras discussões sobre critérios regulatórios e tecnologias complementares destinadas à remoção de lítio.

Palavras-chave: lítio; contaminantes emergentes; tratamento de esgoto; Índice de Qualidade do Efluente Tratado; monitoramento ambiental.

ABSTRACT

The increasing consumption of lithium, especially in medications used for the treatment of psychiatric disorders and in lithium-ion batteries, has contributed to its growing presence in wastewater systems, raising concerns regarding the occurrence of this element in treated effluents and its potential environmental impacts. In Brazil, lithium can be considered an unregulated microcontaminant in sanitary effluent, since there are no specific discharge standards for this element in the applicable environmental legislation. In this context, this study aimed to evaluate the occurrence and removal efficiency of lithium in two Wastewater Treatment Plants (WWTPs) using different treatment technologies, as well as to adapt and apply the Treated Effluent Quality Index (TEQI) for an integrated assessment of conventional effluent quality. Initially, an analytical method for lithium determination by flame emission spectrometry was validated, presenting a coefficient of determination (R^2) of 0.9997, a detection limit (LOD) of 0.04 $\mu g\ L^{-1}$, a quantification limit (LOQ) of 1.0 $\mu g\ L^{-1}$, recoveries ranging from 91 to 119%, and a relative standard deviation below 2%. Monitoring was carried out through 12 monthly sampling campaigns, from June 2025 to May 2026, totaling 48 influent and effluent samples from two WWTPs: one operated by extended aeration activated sludge (WWTP 1) and the other consisting of a upflow anaerobic sludge blanket (UASB) reactor followed by an Australian lagoon system (WWTP 2). Mean lithium concentrations remained similar between influent and effluent in both WWTPs, resulting in low apparent removal efficiencies (10.10 ± 7.77% for the activated sludge system and 5.19 ± 7.89% for the UASB system followed by the Australian lagoon system), with no statistically significant differences between influent and effluent concentrations ($p > 0.05$). Regarding conventional physicochemical parameters, both WWTPs showed satisfactory performance, with mean removal efficiencies of 66.13% and 76.26% for BOD and 46.05% and 49.99% for COD, and limited removal of TKN, total phosphorus, and electrical conductivity, resulting predominantly in a “Good” classification according to the TEQI, which was developed based on biochemical oxygen demand (BOD), total suspended solids (TSS), total dissolved solids (TDS), electrical conductivity, total Kjeldahl nitrogen (TKN), and total phosphorus. Pearson correlation analysis indicated that, in WWTP 1, lithium showed no statistically significant association with the evaluated parameters, whereas in WWTP 2, a significant negative correlation was identified only with COD ($r = -0.668$; $p = 0.018$). The integrated analysis demonstrated that, although both systems produced effluents with good conventional quality, this performance was not reflected in lithium removal. It is concluded that the conventional biological processes evaluated have limited capacity for lithium removal and that the parameters traditionally used to assess effluent quality are not sufficient, when considered individually, to represent the occurrence of unregulated microcontaminants. These findings reinforce the need to expand environmental monitoring and provide support for future discussions on regulatory criteria and complementary technologies aimed at lithium removal.

Keywords: lithium; emerging contaminants; wastewater treatment; Treated Effluent Quality Index; environmental monitoring.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 - Percurso da água no saneamento básico 24
Figura 2 - Atendimento dos domicílios por rede coletora de esgoto nas regiões brasileiras (IES0004, IES0005 e IES0006). 26
Figura 3 - Esquema integrado das fases do tratamento de esgoto e destinação final. 30
Figura 4 - Tratamento por lodos ativados com aeração prolongada 31
Figura 5 - Esquema ilustrativo de um reator anaeróbio de fluxo ascendente (UASB) 33
Figura 6 - Esquema ilustrativo do processo de tratamento de esgoto por sistemas australianos 35
Figura 7 – Micropoluentes emergentes: fontes, compartimentos ambientais e vias de transferência 42
Figura 8 -Faixa terapêutica, efeitos fisiológicos e mecanismos de ação do lítio no organismo humano. 50
Figura 9 - Fluxograma das etapas metodológicas da pesquisa. 59
Figura 10 - Fluxograma em blocos da Estação 1 – Sistema de lodos ativados por aeração prolongada. 61
Figura 11 - Fluxograma em blocos da Estação 2 – Sistema composto por reator UASB seguido de lagoa anaeróbia e lagoa facultativa. 62
Figura 12 – Soluções padrões para construção da curva analítica 66
Figura 13 - Curva analítica de lítio obtida por espectrometria de emissão de chama, expressa como sinal de emissão em função da concentração (µg/L), com equação da reta e coeficiente de determinação (R^2). 81
Figura 14 - Distribuição das concentrações de lítio no afluente e efluente das ETEs avaliadas por meio de *boxplots* 85
Figura 15 - Distribuição das eficiências aparentes de remoção de lítio obtidas nas duas estações de tratamento de esgoto durante o período de monitoramento. 88
Figura 16 - Boxplots dos parâmetros físico-químicos monitorados no afluente (bruto) e no efluente (tratado) da Estação 1 durante as 12 campanhas de amostragem. 93
Figura 17 - Boxplots dos parâmetros físico-químicos monitorados no afluente (bruto) e no efluente (tratado) da Estação 2 durante as 12 campanhas de amostragem. 98

Figura 18 - Boxplots da eficiência de remoção dos parâmetros físico-químicos nas Estações 1 (lodos ativados) e 2 (reator UASB seguido de sistema australiano) durante as 12 campanhas de amostragem..... 103
Figura 19 - Comportamento temporal do Índice de Qualidade do Efluente Tratado (IQET) nas estações de tratamento avaliadas. 105
Figura 20 - Matriz de correlação de Pearson (r) entre os parâmetros físico-químicos – ETE 1 108
Figura 21 - Matriz de correlação de Pearson (r) entre os parâmetros físico-químicos – ETE 2 109

LISTA DE QUADROS

Quadro 1 - Principais tecnologias terciárias empregadas na remoção de contaminantes emergentes, seus princípios de funcionamento, vantagens e aplicações. 56
Quadro 2 - Aplicabilidade das principais tecnologias terciárias para remoção de espécies iônicas em efluentes. 57
Quadro 3 - Parâmetros selecionados para composição do Índice de Qualidade do Efluente Tratado (IQET) 73
Quadro 4 - Principais tecnologias terciárias com potencial para remoção de lítio em efluentes tratados e suas características operacionais 115

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 - Indicadores de tratamento do esgoto gerado (IES2003) e do esgoto coletado (IES2004) nas regiões brasileiras. 25
Tabela 2 - Limites legais de lançamento de efluentes segundo a Resolução CONAMA nº 430/2011 e o Decreto Estadual nº 8.468/1976 38
Tabela 3 - Principais valores ecotoxicológicos do lítio reportados para organismos aquáticos. 51
Tabela 4 - Parâmetros, métodos e unidades 64
Tabela 5 – Faixas de Qualidade do Esgoto com Base no IQE 75
Tabela 6 - Valores de referência (Sn) adotados para a normalização dos parâmetros do IQET. 76
Tabela 7 - Concentrações médias de lítio nas correntes afluentes e efluentes das estações de tratamento de esgoto avaliadas durante o período de monitoramento 84
Tabela 8 - Valores médios e desvios padrão dos parâmetros físico-químicos monitorados no afluente e no efluente da Estação 1 (sistema de lodos ativados) durante as 12 campanhas de amostragem..... 92
Tabela 9 - Médias e desvios padrão dos parâmetros físico-químicos do afluente e efluente da Estação 2 (reator UASB seguido de sistema australiano) durante o período de monitoramento. 97
Tabela 10 - Eficiência média de remoção dos parâmetros físico-químicos nas estações de tratamento avaliadas durante o período de monitoramento. 101
Tabela 11 - Valores do IQET das estações de tratamento de esgoto ao longo das doze campanhas de monitoramento. 105
Tabela 12 - Integração dos resultados do IQET e do monitoramento de lítio nas estações de tratamento avaliadas..... 111

LISTA DE SIGLAS

AAS	*Atomic Absorption Spectrophotometry*
ABES	Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental
ANVISA	Agência Nacional de Vigilância Sanitária
APHA	*American Public Health Association*
AWWA	*American Water Works Association*
CDD	Classificação Decimal de Dewey
CETESB	Companhia Ambiental do Estado de São Paulo
CGCRE	Coordenação Geral de Acreditação do Inmetro
CONAMA	Conselho Nacional do Meio Ambiente
COT	Carbono Orgânico Total
DBO	Demanda Bioquímica de Oxigênio
DQO	Demanda Química de Oxigênio
DRSAI	Doenças Relacionadas ao Saneamento Ambiental Inadequado
EC50/EC10	*Effective Concentration* 50%/10%
EPA/USEPA	*United States Environmental Protection Agency*
ETE/ETEs	Estação (ou estações) de Tratamento de Esgoto
GAC	*Granular Activated Carbon*
HBSL	*Health-Based Screening Level*
ICH	*International Council for Harmonisation*
IES	Indicadores de Esgotamento Sanitário
INMETRO	Instituto Nacional de Metrologia, Qualidade e Tecnologia
IQA/WQI	Índice de Qualidade da Água / *Water Quality Index*
IQET	Índice de Qualidade do Efluente Tratado
LC50	*Lethal Concentration* 50%
LC-MS/LC-MS/MS	*Liquid Chromatography-Mass Spectrometry*
LD	Limite de Detecção
LOEC	*Lowest Observed Effect Concentration*

LQ	Limite de Quantificação
MBR	*Membrane Bioreactor*
MOF/MOFs	*Metal-Organic Frameworks*
NF	Nanofiltração
NTK	Nitrogênio Total Kjeldahl
OD	Oxigênio Dissolvido
ODS	Objetivos de Desenvolvimento Sustentável
OR	Osmose Reversa
PAC	*Powdered Activated Carbon*
POA/POAs	Processos Oxidativos Avançados
RSD	*Relative Standard Deviation*
SDT	Sólidos Dissolvidos Totais
SINISA	Sistema Nacional de Informações em Saneamento Básico
SSD	*Species Sensitivity Distribution*
SST	Sólidos Suspensos Totais
TDH	Tempo de Detenção Hidráulica
TEA	Transtorno do Espectro Autista
UASB	*Upflow Anaerobic Sludge Blanket*
UCMR 5	*Fifth Unregulated Contaminant Monitoring Rule*
USGS	*United States Geological Survey*
UV	Ultravioleta
WEF	*Water Environment Federation*
WWQI	*Wastewater Quality Index*

SUMÁRIO

1 INTRODUÇÃO 19
1.1 OBJETIVOS 21
1.1.1 Objetivo Geral 21
1.1.2 Objetivos Específicos 21
2 REFERENCIAL TEÓRICO 22
2.1 SANEAMENTO BÁSICO NO BRASIL 22
2.1.1 Percurso da água no saneamento básico 23
2.1.2 Panorama do esgotamento sanitário no Brasil 24
2.2 TRATAMENTO DE ESGOTO 28
2.2.1 Tratamento de Esgotos por Lodos Ativados 31
2.2.2 Tratamento de Esgotos por Reator UASB 32
2.2.3 Tratamento de Esgotos por Sistemas Australianos 33
2.2.4 Parâmetros de Qualidade do Esgoto 36
2.2.5 Legislação de Lançamento do Efluente 37
2.2.6 Índices de Qualidade Ambiental aplicados ao monitoramento de efluentes 38
2.3 CONTAMINANTES EMERGENTES EM AMBIENTES AQUÁTICOS 40
2.3.1 Fontes de entrada do lítio nos corpos hídricos 43
2.3.2 Ocorrência do lítio em corpos hídricos 45
2.3.3 Toxicidade do lítio para a saúde humana 46
2.3.4 Ecotoxicidade do lítio em organismos aquáticos 49
2.4 TECNOLOGIAS TERCIÁRIAS PARA REMOÇÃO DE CONTAMINANTES EMERGENTES 52
3 MATERIAL E MÉTODOS 58
3.1 DELINEAMENTO DO ESTUDO 58
3.2 CARACTERIZAÇÃO DAS ESTAÇÕES DE TRATAMENTO DE ESGOTO 58
3.2.1 Estação 1 – Sistema de lodos ativados por aeração prolongada 60
3.2.2 Estação 2 – Sistema composto por reator UASB seguido por lagoa anaeróbia e lagoa facultativa 61
3.3 PLANO DE MONITORAMENTO E AMOSTRAGEM 63
3.4 VALIDAÇÃO ANALÍTICA PARA QUANTIFICAÇÃO DE LÍTIO 64
3.4.1 Equipamentos e condições operacionais 65

3.4.2 Seletividade 65
3.4.3 Linearidade e faixa de trabalho 65
3.4.4 Limite de Detecção (LD) e Limite de Quantificação (LQ) 67
3.4.5 Precisão 67
3.4.6 Exatidão 68
3.5 DETERMINAÇÃO DAS CONCENTRAÇÕES DE LÍTIO NAS AMOSTRAS DE ESGOTO 68
3.5.1 Digestão das amostras 69
3.5.2 Determinação da concentração de lítio 69
3.5.3 Avaliação da eficiência de remoção do lítio 70
3.6 AVALIAÇÃO INTEGRADA DA QUALIDADE DOS EFLUENTES TRATADOS POR MEIO DO ÍNDICE DE QUALIDADE DO EFLUENTE TRATADO (IQET) 71
3.6.1 Seleção dos parâmetros do Índice de Qualidade do Efluente Tratado (IQET) 72
3.6.2 Cálculo do Índice de Qualidade do Efluente Tratado (IQET) 73
3.6.3 Definição dos valores de referência (S_n) 75
3.6.4 Integração entre o IQET e o monitoramento de lítio nas ETEs 76
3.7 TRATAMENTO E ANÁLISE ESTATÍSTICA DOS DADOS 77
3.7.1 Avaliação da distribuição dos dados 77
3.7.2 Comparação entre afluente e efluente e entre as diferentes ETEs 77
3.7.3 Representação gráfica dos dados 78
3.7.4 Análise da eficiência de remoção 78
3.7.5 Análise de correlação 79
4 RESULTADOS E DISCUSSÃO 80
4.1 VALIDAÇÃO ANALÍTICA DE LÍTIO NO ESGOTO 80
4.1.1 Seletividade 80
4.1.2 Linearidade e Faixa de Trabalho 81
4.1.3 Limite de Detecção (LD) e Limite de Quantificação (LQ) 81
4.1.4 Precisão 82
4.1.5 Exatidão 82
4.1.6 Considerações Gerais da Validação 83
4.2 AVALIAÇÃO DO LÍTIO NAS ESTAÇÕES DE TRATAMENTO DE ESGOTO 83
4.2.1 Ocorrência e distribuição das concentrações de lítio nos sistemas de tratamento 84
4.2.2 Eficiência de remoção do lítio 88
4.2.3 Comparação entre as tecnologias de tratamento 90

4.3 QUALIDADE CONVENCIONAL DOS EFLUENTES 91
4.3.1 Monitoramento Estação de Tratamento 1 – Lodos Ativados 91
4.3.2 Monitoramento Estação 2 – Reator UASB seguido de Sistema Australiano 96
4.3.3 Comparação da eficiência de remoção entre as tecnologias de tratamento 101
4.3.4 Avaliação da qualidade do efluente por meio do IQET 104
4.4 INTEGRAÇÃO ENTRE OS PARÂMETROS CONVENCIONAIS E O MONITORAMENTO DE LÍTIO 107
4.4.1 Correlação entre os parâmetros físico-químicos 107
4.4.2 Integração entre os resultados do IQET e do monitoramento de lítio 110
4.5 IMPLICAÇÕES DOS RESULTADOS PARA ADOÇÃO DE TECNOLOGIAS COMPLEMENTARES DE TRATAMENTO 112
5 CONCLUSÕES 117
REFERÊNCIAS 120
APÊNDICE A – RESULTADOS DOS PARÂMETROS FÍSICO-QUÍMICOS DAS ESTAÇÕES 1 E 2 131
APÊNDICE B – RESULTADOS DAS CONCENTRAÇÕES DE LÍTIO DAS ESTAÇÕES 1 E 2 134
APÊNDICE C – RESULTADOS DAS ANÁLISES ESTATÍSTICAS DOS PARÂMETROS FÍSICO-QUÍMICOS DAS ESTAÇÕES DE TRATAMENTO DE ESGOTO 136

1 INTRODUÇÃO

O lítio (Li) é um metal alcalino amplamente utilizado em aplicações industriais, tecnológicas e farmacêuticas, destacando-se na produção de baterias de íons de lítio, dispositivos eletrônicos, vidros, cerâmicas, lubrificantes e medicamentos empregados no tratamento do transtorno bipolar (ADEEL *et al.*, 2023; VOLKMANN; BSCHOR; KÖHLER, 2020). Embora seja naturalmente liberado ao ambiente por processos geológicos, como intemperismo de rochas e lixiviação mineral, a expansão da indústria de baterias, o descarte inadequado de resíduos eletroeletrônicos e o consumo crescente de medicamentos à base de lítio têm contribuído para sua maior ocorrência em ambientes aquáticos (ADEEL *et al*., 2023). Após o uso terapêutico, o lítio é eliminado principalmente pela urina, sem sofrer metabolização significativa (BERTOLLO *et al.*, 2026). No Brasil, entre 2019 e 2021, foram comercializadas mais de 10,6 milhões de caixas de carbonato de lítio (ANVISA, 2021).

Devido à sua elevada solubilidade, o lítio tem sido detectado em águas superficiais, subterrâneas e efluentes sanitários, tornando-se um contaminante de crescente preocupação ambiental (ADEEL *et al*., 2023). Além das fontes naturais, o descarte de baterias e o lançamento de efluentes domésticos e industriais contribuem para sua dispersão ambiental (PRIYADARSINI; DAS, 2024). Estudos indicam que esse elemento pode causar alterações fisiológicas e comportamentais em organismos aquáticos, afetar o desenvolvimento de invertebrados e modificar o crescimento de algas (PRIYADARSINI; DAS, 2024). Nesse contexto, a *United States Environmental Protection Agency* (USEPA) incluiu o lítio na quinta *Unregulated Contaminant Monitoring Rule* (UCMR 5), adotando como referência não regulatória um Health Reference Level (HRL) de 10 μg L^{-1} para água destinada ao consumo humano (EPA, 2023), valor equivalente ao *Health-Based Screening Level* (HBSL) utilizado pelo Serviço Geológico dos Estados Unidos (USGS) em avaliações de águas subterrâneas para abastecimento (LINDSEY et al., 2021).

O lítio integra o grupo dos contaminantes emergentes presentes nos sistemas aquáticos, juntamente com fármacos, produtos de higiene pessoal, pesticidas, plastificantes e nanomateriais (ROUT *et al*., 2021). Nesse cenário, as Estações de Tratamento de Esgoto (ETEs) desempenham papel fundamental na proteção dos recursos hídricos; entretanto, os processos convencionais nem sempre são eficientes na remoção desses compostos, permitindo que o lítio permaneça dissolvido e alcance os corpos receptores (SHARMA; WESTERHOFF; ZENG, 2022; PRIYADARSINI; DAS, 2024).

No Brasil, essa problemática é agravada pelas limitações do saneamento básico. Segundo o Sistema Nacional de Informações em Saneamento Básico (SINISA, 2025), com dados referentes ao ano-base de 2024, 62,3% da população brasileira possui atendimento por rede coletora de esgoto, 61,8% do volume gerado é coletado e 51,8% recebe tratamento, evidenciando a necessidade de ampliar a cobertura e a eficiência dos sistemas de esgotamento sanitário.

A avaliação do desempenho das ETEs pode ser aprimorada por ferramentas integradoras, como os índices de qualidade, capazes de sintetizar múltiplos parâmetros físico-químicos em um único indicador. O conceito do Índice de Qualidade da Água (IQA) tem sido adaptado para efluentes, originando o Índice de Qualidade de Efluentes (*Wastewater Quality Index* – WWQI), aplicado na avaliação integrada da qualidade de efluentes tratados e de sua adequação para lançamento ou reuso (PHADATARE; GAWANDE, 2016; JAMSHIDZADEH; BARZI, 2020; ABOULFOTOH; HEIKAL, 2022). Entretanto, esses índices são baseados predominantemente em parâmetros convencionais e não contemplam contaminantes emergentes como o lítio, indicando a necessidade de associar a avaliação tradicional do efluente ao monitoramento específico desse elemento.

Apesar do aumento do interesse científico sobre a presença do lítio no ambiente, esse elemento permanece caracterizado como um microcontaminante não regulamentado em efluentes sanitários, sendo ainda limitados os estudos que investigam seu comportamento em ETEs de escala real, especialmente em sistemas empregados no Brasil. Além disso, a ausência de padrões regulatórios específicos para lítio em efluentes sanitários dificulta a avaliação do desempenho dos sistemas de tratamento e a definição de estratégias complementares.

Diante desse cenário, esta pesquisa teve como objetivo avaliar a ocorrência e a eficiência de remoção do lítio em estações de tratamento de esgoto operadas por reator UASB seguido de sistema australiano e por lodos ativados, por meio da validação de metodologia analítica e do monitoramento sistemático desse elemento nos afluentes e efluentes das estações. O Índice de Qualidade do Efluente Tratado (IQET) foi adaptado e aplicado como ferramenta complementar para avaliação integrada da qualidade convencional dos efluentes, permitindo analisar conjuntamente os parâmetros tradicionais e o comportamento do lítio.

1.1 OBJETIVOS

1.1.1 Objetivo Geral

Avaliar a ocorrência e a eficiência de remoção do lítio, bem como a qualidade convencional dos efluentes por meio do Índice de Qualidade do Efluente Tratado (IQET), em duas Estações de Tratamento de Esgoto com diferentes tecnologias de tratamento.

1.1.2 Objetivos Específicos

- Monitorar as concentrações de lítio nos afluentes e efluentes das Estações de Tratamento de Esgoto estudadas, bem como seus parâmetros físico-químicos;
- Validar uma metodologia analítica para a quantificação de lítio em matrizes de esgoto sanitário;
- Avaliar a eficiência de remoção do lítio e comparar o desempenho das tecnologias de tratamento;
- Adaptar e aplicar um Índice de Qualidade do Efluente Tratado (IQET) para avaliação integrada dos parâmetros convencionais da qualidade do efluente;
- Integrar os resultados do monitoramento de lítio ao IQET para avaliar, de forma integrada, a qualidade dos efluentes tratados e a ocorrência desse contaminante emergente em diferentes tecnologias de tratamento.

2 REFERENCIAL TEÓRICO

2.1 SANEAMENTO BÁSICO NO BRASIL

O saneamento básico no Brasil constitui um direito social diretamente relacionado à garantia da saúde pública, da qualidade de vida e da dignidade humana, princípios assegurados pela Constituição Federal de 1988. Nesse contexto, a Lei nº 11.445, de 5 de janeiro de 2007, estabelece as diretrizes nacionais para o saneamento básico, definindo como seus componentes o abastecimento de água potável, o esgotamento sanitário, a limpeza urbana e manejo de resíduos sólidos, bem como a drenagem e o manejo das águas pluviais urbanas. A referida legislação tem como princípio a universalização do acesso aos serviços, visando à promoção da saúde pública, da proteção ambiental e do desenvolvimento sustentável.

No que se refere ao abastecimento de água potável, a Lei nº 11.445/2007 estabelece a obrigatoriedade de assegurar a qualidade, a regularidade e a continuidade dos serviços, cabendo aos prestadores atender aos padrões de potabilidade e às normas de regulação e fiscalização vigentes. Complementarmente, o Decreto nº 7.217, de 21 de junho de 2010, regulamentou a referida lei, reforçando as diretrizes para a prestação dos serviços e a necessidade de garantir água segura à população, reduzindo os riscos associados às doenças de veiculação hídrica.

O esgotamento sanitário desempenha papel fundamental na proteção da saúde pública e na conservação dos recursos hídricos, uma vez que compreende a coleta, o transporte, o tratamento e a disposição final ambientalmente adequada dos esgotos sanitários. A adequada gestão desses serviços contribui para a prevenção de enfermidades, a redução da poluição dos corpos d'água e a melhoria das condições ambientais. Entretanto, apesar do arcabouço legal existente, a universalização do esgotamento sanitário ainda enfrenta desafios relacionados às desigualdades regionais, às limitações financeiras e à necessidade de expansão e modernização da infraestrutura instalada.

Um avanço importante para o setor ocorreu com a promulgação da Lei nº 14.026, de 15 de julho de 2020, que instituiu o Novo Marco Legal do Saneamento Básico. A legislação estabeleceu metas para a universalização dos serviços até 2033, prevendo que 99% da população brasileira tenha acesso ao abastecimento de água potável e que 90% disponham de coleta e tratamento de esgoto. Além disso, o novo marco fortaleceu os mecanismos de regulação e fiscalização, ampliou a participação da iniciativa privada e buscou promover maior eficiência, competitividade e sustentabilidade econômica na prestação dos serviços.

Paralelamente, a Agenda 2030 da Organização das Nações Unidas (ONU) reconhece o saneamento básico como um dos principais desafios globais para a promoção da saúde, da equidade social e da sustentabilidade ambiental. Nesse contexto, o Objetivo de Desenvolvimento Sustentável 6 (ODS 6) propõe assegurar a disponibilidade e a gestão sustentável da água e do saneamento para todos, enquanto o ODS 14 enfatiza a conservação dos ecossistemas aquáticos, diretamente influenciados pela qualidade dos efluentes lançados nos corpos hídricos.

Apesar dos avanços proporcionados pelo marco regulatório e pelas políticas públicas voltadas à expansão dos serviços, ainda persistem desafios relacionados à universalização do saneamento e à melhoria da eficiência dos sistemas de tratamento de esgoto. Além da ampliação dos serviços, torna-se cada vez mais relevante avaliar a qualidade do efluente tratado, especialmente diante da crescente preocupação com a presença de contaminantes emergentes nos corpos hídricos. Nesse contexto, metodologias capazes de integrar diferentes parâmetros de qualidade constituem importantes ferramentas para o monitoramento ambiental, o gerenciamento dos sistemas de tratamento e o incentivo ao reúso seguro de efluentes tratados.

2.1.1 Percurso da água no saneamento básico

O percurso da água no sistema de saneamento básico, conforme ilustrado pelo Instituto Trata Brasil, representa as etapas pelas quais a água passa desde sua captação nos mananciais até seu retorno ao meio ambiente após o tratamento dos esgotos. Esse processo é essencial para garantir o fornecimento de água potável à população, bem como a coleta, o tratamento e a disposição ambientalmente adequados dos efluentes, contribuindo para a proteção dos recursos hídricos, a saúde pública e a qualidade de vida. A Figura 1 apresenta o percurso da água e as principais etapas desse processo, descritas a seguir:

a) Captação de água: O processo começa com a captação de água de fontes naturais como rios, lagos ou poços.
b) Estação de tratamento de água: A água captada é levada para uma estação de tratamento, onde passa por processos físicos, químicos e biológicos para torná-la potável e segura para consumo.
c) Distribuição: Após o tratamento, a água é distribuída para as residências e estabelecimentos, atendendo à população com água potável.
d) Coleta de esgoto: O esgoto gerado é coletado nas residências e estabelecimentos, sendo transportado por uma rede de esgoto.

e) Estação de tratamento de esgoto: O esgoto coletado é levado a uma estação de tratamento, onde é tratado para remover poluentes e contaminantes, tornando-o seguro para o meio ambiente.
f) Devolução aos mananciais: Após o tratamento, a água tratada é devolvida aos mananciais, como rios e córregos, de forma que não prejudique o ecossistema e o ciclo da água continue.

Figura 1 - Percurso da água no saneamento básico



Fonte: Adaptado de Trata Brasil (2024)

A compreensão do percurso da água no sistema de saneamento básico evidencia a integração entre os sistemas de abastecimento de água e de esgotamento sanitário, destacando a importância da eficiência dos processos de tratamento, especialmente quanto à qualidade do efluente final. Esse aspecto é fundamental para a proteção dos recursos hídricos e para ampliar as possibilidades de reuso da água tratada, promovendo a sustentabilidade ambiental.

2.1.2 Panorama do esgotamento sanitário no Brasil

O acesso aos serviços de esgotamento sanitário no Brasil ainda representa um dos principais desafios para a universalização do saneamento básico. Apesar dos avanços observados nas últimas décadas, a cobertura dos serviços permanece desigual entre as regiões do país e insuficiente para atender às metas estabelecidas pelo Novo Marco Legal do Saneamento. De acordo com o Sistema Nacional de Informações em Saneamento Básico

(SINISA, 2025), referente ao ano-base de 2024, aproximadamente 62,3% da população brasileira dispõe de atendimento por rede coletora de esgoto. Do volume total de esgoto gerado, 61,8% é coletado e apenas 51,8% recebem tratamento antes do lançamento no meio ambiente. Esses indicadores evidenciam que uma parcela expressiva dos efluentes ainda é descartada sem tratamento adequado, comprometendo a qualidade dos recursos hídricos e representando um desafio para a proteção ambiental e a saúde pública.

Para monitorar o desempenho dos serviços de esgotamento sanitário, o SINISA utiliza um conjunto de indicadores padronizados denominados Indicadores de Esgotamento Sanitário (IES). Esses indicadores permitem avaliar tanto a cobertura da infraestrutura quanto a eficiência operacional dos sistemas de coleta e tratamento de esgoto, subsidiando o planejamento, a gestão e a formulação de políticas públicas para o setor. Dentre eles, destacam-se o IES2003, que expressa o percentual do esgoto gerado, estimado a partir do volume de água consumido, que recebe tratamento, e o IES2004, que expressa o percentual do esgoto coletado que recebe tratamento antes de sua disposição final. Os resultados desses indicadores para as cinco regiões brasileiras são apresentados na Tabela 1.

Tabela 1 - Indicadores de tratamento do esgoto gerado (IES2003) e do esgoto coletado (IES2004) nas regiões brasileiras.

Região	IES2003 (%)	IES2004 (%)
Norte	22,5	90,6
Nordeste	34,6	81,4
Sudeste	62,3	82,8
Sul	46,6	94,6
Centro-Oeste	54,7	95,6
Brasil	51,8	85,2

Fonte: Adaptado de SINISA (2025)

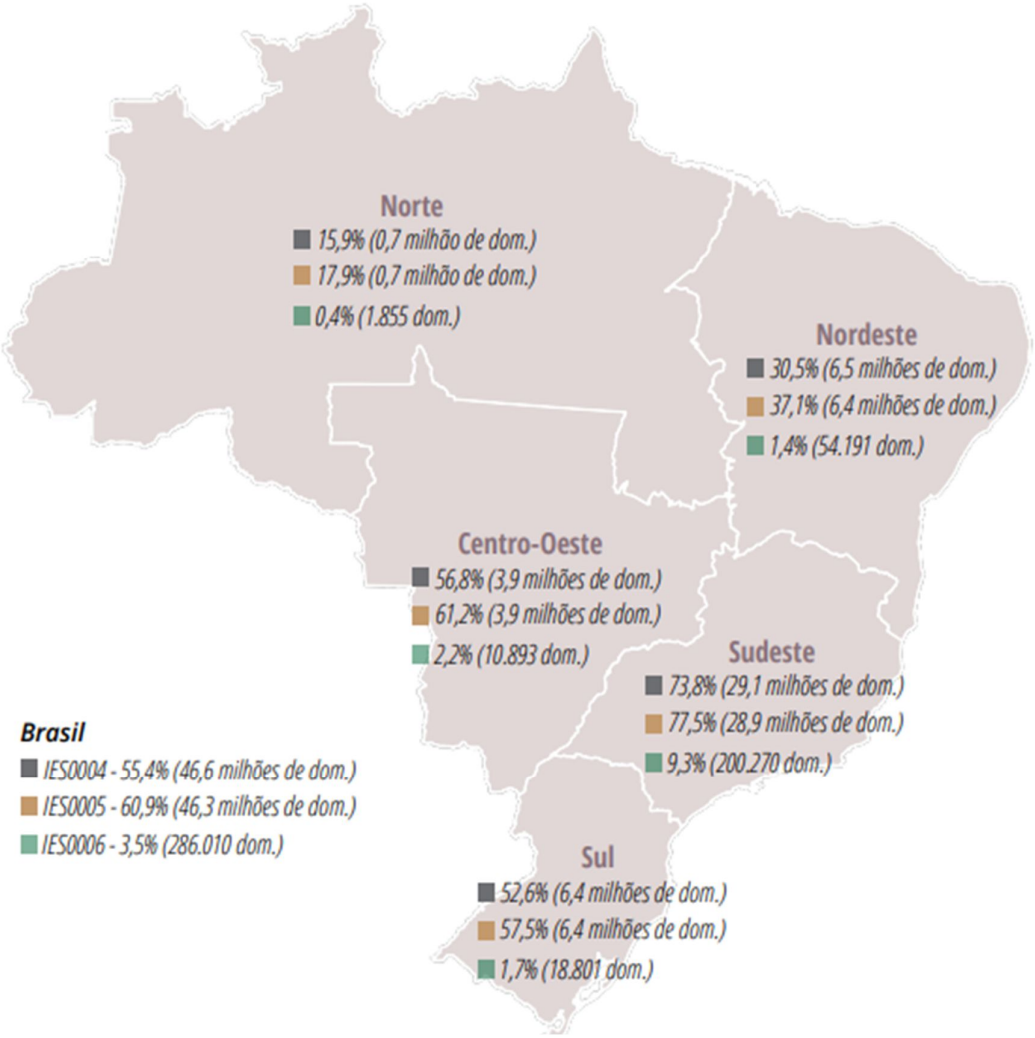
Conforme demonstrado na Tabela 1, observam-se expressivas desigualdades regionais quanto à parcela do esgoto gerado que recebe tratamento. O indicador IES2003 revela que a região Sudeste apresenta o maior percentual (62,3%), seguida pelo Centro-Oeste (54,7%) e pela região Sul (46,6%), enquanto as regiões Nordeste (34,6%) e Norte (22,5%) apresentam os menores índices, valores inferiores à média nacional de 51,8%. Esses resultados refletem diferenças históricas na implantação da infraestrutura de saneamento e evidenciam a necessidade de ampliação dos investimentos, sobretudo nas regiões com maior déficit.

Em relação ao indicador IES2004, verifica-se que os percentuais de tratamento do esgoto coletado permanecem elevados em todas as regiões do país, variando entre 81,4%, na

região Nordeste, e 95,6%, na região Centro-Oeste. Esses resultados demonstram que, uma vez coletado, o esgoto é tratado em níveis relativamente satisfatórios. Entretanto, a baixa cobertura da rede coletora limita o volume de efluentes encaminhados às Estações de Tratamento de Esgoto (ETEs), indicando que o principal desafio do setor não está na capacidade de tratamento, mas na expansão da infraestrutura de coleta.

Além dos indicadores relacionados à população atendida, o SINISA também disponibiliza informações referentes ao atendimento dos domicílios por rede coletora de esgoto. A Figura 2 apresenta os indicadores IES0004, IES0005 e IES0006, que representam, respectivamente, os percentuais de domicílios totais, urbanos e rurais atendidos por rede coletora de esgoto nas diferentes regiões brasileiras.

Figura 2 - Atendimento dos domicílios por rede coletora de esgoto nas regiões brasileiras (IES0004, IES0005 e IES0006).



Fonte: SINISA (2025)

A Figura 2 evidencia que o acesso à rede coletora de esgoto é significativamente maior nas áreas urbanas do que nas áreas rurais. Em âmbito nacional, 55,4% dos domicílios totais são atendidos por rede coletora de esgoto, percentual que aumenta para 60,9% entre os domicílios urbanos, mas reduz-se para apenas 3,5% nos domicílios rurais. Regionalmente, a região Sudeste apresenta os maiores índices de atendimento, enquanto a região Norte registra os menores percentuais de cobertura em todas as categorias analisadas. Esses resultados demonstram que as desigualdades do saneamento básico não se restringem às diferenças entre as regiões brasileiras, mas também se manifestam entre os meios urbano e rural, indicando a necessidade de políticas públicas que promovam maior equidade no acesso aos serviços.

A insuficiência da coleta e do tratamento de esgoto repercute diretamente na saúde pública. Segundo o Instituto Trata Brasil (2025), em 2023 foram registrados 11.544 óbitos por Doenças Relacionadas ao Saneamento Ambiental Inadequado (DRSAI), sendo 49,1% decorrentes de doenças de transmissão feco-oral e 46,7% de doenças transmitidas por insetos vetores. A região Sudeste concentrou o maior número de óbitos (4.828), enquanto a região Nordeste registrou 3.305 mortes, destacando-se pela maior participação das doenças de transmissão feco-oral. Esses resultados evidenciam que a ampliação dos serviços de coleta e tratamento de esgoto representa uma importante estratégia para reduzir a morbimortalidade e promover melhorias nas condições ambientais e na qualidade de vida da população.

A universalização do esgotamento sanitário ainda enfrenta obstáculos relacionados ao elevado custo de implantação das redes coletoras, às deficiências da infraestrutura existente e às desigualdades socioeconômicas e regionais do país. Nesse contexto, a Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental (ABES, 2021) destaca a necessidade de ampliar os investimentos, fortalecer o planejamento e incentivar a adoção de tecnologias adequadas às diferentes realidades locais, especialmente em municípios de pequeno porte e em comunidades rurais.

Dessa forma, embora o Brasil tenha avançado na ampliação dos serviços de esgotamento sanitário, os dados do SINISA demonstram que ainda existe um longo caminho para a universalização do setor. O cumprimento das metas estabelecidas pelo Novo Marco Legal do Saneamento Básico (Lei nº 14.026/2020) dependerá da expansão da infraestrutura de coleta, da manutenção dos elevados índices de tratamento do esgoto coletado e da redução das desigualdades regionais e territoriais, contribuindo para a proteção dos recursos hídricos, a promoção da saúde pública e a melhoria da qualidade de vida da população.

2.2 TRATAMENTO DE ESGOTO

O tratamento de águas residuárias inicia-se com a caracterização do esgoto, que pode ser de origem doméstica ou industrial. O esgoto doméstico é constituído principalmente por águas provenientes de instalações sanitárias, cozinhas, lavanderias e demais atividades domésticas, apresentando elevadas concentrações de matéria orgânica, sólidos suspensos, nutrientes, especialmente nitrogênio e fósforo, além de microrganismos patogênicos. Em alguns sistemas podem ocorrer contribuições de águas pluviais em decorrência de redes unitárias ou de ligações indevidas. Já os efluentes industriais apresentam composição bastante variável, dependendo da atividade produtiva, podendo conter compostos químicos específicos que demandam processos de tratamento diferenciados (METCALF & EDDY, 2014).

O lançamento de esgotos sem tratamento em corpos receptores pode provocar diversos impactos ambientais, como a contaminação das águas superficiais e subterrâneas, a redução da concentração de oxigênio dissolvido, a eutrofização, a degradação da biodiversidade aquática e o aumento da incidência de doenças de veiculação hídrica. Dessa forma, a coleta e o tratamento adequado dos efluentes constituem medidas essenciais para a preservação dos recursos hídricos, a proteção da saúde pública e a promoção da sustentabilidade ambiental (METCALF & EDDY, 2014).

O sistema de tratamento de esgoto compreende uma sequência de operações e processos físicos, químicos e biológicos, iniciando-se pela coleta do esgoto nas ligações prediais e seu encaminhamento à Estação de Tratamento de Esgoto (ETE). Conforme ilustrado na Figura 4, o esgoto bruto é conduzido inicialmente ao tratamento preliminar, etapa composta pelo gradeamento e pela desarenação (caixa de areia), responsáveis pela remoção de sólidos grosseiros e materiais sedimentáveis de elevada densidade, protegendo bombas, tubulações e demais equipamentos da estação. Os resíduos sólidos removidos nessa etapa são encaminhados para disposição final em aterro sanitário. Na sequência, é realizada a medição da vazão, procedimento fundamental para o monitoramento operacional da ETE e para o controle da eficiência dos processos de tratamento (DA RIN, 2022; SINISA, 2025).

Em seguida, o esgoto é encaminhado ao tratamento secundário, também denominado tratamento biológico, no qual microrganismos promovem a degradação da matéria orgânica biodegradável presente no efluente. Entre as tecnologias mais empregadas destaca-se o sistema de lodos ativados, em que a biomassa é mantida em suspensão em tanques de aeração e posteriormente separada em decantadores secundários. Durante esse processo ocorre a

formação do lodo biológico, parte do qual retorna ao sistema para manter a concentração adequada de microrganismos, enquanto o excedente é destinado ao tratamento e à disposição final adequada. Embora representado de forma simplificada na Figura 4, também ocorre a remoção de sólidos sedimentáveis, com geração do lodo primário, que igualmente integra o sistema de gerenciamento de lodos da estação (METCALF & EDDY, 2014; DA RIN, 2022).

Quando são exigidos padrões mais rigorosos de qualidade do efluente tratado ou quando há previsão de reúso da água, aplica-se o tratamento terciário, constituído por processos físicos, químicos ou físico-químicos destinados à remoção de nutrientes, principalmente nitrogênio e fósforo, além de compostos não biodegradáveis e outros contaminantes remanescentes. Após essa etapa, o efluente tratado pode ser lançado com segurança no corpo receptor ou destinado ao reúso, desde que atenda aos padrões estabelecidos pela legislação ambiental vigente. Paralelamente, os lodos gerados nas diferentes etapas do tratamento passam por processos específicos de estabilização, desidratação e disposição final ou aproveitamento, reduzindo os impactos ambientais decorrentes de sua geração (METCALF & EDDY, 2014; SINISA, 2025).

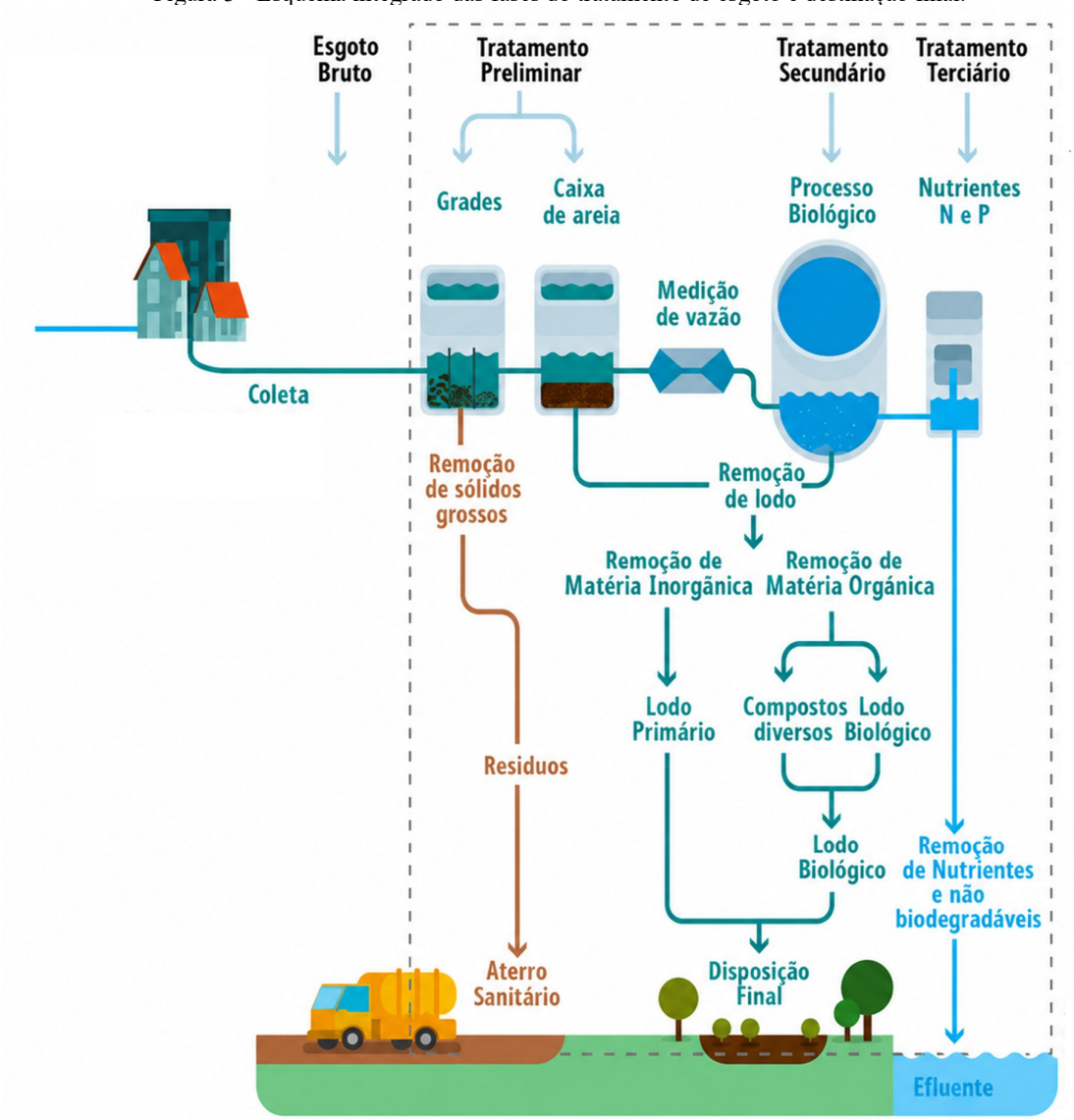
A Figura 3 apresenta um esquema integrado das principais etapas do tratamento de esgoto, desde a coleta do esgoto bruto até o lançamento do efluente tratado, evidenciando as etapas de tratamento preliminar, secundário e terciário, bem como o gerenciamento dos resíduos sólidos e dos lodos gerados durante o processo.

Além do sistema de lodos ativados, destacam-se outros processos biológicos, como os filtros biológicos e as lagoas de estabilização, amplamente empregados em municípios de pequeno e médio porte devido ao menor custo de implantação, operação e manutenção (VON SPERLING, 2014; PINTO *et al.*, 2021). No tratamento anaeróbio, utilizado principalmente para efluentes com elevada carga orgânica, destacam-se os reatores anaeróbios de alta taxa, como o reator UASB, que apresentam elevada eficiência na remoção da matéria orgânica e possibilitam o aproveitamento energético do biogás gerado (CHERNICHARO *et al.*, 2018; AMARAL; AISSE; POSSETTI, 2020). Em contrapartida, sistemas individuais e descentralizados, como fossas e tanques sépticos, apresentam menor eficiência e são normalmente empregados em áreas periurbanas ou rurais desprovidas de rede coletora convencional de esgoto (METCALF & EDDY, 2014).

A sustentabilidade dos sistemas de tratamento de esgoto constitui um aspecto essencial para o saneamento moderno, envolvendo a transição das estações convencionais para centrais de recuperação de recursos, com foco na redução dos impactos ambientais, otimização energética, recuperação de nutrientes e valorização do lodo residual (CHERNICHARO *et al.*,

2020). Além disso, tecnologias emergentes, como os biorreatores a membrana (MBR), processos avançados de remoção de nutrientes e métodos modernos de desinfecção vêm sendo incorporadas para aumentar a eficiência das estações de tratamento, ampliar a remoção de contaminantes e viabilizar o reúso de água em larga escala. Paralelamente, a gestão sustentável desses sistemas deve considerar os desafios impostos pelas mudanças climáticas, buscando reduzir as emissões de gases de efeito estufa, promover a economia circular e implementar soluções resilientes que assegurem a proteção dos ecossistemas aquáticos e a segurança hídrica (RAHMAN *et al.*, 2023; DELGADO *et al.*, 2024; SILVA, 2025).

Figura 3 - Esquema integrado das fases do tratamento de esgoto e destinação final.



Fonte: Adaptado SINISA (2025)

2.2.1 Tratamento de Esgotos por Lodos Ativados

A tecnologia de lodos ativados é um dos processos mais utilizados para o tratamento de águas residuais em sistemas de saneamento. De acordo com Von Sperling (2005), o processo consiste na utilização de microrganismos aeróbios, que são responsáveis pela decomposição da matéria orgânica presente no efluente. Esses microrganismos formam o lodo, que deve ser separado da água tratada e, dependendo do caso, pode ser descartado ou reaproveitado. O sistema de lodos ativados é eficaz em remover substâncias orgânicas e nitrogenadas, sendo amplamente adotado por sua eficiência e versatilidade em diversas condições operacionais.

Entre as diferentes configurações do processo de lodos ativados, o sistema de aeração prolongada distingue-se pelo maior tempo de retenção da biomassa no sistema, que normalmente varia entre 18 e 30 dias. Esse tipo de sistema também opera com um Tempo de Detenção Hidráulica (TDH) mais elevado, geralmente entre 16 e 24 horas, o que resulta em uma menor carga de matéria orgânica por unidade de volume do tanque de aeração e por unidade de biomassa presente no reator. Nessas condições, os microrganismos passam a utilizar de forma mais intensa a matéria orgânica biodegradável constituinte de suas próprias células como fonte de energia, caracterizando o predomínio do processo de consumo endógeno da biomassa (VON SPERLING, 2012). O aspecto visual macroscópico de um reator biológico operando sob intensa aeração e mistura da biomassa pode ser observado na Figura 4.

Figura 4 - Tratamento por lodos ativados com aeração prolongada



Fonte: elaborado pelo autor (2026).

A eficiência do processo de lodos ativados depende diretamente do controle dos parâmetros operacionais, como o tempo de aeração e a concentração de sólidos suspensos no sistema. Von Sperling (2005) também enfatiza a importância de uma correta manutenção do equilíbrio entre a quantidade de lodo ativo e a carga orgânica do efluente, pois um desbalanceamento pode resultar na falha do processo de tratamento, comprometendo a qualidade da água tratada. A monitoração constante e o ajuste desses parâmetros são essenciais para a eficácia do sistema, o que exige uma operação cuidadosa e uma análise detalhada das condições do efluente.

Outro aspecto importante abordado por Von Sperling (2005) é o destino do lodo gerado no processo. Após a remoção da matéria orgânica, o lodo precisa ser tratado adequadamente para evitar impactos ambientais negativos, como a contaminação do solo e da água. O autor destaca diversas técnicas de tratamento de lodo, como a estabilização térmica, a compostagem e a digestão anaeróbia, que visam reduzir o volume de lodo e a presença de patógenos. O reaproveitamento do lodo, especialmente em áreas agrícolas, é uma prática que, se bem gerida, pode representar uma solução sustentável para o destino desse subproduto, promovendo a reciclagem de nutrientes no solo. Já os sistemas de leitos de secagem são mais simples e visam desidratar o lodo para posterior manejo.

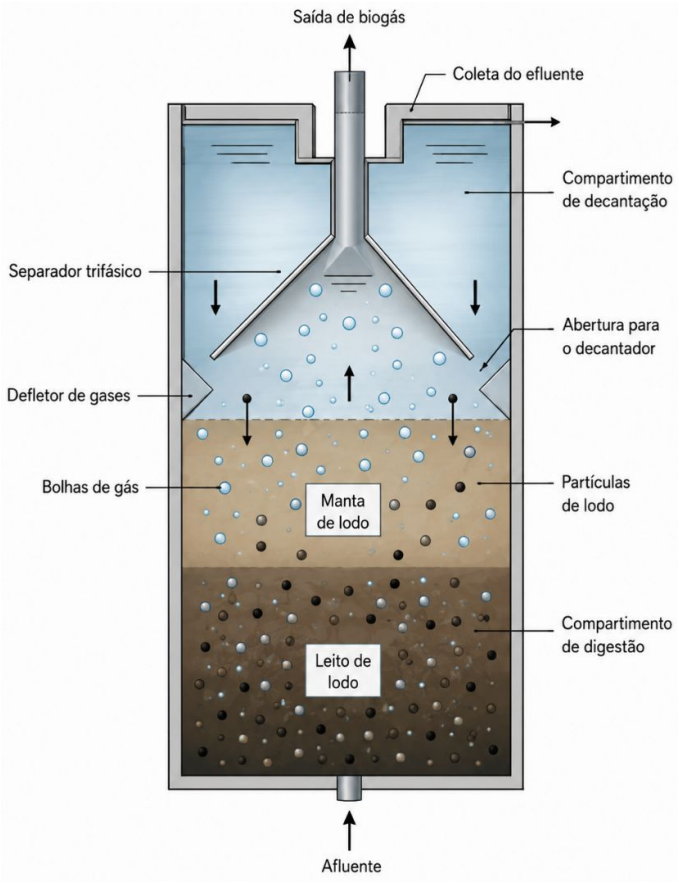
2.2.2 Tratamento de Esgotos por Reator UASB

O reator UASB (*Upflow Anaerobic Sludge Blanket*), desenvolvido a partir dos estudos conduzidos por Lettinga e colaboradores na década de 1970, constitui uma das principais tecnologias de tratamento anaeróbio aplicadas ao esgoto doméstico e efluentes industriais, especialmente em países em desenvolvimento, como o Brasil (LETTINGA *et al.*, 1980). Seu funcionamento baseia-se na digestão anaeróbia da matéria orgânica presente no esgoto, realizada por uma comunidade microbiana composta por diferentes grupos de microrganismos, incluindo as arqueias metanogênicas, responsáveis pela produção de biogás (DANTAS *et al.*, 2022). A configuração e os principais componentes desse sistema estão apresentados na Figura 5.

No interior do reator, o afluente é introduzido na parte inferior e escoa em fluxo ascendente através de uma manta de lodo anaeróbio, composta por grânulos ou flocos de elevada sedimentabilidade. Essa biomassa promove a retenção dos sólidos e a degradação da matéria orgânica, resultando na formação de biogás e biomassa estabilizada (MIKI, 2010).

Durante a operação, o biogás gerado ascende pelo reator, arrastando partículas sólidas e parte do líquido, formando uma mistura que é direcionada ao separador gás-sólido-líquido. Nesse compartimento, ocorre a retenção do gás, o retorno dos sólidos para a manta de lodo e a passagem do líquido para a zona de decantação. Nessa região, a redução da velocidade ascensional favorece a sedimentação das partículas remanescentes, que retornam à manta de lodo, enquanto o efluente tratado é coletado por calhas na parte superior do reator (MIKI, 2010).

Figura 5 - Esquema ilustrativo de um reator anaeróbio de fluxo ascendente (UASB)



Fonte: Chernicharo (2007).

2.2.3 Tratamento de Esgotos por Sistemas Australianos

Os sistemas australianos de tratamento de esgotos constituem uma alternativa de tratamento biológico extensivo baseada na associação sequencial de lagoas anaeróbias, lagoas facultativas e lagoas de maturação (SANTOS; VAN HAANDEL, 2021; ACHAG *et al*., 2021; LI *et al*., 2018). Essa configuração apresenta como principais características a simplicidade operacional, a baixa demanda energética e os reduzidos custos de implantação e operação,

sendo amplamente empregada em comunidades rurais, municípios de pequeno e médio porte e, quando há disponibilidade territorial, em populações de maior escala (COGGINS *et al*., 2019; ACHAG *et al*., 2021; RUTO *et al*., 2025; RUTO *et al*., 2026). Desenvolvidos inicialmente na Austrália, esses sistemas utilizam processos físicos, químicos e biológicos naturais para promover a remoção de matéria orgânica, sólidos suspensos, nutrientes e microrganismos patogênicos presentes nos esgotos sanitários (SANTOS; VAN HAANDEL, 2021; SHAHEEN *et al*., 2024; LI *et al*., 2018).

O tratamento inicia-se nas lagoas anaeróbias, responsáveis pela remoção inicial da matéria orgânica e pela sedimentação dos sólidos por meio da ação de microrganismos anaeróbios (VAGHEEI, 2021; LI *et al*., 2018). Nessas unidades ocorre a degradação de compostos orgânicos complexos em substâncias mais simples, com produção de gases como metano e dióxido de carbono, podendo alcançar remoções de 60% a 80% de Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO) (SHAHEEN *et al*., 2024; VAGHEEI, 2021; CORTÉS MARTÍNEZ *et al*., 2014). Após essa etapa, o efluente é encaminhado às lagoas facultativas, onde coexistem processos aeróbios, anaeróbios e facultativos distribuídos ao longo da coluna d'água (ACHAG *et al*., 2021; SHAHEEN *et al*., 2024; LI *et al*., 2018). Nas camadas superficiais, a atividade fotossintética das microalgas promove a produção de oxigênio, favorecendo a oxidação da matéria orgânica remanescente pelas bactérias aeróbias, enquanto nas regiões inferiores predominam condições anaeróbias responsáveis pela degradação do material sedimentado e estabilização dos compostos orgânicos (ACHAG *et al*., 2021; SANTOS; VAN HAANDEL, 2021; KAID *et al*., 2022).

As lagoas de maturação constituem a etapa final do sistema australiano, atuando como unidades de polimento sanitário destinadas principalmente à remoção e inativação de microrganismos patogênicos (SANTOS; VAN HAANDEL, 2021; KAID *et al*., 2022; LI *et al*., 2018). Nessa etapa, a eficiência da desinfecção natural está associada à exposição à radiação solar, elevação do pH decorrente da atividade fotossintética, predação por protozoários e competição entre organismos presentes no meio aquático (ACHAG *et al*., 2021; SANTOS; VAN HAANDEL, 2021; SHAHEEN *et al*., 2024). Sistemas compostos por múltiplas lagoas de maturação em série proporcionam maior tempo de retenção hidráulica e melhor desempenho sanitário, contribuindo para a melhoria da qualidade final do efluente antes de sua disposição ou reutilização (ACHAG *et al*., 2021; DIAS *et al*., 2018; MAINA *et al*., 2026). A Figura 6, apresenta um esquema ilustrativo do processo de tratamento por Sistema Australiano:

Figura 6 - Esquema ilustrativo do processo de tratamento de esgoto por sistemas australianos



Fonte: elaborado pelo autor (2026)

A eficiência dos sistemas australianos é influenciada por fatores hidráulicos, ambientais e operacionais, incluindo tempo de detenção hidráulica, profundidade das lagoas, taxa de aplicação orgânica, temperatura e disponibilidade de radiação solar (ACHAG *et al.*, 2021; SHAHEEN *et al.*, 2024; LI *et al.*, 2018; MAINA *et al.*, 2026). As condições climáticas exercem papel determinante no desempenho do tratamento, uma vez que maiores taxas de remoção geralmente são observadas em períodos de temperaturas elevadas, enquanto condições de baixa temperatura podem reduzir a atividade microbiológica e comprometer a eficiência do sistema (ACHAG *et al.*, 2021; VAGHEEI, 2021; CORTÉS MARTÍNEZ *et al.*, 2014). Apesar da dependência das condições naturais, esses sistemas apresentam elevada robustez operacional e capacidade de suportar variações de vazão e carga orgânica, características que favorecem sua aplicação em diferentes contextos de saneamento (ACHAG *et al.*, 2021; LI *et al.*, 2018; MAINA *et al.*, 2026).

Entretanto, a necessidade de grandes áreas para implantação constitui uma das principais limitações dos sistemas australianos quando comparados a tecnologias compactas e mecanizadas (HO; GOETHALS, 2020; SANTOS; VAN HAANDEL, 2021; VAGHEEI, 2021). Além disso, aspectos operacionais como o acúmulo progressivo de lodo nas lagoas, possibilidade de geração de odores e ocorrência de florações fitoplanctônicas podem interferir no desempenho e na qualidade do efluente tratado (COGGINS *et al.*, 2019; SANTOS; VAN HAANDEL, 2021; VAGHEEI, 2021; MAINA *et al.*, 2026). Dessa forma, os sistemas australianos permanecem como uma alternativa tecnicamente viável para o tratamento de esgotos sanitários, especialmente em regiões com disponibilidade de espaço e necessidade de soluções de menor complexidade operacional, desde que sejam adequadamente dimensionados e submetidos a práticas periódicas de manutenção (COGGINS *et al.*, 2019; LI *et al.*, 2018; GAD *et al.*, 2025; MAINA *et al.*, 2026).

2.2.4 Parâmetros de Qualidade do Esgoto

A classificação dos parâmetros de qualidade do esgoto envolve a avaliação de suas propriedades físicas, químicas e biológicas, que são fundamentais para a definição de estratégias eficazes de tratamento. Segundo Jordão e Pessôa (2017), os parâmetros principais incluem:

a) Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO): Indica a quantidade de matéria orgânica biodegradável presente no esgoto, sendo um dos principais parâmetros usados para medir o grau de poluição e a capacidade do sistema em degradar a matéria orgânica.
b) Demanda Química de Oxigênio (DQO): Refere-se à quantidade de oxigênio necessário para oxidar tanto a matéria orgânica quanto substâncias inorgânicas presentes no esgoto, sendo um indicador da carga poluente total do efluente.
c) Cor: Refere-se à quantidade de substâncias dissolvidas no esgoto, afetando diretamente a sua aparência visual e sendo relevante para o controle estético da água tratada.
d) Turbidez: A presença de partículas em suspensão é indicada pela turbidez, um parâmetro que influencia tanto o aspecto visual quanto a eficiência de tratamentos subsequentes, como a filtração.
e) Absorbância: Representa a quantidade de luz absorvida pela solução em um comprimento de onda específico, refletindo a concentração de certos compostos presentes no esgoto.
f) pH: Indicador da acidez ou alcalinidade do esgoto, o pH é essencial para a regulação dos processos biológicos e químicos durante o tratamento, como a coagulação e a oxidação de substâncias.
g) Alcalinidade: Relacionada à presença de íons como bicarbonatos e carbonatos, a alcalinidade afeta o pH da água e pode interferir em diversos processos químicos de tratamento.
h) Cloretos: A concentração de cloretos, originada de diversas fontes como águas salinas ou efluentes industriais, é importante para o controle da salinidade do esgoto e suas implicações nos processos de tratamento.
i) Nitrogênio: Presente em diversas formas, como nitrogênio orgânico, nitrito ou nitrato, o nitrogênio é um componente chave que afeta a qualidade do efluente e a eficiência dos tratamentos biológicos.

j) Fósforo: Encontrado principalmente como ortofosfato, polifosfato e fósforo orgânico, o fósforo é um nutriente que, quando presente em grandes quantidades, pode contribuir para a eutrofização de corpos d'água.
k) Oxigênio Dissolvido (OD): Este parâmetro é fundamental para avaliar a saúde dos ecossistemas aquáticos, uma vez que o oxigênio dissolvido é essencial para a vida dos organismos aeróbicos que degradam a matéria orgânica presente no esgoto.
l) Sólidos: Este parâmetro mensura a concentração de sólidos presentes no esgoto, que podem ser classificados como sólidos suspensos, dissolvidos ou sedimentáveis. Eles influenciam a eficiência do tratamento, principalmente na etapa de separação física.
m) Carbono Orgânico Total (COT): O COT quantifica a presença de matéria orgânica no esgoto, fornecendo uma medida da carga poluente relacionada ao carbono.
n) Microrganismos: A presença de microrganismos patogênicos, como coliformes totais e fecais, *Escherichia coli*, estreptococos e enterococos fecais, é um dos principais indicadores de contaminação biológica, com implicações diretas para a saúde pública.

2.2.5 Legislação de Lançamento do Efluente

O lançamento de efluentes líquidos no meio ambiente no Brasil é regulamentado por um conjunto de normas federais e estaduais que estabelecem critérios, padrões e condições para a proteção dos corpos hídricos e da saúde pública. Em âmbito federal, destaca-se a Resolução CONAMA nº 430/2011, que dispõe sobre as condições e padrões de lançamento de efluentes, complementando e alterando a Resolução CONAMA nº 357/2005. Essa resolução define limites máximos para parâmetros físico-químicos e biológicos, como pH, temperatura, óleos e graxas, demanda bioquímica de oxigênio (DBO), sólidos sedimentáveis e toxicidade, além de exigir que o lançamento não cause degradação da qualidade do corpo receptor.

A Resolução CONAMA nº 430/2011 também estabelece que os efluentes devem ser previamente tratados e que o lançamento deve atender às condições específicas do enquadramento do corpo hídrico receptor, conforme definido pela Política Nacional de Recursos Hídricos (Lei nº 9.433/1997). Ademais, a norma prevê a responsabilidade do gerador quanto ao monitoramento, controle operacional e comprovação do atendimento aos padrões legais, reforçando o princípio do poluidor-pagador.

No âmbito do Estado de São Paulo, o Decreto Estadual nº 8.468/1976, que regulamenta a Lei Estadual nº 997/1976, estabelece normas complementares para a prevenção e o controle da poluição do meio ambiente. Esse decreto fixa padrões específicos para o lançamento de

efluentes líquidos em corpos d'água e sistemas de esgotamento sanitário, sendo frequentemente mais restritivo que a legislação federal. A aplicação do Decreto nº 8.468/1976 é fiscalizada pela Companhia Ambiental do Estado de São Paulo (CETESB), que também define critérios técnicos adicionais por meio de decisões de diretoria e normas técnicas.

Dessa forma, o lançamento de efluentes no Estado de São Paulo deve atender simultaneamente às exigências da legislação federal e estadual, prevalecendo sempre o padrão mais restritivo. O cumprimento dessas normas é fundamental para garantir a proteção dos recursos hídricos, a manutenção dos usos múltiplos da água e a sustentabilidade ambiental dos sistemas de tratamento de esgotos.

Os limites estabelecidos pela legislação federal e estadual para o lançamento de efluentes tratados estão sintetizados na Tabela 2, que reúne os principais parâmetros definidos pela Resolução CONAMA nº 430/2011 e pelo Decreto Estadual nº 8.468/1976.

Tabela 2 - Limites legais de lançamento de efluentes segundo a Resolução CONAMA nº 430/2011 e o Decreto Estadual nº 8.468/1976

Parâmetro	**Resolução CONAMA nº 430/2011**	**Decreto Estadual nº 8.468/1976 (SP)**
pH	Entre 5,0 e 9,0	Entre 5,0 e 9,0
Temperatura	Inferior a 40 °C	Inferior a 40 °C
Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO_5,20°C)	≤ 120 mg/L ou remoção mínima de 60%	Geralmente ≤ 60 mg/L
Sólidos sedimentáveis	≤ 1,0 mL/L (ensaio em cone Imhoff – 1 h)	≤ 1,0 mL/L
Óleos e graxas	≤ 100 mg/L	≤ 100 mg/L
Materiais flutuantes	Virtualmente ausentes	Ausentes
Substâncias tóxicas	Não podem conferir toxicidade ao efluente	Devem atender critérios da CETESB
Corantes artificiais	Virtualmente ausentes	Ausentes

Fonte: Elaborado pelo autor (2026).

2.2.6 Índices de Qualidade Ambiental aplicados ao monitoramento de efluentes

A avaliação da qualidade da água e dos efluentes tratados envolve a análise de diversos parâmetros físicos, químicos e biológicos, cuja interpretação individual pode dificultar uma avaliação integrada das condições ambientais. Nesse contexto, os índices de qualidade constituem ferramentas importantes para sintetizar informações provenientes de múltiplas

variáveis em um único indicador numérico, facilitando a interpretação dos resultados e o suporte à tomada de decisão em sistemas de gerenciamento ambiental (PHADATARE; GAWANDE, 2016).

O Índice de Qualidade da Água (*Water Quality Index* – WQI) foi desenvolvido com o objetivo de representar, de forma simplificada, a condição global de um corpo hídrico a partir da combinação de diferentes parâmetros de qualidade. Esses índices geralmente envolvem a normalização dos dados analíticos, a atribuição de pesos conforme a relevância de cada parâmetro e a agregação matemática dos resultados, permitindo a classificação da qualidade da água em diferentes faixas (PHADATARE; GAWANDE, 2016).

Os parâmetros empregados nos índices de qualidade variam conforme o objetivo da avaliação, podendo incluir variáveis físico-químicas, como pH, oxigênio dissolvido (OD), demanda bioquímica de oxigênio (DBO), demanda química de oxigênio (DQO), sólidos dissolvidos totais, sólidos suspensos totais, turbidez, temperatura e nutrientes, além de indicadores microbiológicos. Em avaliações voltadas à identificação de riscos ambientais e sanitários, também podem ser incorporados elementos potencialmente tóxicos, como metais pesados (ONI; FASAKIN, 2016).

Entre as metodologias utilizadas para o cálculo desses índices, destaca-se o método aritmético ponderado, no qual cada parâmetro recebe um peso proporcional à sua importância relativa para a qualidade avaliada. O valor final é obtido pela combinação dos subíndices individuais, resultando em uma classificação integrada da condição ambiental (PHADATARE; GAWANDE, 2016).

Embora inicialmente desenvolvidos para a avaliação de águas superficiais e subterrâneas, os índices de qualidade passaram a ser adaptados para a avaliação de águas residuárias tratadas, originando o conceito de *Wastewater Quality Index* (WWQI). Nessa abordagem, a estrutura matemática do índice é mantida, porém os parâmetros avaliados, os valores de referência e os pesos atribuídos são ajustados de acordo com as características dos efluentes e os objetivos do monitoramento, como lançamento em corpos receptores ou reúso da água tratada (AYOUB; EL-MORSY, 2021).

A aplicação do WWQI tem demonstrado potencial para complementar as avaliações convencionais de desempenho das estações de tratamento, pois permite integrar diferentes parâmetros de qualidade em uma única resposta. Arabzadeh *et al.* (2023) utilizaram o WWQI para avaliar efluentes provenientes de atividades industriais relacionadas ao setor de petróleo e gás, considerando parâmetros como DBO_5, DQO, pH, oxigênio dissolvido, turbidez, condutividade elétrica, coliformes fecais, nutrientes e metais pesados. Os autores observaram

que a análise integrada proporcionada pelo índice pode revelar condições de qualidade diferentes daquelas observadas apenas pela avaliação individual da eficiência de remoção dos poluentes, demonstrando sua importância como ferramenta complementar ao monitoramento tradicional.

Em escala municipal, Aboulfotoh e Heikal (2022) aplicaram o WWQI na avaliação de 21 estações de tratamento de esgoto na província de Sharkia, Egito. O índice foi calculado considerando parâmetros como temperatura, pH, sólidos dissolvidos totais, sólidos suspensos totais, DQO, DBO, nitrato, óleos e graxas e oxigênio dissolvido. Os resultados indicaram diferenças de desempenho entre as estações avaliadas, evidenciando a aplicabilidade do índice como ferramenta para comparação da eficiência operacional e da qualidade final dos efluentes tratados.

Da mesma forma, Jamshidzadeh e Barzi (2020) desenvolveram um WWQI para avaliar a qualidade do efluente tratado de uma estação de tratamento de esgoto em Isfahan, Irã, considerando sua aplicação para reúso agrícola. Os autores avaliaram diferentes categorias de qualidade e métodos de agregação, demonstrando que o índice pode auxiliar na determinação da adequabilidade do efluente tratado para usos específicos.

Apesar dos avanços na aplicação dos WWQI, a seleção dos parâmetros, a definição dos pesos e os valores de referência permanecem como aspectos críticos para garantir a representatividade do índice. Dessa forma, a adaptação da metodologia deve considerar as características do sistema avaliado, os requisitos legais aplicáveis e os objetivos específicos do monitoramento (AYOUB; EL-MORSY, 2021; ARABZADEH *et al.*, 2023).

2.3 CONTAMINANTES EMERGENTES EM AMBIENTES AQUÁTICOS

A presença de contaminantes emergentes em ambientes aquáticos tem se tornado uma preocupação crescente em razão da introdução contínua de compostos químicos provenientes principalmente de atividades urbanas, industriais e agrícolas (MORIN-CRINI *et al.*, 2022; HIRANMAI; KAMARAJ, 2021; LI *et al.*, 2025; SINGH *et al.*, 2025). Esses contaminantes compreendem diferentes classes de substâncias, incluindo produtos farmacêuticos, produtos de higiene pessoal, hormônios, pesticidas, compostos industriais, microplásticos e elementos inorgânicos (MORIN-CRINI *et al.*, 2022; MUHAMMAD *et al.*, 2024; TARIGAN *et al.*, 2025). Muitos desses compostos não são completamente removidos pelos sistemas convencionais de tratamento de águas residuárias, favorecendo sua liberação contínua para os corpos hídricos (MORIN-CRINI *et al*., 2022; ZAHMATKESH *et al.*, 2022; SINGH *et al.*, 2025).

Apesar de frequentemente serem encontrados em baixas concentrações, esses contaminantes apresentam potencial para causar efeitos adversos em razão de sua persistência ambiental, bioatividade e capacidade de bioacumulação (LI *et al.*, 2025; YANG *et al.*, 2021; ZAWIŚLAK *et al.*, 2026). Como consequência, podem interferir em processos ecológicos e fisiológicos, comprometendo organismos aquáticos, reduzindo a biodiversidade e representando riscos potenciais à saúde humana (OKOYE *et al.*, 2022; AIB; PARVEZ; CZÉDLI, 2025; ALBOU *et al.*, 2025).

A dinâmica dos contaminantes emergentes no ambiente envolve múltiplas fontes de emissão, compartimentos ambientais e rotas de transporte. As principais fontes incluem descargas domésticas, efluentes hospitalares, águas residuárias industriais, escoamento agrícola, lixiviados de aterros sanitários e outras formas de descarte inadequado (MORIN-CRINI *et al.*, 2022; MANI *et al.*, 2023; MUHAMMAD *et al.*, 2024; LI *et al.*, 2025).

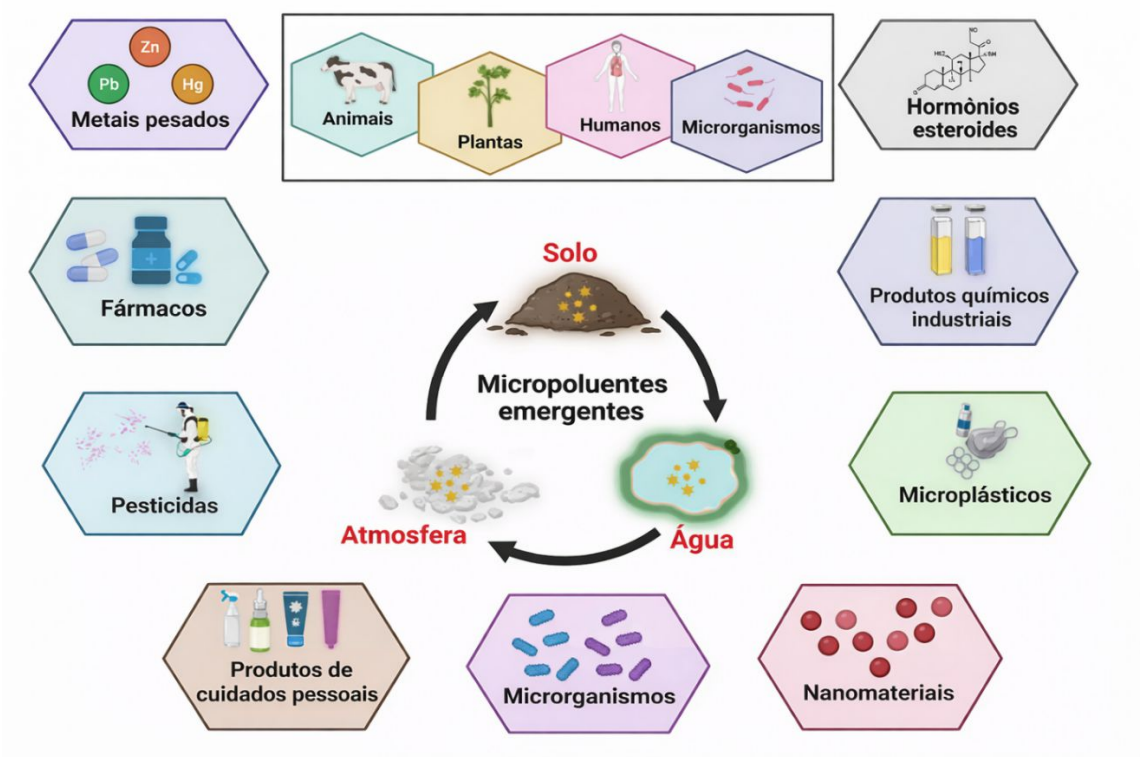
Após sua liberação no ambiente, esses contaminantes podem ser transferidos entre solo, água, atmosfera e organismos vivos por meio de processos como lixiviação, escoamento superficial, deposição atmosférica e transferência ao longo das cadeias tróficas (LI *et al.*, 2025; HIRANMAI; KAMARAJ, 2021; AIB; PARVEZ; CZÉDLI, 2025). Além disso, muitos desses compostos apresentam elevada persistência ambiental, podendo acumular-se em sedimentos, tecidos biológicos e outros compartimentos ambientais, onde permanecem disponíveis para transporte e biomagnificação ao longo dos níveis tróficos (HIRANMAI; KAMARAJ, 2021; LI *et al.*, 2025).

A Figura 7 apresenta a complexidade dessas interações, destacando as principais classes de contaminantes emergentes, como elementos inorgânicos, hormônios esteroides, microplásticos, nanomateriais, produtos farmacêuticos e compostos presentes em produtos de higiene pessoal, evidenciando a diversidade desses contaminantes em ambientes aquáticos urbanos.

As principais fontes de microcontaminantes nos corpos hídricos decorrem de atividades humanas, incluindo resíduos domésticos, agrícolas e outros aportes antrópicos. No caso do esgoto doméstico, produtos farmacêuticos e de cuidados pessoais são frequentemente encontrados no ambiente aquático, incluindo antibióticos, hormônios e compostos de uso cotidiano, como repelentes, desinfetantes e metabólitos de detergentes (CHATURVEDI *et al.*, 2021; EBELE *et al.*, 2017). Além disso, o uso de produtos químicos nas atividades agrícolas, especialmente pesticidas e fertilizantes, contribui de forma importante para a contaminação da

água, inclusive por nitrogênio, fósforo e pesticidas persistentes (SRIVASTAV; PATEL; CHAUDHARY, 2020).

Figura 7 – Micropoluentes emergentes: fontes, compartimentos ambientais e vias de transferência



Fonte: Adaptado de Narwal *et al. (*2023)

A presença de microcontaminantes nos corpos hídricos compromete a qualidade da água, afetando os ecossistemas aquáticos e a saúde humana. Compostos como os fármacos, por exemplo, podem causar resistência bacteriana (EAPEN *et al.*, 2024; BOAHEN *et al.*, 2025), enquanto hormônios sintéticos presentes em esgoto doméstico podem interferir no sistema endócrino de organismos aquáticos e, eventualmente, nos seres humanos (EAPEN *et al.*, 2024; PIRONTI *et al.*, 2021). Estudos têm demonstrado que esses contaminantes podem afetar o desenvolvimento de organismos aquáticos e, ao entrarem na cadeia alimentar, podem impactar diversas espécies, incluindo os seres humanos (PAUL; PANDEY, 2025; KUMAR *et al.*, 2026).

A detecção e quantificação de microcontaminantes em corpos hídricos requer o emprego de técnicas analíticas de elevada sensibilidade e seletividade, uma vez que esses compostos geralmente são encontrados em concentrações traço no ambiente. Entre as metodologias mais utilizadas, destaca-se a cromatografia líquida acoplada à espectrometria de massas (LC-MS e LC-MS/MS), devido à sua capacidade de identificar e quantificar uma ampla variedade de contaminantes emergentes e seus produtos de transformação em matrizes aquáticas complexas.

Essas técnicas têm sido amplamente aplicadas em estudos ambientais para caracterizar a ocorrência, distribuição e comportamento de micropoluentes em águas superficiais, subterrâneas e efluentes tratados, contribuindo para uma avaliação mais abrangente dos impactos associados à presença desses compostos no ambiente (AGÜERA; MARTÍNEZ BUENO; FERNÁNDEZ-ALBA, 2013; PETRIE; BARDEN; KASPRZYK-HORDERN, 2015; RICHARDSON; KIMURA, 2019).

Os tratamentos convencionais de esgoto, como sistemas de lodo ativado, não são completamente eficientes na remoção de microcontaminantes, especialmente compostos farmacêuticos e produtos químicos emergentes. Pesquisas indicam que tecnologias avançadas, como ozonização, adsorção por carvão ativado, luz UV e foto-Fenton, têm mostrado resultados promissores na remoção de microcontaminantes (RIBAS *et al*., 2022). No entanto, a implementação dessas tecnologias enfrenta desafios técnicos e econômicos, sendo necessário um esforço contínuo de pesquisa para torná-las viáveis em larga escala (GOMES *et al.*, 2022).

2.3.1 Fontes de entrada do lítio nos corpos hídricos

O lítio (Li) é um elemento pertencente ao grupo dos metais alcalinos, naturalmente presente na crosta terrestre, ocorrendo principalmente associado a minerais como espodumênio, lepidolita e petalita, além de estar presente em salmouras naturais, águas subterrâneas e, em menores concentrações, em águas superficiais. A liberação natural desse elemento para o ambiente ocorre principalmente por meio do intemperismo de rochas e da dissolução de minerais, constituindo uma fonte contínua de aporte aos ecossistemas aquáticos. Entretanto, nas últimas décadas, as atividades antrópicas têm ampliado significativamente a mobilização desse elemento no ambiente, impulsionadas pelo aumento da demanda por tecnologias de armazenamento de energia e pela expansão de suas aplicações industriais e farmacêuticas (ARAL; VECCHIO-SADUS, 2008; ADEEL *et al.*, 2023).

A expansão da utilização de baterias de íons de lítio representa atualmente uma das principais fontes associadas ao aumento da circulação desse elemento nos sistemas ambientais. A crescente eletrificação dos transportes, o uso intensivo de dispositivos eletrônicos portáteis e a implantação de sistemas de armazenamento de energia têm elevado a demanda mundial por compostos de lítio. Consequentemente, o aumento das atividades de mineração e beneficiamento desse elemento pode favorecer sua introdução no ambiente por meio da geração de efluentes líquidos, perdas de material particulado, disposição inadequada de rejeitos e processos de lixiviação. Além disso, a extração de lítio a partir de salmouras naturais apresenta

elevado consumo de água e pode alterar o equilíbrio hidrogeoquímico das regiões exploradas, aumentando o risco de alterações na qualidade dos recursos hídricos (GREIM *et al.*, 2020; ADEEL *et al.*, 2023).

Além das atividades mineradoras, diferentes setores industriais contribuem para a emissão de lítio ao ambiente. Esse elemento é utilizado na produção de vidros especiais, cerâmicas, lubrificantes, ligas metálicas, polímeros, equipamentos eletrônicos e materiais empregados na indústria aeroespacial. Durante esses processos produtivos, efluentes contendo concentrações variáveis de lítio podem ser gerados e, quando não submetidos a tratamento adequado, podem representar uma importante via de aporte desse elemento aos corpos receptores, contribuindo para seu acúmulo em ambientes aquáticos (ADEEL *et al.*, 2023).

O descarte inadequado de baterias de íons de lítio constitui outra fonte potencial de contaminação ambiental. O crescimento do consumo de celulares, computadores, ferramentas elétricas e veículos elétricos tem aumentado a geração de resíduos eletroeletrônicos contendo compostos de lítio. Quando esses materiais são destinados incorretamente a aterros sanitários ou descartados diretamente no ambiente, processos de degradação física e química podem favorecer a lixiviação de elementos presentes nas baterias, permitindo sua migração para o solo, águas subterrâneas e corpos hídricos superficiais. Nesse contexto, o chorume gerado em aterros representa um importante rota de transporte desses compostos, especialmente em locais com sistemas inadequados de impermeabilização e drenagem (ADEEL *et al.*, 2023).

Além das fontes industriais e tecnológicas, o setor farmacêutico também contribui para a introdução contínua de lítio no ambiente. O carbonato de lítio é amplamente empregado como estabilizador de humor no tratamento do transtorno afetivo bipolar. Diferentemente de muitos compostos farmacêuticos, o lítio não sofre metabolização significativa no organismo humano, sendo aproximadamente 95% da dose administrada eliminada pelos rins, principalmente pela urina, na forma de íons Li^+ (WEN *et al*., 2019). Dessa forma, o uso terapêutico desse elemento representa uma rota direta de entrada nos sistemas de esgotamento sanitário, tornando as estações de tratamento de esgoto importantes pontos de transferência do lítio para o ambiente aquático.

Além da excreção humana, o descarte inadequado de medicamentos contendo sais de lítio também pode contribuir para sua introdução nos sistemas ambientais. A disposição desses produtos em pias, vasos sanitários ou resíduos domésticos favorece a chegada de compostos farmacêuticos aos sistemas de esgotamento sanitário ou ao chorume de aterros sanitários. Como os tratamentos convencionais de esgoto são projetados principalmente para a remoção de matéria orgânica, sólidos e nutrientes, determinados contaminantes emergentes podem

permanecer no efluente tratado e alcançar corpos hídricos receptores (SILVA *et al.*, 2023; MARTINS; PEIXOTO; JESUS, 2021).

De maneira geral, a combinação entre o aumento da produção de baterias de íons de lítio, a expansão das atividades mineradoras, o crescimento das aplicações industriais e o uso farmacêutico tem ampliado a presença desse elemento nos diferentes compartimentos ambientais. Devido à sua elevada solubilidade em água, persistência no ambiente aquático e ocorrência em águas superficiais, subterrâneas, efluentes tratados e águas destinadas ao abastecimento público, o lítio vem sendo reconhecido como um contaminante de preocupação emergente. Nesse contexto, a ausência de limites regulatórios específicos em muitos países, incluindo o Brasil, reforça a necessidade de estudos voltados ao monitoramento ambiental, avaliação de riscos e desenvolvimento de estratégias para seu controle (SHARMA; WESTERHOFF; ZENG, 2022; ADEEL *et al.,* 2023; MARKICH *et al.*, 2025).

2.3.2 Ocorrência do lítio em corpos hídricos

O lítio (Li) ocorre naturalmente nos ambientes aquáticos devido ao intemperismo de rochas, à dissolução de minerais contendo esse elemento e à lixiviação de depósitos geológicos. Em função de suas propriedades químicas, especialmente por apresentar elevada solubilidade e permanecer predominantemente na forma iônica (Li^+), o lítio possui alta mobilidade em sistemas aquáticos, sendo transportado entre diferentes compartimentos ambientais. Além das fontes naturais, atividades antrópicas associadas à mineração, produção de baterias, descarte de resíduos e lançamento de efluentes podem modificar suas concentrações naturais, tornando relevante o monitoramento de sua distribuição em diferentes matrizes ambientais (ARAL; VECCHIO-SADUS, 2008; ADEEL *et al.*, 2023).

Nos ambientes marinhos, o lítio apresenta distribuição relativamente homogênea devido ao seu longo tempo de residência nos oceanos e à elevada capacidade de dispersão. Barbosa *et al.* (2022), em uma revisão sobre a distribuição ambiental desse elemento, identificaram concentrações máximas de 220 $\mu g\ L^{-1}$ no Oceano Atlântico, 196 $\mu g\ L^{-1}$ no Oceano Antártico, 186 $\mu g\ L^{-1}$ nos oceanos Pacífico e Índico e 184 $\mu g\ L^{-1}$ no Oceano Ártico. Entre os ambientes marinhos específicos avaliados, o Mar Morto apresentou as maiores concentrações, alcançando aproximadamente 21 $mg\ L^{-1}$, devido às condições de elevada salinidade e intensa evaporação. Outros ambientes, como o Mar Interior do Japão, o Mar Mediterrâneo e o Mar do Norte, apresentaram concentrações de até 228, 204 e 100 $\mu g\ L^{-1}$, respectivamente.

Complementarmente, Markich *et al.* (2025) estabeleceram uma concentração natural de referência (*background concentration*) de aproximadamente 0,18 mg L^{-1} (180 µg L^{-1}) para águas marinhas costeiras. Esse valor representa uma condição ambiental de referência utilizada em avaliações ecológicas envolvendo organismos marinhos expostos ao lítio, contribuindo para a diferenciação entre concentrações naturais e possíveis incrementos associados às atividades humanas.

Em águas continentais, a concentração de lítio apresenta maior variabilidade em função das características geológicas, condições hidroquímicas e influência das atividades antrópicas. Sharma, Westerhoff e Zeng (2022) avaliaram 369 amostras provenientes de 21 sistemas de abastecimento de água nos Estados Unidos e identificaram concentrações entre 0,6 e 130 µg L^{-1} em águas superficiais, com mediana de 3,9 µg L^{-1}, e entre 0,9 e 161 µg L^{-1} em águas subterrâneas, com mediana de 13,9 µg L^{-1}. Nos efluentes provenientes de estações de tratamento de esgoto, os autores observaram concentrações entre 0,8 e 98,2 µg L^{-1}, com mediana de 9,9 µg L^{-1}, evidenciando a presença desse elemento em águas residuárias e indicando que os processos convencionais de tratamento apresentam baixa eficiência na remoção do lítio dissolvido (SHARMA; WESTERHOFF; ZENG, 2022).

Além da presença na fase aquosa, o lítio também pode ser incorporado por organismos aquáticos, representando uma importante etapa para avaliação de possíveis efeitos ecológicos. Thibon *et al.* (2021) analisaram mais de 400 amostras de organismos marinhos, incluindo peixes, crustáceos, moluscos e cefalópodes, identificando concentrações entre 0,01 e 1,20 µg g^{-1} nos tecidos avaliados. Os maiores valores foram observados principalmente em organismos filtradores e em determinados tecidos, como brânquias e rins, indicando que a incorporação do lítio pode variar conforme a espécie, o tecido analisado e suas características fisiológicas.

2.3.3 Toxicidade do lítio para a saúde humana

Apesar das importantes aplicações terapêuticas e tecnológicas do lítio (Li), a exposição a concentrações elevadas desse elemento pode ocasionar efeitos adversos à saúde humana. O lítio não é considerado um elemento essencial ao metabolismo humano, embora apresente propriedades farmacológicas relevantes, sendo amplamente utilizado como estabilizador do humor no tratamento do transtorno bipolar e na prevenção do comportamento suicida. Entretanto, sua utilização clínica exige monitoramento rigoroso devido à estreita faixa entre as concentrações terapêuticas e tóxicas. Em geral, os níveis séricos terapêuticos situam-se entre 0,6 e 1,2 mEq L^{-1}, enquanto concentrações superiores a 1,5 mEq L^{-1} podem estar associadas ao

desenvolvimento de sinais de intoxicação, e valores acima de 2,5 mEq L^{-1} são considerados indicativos de intoxicação grave, caracterizada como uma emergência médica. Essa reduzida margem terapêutica evidencia a necessidade de acompanhamento contínuo durante tratamentos prolongados com compostos de lítio (SLUBICKI *et al.*, 2026).

A toxicidade do lítio está relacionada principalmente ao aumento de sua concentração sistêmica, que pode ocorrer devido à ingestão excessiva ou à redução da eliminação renal. Como o elemento não sofre metabolização significativa no organismo e aproximadamente 95% da dose administrada é eliminada pelos rins, alterações na função renal ou condições que favoreçam a retenção de sódio podem aumentar sua reabsorção tubular e elevar os níveis séricos. Situações como insuficiência renal, desidratação, vômitos, diarreia, sudorese intensa, restrição hídrica, dieta hipossódica e uso de determinados medicamentos podem favorecer o acúmulo do elemento no organismo. Após absorção, o lítio apresenta ampla distribuição nos tecidos, com maior relevância toxicológica para órgãos como rins e sistema nervoso central (HEDYA; AVULA; SWOBODA, 2023).

Os efeitos associados à intoxicação por lítio envolvem principalmente alterações neurológicas, gastrointestinais, renais e endócrinas. Entre os sinais clínicos mais frequentes estão tremores, náuseas, vômitos, confusão mental, alterações de coordenação motora e comprometimento da função renal. Em casos mais severos podem ocorrer convulsões, coma, insuficiência renal aguda e alterações cardiovasculares, podendo levar a consequências potencialmente fatais quando não há diagnóstico e intervenção adequada (HEDYA; AVULA; SWOBODA, 2023).

Embora esses efeitos estejam principalmente relacionados ao uso terapêutico do lítio em concentrações farmacológicas, a crescente presença desse elemento no ambiente tem despertado interesse quanto aos possíveis efeitos decorrentes de exposições crônicas em baixas concentrações. O aumento da produção de baterias de íons de lítio, a expansão das atividades mineradoras e a utilização farmacêutica contribuem para sua introdução contínua nos sistemas ambientais, incluindo recursos hídricos utilizados para abastecimento humano. Dessa forma, a exposição ambiental ao lítio representa uma importante área de investigação toxicológica (SAEIDNIA; ABDOLLAHI, 2013).

Nesse contexto, estudos epidemiológicos recentes têm investigado possíveis associações entre a exposição ambiental ao lítio e alterações no desenvolvimento humano. Liew *et al.* (2023), em um estudo populacional realizado na Dinamarca, avaliaram a relação entre a exposição pré-natal ao lítio presente na água potável e a ocorrência de transtorno do espectro autista (TEA) em crianças. A pesquisa analisou mais de oito mil casos diagnosticados de TEA

e identificou uma associação entre maiores concentrações de lítio na água consumida durante a gestação e aumento do risco de desenvolvimento do transtorno, com valores até 46% superiores nos grupos expostos às maiores concentrações. Os autores observaram ainda uma tendência de relação dose-resposta, indicando a necessidade de investigações adicionais sobre os possíveis mecanismos envolvidos.

De maneira semelhante, Harari *et al.* (2016) avaliaram os efeitos da exposição ao lítio presente na água potável sobre a homeostase mineral de gestantes residentes na região dos Andes Argentinos. Os autores observaram que maiores concentrações de lítio no sangue materno estavam associadas à redução dos níveis de 25-hidroxivitamina D_3 e alterações nas concentrações de magnésio e cálcio urinário. Esses resultados sugerem que a exposição ao elemento durante períodos sensíveis do desenvolvimento pode interferir em mecanismos relacionados ao metabolismo mineral e à regulação da vitamina D.

Além das evidências epidemiológicas relacionadas à exposição ambiental ao lítio, estudos clínicos e experimentais demonstram que concentrações elevadas desse elemento podem comprometer diferentes sistemas fisiológicos do organismo humano. A toxicidade do lítio está relacionada principalmente ao seu acúmulo sistêmico, podendo afetar órgãos como rins, cérebro, glândula tireoide, ossos, pele e coração. Conforme ilustrado na Figura 8, os principais efeitos descritos na literatura incluem comprometimento da capacidade de concentração urinária e desenvolvimento de diabetes insipidus nefrogênico no sistema renal; manifestações neurológicas, como confusão, delírio, tremor grosseiro, hiperreflexia, nistagmo e ataxia; alterações endócrinas, especialmente hipotireoidismo; comprometimento da homeostase do cálcio e da vitamina D; lesões dermatológicas, incluindo acne e psoríase; e efeitos cardiovasculares, caracterizados pela redução da viabilidade e da proliferação de cardiomiócitos, acompanhada do aumento da apoptose celular. A Figura 8 também evidencia que, embora o lítio apresente reconhecidos benefícios terapêuticos em concentrações adequadas, especialmente na estabilização do humor e na neuroproteção, concentrações elevadas estão associadas ao aumento do risco de toxicidade aguda e crônica, reforçando a importância do monitoramento de seus níveis no organismo.

A preocupação com a exposição humana ao lítio por meio da água potável também tem sido reforçada por estudos recentes conduzidos pelo Serviço Geológico dos Estados Unidos (USGS). Em uma avaliação de 3.140 poços de abastecimento público e doméstico distribuídos em 33 dos principais aquíferos norte-americanos, aproximadamente 45% dos poços de abastecimento público e 37% dos poços de abastecimento doméstico apresentaram concentrações de lítio superiores ao *Health-Based Screening Level* (HBSL) de 10 $\mu g\ L^{-1}$, valor

de referência utilizado para subsidiar avaliações de risco à saúde humana (LINDSEY *et al.*, 2021). Nesse contexto, a Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos (EPA) incluiu o lítio na quinta *Unregulated Contaminant Monitoring Rule* (UCMR 5), adotando o Health Reference Level de 10 $\mu g\ L^{-1}$ como valor de referência, com o objetivo de gerar dados nacionais sobre sua ocorrência em sistemas públicos de abastecimento, subsidiar futuras decisões regulatórias, identificar lacunas de conhecimento e aprimorar a avaliação dos possíveis riscos à saúde associados à exposição por meio da água potável (EPA, 2023).

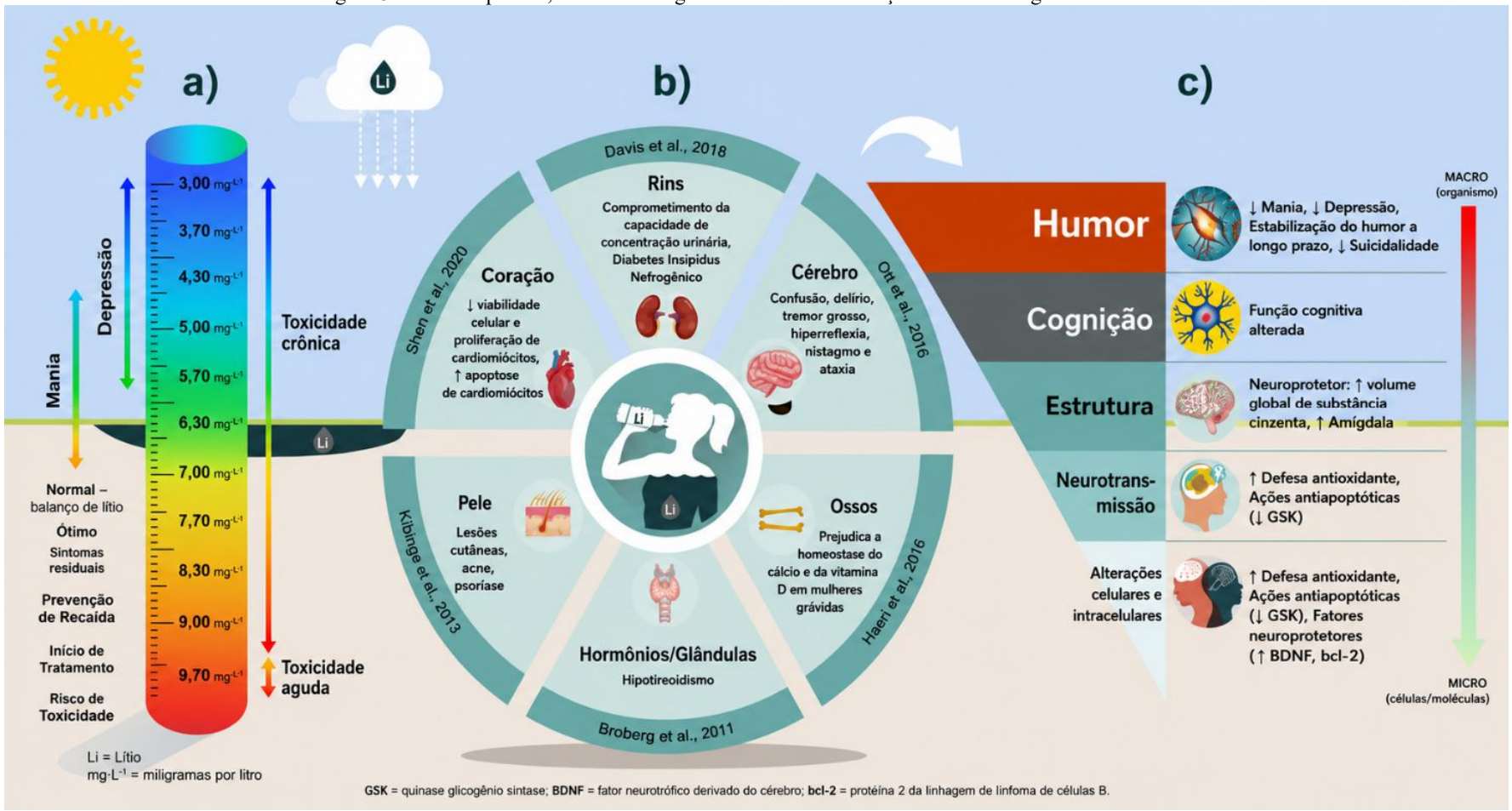
2.3.4 Ecotoxicidade do lítio em organismos aquáticos

O crescimento acelerado da demanda mundial por lítio (Li), impulsionado principalmente pela expansão da indústria de baterias recarregáveis e pela transição para matrizes energéticas mais sustentáveis, tem ampliado a preocupação quanto aos impactos ambientais associados à liberação desse elemento nos ecossistemas aquáticos. Embora o lítio ocorra naturalmente em rochas, solos e corpos hídricos, atividades como mineração, beneficiamento mineral, reciclagem de baterias, disposição inadequada de resíduos sólidos e lançamento de efluentes industriais têm contribuído para o aumento de sua concentração em águas continentais e marinhas (KSZOS; STEWART, 2003; MARKICH *et al*., 2025). Em ambientes costeiros influenciados por atividades minerárias, concentrações de até 7,6 $mg\ L^{-1}$ já foram registradas, valor aproximadamente 42 vezes superior à concentração média da água do mar (0,18 $mg\ L^{-1}$), evidenciando o potencial de enriquecimento ambiental desse elemento (MARKICH *et al*., 2025).

A toxicidade do lítio é influenciada pelas características físico-químicas da água, especialmente pela composição iônica. Kszos e Stewart (2003) destacam que a presença de sódio (Na^{+}) reduz a biodisponibilidade do Li^{+} por competição nos mecanismos de transporte celular, diminuindo seus efeitos tóxicos sobre diferentes organismos aquáticos.

Dessa forma, fatores como salinidade, dureza da água e tempo de exposição devem ser considerados em avaliações ecotoxicológicas, uma vez que podem modificar significativamente a resposta biológica dos organismos expostos.

Figura 8 -Faixa terapêutica, efeitos fisiológicos e mecanismos de ação do lítio no organismo humano.



Fonte: Adaptado e traduzido de Adeel *et al.* (2023).

A elevada variabilidade na sensibilidade ao lítio entre diferentes grupos taxonômicos pode ser observada na Tabela 3. Organismos de água doce, como larvas de *Chironomus* sp. e juvenis de *Oncorhynchus mykiss*, figuram entre os mais sensíveis, apresentando valores de LOEC de 0,4 e 0,6 mg L^{-1}, respectivamente. Em contrapartida, espécies como *Xyrauchen texanus* apresentaram LC50 de 156 mg L^{-1}, indicando elevada tolerância ao metal. Ensaios realizados com *Pimephales promelas* demonstram ainda a importância do tempo de exposição, uma vez que a LC50 aguda de 42 mg L^{-1} (96 h) foi reduzida para 1,4 mg L^{-1} em experimentos crônicos de 26 dias, evidenciando que exposições prolongadas podem produzir efeitos adversos em concentrações muito inferiores às observadas em testes agudos (KSZOS; STEWART, 2003). Além dos ensaios tradicionais de toxicidade, estudos recentes demonstram que o lítio também pode induzir efeitos subletais importantes. Em *Oreochromis niloticus*, a exposição a concentrações entre 5 e 25 mg L^{-1} durante 48 horas promoveu estresse oxidativo hepático, alterações no perfil de ácidos graxos e lesões histopatológicas, evidenciando que o metal é capaz de desencadear respostas bioquímicas e celulares relevantes (GHRIBI *et al*., 2025).

Tabela 3 - Principais valores ecotoxicológicos do lítio reportados para organismos aquáticos.

Organismo	**Ambiente**	***Endpoint***	**Valor (mg L^{-1})**
Chironomus sp.	Água doce	LOEC	0,4
Oncorhynchus mykiss	Água doce	LOEC	0,6
Daphnia magna	Água doce	Imobilização (64 h)	<1,2
Pimephales promelas	Água doce	LC50 (96 h)	42
Pimephales promelas	Água doce	LC50 (26 dias)	1,4
Oreochromis niloticus	Água doce	Estresse oxidativo e alterações histopatológicas (48 h)	5–25
Macrophiothrix caenosa	Marinho	EC10	0,99
Macrophiothrix caenosa	Marinho	EC50	3,29
Cyanobium sp.	Marinho	EC50	459
Comunidade marinha	Marinho	Guideline (SSD)	1,21

Fonte: Adaptado de Kszos e Stewart (2003) e Markich *et al*. (2025).

Os resultados apresentados na Tabela 3 evidenciam que a toxicidade do lítio não depende exclusivamente da concentração do contaminante, sendo influenciada também pela

espécie avaliada, pelo *endpoint* ecotoxicológico considerado e pela duração da exposição. Complementando essas informações, Markich *et al*. (2025) investigaram os efeitos crônicos do lítio em 30 espécies marinhas pertencentes a 22 filos, abrangendo diferentes níveis tróficos, e observaram diferenças superiores a 140 vezes na sensibilidade entre as espécies avaliadas. A estrela-frágil *Macrophiothrix caenosa* foi a espécie mais sensível, apresentando EC10 de 0,99 mg L^{-1} e EC50 de 3,29 mg L^{-1}, enquanto a cianobactéria *Cyanobium* sp. apresentou EC50 de 459 mg L^{-1}, sendo considerada uma das espécies mais tolerantes. Com base na distribuição de sensibilidade das espécies (*Species Sensitivity Distribution* – SSD), os autores propuseram um valor-guia de 1,21 mg L^{-1}, considerado suficiente para proteger aproximadamente 95% das espécies marinhas avaliadas (MARKICH *et al*., 2025).

Além dos efeitos sobre mortalidade, crescimento e sobrevivência, estudos recentes demonstram que o lítio pode desencadear importantes respostas subletais, incluindo aumento da produção de espécies reativas de oxigênio, alterações na atividade de enzimas antioxidantes, danos celulares, neurotoxicidade e alterações no metabolismo energético. Esses efeitos tendem a ocorrer em exposições prolongadas e podem comprometer processos fisiológicos essenciais, como desenvolvimento, reprodução e manutenção da homeostase. Assim, a incorporação de biomarcadores bioquímicos e fisiológicos em avaliações ecotoxicológicas torna-se uma ferramenta importante para a detecção precoce de efeitos adversos, antes mesmo da ocorrência de impactos letais ou em nível populacional (MARKICH *et al*., 2025).

2.4 TECNOLOGIAS TERCIÁRIAS PARA REMOÇÃO DE CONTAMINANTES EMERGENTES

Os sistemas convencionais de tratamento de esgoto são projetados principalmente para remover matéria orgânica, sólidos suspensos, nutrientes e microrganismos patogênicos. Entretanto, diversos contaminantes emergentes, como fármacos, hormônios, pesticidas, produtos de higiene pessoal, compostos industriais e outras substâncias de ocorrência recente, apresentam características físico-químicas que dificultam sua remoção completa pelos tratamentos biológicos convencionais. Em razão da elevada estabilidade química, baixa biodegradabilidade e ocorrência em concentrações traço, esses compostos podem permanecer no efluente tratado e alcançar os corpos hídricos receptores. Nesse contexto, os processos de tratamento terciário têm sido amplamente estudados como alternativas capazes de complementar o tratamento secundário e aumentar a eficiência de remoção desses contaminantes (ROUT *et al*., 2021; MORIN-CRINI *et al*., 2022; ZAHMATKESH *et al*., 2022).

Entre as tecnologias mais consolidadas destaca-se a adsorção, processo baseado na retenção dos contaminantes na superfície de um material adsorvente. O carvão ativado, empregado nas formas pulverizada (PAC) e granular (GAC), é o adsorvente mais utilizado devido à sua elevada área superficial, facilidade operacional e alta eficiência na remoção de diversos contaminantes orgânicos. Além do carvão ativado, pesquisas recentes vêm avaliando materiais alternativos, como biochars modificados, quitosana, nanocelulose, nanoadsorventes, polímeros de ciclodextrina e estruturas metal-orgânicas (MOFs), visando aumentar a capacidade de adsorção e reduzir os custos do processo. Apesar da elevada eficiência para muitos compostos, o desempenho da adsorção depende das características do contaminante, da competição entre substâncias presentes no efluente e da saturação do adsorvente, exigindo sua regeneração ou substituição periódica (RATHI; KUMAR, 2021; MORIN-CRINI *et al*., 2022).

Outra alternativa empregada no tratamento terciário é a troca iônica, processo reversível em que íons presentes na solução são substituídos por íons ligados a resinas funcionalizadas. Essa tecnologia apresenta elevada eficiência para espécies carregadas eletricamente, sendo sua seletividade influenciada pelo tipo de resina, pela composição da matriz e pelas condições operacionais. Entre suas principais vantagens destacam-se a elevada capacidade de remoção de espécies iônicas e a possibilidade de recuperação de determinados compostos. Entretanto, a necessidade de regeneração das resinas e a redução da eficiência em matrizes complexas representam limitações para sua aplicação em larga escala (ALKHADRA *et al*., 2022; BUNANI *et al*., 2024).

Os processos por membranas constituem outra importante classe de tecnologias terciárias. A microfiltração e a ultrafiltração são utilizadas principalmente para remoção de sólidos suspensos, coloides e microrganismos, apresentando eficiência limitada quando empregadas isoladamente para contaminantes emergentes dissolvidos. Em contrapartida, a nanofiltração (NF) e a osmose reversa (OR) apresentam elevada capacidade de retenção de diversos compostos orgânicos e inorgânicos, sendo frequentemente utilizadas em sistemas destinados ao polimento de efluentes e ao reúso de água. Apesar da elevada eficiência de separação, essas tecnologias apresentam limitações relacionadas ao elevado consumo energético, aos custos operacionais e ao fenômeno de *fouling*, caracterizado pela incrustação das membranas, que reduz seu desempenho ao longo da operação (SHAHID *et al*., 2021; ARVANITI *et al*., 2022).

A eletrodiálise também vem se consolidando como uma tecnologia promissora para a remoção de contaminantes emergentes ionizados. O processo utiliza um campo elétrico para promover a migração seletiva de cátions e ânions através de membranas de troca iônica,

permitindo simultaneamente a separação de íons e a recuperação de água. Seu desempenho depende da especiação do contaminante, do pH da solução, das características das membranas e das condições operacionais. Estudos recentes demonstram sua aplicação no tratamento de efluentes contendo micropoluentes ionizáveis, nutrientes e metais, embora problemas como polarização de concentração, *fouling* e *scaling* ainda representem desafios para sua utilização em escala plena (GURRERI *et al*., 2020; SEDIGHI *et al*., 2023; ALKHADRA *et al*., 2022).

Os Processos Oxidativos Avançados (POAs) representam outra alternativa importante para o tratamento terciário. Esses processos utilizam espécies altamente reativas, principalmente radicais hidroxila, capazes de degradar compostos orgânicos recalcitrantes. Entre os processos mais empregados destacam-se a ozonização, os sistemas UV/H_2O_2, o processo Fenton e a fotocatálise. Embora possam atingir elevadas eficiências de remoção para determinados contaminantes, sua aplicação ainda é limitada pelo elevado consumo energético, pelos custos de operação e pela possível formação de subprodutos de degradação, cuja toxicidade deve ser cuidadosamente avaliada (AHMED *et al*., 2017; RIZZO *et al*., 2019; SHAH *et al*., 2020).

Nos últimos anos, observa-se uma tendência crescente de utilização de tecnologias híbridas, combinando diferentes processos em uma mesma linha de tratamento. Associações entre adsorção, membranas, ozonização, processos eletroquímicos e tratamentos biológicos têm apresentado desempenho superior às tecnologias empregadas isoladamente, explorando a complementaridade entre mecanismos físicos, químicos e biológicos de remoção. Apesar dos avanços obtidos, a literatura destaca que ainda são necessários estudos em escala real, avaliações econômicas e análises de sustentabilidade para ampliar a aplicação dessas tecnologias em estações de tratamento de esgoto (AHMED *et al*., 2021; DHANGAR; KUMAR, 2020; XUE *et al*., 2025; EALIAS *et al*., 2024).

As tecnologias terciárias utilizadas na remoção de contaminantes emergentes baseiam-se em diferentes mecanismos físicos, químicos e eletroquímicos, o que resulta em desempenhos distintos conforme as características dos compostos presentes no efluente. Assim, a seleção da tecnologia mais adequada depende de fatores como a natureza dos contaminantes, as condições operacionais do sistema e o objetivo do tratamento. O Quadro 1 apresenta uma síntese das principais tecnologias terciárias empregadas no tratamento de efluentes, destacando seus princípios de funcionamento, principais vantagens e aplicações.

Embora todas as tecnologias terciárias contribuam para o aumento da eficiência do tratamento de efluentes, seus desempenhos variam de acordo com a natureza dos contaminantes e com as condições operacionais do sistema. Em geral, processos baseados em membranas,

troca iônica e eletrodiálise apresentam maior seletividade para espécies dissolvidas e ionizadas, enquanto a adsorção e os processos oxidativos avançados são amplamente empregados para a remoção ou degradação de compostos orgânicos persistentes. No Quadro 2 estão apresentadas comparações entre essas tecnologias, evidenciando suas principais características e aplicações reportadas na literatura.

De modo geral, nenhuma tecnologia terciária é capaz de remover, isoladamente, todos os contaminantes emergentes presentes nos efluentes. A escolha do processo mais adequado depende das características físico-químicas dos contaminantes, das condições operacionais, da qualidade do efluente e da viabilidade técnica e econômica do sistema. Dessa forma, a integração de diferentes tecnologias tem sido apontada como a estratégia mais promissora para aumentar a eficiência do tratamento e minimizar o lançamento desses compostos no ambiente aquático (MORIN-CRINI *et al*., 2022; ZAHMATKESH *et al*., 2022; ROUT *et al*., 2021).

Considerando que o lítio ocorre predominantemente na forma Li^{+} dissolvido, tecnologias baseadas em separação por membranas, troca iônica e eletrodiálise apresentam maior potencial para sua remoção quando comparadas a processos voltados principalmente à degradação de compostos orgânicos.

Quadro 1 - Principais tecnologias terciárias empregadas na remoção de contaminantes emergentes, seus princípios de funcionamento, vantagens e aplicações.

Tecnologia	**Princípio**	**Vantagem**	**Aplicações**
Adsorção (carvão ativado)	Retenção dos contaminantes na superfície do adsorvente.	Alta eficiência e simplicidade operacional.	Fármacos, hormônios, pesticidas e compostos orgânicos.
Troca iônica	Troca reversível entre íons da solução e resinas.	Elevada seletividade para espécies iônicas.	Nutrientes, metais e contaminantes ionizados.
Nanofiltração	Separação por membranas com base no tamanho e na carga.	Alta rejeição de micropoluentes.	Reuso de água e remoção de compostos dissolvidos.
Osmose reversa	Separação por membrana sob alta pressão.	Elevada eficiência de remoção.	Tratamento complementar de efluentes e produção de água de reúso
Eletrodiálise	Migração seletiva de íons por campo elétrico.	Recuperação de água e separação seletiva.	Dessalinização, recuperação de nutrientes e remoção de espécies iônicas.
Processos Oxidativos Avançados (POAs)	Degradação por espécies altamente reativas.	Oxidação de compostos recalcitrantes.	Fármacos, pesticidas e desreguladores endócrinos.

Fonte: Adaptado de Ahmed *et al.* (2017; 2021), Rout *et al*. (2021), Rathi e Kumar (2021), Morin-Crini *et al.* (2022), Arvaniti *et al*. (2022), Alkhadra *et al*. (2022), Gurreri *et al.* (2020) e Zahmatkesh *et al*. (2022).

Quadro 2 - Aplicabilidade das principais tecnologias terciárias para remoção de espécies iônicas em efluentes.

Tecnologia	**Aplicabilidade para espécies iônicas**
Adsorção	Moderada
Troca iônica	Alta
Nanofiltração	Alta
Osmose reversa	Muito alta
Eletrodiálise	Muito alta
POAs	Baixa (voltados principalmente à degradação de compostos orgânicos)

Fonte: Adaptado de Ahmed *et al*. (2017; 2021), Rout *et al*. (2021), Rathi e Kumar (2021), Morin-Crini *et al*. (2022), Arvaniti *et al*. (2022), Alkhadra *et al*. (2022), Gurreri *et al*. (2020) e Zahmatkesh *et al*. (2022).

3 MATERIAL E MÉTODOS

Neste capítulo são descritos os procedimentos metodológicos adotados para avaliar a ocorrência e a eficiência de remoção do lítio em duas Estações de Tratamento de Esgoto (ETEs) com diferentes configurações de tratamento biológico, bem como a qualidade convencional dos efluentes por meio do Índice de Qualidade do Efluente Tratado (IQET). São apresentados o delineamento do estudo, a caracterização das estações, o plano de monitoramento e amostragem, a validação analítica e a determinação do lítio, o cálculo do IQET e os procedimentos de análise estatística dos dados.

3.1 DELINEAMENTO DO ESTUDO

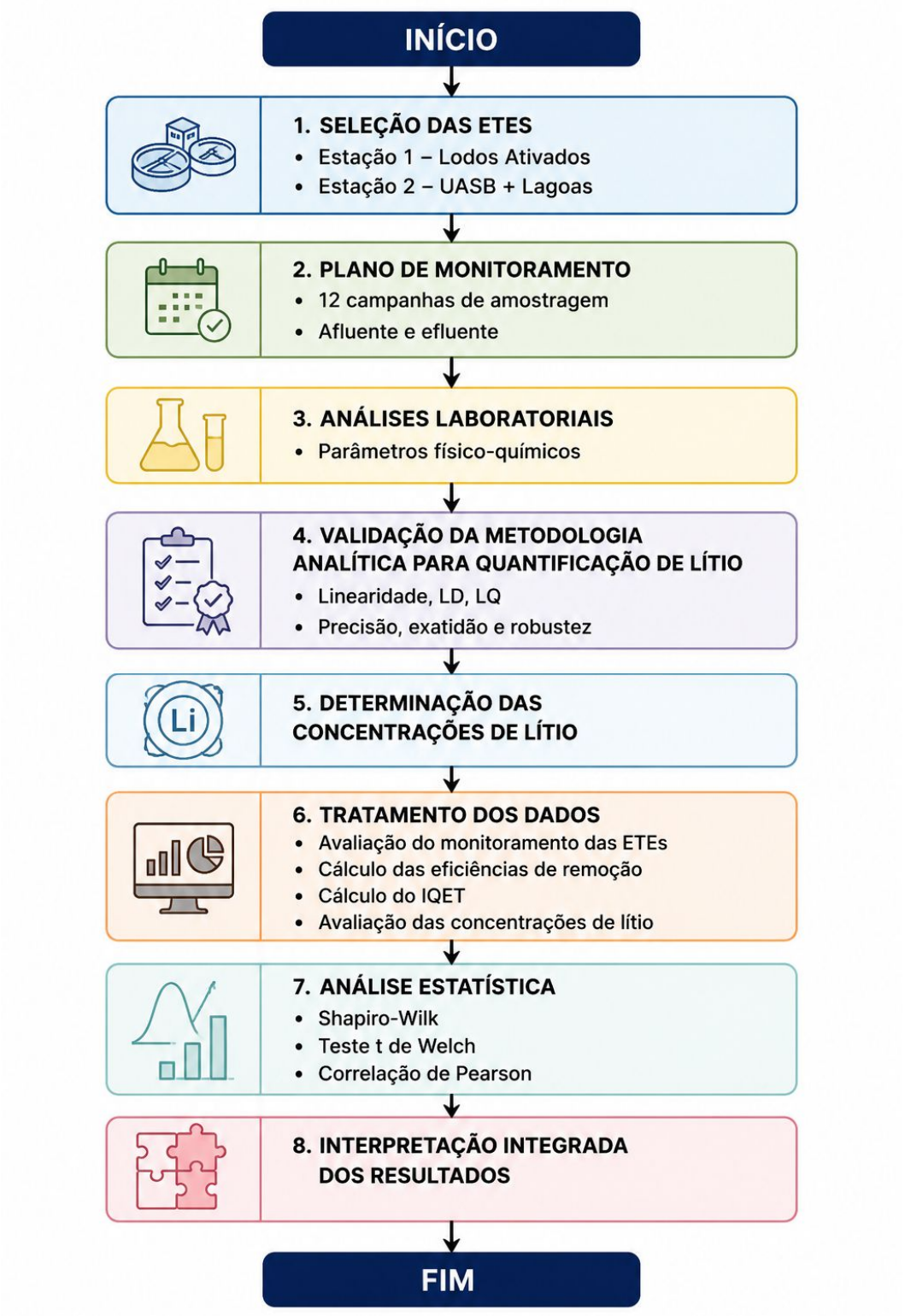
Inicialmente, foram selecionadas duas ETEs com diferentes configurações de tratamento biológico, representativas de tecnologias amplamente empregadas no Brasil. Em seguida, foi estabelecido um plano de monitoramento para a coleta de amostras de afluente e efluente ao longo de um período de doze meses, permitindo avaliar a variabilidade temporal das concentrações de lítio e dos principais parâmetros físico-químicos de qualidade do efluente. Paralelamente ao monitoramento, foi realizada a validação da metodologia analítica empregada para determinação de lítio em matrizes de esgoto sanitário. Após a obtenção dos resultados analíticos, foram determinadas as concentrações de lítio, calculadas as eficiências aparentes de remoção e comparado o desempenho das tecnologias de tratamento avaliadas.

Por fim, os resultados do monitoramento de lítio foram analisados de forma integrada aos valores do IQET, permitindo interpretar conjuntamente a qualidade dos efluentes tratados e o comportamento desse contaminante emergente nos diferentes sistemas de tratamento avaliados.

3.2 CARACTERIZAÇÃO DAS ESTAÇÕES DE TRATAMENTO DE ESGOTO

O estudo foi realizado em duas Estações de Tratamento de Esgoto (ETEs), selecionadas por apresentarem diferentes configurações de tratamento biológico amplamente empregadas em sistemas de esgotamento sanitário brasileiros. A escolha das unidades possibilitou a avaliação comparativa do comportamento do lítio (Li) em diferentes tecnologias convencionais de tratamento de esgoto.

Figura 9 - Fluxograma das etapas metodológicas da pesquisa.



Fonte: Elaborado pelo autor (2026).

Por questões de confidencialidade, a identificação dos municípios e das estações de tratamento foi omitida neste trabalho. Dessa forma, as unidades foram denominadas Estação 1 e Estação 2 ao longo do texto.

A Estação 1 utiliza o processo de lodos ativados por aeração prolongada em fluxo contínuo, enquanto a Estação 2 é composta por reator anaeróbio de fluxo ascendente com manta de lodo (UASB), seguido por lagoa anaeróbia e lagoa facultativa. As características operacionais e as etapas de tratamento de cada sistema são descritas nos itens subsequentes.

3.2.1 Estação 1 – Sistema de lodos ativados por aeração prolongada

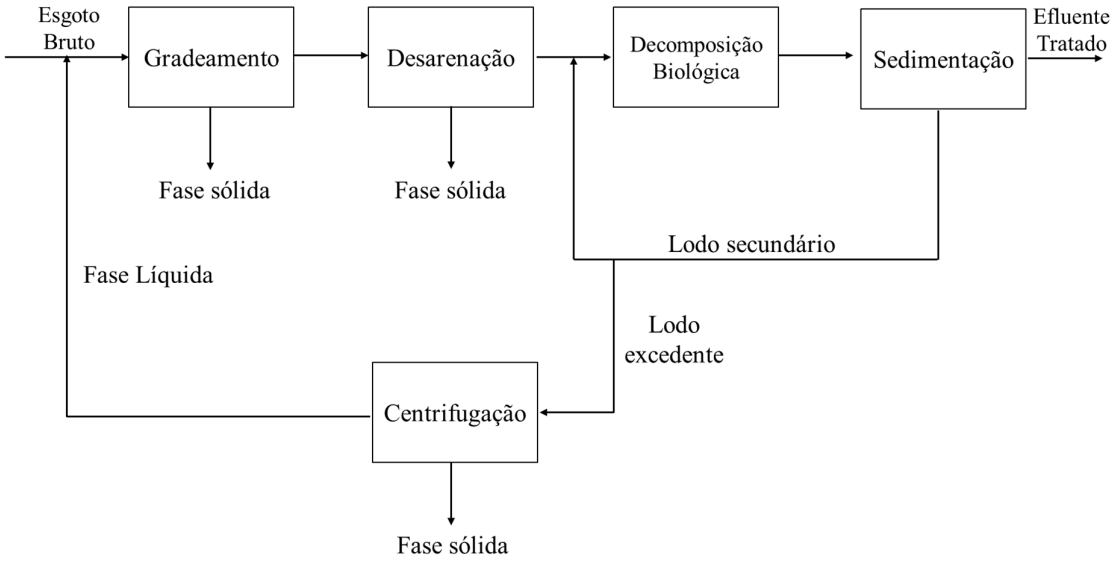
A Estação 1 atende a um município de porte médio localizado no interior do estado de São Paulo e opera com vazão média de aproximadamente 139 L s^{-1}, utilizando a tecnologia de lodos ativados por aeração prolongada em regime de fluxo contínuo.

O tratamento inicia-se com as unidades preliminares de gradeamento mecanizado, medição de vazão por calha *Parshall* e desarenação. Em seguida, o esgoto é encaminhado aos tanques de aeração, onde ocorre a degradação biológica da matéria orgânica por microrganismos aeróbios. Posteriormente, o efluente segue para os decantadores secundários, nos quais ocorre a separação entre o lodo biológico e o líquido clarificado.

Parte do lodo sedimentado é recirculada aos tanques de aeração para manutenção da biomassa do sistema, enquanto o excedente é encaminhado às etapas de adensamento e desidratação mecânica por centrifugação. Após o tratamento, o lodo recebe destinação ambientalmente adequada, e os líquidos provenientes dessas etapas retornam ao início do processo.

A Figura 10 apresenta o fluxograma simplificado da Estação 1, destacando as principais unidades da linha líquida e da linha de lodos.

Figura 10 - Fluxograma em blocos da Estação 1 – Sistema de lodos ativados por aeração prolongada.



Fonte: Elaborado pelo autor (2026).

A tecnologia de lodos ativados foi selecionada por representar um dos processos aeróbios mais amplamente empregados em estações de tratamento de esgoto, apresentando elevada eficiência na remoção de matéria orgânica e sólidos suspensos. Dessa forma, sua avaliação permitiu investigar o comportamento do lítio em um sistema convencional de elevada eficiência para remoção de poluentes clássicos, verificando sua capacidade de remoção frente a um contaminante emergente predominantemente dissolvido.

3.2.2 Estação 2 – Sistema composto por reator UASB seguido por lagoa anaeróbia e lagoa facultativa

A Estação 2 atende integralmente à área urbana de um município de porte médio localizado no interior do estado de São Paulo. A unidade opera com vazão média aproximada de 246 L s^{-1} e é constituída por reator anaeróbio de fluxo ascendente com manta de lodo (UASB), seguido por lagoa anaeróbia e lagoa facultativa.

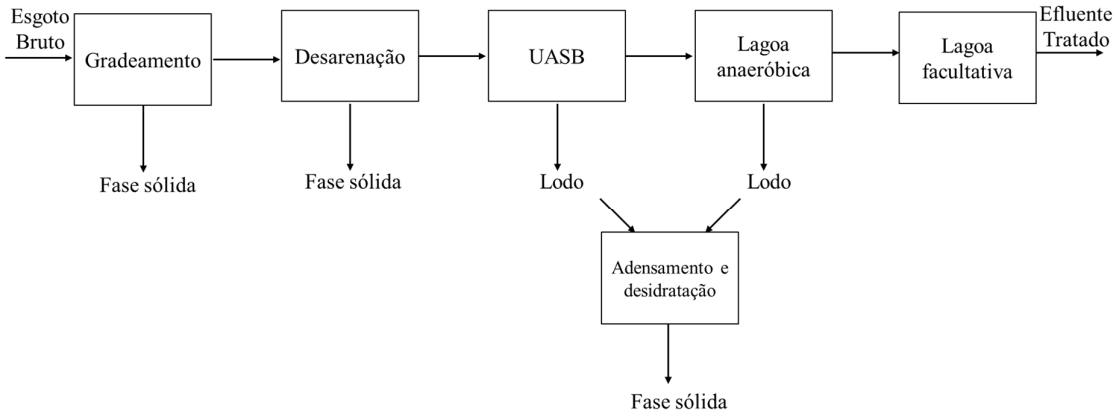
Após o tratamento preliminar, o esgoto é conduzido ao reator UASB, onde ocorre a degradação anaeróbia da matéria orgânica. O efluente proveniente dessa unidade é encaminhado à lagoa anaeróbia, responsável pela remoção complementar da carga orgânica e de sólidos sedimentáveis. Na sequência, o tratamento é finalizado em lagoa facultativa, na qual

predominam processos biológicos de estabilização da matéria orgânica remanescente, contribuindo para o polimento do efluente antes do lançamento no corpo receptor.

O excesso de lodo gerado no reator UASB e o material sedimentado na lagoa anaeróbia são removidos periodicamente e encaminhados para tratamento e disposição final ambientalmente adequada, conforme os procedimentos operacionais adotados pela concessionária.

A Figura 11 apresenta o fluxograma simplificado da Estação 2, ilustrando as principais etapas do sistema de tratamento.

Figura 11 - Fluxograma em blocos da Estação 2 – Sistema composto por reator UASB seguido de lagoa anaeróbia e lagoa facultativa.



Fonte: Elaborado pelo autor (2026).

A configuração composta por reator UASB seguido de lagoas de estabilização representa uma das tecnologias convencionais mais empregadas em municípios brasileiros, especialmente em razão da simplicidade operacional, do baixo consumo energético e dos menores custos de implantação e operação. Sua inclusão neste estudo possibilitou comparar as concentrações de lítio nos afluentes e efluentes de um sistema predominantemente anaeróbio com aquelas observadas em um processo aeróbio de lodos ativados, permitindo avaliar o comportamento desse contaminante emergente sob diferentes configurações de tratamento.

3.3 PLANO DE MONITORAMENTO E AMOSTRAGEM

Com o objetivo de avaliar o comportamento do lítio em diferentes configurações de tratamento de esgoto e investigar sua persistência ao longo dos processos convencionais, foi estabelecido um plano de monitoramento contemplando as duas ETEs selecionadas.

As amostras de esgoto foram coletadas na entrada (afluente) e na saída (efluente final) das ETEs, não sendo realizadas coletas em unidades intermediárias do processo de tratamento. As campanhas de amostragem foram realizadas por meio de coletas simples (pontuais), sempre no período da manhã, utilizando o mesmo procedimento em ambas as estações, de modo a padronizar as condições de amostragem ao longo do período de monitoramento. Essa estratégia permitiu determinar as concentrações de lítio antes e após o tratamento, possibilitando o cálculo da eficiência global de remoção e a comparação entre as tecnologias avaliadas.

O monitoramento foi realizado mensalmente entre junho de 2025 e maio de 2026, totalizando doze campanhas de amostragem em cada estação. Considerando os pontos de coleta de afluente e efluente, foram obtidas 48 amostras ao longo do período experimental. A duração de doze meses permitiu contemplar possíveis variações sazonais relacionadas às condições climáticas, às características do esgoto afluente e às condições operacionais das ETEs, proporcionando maior representatividade aos resultados obtidos.

As amostras foram coletadas em frascos de polietileno previamente lavados e esterilizados, com capacidade de 1 L, sendo posteriormente acondicionadas sob refrigeração e transportadas ao laboratório para a realização das análises físico-químicas e da quantificação de lítio.

Durante o período de monitoramento foram determinados parâmetros físicos, químicos e operacionais normalmente utilizados na avaliação do desempenho de estações de tratamento de esgoto, bem como a concentração de lítio, utilizada neste estudo como contaminante emergente de interesse. Os parâmetros selecionados permitiram caracterizar a qualidade dos afluentes e efluentes, avaliar a eficiência dos sistemas de tratamento e fornecer informações para a avaliação integrada da qualidade dos efluentes.

A Tabela 4 apresenta os parâmetros físico-químicos analisados, suas respectivas unidades de medida e os métodos analíticos empregados. As análises foram realizadas de acordo com os prazos de preservação recomendados pelo *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater* (APHA; AWWA; WEF, 2017).

Tabela 4 - Parâmetros, métodos e unidades

Parâmetro	Método	Descrição do Método	Unidade
Condutividade elétrica	Método 2510	Medição direta por condutivímetro	µS/cm
DBO	Método 5210	Incubação por 5 dias a 20 °C com diluição	mg/L
DQO	Método 5220	Método do reator com dicromato de potássio e digestão a quente	mg/L
NTK - Nitrogênio total Kjeldahl	Método 4500-N	Digestão com ácido sulfúrico + catalisador e destilação (Kjeldahl)	mg/L
OD	Método 4500-O G	Medidor eletrônico	mg/L
pH	Método 4500-H+ B	Potenciômetro (pHmetro)	—
SDT	Método 2540-C	Gravimetria	mg/L
SST	Método 2540-D	Gravimetria	mg/L
Turbidez	Método 2130-B	Medição com turbidímetro	NTU
Fósforo total	Método 4500-P B & E	Digestão ácida + coloração com molibdato + leitura espectrofotométrica	mg/L
Lítio	Método 3500-Li B	Espectrometria de emissão	µg/L

Fonte: elaborado pelo autor (2026) de acordo com a (APHA; AWWA; WEF, 2017)

3.4 VALIDAÇÃO ANALÍTICA PARA QUANTIFICAÇÃO DE LÍTIO

Considerando que a determinação de lítio em matrizes complexas, como o esgoto sanitário, requer confiabilidade metrológica para interpretação dos resultados, a validação analítica do método proposto foi conduzida de acordo com as diretrizes estabelecidas pelo DOQ-CGCRE-008 – Revisão 09 (INMETRO, 2020), documento que define os critérios metrológicos para verificação do desempenho de métodos analíticos aplicados em laboratórios de ensaio. O procedimento experimental baseou-se no *Standard for the Examination of Water and Wastewater* – Método 3500-Li B (APHA; AWWA; WEF, 2017), adaptado para aplicação na matriz de esgoto, com o objetivo de garantir confiabilidade e sensibilidade adequadas à quantificação do analito em concentrações traço. A validação abrangeu os parâmetros de

seletividade, linearidade, limite de detecção (LD), limite de quantificação (LQ), precisão e exatidão, conforme preconizado pelas normas nacionais de acreditação.

3.4.1 Equipamentos e condições operacionais

O método utilizou um espectrofotômetro de absorção atômica operando no modo emissão de chama, com chama de ar-acetileno nas vazões de ar 17 L/min, acetileno 2 L/min e comprimento de onda ajustado em 670,8 nm, correspondente à característica do lítio. As condições de operação foram previamente otimizadas de modo a garantir estabilidade da chama, intensidade máxima de sinal e mínima interferência espectral. Todos os ensaios foram realizados em ambiente controlado, utilizando vidrarias calibradas e reagentes de grau analítico. O preparo da solução padrão estoque de lítio foi realizado a partir de cloreto de lítio (LiCl) P.A. seco, dissolvido em água deionizada. As diluições sucessivas dessa solução originaram os padrões de trabalho utilizados na curva de calibração. As amostras de esgoto foram coletadas em frascos de polietileno, preservadas e submetidas a digestão conforme o método 3030 F, garantindo a completa solubilização do analito.

3.4.2 Seletividade

A seletividade do método foi avaliada com base na sua capacidade de quantificar o lítio na presença de íons interferentes comuns em amostras de esgoto, especialmente sódio e potássio. Para minimizar possíveis interferências espectrais e de ionização, foi utilizada uma solução supressora de ionização de cloreto de potássio (KCl), adicionada a todas as soluções padrão e amostras, incluindo o branco, conforme recomendado pelo método 3500-Li B. Essa abordagem assegura que a emissão observada seja atribuída exclusivamente ao lítio, reduzindo a influência de outros metais alcalinos. A verificação da seletividade foi conduzida observando-se a estabilidade do sinal de emissão e a ausência de desvios significativos na resposta, confirmando que o método é específico para o analito de interesse e adequado para matrizes complexas como o esgoto.

3.4.3 Linearidade e faixa de trabalho

A avaliação da linearidade do método foi realizada por meio da curva analítica gerada automaticamente pelo software do espectrofotômetro de emissão de chama, com base nas

leituras obtidas para as soluções padrão de lítio preparadas nas concentrações (0,5; 2,0; 4,0; 6,0; 8,0 e 10,0 µg L^{-1}). Na Figura 12 é possível observar as soluções padrões prontas para serem injetadas no equipamento.

Figura 12 – Soluções padrões para construção da curva analítica



Fonte: Elaborado pelo autor (2026).

O próprio equipamento ajusta a reta de calibração utilizando o método dos mínimos quadrados e fornece o coeficiente de correlação linear (R^2), bem como a inclinação da curva (*slope*), permitindo a verificação da proporcionalidade entre o sinal de emissão e a concentração do analito. A faixa de trabalho foi estabelecida a partir das concentrações utilizadas na calibração, abrangendo o intervalo em que o equipamento mantém resposta linear e reprodutível.

Para este método, foi adotado como critério de aceitação que o R^2 fosse $\geq 0{,}995$, indicando boa correlação entre sinal e concentração, enquanto o *slope* foi utilizado para cálculo das concentrações amostrais a partir da equação da reta de calibração. A linearidade foi confirmada por análise do comportamento dos resíduos e coerência entre os pontos da curva,

assegurando que o modelo linear fosse representativo e adequado às finalidades de quantificação, em conformidade com as recomendações do DOQ-CGCRE-008.

3.4.4 Limite de Detecção (LD) e Limite de Quantificação (LQ)

O limite de detecção (LD) do método foi estimado a partir da Equação 1 recomendada pelo DOQ-CGCRE-008:

$$\mathrm{LD} = 3{,}3 \cdot \frac{s}{b} \tag{1}$$

onde:

- s é desvio padrão das leituras obtidas para o menor nível da curva analítica;
- b é a inclinação da curva analítica (*slope*), determinada previamente na avaliação da linearidade.

A escolha do menor nível da curva analítica para cálculo de s garante que o LD reflita a menor concentração de lítio que pode ser detectada com confiança pelo método.

O Limite de Quantificação (LQ) foi determinado por meio de análise experimental das soluções padrão de baixa concentração. Foram preparadas soluções padrões em diferentes níveis (0,5; 1,0 e 2,0 µg L^{-1}) e cada uma foi medida repetidamente para avaliar a repetitividade dos resultados. A concentração que apresentou menor desvio entre as medições, indicando uma resposta consistente e confiável do instrumento, foi escolhida como LQ.

3.4.5 Precisão

A precisão do método foi avaliada por meio de ensaios de repetibilidade, em conformidade com as recomendações do Inmetro e da diretriz internacional ICH Q2(R1). Os testes foram realizados no mesmo dia, sob condições instrumentais e ambientais constantes, com o mesmo analista e equipamento, avaliando a variação entre resultados obtidos em curto intervalo de tempo. Os ensaios contemplaram três níveis de concentração de lítio, representativos da faixa de trabalho do método: 2,0; 6,0 e 10,0 µg L^{-1}, permitindo verificar a consistência do procedimento analítico em diferentes concentrações.

O parâmetro de dispersão utilizado foi o desvio padrão relativo (RSD), expresso em percentual, que quantifica a reprodutibilidade dos resultados. De acordo com critérios geralmente aceitos para métodos analíticos deste tipo, valores de RSD até 5% são considerados

indicativos de boa precisão. Essa avaliação assegura que o método produz resultados estáveis e confiáveis quando repetido nas mesmas condições operacionais, garantindo sua adequação para análises de rotina.

3.4.6 Exatidão

A recuperação analítica foi utilizada para a avaliação da exatidão do método, permitindo verificar a proximidade entre os valores obtidos experimentalmente e os valores esperados. As concentrações de lítio selecionadas para os ensaios de recuperação foram de 1,0; 2,0; 6,0 e 10,0 μg L^{-1}, abrangendo toda a faixa de trabalho do método. As análises foram realizadas em triplicata, a fim de garantir maior confiabilidade dos resultados. A recuperação foi calculada conforme a Equação 2:

$$R(\%) = \frac{\text{Valor observado}}{\text{Valor esperado}} . 100 \quad (2)$$

De acordo com as recomendações do DOQ-CGCRE-008 e boas práticas de validação de métodos analíticos, os resultados de recuperação deveriam situar-se dentro dos limites de aceitação previamente definidos. Para matrizes ambientais, valores típicos de recuperação aceitos geralmente variam entre 80 % e 120 %, garantindo que o método seja confiável e adequado para a determinação de lítio em amostras de esgoto.

3.5 DETERMINAÇÃO DAS CONCENTRAÇÕES DE LÍTIO NAS AMOSTRAS DE ESGOTO

Após a validação da metodologia analítica, procedeu-se à determinação das concentrações de lítio nas amostras de afluente e efluente das ETEs. O procedimento analítico compreendeu as etapas de digestão ácida das amostras e determinação instrumental por espectrometria de emissão atômica em chama. A concentração de lítio (Li) foi determinada nas amostras de esgoto bruto (afluente) e de efluente tratado previamente coletadas e preservadas conforme descrito na Seção 3.2.

3.5.1 Digestão das amostras

A digestão ácida foi realizada com o objetivo de promover a decomposição da matéria orgânica e a solubilização do lítio presente na matriz do efluente, conforme o Método 3030 F descrito no *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater* (APHA; AWWA; WEF, 2017).

Inicialmente, foram transferidos 50 mL da amostra previamente homogeneizada para um balão de fundo chato. Em seguida, foram adicionados 50 mL de ácido nítrico (HNO_3) na proporção 1:1. A mistura foi submetida ao aquecimento em chapa aquecedora, sob capela de exaustão, até a redução do volume e quase completa evaporação do ácido, evitando-se a secagem total do extrato. Na sequência, foram adicionados 50 mL de ácido clorídrico (HCl) na proporção 1:1, procedendo-se a novo aquecimento até a redução do volume.

O extrato foi quantitativamente transferido para um balão volumétrico de 50 mL, completando-se o volume com água destilada até o menisco. Em seguida, a solução foi homogeneizada e filtrada em papel de filtro apropriado para a remoção de material insolúvel. O extrato foi armazenado em frasco de polietileno previamente descontaminado e mantido sob refrigeração até a realização da análise instrumental.

3.5.2 Determinação da concentração de lítio

A determinação das concentrações de lítio foi realizada por espectrometria de emissão atômica em chama, utilizando espectrofotômetro de absorção atômica (AAS) operando no modo emissão, com chama ar-acetileno. As condições operacionais empregadas compreenderam vazão de ar de 17 L min^{-1}, vazão de acetileno de 2 L min^{-1} e comprimento de onda de 670,8 nm, correspondente à linha de emissão característica do lítio. A quantificação foi realizada utilizando a curva analítica validada, conforme descrito na Seção 3.4.

Antes da leitura instrumental, foi adicionado 1 mL de solução de cloreto de potássio (KCl) a cada amostra, atuando como supressor de ionização. A adição do KCl reduz a ionização do lítio na chama e minimiza as interferências provocadas por outros metais alcalinos presentes na matriz, aumentando a seletividade e a confiabilidade das determinações analíticas.

Após homogeneização, as amostras foram analisadas, sendo as concentrações de lítio determinadas a partir da equação da curva analítica e expressas em µg L^{-1}, considerando-se os fatores de diluição decorrentes do preparo das amostras.

As concentrações de lítio determinadas nos afluentes e efluentes das duas ETEs constituíram a base para a avaliação do comportamento desse elemento ao longo do tratamento biológico, permitindo quantificar sua eficiência de remoção e comparar o desempenho das diferentes tecnologias de tratamento empregadas. Esses resultados constituíram a base para as análises integradas desenvolvidas neste estudo.

3.5.3 Avaliação da eficiência de remoção do lítio

A eficiência de remoção do lítio foi determinada a partir das concentrações quantificadas nas amostras de afluente bruto e efluente tratado de cada ETE monitorada durante o período de estudo. Para cada campanha de amostragem, a eficiência de remoção foi calculada por meio da Equação 3:

$$Remoção\ (\%) = \frac{Li_{afluente} - Li_{efluente}}{Li_{afluente}} . 100 \quad (3)$$

em que:

- $Li_{afluente}$ é a concentração de lítio no afluente (µg L^{-1});
- $Li_{efluente}$ é a concentração de lítio no efluente tratado (µg L^{-1}).

Valores positivos indicam redução da concentração de lítio após o tratamento, enquanto valores próximos de zero representam baixa eficiência de remoção. Em algumas campanhas, a concentração determinada no efluente foi superior à observada no afluente, resultando em valores negativos de remoção. Como as coletas de afluente e efluente foram realizadas simultaneamente, por meio de amostras simples, o efluente analisado não corresponde ao mesmo volume de esgoto amostrado na entrada, uma vez que o esgoto permanece na estação durante o tempo de detenção hidráulica (TDH). Assim, os valores negativos refletem a variabilidade temporal da composição do esgoto afluente, e não a geração ou liberação de lítio no processo de tratamento. Por esse motivo, esses valores foram considerados como remoção nula (0%) no cálculo das eficiências médias, conforme descrito na Seção 3.7.4.

Além do cálculo da eficiência de remoção, foi realizada a comparação das concentrações de lítio entre o afluente e o efluente de cada ETE, com o objetivo de avaliar o comportamento do elemento ao longo do tratamento. Posteriormente, as eficiências de remoção obtidas para

cada estação foram comparadas entre si, permitindo avaliar o desempenho das diferentes tecnologias empregadas quanto à remoção de lítio.

3.6 AVALIAÇÃO INTEGRADA DA QUALIDADE DOS EFLUENTES TRATADOS POR MEIO DO ÍNDICE DE QUALIDADE DO EFLUENTE TRATADO (IQET)

Os índices de qualidade constituem ferramentas amplamente utilizadas para sintetizar múltiplos parâmetros físico-químicos em um único indicador numérico, facilitando a interpretação dos resultados de monitoramento e subsidiando a tomada de decisão na gestão de recursos hídricos e sistemas de saneamento. Enquanto diversos índices foram desenvolvidos para avaliação da qualidade de corpos d'água, ainda são limitadas as metodologias voltadas especificamente para a avaliação integrada da qualidade de efluentes tratados.

No contexto das ETEs, a análise isolada dos parâmetros convencionais pode dificultar a interpretação global do desempenho do tratamento, especialmente quando diferentes variáveis apresentam comportamentos distintos. Dessa forma, índices de qualidade permitem integrar informações referentes à matéria orgânica, sólidos, nutrientes e sais dissolvidos em um único valor adimensional, tornando mais objetiva a comparação entre diferentes sistemas de tratamento, períodos de monitoramento e condições operacionais.

Com o objetivo de complementar a avaliação do desempenho das ETEs estudadas, foi adaptado e aplicado um Índice de Qualidade do Efluente Tratado (IQET), fundamentado na metodologia do *Wastewater Quality Index* (WWQI), proposta por Oni e Fasakin (2016) e Phadatare e Gawande (2016), e posteriormente aplicada por Ayoub e El-Morsy (2021). A estrutura matemática original foi preservada, sendo realizadas adaptações relacionadas à seleção dos parâmetros, à definição dos valores de referência com base na legislação ambiental brasileira e na literatura técnica especializada, bem como à inversão da escala de classificação, de forma que valores mais elevados do índice representassem melhor qualidade do efluente tratado.

O IQET foi empregado neste estudo como uma ferramenta de integração dos parâmetros convencionais de qualidade dos efluentes gerados pelas duas ETEs avaliadas. Dessa forma, os resultados obtidos por meio do índice foram interpretados em conjunto com o monitoramento das concentrações de lítio, permitindo uma avaliação integrada da qualidade dos efluentes tratados e da ocorrência desse contaminante emergente em diferentes tecnologias de tratamento.

3.6.1 Seleção dos parâmetros do Índice de Qualidade do Efluente Tratado (IQET)

A seleção dos parâmetros que compõem o IQET foi realizada com o objetivo de representar, de forma integrada, a qualidade convencional dos efluentes tratados. Buscou-se selecionar um conjunto de variáveis capaz de representar diferentes aspectos da qualidade do efluente, evitando redundâncias e priorizando parâmetros amplamente empregados em programas de monitoramento ambiental, na avaliação da eficiência de tratamento e em estudos relacionados ao reúso de efluentes.

Foram considerados critérios como: (i) relevância ambiental do parâmetro; (ii) capacidade de refletir o desempenho operacional das estações de tratamento de esgoto avaliadas; (iii) potencial impacto sobre o corpo receptor; (iv) importância para aplicações de reúso; e (v) ampla utilização em programas de monitoramento e controle da qualidade de efluentes.

Com base nesses critérios, foram selecionados os parâmetros Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO_5), Sólidos Suspensos Totais (SST), Sólidos Dissolvidos Totais (SDT), Condutividade Elétrica, Nitrogênio Total Kjeldahl (NTK) e Fósforo Total. Em conjunto, essas variáveis representam a carga orgânica residual, a presença de sólidos particulados e dissolvidos, a concentração de sais e a carga de nutrientes remanescente no efluente tratado, contemplando os principais aspectos relacionados ao desempenho convencional das ETEs.O Quadro 3 apresenta os parâmetros selecionados e a respectiva justificativa para sua inclusão na composição do IQET.

Embora neste estudo tenham sido selecionados os parâmetros DBO_5, SST, SDT, Condutividade Elétrica, Nitrogênio Total Kjeldahl e Fósforo Total, a estrutura metodológica do IQET permite que outros parâmetros sejam incorporados ou substituídos, desde que sejam tecnicamente justificados e possuam valores de referência compatíveis com os objetivos da avaliação. Dessa forma, a composição do índice pode ser ajustada conforme as características do sistema de tratamento, o tipo de efluente e a finalidade do monitoramento ambiental.

Ressalta-se que o lítio não foi incluído na composição do IQET, uma vez que o objetivo do índice foi representar exclusivamente a qualidade convencional dos efluentes tratados. Assim, a avaliação do lítio foi realizada de forma independente, sendo seus resultados posteriormente interpretados em conjunto com o IQET, permitindo uma análise integrada da qualidade convencional dos efluentes e da ocorrência desse contaminante emergente nos sistemas de tratamento avaliados.

Quadro 3 - Parâmetros selecionados para composição do Índice de Qualidade do Efluente Tratado (IQET)

Parâmetro	**Aspecto representado**	**Justificativa**
DBO_5	Matéria orgânica biodegradável	Avalia a eficiência da remoção de matéria orgânica e o potencial de consumo de oxigênio no corpo receptor.
SST	Sólidos particulados	Indica a eficiência da remoção de partículas e a qualidade física do efluente tratado.
SDT	Sais dissolvidos	Representa a concentração de sólidos dissolvidos, importante para avaliação da salinidade e do potencial de reuso.
Condutividade Elétrica	Carga iônica	Reflete a concentração de íons dissolvidos, sendo um indicador complementar da salinidade e da aptidão para reuso.
NTK	Carga nitrogenada	Representa o nitrogênio orgânico e amoniacal residual, associado ao enriquecimento por nutrientes e à eficiência do tratamento.
Fósforo Total	Potencial de eutrofização	Indica a concentração de fósforo remanescente, principal nutriente relacionado ao processo de eutrofização dos corpos hídricos.

Fonte: Elaborado pelo autor com base na literatura (2026).

3.6.2 Cálculo do Índice de Qualidade do Efluente Tratado (IQET)

Para o cálculo do Índice de Qualidade do Efluente Tratado (IQET) foi adotado o método descrito por Oni e Fasakin (2016) e Phadatare e Gawande (2016), e aplicado por Ayoub e El-Morsy (2021) no estudo de avaliação do efluente tratado da Estação de Tratamento de Esgoto de Meet Abo El-koum, no Egito. Os autores se basearam no *Wastewater Quality Index* (WWQI), que permite sintetizar múltiplos parâmetros de qualidade em um único valor adimensional, facilitando a interpretação da qualidade dos efluentes tratados e a comparação entre diferentes sistemas de tratamento e períodos de monitoramento.

No modelo original proposto por Ayoub e El-Morsy (2021), o índice foi utilizado como indicador da condição de poluição do efluente, no qual valores elevados representam maior comprometimento da qualidade. Neste trabalho, foi realizada uma adaptação matemática na forma de apresentação dos resultados, convertendo-o para uma escala crescente de qualidade, em que valores mais elevados do IQET representam melhor qualidade do efluente tratado. O IQET foi calculado conforme a Equação 4.

$$IQET = 100 - \frac{\sum_{n=1}^{N} q_n \cdot W_n}{\sum_{n=1}^{N} W_n} \quad (4)$$

Onde:

IQET: Índice de Qualidade do Efluente Tratado;

q_n: subíndice de qualidade do n-ésimo parâmetro;

W_n: peso unitário do n-ésimo parâmetro.

O subíndice de qualidade (q_n) foi determinado por meio da Equação 5.

$$q_n = \frac{(V_n)}{S_n} . 100 \quad (5)$$

Onde:

V_n: valor obtido do parâmetro;

S_n: valor padrão máximo permitido para o parâmetro de acordo com a legislação.

Os pesos unitários (W_n) foram calculados conforme a Equação 6.

$$W_n = \frac{K}{S_n} \quad (6)$$

em que, K corresponde à constante de proporcionalidade obtida pela Equação 7.

$$K = \frac{1}{\sum_{n=1}^{N} \frac{1}{S_n}} \quad (7)$$

Para facilitar a interpretação dos resultados, os valores do IQET foram classificados em cinco faixas de qualidade, adaptadas da proposta de Ayoub e El-Morsy (2021), conforme apresentado na Tabela 5.

Tabela 5 – Faixas de Qualidade do Esgoto com Base no IQE

Faixas do IQET	Classificação de Qualidade
75-100	Excelente
50-75	Bom
25-50	Regular
0-25	Ruim
<0	Muito ruim

Fonte: adaptado de Ayoub e El-Morsy (2021).

3.6.3 Definição dos valores de referência (S_n)

Os valores de referência (S_n) correspondem aos limites adotados para normalização dos parâmetros que compõem o IQET. Esses valores permitem converter variáveis expressas em diferentes unidades para uma escala comum, possibilitando sua integração em um único indicador numérico. No IQET, o parâmetro Sn representa o valor máximo de referência atribuído a cada variável de qualidade. Dessa forma, concentrações inferiores ao respectivo valor de referência resultam em menores subíndices (q_n) e, consequentemente, em maiores valores de IQET, indicando melhor qualidade do efluente tratado.

A definição dos valores de referência foi fundamentada, prioritariamente, na legislação ambiental brasileira aplicável ao lançamento de efluentes. Para os parâmetros que possuem padrões legais, foram adotados os respectivos limites máximos estabelecidos na legislação vigente. Para aqueles sem valores regulamentados, os limites foram definidos a partir de referências técnicas consolidadas na literatura especializada.

Assim, foi adotado o limite de 120 mg L^{-1} para DBO_5, conforme a Resolução CONAMA nº 430/2011. Os valores de referência para nitrogênio total, fósforo total e SDT foram obtidos de Metcalf & Eddy 2014, enquanto o valor para SST foi baseado em Najam e Hashmi (2024). Para a condutividade elétrica foi utilizado um valor de referência proveniente da literatura internacional, considerando a inexistência de padrão específico na legislação brasileira. Os valores de referência adotados para cada parâmetro são apresentados na Tabela 6.

Os valores de referência apresentados constituem exclusivamente os parâmetros de normalização utilizados no cálculo do IQET, sendo empregados como valores máximos de referência para a avaliação integrada da qualidade do efluente tratado. Assim, não substituem os critérios de conformidade estabelecidos pela legislação ambiental, mas fornecem uma base técnica uniforme para a padronização das variáveis e a obtenção do índice.

Tabela 6 - Valores de referência (Sn) adotados para a normalização dos parâmetros do IQET.

Parâmetro	Valor de referência (Sn)	Fonte
Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO_5)	120 mg/L	Resolução CONAMA nº 430/2011
Sólidos Suspensos Totais (SST)	150 mg/L	Najam e Hashmi (2024)
Sólidos Dissolvidos Totais (SDT)	700 mg/L	Metcalf & Eddy (2014)
Condutividade Elétrica	1000 µS/cm	Dede Sağsöz *et al.* (2022)
Nitrogênio Total - NTK	35 mg N/L	Metcalf & Eddy (2014)
Fósforo Total	10 mg P/L	Metcalf & Eddy (2014)

Fonte: Elaborado pelo autor (2026).

A estrutura metodológica do IQET permite que os valores de referência (Sn) sejam ajustados conforme a legislação aplicável, normas técnicas ou referências científicas pertinentes ao contexto do estudo. Dessa forma, preserva-se a estrutura matemática do índice, possibilitando sua adaptação a diferentes sistemas de tratamento, objetivos de monitoramento e condições ambientais, desde que as alterações sejam tecnicamente justificadas.

3.6.4 Integração entre o IQET e o monitoramento de lítio nas ETEs

Após o cálculo do IQET, seus resultados foram integrados às concentrações e às eficiências aparentes de remoção do lítio obtidas durante as campanhas de monitoramento nas duas ETEs avaliadas. Enquanto o IQET foi utilizado para representar a qualidade convencional dos efluentes tratados, o monitoramento do lítio permitiu avaliar a ocorrência e o comportamento desse contaminante emergente em sistemas convencionais de tratamento.

A integração foi realizada por meio da comparação temporal entre os valores do IQET, das concentrações de lítio nos efluentes e das eficiências aparentes de remoção, bem como da comparação entre as diferentes tecnologias de tratamento. Essa abordagem buscou identificar tendências relacionadas ao desempenho dos sistemas, verificando se estações que apresentavam melhor qualidade convencional dos efluentes também apresentavam maior capacidade de remoção do lítio, sem estabelecer relações de causalidade entre as variáveis analisadas.

A interpretação integrada dos resultados permitiu comparar os sistemas de tratamento sob as perspectivas da qualidade convencional do efluente e da ocorrência de um contaminante emergente, fornecendo subsídios para discutir as limitações dos tratamentos convencionais

quanto à remoção de lítio e a potencial necessidade de adoção de tecnologias terciárias complementares.

3.7 TRATAMENTO E ANÁLISE ESTATÍSTICA DOS DADOS

A análise estatística dos dados foi realizada utilizando o software *GraphPad Prism* (versão 8, GraphPad Software, San Diego, CA, EUA), adotando-se nível de significância de 5% ($\alpha = 0,05$) para todas as análises inferenciais. Os resultados referentes aos parâmetros físico-químicos, às concentrações de lítio e às eficiências de remoção foram organizados, analisados estatisticamente e representados graficamente. As análises foram realizadas separadamente para cada sistema de tratamento, permitindo a comparação do desempenho da estação de lodos ativados e da estação composta por reator UASB seguido por lagoa anaeróbia e lagoa facultativa.

3.7.1 Avaliação da distribuição dos dados

Previamente à aplicação dos testes estatísticos, a distribuição dos dados referentes aos parâmetros físico-químicos e às concentrações de lítio foi avaliada por meio do teste de normalidade de Shapiro-Wilk, considerado um dos métodos mais indicados para conjuntos de dados com número reduzido de observações.

Como complemento à avaliação estatística, foram construídos gráficos Quantile-Quantile (Q-Q plots), permitindo verificar visualmente a aderência dos dados à distribuição normal e identificar possíveis desvios de normalidade, assimetrias ou valores discrepantes (*outliers*). Com base nos resultados do teste de normalidade e na inspeção visual dos gráficos Q-Q, optou-se pela utilização de testes estatísticos paramétricos para comparação entre os grupos.

3.7.2 Comparação entre afluente e efluente e entre as diferentes ETEs

As diferenças entre as concentrações observadas no afluente (esgoto bruto) e no efluente (esgoto tratado) foram avaliadas individualmente para cada parâmetro monitorado por meio do teste *t* para amostras independentes com correção de Welch, procedimento adotado por não pressupor homogeneidade das variâncias entre os grupos. O mesmo procedimento estatístico foi empregado para comparar as concentrações de lítio, as eficiências de remoção do lítio e as

eficiências de remoção dos parâmetros físico-químicos convencionais entre as duas Estações de Tratamento de Esgoto avaliadas.

A utilização de amostras independentes justifica-se pelo fato de que as coletas de afluente e efluente foram realizadas simultaneamente, sem correção em função do tempo de detenção hidráulica das estações de tratamento. Dessa forma, as amostras de entrada e saída não representam a mesma amostra de esgoto ao longo do processo de tratamento, impossibilitando o pareamento entre as observações.

Foram consideradas diferenças estatisticamente significativas quando $p < 0,05$. A representação gráfica da significância seguiu a convenção do GraphPad Prism: *ns* (não significativo), * ($p < 0,05$), ** ($p < 0,01$), *** ($p < 0,001$) e **** ($p < 0,0001$).

3.7.3 Representação gráfica dos dados

Os resultados dos parâmetros físico-químicos e das concentrações de lítio foram apresentados por meio de *boxplots*, os quais permitem visualizar simultaneamente a mediana, os quartis, a amplitude interquartil, a dispersão dos dados e a presença de possíveis valores extremos (*outliers*). Essa representação gráfica possibilitou comparar visualmente a distribuição dos resultados entre o afluente e o efluente, complementando as análises estatísticas e facilitando a interpretação das diferenças observadas entre os sistemas de tratamento.

3.7.4 Análise da eficiência de remoção

A eficiência de remoção de cada parâmetro foi calculada para cada campanha de amostragem, com base nas concentrações observadas no afluente e no efluente das estações de tratamento, sendo posteriormente representada por meio de *boxplots* para comparação entre os dois sistemas avaliados.

Nas campanhas em que a concentração no efluente foi superior à do afluente, o valor negativo de eficiência foi considerado igual a zero, ou seja, como ausência de remoção. Esse critério foi adotado porque as coletas de afluente e efluente foram realizadas simultaneamente, sem correção em função do tempo de detenção hidráulica (Seção 3.7.2), de modo que esses valores não representam acréscimo de concentração promovido pelo tratamento, mas a defasagem entre as amostras de entrada e saída. O critério foi aplicado ao lítio e a todos os parâmetros físico-químicos, e as médias, os desvios padrão, os *boxplots* e os testes estatísticos das eficiências foram obtidos a partir dos valores assim tratados. Ressalta-se que esse

procedimento resulta em eficiências médias superiores às que seriam obtidas com a manutenção dos valores negativos, razão pela qual os resultados são tratados como eficiências aparentes de remoção. O número de campanhas com remoção nula é informado no capítulo de Resultados.

3.7.5 Análise de correlação

Com o objetivo de investigar possíveis associações entre as concentrações de lítio e os parâmetros físico-químicos monitorados, foi realizada análise de correlação linear de *Pearson*. As correlações foram expressas pelo coeficiente de correlação de Pearson (r), cujos valores variam entre -1 e +1, indicando, respectivamente, correlação linear negativa perfeita, ausência de correlação e correlação linear positiva perfeita. Para cada associação também foram obtidos os respectivos valores de p, permitindo avaliar a significância estatística das correlações observadas. A análise de correlação foi realizada separadamente para o efluente tratado de cada estação (n = 12 campanhas por estação), de modo a avaliar as associações entre os parâmetros na corrente final de cada sistema de tratamento.

Os resultados foram organizados em uma matriz de correlação, contendo os coeficientes de correlação (r), os valores de p, o tamanho amostral (n) e os intervalos de confiança de 95% para cada coeficiente, conforme gerado pelo software *GraphPad Prism*. Essa abordagem permitiu identificar simultaneamente a intensidade, a direção e a significância estatística das associações entre as variáveis estudadas.

Para a interpretação da magnitude das correlações foi adotada a classificação baseada no valor absoluto do coeficiente de Pearson: muito fraca ($|r| < 0{,}20$), fraca ($0{,}20 \leq |r| < 0{,}40$), moderada ($0{,}40 \leq |r| < 0{,}60$), forte ($0{,}60 \leq |r| < 0{,}80$) e muito forte ($|r| \geq 0{,}80$). Foram consideradas estatisticamente significativas as correlações com valores de p inferiores a 0,05.

4 RESULTADOS E DISCUSSÃO

Nesta seção são apresentados e discutidos os resultados da validação analítica do método para determinação de lítio e do monitoramento realizado nas duas estações de tratamento de esgoto avaliadas. São abordadas a ocorrência do elemento nos afluentes e efluentes, a eficiência aparente de remoção, o desempenho das tecnologias de tratamento e a qualidade dos efluentes, permitindo uma avaliação integrada do comportamento do lítio em sistemas convencionais de tratamento de esgoto.

4.1 VALIDAÇÃO ANALÍTICA DE LÍTIO NO ESGOTO

A validação do método analítico confirmou sua adequação para a determinação de lítio em amostras de esgoto sanitário. Foram avaliados os parâmetros de seletividade, linearidade, faixa de trabalho, limites de detecção (LD) e de quantificação (LQ), precisão e exatidão, conforme os critérios estabelecidos pelo DOQ-CGCRE-008 (Inmetro, 2020). Os resultados obtidos para cada parâmetro são apresentados nas subseções seguintes.

4.1.1 Seletividade

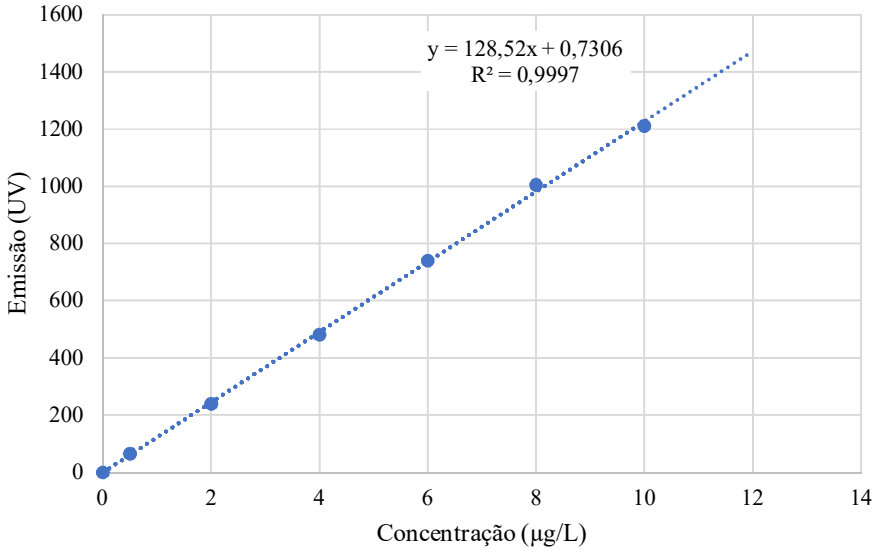
A seletividade do método foi avaliada por meio da análise do sinal de emissão do lítio na presença de íons potencialmente interferentes presentes na matriz de esgoto, especialmente sódio e potássio. A utilização da solução supressora de ionização (KCl) mostrou-se eficaz, garantindo estabilidade do sinal analítico e ausência de interferências significativas no comprimento de onda de 670,8 nm.

Os resultados obtidos indicaram que não houve variações relevantes na resposta instrumental entre as leituras das soluções padrão e das amostras fortificadas, evidenciando que o método é seletivo para o lítio mesmo em uma matriz complexa como o esgoto sanitário, caracterizada por elevadas concentrações de sais dissolvidos e diversos constituintes potencialmente interferentes. A utilização do supressor de ionização contribuiu para minimizar possíveis interferências de elementos alcalinos, aumentando a confiabilidade da determinação de lítio por espectrometria de emissão de chama e demonstrando que o método é adequado para aplicações em programas de monitoramento ambiental, nos quais a composição da matriz pode variar significativamente entre amostras.

4.1.2 Linearidade e Faixa de Trabalho

Foram preparadas soluções padrão de lítio nas concentrações de 0,5; 2,0; 4,0; 6,0; 8,0 e 10,0 µg L^{-1}, abrangendo a faixa de trabalho estabelecida para o método. Após análise por espectrometria de emissão em chama, a linearidade foi avaliada por meio da curva analítica obtida para a faixa de concentrações estudada. A Figura 13 apresenta a curva analítica, incluindo a equação da reta e o coeficiente de determinação (R^2).

Figura 13 - Curva analítica de lítio obtida por espectrometria de emissão de chama, expressa como sinal de emissão em função da concentração (µg/L), com equação da reta e coeficiente de determinação (R^2).



Fonte: Elaborado pelo autor (2026).

O coeficiente de determinação obtido (R^2 = 0,9997) foi superior ao critério de aceitação estabelecido pelo DOQ-CGCRE-008 ($R^2 \geq 0,995$), evidenciando excelente linearidade do método na faixa de concentrações avaliada. Esse resultado demonstra elevada proporcionalidade entre a resposta instrumental e a concentração de lítio, reduzindo incertezas associadas à interpolação das concentrações das amostras e confirmando a adequação do método para a quantificação do elemento nas condições empregadas neste estudo.

4.1.3 Limite de Detecção (LD) e Limite de Quantificação (LQ)

O limite de detecção (LD) obtido foi de 0,04 µg L^{-1}, indicando elevada capacidade do método para detectar baixas concentrações de lítio. O limite de quantificação (LQ), determinado experimentalmente a partir da análise de soluções padrão de baixa concentração, foi

estabelecido em 1,0 µg L^{-1}, por apresentar a melhor repetitividade e menor variação entre as medições.

Os baixos valores de LD e LQ demonstram que o método apresenta sensibilidade adequada para a determinação de lítio em concentrações traço em amostras de esgoto sanitário. A sensibilidade obtida (LQ = 1,0 µg L^{-1}) é compatível com a faixa de concentrações de lítio normalmente reportada para efluentes sanitários, que varia de 0,8 a 98,2 µg L^{-1} em estações de tratamento de esgoto (SHARMA; WESTERHOFF; ZENG, 2022), permitindo sua aplicação em estudos de monitoramento ambiental. Além disso, considerando que as concentrações de lítio observadas durante o monitoramento permaneceram acima do limite de quantificação, todas as determinações foram realizadas dentro da faixa de confiabilidade analítica do método.

4.1.4 Precisão

A precisão do método foi avaliada por meio de ensaios de repetibilidade, utilizando três níveis de concentração de lítio (2, 6 e 10 µg L^{-1}), analisados sob as mesmas condições experimentais. Os resultados obtidos apresentaram valores de desvio padrão relativo (RSD) de 1,662 %, 0,531 % e 0,754 %, respectivamente. Todos os valores de RSD ficaram abaixo do limite de 5%, conforme critérios recomendados para validação de métodos analíticos, evidenciando elevada precisão em toda a faixa de trabalho estudada.

A baixa variabilidade entre as determinações demonstra boa repetibilidade do método, indicando que as análises apresentaram elevada estabilidade e reprodutibilidade sob as condições experimentais empregadas. Dessa forma, a precisão obtida confere maior confiabilidade às concentrações de lítio determinadas durante o monitoramento das estações de tratamento de esgoto.

4.1.5 Exatidão

A exatidão do método foi avaliada por meio de ensaios de recuperação, realizados em quatro níveis de concentração (1, 2, 6 e 10 µg L^{-1}), com análises em triplicata. Os percentuais de recuperação obtidos variaram entre 91 % e 119 %, situando-se dentro da faixa de aceitação de 80% a 120% recomendada para matrizes ambientais.

Os resultados demonstram que o método apresenta elevada exatidão, sendo capaz de quantificar o lítio com boa concordância em relação às concentrações esperadas. Os percentuais de recuperação obtidos indicam que os efeitos da matriz do esgoto sanitário não

comprometeram significativamente a determinação do analito, confirmando a adequação do método para a quantificação de lítio em amostras ambientais complexas. Os resultados obtidos reforçam a confiabilidade do método analítico, assegurando que as concentrações de lítio determinadas durante o monitoramento refletem adequadamente a composição das amostras analisadas.

4.1.6 Considerações Gerais da Validação

De forma geral, todos os parâmetros de validação atenderam aos critérios de aceitação estabelecidos pelo DOQ-CGCRE-008 (Inmetro, 2020), confirmando a adequação do método para a determinação de lítio em amostras de esgoto sanitário. A elevada linearidade, associada aos baixos limites de detecção e quantificação, aos reduzidos valores de desvio padrão relativo e aos percentuais de recuperação obtidos, evidencia que o método apresenta desempenho analítico satisfatório para a quantificação de lítio em matrizes ambientais complexas.

A validação realizada assegura que as concentrações de lítio determinadas durante o monitoramento refletem adequadamente a composição das amostras analisadas, conferindo confiabilidade aos resultados de ocorrência, eficiência de remoção e comparação entre as tecnologias de tratamento avaliadas. Dessa forma, os resultados apresentados nas seções subsequentes podem ser interpretados com elevado grau de confiabilidade, fornecendo suporte às discussões sobre o comportamento do lítio em sistemas convencionais de tratamento de esgoto.

4.2 AVALIAÇÃO DO LÍTIO NAS ESTAÇÕES DE TRATAMENTO DE ESGOTO

A presença de microcontaminantes em efluentes tratados tem despertado crescente interesse devido à possibilidade de sua dispersão em corpos hídricos e aos potenciais efeitos associados à exposição contínua desses compostos no ambiente. Entre esses contaminantes, o lítio destaca-se por apresentar ampla utilização em aplicações industriais, tecnológicas e farmacêuticas, podendo alcançar os sistemas de esgotamento sanitário por meio das atividades humanas e permanecer nas matrizes aquáticas após os processos convencionais de tratamento.

Dessa forma, as concentrações de lítio foram avaliadas nos afluentes e efluentes das duas estações de tratamento investigadas, visando compreender o comportamento desse elemento frente às diferentes configurações tecnológicas avaliadas. A análise considerou a distribuição das concentrações obtidas ao longo das campanhas de monitoramento, bem como

a comparação estatística entre os valores determinados nas correntes de entrada e saída dos sistemas. Os resultados obtidos permitem avaliar a influência dos processos convencionais de tratamento sobre a presença do lítio e discutir a necessidade de aplicação de tecnologias complementares para a remoção de espécies iônicas dissolvidas.

4.2.1 Ocorrência e distribuição das concentrações de lítio nos sistemas de tratamento

As concentrações médias de lítio determinadas nas correntes afluentes e efluentes das duas estações de tratamento são apresentadas na Tabela 7, enquanto a Figura 14 apresenta os boxplots da distribuição dos valores obtidos ao longo das campanhas de monitoramento.

Tabela 7 - Concentrações médias de lítio nas correntes afluentes e efluentes das estações de tratamento de esgoto avaliadas durante o período de monitoramento

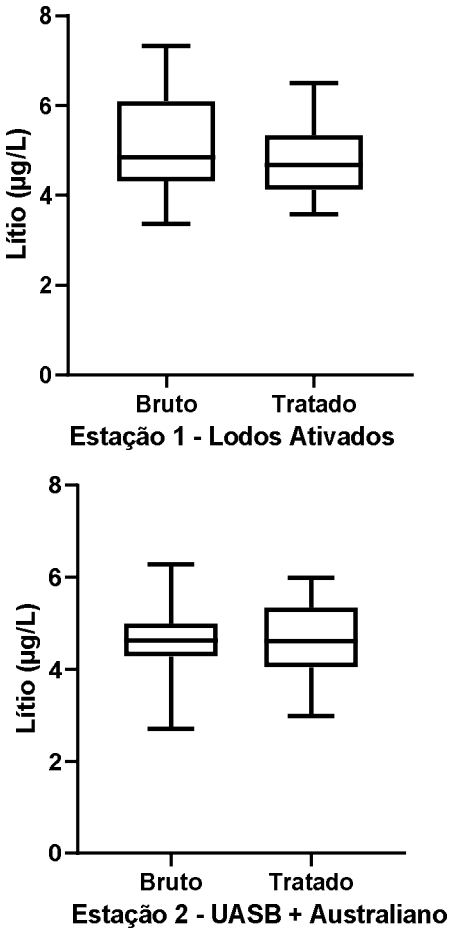
Lítio (μg L^{-1})	**Estação 1 Lodos Ativados**	**Estação 2 Reator UASB + Sistema Australiano**
Afluente (Entrada)	5,11 ± 1,14	4,66 ± 0,88
Efluente (Saída)	4,76 ± 0,84	4,59 ± 0,84

Fonte: Elaborado pelo autor (2026).

Na Estação 1, operada por sistema de lodos ativados, a concentração média de lítio no afluente foi de 5,11 ± 1,14 μg L^{-1}, enquanto no efluente tratado foi observada concentração média de 4,76 ± 0,84 μg L^{-1}. Para a Estação 2, composta por reator UASB seguido de sistema australiano, foram determinadas concentrações médias de 4,66 ± 0,88 μg L^{-1} no afluente e 4,59 ± 0,84 μg L^{-1} no efluente tratado. Os resultados demonstram que as concentrações de lítio permaneceram próximas entre as correntes de entrada e saída em ambas as configurações avaliadas.

A análise gráfica dos *boxplots* (Figura 14) evidencia comportamento semelhante entre as concentrações de lítio antes e após o tratamento. Na Estação 1, observa-se discreta redução na mediana dos valores no efluente tratado em relação ao esgoto bruto, porém com ampla sobreposição entre as distribuições. Na Estação 2, as distribuições apresentam comportamento ainda mais semelhante, com valores centrais próximos e elevada sobreposição dos intervalos observados entre as campanhas.

Figura 14 - Distribuição das concentrações de lítio no afluente e efluente das ETEs avaliadas por meio de *boxplots*



Fonte: Fonte: elaborado pelo autor (2026)

A análise estatística realizada por meio do teste *t* para amostras independentes com correção de Welch não indicou diferença significativa entre as concentrações de lítio nas condições avaliadas ($p > 0,05$), indicando que os processos de tratamento empregados não promoveram alterações estatisticamente significativas na concentração do elemento durante o período monitorado. A ausência de diferenças estatisticamente significativas entre afluentes e efluentes indica que os processos biológicos empregados nas duas ETEs apresentaram baixa capacidade de alterar as concentrações de lítio ao longo do tratamento. Esse comportamento sugere que o elemento permanece predominantemente na fase dissolvida, não sendo removido de forma significativa pelos mecanismos convencionais de biodegradação, sedimentação ou incorporação à biomassa.

Esse comportamento é consistente com as características físico-químicas do lítio, que permanece predominantemente na forma iônica (Li^+), apresenta elevada solubilidade em água e baixa afinidade por processos de adsorção e precipitação normalmente envolvidos no tratamento biológico de esgotos. Consequentemente, sua remoção por processos convencionais tende a ser limitada, favorecendo sua permanência nos efluentes tratados. Essa característica diferencia o lítio de contaminantes cuja remoção está associada à biodegradação ou à sorção em partículas sólidas, processos que apresentam maior eficiência para compostos orgânicos ou metais com maior afinidade pela fase sólida.

Os resultados obtidos neste estudo estão de acordo com as concentrações de lítio reportadas para esgotos sanitários e efluentes de estações de tratamento descritas na literatura. De modo geral, concentrações de lítio em sistemas urbanos variam da ordem de poucos microgramas por litro até aproximadamente 100 $\mu g\ L^{-1}$, dependendo das características da população atendida e da influência de atividades industriais. Sharma, Westerhoff e Zeng (2022), por exemplo, relataram concentrações entre 0,8 e 98,2 $\mu g\ L^{-1}$ em efluentes de 21 estações de tratamento nos Estados Unidos. Embora os valores apresentem ampla variabilidade, os autores também observaram elevada persistência do lítio após o tratamento secundário, indicando que a elevada eficiência de remoção de matéria orgânica alcançada em sistemas convencionais não se traduz, necessariamente, em remoção do lítio. Guo *et al.* (2026), em outro estudo, observaram concentrações entre 10,4 e 41,9 $\mu g\ L^{-1}$ em efluentes de indústrias de papel e tingimento têxtil, valores significativamente superiores aos do presente estudo, evidenciando a influência de fontes industriais sobre a carga de lítio afluente às estações de tratamento, diferentemente do cenário aqui observado, caracterizado por predominância de contribuição doméstica.

Comparativamente, as concentrações médias determinadas nas duas ETEs avaliadas (4,66 a 5,11 $\mu g\ L^{-1}$ nos afluentes e 4,59 a 4,76 $\mu g\ L^{-1}$ nos efluentes) situam-se entre os menores valores reportados para sistemas urbanos de tratamento de esgoto, sugerindo baixa contribuição de fontes pontuais de contaminação na área de estudo. Esse comportamento é compatível com sistemas predominantemente domésticos, nos quais o aporte de lítio está associado principalmente ao consumo de medicamentos, ao descarte inadequado de pilhas, baterias, equipamentos eletroeletrônicos e outros produtos de uso cotidiano.

Embora o lítio tenha sido detectado em todas as amostras analisadas, as concentrações determinadas nas duas estações de tratamento permaneceram aproximadamente duas ordens de grandeza inferiores aos menores valores ecotoxicológicos reportados para organismos aquáticos. Entre os menores valores de efeito descritos na literatura destacam-se a concentração de efeito observado (LOEC) de 0,4 $mg\ L^{-1}$ para *Chironomus* sp. e de 0,6 $mg\ L^{-1}$ para

Oncorhynchus mykiss, além do valor-guia de 1,21 mg L^{-1} proposto para a proteção de comunidades marinhas (KSZOS; STEWART, 2003; MARKICH *et al.*, 2025). Da mesma forma, Ghribi *et al.* (2025) verificaram que concentrações entre 5 e 25 mg L^{-1} induzem estresse oxidativo, alterações no perfil de ácidos graxos e lesões histopatológicas em *Oreochromis niloticus* (tilápia-do-nilo), espécie amplamente utilizada como organismo-modelo em estudos ecotoxicológicos. Dessa forma, os resultados obtidos não indicam potencial para a ocorrência de efeitos tóxicos agudos sobre a biota aquática nas condições avaliadas.

Ressalta-se, ainda, que parte das espécies empregadas como organismos-teste em estudos ecotoxicológicos, como *Oncorhynchus mykiss* e *Pimephales promelas*, não ocorre naturalmente na área de estudo, de modo que seus valores de toxicidade constituem referências conservadoras para avaliação de risco. Adicionalmente, os resultados obtidos para *Oreochromis niloticus*, espécie amplamente distribuída em ambientes dulcícolas brasileiros, reforçam que as concentrações observadas neste trabalho permanecem muito abaixo dos níveis associados à ocorrência de efeitos adversos (GHRIBI *et al.*, 2025). Após o lançamento dos efluentes tratados, a diluição promovida pelo corpo receptor tende a reduzir ainda mais as concentrações ambientais de lítio, diminuindo a exposição dos organismos aquáticos e, consequentemente, reduzindo ainda mais o potencial de ocorrência de efeitos adversos (CHAPRA, 2008).

Entretanto, a ausência de indicação de toxicidade aguda com base nos valores de referência disponíveis não elimina a importância do monitoramento ambiental do lítio. Estudos demonstram que a sensibilidade ao elemento pode variar amplamente entre as espécies e que exposições prolongadas podem desencadear efeitos subletais, incluindo alterações metabólicas, estresse oxidativo, respostas neurofisiológicas e comprometimento de processos reprodutivos e de desenvolvimento (MARKICH *et al.*, 2025). Além disso, a crescente utilização do lítio em baterias, dispositivos eletrônicos e sistemas de armazenamento energético tende a ampliar sua introdução nos ambientes aquáticos, reforçando a necessidade de acompanhamento contínuo e de estudos voltados aos efeitos decorrentes de exposições crônicas.

Sob a perspectiva da saúde humana, as concentrações de lítio determinadas neste estudo também se encontram abaixo dos valores utilizados como referência em avaliações toxicológicas para água destinada ao consumo humano. O Serviço Geológico dos Estados Unidos (USGS) adota um *Health-Based Screening Level* (HBSL) de 10 µg L^{-1} para lítio em água potável, valor superior às concentrações máximas observadas nos efluentes avaliados. Ressalta-se, entretanto, que os valores obtidos correspondem a efluentes tratados de estações de tratamento de esgoto, não sendo destinados diretamente ao consumo humano. Dessa forma, a comparação com esse valor de referência deve ser interpretada considerando um cenário de

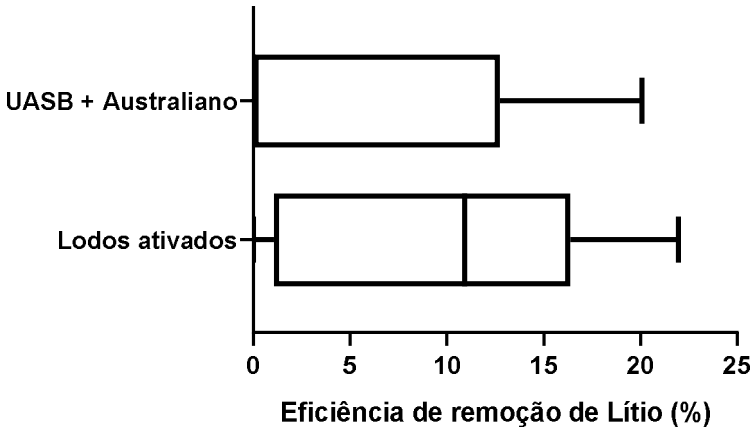
eventual lançamento do efluente tratado em corpos hídricos utilizados posteriormente como mananciais de abastecimento, especialmente em situações nas quais não haja remoção adicional por etapas terciárias de tratamento ou processos de tratamento de água em estações de abastecimento. Portanto, os resultados obtidos não indicam risco imediato associado às concentrações encontradas nas estações investigadas.

Dessa forma, o principal resultado deste estudo não está relacionado apenas às baixas concentrações de lítio observadas, mas também à evidência de que os processos biológicos convencionais avaliados apresentaram capacidade limitada de promover sua remoção. Esse comportamento reforça a necessidade de ampliar o conhecimento sobre a ocorrência e o destino ambiental desse elemento, especialmente diante do crescimento de sua utilização em aplicações tecnológicas e farmacêuticas e da possibilidade de incremento gradual de suas concentrações em sistemas de esgotamento sanitário. Nesse sentido, estudos futuros deverão avaliar o comportamento do lítio em diferentes condições operacionais, sua ocorrência em corpos receptores e o potencial de remoção por tecnologias terciárias específicas.

4.2.2 Eficiência de remoção do lítio

A avaliação da eficiência aparente de remoção do lítio foi realizada a partir da comparação entre as concentrações determinadas no afluente e no efluente tratado em cada campanha de monitoramento. A distribuição das eficiências obtidas ao longo do período avaliado é apresentada na Figura 15.

Figura 15 - Distribuição das eficiências aparentes de remoção de lítio obtidas nas duas estações de tratamento de esgoto durante o período de monitoramento.



Fonte: Fonte: elaborado pelo autor (2026)

De forma geral, ambas as estações apresentaram baixa eficiência aparente de remoção do lítio, com pequenas diferenças entre as tecnologias avaliadas. O sistema de lodos ativados (Estação 1) apresentou eficiência média de 10,10 ± 7,77%, enquanto o sistema composto por reator UASB seguido de sistema australiano (Estação 2) apresentou eficiência média de 5,19 ± 7,89%.

A análise da distribuição dos dados (Figura 15) evidencia a variabilidade das eficiências aparentes ao longo das campanhas de amostragem, com dispersão dos resultados para ambos os sistemas. Essa variação demonstra que a diferença entre as concentrações afluentes e efluentes não apresentou um padrão constante durante o período monitorado, sendo observadas campanhas com maior redução e outras com pequenas alterações ou aumento relativo das concentrações no efluente tratado. Esse comportamento evidencia que a variação observada entre as campanhas foi superior às diferenças promovidas pelo tratamento, indicando que as oscilações naturais da composição do esgoto influenciaram mais as concentrações de lítio do que os próprios processos empregados nas ETEs.

Na Estação 1, em três das doze campanhas, e na Estação 2, em sete das doze campanhas, a concentração de lítio no efluente foi superior à observada no afluente. Conforme descrito na Seção 3.7.4, esses casos foram considerados como remoção nula (0%). Esse comportamento não deve ser interpretado como geração ou liberação do elemento durante o tratamento, mas como consequência da coleta simultânea de afluente e efluente, que, em razão do tempo de detenção hidráulica e da variabilidade temporal das concentrações afluentes, impede a correspondência direta entre as amostras de entrada e saída. Dessa forma, as eficiências médias apresentadas devem ser entendidas como estimativas aparentes, possivelmente superiores à remoção efetiva. O elevado número de campanhas sem remoção, especialmente na Estação 2, reforça a baixa capacidade dos sistemas avaliados em remover o lítio.

A limitada remoção do lítio parece estar associada principalmente às propriedades químicas do elemento. Embora a Estação 1 tenha apresentado eficiência de remoção de matéria orgânica inferior à esperada para a tecnologia (Seção 4.3.1), a Estação 2, que apresentou desempenho mais elevado e estável para os parâmetros convencionais, também não promoveu redução significativa das concentrações de lítio, indicando que a persistência do elemento não decorre apenas de limitações operacionais das estações. Esse comportamento está em consonância com a literatura, que aponta limitações dos processos convencionais de tratamento de esgoto na remoção de contaminantes emergentes. Embora essas tecnologias sejam altamente eficientes na remoção de matéria orgânica, sólidos suspensos e nutrientes, diversos estudos demonstram que muitos contaminantes permanecem parcial ou totalmente presentes no efluente

tratado devido às suas características físico-químicas e à ausência de mecanismos específicos de retenção ou degradação (HIRANMAI; KAMARAJ, 2021; MORIN-CRINI *et al.*, 2022; LI *et al.*, 2025).

No caso do lítio, essa limitação reflete sua permanência predominante na forma iônica dissolvida (Li^+), já discutida anteriormente. Diferentemente de metais que podem formar precipitados ou adsorver-se à matéria orgânica e aos sólidos suspensos, o lítio permanece majoritariamente em solução, o que reduz a eficiência dos mecanismos convencionais de remoção. Esse comportamento também foi descrito por Sharma, Westerhoff e Zeng (2022) e por Guo *et al.* (2026), que relataram eficiência limitada dos processos convencionais na remoção de lítio dissolvido.

Embora tenha sido observada eficiência média ligeiramente superior na Estação 1 (10,10%) em relação à Estação 2 (5,19%), essa diferença foi pequena e não alterou a conclusão de que ambas as configurações apresentaram capacidade limitada para remover lítio. Os resultados indicam que o tipo de tratamento biológico empregado exerceu influência pouco significativa sobre a permanência do elemento no efluente final. Assim, embora as tecnologias avaliadas tenham promovido remoção significativa de matéria orgânica, atendendo aos critérios legais de lançamento, sua capacidade de remover lítio mostrou-se limitada. Esses resultados indicam que, caso a remoção desse elemento passe a ser requerida em função de futuras regulamentações ou do aumento de sua ocorrência nos efluentes, será necessária a adoção de tecnologias terciárias específicas, como processos de membranas, adsorção, troca iônica e eletrodiálise, capazes de promover a remoção de espécies iônicas dissolvidas.

4.2.3 Comparação entre as tecnologias de tratamento

A comparação entre as tecnologias empregadas demonstrou comportamento semelhante quanto à ocorrência e à eficiência aparente de remoção do lítio. Embora o sistema de lodos ativados (Estação 1) tenha apresentado concentração média ligeiramente menor no efluente tratado e eficiência aparente de remoção superior à observada para o sistema composto por reator UASB seguido de sistema australiano (Estação 2), as diferenças observadas foram pequenas e não caracterizam desempenho significativamente distinto entre as tecnologias avaliadas.

Esperava-se que as diferenças entre os mecanismos de tratamento biológico pudessem influenciar o comportamento do lítio, especialmente em função da maior produção de biomassa característica dos sistemas de lodos ativados. Entretanto, os resultados obtidos indicam que

essas diferenças operacionais não foram suficientes para promover aumento expressivo da remoção do elemento. Esse comportamento sugere que a permanência do lítio nos efluentes tratados está relacionada principalmente às suas propriedades físico-químicas, e não ao tipo de tratamento biológico empregado.

Em conjunto, os resultados demonstram que, independentemente da configuração adotada, os processos biológicos convencionais apresentaram comportamento semelhante frente ao lítio, indicando que sua remoção depende da aplicação de tecnologias terciárias específicas quando houver interesse em reduzir sua concentração nos efluentes tratados.

4.3 QUALIDADE CONVENCIONAL DOS EFLUENTES

Nesta seção são apresentados os resultados do monitoramento realizado nas duas Estações de Tratamento de Esgoto (ETEs) avaliadas ao longo do período experimental. Foram realizadas 12 campanhas de amostragem em cada ETE, contemplando coletas de afluente e efluente, totalizando 24 amostras por estação. Os resultados obtidos permitiram caracterizar a qualidade do esgoto afluente e do efluente tratado, bem como avaliar o desempenho operacional dos diferentes sistemas de tratamento durante o período de monitoramento. A apresentação dos resultados foi organizada individualmente para cada unidade, sendo inicialmente descritos os dados referentes à Estação 1, operada por lodos ativados em regime de aeração prolongada, seguida da Estação 2, composta por reator UASB seguido por sistema australiano, possibilitando a comparação entre tecnologias com distintas configurações e condições operacionais.

4.3.1 Monitoramento Estação de Tratamento 1 – Lodos Ativados

Os resultados do monitoramento da Estação 1 são apresentados na Tabela 8, que reúne as médias e os desvios padrão dos parâmetros físico-químicos determinados no afluente e no efluente durante as 12 campanhas de amostragem. De forma complementar, a Figura 16 apresenta os *boxplots* dos parâmetros avaliados, permitindo analisar a distribuição dos resultados, a variabilidade entre as campanhas, a amplitude interquartil e a presença de possíveis valores extremos. A análise conjunta dessas representações permite uma avaliação integrada do comportamento dos parâmetros ao longo do período de monitoramento.

Tabela 8 - Valores médios e desvios padrão dos parâmetros físico-químicos monitorados no afluente e no efluente da Estação 1 (sistema de lodos ativados) durante as 12 campanhas de amostragem.

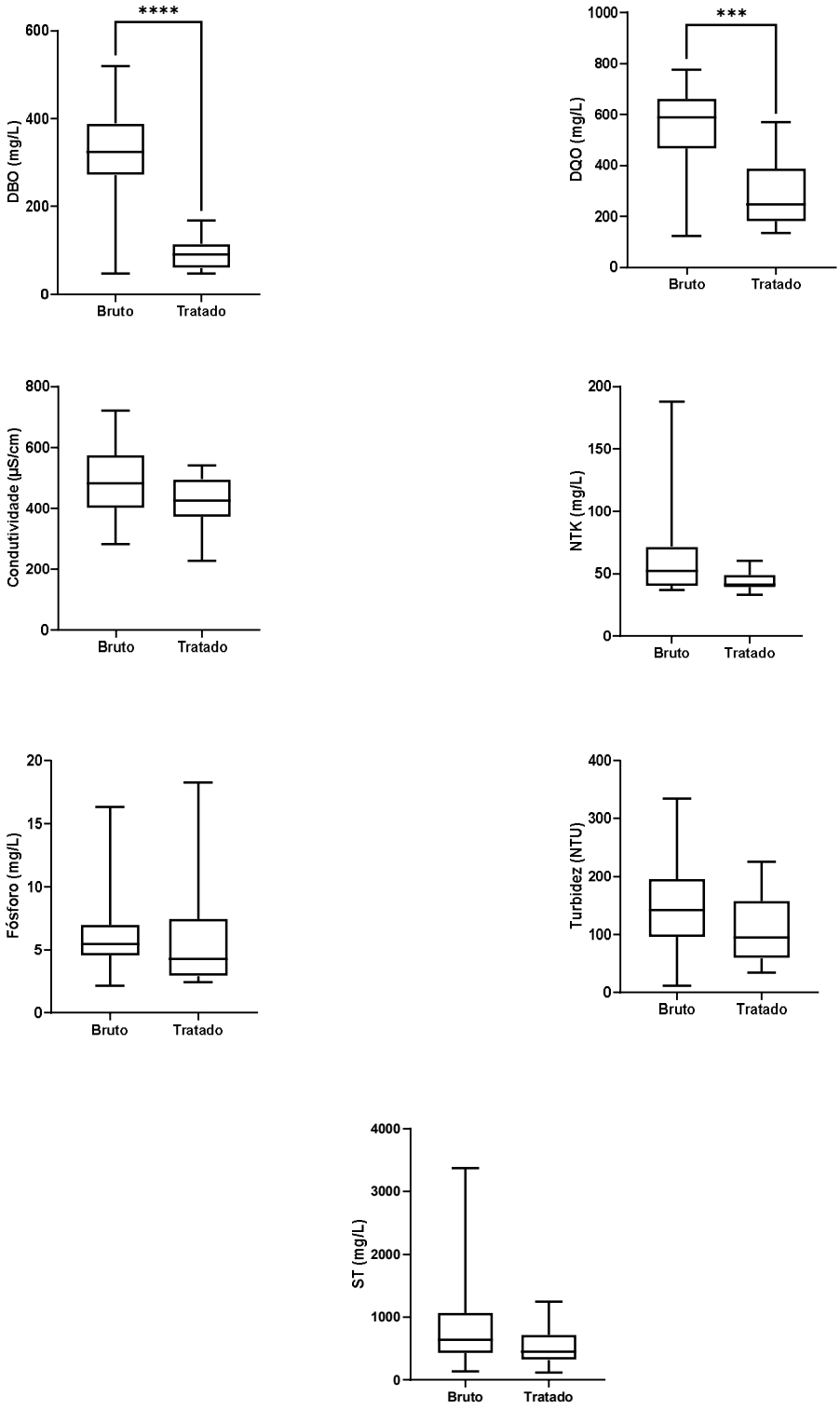
Estação 1 - Lodos Ativados						
Parâmetro	**Afluente (Entrada)**			**Efluente (Saída)**		
	Média		**Desvio Padrão**	**Média**		**Desvio Padrão**
DBO (mg/L)	321	±	114	92	±	38
DQO (mg/L)	559	±	168	286	±	132
Condutividade (µS/cm)	489	±	118	425	±	88
pH	7,04	±	0,44	7,38	±	0,33
NTK (mg/L)	65,07	±	42,23	43,81	±	7,47
Fósforo total (mg/L)	6,23	±	3,64	5,59	±	4,48
Turbidez (NTU)	152	±	90	104	±	59
SDT (mg/L)	695	±	821	328	±	214
SST (mg/L)	193	±	123	212	±	220
ST (mg/L)	888	±	850	540	±	317

Fonte: Fonte: elaborado pelo autor (2026)

A Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO) apresentou redução evidente entre o afluente e o efluente da Estação 1, com médias de 321 ± 114 mg/L e 92 ± 38 mg/L, respectivamente (Tabela 8). O boxplot (Figura 16) evidencia uma diminuição expressiva da distribuição dos valores após o tratamento, acompanhada por menor dispersão dos resultados no efluente. A comparação estatística confirmou diferença altamente significativa entre os grupos ($p < 0,0001$), indicando que o sistema promoveu alteração consistente nas concentrações de matéria orgânica biodegradável ao longo do período monitorado. Esse resultado confirma a atuação dos processos biológicos aeróbios desenvolvidos no tanque de aeração na remoção da fração biodegradável da matéria orgânica, cuja eficiência é discutida adiante em relação ao potencial esperado para essa tecnologia.

Resultado semelhante foi observado para a Demanda Química de Oxigênio (DQO), cujas concentrações médias passaram de 559 ± 168 mg/L no afluente para 286 ± 132 mg/L no efluente. O boxplot demonstra deslocamento da mediana para valores inferiores após o tratamento, sendo essa diferença estatisticamente significativa ($p < 0,001$). Observa-se, entretanto, maior amplitude dos dados no efluente quando comparado à DBO, indicando que a variabilidade da matéria orgânica total foi mais pronunciada entre as campanhas de monitoramento. A redução da DQO confirma a remoção de parte significativa da matéria orgânica total presente no esgoto. Entretanto, a maior variabilidade observada no efluente sugere que a fração não biodegradável da matéria orgânica apresentou comportamento mais heterogêneo ao longo das campanhas de monitoramento.

Figura 16 - Boxplots dos parâmetros físico-químicos monitorados no afluente (bruto) e no efluente (tratado) da Estação 1 durante as 12 campanhas de amostragem.



Fonte: Fonte: elaborado pelo autor (2026)

A condutividade elétrica apresentou médias de 489 ± 118 µS/cm no afluente e 425 ± 88 µS/cm no efluente. Os boxplots revelam elevada sobreposição entre as distribuições, sugerindo comportamento relativamente estável ao longo das campanhas e pequenas alterações após o tratamento. Esse comportamento é consistente com a natureza da condutividade elétrica, que reflete a concentração de íons dissolvidos em solução, normalmente pouco alterada pelos processos biológicos convencionais.

Os valores de pH permaneceram próximos da neutralidade durante todo o período de monitoramento, variando de 7,04 ± 0,44 no afluente para 7,38 ± 0,33 no efluente. A baixa variabilidade observada demonstra estabilidade operacional do processo biológico, mantendo condições favoráveis ao desenvolvimento da biomassa responsável pelo tratamento do esgoto.

Para o Nitrogênio Total Kjeldahl (NTK), foram observadas médias de 65,07 ± 42,23 mg/L no afluente e 43,81 ± 7,47 mg/L no efluente. Embora os valores médios indiquem redução após o tratamento, os boxplots apresentam sobreposição entre as distribuições, refletindo principalmente a elevada variabilidade das concentrações afluentes. Em contrapartida, nota-se menor dispersão no efluente, sugerindo maior estabilidade das concentrações finais ao longo do monitoramento. A elevada variabilidade observada no afluente provavelmente está associada às oscilações naturais da composição do esgoto bruto, enquanto a menor dispersão observada no efluente indica maior estabilidade do processo de tratamento.

O fósforo total apresentou médias de 6,23 ± 3,64 mg/L no afluente e 5,59 ± 4,48 mg/L no efluente. Conforme observado no boxplot, as distribuições dos dados apresentam ampla sobreposição e elevada dispersão, principalmente no efluente, indicando que as concentrações permaneceram relativamente semelhantes entre entrada e saída durante grande parte das campanhas. A limitada redução observada era esperada, uma vez que sistemas de lodos ativados convencionais, quando não operados especificamente para remoção biológica ou química de fósforo, apresentam eficiência restrita para esse nutriente.

A turbidez apresentou comportamento semelhante ao observado para os parâmetros de matéria orgânica, com redução dos valores médios de 152 ± 90 NTU para 104 ± 59 NTU. O boxplot demonstra deslocamento da mediana para valores inferiores no efluente, acompanhado de redução da amplitude dos dados, indicando menor variabilidade após o tratamento, embora ainda seja observada sobreposição entre parte das distribuições. A redução da turbidez está associada principalmente à remoção de partículas em suspensão durante as etapas de sedimentação, refletindo o bom desempenho do decantador secundário.

Os parâmetros relacionados aos sólidos apresentaram comportamento variável durante o monitoramento. Os sólidos dissolvidos totais (SDT) diminuíram de 695 ± 821 mg/L para 328

± 214 mg/L, enquanto os sólidos totais (ST) passaram de 888 ± 850 mg/L no afluente para 540 ± 317 mg/L no efluente. O boxplot de ST evidencia elevada dispersão das concentrações, principalmente no afluente, indicando grande variabilidade na composição do esgoto bruto entre as campanhas de amostragem. Já os sólidos suspensos totais (SST) apresentaram médias de 193 ± 123 mg/L no afluente e 212 ± 220 mg/L no efluente, acompanhadas por elevada variabilidade, especialmente no efluente, sugerindo oscilações na concentração de sólidos em suspensão ao longo do período monitorado. A elevada variabilidade observada para os parâmetros relacionados aos sólidos evidencia as oscilações naturais da composição do esgoto afluente entre as campanhas de monitoramento. Apesar da redução observada para SDT e ST, os valores de SST apresentaram maior dispersão no efluente, possivelmente em decorrência de variações operacionais associadas à concentração de biomassa e ao desempenho da etapa de decantação secundária.

Quando comparados aos padrões estabelecidos pela Resolução CONAMA nº 430/2011 para lançamento de efluentes sanitários, os resultados obtidos indicam que a Estação 1 apresentou desempenho satisfatório quanto aos principais parâmetros regulamentados. A concentração média de DBO no efluente tratado foi de 92 ± 38 mg/L, valor inferior ao limite de 120 mg/L estabelecido pela legislação, além de apresentar eficiência média de remoção de aproximadamente 66%, superior ao mínimo de 60% previsto para sistemas de tratamento de esgotos sanitários. Esses resultados demonstram que a estação atendeu aos principais requisitos de desempenho estabelecidos para o lançamento de efluentes sanitários tratados. Os valores de pH permaneceram dentro da faixa estabelecida pela legislação (5 a 9), variando de 7,04 ± 0,44 no afluente para 7,38 ± 0,33 no efluente, indicando manutenção de condições adequadas para o lançamento do efluente tratado.

Para os demais parâmetros avaliados neste estudo, como DQO, condutividade elétrica, sólidos dissolvidos totais, sólidos suspensos totais, nitrogênio total Kjeldahl, fósforo total e turbidez, a interpretação deve considerar as características do corpo receptor e as condições específicas de licenciamento ambiental, uma vez que a Resolução CONAMA nº 430/2011 não estabelece limites nacionais específicos de concentração para todos esses parâmetros em efluentes sanitários tratados.

Embora a eficiência de remoção de DBO obtida (aproximadamente 66%) atenda ao critério mínimo de 60% estabelecido pela Resolução CONAMA nº 430/2011, esse valor situa-se abaixo da faixa de 90 a 98% comumente reportada na literatura para sistemas de lodos ativados por aeração prolongada (VON SPERLING, 2005), sugerindo desempenho abaixo do potencial esperado para essa tecnologia. Essa diferença pode estar relacionada à elevada

variabilidade da carga afluente observada ao longo do monitoramento (321 ± 114 mg/L), refletida no expressivo desvio padrão da DBO efluente (92 ± 38 mg/L), o que sugere oscilações nas condições operacionais do sistema ao longo do período avaliado.

De forma geral, os resultados indicam que a Estação 1 promoveu redução significativa da matéria orgânica, atendendo aos critérios de DBO estabelecidos pela Resolução CONAMA nº 430/2011, porém com eficiência inferior à esperada para sistemas de lodos ativados por aeração prolongada e com variabilidade expressiva entre as campanhas. A análise conjunta da Tabela 8 e da Figura 16 evidencia que os maiores ganhos de tratamento ocorreram para os parâmetros associados à matéria orgânica (DBO e DQO), enquanto condutividade elétrica e fósforo total sofreram alterações menos expressivas, comportamento compatível com sistemas convencionais de lodos ativados. Destaca-se, ainda, que a concentração média de SST no efluente (212 ± 220 mg/L) foi superior à do afluente (193 ± 123 mg/L), o que, associado à elevada dispersão dos resultados, sugere perda ocasional de sólidos no decantador secundário e reforça a ocorrência de oscilações operacionais durante o período monitorado.

4.3.2 Monitoramento Estação 2 – Reator UASB seguido de Sistema Australiano

Os resultados do monitoramento da Estação 2 são apresentados na Tabela 9, que reúne as médias e os desvios padrão dos parâmetros físico-químicos determinados no afluente e no efluente durante as 12 campanhas de amostragem. Complementarmente, a Figura 17 apresenta os boxplots dos principais parâmetros avaliados, permitindo analisar a distribuição dos resultados, a variabilidade entre as campanhas, a amplitude interquartil e a presença de possíveis valores extremos. A análise conjunta dessas representações fornece uma visão mais completa do comportamento dos parâmetros ao longo do período experimental e auxilia na interpretação das diferenças observadas entre a entrada e a saída do sistema de tratamento.

A Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO) apresentou médias de 202 ± 72 mg/L no afluente e 45 ± 15 mg/L no efluente (Tabela 9). O boxplot evidencia uma redução acentuada da distribuição dos valores após o tratamento, acompanhada por menor dispersão no efluente. A análise estatística demonstrou diferença altamente significativa entre os grupos ($p < 0,0001$), indicando alteração consistente das concentrações de matéria orgânica biodegradável ao longo do período de monitoramento. A expressiva redução da DBO demonstra a elevada eficiência do sistema UASB seguido de sistema australiano na remoção da fração biodegradável da matéria orgânica, evidenciando o adequado funcionamento das etapas anaeróbia e facultativa ao longo do período de monitoramento.

Tabela 9 - Médias e desvios padrão dos parâmetros físico-químicos do afluente e efluente da Estação 2 (reator UASB seguido de sistema australiano) durante o período de monitoramento.

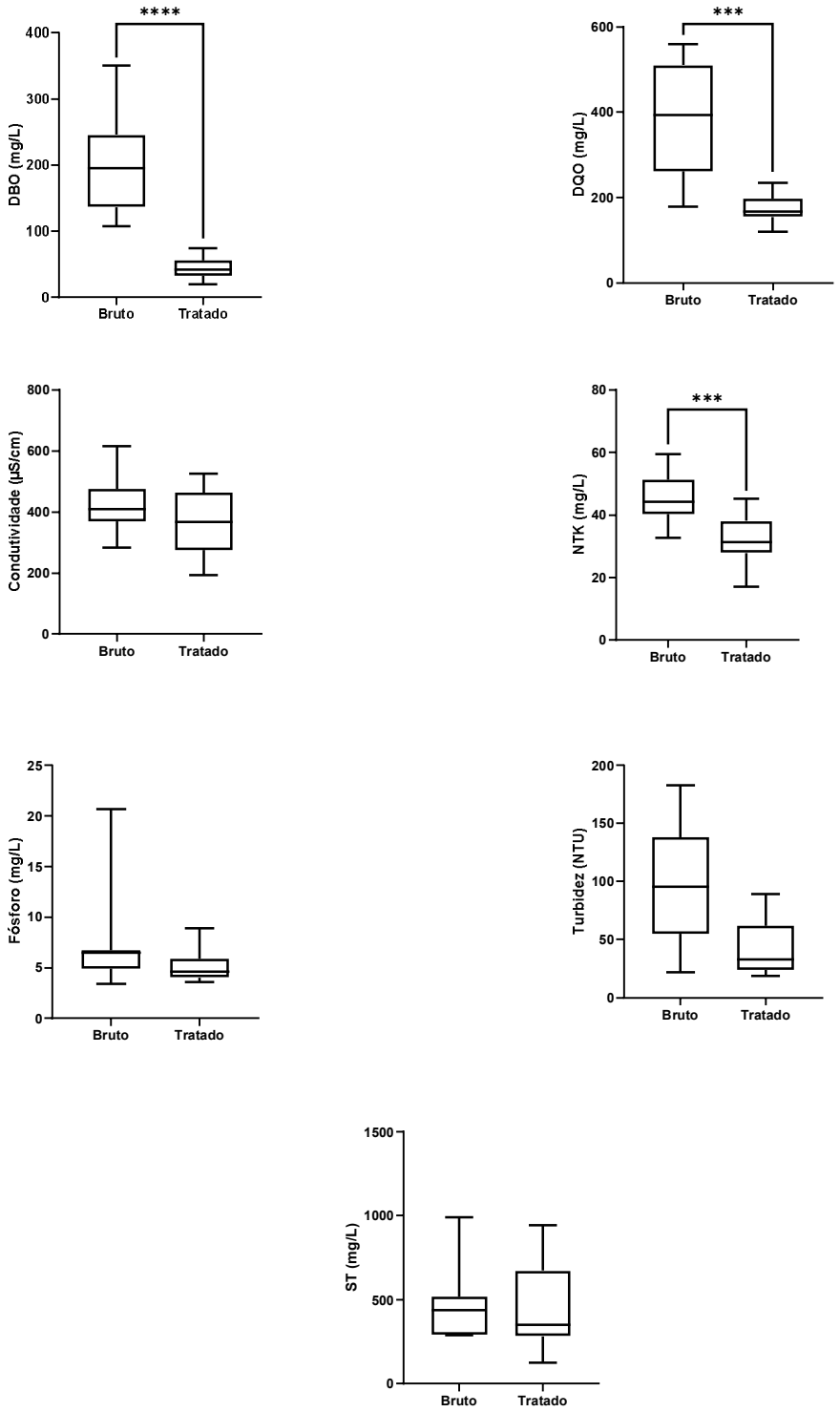
Estação 2 - Reator UASB + Sistema Australiano						
Parâmetro	**Afluente (Entrada)**			**Efluente (Saída)**		
	Média		**Desvio Padrão**	**Média**		**Desvio Padrão**
DBO (mg/L)	202	±	72	45	±	15
DQO (mg/L)	387	±	129	171	±	32
Condutividade (µS/cm)	422	±	83	363	±	104
pH	7,03	±	0,28	7,58	±	0,36
NTK (mg/L)	45,37	±	7,20	32,60	±	7,80
Fósforo total (mg/L)	7,28	±	4,54	5,25	±	1,69
Turbidez (NTU)	96	±	49	43	±	24
SDT (mg/L)	299	±	169	370	±	219
SST (mg/L)	174	±	190	88	±	61
ST (mg/L)	473	±	208	458	±	246

Fonte: Fonte: elaborado pelo autor (2026)

A Demanda Química de Oxigênio (DQO) apresentou comportamento semelhante, com redução das concentrações médias de 387 ± 129 mg/L no afluente para 171 ± 32 mg/L no efluente. A Figura 17 demonstra deslocamento da mediana para valores inferiores após o tratamento, sendo observada diferença estatisticamente significativa entre os grupos ($p < 0,001$). Além da redução das concentrações, verifica-se menor dispersão dos dados no efluente, sugerindo maior estabilidade da qualidade do esgoto tratado ao longo das campanhas.

A condutividade elétrica apresentou médias de 422 ± 83 µS/cm no afluente e 363 ± 104 µS/cm no efluente. Os boxplots mostram ampla sobreposição entre as distribuições, indicando que o tratamento promoveu apenas pequenas alterações nesse parâmetro. Esse comportamento está relacionado à permanência da maior parte das espécies iônicas dissolvidas durante o tratamento biológico, refletindo a limitada influência desse processo sobre a condutividade elétrica. Esse comportamento é consistente com o observado para as concentrações de lítio (Seção 4.2), uma vez que ambos os parâmetros refletem a presença de espécies dissolvidas pouco afetadas pelos processos biológicos convencionais.

Figura 17 - Boxplots dos parâmetros físico-químicos monitorados no afluente (bruto) e no efluente (tratado) da Estação 2 durante as 12 campanhas de amostragem.



Fonte: Fonte: elaborado pelo autor (2026)

Os valores de pH permaneceram próximos da neutralidade durante todo o monitoramento, variando de 7,03 ± 0,28 no afluente para 7,58 ± 0,36 no efluente. A manutenção do pH em valores próximos da neutralidade favorece a atividade microbiológica tanto no reator UASB quanto nas lagoas subsequentes, contribuindo para a estabilidade do tratamento.

O Nitrogênio Total Kjeldahl (NTK) apresentou médias de 45,37 ± 7,20 mg/L no afluente e 32,60 ± 7,80 mg/L no efluente. Os boxplots evidenciam redução da mediana e menor dispersão dos resultados após o tratamento, indicando comportamento mais uniforme do efluente ao longo das campanhas de monitoramento. A comparação estatística demonstrou diferença significativa entre os grupos ($p < 0,001$), evidenciando alteração consistente das concentrações de nitrogênio ao longo do processo de tratamento. A redução observada indica que o sistema promoveu remoção parcial das formas nitrogenadas orgânicas e amoniacais presentes no afluente. Entretanto, a permanência de concentrações relativamente elevadas no efluente demonstra que o tratamento não foi direcionado especificamente à remoção avançada de nitrogênio, comportamento esperado para essa configuração tecnológica.

Para o fósforo total, foram observadas médias de 7,28 ± 4,54 mg/L no afluente e 5,25 ± 1,69 mg/L no efluente. Apesar da redução dos valores médios, os boxplots evidenciam sobreposição entre as distribuições, indicando que a diminuição das concentrações ocorreu com variabilidade entre as campanhas de monitoramento. Observa-se ainda menor dispersão dos resultados no efluente quando comparado ao afluente. Esse comportamento era esperado, uma vez que sistemas compostos por reator UASB seguido de lagoas não apresentam mecanismos específicos para remoção biológica ou química de fósforo, resultando em reduções normalmente limitadas desse nutriente.

A turbidez apresentou redução das concentrações médias de 96 ± 49 NTU para 43 ± 24 NTU após o tratamento. O boxplot demonstra diminuição da mediana e redução da amplitude dos dados no efluente, indicando menor variabilidade da qualidade final do esgoto tratado durante o período avaliado. A redução da turbidez está associada principalmente à retenção e sedimentação de partículas ao longo das unidades de tratamento, contribuindo para a melhoria da qualidade visual do efluente final.

Os parâmetros relacionados aos sólidos apresentaram comportamentos distintos ao longo do monitoramento. Os sólidos dissolvidos totais (SDT) apresentaram médias de 299 ± 169 mg/L no afluente e 370 ± 219 mg/L no efluente, evidenciando discreto aumento após o tratamento. O discreto aumento dos SDT no efluente pode estar relacionado à mineralização da matéria orgânica durante o tratamento biológico, processo que converte parte da matéria

particulada em espécies dissolvidas, além da possível solubilização de compostos ao longo do sistema.

Em contrapartida, os sólidos suspensos totais (SST) diminuíram de 174 ± 190 mg/L para 88 ± 61 mg/L, acompanhados por redução expressiva da variabilidade no efluente. A redução observada demonstra a eficiência das etapas de sedimentação na retenção de sólidos em suspensão presentes no esgoto bruto. Para os sólidos totais (ST), as médias foram de 473 ± 208 mg/L no afluente e 458 ± 246 mg/L no efluente. O boxplot demonstra ampla sobreposição entre as distribuições, indicando que as concentrações permaneceram relativamente semelhantes ao longo das campanhas, apesar da elevada variabilidade observada em ambos os pontos de amostragem.

Quando comparados aos padrões estabelecidos pela Resolução CONAMA nº 430/2011 para lançamento de efluentes sanitários, os resultados obtidos indicam que a Estação 2 apresentou desempenho satisfatório quanto aos principais parâmetros regulamentados. A concentração média de DBO no efluente tratado foi de 45 ± 15 mg/L, valor inferior ao limite de 120 mg/L estabelecido pela legislação, além de apresentar eficiência média de remoção de aproximadamente 76%, superior ao mínimo de 60% previsto para sistemas de tratamento de esgotos sanitários. Esses resultados demonstram que a estação atendeu aos principais requisitos estabelecidos para o lançamento de efluentes sanitários tratados.

Os valores de pH permaneceram dentro da faixa estabelecida pela legislação (5 a 9), variando de 7,03 ± 0,28 no afluente para 7,58 ± 0,36 no efluente, indicando manutenção de condições adequadas para o lançamento do efluente tratado. Para os demais parâmetros avaliados neste estudo, como DQO, condutividade elétrica, sólidos dissolvidos totais, sólidos suspensos totais, nitrogênio total Kjeldahl, fósforo total e turbidez, a interpretação deve considerar as características do corpo receptor e as condições específicas de licenciamento ambiental, uma vez que a Resolução CONAMA nº 430/2011 não estabelece limites nacionais específicos de concentração para todos esses parâmetros em efluentes sanitários tratados.

De maneira geral, os resultados indicam comportamento operacional estável da Estação 2 durante as doze campanhas de monitoramento. Os boxplots evidenciam diferenças mais pronunciadas para os parâmetros relacionados à matéria orgânica (DBO e DQO) e para o NTK, cujas distribuições apresentaram redução significativa após o tratamento, enquanto condutividade elétrica, fósforo total e sólidos totais apresentaram maior sobreposição entre as distribuições do afluente e do efluente, refletindo as oscilações naturais da composição do esgoto e as características do sistema de tratamento.

4.3.3 Comparação da eficiência de remoção entre as tecnologias de tratamento

A eficiência média de remoção dos parâmetros físico-químicos monitorados nas duas estações de tratamento é apresentada na Tabela 10, enquanto a Figura 18 apresenta os boxplots das eficiências obtidas ao longo das 12 campanhas de amostragem. A comparação entre as tecnologias foi realizada por meio do teste t para amostras independentes com correção de Welch, adotando-se nível de significância de 5%. Os boxplots complementam a análise estatística ao permitir a visualização da distribuição dos dados, da dispersão e da variabilidade das eficiências de remoção obtidas durante o período experimental.

Tabela 10 - Eficiência média de remoção dos parâmetros físico-químicos nas estações de tratamento avaliadas durante o período de monitoramento.

Parâmetros	**Estação 1 Lodos Ativados**	**Estação 2 Reator UASB + Sistema Australiano**
	Eficiência de remoção	
DBO	66,13%	76,26%
DQO	46,05%	49,99%
Condutividade	13,66%	15,27%
NTK	23,66%	27,69%
Fósforo total	20,64%	21,55%
Turbidez	29,27%	50,32%
ST	31,99%	20,42%

Fonte: Fonte: elaborado pelo autor (2026)

Nota: eficiências negativas, decorrentes da coleta simultânea de afluente e efluente, foram consideradas iguais a zero (Seção 3.7.4).

A remoção da matéria orgânica foi o grupo de parâmetros no qual ambos os sistemas apresentaram maior desempenho. Para a DBO, a Estação 1 (lodos ativados) apresentou eficiência média de remoção de 66,13%, enquanto a Estação 2 (reator UASB seguido de sistema australiano) alcançou 76,26%. Para a DQO, foram observadas eficiências médias de 46,05% e 49,99% para as Estações 1 e 2, respectivamente. Embora o sistema UASB seguido de lagoas tenha apresentado valores médios ligeiramente superiores para ambos os parâmetros, os boxplots evidenciaram ampla sobreposição entre as distribuições das eficiências obtidas nas campanhas, indicando elevada variabilidade temporal. O teste estatístico confirmou que as diferenças observadas não foram significativas ($p > 0,05$), demonstrando que, nas condições avaliadas, os dois sistemas apresentaram desempenho estatisticamente equivalente na remoção de matéria orgânica. A tendência de maior eficiência observada na Estação 2 pode estar

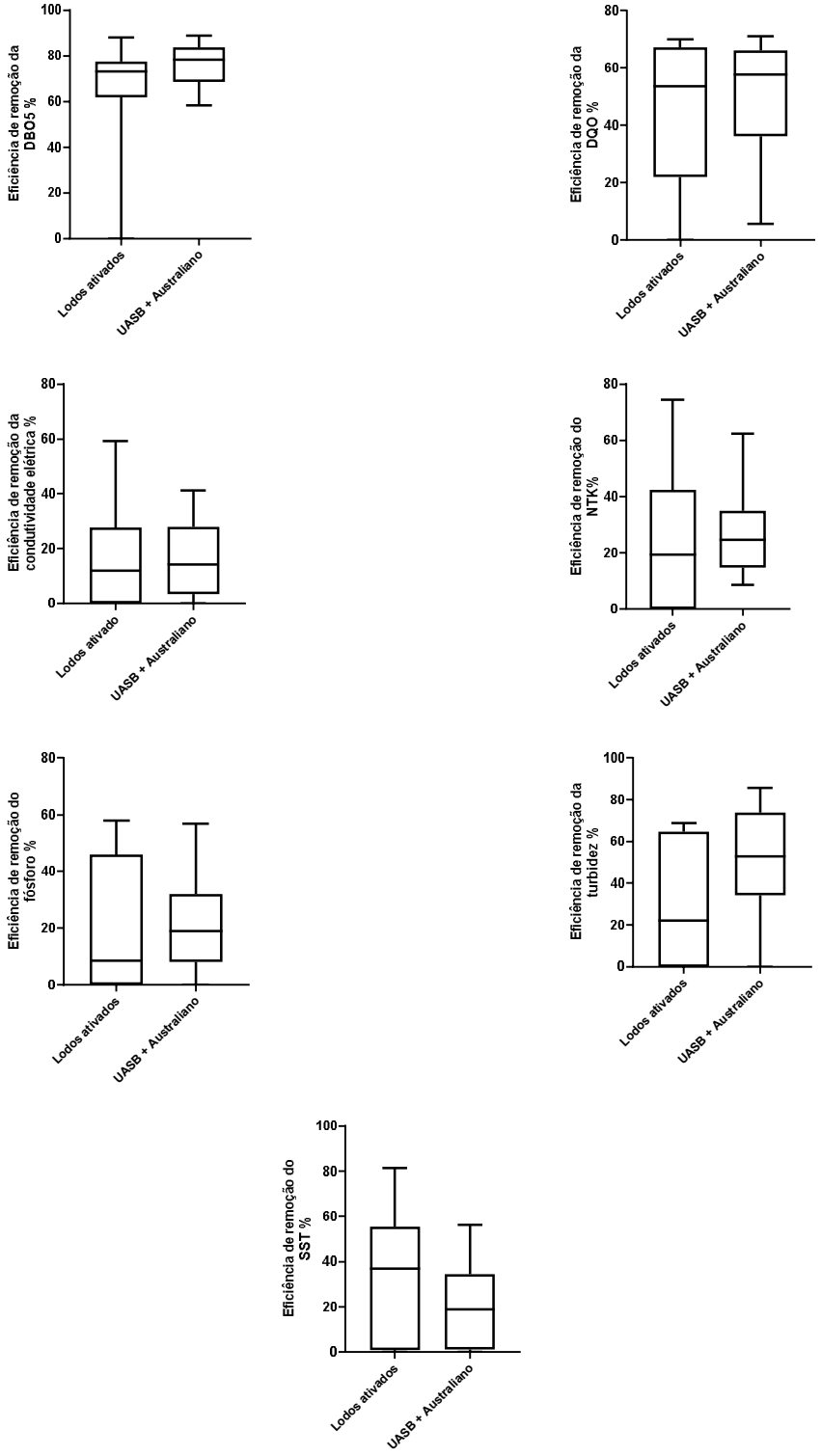
relacionada à combinação dos diferentes mecanismos de remoção proporcionados pelo sistema, envolvendo a degradação anaeróbia no reator UASB e os processos de estabilização, sedimentação e degradação biológica nas lagoas subsequentes.

Em relação aos nutrientes, os sistemas apresentaram comportamentos semelhantes quanto à remoção de nitrogênio e fósforo. As eficiências médias de remoção do Nitrogênio Total Kjeldahl (NTK) foram de 23,66% na Estação 1 e 27,69% na Estação 2. Apesar da tendência de maior remoção apresentada pelo sistema UASB seguido de sistema australiano, a dispersão dos resultados observada nos boxplots e a ausência de diferença estatisticamente significativa indicam desempenho equivalente entre as tecnologias. Para o fósforo total, as eficiências médias foram de 20,64% e 21,55% para as Estações 1 e 2, respectivamente. Embora a Estação 2 tenha apresentado valor médio ligeiramente superior, ambos os sistemas apresentaram elevada variabilidade, especialmente a Estação 1, sem diferença estatística entre as eficiências obtidas. A baixa eficiência observada para NTK e fósforo reforça que a remoção desses nutrientes depende da adoção de processos específicos, como nitrificação-desnitrificação e remoção biológica ou química de fósforo, os quais não constituem o objetivo principal das configurações avaliadas.

A condutividade elétrica apresentou baixas eficiências de remoção em ambas as estações, correspondendo a 13,66% na Estação 1 e 15,27% na Estação 2. Os boxplots demonstraram distribuições semelhantes entre os sistemas, com elevada dispersão e ampla sobreposição dos resultados. A ausência de diferença estatisticamente significativa evidencia que ambas as tecnologias apresentam capacidade limitada na remoção de espécies dissolvidas e íons presentes no esgoto sanitário. Esse comportamento é esperado para processos predominantemente biológicos, nos quais compostos iônicos permanecem majoritariamente na fase líquida do efluente tratado. Os resultados apresentados corroboram com os obtidos para o lítio, cuja permanência no efluente tratado também foi atribuída à baixa remoção de espécies iônicas dissolvidas pelos processos biológicos convencionais.

Para a turbidez, a Estação 1 apresentou eficiência média de remoção de 29,27%, enquanto a Estação 2 alcançou 50,32%. Embora o sistema UASB seguido de sistema australiano tenha apresentado maior eficiência média, os boxplots evidenciaram sobreposição entre as distribuições e variabilidade entre as campanhas, resultando na ausência de diferença estatisticamente significativa entre as tecnologias ($p > 0,05$). A maior remoção observada na Estação 2 pode estar associada à contribuição das lagoas de estabilização, que favorecem processos de sedimentação e retenção de sólidos ao longo do maior tempo de detenção hidráulica característico desses sistemas.

Figura 18 - Boxplots da eficiência de remoção dos parâmetros físico-químicos nas Estações 1 (lodos ativados) e 2 (reator UASB seguido de sistema australiano) durante as 12 campanhas de amostragem.



Fonte: elaborado pelo autor (2026).

Em relação aos sólidos totais (ST), observou-se comportamento ligeiramente distinto dos demais parâmetros, com a Estação 1 apresentando eficiência média de remoção de 31,99%, enquanto a Estação 2 apresentou 20,42%. Apesar da maior eficiência média observada no sistema de lodos ativados, os boxplots demonstraram elevada variabilidade em ambas as estações, especialmente na Estação 1, indicando influência das características do esgoto afluente e das condições operacionais durante o período monitorado. A análise estatística não identificou diferença significativa entre os sistemas, indicando comportamento semelhante quanto à remoção desse parâmetro.

De forma geral, embora tenham sido observadas diferenças numéricas entre as eficiências médias de remoção, a análise estatística demonstrou que essas variações não foram significativas ($p > 0,05$), indicando desempenho equivalente entre as tecnologias avaliadas para todos os parâmetros monitorados. Esses resultados sugerem que, nas condições operacionais estudadas, as diferenças entre os processos biológicos exerceram influência limitada sobre a qualidade final do efluente, sendo as variações observadas atribuídas principalmente às características do esgoto afluente e às oscilações inerentes à operação dos sistemas.

4.3.4 Avaliação da qualidade do efluente por meio do IQET

Os valores do Índice de Qualidade do Efluente Tratado (IQET) obtidos ao longo das doze campanhas de monitoramento para as duas estações de tratamento são apresentados na Tabela 11 e na Figura 19. O índice permitiu integrar, em um único indicador, o desempenho dos principais parâmetros físico-químicos monitorados, possibilitando avaliar a qualidade convencional dos efluentes ao longo do período experimental.

A Estação 1, operada por sistema de lodos ativados, apresentou maior variabilidade temporal dos valores de IQET, oscilando entre 9,44 e 77,24. A maior parte das campanhas foi enquadrada na classe “Bom”, com destaque para fevereiro de 2026, quando o índice atingiu 77,24, sendo classificado como “Excelente”. Em contrapartida, no mês de julho de 2025 foi obtido o menor valor observado durante o monitoramento (9,44), correspondente à classe “Ruim”, enquanto os meses de dezembro de 2025 e março de 2026 foram classificados como “Regular”. Essas classificações decorreram da ocorrência de parâmetros com concentrações superiores aos valores máximos de referência adotados na construção do IQET, destacando-se, em julho, os elevados valores de DBO, SST e NTK; em dezembro, as concentrações de DBO e NTK; e, em março, os valores de SST e NTK acima dos limites estabelecidos. Assim, as classificações obtidas refletem o não atendimento pontual aos critérios considerados no índice

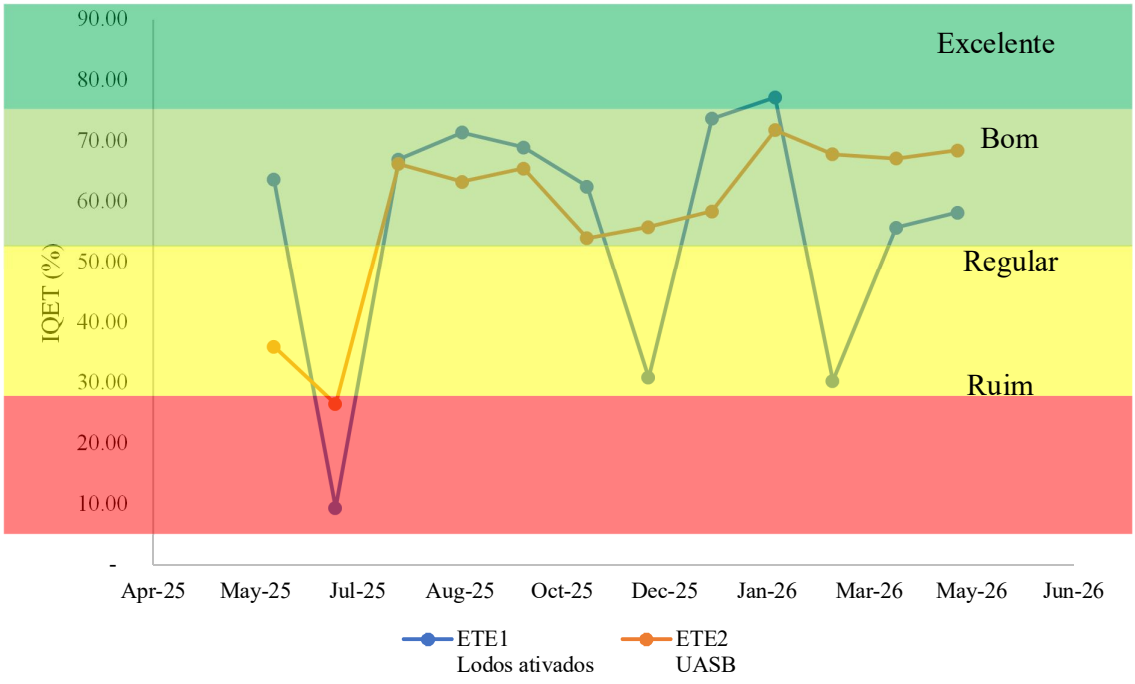
e não devem ser interpretadas, isoladamente, como indicativo de ineficiência do sistema de tratamento. Esse comportamento evidencia a sensibilidade do IQET em refletir oscilações pontuais no desempenho operacional da estação, permitindo identificar campanhas em que determinados parâmetros exerceram maior influência sobre a qualidade final do efluente.

Tabela 11 - Valores do IQET das estações de tratamento de esgoto ao longo das doze campanhas de monitoramento.

Período	ETE1 Lodos ativados	ETE2 UASB + Australiano
jun/25	**63,71**	**36,05**
jul/25	**9,44**	**26,54**
ago/25	**67,06**	**66,27**
set/25	**71,46**	**63,36**
out/25	**69,02**	**65,57**
nov/25	**62,57**	**54,09**
dez/25	**30,92**	**55,91**
jan/26	**73,75**	**58,50**
fev/26	**77,24**	**71,85**
mar/26	**30,36**	**67,89**
abr/26	**55,81**	**67,17**
mai/26	**58,31**	**68,54**

Fonte: Fonte: elaborado pelo autor (2026)

Figura 19 - Comportamento temporal do Índice de Qualidade do Efluente Tratado (IQET) nas estações de tratamento avaliadas.



Fonte: Fonte: elaborado pelo autor (2026)

Por sua vez, a Estação 2, composta por reator UASB seguido de sistema australiano, apresentou comportamento mais uniforme ao longo do período avaliado, com valores variando entre 26,54 e 71,85. Predominaram as classificações “Bom”, sendo observadas apenas duas campanhas enquadradas como “Regular”, sem ocorrência de valores classificados como “Ruim” ou “Excelente”. As campanhas classificadas como “Regular” estiveram associadas, principalmente, às concentrações de SST e NTK superiores aos valores máximos de referência adotados para o IQET. A menor amplitude de variação observada ao longo das campanhas demonstra que o IQET foi capaz de representar de forma consistente a estabilidade operacional do sistema UASB seguido de sistema australiano, sintetizando em um único indicador o comportamento conjunto dos parâmetros monitorados.

Embora as duas tecnologias tenham apresentado desempenho satisfatório para a maior parte das campanhas, o IQET evidenciou diferenças na estabilidade operacional entre os sistemas. Enquanto a Estação 1 apresentou maior amplitude de variação ao longo do monitoramento, refletindo oscilações pontuais em alguns parâmetros, a Estação 2 manteve comportamento mais uniforme, indicando maior regularidade da qualidade do efluente tratado. Esses resultados demonstram que o IQET constitui uma ferramenta útil para avaliação integrada da qualidade convencional dos efluentes, permitindo identificar tendências temporais e comparar o desempenho global de diferentes configurações de tratamento sem a necessidade de interpretar individualmente cada parâmetro analisado.

Na rotina operacional de uma Estação de Tratamento de Esgoto (ETE), o Índice de Qualidade do Efluente Tratado (IQET) pode ser utilizado como uma ferramenta complementar de gestão e acompanhamento do desempenho do sistema, permitindo a integração de diferentes parâmetros de qualidade em um único indicador de interpretação simplificada. A partir do monitoramento periódico do índice, os operadores e gestores podem identificar alterações no padrão de qualidade do efluente tratado, avaliar tendências de estabilidade ou variação operacional e direcionar investigações para os parâmetros que mais contribuem para a redução do desempenho global. Dessa forma, o IQET pode auxiliar na tomada de decisão quanto à necessidade de ajustes operacionais, otimização dos processos de tratamento, priorização de ações de manutenção e comparação histórica do desempenho da estação, complementando a análise individual dos parâmetros físico-químicos tradicionalmente empregados no controle operacional.

Entretanto, quando os resultados do IQET são analisados em conjunto com as concentrações de lítio, observa-se que um elevado desempenho para os parâmetros convencionais de qualidade do efluente não implica, necessariamente, na remoção de

contaminantes emergentes. Em diversas campanhas classificadas como "Bom" ou "Excelente", as concentrações de lítio permaneceram praticamente inalteradas após o tratamento. Esse comportamento evidencia que o IQET representa adequadamente a qualidade convencional do efluente, mas não contempla contaminantes emergentes dissolvidos, reforçando a necessidade de monitoramento complementar desses compostos.

4.4 INTEGRAÇÃO ENTRE OS PARÂMETROS CONVENCIONAIS E O MONITORAMENTO DE LÍTIO

A avaliação do desempenho de estações de tratamento de esgoto é tradicionalmente baseada em parâmetros físico-químicos que representam a remoção de matéria orgânica, sólidos e nutrientes. Entretanto, esses indicadores convencionais nem sempre são capazes de refletir o comportamento de contaminantes emergentes presentes nos efluentes tratados. Nesse contexto, este capítulo apresenta uma interpretação integrada entre os parâmetros convencionais de qualidade, representados pelo Índice de Qualidade do Efluente Tratado (IQET), e os resultados do monitoramento de lítio obtidos nas duas estações avaliadas. Inicialmente, foram discutidas as associações entre os parâmetros físico-químicos por meio da análise de correlação de Pearson. Em seguida, os resultados do IQET e das concentrações de lítio foram interpretados de forma conjunta, buscando fornecer uma visão integrada do desempenho dos sistemas de tratamento, sem estabelecer relações de causalidade entre as variáveis analisadas.

4.4.1 Correlação entre os parâmetros físico-químicos

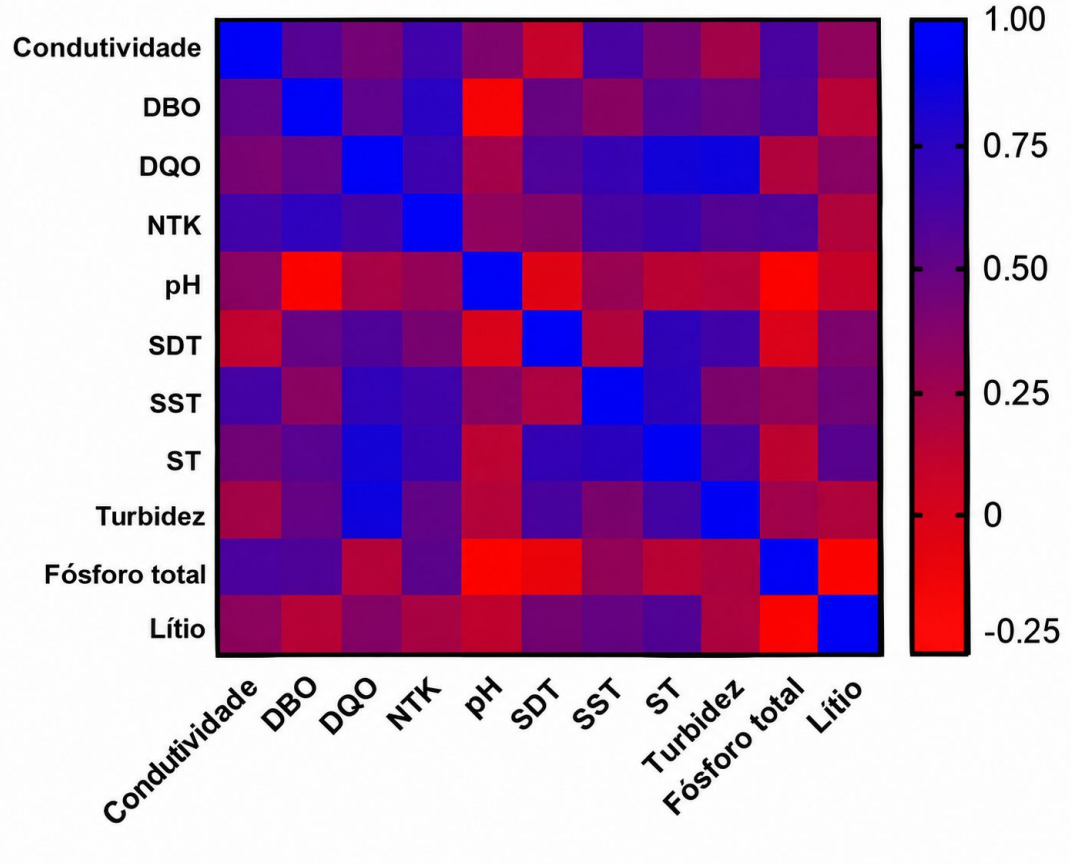
Com o objetivo de investigar as associações lineares entre os parâmetros físico-químicos monitorados e as concentrações de lítio, foi realizada a análise de correlação de Pearson separadamente para as ETEs 1 e 2. As Figuras 20 e 21 apresentam as matrizes de correlação obtidas para cada estação, permitindo visualizar simultaneamente a intensidade e a direção das associações entre as variáveis avaliadas.

Na ETE 1, verificou-se que os parâmetros convencionalmente utilizados para caracterização do esgoto apresentaram diversas correlações positivas estatisticamente significativas, evidenciando a interdependência entre matéria orgânica, nutrientes e sólidos. A correlação mais elevada foi observada entre demanda química de oxigênio (DQO) e turbidez ($r = 0,873$; $p < 0,001$), seguida da associação entre DQO e sólidos totais (ST) ($r = 0,842$; $p = 0,001$), ambas de elevada magnitude. Esse comportamento é compatível com a natureza desses

parâmetros, uma vez que o aumento da carga orgânica pode estar associado ao incremento da concentração de material particulado e, consequentemente, da turbidez do esgoto.

Também foram observadas correlações significativas entre sólidos suspensos totais (SST) e ST (r = 0,738; p = 0,006), demanda bioquímica de oxigênio (DBO) e nitrogênio total Kjeldahl (NTK) (r = 0,730; p = 0,007), ST e sólidos dissolvidos totais (SDT) (r = 0,721; p = 0,008) e DQO e SST (r = 0,676; p = 0,016). Além dessas, destacaram-se as associações entre condutividade elétrica e NTK (r = 0,638; p = 0,026), condutividade elétrica e SST (r = 0,617; p = 0,033), NTK e SST (r = 0,611; p = 0,035) e SDT e turbidez (r = 0,604; p = 0,037).

Figura 20 - Matriz de correlação de Pearson (r) entre os parâmetros físico-químicos – ETE 1



Fonte: Fonte: elaborado pelo autor (2026)

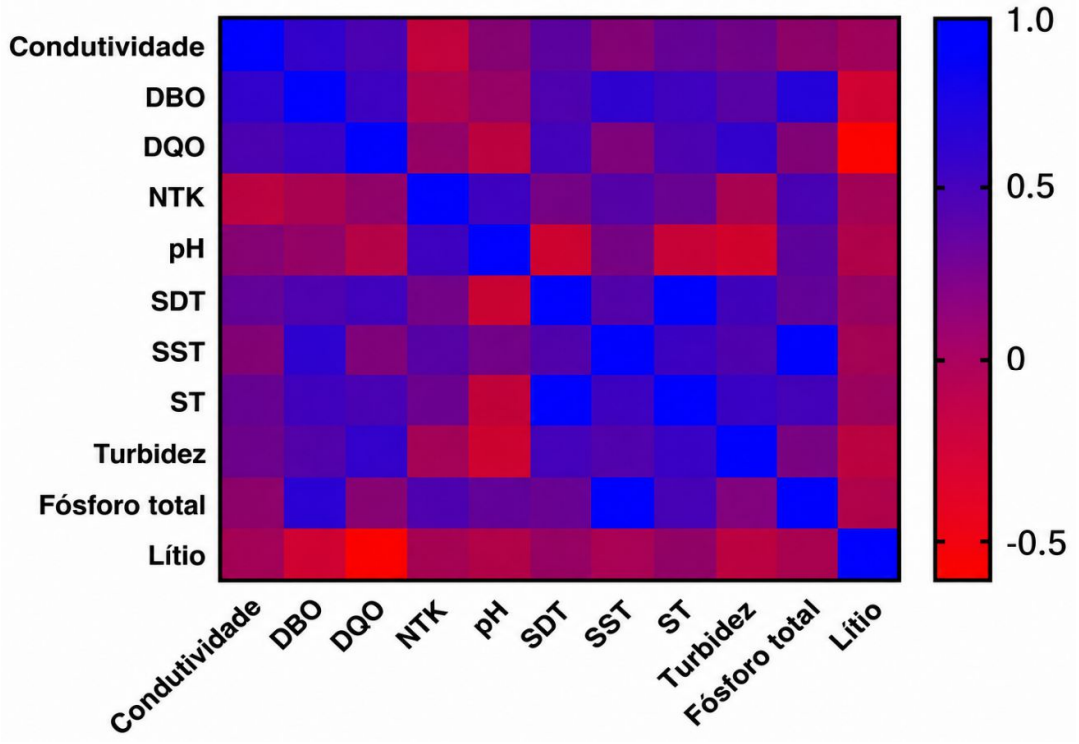
Por outro lado, variáveis como pH e fósforo total apresentaram poucas associações estatisticamente significativas com os demais parâmetros na ETE 1. As demais combinações apresentaram correlações sem significância estatística (p > 0,05), indicando menor evidência de dependência linear entre essas variáveis.

De forma específica, as concentrações de lítio na ETE 1 não apresentaram correlação estatisticamente significativa com nenhum dos parâmetros físico-químicos avaliados ($p > 0,05$). Embora tenham sido observadas associações de baixa a moderada magnitude com ST ($r = 0,484$), SST ($r = 0,374$), SDT ($r = 0,331$) e DQO ($r = 0,314$), nenhuma delas foi estatisticamente significativa. Esses resultados indicam que, nessa estação, as variações das concentrações de lítio não acompanharam de maneira consistente as alterações observadas nos parâmetros convencionalmente empregados no monitoramento do tratamento.

Na ETE 2, a análise também revelou associações significativas entre diferentes parâmetros de qualidade do esgoto. A correlação de maior magnitude foi observada entre SDT e ST ($r = 0,972$; $p < 0,001$), seguida da associação entre SST e fósforo total ($r = 0,936$; $p < 0,001$). Esses resultados demonstram uma forte relação entre as diferentes frações de sólidos e, no caso do fósforo, sugerem associação importante com a fração particulada presente no esgoto.

Também foram observadas correlações positivas estatisticamente significativas entre DBO e fósforo total ($r = 0,661$; $p = 0,019$), condutividade elétrica e DBO ($r = 0,641$; $p = 0,025$), DBO e SST ($r = 0,629$; $p = 0,029$) e DQO e turbidez ($r = 0,604$; $p = 0,038$). Essas associações evidenciam, assim como observado na ETE 1, a interação entre matéria orgânica, sólidos e outros constituintes presentes no esgoto sanitário.

Figura 21 - Matriz de correlação de Pearson (r) entre os parâmetros físico-químicos – ETE 2



Fonte: Fonte: elaborado pelo autor (2026)

Em relação especificamente ao lítio, observou-se comportamento distinto daquele verificado na ETE 1. Na ETE 2, foi identificada uma correlação negativa e estatisticamente significativa entre lítio e DQO ($r = -0,668$; $p = 0,018$). O sinal negativo indica que, dentro do conjunto de observações avaliadas, maiores concentrações de DQO estiveram associadas a menores concentrações de lítio, e vice-versa. Entretanto, a presença dessa associação isolada não permite estabelecer relação causal entre as variáveis, devendo ser interpretada considerando as características e a variabilidade do sistema de tratamento.

Para os demais parâmetros da ETE 2, o lítio não apresentou correlação estatisticamente significativa. Foram obtidos coeficientes de $r = -0,046$ para condutividade elétrica ($p = 0,888$), $r = -0,317$ para DBO ($p = 0,316$), $r = -0,089$ para NTK ($p = 0,783$), $r = -0,138$ para pH ($p = 0,668$), $r = -0,012$ para SDT ($p = 0,970$), $r = -0,068$ para SST ($p = 0,833$), $r = -0,028$ para ST ($p = 0,931$), $r = -0,210$ para turbidez ($p = 0,513$) e $r = -0,146$ para fósforo total ($p = 0,651$).

Comparando-se as duas estações, observa-se que a estrutura das associações entre os parâmetros físico-químicos apresentou diferenças entre os sistemas estudados. Na ETE 1, destacaram-se principalmente as relações envolvendo DQO, turbidez, sólidos e NTK, enquanto na ETE 2 foram particularmente expressivas as associações entre SDT e ST e entre SST e fósforo total. Essas diferenças podem estar relacionadas às características do esgoto afluente, às condições operacionais e às distintas tecnologias de tratamento empregadas nas duas estações.

Quanto ao lítio, verificou-se comportamento predominantemente independente dos parâmetros físico-químicos convencionais. Na ETE 1, nenhuma correlação envolvendo o elemento apresentou significância estatística, enquanto na ETE 2 foi observada apenas uma associação significativa, de caráter inverso, com a DQO. Dessa forma, os resultados sugerem que os parâmetros rotineiramente utilizados no monitoramento das ETEs não permitem, isoladamente, explicar de maneira consistente as variações das concentrações de lítio nos sistemas avaliados, reforçando a importância de seu monitoramento específico.

4.4.2 Integração entre os resultados do IQET e do monitoramento de lítio

Com o objetivo de integrar os resultados obtidos neste estudo, foi realizada uma interpretação conjunta entre os valores do Índice de Qualidade do Efluente Tratado (IQET) e as concentrações de lítio determinadas nos afluentes e efluentes das duas estações de tratamento de esgoto avaliadas. Enquanto o IQET foi utilizado para representar a qualidade convencional dos efluentes tratados, o monitoramento do lítio permitiu avaliar um contaminante emergente

não contemplado pelos indicadores convencionais de qualidade do efluente. Os resultados dessa integração são apresentados na Tabela 12.

Conforme apresentado na Tabela 12 as estações apresentaram predominância da classificação Bom segundo o IQET, evidenciando desempenho satisfatório quanto à qualidade convencional dos efluentes tratados. Em relação ao monitoramento do lítio, observou-se pequena redução das concentrações médias entre o afluente e o efluente em ambas as estações, resultando em eficiências aparentes de remoção de 10,10% para a ETE 1 e de 5,19% para a ETE 2.

A interpretação conjunta desses resultados demonstra que, embora os processos convencionais de tratamento tenham promovido melhoria da qualidade dos efluentes em relação aos parâmetros físico-químicos utilizados no cálculo do IQET, apresentaram capacidade limitada para reduzir as concentrações de lítio ao longo do período de monitoramento. Dessa forma, verifica-se que a qualidade convencional do efluente, sintetizada pelo índice, não foi suficiente para representar o comportamento do lítio nas condições avaliadas.

Tabela 12 - Integração dos resultados do IQET e do monitoramento de lítio nas estações de tratamento avaliadas.

Estação	Classificação predominante do IQET	Concentração média de Li no afluente (µg/L)	Concentração média de Li no efluente (µg/L)	Remoção média aparente de lítio (%)
ETE 1 – Lodos ativados	Bom	5,11 ± 1,14	4,76 ± 0,84	10,1
ETE 2 – UASB + Sistema Australiano	Bom	4,66 ± 0,88	4,59 ± 0,84	5,19

Fonte: Fonte: elaborado pelo autor (2026)

Esse resultado é consistente com a análise de correlação apresentada na Seção 4.4.1, na qual o lítio não apresentou associações consistentes com os parâmetros físico-químicos monitorados, sendo observada apenas uma correlação isolada com a DQO no efluente da ETE 2. Assim, os parâmetros convencionais empregados para avaliar o desempenho das estações não foram capazes de explicar as variações observadas para o lítio, indicando que esse elemento apresentou comportamento independente em relação aos indicadores tradicionalmente utilizados para caracterização da qualidade do esgoto tratado, a ausência de correlação estatística reforça esse resultado.

Nesse contexto, a integração entre o IQET e o monitoramento do lítio proporcionou uma avaliação mais abrangente do desempenho das estações de tratamento. Enquanto o IQET sintetizou adequadamente a qualidade convencional dos efluentes produzidos, o monitoramento do lítio evidenciou aspectos não capturados pelos indicadores tradicionais, demonstrando que a boa qualidade convencional do efluente não implica, necessariamente, na remoção de contaminantes emergentes dissolvidos.

Os resultados obtidos evidenciam que a utilização conjunta do IQET e do monitoramento de lítio amplia a avaliação do desempenho de estações de tratamento de esgoto, permitindo integrar informações relacionadas tanto à qualidade convencional dos efluentes quanto à ocorrência de contaminantes emergentes. Essa abordagem fornece subsídios técnicos para futuras estratégias de monitoramento ambiental e para a eventual incorporação de novos parâmetros de qualidade em programas de controle operacional de ETEs. Entretanto, a inexistência de valores orientadores ou limites regulatórios para o lítio em efluentes sanitários impossibilita estabelecer critérios objetivos quanto à necessidade de sua remoção. Assim, os resultados apresentados devem ser interpretados como uma contribuição para o entendimento do comportamento desse elemento em sistemas convencionais de tratamento, fornecendo base para futuras discussões sobre seu monitoramento e sobre a necessidade de adoção de tecnologias complementares em cenários específicos. Ressalta-se também que o monitoramento desses compostos deve ser interpretado como complementar, e não substitutivo, aos indicadores convencionais, contribuindo para uma avaliação mais abrangente da qualidade ambiental dos efluentes tratados.

4.5 IMPLICAÇÕES DOS RESULTADOS PARA ADOÇÃO DE TECNOLOGIAS COMPLEMENTARES DE TRATAMENTO

Os resultados obtidos neste estudo demonstraram que ambas as estações de tratamento produziram efluentes com qualidade convencional predominantemente classificada como “Bom” pelo Índice de Qualidade do Efluente Tratado (IQET), evidenciando desempenho satisfatório na remoção de matéria orgânica, com remoção limitada de nutrientes e sólidos. Entretanto, as baixas eficiências aparentes de remoção de lítio, de 10,10% para a Estação 1 (lodos ativados) e 5,19% para a Estação 2 (reator UASB seguido de sistema australiano), evidenciaram que o lítio permaneceu praticamente inalterado após o tratamento, demonstrando a persistência desse elemento nos efluentes produzidos.

Esse comportamento confirma que os processos convencionais de tratamento de esgoto, embora eficientes para os parâmetros tradicionalmente utilizados na avaliação da qualidade dos efluentes, apresentam capacidade limitada para remover espécies iônicas dissolvidas, como o lítio. Assim, a permanência desse contaminante após o tratamento convencional indica que, caso haja interesse em sua remoção, seja em função de futuros critérios regulatórios, de aplicações de reúso do efluente ou da proteção de corpos receptores sensíveis, a adoção de etapas complementares de tratamento poderá ser necessária. Nessas situações, a definição da tecnologia mais adequada deverá considerar não apenas a eficiência de remoção do contaminante, mas também as características do efluente, a finalidade de uso da água tratada e os aspectos técnicos e econômicos envolvidos na implantação do processo complementar.

Nesse contexto, diferentes tecnologias terciárias descritas na literatura apresentam potencial para remoção de espécies iônicas dissolvidas (Quadro 4). Entre elas destacam-se os processos de troca iônica, eletrodiálise, nanofiltração e osmose reversa, cujos mecanismos de separação apresentam potencial para retenção ou remoção de cátions monovalentes, como o Li^+. A adsorção também pode representar uma alternativa, desde que sejam utilizados materiais adsorventes com afinidade específica para esse tipo de espécie química.

Embora essas tecnologias apresentem potencial para remoção de lítio, sua seleção deve ser realizada de forma criteriosa, considerando não apenas a eficiência de remoção, mas também aspectos relacionados ao custo de implantação e operação, consumo energético, necessidade de pré-tratamento, geração de correntes concentradas, regeneração de materiais adsorventes ou resinas e complexidade operacional. Dessa forma, a definição da alternativa mais adequada dependerá das características específicas de cada sistema de tratamento e dos objetivos pretendidos para o efluente final.

Além disso, deve-se destacar que atualmente não existem valores orientadores ou limites regulatórios específicos para lítio em efluentes sanitários no Brasil. Dessa forma, os resultados obtidos neste estudo não justificam, isoladamente, a implantação de tecnologias terciárias exclusivamente para remoção desse elemento. Entretanto, a persistência do lítio observada nas duas estações evidencia que sua ocorrência pode representar um aspecto relevante em cenários futuros que envolvam requisitos mais restritivos de qualidade, como programas de reúso de água, proteção de mananciais estratégicos ou eventual estabelecimento de critérios regulatórios específicos.

Os resultados obtidos evidenciam que a decisão pela adoção de tecnologias terciárias não deve ser baseada apenas no atendimento aos parâmetros convencionais de qualidade do efluente. Embora ambas as estações tenham apresentado desempenho satisfatório segundo o

IQET e os principais indicadores operacionais, o lítio permaneceu praticamente inalterado após o tratamento. Esse comportamento demonstra que a remoção de contaminantes emergentes pode demandar processos específicos, distintos daqueles tradicionalmente empregados em estações de tratamento de esgoto.

Quadro 4 - Principais tecnologias terciárias com potencial para remoção de lítio em efluentes tratados e suas características operacionais

Tecnologia	Princípio de funcionamento	Aplicabilidade para controle de lítio	Principais limitações
Troca iônica	Processo baseado na substituição de íons presentes na solução por íons de mesma carga associados a materiais trocadores, como resinas sintéticas ou materiais naturais modificados.	Apresenta elevado potencial para espécies catiônicas, como o Li^{+}, devido à interação eletrostática com grupos funcionais presentes nos materiais de troca.	Saturação do material, necessidade de regeneração da resina e geração de soluções concentradas contendo o contaminante.
Eletrodiálise	Separação de espécies iônicas por meio de membranas seletivas sob aplicação de campo elétrico, promovendo a migração de íons em solução.	Possui aplicação direta para remoção de espécies iônicas dissolvidas, incluindo cátions monovalentes, devido ao transporte seletivo através das membranas.	Consumo energético, incrustação das membranas, necessidade de controle da qualidade da água de alimentação e geração de concentrados.
Nanofiltração	Processo de separação por membranas baseado em exclusão por tamanho e interações eletrostáticas entre os solutos e a superfície da membrana.	Pode contribuir para a redução de espécies dissolvidas, dependendo das características da membrana, condições operacionais e composição iônica do efluente.	Menor eficiência para alguns íons monovalentes, formação de incrustações e necessidade de pré-tratamento.
Osmose reversa	Processo de separação por membranas de alta pressão capaz de reter sais dissolvidos e outras espécies presentes na água.	Apresenta elevado potencial para retenção de íons dissolvidos devido à alta capacidade de rejeição salina das membranas.	Maior demanda energética, custo operacional elevado, necessidade de manutenção e geração de corrente concentrada.
Adsorção	Retenção de contaminantes na superfície de materiais adsorventes por mecanismos físicos e químicos.	Pode apresentar aplicação dependendo das propriedades superficiais do adsorvente e da afinidade com espécies iônicas.	Baixa seletividade para alguns íons dissolvidos, necessidade de regeneração ou substituição do adsorvente.

Fonte: Fonte: elaborado pelo autor (2026)

Assim, a adoção de tecnologias terciárias para o controle de lítio deve ser fundamentada em objetivos específicos de qualidade do efluente, nas características do sistema de tratamento e em eventuais exigências regulatórias futuras, e não apenas na presença desse elemento nos efluentes tratados. Nesse contexto, os resultados desta pesquisa fornecem subsídios técnicos para a avaliação do comportamento do lítio em sistemas convencionais de tratamento de esgoto e contribuem para futuras discussões sobre a incorporação de contaminantes emergentes em programas de monitoramento e estratégias de gestão da qualidade dos efluentes.

5 CONCLUSÕES

O objetivo geral desta pesquisa foi alcançado ao avaliar a ocorrência, o comportamento e a eficiência de remoção do lítio em duas Estações de Tratamento de Esgoto (ETEs) com diferentes tecnologias de tratamento, bem como avaliar a qualidade convencional dos efluentes por meio da adaptação e aplicação do Índice de Qualidade do Efluente Tratado (IQET). A integração dessas informações permitiu uma avaliação mais abrangente do desempenho das estações, contemplando tanto os parâmetros convencionalmente monitorados quanto o comportamento de um contaminante emergente de crescente interesse ambiental.

O primeiro objetivo específico foi alcançado por meio do monitoramento das concentrações de lítio e dos parâmetros físico-químicos nos afluentes e efluentes das duas ETEs, em 12 campanhas mensais realizadas entre junho de 2025 e maio de 2026, totalizando 48 amostras, o que permitiu uma avaliação representativa das duas tecnologias ao longo de um ciclo anual. As concentrações médias de lítio foram de 5,11 ± 1,14 μg L^{-1} no afluente e 4,76 ± 0,84 μg L^{-1} no efluente da ETE de lodos ativados, e de 4,66 ± 0,88 μg L^{-1} e 4,59 ± 0,84 μg L^{-1}, respectivamente, na ETE composta por reator UASB seguido de sistema australiano, confirmando a ocorrência contínua do elemento nos sistemas avaliados. Quanto aos parâmetros convencionais, a ETE de lodos ativados apresentou eficiências médias de remoção de 66,13% para DBO, 46,05% para DQO, 13,66% para condutividade elétrica, 23,66% para NTK, 20,64% para fósforo total, 29,27% para turbidez e 31,99% para sólidos totais, enquanto a ETE composta por reator UASB seguido de sistema australiano apresentou 76,26%, 49,99%, 15,27%, 27,69%, 21,55%, 50,32% e 20,42%, respectivamente, evidenciando desempenho satisfatório na remoção da carga poluidora convencional.

O segundo objetivo específico foi atingido mediante a validação da metodologia analítica para determinação de lítio por espectrometria de emissão em chama. O método apresentou linearidade (R^2 = 0,9997), limite de detecção (LD) de 0,04 μg L^{-1}, limite de quantificação (LQ) de 1,0 μg L^{-1}, recuperações entre 91 e 119% e desvio padrão relativo inferior a 2%, demonstrando precisão, exatidão e sensibilidade adequadas para a determinação de lítio em matrizes de esgoto sanitário, com todas as amostras monitoradas acima do LQ.

O terceiro objetivo específico consistiu em avaliar a eficiência de remoção do lítio e comparar o desempenho das tecnologias de tratamento. As eficiências médias aparentes de remoção foram de 10,10 ± 7,77% para a ETE de lodos ativados e de 5,19 ± 7,89% para a ETE composta por reator UASB seguido de sistema australiano, sem diferenças estatisticamente significativas entre as concentrações afluentes e efluentes ($p > 0,05$). Embora a ETE de lodos

ativados tenha apresentado eficiência média ligeiramente superior, ambas as tecnologias apresentaram comportamento semelhante, caracterizado pela baixa capacidade de remoção desse contaminante emergente, que permanece predominantemente na forma de espécies iônicas dissolvidas. Esses resultados indicam que as diferenças entre os processos biológicos convencionais avaliados não foram suficientes para promover remoção significativa do lítio.

O quarto objetivo específico foi alcançado por meio da adaptação e aplicação do Índice de Qualidade do Efluente Tratado (IQET), composto pelos parâmetros DBO_5, sólidos suspensos totais (SST), sólidos dissolvidos totais (SDT), condutividade elétrica, nitrogênio total Kjeldahl (NTK) e fósforo total, selecionados por sua representatividade na avaliação da qualidade convencional dos efluentes tratados. O índice possibilitou sintetizar o desempenho das duas estações em um único indicador, que apresentaram classificação predominante "Bom", e mostrou-se uma ferramenta útil para acompanhar a variação temporal da qualidade do efluente e comparar diferentes configurações de tratamento.

O quinto objetivo específico foi atingido mediante a integração dos resultados do monitoramento de lítio ao IQET. A análise de correlação de Pearson evidenciou associações significativas entre parâmetros convencionais nas duas estações, enquanto o lítio apresentou comportamento distinto: na ETE 1, não houve correlação estatisticamente significativa com os parâmetros avaliados, e, na ETE 2, foi observada apenas correlação negativa significativa com a DQO ($r = -0,668$; $p = 0,018$). A integração demonstrou que, embora ambas as estações tenham produzido efluentes com qualidade convencional satisfatória segundo o IQET, esse desempenho não se refletiu na remoção do lítio. Conclui-se, portanto, que a qualidade convencional do efluente, sintetizada pelo índice, não é suficiente, de forma isolada, para representar o comportamento de contaminantes emergentes, evidenciando a necessidade de complementar os programas de monitoramento com indicadores específicos para essas substâncias.

Outro aspecto relevante evidenciado nesta pesquisa refere-se à inexistência de valores orientadores ou limites regulatórios específicos para o lítio em efluentes sanitários na legislação ambiental brasileira. Assim, embora o elemento tenha sido detectado de forma recorrente nos afluentes e efluentes das duas ETEs, não foi possível estabelecer critérios para avaliar sua conformidade ambiental ou definir metas de remoção. Essa lacuna normativa reforça a importância da ampliação do monitoramento do lítio, especialmente diante do crescimento de sua utilização em medicamentos empregados no tratamento de transtornos psiquiátricos e em baterias de íons de lítio, cujas aplicações tendem a ampliar sua presença nos sistemas de esgotamento sanitário.

Por fim, os resultados obtidos não justificam, por si só, a implantação de tecnologias terciárias destinadas exclusivamente à remoção do lítio. Entretanto, evidenciam que, em cenários futuros envolvendo reúso de efluentes, proteção de corpos receptores sensíveis ou eventual estabelecimento de critérios regulatórios para esse elemento, tecnologias como troca iônica, eletrodiálise, nanofiltração, osmose reversa e adsorção poderão ser consideradas para aumentar sua remoção. Assim, esta pesquisa amplia o conhecimento sobre a ocorrência e o comportamento do lítio em estações brasileiras de tratamento de esgoto, disponibiliza uma metodologia analítica validada para sua determinação em matrizes de esgoto sanitário e demonstra que a integração entre indicadores convencionais de qualidade e o monitoramento de contaminantes emergentes constitui uma abordagem promissora para subsidiar futuras pesquisas, programas de monitoramento ambiental, o desenvolvimento de instrumentos de gestão da qualidade dos efluentes e eventuais atualizações regulatórias relacionadas a esses contaminantes.

REFERÊNCIAS

ABOULFOTOH, Ahmed; HEIKAL, Ghada. **Estimation of per capita loading and treated wastewater quality index in Sharkia Governorate, Egypt**. Journal of Ecological Engineering, v. 23, n. 5, p. 73–80, 2022. DOI: https://doi.org/10.12911/22998993/146767.

ACHAG, B.; MOUHANNI, H.; BENDOU, A. **Improving the performance of waste stabilization ponds in an arid climate.** *Journal of Water and Climate Change*, 2021. DOI: https://doi.org/10.2166/wcc.2021.218.

ADEEL, Muhammad *et al.* **Global navigation of lithium in water bodies and emerging human health crisis**. npj Clean Water, v. 6, n. 1, art. 29, 2023. DOI: https://doi.org/10.1038/s41545-023-00238-w.

AGÊNCIA NACIONAL DE VIGILÂNCIA SANITÁRIA (ANVISA). **Venda de medicamentos controlados e antimicrobianos – medicamentos industrializados.** Brasília, DF: ANVISA, 2021. Disponível em: https://dados.gov.br/dados/conjuntos-dados/venda-de-medicamentos-controlados-e-antimicrobianos---medicamentos-industrializados. Acesso em: 11 out. 2025.

AGÜERA, Ana; MARTÍNEZ BUENO, María Jesús; FERNÁNDEZ-ALBA, Amadeo R. **New trends in the analytical determination of emerging contaminants and their transformation products in environmental waters**. Environmental Science and Pollution Research, v. 20, n. 6, p. 3490–3503, 2013. DOI: https://doi.org/10.1007/s11356-012-1239-3.

AHMED, S. *et al.* **Recent developments in physical, biological, chemical, and hybrid treatment techniques for removing emerging contaminants from wastewater**. Journal of Hazardous Materials, v. 416, art. 125912, 2021. DOI: https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2021.125912.

AHMED, M. B. *et al.* **Progress in the biological and chemical treatment technologies for emerging contaminant removal from wastewater: a critical review**. Journal of Hazardous Materials, v. 323, pt. A, p. 274–298, 2017. DOI: https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2016.04.045.

AIB, H.; PARVEZ, M. S.; CZÉDLI, H. **Pharmaceuticals and microplastics in aquatic environments: a comprehensive review of pathways and distribution, toxicological and ecological effects**. International Journal of Environmental Research and Public Health, v. 22, 2025. DOI: https://doi.org/10.3390/ijerph22050799.

ALBOU, E. M. *et al.* **Impact of emerging contaminants on aquatic ecosystems: a mini-review**. Research in Ecology, v. 7, n. 3, 2025. DOI: https://doi.org/10.30564/re.v7i3.9809
ALKHADRA, M. A. *et al.* **Electrochemical methods for water purification, ion separations, and energy conversion**. Chemical Reviews, v. 122, n. 16, p. 13547–13635, 2022. DOI: https://doi.org/10.1021/acs.chemrev.1c00396.

AMARAL, Karina Guedes Cubas do; AISSE, Miguel Mansur; POSSETTI, Gustavo Rafael Collere. **Análise do custo de ciclo de vida do tratamento e destinação final do lodo e**

biogás, provenientes de ETE que emprega reatores do tipo UASB. Revista DAE, v. 68, n. 222, p. 104–118, 2020. DOI: https://doi.org/10.36659/dae.2020.064.

AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION (APHA); AMERICAN WATER WORKS ASSOCIATION (AWWA); WATER ENVIRONMENT FEDERATION (WEF). **Standard methods for the examination of water and wastewater.** 23. ed. Washington, DC: American Public Health Association, 2017.

ARABZADEH, Morteza *et al.* **Wastewater quality index (WWQI) as an indicator for the assessment of sanitary effluents from the oil and gas industries for reliable and sustainable water reuse**. Groundwater for Sustainable Development, v. 23, art. 101015, 2023. DOI: https://doi.org/10.1016/j.gsd.2023.101015.

ARAL, Hal; VECCHIO-SADUS, Angelica. **Toxicity of lithium to humans and the environment: a literature review**. Ecotoxicology and Environmental Safety, v. 70, n. 3, p. 349–356, 2008. DOI: https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2008.02.026.

ARVANITI, O. *et al.* **Effectiveness of tertiary treatment processes in removing different classes of emerging contaminants from domestic wastewater**. Frontiers of Environmental Science & Engineering, v. 16, n. 11, 2022. DOI: https://doi.org/10.1007/s11783-022-1583-y.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL (ABES). **Posicionamento ABES: Marco Legal do Saneamento – o critério para as mudanças deve ser o atendimento à população.** 14 abr. 2021. Disponível em: https://abes-dn.org.br/posicionamento-abes-marco-legal-do-saneamento/. Acesso em: 23 nov. 2024.

AYOUB, Mohamed; EL-MORSY, Ahmed. **Applying the wastewater quality index for assessing the effluent quality of recently upgraded Meet Abo El-koum wastewater treatment plant**. Journal of Ecological Engineering, v. 22, n. 2, p. 128–133, 2021. DOI: https://doi.org/10.12911/22998993/130893.

BARBOSA, Helena *et al.* **Lithium: a review on concentrations and impacts in marine and coastal systems**. Science of the Total Environment, v. 857, pt. 2, art. 159374, 2023. DOI: https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.159374.

BERTOLLO, Amanda Gollo *et al.* **Lithium Therapeutic Functions: An Update on Pharmacokinetics, Pathophysiological Mechanisms of Action, Toxicity, and Side Effects**. Molecular Neurobiology, v. 63, art. 413, 2026. DOI: https://doi.org/10.1007/s12035-026-05663-9.

BOAHEN, E.; OWUSU, L.; ADJEI-ANIM, S. O**. A comprehensive review of emerging environmental contaminants of global concern**. Discover Environment, v. 3, 2025. DOI: https://doi.org/10.1007/s44274-025-00259-x.

BRASIL. Decreto nº 7.217, de 21 de junho de 2010. Regulamenta a Lei nº 11.445, de 5 de janeiro de 2007, que estabelece diretrizes nacionais para o saneamento básico. Diário Oficial da União: seção 1, Brasília, DF, 22 jun. 2010.

BRASIL. Lei nº 9.433, de 8 de janeiro de 1997. Institui a Política Nacional de Recursos Hídricos, cria o Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos, regulamenta o inciso XIX do art. 21 da Constituição Federal e altera o art. 1º da Lei nº 8.001, de 13 de março de 1990. Diário Oficial da União: seção 1, Brasília, DF, 9 jan. 1997.

BRASIL. Lei nº 11.445, de 5 de janeiro de 2007. Estabelece as diretrizes nacionais para o saneamento básico; cria o Comitê Interministerial de Saneamento Básico; altera as Leis nº 6.766, de 19 de dezembro de 1979, nº 8.036, de 11 de maio de 1990, nº 8.666, de 21 de junho de 1993, e nº 8.987, de 13 de fevereiro de 1995; revoga a Lei nº 6.528, de 11 de maio de 1978; e dá outras providências. Diário Oficial da União: seção 1, Brasília, DF, 8 jan. 2007.

BRASIL. Lei nº 14.026, de 15 de julho de 2020. Atualiza o marco legal do saneamento básico e altera as Leis nº 9.984, de 17 de julho de 2000, nº 10.768, de 19 de novembro de 2003, nº 11.107, de 6 de abril de 2005, nº 11.445, de 5 de janeiro de 2007, nº 12.305, de 2 de agosto de 2010, nº 13.089, de 12 de janeiro de 2015, e nº 13.529, de 4 de dezembro de 2017. Diário Oficial da União: seção 1, Brasília, DF, 16 jul. 2020.

BRASIL. Ministério das Cidades. Sistema Nacional de Informações em Saneamento Básico (SINISA): resultados SINISA 2025: ano de referência 2024. Brasília, DF: Ministério das Cidades, 2025. Disponível em: https://www.sinisa.gov.br/. Acesso em: 8 jul. 2026.

BUNANI, S. *et al.* **Heavy metal removal from aqueous solutions using a customized bipolar membrane electrodialysis process**. Molecules, v. 29, n. 8, art. 1754, 2024. DOI: https://doi.org/10.3390/molecules29081754.

CAIRNCROSS, S.; FEACHEM, R. **Wastewater treatment.** In: *Environmental Health Engineering in the Tropics*. 2018. DOI: https://doi.org/10.4324/9781315883946-10

CHAPRA, Steven C. ***Surface Water-Quality Modeling***. Long Grove: Waveland Press, 2008.

CHATURVEDI, P. *et al.* **Prevalence and hazardous impact of pharmaceutical and personal care products and antibiotics in environment: a review on emerging contaminants**. Environmental Research, v. 194, art. 110664, 2021. DOI: https://doi.org/10.1016/j.envres.2020.110664.

CHERNICHARO, Carlos Augusto de Lemos *et al.* **Panorama do tratamento de esgoto sanitário nas regiões Sul, Sudeste e Centro-Oeste do Brasil: tecnologias mais empregadas**. Revista DAE, v. 66, n. 213, p. 5–19, 2018. DOI: https://doi.org/10.4322/dae.2018.028.

CHERNICHARO, Carlos Augusto de Lemos *et al.* **Biological wastewater treatment: principles, modelling and design**. 2. ed. London: IWA Publishing, 2020.

CHERNICHARO, Carlos Augusto de Lemos. **Reatores anaeróbios.** 2. ed. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental, Universidade Federal de Minas Gerais, 2007. (Princípios do tratamento biológico de águas residuárias, v. 5).

COGGINS, L. X.; CROSBIE, N.; GHADOUANI, A. **The small, the big, and the beautiful: Emerging challenges and opportunities for waste stabilization ponds in Australia.** *Wiley Interdisciplinary Reviews: Water*, v. 6, 2019. DOI: https://doi.org/10.1002/wat2.1383

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. Diário Oficial da União: Brasília, DF, 18 mar. 2005.

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 CONAMA nº 357, de 17 de março de 2005. Diário Oficial da União: Brasília, DF, 16 maio 2011.

CORTÉS MARTÍNEZ, F.; TREVIÑO CANSINO, A.; GARCÍA, M. A. A.; KALASHNIKOV, V.; LUÉVANOS ROJAS, R. **Mathematical analysis for the optimization of a design in a facultative pond: indicator organism and organic matter.** *Mathematical Problems in Engineering*, 2014, p. 1-12. DOI: https://doi.org/10.1155/2014/652509

DA-RIN, Benito P. **Técnicas de tratamento de esgotos**. Rio de Janeiro: Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental, 2022.

DANTAS, Marina Salim *et al.* **Avaliação de dados de monitoramento de estações de tratamento de esgotos domésticos operando com reatores UASB, localizadas na bacia hidrográfica do Rio das Velhas (MG), Brasil**. Engenharia Sanitária e Ambiental, v. 27, n. 2, p. 329–339, 2022. DOI: https://doi.org/10.1590/S1413-415220210106.

DEDE SAĞSÖZ, Yeşim; YILMAZ, Alper Erdem; EKMEKYAPAR TORUN, Fatma; KOCADAĞISTAN, Beyhan; KUL, Sinan. The investigation of COD treatment and energy consumption of urban wastewater by a continuous electrocoagulation system. **Journal of Electrochemical Science and Technology**, v. 13, n. 2, p. 261-268, 2022. DOI: https://doi.org/10.33961/jecst.2021.00647.

DELGADO, A. *et al.* **Water in Circular Economy and Resilience (WICER) Framework**. *Utilities Policy*, v. 87, art. 101604, 2024. DOI: https://doi.org/10.1016/j.jup.2023.101604.
DHANGAR, K.; KUMAR, M. **Tricks and tracks in removal of emerging contaminants from the wastewater through hybrid treatment systems: a review**. Science of the Total Environment, v. 738, art. 140320, 2020. DOI: https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.140320.

DIAS, D.; PASSOS, R. G.; RODRIGUES, V. A. J.; DE MATOS, M. D.; SANTOS, C. R. S.; VON SPERLING, M. **Performance evaluation of a natural treatment system for small communities, composed of a UASB reactor, maturation ponds (baffled and unbaffled) and a granular rock filter in series.** *Environmental Technology*, v. 39, p. 490-502, 2018. DOI: https://doi.org/10.1080/09593330.2017.1304456

EALIAS, Anu Mary; MEDA, G.; TANZIL, K. **Recent Progress in Sustainable Treatment Technologies for the Removal of Emerging Contaminants from Wastewater: A Review on Occurrence, Global Status and Impact on Biota**. Reviews of Environmental

Contamination and Toxicology, v. 262, art. 16, 2024. DOI: https://doi.org/10.1007/s44169-024-00067-z.

EAPEN, J. V. *et al.* **A review of the effects of pharmaceutical pollutants on humans and aquatic ecosystem**. Exploration of Drug Science, 2024. DOI: https://doi.org/10.37349/eds.2024.00058.

EBELE, A. J.; ABDALLAH, M.; HARRAD, S**. Pharmaceuticals and personal care products (PPCPs) in the freshwater aquatic environment**. Emerging Contaminants, v. 3, p. 1–16, 2017. DOI: https://doi.org/10.1016/j.emcon.2016.12.004.

GAD, M.; ZRIEQ, R.; ALSAQRI, S.; ALSAIF, B.; ALAZZEH, A. Y.; MAROUF, M. A.; FAWZY, M. **Spatiotemporal dynamics and potential pathogen fate of microeukaryotic communities in a full-scale waste stabilization pond system.** *Environmental Sciences Europe*, v. 37, 2025. DOI: https://doi.org/10.1186/s12302-025-01267-7

GOGOI, Anindita *et al.* **Occurrence and fate of emerging contaminants in water environment: a review**. Groundwater for Sustainable Development, v. 6, p. 169–180, 2018. DOI: https://doi.org/10.1016/j.gsd.2017.12.009.

GOMES, Marcelo Pedrosa *et al.* **Emerging contaminants in streams of Doce River Watershed, Minas Gerais, Brazil**. Frontiers in Environmental Science, v. 9, art. 801599, 2022. DOI: https://doi.org/10.3389/fenvs.2021.801599.

GREIM, Peter *et al.* **Assessment of lithium criticality in the global energy transition and addressing policy gaps in transportation**. Nature Communications, v. 11, n. 1, art. 4570, 2020. DOI: https://doi.org/10.1038/s41467-020-18402-y.

GHRIBI, F. *et al*. **Liver toxicity in Nile tilapia fish exposed to lithium: oxidative lipidomics and histopathological features**. Ecotoxicology, v. 34, p. 1660–1673, 2025. DOI: https://doi.org/10.1007/s10646-025-02934-4.

GUO, C. *et al.* **Lithium pollution arising from papermaking and textile dyeing industries: Emission characteristics and environmental impact**. *Environmental Science & Technology*, Washington, DC, 2026. DOI: https://doi.org/10.1021/acs.est.5c14371.

GURRERI, L. *et al.* **Electrodialysis applications in wastewater treatment for environmental protection and resources recovery: a systematic review on progress and perspectives**. Membranes, v. 10, n. 7, art. 146, 2020. DOI: https://doi.org/10.3390/membranes10070146.

HARARI, Florencia *et al.* **Exposure to lithium through drinking water and calcium homeostasis during pregnancy: a longitudinal study**. Environmental Research, v. 147, p. 1–7, 2016. DOI: https://doi.org/10.1016/j.envres.2016.01.031.

HEDYA, Shady A.; AVULA, Akshay; SWOBODA, Henry D. **Lithium toxicity.** Treasure Island, FL: StatPearls Publishing, 2023. Disponível em: https://www.ncbi.nlm.nih.gov/books/NBK499992/. Acesso em: 11 jul. 2026.

HIRANMAI, R. Y.; KAMARAJ, M. **Occurrence, fate, and toxicity of emerging contaminants in a diverse ecosystem**. Physical Sciences Reviews, 2021. DOI: https://doi.org/10.1515/psr-2021-0054.

HO, L. T.; GOETHALS, P. **Municipal wastewater treatment with pond technology: historical review and future outlook.** *Ecological Engineering*, v. 148, p. 105791, 2020. DOI: https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2020.105791.

INSTITUTO NACIONAL DE METROLOGIA, QUALIDADE E TECNOLOGIA (INMETRO). **DOQ-CGCRE-008: orientação sobre validação de métodos analíticos.** Revisão 09. Rio de Janeiro: INMETRO, 2020.

INSTITUTO TRATA BRASIL. **Ciclo do saneamento básico.** [S. l.]: Instituto Trata Brasil, [s. d.]. Disponível em: https://tratabrasil.org.br/. Acesso em: 15 out. 2024.

JAMSHIDZADEH, Zahra; BARZI, Majid Tavangari. **Wastewater quality index (WWQI) as an assessment tool of treated wastewater quality for agriculture: a case of North Wastewater Treatment Plant effluent of Isfahan**. Environmental Science and Pollution Research, v. 27, n. 7, p. 7473–7481, 2020. DOI: https://doi.org/10.1007/s11356-019-07090-x.

JORDÃO, Eduardo Pacheco; PESSÔA, Constantino Arruda. **Tratamento de esgotos domésticos**. 8. ed. Rio de Janeiro: ABES, 2017.

KAID, M.; ALI, A.; SHAMSAN, A. Q. S.; YOUNES, S. M.; ABDEL-RAHEEM, S. A. A.; ABDUL-MALIK, M. A.; SALEM, W. M. **Efficiency of maturation oxidation ponds as a post-treatment technique of wastewater.** *Current Chemistry Letters*, 2022. DOI: https://doi.org/10.5267/j.ccl.2022.4.005

KSZOS, Lynn Adams; STEWART, Arthur J. **Review of Lithium in the Aquatic Environment: Distribution in the United States, Toxicity and Case Example of Groundwater Contamination**. Ecotoxicology, v. 12, n. 5, p. 439–447, 2003. DOI: https://doi.org/10.1023/A:1026112507664.

KUMAR, A. *et al.* **A systematic review on classification, exposure pathways of micropollutants in the aquatic environment, and its associated human health risks**. Journal of Applied Toxicology, 2026. DOI: https://doi.org/10.1002/jat.70246.

LETTINGA, G. *et al.* **Use of the upflow sludge blanket (USB) reactor concept for biological wastewater treatment, especially for anaerobic treatment**. Biotechnology and Bioengineering, v. 22, n. 4, p. 699–734, 1980. DOI: https://doi.org/10.1002/bit.260220402.

LI, M.; ZHANG, H.; LEMCKERT, C.; ROIKO, A.; STRATTON, H. **On the hydrodynamics and treatment efficiency of waste stabilisation ponds: from a literature review to a strategic evaluation framework.** *Journal of Cleaner Production*, v. 183, p. 495-514, 2018. DOI: https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2018.01.199

LIEW, Zeyan *et al.* **Association Between Estimated Geocoded Residential Maternal Exposure to Lithium in Drinking Water and Risk for Autism Spectrum Disorder in Offspring in Denmark**. JAMA Pediatrics, v. 177, n. 6, p. 587–595, 2023. DOI: https://doi.org/10.1001/jamapediatrics.2023.0346.

LI, Y. *et al.* **Global distribution, ecotoxicity, and treatment technologies of emerging contaminants in aquatic environments: a recent five-year review**. Toxics, v. 13, 2025. DOI: https://doi.org/10.3390/toxics13080616.

LINDSEY, Bruce D. *et al.* **Lithium in groundwater used for drinking-water supply in the United States**. Science of the Total Environment, v. 767, art. 144691, 2021. DOI: https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.144691.

MAINA, M. W.; KABUBO, C.; MWANGI, G. **Comparative performance evaluation of physicochemical and microbiological parameters in three-pond and four-pond waste stabilization systems in Kenyan public universities.** *Engineering, Technology & Applied Science Research*, 2026. DOI: https://doi.org/10.48084/etasr.18069

MANI, M. *et al.* **Environmental and health effects of emerging contaminants: a critical review**. International Journal of Advanced Science and Engineering, 2023. DOI: https://doi.org/10.29294/ijase.10.2.2023.3449-3470.

MARKICH, Scott J. *et al.* **Lithium toxicity to marine organisms: Establishing water quality guideline values to protect temperate and tropical marine life**. Chemosphere, v. 383, art. 144487, 2025. DOI: https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2025.144487.

MARTINS, Ramiro José Espinheira; PEIXOTO, Carla Sofia Andrade; JESUS, Fábio Miguel da Costa. **Contaminantes emergentes em efluentes hospitalares e em ETARs**. Iguatu: Quipá Editora, 2021. ISBN 978-65-89973-58-4.

MAZHANDU, Z. S.; MASHIFANA, T. **Active pharmaceutical contaminants in drinking water: myth or fact?** DARU Journal of Pharmaceutical Sciences, v. 32, p. 925–945, 2024. DOI: https://doi.org/10.1007/s40199-024-00536-9.

METCALF & EDDY; AECOM. **Wastewater engineering: treatment and resource recovery**. 5. ed. New York: McGraw-Hill Education, 2014.

MIKI, Marcelo Kenji. **Dilemas do UASB**. Revista DAE, n. 183, p. 25–37, maio 2010. DOI: https://doi.org/10.4322/dae.2014.052.

MORIN-CRINI, N. *et al.* **Worldwide cases of water pollution by emerging contaminants: a review**. Environmental Chemistry Letters, v. 20, p. 2311–2338, 2022. DOI: https://doi.org/10.1007/s10311-022-01447-4.

MORIN-CRINI, Nadia *et al.* **Removal of emerging contaminants from wastewater using advanced treatments: a review**. Environmental Chemistry Letters, v. 20, p. 1333–1375, 2022. DOI: https://doi.org/10.1007/s10311-021-01379-5.

MUHAMMAD, M. A. *et al.* **A comprehensive review of emerging contaminants in water sources**. International Journal of Advanced Chemistry, 2024. DOI: https://doi.org/10.14419/cj1jks32.

NAJAM, Talyaa; HASHMI, Imran. **Monitoring of university wastewater within the sewage system and its performance evaluation through integrated constructed wetlands**.

Environmental Monitoring and Assessment, [S. l.], v. 196, n. 4, art. 403, 2024. DOI: https://doi.org/10.1007/s10661-024-12575-5.

NARWAL, Nishita *et al.* **Emerging micropollutants in aquatic ecosystems and nanotechnology-based removal alternatives: A review**. Chemosphere, v. 341, art. 139945, 2023. DOI: https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2023.139945.

OKOYE, C. *et al.* **Occurrence and fate of pharmaceuticals, personal care products (PPCPs) and pesticides in African water systems: a need for timely intervention**. Heliyon, v. 8, art. e09143, 2022. DOI: https://doi.org/10.1016/j.heliyon.2022.e09143.

ONI, Olayiwola; FASAKIN, Olubunmi. **The Use of Water Quality Index Method to Determine the Potability of Surface Water and Groundwater in the Vicinity of a Municipal Solid Waste Dumpsite in Nigeria**. American Journal of Engineering Research, v. 5, n. 10, p. 96–101, 2016.

PAUL, P.; PANDEY, D. **Bioaccumulation of emerging contaminants in aquatic food chains and its implications for public health**. International Journal of Aquatic Research and Environmental Studies, v. 5, n. 2, 2025. DOI: https://doi.org/10.70102/ijares/v5i2/5-2-52.

PETRIE, Bruce; BARDEN, Ruth; KASPRZYK-HORDERN, Barbara. **A review on emerging contaminants in wastewaters and the environment: current knowledge, understudied areas and recommendations for future monitoring**. Water Research, v. 72, p. 3–27, 2015. DOI: https://doi.org/10.1016/j.watres.2014.08.053.

PHADATARE, Sneha Shankar; GAWANDE, Sagar. **Review Paper on Development of Water Quality Index**. International Journal of Engineering Research and Technology, v. 5, n. 5, p. 765–767, 2016. DOI: https://doi.org/10.17577/IJERTV5IS050993.

PINTO, Cristiane Fraga *et al.* **Diagnóstico de saneamento ambiental em dois bairros da zona rural dos municípios de Araçariguama e Estância Turística de São Roque, São Paulo, Brasil**. Scientia Vitae, v. 11, n. 32, 2021.

PIRONTI, C. *et al.* **Endocrine-disrupting compounds: an overview on their occurrence in the aquatic environment and human exposure**. Water, v. 13, n. 10, art. 1347, 2021. DOI: https://doi.org/10.3390/w13101347.

PRIYADARSINI, Sailaja; DAS, Alok Prasad. **Lithium bioleaching: A review on microbial-assisted sustainable technology for lithium bio-circularity**. Journal of Water Process Engineering, v. 69, art. 106744, 2024. DOI: https://doi.org/10.1016/j.jwpe.2024.106744.

RAHMAN, Tanzim Ur *et al.* **The Advancement in Membrane Bioreactor (MBR) Technology toward Sustainable Industrial Wastewater Management**. *Membranes*, v. 13, n. 2, art. 181, 2023. DOI: https://doi.org/10.3390/membranes13020181.

RATHI, B.; KUMAR, P. **Application of adsorption process for effective removal of emerging contaminants from water and wastewater**. Environmental Pollution, v. 280, art. 116995, 2021. DOI: https://doi.org/10.1016/j.envpol.2021.116995.

RIBAS, Priscila Pauly *et al.* **Remoção de produtos farmacêuticos no tratamento avançado de matrizes aquosas: um estudo piloto**. *Revista de Gestão de Água da América Latina*, v. 19, art. e12, 2022. DOI: https://doi.org/10.21168/rega.v19e12.

RICHARDSON, Susan D.; KIMURA, Susana Y. **Water analysis: emerging contaminants and current issues**. Analytical Chemistry, v. 91, n. 1, p. 16–39, 2019. DOI: https://doi.org/10.1021/acs.analchem.8b04509.

RIZZO, L. *et al.* **Consolidated vs new advanced treatment methods for the removal of contaminants of emerging concern from urban wastewater**. Science of the Total Environment, v. 655, p. 986–1008, 2019. DOI: https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.11.265.

ROUT, P. *et al.* **Treatment technologies for emerging contaminants in wastewater treatment plants: A review**. Science of the Total Environment, v. 753, art. 141990, 2021. DOI: https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.141990.

RUTO, D.; VINCENT, C.; JANG, Z.-Y.; CORNEJO, P.; LEVERENZ, H.; MEHL, S.; ORNER, K. D. **Life cycle environmental and economic impacts of nutrient management in small community lagoon wastewater systems.** *Science of the Total Environment*, v. 1046, p. 181978, 2026. DOI: https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2026.181978.

RUTO, D.; JANG, Z.-Y.; CORNEJO, P.; LEVERENZ, H.; ORNER, K. D. **Toward sustainable lagoon wastewater treatment: a review of nutrient management technologies and their suitability for small communities.** *ACS ES&T Water*, v. 5, p. 6200-6216, 2025. DOI: https://doi.org/10.1021/acsestwater.5c00757.

SAEIDNIA, Soodabeh; ABDOLLAHI, Mohammad. **Concerns on the Growing Use of Lithium: The Pros and Cons**. *Iranian Red Crescent Medical Journal*, v. 15, n. 8, 2013. DOI: https://doi.org/10.5812/ircmj.13756.

SANTOS, Renatha Michelly Sabino dos *et al.* **Contaminação dos recursos hídricos por micropoluentes emergentes e os possíveis métodos de tratamento para sua remoção**. Journal of Environmental Analysis and Progress, v. 8, n. 2, p. 70–85, 2023. DOI: https://doi.org/10.24221/jeap.8.2.2023.4392.070-085.

SANTOS, S. D. L.; VAN HAANDEL, A. V. **Transformation of waste stabilization ponds: reengineering of an obsolete sewage treatment system.** *Water*, v. 13, p. 1193, 2021. DOI: https://doi.org/10.3390/w13091193

SÃO PAULO (Estado). Decreto nº 8.468, de 8 de setembro de 1976. Aprova o Regulamento da Lei nº 997, de 31 de maio de 1976, que dispõe sobre a prevenção e o controle da poluição do meio ambiente. Diário Oficial do Estado de São Paulo: São Paulo, SP, 9 set. 1976.

SÃO PAULO (Estado). Lei nº 997, de 31 de maio de 1976. Dispõe sobre o controle da poluição do meio ambiente. Diário Oficial do Estado de São Paulo: São Paulo, SP, 1 jun. 1976.

SEDIGHI, Mehdi *et al.* **Environmental Sustainability and Ions Removal through Electrodialysis Desalination: Operating Conditions and Process Parameters**. *Desalination*, v. 549, art. 116319, 2023. DOI: https://doi.org/10.1016/j.desal.2022.116319.

SHAH, A. I. *et al.* **Prospectives and Challenges of Wastewater Treatment Technologies to Combat Contaminants of Emerging Concerns**. *Ecological Engineering*, v. 152, art. 105882, 2020. DOI: https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2020.105882.

SHAHEEN, M. N.; ELMAHDY, E.; RIZK, N.; ABDO, S.; HUSSEIN, N. A.; EL-SHERSHABY, A.; SHAHEIN, Y.; FAWZY, M.; EL-LIETHY, M. A.; MAROUF, M. A.; ABDEL-GAWAD, F.; HU, A.; GAD, M. **Evaluation of physical, chemical, and microbiological characteristics of waste stabilization ponds, Giza, Egypt.** *Environmental Sciences Europe*, v. 36, 2024. DOI: https://doi.org/10.1186/s12302-024-00965-y

SHAHID, Muhammad Kashif *et al.* **Current Advances in Treatment Technologies for Removal of Emerging Contaminants from Water – A Critical Review**. *Coordination Chemistry Reviews*, v. 442, art. 213993, 2021. DOI: https://doi.org/10.1016/j.ccr.2021.213993.

SHARMA, Naushita; WESTERHOFF, Paul; ZENG, Chao. **Lithium Occurrence in Drinking Water Sources of the United States**. *Chemosphere*, v. 305, art. 135458, 2022. DOI: https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2022.135458.

SILVA, Jorge Alejandro. **Advanced Oxidation Process in the Sustainable Treatment of Refractory Wastewater: A Systematic Literature Review**. *Sustainability*, v. 17, n. 8, art. 3439, 2025. DOI: https://doi.org/10.3390/su17083439.

SILVA, Vanessa Wayne Palhares *et al.* **Descarte de medicamentos e os impactos ambientais: uma revisão integrativa da literatura**. *Ciência & Saúde Coletiva*, v. 28, n. 4, p. 1145–1158, 2023. DOI: https://doi.org/10.1590/1413-81232023284.05752022.

SINGH, C. K. *et al.* **Managing the complexity of emerging contaminants in aquatic environments: exploring their ecotoxicological impacts, detection techniques, and the use of innovative technologies for their remediation**. Discover Catalysis, v. 2, 2025. DOI: https://doi.org/10.1007/s44344-025-00013-8.

SLUBICKI, Monica *et al.* **Lithium toxicity**. In: STATPEARLS. Treasure Island (FL): StatPearls Publishing, 2026. Disponível em: https://www.ncbi.nlm.nih.gov/books/NBK499992/. Acesso em: 20 de julho de 2026.

SRIVASTAV, Arun Lal; PATEL, Naveen; CHAUDHARY, Vinod Kumar. **Chemical fertilizers and pesticides: role in groundwater contamination.** In: SRIVASTAV, Arun Lal (ed.). *Agrochemicals detection, treatment and remediation: pesticides and chemical fertilizers.* [S. l.]: Elsevier, 2020. p. 143-159. DOI: 10.1016/B978-0-08-103017-2.00006-4.

TARIGAN, M. *et al.* **The occurrence of micropollutants in the aquatic environment and technologies for their removal**. Processes, v. 13, 2025. DOI: https://doi.org/10.3390/pr13030843.

THIBON, F. *et al.* **Large-scale Survey of Lithium Concentrations in Marine Organisms**. *Science of the Total Environment*, v. 751, art. 141453, 2021. DOI: https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.141453.

U.S. ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. **Lithium in drinking water: a resource for primacy agencies**. Washington, DC: Office of Water, 2023. EPA 815-F-23-007.

VAGHEEI, R. **Upgrading of waste stabilization ponds using a low-cost small-scale fine bubble diffused aeration system.** *Water Science and Technology*, v. 84, n. 10-11, p. 3104-3121, 2021. DOI: https://doi.org/10.2166/wst.2021.330

VOLKMANN, Constantin; BSCHOR, Tom; KÖHLER, Stephan. **Lithium Treatment Over the Lifespan in Bipolar Disorders**. *Frontiers in Psychiatry*, v. 11, art. 377, 2020. DOI: https://doi.org/10.3389/fpsyt.2020.00377.

VON SPERLING, Marcos. **Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos**. 3. ed. Belo Horizonte: Editora UFMG, 2005. (Princípios do tratamento biológico de águas residuárias, v. 1).

VON SPERLING, Marcos. **Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos**. 4. ed. Belo Horizonte: Editora UFMG, 2014. (Princípios do tratamento biológico de águas residuárias, v. 1).

VON SPERLING, Marcos. **Lodos ativados**. 4. ed. Belo Horizonte: Editora UFMG, 2012. (Princípios do tratamento biológico de águas residuárias, v. 4).

WEN, Jinhua *et al.* **A Review for Lithium: Pharmacokinetics, Drug Design, and Toxicity**. CNS & Neurological Disorders - Drug Targets, v. 18, n. 10, 2019. DOI: https://doi.org/10.2174/1871527318666191114095249.

XUE, Wenchao *et al.* **Recent Advances in Membrane and Electrochemical Hybrid Technologies for Emerging Contaminants Removal**. *Water Cycle*, v. 6, p. 176–194, 2025. DOI: https://doi.org/10.1016/j.watcyc.2025.02.004.

YANG, Y. *et al.* **Which micropollutants in water environments deserve more attention globally?** Environmental Science & Technology, 2021. DOI: https://doi.org/10.1021/acs.est.1c04250.

ZAHMATKESH, S. *et al.* **A comprehensive review of various approaches for treatment of tertiary wastewater with emerging contaminants: what do we know?** Environmental Monitoring and Assessment, v. 194, 2022. DOI: https://doi.org/10.1007/s10661-022-10503-z.

ZAWIŚLAK, P. *et al.* **The emerging role of peroxyacetic acid in water and wastewater treatment: degradation of pharmaceuticals, microplastics, and other micropollutants**. Molecules, v. 31, 2026. DOI: https://doi.org/10.3390/molecules31101748.

APÊNDICE A – RESULTADOS DOS PARÂMETROS FÍSICO-QUÍMICOS DAS ESTAÇÕES 1 E 2

Tabela A1 – Resultados dos parâmetros físico-químicos da Estação 1

MÊS	Condutividade (µS/cm)	DBO (mg/L)	DQO (mg/L)	NTK (mg/L)	pH	SDT (mg/L)	SST (mg/L)	Turbidez (NTU)	Fósforo total (mg/L)
ETE 1 - Lodos Ativados - BRUTO									
jun/25	502	370	560	188,02	7,01	1040	164	196,0	7,16
jul/25	435	312	665	39,90	7,10	366	520	126,0	6,42
ago/25	609	395	775	75,11	6,98	3134	244	85,5	5,9
set/25	398	240	586	58,21	7,29	82	62	129,0	4,46
out/25	580	330	593	61,32	7,57	950	168	183,0	5,52
nov/25	384	302	434	37,43	7,65	388	140	127,0	4,96
dez/25	529	424	627	45,29	6,66	512	108	155,0	8,84
jan/26	283	47	123	36,82	7,06	176	48	28,6	2,84
fev/26	555	262	649	93,71	6,72	652	270	255,0	5,42
mar/26	720	520	697	40,76	5,98	438	222	335,0	16,32
abr/26	464	336	556	50,81	7,25	200	200	196,0	2,16
mai/26	409	318	437	53,48	7,15	396	170	12,0	4,8
ETE 1 - Lodos Ativados - TRATADO									
jun/25	360	85	168	48,08	7,52	450	72	61,3	4,26
jul/25	541	143	569	60,48	7,50	418	830	174,0	8,4
ago/25	508	47	264	39,77	7,64	200	430	38,8	2,48
set/25	412	60	276	41,56	7,83	20	100	95,8	3,26
out/25	407	112	466	49,2	7,75	592	156	225	2,89
nov/25	348	65	232	36,03	6,87	174	140	104	4,32
dez/25	452	168	287	47,84	6,81	534	64	94,5	8,48
jan/26	409	51	170	39,98	7,44	258	73	58,2	3,05
fev/26	227	61	215	32,99	7,08	300	80	81	2,46
mar/26	537	116	228	49,36	7,24	93	227	107	18,28
abr/26	440	97	422	41,24	7,25	718	222	179	4,6
mai/26	456	99	136	39,21	7,59	180	150	34,2	4,65

Fonte: elaborado pelo autor (2026)

Tabela A2 – Resultados dos parâmetros físico-químicos da Estação 2

MÊS	Condutividade (µS/cm)	DBO (mg/L)	DQO (mg/L)	NTK (mg/L)	pH	SDT (mg/L)	SST (mg/L)	Turbidez (NTU)	Fósforo total (mg/L)
ETE 2 - UASB + Australiano - BRUTO									
jun/25	365	296	560	51,27	7,04	710	22	144,0	10,10
jul/25	485	233	522	39,56	6,60	278	714	161,0	20,70
ago/25	480	108	179	41,85	7,28	232	58	21,7	6,02
set/25	417	212	477	59,54	7,30	158	130	106,0	5,06
out/25	425	250	463	51,05	7,48	322	142	86,0	6,65
nov/25	377	165	257	51,48	7,07	148	142	53,0	6,52
dez/25	366	175	274	39,88	6,69	474	56	44,3	6,42
jan/26	390	197	330	47,47	7,08	315	113	61,0	6,53
fev/26	283	120	352	32,62	6,60	379	103	105,0	6,76
mar/26	616	351	541	45,38	7,01	77	363	183,0	4,36
abr/26	401	127	250	41,34	7,00	202	98	71,0	3,42
mai/26	459	194	436	43,03	7,25	290	147	120,0	4,85
ETE 2 - UASB + Australiano - TRATADO									
jun/25	314	58	168	43,48	7,58	512	166	37,6	8,06
jul/25	473	74	201	36,19	7,72	694	248	89,4	8,92
ago/25	493	39	169	35,86	7,58	674	42	37,0	4,28
set/25	358	30	167	45,11	8,40	60	66	24,7	4,80
out/25	250	28	155	38,75	7,54	488	58	23,0	4,45
nov/25	266	40	120	29,19	7,98	122	84	19,0	6,00
dez/25	379	52	190	29,92	7,42	198	94	28,7	5,58
jan/26	298	40	155	32,62	7,65	269	80	24,0	5,34
fev/26	192,5	20	130	27,85	6,99	275	71	57,6	3,58
mar/26	526	57	157	17,11	7,48	237	43	26,3	4,00
abr/26	377	53	234	26,88	7,18	624	36	63,2	4,10
mai/26	432	45	201	28,19	7,47	288	65	79,5	3,89

Fonte: elaborado pelo autor (2026)

APÊNDICE B – RESULTADOS DAS CONCENTRAÇÕES DE LÍTIO DAS ESTAÇÕES 1 E 2

Tabela B1 – Concentrações de lítio da Estação 1

Lítio (µg/L)

Estação 1 – Lodos Ativados

MÊS	BRUTO	TRATADO
jun/25	4,59	4,24
jul/25	4,29	5,26
ago/25	7,32	6,5
set/25	3,36	3,58
out/25	6,37	5,37
nov/25	5,35	4,78
dez/25	6,17	5,34
jan/26	3,97	5,33
fev/26	4,62	4,42
mar/26	4,4	3,67
abr/26	5,87	4,58
mai/26	5,08	4,08

Fonte: elaborado pelo autor (2026)

Tabela B2 – Concentrações de lítio da Estação 2

Lítio (µg/L)

Estação 2 –UASB

MÊS	BRUTO	TRATADO
jun/25	5,85	4,95
jul/25	4,34	4,6
ago/25	4,27	5,61
set/25	4,27	4,64
out/25	4,56	4,63
nov/25	4,41	4,71
dez/25	5,07	4,15
jan/26	4,68	4,5
fev/26	6,285	5,985
mar/26	4,77	5,55
abr/26	4,68	3,74
mai/26	2,71	4,01

Fonte: elaborado pelo autor (2026)

APÊNDICE C – RESULTADOS DAS ANÁLISES ESTATÍSTICAS DOS PARÂMETROS FÍSICO-QUÍMICOS DAS ESTAÇÕES DE TRATAMENTO DE ESGOTO

Tabela C1 – Resultados do teste de normalidade (Shapiro–Wilk) para os parâmetros físico-químicos da Estação 1.

Parâmetro	Bruto (W)	Bruto (p)	Distribuição	Tratado (W)	Tratado (p)	Distribuição
Condutividade	0,9875	0,9989	Normal	0,937	0,4607	Normal
DBO	0,924	0,3204	Normal	0,9299	0,3789	Normal
DQO	0,8631	0,0534	Normal	0,881	0,0902	Normal
NTK	0,6659	0,0004	Não normal	0,9294	0,374	Normal
SDT	0,7	0,0008	Não normal	0,9094	0,2099	Normal
Turbidez	0,9675	0,8832	Normal	0,9052	0,1853	Normal
Fósforo Total	0,7902	0,0073	Não normal	0,6872	0,0006	Não normal

Fonte: elaborado pelo autor (2026)

Tabela C2 – Resultados do teste de normalidade (Shapiro–Wilk) para os parâmetros físico-químicos da Estação 2.

Parâmetro	Bruto (W)	Bruto (p)	Distribuição	Tratado (W)	Tratado (p)	Distribuição
Condutividade	0,9341	0,426	Normal	0,9729	0,939	Normal
DBO	0,9536	0,6906	Normal	0,9781	0,9748	Normal
DQO	0,9326	0,4079	Normal	0,9612	0,8004	Normal
NTK	0,9691	0,9007	Normal	0,9614	0,8043	Normal
SDT	0,8112	0,0126	Não normal	0,9289	0,3682	Normal
Turbidez	0,9732	0,9416	Normal	0,8438	0,0308	Não normal
Fósforo Total	0,6486	0,0003	Não normal	0,8371	0,0255	Não normal

Fonte: elaborado pelo autor (2026)

Tabela C3 – Resultados do teste de normalidade (Shapiro–Wilk) para as concentrações de lítio nas Estações 1 e 2

Estação	Amostra	W	p-valor	Distribuição
Estação 1 (Lodos ativados)	Bruto	0,9715	0,926	Normal
Estação 1 (Lodos ativados)	Tratado	0,9492	0,6259	Normal
Estação 2 (UASB)	Bruto	0,8988	0,1531	Normal
Estação 2 (UASB)	Tratado	0,9589	0,7684	Normal

Fonte: elaborado pelo autor (2026)

Nota: W = estatística do teste de Shapiro–Wilk; p = p-valor. Valores de $p > 0,05$ indicam distribuição normal.

Tabela C4 – Resultados do teste t de Welch para comparação entre o esgoto bruto e o efluente tratado da Estação 1.

Parâmetro	Média (Bruto)	Média (Tratado)	t (Welch)	gl	p-valor	Interpretação
Condutividade	489	424,8	1,511	20,31	0,1463	Não significativa
DBO	321,3	92	6,59	13,4	< 0,0001	Significativa
DQO	558,5	286,1	4,405	20,84	0,0003	Significativa
NTK	65,07	43,81	1,717	11,69	0,1123	Não significativa
Sólidos Totais (ST)	887,5	540,1	1,327	14	0,2058	Não significativa
Turbidez	152,3	104,4	1,534	19,01	0,1415	Não significativa
Fósforo Total	6,233	5,594	0,383	21,11	0,7052	Não significativa

Fonte: elaborado pelo autor (2026)

Tabela C5 – Resultados do teste t de Welch para comparação entre o esgoto bruto e o efluente tratado da Estação 2.

Parâmetro	Média (Bruto)	Média (Tratado)	t (Welch)	gl	p-valor	Interpretação
Condutividade	422	363,2	1,533	20,97	0,1403	Não significativa
DBO	202,3	44,67	7,379	11,95	< 0,0001	Significativa
DQO	386,8	170,6	5,617	12,33	0,0001	Significativa
NTK	45,37	32,6	4,169	21,86	0,0004	Significativa
Sólidos Totais (ST)	472,8	457,8	0,161	21,4	0,8734	Não significativa
Turbidez	96,33	42,5	3,396	15,91	0,0037	Significativa
Fósforo Total	7,283	5,25	1,454	13,99	0,1679	Não significativa

Fonte: elaborado pelo autor (2026)

Tabela C6 – Resultados do teste t de Welch para comparação das concentrações de lítio entre o esgoto bruto e o efluente tratado nas Estações 1 e 2.

Estação	Média (Bruto)	Média (Tratado)	t (Welch)	gl	p-valor	Interpretação
Estação 1 (Lodos ativados)	5,116	4,763	0,865	20,24	0,3975	Não significativa
Estação 2 (UASB)	4,658	4,593	0,187	21,95	0,8532	Não significativa

Fonte: elaborado pelo autor (2026)

Nota: t = estatística do teste t de Welch; gl = graus de liberdade; p = p-valor. Diferenças foram consideradas estatisticamente significativas quando $p < 0,05$.

Tabela C7 - Matriz de correlação de Pearson (r) entre os parâmetros físico-químicos e as concentrações de lítio do conjunto de dados monitorados para ETE 1

	Condutividade (µS/cm)	DBO (mg/L)	DQO (mg/L)	NTK (mg/L)	pH	SDT (mg/L)	SST (mg/L)	ST (mg/L)	Turbidez (NTU)	Fósforo total (mg/L)	Lítio (µg/L)
Condutividade (µS/cm)	1,000	0,452	0,364	0,638	0,267	-0,047	0,617	0,396	0,135	0,565	0,206
DBO (mg/L)	0,452	1,000	0,486	0,730	-0,281	0,485	0,278	0,521	0,455	0,566	-0,001
DQO (mg/L)	0,364	0,486	1,000	0,639	0,154	0,551	0,676	0,842	0,873	0,064	0,314
NTK (mg/L)	0,638	0,730	0,639	1,000	0,214	0,320	0,611	0,640	0,501	0,507	0,090
pH	0,267	-0,281	0,154	0,214	1,000	-0,167	0,220	0,040	0,052	-0,292	-0,012
SDT (mg/L)	-0,047	0,485	0,551	0,320	-0,167	1,000	0,065	0,721	0,604	-0,159	0,331
SST (mg/L)	0,617	0,278	0,676	0,611	0,220	0,065	1,000	0,738	0,313	0,214	0,374
ST (mg/L)	0,396	0,521	0,842	0,640	0,040	0,721	0,738	1,000	0,626	0,041	0,484
Turbidez (NTU)	0,135	0,455	0,873	0,501	0,052	0,604	0,313	0,626	1,000	0,116	0,062
Fósforo total (mg/L)	0,565	0,566	0,064	0,507	-0,292	-0,159	0,214	0,041	0,116	1,000	-0,337
Lítio (µg/L)	0,206	-0,001	0,314	0,090	-0,012	0,331	0,374	0,484	0,062	-0,337	1,000

Fonte: elaborado pelo autor (2026)

Nota: r = coeficiente de correlação de Pearson. Os valores variam de −1 a +1, em que valores positivos indicam correlação linear positiva, valores negativos indicam correlação linear negativa e valores próximos de zero indicam ausência de correlação linear. A diagonal principal apresenta autocorrelação (r = 1,0).

Tabela C8 - Valores de significância estatística (p-valor) da matriz de correlação de Pearson entre os parâmetros físico-químicos e as concentrações de lítio do conjunto de dados monitorados para ETE 1

	Condutividade (µS/cm)	**DBO (mg/L)**	**DQO (mg/L)**	**NTK (mg/L)**	**pH**	**SDT (mg/L)**	**SST (mg/L)**	**ST (mg/L)**	**Turbidez (NTU)**	**Fósforo total (mg/L)**	**Lítio (µg/L)**
Condutividade (µS/cm)	0,000	0,140	0,245	0,026	0,402	0,883	0,033	0,203	0,676	0,056	0,521
DBO (mg/L)	0,140	0,000	0,109	0,007	0,376	0,110	0,381	0,082	0,137	0,055	0,998
DQO (mg/L)	0,245	0,109	0,000	0,025	0,633	0,063	0,016	0,001	0,000	0,844	0,320
NTK (mg/L)	0,026	0,007	0,025	0,000	0,504	0,311	0,035	0,025	0,097	0,092	0,780
pH	0,402	0,376	0,633	0,504	0,000	0,604	0,492	0,902	0,872	0,356	0,970
SDT (mg/L)	0,883	0,110	0,063	0,311	0,604	0,000	0,840	0,008	0,037	0,622	0,293
SST (mg/L)	0,033	0,381	0,016	0,035	0,492	0,840	0,000	0,006	0,321	0,504	0,231
ST (mg/L)	0,203	0,082	0,001	0,025	0,902	0,008	0,006	0,000	0,030	0,898	0,111
Turbidez (NTU)	0,676	0,137	0,000	0,097	0,872	0,037	0,321	0,030	0,000	0,721	0,848
Fósforo total (mg/L)	0,056	0,055	0,844	0,092	0,356	0,622	0,504	0,898	0,721	0,000	0,285
Lítio (µg/L)	0,521	0,998	0,320	0,780	0,970	0,293	0,231	0,111	0,848	0,285	0,000

Fonte: elaborado pelo autor (2026)

Nota: p = nível de significância associado ao coeficiente de correlação de Pearson. Valores de $p < 0,05$ indicam correlações estatisticamente significativas.

Tabela C9 - Matriz de correlação de Pearson (r) entre os parâmetros físico-químicos e as concentrações de lítio do conjunto de dados monitorados para ETE 2

	Condutividade (µS/cm)	**DBO (mg/L)**	**DQO (mg/L)**	**NTK (mg/L)**	**pH**	**SDT (mg/L)**	**SST (mg/L)**	**ST (mg/L)**	**Turbidez (NTU)**	**Fósforo total (mg/L)**	**Lítio (µg/L)**
Condutividade (µS/cm)	1,000	0,641	0,521	-0,256	0,100	0,307	0,080	0,293	0,287	0,068	-0,046
DBO (mg/L)	0,641	1,000	0,570	-0,140	-0,011	0,426	0,629	0,534	0,412	0,661	-0,317
DQO (mg/L)	0,521	0,570	1,000	-0,014	-0,206	0,500	0,142	0,480	0,604	0,097	-0,668
NTK (mg/L)	-0,256	-0,140	-0,014	1,000	0,543	0,174	0,380	0,249	-0,112	0,459	-0,089
pH	0,100	-0,011	-0,206	0,543	1,000	-0,366	0,168	-0,284	-0,374	0,323	-0,138
SDT (mg/L)	0,307	0,426	0,500	0,174	-0,366	1,000	0,336	0,972	0,503	0,303	-0,012
SST (mg/L)	0,080	0,629	0,142	0,380	0,168	0,336	1,000	0,546	0,439	0,936	-0,068
ST (mg/L)	0,293	0,534	0,480	0,249	-0,284	0,972	0,546	1,000	0,556	0,501	-0,028
Turbidez (NTU)	0,287	0,412	0,604	-0,112	-0,374	0,503	0,439	0,556	1,000	0,189	-0,210
Fósforo total (mg/L)	0,068	0,661	0,097	0,459	0,323	0,303	0,936	0,501	0,189	1,000	-0,146
Lítio (µg/L)	-0,046	-0,317	-0,668	-0,089	-0,138	-0,012	-0,068	-0,028	-0,210	-0,146	1,000

Fonte: elaborado pelo autor (2026)

Nota: r = coeficiente de correlação de Pearson. Os valores variam de −1 a +1, em que valores positivos indicam correlação linear positiva, valores negativos indicam correlação linear negativa e valores próximos de zero indicam ausência de correlação linear. A diagonal principal apresenta autocorrelação (r = 1,0).

Tabela C10 - Valores de significância estatística (p-valor) da matriz de correlação de Pearson entre os parâmetros físico-químicos e as concentrações de lítio do conjunto de dados monitorados para ETE 2

	Condutividade (µS/cm)	**DBO (mg/L)**	**DQO (mg/L)**	**NTK (mg/L)**	**pH**	**SDT (mg/L)**	**SST (mg/L)**	**ST (mg/L)**	**Turbidez (NTU)**	**Fósforo total (mg/L)**	**Lítio (µg/L)**
Condutividade (µS/cm)	0,000	0,025	0,082	0,421	0,757	0,332	0,805	0,356	0,366	0,835	0,888
DBO (mg/L)	0,025	0,000	0,053	0,664	0,972	0,168	0,029	0,074	0,183	0,019	0,316
DQO (mg/L)	0,082	0,053	0,000	0,966	0,520	0,098	0,660	0,114	0,038	0,764	0,018
NTK (mg/L)	0,421	0,664	0,966	0,000	0,068	0,588	0,223	0,435	0,728	0,134	0,783
pH	0,757	0,972	0,520	0,068	0,000	0,243	0,602	0,372	0,231	0,306	0,668
SDT (mg/L)	0,332	0,168	0,098	0,588	0,243	0,000	0,286	0,000	0,095	0,339	0,970
SST (mg/L)	0,805	0,029	0,660	0,223	0,602	0,286	0,000	0,066	0,153	0,000	0,833
ST (mg/L)	0,356	0,074	0,114	0,435	0,372	0,000	0,066	0,000	0,060	0,097	0,931
Turbidez (NTU)	0,366	0,183	0,038	0,728	0,231	0,095	0,153	0,060	0,000	0,555	0,513
Fósforo total (mg/L)	0,835	0,019	0,764	0,134	0,306	0,339	0,000	0,097	0,555	0,000	0,651
Lítio (µg/L)	0,888	0,316	0,018	0,783	0,668	0,970	0,833	0,931	0,513	0,651	0,000

Fonte: elaborado pelo autor (2026)

Nota: p = nível de significância associado ao coeficiente de correlação de Pearson. Valores de $p < 0,05$ indicam correlações estatisticamente significativas.