



UNIVERSIDADE FEDERAL DE GOIÁS (UFG)
ESCOLA DE ENGENHARIA CIVIL E AMBIENTAL (EECA)
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA AMBIENTAL E SANITÁRIA
(PPGEAS)

BERNARDO JOÃO FRANCISCO COMPANHIA

**Estudo Comparativo de Sistema de Eletrocoagulação Operando
por Batelada e em Fluxo Contínuo no Tratamento de Águas**

GOIÂNIA

2026



UNIVERSIDADE FEDERAL DE GOIÁS
ESCOLA DE ENGENHARIA CIVIL E AMBIENTAL

TERMO DE CIÊNCIA E DE AUTORIZAÇÃO (TECA) PARA DISPONIBILIZAR VERSÕES ELETRÔNICAS DE TESES

E DISSERTAÇÕES NA BIBLIOTECA DIGITAL DA UFG

Na qualidade de titular dos direitos de autor, autorizo a Universidade Federal de Goiás (UFG) a disponibilizar, gratuitamente, por meio da Biblioteca Digital de Teses e Dissertações (BDTD/UFG), regulamentada pela Resolução CEPEC nº 832/2007, sem ressarcimento dos direitos autorais, de acordo com a [Lei 9.610/98](#), o documento conforme permissões assinaladas abaixo, para fins de leitura, impressão e/ou download, a título de divulgação da produção científica brasileira, a partir desta data.

O conteúdo das Teses e Dissertações disponibilizado na BDTD/UFG é de responsabilidade exclusiva do autor. Ao encaminhar o produto final, o autor(a) e o(a) orientador(a) firmam o compromisso de que o trabalho não contém nenhuma violação de quaisquer direitos autorais ou outro direito de terceiros.

1. Identificação do material bibliográfico

Dissertação Tese Outro*: _____

*No caso de mestrado/doutorado profissional, indique o formato do Trabalho de Conclusão de Curso, permitido no documento de área, correspondente ao programa de pós-graduação, orientado pela legislação vigente da CAPES.

Exemplos: Estudo de caso ou Revisão sistemática ou outros formatos.

2. Nome completo do autor

Bernardo João Francisco Companhia

3. Título do trabalho

Estudo Comparativo de Sistema de Eletrocoagulação Operando por Batelada e em Fluxo Contínuo no Tratamento de Águas

4. Informações de acesso ao documento (este campo deve ser preenchido pelo orientador)

Concorda com a liberação total do documento SIM NÃO¹

[1] Neste caso o documento será embargado por até um ano a partir da data de defesa. Após esse período, a possível disponibilização ocorrerá apenas mediante:

- a) consulta ao(à) autor(a) e ao(à) orientador(a);
- b) novo Termo de Ciência e de Autorização (TECA) assinado e inserido no arquivo da tese ou dissertação. O documento não será disponibilizado durante o período de embargo.

Casos de embargo:

- Solicitação de registro de patente;
- Submissão de artigo em revista científica;
- Publicação como capítulo de livro;
- Publicação da dissertação/tese em livro.

Obs. Este termo deverá ser assinado no SEI pelo orientador e pelo autor.



Documento assinado eletronicamente por **Bernardo João Francisco Companhia, Discente**, em 09/03/2026, às 13:24, conforme horário oficial de Brasília, com fundamento no § 3º do art. 4º do [Decreto nº 10.543, de 13 de novembro de 2020](#).



Documento assinado eletronicamente por **Paulo Sergio Scalize, Professor do Magistério Superior**, em 15/04/2026, às 12:07, conforme horário oficial de Brasília, com fundamento no § 3º do art. 4º do [Decreto nº 10.543, de 13 de novembro de 2020](#).



A autenticidade deste documento pode ser conferida no site https://sei.ufg.br/sei/controlador_externo.php?acao=documento_conferir&id_orgao_acesso_externo=0, informando o código verificador **6037087** e o código CRC **24DC91D1**.

BERNARDO JOÃO FRANCISCO COMPANHIA

Estudo Comparativo de Sistema de Eletrocoagulação Operando por Batelada e em Fluxo Contínuo no Tratamento de Águas

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental e Sanitária (PPGEAS), da Escola de Engenharia Civil e Ambiental (EECA), da Universidade Federal de Goiás (UFG), como parte dos requisitos para obtenção do título de Mestre em Engenharia Ambiental e Sanitária.

Área de concentração: Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental

Linha de pesquisa: Sistemas de Abastecimento de Água e de Esgotamento Sanitário

Orientador: Professor Doutor Paulo Sérgio Scalize

GOIÂNIA

2026

Ficha de identificação da obra elaborada pelo autor, através do Programa de Geração Automática do Sistema de Bibliotecas da UFG.

Companhia, Bernardo João Francisco
Estudo Comparativo de Sistema de Eletrocoagulação Operando por Batelada e em Fluxo Contínuo no Tratamento de Águas [Manuscrito] / Bernardo João Francisco Companhia. - 2026.
CXXVII, 127 f.: 2026

Orientador: Prof. Dr. Paulo Sérgio Scalize
Dissertação (Mestrado) – Universidade Federal de Goiás, Escola de Engenharia Civil e Ambiental (EECA), Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental e Sanitária, Goiânia, 2026.

Apêndice.
Inclui: siglas, lista de figuras, lista de tabelas.

1. Processos Eletroquímicos; Reatores Cilíndricos, Hidrodinâmica, Parâmetros de Projeto, Escalonamento de Sistemas; Qualidade de Água.

I. Scalize, Paulo Sérgio, orient. II. Título.

CDU 628



UNIVERSIDADE FEDERAL DE GOIÁS
ESCOLA DE ENGENHARIA CIVIL E AMBIENTAL
ATA DE DEFESA DE DISSERTAÇÃO

Ata nº 01/2026 da sessão de Defesa de Dissertação de **Bernardo João Francisco Companhia**, que confere o título de **Mestre em Engenharia Ambiental e Sanitária**, na área de concentração em **Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental**.

Aos dois dias do mês de março de dois mil e vinte e seis, a partir das 10:00 h, de forma remota (<https://meet.google.com/hmo-tizh-nce>), realizou-se a sessão pública de Defesa de Dissertação intitulada "Estudo Comparativo de Sistema de Eletrocoagulação Operando por Batelada e em Fluxo Contínuo no Tratamento de Águas". Os trabalhos foram instalados pelo(a) Orientador(a), Professor Doutor **Paulo Sérgio Scalize (PPGEAS/UFG)** com a participação dos demais membros da Banca Examinadora: Professor Doutor **Humberto Carlos Ruggeri Júnior (PPGEAS/UFG)**, membro titular interno, e Professor Doutor **Rodrigo Braga Moruzzi (Unesp)**, membro titular externo. Durante a arguição os membros da banca não fizeram sugestão de alteração do título do trabalho. A Banca Examinadora reuniu-se em sessão secreta a fim de concluir o julgamento da Dissertação, tendo sido o candidato **aprovado** pelos seus membros. Proclamados os resultados pelo Professor Doutor **Paulo Sérgio Scalize**, Presidente da Banca Examinadora, foram encerrados os trabalhos e, para constar, lavrou-se a presente ata que é assinada pelos Membros da Banca Examinadora, aos dois dias do mês de março de dois mil e vinte e seis.

TÍTULO SUGERIDO PELA BANCA



Documento assinado eletronicamente por **Paulo Sergio Scalize, Professor do Magistério Superior**, em 02/03/2026, às 11:32, conforme horário oficial de Brasília, com fundamento no § 3º do art. 4º do [Decreto nº 10.543, de 13 de novembro de 2020](#).



Documento assinado eletronicamente por **Humberto Carlos Ruggeri Junior, Professor do Magistério Superior**, em 02/03/2026, às 11:42, conforme horário oficial de Brasília, com fundamento no § 3º do art. 4º do [Decreto nº 10.543, de 13 de novembro de 2020](#).



Documento assinado eletronicamente por **Rodrigo Moruzzi, Usuário Externo**, em 10/03/2026, às 07:08, conforme horário oficial de Brasília, com fundamento no § 3º do art. 4º do [Decreto nº 10.543, de 13 de novembro de 2020](#).



A autenticidade deste documento pode ser conferida no site https://sei.ufg.br/sei/controlador_externo.php?acao=documento_conferir&id_orgao_acesso_externo=0, informando o código verificador **6012470** e o código CRC **65FA217A**.

AGRADECIMENTOS

A Deus, por iluminar meu caminho, guiando meus passos na direção certa e deixando-me a galgar mais um degrau na busca de aprimoramento científico.

À minha família por incentivar essa iniciativa em minha vida, em especial, Aos meus Pais: João Francisco (em memória) e Fátima Fundisse Aleixo. Aos meus irmãos: Sara Fátima Francisco Companhia, Isabel João Francisco, Suzana João Francisco, Aleixo João Francisco, Dina João Francisco, Catiana João Francisco, Lurdes João Francisco, Ciara Francisco, e Francisco João Francisco. E ao meu tio Bernardo Francisco.

Ao Prof. Dr. Paulo Sérgio Scalize, pela orientação que foi fundamental ao desenvolvimento deste trabalho.

Ao meu amigo Prof. Dr. Castigo David Augusto Machava, mestre Abel Jaime Bingarda, mestre Joaquina Victoria Teodoro Muassabo, mestre Leandro Adriano, e o mestre Edson subtil que tanto me incentivaram nos estudos aplicados.

Aos professores do PPGEAS e externos que contribuíram para minha formação.

À FAPEG pela bolsa concebida.

A todas as pessoas, em especial aos colegas, amigos e professores, que de alguma forma contribuíram para a conclusão dessa dissertação.

RESUMO

A crescente presença de compostos recalcitrantes em águas e efluentes, como metais pesados, corantes, fluoretos e fármacos, tem evidenciado limitações dos métodos convencionais de tratamento, em razão da baixa eficiência, elevado consumo de insumos químicos e geração de subprodutos. Nesse contexto, a eletrocoagulação (EC) destaca-se como alternativa promissora, por promover a geração de coagulantes *in situ*, simplicidade operacional e elevada eficiência de remoção. Esta dissertação teve como objetivo levantar, avaliar e comparar parâmetros construtivos, operacionais e hidrodinâmicos de sistemas de EC operando em batelada e em fluxo contínuo, de modo a subsidiar o dimensionamento de reatores contínuos a partir de dados obtidos em batelada. A pesquisa foi estruturada em três etapas complementares. Na primeira, realizou-se uma revisão cienciométrica sistemática, baseada no protocolo PRISMA, com análise de 60 artigos indexados nas bases Scopus e Web of Science. Identificaram-se como poluentes mais estudados a DQO, turbidez e cor aparente, com predominância do uso de eletrodos de alumínio e ferro, sendo o pH inicial e o espaçamento entre eletrodos apontados como fatores com efeito positivo na eficiência do processo, enquanto incrementos desajustados da densidade de corrente e da área eletroquímica mostraram impacto negativo no desempenho e no consumo energético. Na segunda etapa, foi construído e operado um reator cilíndrico em batelada com eletrodos concêntricos de alumínio em três alturas (20, 40 e 60 cm), utilizando água de lavagem de filtros (ALF) proveniente de uma estação de tratamento de água (ETA). Ensaio sob diferentes densidades de corrente (3,18 a 9,55 A/m²) demonstraram que a menor altura do reator (20 cm) apresentou maiores taxas de remoção, alcançando valores superiores a 97% para turbidez e 93% para cor aparente, com cinética ajustada ao modelo de primeira ordem. Análises estatísticas (ANOVA e teste de Tukey) indicaram diferenças significativas entre as alturas apenas nos instantes iniciais do processo, com convergência das eficiências em tempos mais longos. Na terceira etapa, os parâmetros otimizados em batelada foram transpostos para um reator de eletrocoagulação operando em fluxo contínuo, o qual foi previamente submetido à caracterização hidrodinâmica por meio de ensaios de traçador do tipo pulso com Azul de Metileno. A análise da Distribuição dos Tempos de Residência indicou escoamento predominantemente pistonado com dispersão axial moderada, apresentando tempo de detenção hidráulica real (4,24 min) próximo ao teórico (4,67 min) e número de dispersão axial de 0,154, evidenciando comportamento hidráulico adequado para a aplicação do processo em regime contínuo. O desempenho do reator contínuo foi avaliado para tempos de detenção hidráulica entre 3 e 7 min, utilizando solução sintética contendo 10 mg/L de fluoreto, obtendo-se eficiências de remoção de até 98,25%, superiores às observadas no modo batelada, associadas a uma redução de até 40% no consumo energético. Os coeficientes de transposição variaram de 1,64 a 1,11, indicando maior convergência de desempenho em maiores tempos de detenção hidráulica. Conclui-se que a transposição da eletrocoagulação da batelada para o fluxo contínuo é tecnicamente viável, desde que sejam considerados ajustes estruturais, operacionais e hidrodinâmicos, garantindo estabilidade do escoamento, eficiência de remoção e racionalização energética. Os resultados obtidos fornecem diretrizes robustas para o dimensionamento e escalonamento de sistemas contínuos de eletrocoagulação aplicáveis ao tratamento de águas e efluentes reais.

Palavras chaves: Processos eletroquímicos; reatores cilíndricos, hidrodinâmica, parâmetros de projeto, escalonamento de sistemas; qualidade de água.

ABSTRACT

The increasing presence of recalcitrant compounds in water and wastewater, such as heavy metals, dyes, fluorides, and pharmaceuticals, has highlighted the limitations of conventional treatment methods due to low efficiency, high consumption of chemical inputs, and the generation of by-products. In this context, electrocoagulation (EC) has emerged as a promising alternative, as it enables *in situ* generation of coagulants, operational simplicity, and high removal efficiency for a wide range of pollutants. This dissertation aimed to investigate, evaluate, and compare constructive, operational, and hydrodynamic parameters of EC systems operating in batch and continuous-flow modes, in order to support the design of continuous reactors based on batch-scale data. The study was structured into three complementary stages. In the first stage, a systematic scientometric review based on the PRISMA protocol was conducted, analyzing 60 articles indexed in the Scopus and Web of Science databases. The most frequently studied pollutants were chemical oxygen demand (COD), turbidity, and apparent color, with a predominance of aluminum and iron electrodes. Initial pH and electrode spacing were identified as parameters with a positive effect on process efficiency, whereas poorly adjusted increases in current density and electrochemical area negatively affected performance and energy consumption. In the second stage, a cylindrical batch reactor with concentric aluminum electrodes at three different heights (20, 40, and 60 cm) was constructed and operated using filter backwash water (FBW) from a drinking water treatment plant. Experiments conducted under different current densities (3.18 to 9.55 A/m²) demonstrated that the shortest reactor height (20 cm) achieved the highest removal rates, exceeding 97% for turbidity and 93% for apparent color, with kinetics well described by a first-order model. Statistical analyses (ANOVA and Tukey's test) revealed significant differences among reactor heights only at the initial stages of the process, with removal efficiencies converging at longer reaction times. In the third stage, batch-optimized parameters were transferred to an electrocoagulation reactor operating under continuous-flow conditions, which was previously subjected to hydrodynamic characterization using pulse tracer tests with Methylene Blue. Residence time distribution (RTD) analysis indicated predominantly plug-flow behavior with moderate axial dispersion, with the real hydraulic retention time (4.24 min) close to the theoretical value (4.67 min) and an axial dispersion number of 0.154, demonstrating adequate hydraulic performance for continuous EC application. The performance of the continuous reactor was evaluated at hydraulic retention times ranging from 3 to 7 min using a synthetic solution containing 10 mg/L of fluoride, achieving removal efficiencies of up to 98.25%, higher than those observed in batch operation, along with up to 40% reduction in energy consumption. The transposition coefficients ranged from 1.64 to 1.11, indicating greater performance convergence at higher hydraulic retention times. It is concluded that the transposition of electrocoagulation from batch to continuous-flow operation is technically feasible, provided that structural, operational, and hydrodynamic adjustments are properly implemented to ensure flow stability, high removal efficiency, and energy optimization. The results provide robust guidelines for the design and scale-up of continuous electrocoagulation systems for real water and wastewater treatment applications.

Keywords: Electrochemical processes; cylindrical reactors; hydrodynamics design parameters; system scaling; water quality.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1.1 - Fluxograma das etapas de desenvolvimento da dissertação.....	3
Figura 2.1 - Esquema de reator em batelada	7
Figura 2.2 - Esquema de reator em fluxo contínuo	8
Figura 2.3 - Fluxograma das etapas de desenvolvimento da revisão cientométrica, no scopus e web of Science usando a metodologia PRISMA	19
Figura 2.4 - Distribuição dos parâmetros de densidade de corrente (a), pH inicial (b), distância entre eletrodos (c), área de eletrodo (d), condutividade elétrica (e), corrente (f), voltagem (g), tempo (h), vazão (i), e volume do reator (j) de estudos selecionados	22
Figura 2.5 - Tipos de poluentes analisados(a), ocorrência de poluentes (b)	23
Figura 2.6 - Ocorrência de eletrodos no cátodo (a), ocorrência de eletrodos no ânodo (b)	24
Figura 2.7 - Comparação das eficiências de remoção entre modos batelada e contínuo	26
Figura 2.8 - Relação entre a densidade da corrente e a eficiência de remoção	28
Figura 2.9 - Relação entre o pH inicial e a eficiência de remoção.....	29
Figura 2.10 - Relação entre o espaçamento de eletrodo e a eficiência de remoção	30
Figura 2.11 - Relação entre a área de eletrodo e a eficiência de remoção	31
Figura 2.12 - Relação entre o tempo e a eficiência de remoção.....	32
Figura 2.13 - Relação entre o volume de tratamento e eficiência de remoção	33
Figura 2.14 - Relação entre a vazão (mL/min) e eficiência de remoção.....	34
Figura 3.1- Reator de eletrocoagulação com 20 cm de altura (a), com 40 cm de altura (b), com 60 cm de altura	45
Figura 3.2 - Reator com as torneiras para o esvaziamento do reator e coleta de amostras (a), tubo em acrílico conectada a torneira de coleta de amostras (b), fonte de alimentação de corrente (c) e reservatório para armazenamento de água de lavagem de filtro e o agitador mecânico (d)	46
Figura 3.3 - Evolução temporal da turbidez e cor aparente, respectivamente para os reatores com altura de 20, 40 e 60 cm, evidenciando a turbidez remanescente (a) e sua eficiência de remoção (b), e a cor aparente remanescente (c) e sua eficiência de remoção (d), Boxplot que permite comparar a eficiência de remoção de turbidez. (e), e a cor aparente (f) sob mesma corrente.....	52
Figura 3.4 - Variação do CEE, turbidez (a) e cor aparente (b) ao longo do tempo para diferentes alturas de reator sob mesma corrente 0,3 A.	54

Figura 3.5 - Curvas de ajuste cinético da remoção de turbidez por modelo de primeira ordem (a) e segunda ordem (b), e da remoção de cor aparente por modelo de primeira ordem (c) e segunda ordem (d), sob mesma corrente e diferentes alturas de reator.....	56
Figura 3.6 - Evolução temporal da turbidez e cor aparente, respectivamente para os reatores com altura de 20, 40 e 60 cm, evidenciando a turbidez remanescente (a) e sua eficiência de remoção (b), e a cor aparente remanescente (c) e sua eficiência de remoção (d), Boxplot que permite comparar a eficiência de remoção de turbidez. (e), e a cor aparente (f) sob mesma densidade de corrente 9,55 A/m.	58
Figura 3.7 - Variação do CEE, turbidez (a) e cor aparente (b) ao longo do tempo para diferentes alturas de reator operando sob mesma densidade de corrente 9,55 A/m ²	60
Figura 3.8 - Curvas de ajuste cinético da remoção de turbidez por modelo de primeira ordem (a) e segunda ordem (b), e da remoção de cor aparente por modelo de primeira ordem (c) e segunda ordem (d), sob mesma densidade de corrente 9,55 A/m e diferentes alturas de reator	62
Figura 4.1 - reator de eletrocoagulação em batelada (a), fonte de corrente elétrica (b)...	73
Figura 4.2 - Reator de eletrocoagulação de fluxo contínuo (a), ânodo (b), cátodo (c) e eletrodos encamisado em tudo PVC e o adaptador para manter a centralidade do ânodo (d).....	74
Figura 4.3 - motobomba e reservatório auxiliar (a), reservatório de armazenamento de água bruta e agitador mecânico (b).....	74
Figura 4.4 - Evolução da concentração residual de fluoreto no processo de eletrocoagulação em batelada ao longo do tempo.....	82
Figura 4.5 - Eficiência da eletrocoagulação operado em batelada na remoção de fluoreto ao longo do tempo.....	83
Figura 4.6 - Variação do pH e da condutividade elétrica ao longo do tempo durante a eletrocoagulação em batelada.....	84
Figura 4.7 - Consumo energético específico e eficiência de remoção de fluoreto em três densidades de correntes diferentes em batelada	85
Figura 4.8 - Evolução da concentração residual de fluoreto no processo de eletrocoagulação em fluxo contínuo	86
Figura 4.9 - Eficiência da eletrocoagulação operado em fluxo contínuo na remoção de fluoreto ao longo do tempo	87
Figura 4.10 - Variação do pH e da condutividade elétrica ao longo do tempo durante a eletrocoagulação em fluxo contínuo	88

Figura 4.11 - Consumo energético específico e eficiência de remoção de fluoreto em cinco diferentes TDHs em fluxo contínuo	90
Figura 4.12 - Comparação de eficiência: Batelada e fluxo contínuo	91
Figura 4.14 - Fatores de conversão de CEE do modo batelada para o fluxo contínuo em diferentes TDHs	94
Figure 4.15: Perfis experimentais de concentração do traçador (C(t)) em função do tempo obtidos nos três ensaios independentes (a) e a curva média de concentração do traçador (C(t)) em função do tempo (b).....	94
Figure 4.26: Distribuição do Tempo de Residência (DTR) do reator de eletrocoagulação operando em regime contínuo, obtida a partir de ensaio de traçador do tipo pulso com Azul de Metileno.....	95

LISTAS DE TABELAS

Tabela 2.1 - Resumo dos valores de cada parâmetro analisado	21
Tabela 3.1 - Parâmetros cinéticos de remoção de turbidez e cor aparente em diferentes alturas de reator sob mesma corrente 0,3 A	55
Tabela 3.2 - Parâmetros cinéticos de remoção de turbidez e cor aparente em diferentes alturas de reator operado sob mesma densidade de corrente 9,55 A/m ²	61
Tabela 4.1 - Resultados do teste t pareado para a diferença de eficiência de remoção de fluoreto entre os modos contínuo e batelada em diferentes TDHs.....	91
Tabela 4.2 - Comparação de consumo de energia nos modos batelada e fluxo contínuo.	93
Tabela 4.3. Parâmetros hidrodinâmicos do reator obtidos a partir da análise de DTR.....	96

LISTA DE ABREVIATURA E SIGLA

EC	Eletrocoagulação
DQO	Demanda Química de Oxigênio
ALF	Água de Lavagem de Filtros
ETA	Estação de Tratamento de Água
TDH	Tempo de Detenção Hidráulica
CEE	Consumo Energético Específico
ANOVA	Análise de Variância
PRISMA	Preferred Reporting Items for Systematic Reviews and Meta-Analyses
Scopus	Base de dados científica Scopus
Web of Science	Base de dados científica Web of Science
PVC	Policloreto de Vinila
CEE	Consumo Energético Específico
DF	Graus de liberdade
IC 95%	Intervalo de Confiança de 95%
ODS	Objetivos de Desenvolvimento Sustentável
OMS	Organização Mundial da Saúde
UNICEF	Fundo das Nações Unidas para a Infância
US	United States

SUMÁRIO

APRESENTAÇÃO.....	1
CAPÍTULO I.....	3
ESTRUTURA E TEMÁTICA GERAL DA DISSERTAÇÃO.....	3
1.1 INTRODUÇÃO GERAL.....	5
1.2 QUESTÃO DE PESQUISA.....	8
1.3 HIPÓTESE.....	8
1.4 OBJETIVOS.....	8
1.4.1 Geral.....	8
1.4.2 Objetivos específicos.....	9
CAPÍTULO II - REVISÃO DE LITERATURA.....	5
2.1 REFERENCIAL TEÓRICO.....	5
2.1.1 Água e poluição.....	5
2.1.2 Tratamento de água.....	5
2.1.3 Métodos de tratamento de água: uma visão geral.....	6
2.1.4 Reatores em batelada e fluxo contínuo.....	6
2.1.5 Eletrocoagulação.....	8
2.2 ARTIGO DE REVISÃO.....	17
2.2.1 INTRODUÇÃO.....	18
2.2.2 MATERIAL E MÉTODO.....	19
2.2.3 RESULTADOS E DISCUSSÃO.....	21
2.2.4 CONCLUSÃO.....	36
2.2.5 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	37
CAPITULO III – ARTIGO 2.....	43
3.1 INTRODUÇÃO.....	44
3.2 MATÉRIAS E MÉTODOS.....	45
3.3 RESULTADOS E DISCUSSÃO.....	50

3.4 CONCLUSÃO	64
3.5 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	65
CAPÍTULO IV – ARTIGO 3	70
TRANSPOSIÇÃO DE PARÂMETROS DA ELETROCOAGULAÇÃO: AVALIAÇÃO COMPARATIVA ENTRE BATELADA E FLUXO CONTÍNUO NA REMOÇÃO DE FLUORETO	70
4.1 INTRODUÇÃO	71
4.2 MATERIAL E MÉTODOS	72
4.3 RESULTADOS E DISCUSSÃO	82
4.5 CONCLUSÃO	97
4.6 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	97
CAPÍTULO IV – CONSIDERAÇÕES FINAIS E RECOMENDAÇÕES	104
5.1 CONSIDERAÇÕES FINAIS	105
5.2 RECOMENDAÇÕES	106
5.3 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	107
APÊNDICE 1 - VALORES DOS PARÂMETROS EXTRAÍDOS DOS ARTIGOS SELECIONADOS.....	112
APÊNDICE 2 - POLUENTES TRATADOS, OBSERVADOS NOS ESTUDOS SELECIONADOS E SUA OCORRÊNCIA	125
APÊNDICE 3 - TIPOS DE ELETRODOS E SUA FREQUÊNCIA DE OCORRÊNCIA CONFORME IDENTIFICADOS NA ANÁLISE DOS ESTUDOS SELECIONADOS	126

APRESENTAÇÃO

A eletrocoagulação tem sido amplamente estudada e aplicada em regime batelada, apresentando elevada eficiência na remoção de diversos contaminantes. No entanto, para viabilizar sua aplicação em escala real e contínua, torna-se necessária a transposição desse processo para reatores operando em fluxo contínuo, configuração predominante em sistemas de tratamento de água e efluentes. Essa transição envolve não apenas o ajuste de parâmetros eletroquímicos, mas também a compreensão do comportamento hidráulico do reator, fator determinante para o desempenho do processo.

Entre os parâmetros construtivos, o material dos eletrodos e o espaçamento entre eles exercem influência direta sobre a distribuição do campo elétrico, a intensidade de corrente e a formação dos coagulantes eletrogerados. Holt et al. (2002) destacam que a distância entre os eletrodos deve ser otimizada para cada sistema, uma vez que afeta simultaneamente a eficiência de remoção e o consumo energético do processo.

No âmbito operacional, a densidade de corrente aplicada controla a taxa de dissolução anódica e a geração das espécies coagulantes, sendo um dos principais parâmetros de controle da eletrocoagulação. Segundo Mollah et al. (2001), o ajuste adequado da densidade de corrente permite maximizar a eficiência de remoção de contaminantes, reduzindo a formação excessiva de subprodutos e o desgaste prematuro dos eletrodos. O pH inicial da água também desempenha papel fundamental, pois condiciona a especiação dos hidróxidos metálicos formados e a estabilidade dos flocos. Vasudevan et al. (2014) ressaltam que o controle do pH é essencial tanto em sistemas em batelada quanto em fluxo contínuo para se atingir elevada eficiência do processo.

Entretanto, diferentemente do regime batelada, a operação em fluxo contínuo introduz desafios adicionais associados ao padrão de escoamento no interior do reator. O tempo de detenção hidráulica (TDH) passa a ser influenciado pelo regime de fluxo, podendo ocorrer desvios entre o TDH teórico e o TDH real em função de fenômenos como curto-circuito hidráulico, zonas de estagnação e mistura incompleta. Esses efeitos reduzem o tempo efetivo de contato entre os coagulantes gerados e os contaminantes, comprometendo a eficiência da eletrocoagulação.

Chen (2004) destaca que o projeto de reatores eletroquímicos em fluxo contínuo deve considerar a eficiência hidráulica do sistema, assegurando condições adequadas para a

formação, crescimento e separação dos flocos. Dessa forma, o desempenho da eletrocoagulação em fluxo contínuo pode ser superior ou inferior ao observado no modo batelada, dependendo diretamente do comportamento hidráulico do reator e da distribuição do tempo de residência (RTD).

Apesar da relevância desses aspectos, ainda são escassos os estudos que abordam de forma integrada os parâmetros construtivos, operacionais e hidráulicos na transposição da eletrocoagulação do modo batelada para o fluxo contínuo, evidenciando uma lacuna de conhecimento a ser explorada.

Nesse contexto, a presente dissertação, desenvolvida como requisito parcial para a obtenção do título de Mestre em Engenharia Ambiental e Sanitária, está estruturada em cinco capítulos, resultando na produção de três artigos científicos. O estudo busca responder às seguintes questões centrais: quais são os principais parâmetros construtivos, operacionais e hidráulicos que afetam a eficiência da eletrocoagulação na transposição do modo batelada para o fluxo contínuo? E quais ajustes são necessários para que o sistema contínuo apresente eficiência igual ou superior à obtida no regime batelada?

Bernardo João Francisco Companhia

Engenheira Ambiental e dos Recursos Naturais

Março/2026.

CAPÍTULO I

ESTRUTURA E TEMÁTICA GERAL DA DISSERTAÇÃO

Na Figura 1.1 pode ser observado um fluxograma que apresenta as etapas da dissertação, a qual é constituída de quatro capítulos.

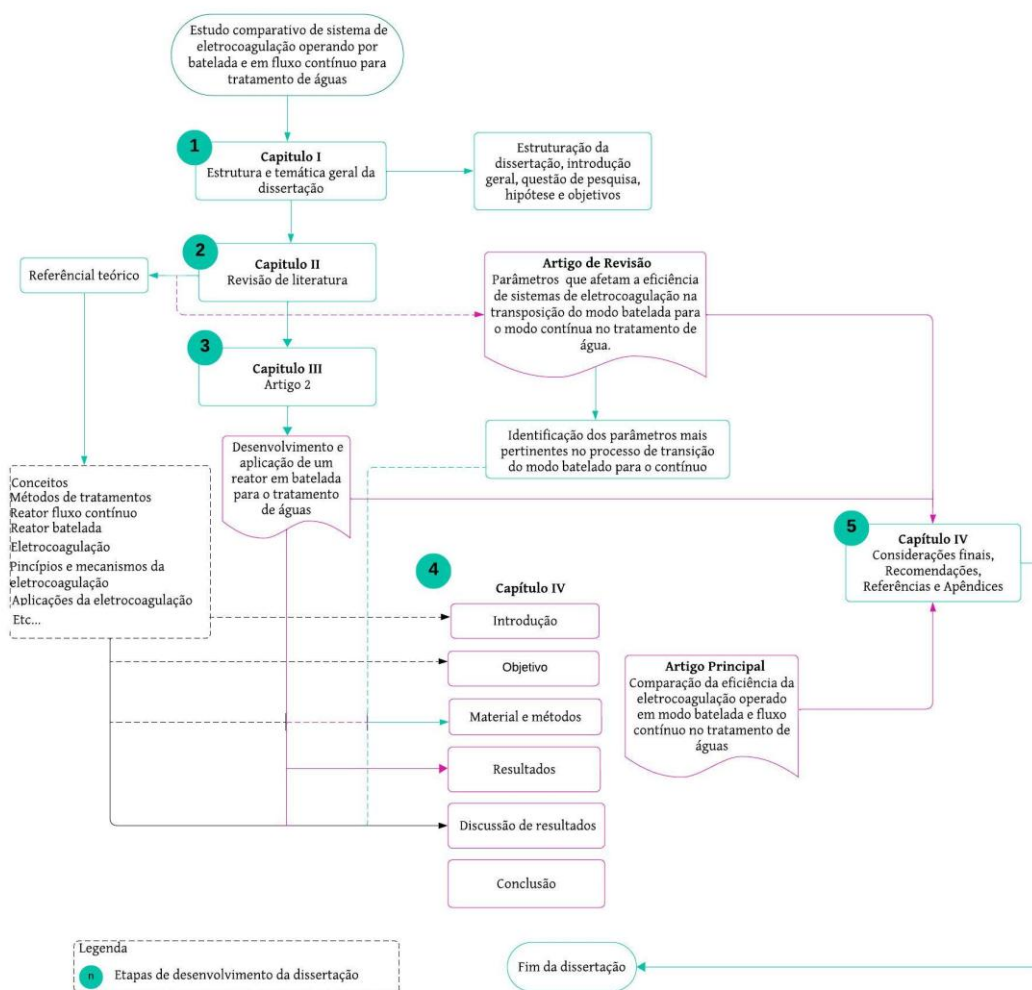


Figura 1.1 - Fluxograma das etapas de desenvolvimento da dissertação

A seguir é apresentado uma breve contextualização do conteúdo de cada capítulo:

Capítulo I – Introdução Geral

Este capítulo inicial estabelece os fundamentos do trabalho, apresentando a questão de pesquisa, as hipóteses levantadas e os objetivos propostos. A introdução contextualiza a relevância do tema, destacando a importância dos sistemas de eletrocoagulação no

cenário atual do tratamento de águas e os desafios enfrentados para aumentar sua eficiência.

Capítulo II – Revisão de Literatura

Este capítulo é dividido em duas partes principais:

Referencial teórico: Apresenta uma análise dos conceitos e fundamentos que embasam a pesquisa, abordando os princípios da eletrocoagulação, parâmetros operacionais e os desafios para transpor sistemas do modo batelada para o modo contínuo.

Artigo de revisão sistemática: intitulado parâmetros que afetam a eficiência de sistemas de eletrocoagulação na transposição do modo batelada para o modo contínuo no tratamento de água, este artigo tem como objetivo identificar, por meio de uma revisão criteriosa da literatura, os principais parâmetros que influenciam a eficiência do processo de eletrocoagulação, fornecendo uma base sólida para as investigações experimentais subsequentes.

Capítulo III – Artigo 2

Intitulado desenvolvimento e aplicação de um reator em batelada para o tratamento de águas, o artigo tem como objetivo desenvolver e aplicar um reator de eletrocoagulação operado em batelada para o tratamento de águas, visando otimizar parâmetros construtivos e operacionais que subsidiem o projeto e o dimensionamento de sistemas contínuos de eletrocoagulação, contribuindo para o avanço da aplicação prática dessa tecnologia no tratamento de águas.

Capítulo IV – Artigo 3

Este capítulo apresenta o artigo científico intitulada comparação da eficiência da eletrocoagulação operada em modo batelada e fluxo contínuo no tratamento de águas. Nele, são descritos os experimentos realizados, caracterização hidrodinâmica do reator em fluxo contínuo, os métodos empregados e os resultados obtidos. A análise detalhada compara a eficiência dos dois modos de operação, destacando os avanços alcançados e os desafios enfrentados, com foco na aplicabilidade prática da tecnologia.

Capítulo V – Considerações Finais

O capítulo final sintetiza as principais conclusões da pesquisa, destacando as contribuições do trabalho para a área de tratamento de águas. Além disso, apresenta

recomendações para futuras investigações, bem como as referências utilizadas e eventuais apêndices que complementam os dados apresentados.

1.1 INTRODUÇÃO GERAL

A água é essencial para a vida, desempenhando um papel crucial na saúde humana, no desenvolvimento econômico e na manutenção dos ecossistemas. A disponibilidade de água limpa e segura permanece como um dos principais desafios globais contemporâneos, sendo reconhecida como prioridade central na Agenda 2030 das Nações Unidas por meio do Objetivo de Desenvolvimento Sustentável 6 (ODS 6), que visa assegurar a disponibilidade e a gestão sustentável da água e do saneamento para todos (United Nations, 2015; WHO & UNICEF, 2023). A poluição da água resulta da introdução de contaminantes químicos, biológicos e físicos provenientes de diversas fontes, como esgoto doméstico, resíduos industriais, e pesticidas agrícolas. Estes poluentes comprometem a qualidade da água (CETESB, 2018)

A degradação da qualidade física, química e microbiológica da água continua a representar um desafio crítico para a saúde pública e para a integridade dos ecossistemas, especialmente em um contexto marcado pelo crescimento populacional, pela urbanização acelerada, pela intensificação das atividades industriais e agrícolas e pelos efeitos das mudanças climáticas. A presença de sólidos em suspensão, contaminantes químicos potencialmente tóxicos e microrganismos patogênicos compromete a potabilidade da água e amplia os riscos à saúde humana.

A exposição contínua à água contaminada está associada não apenas à ocorrência de doenças infecciosas de veiculação hídrica, como diarreias agudas, cólera e disenteria, mas também ao aumento do risco de efeitos crônicos, incluindo distúrbios endócrinos, neurológicos e carcinogênicos, decorrentes da ingestão prolongada de contaminantes químicos. Paralelamente, a deterioração da qualidade da água afeta diretamente os ecossistemas aquáticos, promovendo a perda de biodiversidade, a degradação dos habitats e a redução da disponibilidade de recursos hídricos adequados para abastecimento humano, uso industrial e manutenção dos serviços ecossistêmicos.

Diante desse cenário, torna-se necessária a adoção de tecnologias capazes de assegurar a qualidade da água destinada ao consumo humano, ao uso industrial e à preservação dos ecossistemas aquáticos. De modo geral, os processos de tratamento de água podem ser agrupados em métodos convencionais, como a coagulação e floculação, amplamente

empregados em sistemas de abastecimento, e em tecnologias alternativas, desenvolvidas para o tratamento de águas com diferentes tipos e níveis de contaminação (Chiavola et al., 2023).

Entre essas alternativas, destacam-se processos baseados em separação por membranas, tratamentos biológicos e métodos eletroquímicos, os quais têm sido investigados em função de sua eficiência e potencial de aplicação em diferentes contextos. Nesse grupo, a eletrocoagulação tem recebido atenção crescente devido à sua simplicidade operacional, elevada eficiência de remoção e menor necessidade de aditivos químicos, configurando-se como uma tecnologia promissora para o tratamento de águas contaminadas (Nguyen et al., 2021; Lamhar et al., 2023).

A crescente demanda por água potável, aliada à degradação progressiva das fontes hídricas, tem intensificado a busca por tecnologias de tratamento eficazes e ambientalmente sustentáveis. Nesse contexto, a eletrocoagulação (EC) tem ganhado destaque devido à sua elevada eficiência na remoção de uma ampla gama de poluentes, à redução do volume de lodo em comparação com processos químicos convencionais e à menor necessidade de adição de reagentes externos, podendo operar sob diferentes condições de pH e condutividade (Emamjomeh & Sivakumar, 2009; Mollah et al., 2001).

Entretanto, a aplicação da eletrocoagulação em sistemas de tratamento demanda uma análise criteriosa do consumo de energia elétrica, uma vez que a eficiência do processo está diretamente associada à densidade de corrente aplicada e ao tempo de detenção hidráulica. Dependendo da configuração do reator e do ponto de inserção no sistema de tratamento, a EC pode atuar como etapa primária, secundária ou terciária, influenciando de forma distinta o consumo energético global da estação. Quando adequadamente integrada ao processo, a eletrocoagulação pode reduzir a necessidade de etapas posteriores de tratamento ou de dosagens químicas elevadas, compensando parcialmente o consumo energético associado à operação eletroquímica (Kabdaşli et al., 2012).

Assim, o desempenho energético da eletrocoagulação não deve ser avaliado de forma isolada, mas em função de sua eficiência de remoção, da redução de insumos químicos, da diminuição do volume de lodo gerado e da possibilidade de integração com outras tecnologias de tratamento. O equilíbrio entre eficiência de remoção e consumo energético constitui, portanto, um dos principais desafios para a aplicação da eletrocoagulação em sistemas de fluxo contínuo e em escala real.

A eletrocoagulação é um processo eletroquímico eficiente para o tratamento de águas contaminadas, que utiliza correntes elétricas para dissolver eletrodos metálicos, geralmente de alumínio ou ferro, em uma solução aquosa (Mollah et al., 2001). A aplicação da corrente elétrica provoca a oxidação do metal no ânodo, liberando íons metálicos na solução (Benekos et al., 2021). Esses íons reagem com moléculas de água, formando hidróxidos metálicos como $\text{Al}(\text{OH})_3$ e $\text{Fe}(\text{OH})_3$, que possuem alta capacidade de adsorção de poluentes (Emamjomeh & Sivakumar, 2009). Os hidróxidos formam flocos que agregam contaminantes, incluindo sólidos suspensos, metais pesados e compostos orgânicos (Hussain et al., 2021; Rahaman et al., 2023), e esses flocos podem ser removidos por sedimentação ou filtração completando o processo de purificação da água (Zhao et al., 2011; Abuzaid et al., 2002).

Diversos estudos têm demonstrado a eficácia da eletrocoagulação no tratamento de diferentes tipos de águas contaminadas. Por exemplo, Emamjomeh e Sivakumar (2009) mostraram que a eletrocoagulação pode remover mais de 90% dos metais pesados de águas residuais industriais. E Mollah et al. (2001) destacou a eficiência do processo na descoloração de efluentes têxteis, alcançando uma remoção de cor superior a 95%. Além disso, estudos sobre remoção de flúor (Al-samarai et al, 2022), turbidez (Abuzaid et al, 2002), dureza (Malakootian et al, 2010), E coli (HUSSAIN et al, 2021), cor aparente (Vepsalainen et al, 2012), e coliformes totais (OH et al, 2021), demonstram a aplicação bem-sucedida do método eletrocoagulação.

A eficiência da eletrocoagulação pode ser alcançada tanto em sistemas operando por batelada quanto em fluxo contínuo, desde que parâmetros construtivos e operacionais adequados sejam aplicados a cada método (Mollah et al., 2001). Em sistemas de batelada, o controle preciso das condições operacionais, como tempo de residência, intensidade de corrente e configuração dos eletrodos, permite adaptação às variações de carga poluente, resultando em alta eficiência na remoção de contaminantes (Emamjomeh & Sivakumar, 2009). Por outro lado, sistemas de fluxo contínuo proporcionam operação mais estável, adequada para entradas constantes de água contaminada. Nesse caso, a eficiência depende do ajuste do fluxo, da disposição dos eletrodos e da manutenção de uma corrente constante, garantindo que a formação e remoção dos flocos de contaminantes ocorram de forma contínua e eficaz (Zhao et al., 2011; Hussain et al., 2021).

Apesar do consenso sobre a eficiência potencial da eletrocoagulação em ambos os regimes, ainda existe escassez de estudos comparativos detalhados que investiguem a transposição de parâmetros do modo batelada para o fluxo contínuo. Lacunas permanecem quanto à otimização energética, à adaptação a diferentes tipos de contaminantes e à aplicação em condições reais de operação, especialmente em escala industrial.

Dessa forma, a comparação entre batelada e fluxo contínuo demonstra que, embora os requisitos operacionais possam variar, ambos os métodos podem alcançar eficiência semelhante na remoção de poluentes, desde que as condições específicas de cada sistema sejam cuidadosamente controladas e que sejam considerados os desafios ainda pouco estudados no contexto de aplicação prática (Benekos et al., 2021; Rahaman et al., 2023).

No entanto, para otimizar a aplicação da eletrocoagulação no tratamento de água, questões específicas surgem como, se para obter a mesma eficiência da eletrocoagulação operado por batelada ou fluxo contínuo no tratamento de águas necessitam de parâmetros construtivos e operacionais diferenciados. Diante disso, esta pesquisa tem como objetivo levantar, avaliar e comparar parâmetros construtivos, operacionais e eficiência de sistema de eletrocoagulação operando por batelada e em fluxo contínuo no tratamento de águas.

1.2 QUESTÃO DE PESQUISA

A eficiência da eletrocoagulação em sistemas operado por batelada e fluxo contínuo requer parâmetros construtivos e operacionais diferenciado para obter uma mesma eficiência?

1.3 HIPÓTESE

É possível dimensionar um sistema de eletrocoagulação operado em fluxo contínuo que alcance eficiência de remoção de contaminantes equivalente ou superior à de um sistema em batelada, utilizando os parâmetros operacionais e construtivos obtidos previamente em experimentos de batelada para orientar o projeto e a operação do sistema contínuo.

1.4 OBJETIVOS

1.4.1 Geral

Levantar, avaliar, comparar parâmetros construtivos e operacionais e de eficiência de um sistema de eletrocoagulação operado por batelada e fluxo contínuo

1.4.2 Objetivos específicos

- Identificar e avaliar os principais parâmetros construtivos e operacionais que afetam a eficiência de sistemas de eletrocoagulação na transposição do modo batelada para o modo contínuo no tratamento de água (artigo 1).
- Desenvolver e aplicar um reator em batelada para o tratamento de águas (artigo 2).
- Avaliar e comparar a eficiência de eletrocoagulação operando em modo batelada e fluxo contínuo no tratamento de águas (artigo 3).

CAPÍTULO II - REVISÃO DE LITERATURA

A revisão da literatura foi composta por duas etapas. A primeira é o Referencial Teórico, responsável por fornecer uma base teórica sobre poluição da água, tratamento de água, diferentes métodos empregados no tratamento, os sistemas de eletrocoagulação, seus princípios e mecanismos de funcionamento. O segundo é um artigo de revisão que explora por meio de uma análise sistemática, os principais parâmetros que impactam a eficiência do processo de eletrocoagulação em diferentes modos operacionais.

2.1 REFERENCIAL TEÓRICO

2.1.1 Água e poluição

A água é um bem precioso, indispensável a todas as atividades humanas, e a disponibilidade de água doce não são ilimitadas, por isso, é indispensável preservá-las, controlá-las, e se possível, acrescê-las. E alterar a qualidade da água significa prejudicar a vida do homem e dos outros seres vivos que dela dependem (Derisio, 2016).

A poluição da água pode ser definida como qualquer alteração das propriedades físicas, químicas ou biológicas de um corpo hídrico, causada pela introdução de contaminantes ou por perturbações energéticas, que comprometa sua qualidade e a capacidade de suporte aos ecossistemas e ao uso humano. Essas alterações podem envolver tanto a presença de substâncias em excesso quanto modificações na energia do sistema, como aumento de temperatura, radiação, ou outros desequilíbrios que afetem processos naturais de autodepuração e a sustentabilidade do recurso.

A poluição hídrica é um problema global agravado por resíduos industriais, agrícolas e domésticos, com impacto direto na saúde e no meio ambiente. Contaminantes como metais pesados, nutrientes excessivos e compostos orgânicos persistentes são frequentemente detectados em corpos de água. O uso de tecnologias sustentáveis para remediar esses poluentes está em destaque na literatura recente. Por exemplo, métodos avançados como coagulação e floculação com coagulantes naturais estão emergindo como alternativas promissoras (Tsoutsas et al., 2022; Koul et al., 2024) e eletrocoagulação (Shayan et al., 2024).

2.1.2 Tratamento de água

O tratamento de água consiste na remoção de partículas suspensas e coloidais, matéria orgânica, microrganismos e outras substâncias possivelmente deletérias à saúde humana,

porventura presentes nas águas naturais, aos menores custos de implantação, operação e manutenção, e gerando o menor impacto ambiental às áreas circunvizinhas. As tecnologias de tratamento disponíveis visam a conciliar tais objetivos. Diferentemente do tratamento de águas residuárias de característica predominantemente biológica, as tecnologias de tratamento das águas de abastecimento, na sua quase totalidade, abarcam conjunto de processos e operações físico-químicos (Libânio, 2010).

2.1.3 Métodos de tratamento de água: uma visão geral

Tratamentos Convencionais

Coagulação e Floculação

A coagulação consiste essencialmente na desestabilização das partículas coloidais e suspensas realizada pela conjunção de ações físicas e reações químicas, com duração de poucos segundos, entre o coagulante, usualmente um sal de alumínio ou de ferro, a água e as impurezas presentes (LIBÂNIO, 2010).

A floculação Processo físico no qual as partículas coloidais são postas em contato umas com as outras, de modo a viabilizar o aumento de seu tamanho físico, alterando, assim, sua distribuição granulométrica (FERREIRA FILHO, 2017).

Sedimentação e Filtração

Essas etapas tradicionais permitem a separação física de sólidos e partículas finas. Avanços incluem o uso de membranas de filtração, que oferecem maior capacidade de remoção de sólidos dissolvidos e contaminantes microbiológicos. Apesar disso, seu custo ainda representa um desafio para implementação em larga escala (Koul et al., 2024).

Desinfecção

Métodos clássicos como cloração continuam amplamente utilizados, enquanto tecnologias mais recentes, como a desinfecção UV, ganham relevância pela sua eficiência e ausência de subprodutos químicos. Estudos mostram que a combinação de tecnologias UV com pré-tratamentos convencionais aumenta significativamente a segurança microbiológica da água tratada (Tsoutsas et al., 2022).

2.1.4 Reatores em batelada e fluxo contínuo

A engenharia eletroquímica tem se concentrado no desenvolvimento de reatores eletroquímicos mais avançados, abrangendo aspectos como design, caracterização,

operação e adequação aos processos em que serão aplicados, incluindo análises químicas e tratamentos ambientais (Walsh et al., 1998).

As inovações nessa área têm expandido as possibilidades de configuração dos reatores, permitindo uma maior flexibilidade no tratamento de diferentes tipos de efluentes. Entre as configurações destacam-se os reatores em batelada e os de fluxo contínuo. Segundo Levenspiel (1998), reator em batelada (figura 2.1) é um sistema fechado onde as reações químicas ou os processos de tratamento ocorrem em um volume fixo de material, sem a entrada ou saída de fluxo durante a operação. Todo o material é inserido no início, e o reator é operado até que a reação ou processo seja concluído. Este tipo de reator é amplamente utilizado devido à sua simplicidade e flexibilidade, especialmente em aplicações laboratoriais e industriais que demandam controle rigoroso sobre as condições do processo.

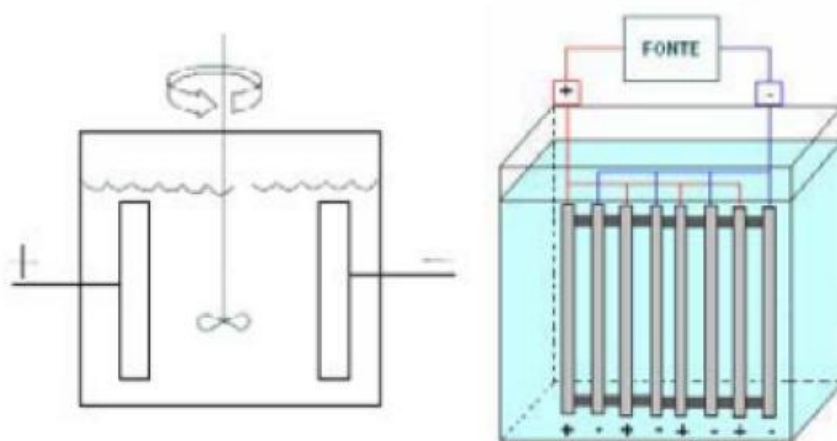


Figura 2.1 - Esquema de reator em batelada

Fonte: Oliveira et al. (2003).

Já os reatores de fluxo contínuo (figura 2.2), os produtos formados são continuamente removidos. Este tipo de reator é projetado para operar de forma estável ao longo do tempo, sendo amplamente utilizado em processos industriais e laboratoriais. A eficiência e o desempenho de um reator de fluxo contínuo dependem do tempo de residência, da geometria do reator e das condições de operação (Fogeler, 2020).

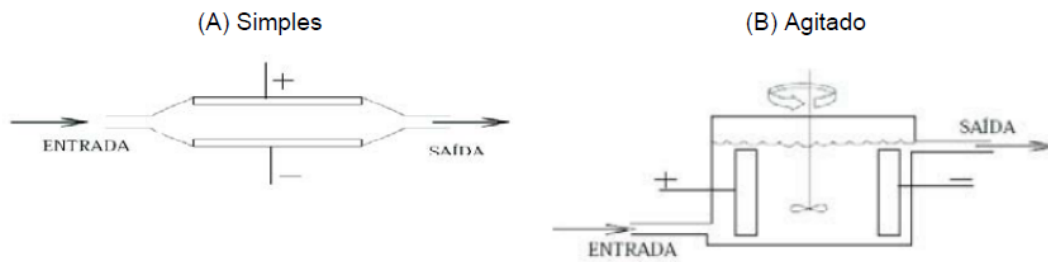


Figura 2.2 - Esquema de reator em fluxo contínuo

Fonte: Oliveira et al. (2003).

Comparações entre os dois tipos de reatores mostram que os reatores em batelada são ideais para tratamentos em menor escala ou quando há necessidade de alta flexibilidade e controle operacional, enquanto o fluxo contínuo oferece vantagens em termos de custo e capacidade para grandes fluxos. A escolha entre os sistemas depende do contexto de aplicação, incluindo características do efluente, requisitos regulatórios e disponibilidade de espaço físico (Kumar, 2022).

2.1.5 Eletrocoagulação

A eletrocoagulação (EC) é uma técnica avançada de tratamento de água que utiliza corrente elétrica para remover contaminantes. Os princípios e mecanismos que regem esse processo envolvem a geração de coagulantes *in situ*, reações químicas e físico-químicas para neutralizar e separar poluentes, com base nas interações entre íons metálicos, matéria orgânica e partículas suspensas (Mollah et al., 2001; Chen 2004; Vepsäläinen 2012).

Princípios básicos da eletrocoagulação

O processo de eletrocoagulação baseia-se em três princípios fundamentais:

1) Oxidação e Redução Eletroquímica

Durante a operação, os eletrodos metálicos (geralmente alumínio ou ferro) sofrem oxidação no ânodo, liberando íons metálicos (Fe^{2+}/Fe^{3+} ou Al^{3+}). Simultaneamente, no cátodo, ocorre a redução da água, gerando gás hidrogênio:

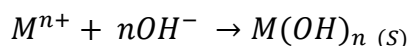
- Ânodo: $M \rightarrow M^{n+1} + ne^{-}$
- Cátodo: $2H_2O + 2e^{-} \rightarrow H_{2(g)} + 2OH^{-}$

Esses íons metálicos formam hidróxidos que atuam como coagulantes químicos para remover contaminantes. Estudos como o de Lakshmanan et al., (2009) confirmam que a

formação de espécies iônicas (Fe^{2+} e Fe^{3+}) é influenciada pelas condições operacionais, como pH e densidade de corrente.

2) Formação de Hidróxidos e Flocos

Os íons metálicos reagem com a água, formando hidróxidos metálicos $\text{M}(\text{OH})_n$, que adsorvem e aglomeram partículas coloidais e contaminantes dissolvidos:



Segundo Ratna Kumar et al. (2004), a remoção de contaminantes, como arsênio, é maximizada em condições de pH ajustadas para favorecer a formação de espécies coagulantes.

3) Produção de Bolhas de Gás

A reação eletroquímica gera bolhas de hidrogênio e oxigênio, que auxiliam no arraste de flocos e contaminantes suspensos para a superfície (flotação). Este mecanismo é particularmente eficaz para partículas de baixa densidade.

Mecanismos de remoção de contaminantes

Os principais mecanismos de remoção por eletrocoagulação incluem:

a) Precipitação Química

Contaminantes solúveis, como metais pesados, reagem com os íons metálicos gerados no ânodo para formar compostos insolúveis. Por exemplo, o arsênio forma compostos estáveis ao interagir com hidróxidos de ferro (Chen et al., 2014;)

b) Adsorção

Estudos recentes demonstram que a adsorção desempenha um papel crucial, onde os hidróxidos metálicos, como $\text{Al}(\text{OH})_3$ e $\text{Fe}(\text{OH})_3$, possuem uma alta capacidade de adsorver diversos tipos de poluentes, incluindo metais pesados, partículas em suspensão e orgânicos (Benekos et al., 2021; Rahaman et al., 2023).

c) Neutralização de Carga

Coloides e partículas em suspensão na água possuem cargas elétricas que estabilizam suas dispersões. Os íons metálicos gerados pela EC neutralizam essas cargas, permitindo a aglomeração e a separação dos contaminantes (Lakshmanan et al., 2009).

d) Co precipitação

Durante a formação dos flocos, partículas contaminantes são capturadas na estrutura do precipitado, um processo que é particularmente eficiente para poluentes como arsênio e fosfato (Ratna kumar et al., 2004).

e) A eletroflotação

Ocorre quando gases como oxigênio e hidrogênio gerados pela eletrólise da água formam bolhas finas que aderem aos flocos e partículas, fazendo-os flutuar até a superfície, facilitando sua remoção por separação física (Mollah et al., 2001; Holt et al., 2002).

Mecanismos de Formação de Bolhas na Eletrocoagulação (EC/EF)

Na eletrocoagulação, além da geração de coagulantes metálicos *in situ* por eletrólise dos eletrodos, ocorre a formação de gás principalmente no cátodo, geralmente hidrogênio e, em menor extensão, oxigênio no ânodo. Esses gases nucleiam como microbolhas diretamente na superfície dos eletrodos, as quais aderem às partículas coaguladas e ajudam a deslocá-las para a superfície por flutuação, um fenômeno denominado eletroflotação. Essa etapa pode ser considerado parte integrante do processo de eletrocoagulação/flotação (ECF), no qual ocorre simultaneamente a desestabilização dos poluentes e sua remoção por subida associada às bolhas eletrogênicas (Emamjomeh & Sivakumar, 2009).

A eletroflotação em ECF engloba basicamente quatro etapas: (1) geração de microbolhas por eletrólise, (2) contato das bolhas com partículas suspensas, (3) adesão ou agregação bolha-partícula e (4) subida por flutuação até a superfície, onde os agregados podem ser removidos (Neto et al., 2022).

Esse mecanismo difere da simples coagulação por eletrólise porque as bolhas eletrolíticas não são apenas subprodutos, mas atuam ativamente na remoção de partículas que seriam difíceis de sedimentar, como sólidos finos, hidrocarbonetos e emulsões orgânicas (Emamjomeh & Sivakumar, 2009).

Flotação por Ar Dissolvido (DAF): Como as Bolhas São Geradas e Interação com as Partículas

A flotação por ar dissolvido (DAF) é um processo físico-químico estabelecido em tratamento de água e efluentes, onde microbolhas de ar são geradas ao dissolver ar comprimido em água sob alta pressão e depois liberar essa pressão em um tanque de flotação. As bolhas formadas, geralmente entre 20 µm e 100 µm, interagem com partículas pré-floculadas, aderindo a elas e promovendo a ascensão por diferença de densidade, formando uma camada superficial que é removida por raspadores mecânicos (Muñoz-Alegría et al., 2021).

A etapa de pré-tratamento químico é frequente em DAF, pois a coerência entre as partículas e as bolhas depende fortemente da formação de agregados grandes e estáveis, o que muitas vezes exige o uso de coagulantes e floculantes antes da flotação (Muñoz-Alegría et al., 2021).

Comparação entre Eletroflotação (ECF) e Flotação por Ar Dissolvido (DAF)

Embora ambos os processos se utilizem da força de flutuação de microbolhas, suas diferenças operacionais e mecanismos de geração de bolhas impactam o desempenho e aplicação:

a) Geração de Bolhas

- Na ECF, as microbolhas são produzidas diretamente por eletrólise no interior do reator, sem necessidade de sistema de saturação de ar pressurizado externo. Essa geração distribuída pode propiciar uma maior uniformidade na interação bolha-partícula dentro do volume do reator (Emamjomeh & Sivakumar, 2009).
- Na DAF, as microbolhas são geradas fora do tanque por saturação e liberação de ar sob pressão, e posteriormente introduzidas no tanque de flotação, exigindo equipamentos adicionais e controle de pressão para manter um tamanho ótimo das bolhas (Muñoz-Alegría et al., 2021).

b) Integração com Coagulação

- Na ECF a coagulação e geração de bolhas ocorrem simultaneamente e num mesmo espaço, promovendo a formação de agregados gás-coágulo que facilitam a remoção direta (Emamjomeh & Sivakumar, 2009).

- Em DAF normalmente há uma *separação de etapas*: coagulação química e floculação precedem a flotação, de modo que as partículas já devem estar pré-agregadas antes da interação com as bolhas (Muñoz-Alegría et al., 2021).
- c) Eficiência e Aplicações
- A ECF pode ser vantajosa em aplicações onde se busca reduzir insumos químicos externos e otimizar a integração entre geração de coagulantes e flotação, especialmente em efluentes industriais complexos (Emamjomeh & Sivakumar, 2009).
 - A DAF é amplamente usada em setores industriais e municipais para remoção robusta de sólidos suspensos, óleos e graxas após um preparo químico apropriado (Muñoz-Alegría et al., 2021).

Impacto das Bolhas no Transporte de Massa e Eficiência de Separação

Microbolhas de menor tamanho, quer sejam eletrolíticas ou originadas de DAF, proporcionam maior área superficial e, portanto, maior probabilidade de interação com partículas finas, elevando a chance de adesão e conseqüentemente a eficiência de remoção. A dinâmica de flutuação, inclusive, é influenciada pelo tamanho e distribuição das bolhas, que afetam diretamente a velocidade de subida e a estabilidade dos agregados gás-partícula (Kayzas & Matis, 2018).

Além disso, a produção contínua de microbolhas em ECF pode promover maior agitação local e transferência de massa, facilitando o contato entre coagulantes hidroxídicos eletrólitos e contaminantes, o que é um diferencial em comparação com DAF, onde a energia para formação de bolhas é consumida externamente ao sistema de contato.

Taxa de Aplicação da corrente elétrica na Eletrocoagulação

Na eletrocoagulação, a taxa de aplicação está diretamente associada à intensidade com que a corrente elétrica é fornecida ao sistema, sendo usualmente expressa como densidade de corrente ($A \cdot m^{-2}$) ou como carga elétrica aplicada por volume tratado ($C \cdot L^{-1}$). Esse parâmetro governa simultaneamente a taxa de dissolução do eletrodo, a geração de espécies coagulantes e a formação de microbolhas gasosas, constituindo um dos fatores mais determinantes para o desempenho do processo (Mollah et al., 2001; Holt et al., 2005).

Segundo Mollah et al. (2001), a quantidade de coagulante metálico gerado *in situ* é diretamente proporcional à corrente aplicada, conforme a Lei de Faraday, o que estabelece uma relação direta entre a taxa de aplicação elétrica e a eficiência de desestabilização dos contaminantes. De forma complementar, Holt et al. (2005) destacam que a densidade de corrente controla não apenas a produção de hidróxidos metálicos, mas também a intensidade da geração gasosa, influenciando os mecanismos de flotação eletrolítica.

Influência da Taxa de Aplicação da corrente elétrica na Geração de Coagulantes

O aumento da densidade de corrente promove maior taxa de oxidação do ânodo (Al ou Fe), resultando em maior liberação de íons metálicos que rapidamente se hidrolisam formando hidróxidos amorfos com elevada capacidade de adsorção. Entretanto, estudos demonstram que taxas excessivamente elevadas podem levar à produção descontrolada de coagulantes, aumento do volume de lodo e redução da eficiência energética global do sistema (Mollah et al., 2001; Chen et al, 2004).

Chen et al. (2004) demonstraram que existe uma faixa ótima de densidade de corrente na qual a eficiência de remoção é maximizada sem penalizar significativamente o consumo energético, evidenciando que a taxa de aplicação deve ser cuidadosamente ajustada durante o projeto e operação do reator.

Taxa de Aplicação da corrente elétrica e Eficiência Energética

A taxa de aplicação também exerce influência direta sobre o consumo energético específico (CEE). Densidades de corrente moderadas tendem a proporcionar um balanço mais favorável entre eficiência de remoção e energia consumida, enquanto densidades muito elevadas aumentam as perdas ôhmicas e o aquecimento do meio, reduzindo a eficiência energética do processo (Chen et al, 2004; Al-Qodah et al., 2025).

Al-Qodah et al. (2025), em uma revisão crítica sobre sistemas contínuos de eletrocoagulação, destacam que a otimização da taxa de aplicação elétrica é essencial para garantir a viabilidade do processo em escala industrial, especialmente quando se busca transpor dados de batelada para fluxo contínuo.

Relação entre Taxa de Aplicação da corrente elétrica e Formação de Microbolhas

Além da geração de coagulantes, a taxa de aplicação controla a produção de microbolhas de hidrogênio e oxigênio, responsáveis pela flotação integrada no processo de eletrocoagulação. Densidades de corrente mais elevadas aumentam a taxa de nucleação de bolhas, favorecendo a adesão partícula-bolha e a remoção de sólidos leves e partículas finas (Holt et al., 2005).

No entanto, Holt et al. (2005) ressaltam que a geração excessiva de bolhas pode induzir turbulência local excessiva, prejudicando a estabilidade dos flocos formados. Assim, a taxa de aplicação deve ser definida de modo a maximizar a eficiência de flotação sem comprometer a integridade dos agregados.

Taxa de Aplicação Hidráulica (TAH)

A TAH, também referida em muitos contextos como *hydraulic loading rate (HLR)* é um parâmetro fundamental na engenharia de reatores contínuos de tratamento de águas e efluentes. Ela representa a vazão volumétrica aplicada por unidade de área de seção transversal do sistema, influenciando diretamente a distribuição do tempo de detenção hidráulica (TDH), as características hidrodinâmicas do fluxo e, conseqüentemente, a eficiência dos mecanismos de remoção de contaminantes e transporte de massa dentro do reator.

Matematicamente, a TAH é definida como:

$$TAH = \frac{Q}{A}$$

onde:

- **Q** é a vazão volumétrica afluyente ($m^3 \cdot h^{-1}$ ou $m^3 \cdot d^{-1}$) e
- **A** é a área transversal de referência (m^2) do reator ou unidade de tratamento.

Essa definição reflete a intensidade com que o sistema é hidraulicamente carregado e está diretamente relacionado ao comportamento do fluido dentro do reator, incluindo a formação de zonas de estagnação, o regime de escoamento e o tempo de contato entre partículas, coagulantes e fases gasosas (quando presentes) (Warmadewanthi et al., 2023).

Papel da TAH na Hidrodinâmica de Reatores Contínuos

A TAH define como o fluido se move através do sistema. Em unidades contínuas, como reatores de eletrocoagulação (EC) ou leitos biológicos, a TAH influencia diretamente a distribuição de tempos de residência (DTR). Uma TAH elevada corresponde a menor tempo médio de contato, o que pode resultar em:

- Menor remoção de contaminantes por menor tempo de interação das partículas com agentes coagulantes ou biomassa;
- Maior risco de “arraste” de sólidos não removidos.

Por outro lado, TAHs mais baixas aumentam o tempo de contato, melhorando a probabilidade de formação de flocos coesos e a interação entre fases, mas podem acarretar custos operacionais e necessidade de maior área do reator (Warmadewanthi et al., 2023).

Estudos hidrodinâmicos em reatores contínuos, como células de eletrocoagulação operadas em fluxo constante, demonstram que a variação da vazão (e, portanto, da TAH) altera claramente a eficiência de remoção, indicando que a hidrodinâmica é um parâmetro crítico para otimização de desempenho. Por exemplo, análises de curvas de distribuição de tempo de residência (RTD) em um reator contínuo de eletrocoagulação mostraram que diferentes taxas de fluxo produzem perfis de DTR significativamente distintos, influenciando diretamente a remoção de turbidez e, por extensão, a eficiência energética e operacional do sistema (Salinas-Echeverría et al., 2023).

TAH e Tempo de Detenção Hidráulica (TDH)

Como a TAH está diretamente associada à vazão por área, existe uma relação inversa com o tempo de detenção hidráulica:

$$TDH = \frac{V}{Q}$$

onde:

- V representa o volume útil do reator.

Uma TAH alta implica menor TDH, diminuindo o tempo disponível para processos de remoção, tais como coagulação, floculação e até mesmo flotação eletrolítica em sistemas de EC. Inversamente, uma TAH baixa implica um TDH maior, potencialmente

melhorando a remoção, mas reduzindo a produtividade volumétrica do sistema. Essa relação é crucial ao projetar reatores de fluxo contínuo que dependem tanto de reações químicas quanto de fenômenos hidrodinâmicos para eficiência operacional (Warmadewanthi et al., 2023).

No tratamento de águas naturais ou efluentes industriais, ajustar a TAH para conferir um equilíbrio entre tempo de contato e produção volumétrica é uma das principais estratégias de projeto para maximizar eficiência sem comprometer a produtividade do sistema.

Implicações para Eletrocoagulação em Fluxo Contínuo

Na eletrocoagulação operada em fluxo contínuo, a TAH interage com parâmetros eletroquímicos, como densidade de corrente, para definir a eficiência do processo. Em configurações onde as microbolhas gasosas geradas eletroliticamente promove flotação ou onde os coagulantes precisam de tempo para interagir com os poluentes, a TAH não pode ser analisada isoladamente, mas em conjunto com:

- Distribuição de tempo de residência;
- Formação e estabilidade de flocos;
- Regime de escoamento (laminar vs. turbulento).

Essa integração é essencial para dimensionar sistemas contínuos que possam transpor com fidelidade as condições obtidas em batelada para uma operação contínua eficiente.

Aplicações da eletrocoagulação no tratamento de águas

A eletrocoagulação tem se destacado como uma técnica eficaz e economicamente acessível para a remoção de diversos efluentes. Com uma construção simples, facilidade de operação e uma taxa de reação rápida, esse método vem recebendo crescente atenção tanto em aplicações práticas quanto em estudos científicos. Os esforços atuais estão direcionados à sua otimização, buscando reduzir o consumo energético e aumentar a eficiência na remoção de poluentes, tornando-o ainda mais viável e sustentável (Palahouanea et al., 2015).

A eletrocoagulação tem sido amplamente aplicada no tratamento de águas residuais industriais devido à sua eficácia na remoção de contaminantes diversos. Emamjomeh e Sivakumar (2009) discutem casos em que a eletrocoagulação foi utilizada para tratar efluentes de indústrias têxteis, galvanoplastia, e fabricação de papel, destacando alta eficiência na remoção de corantes, metais pesados e compostos orgânicos.

Estudos como os de Kobya et al. (2010) mostram que a eletrocoagulação pode ser adaptada para tratar águas superficiais contaminadas por nutrientes agrícolas e poluentes industriais, sendo eficaz na remoção de metais pesados e outros contaminantes.

Rodrigo (2010) exploram a aplicação da eletrocoagulação no tratamento de águas urbanas para remover poluentes emergentes e microplásticos, demonstrando resultados promissores na melhoria da qualidade da água potável e ambiental.

2.2 ARTIGO DE REVISÃO

Artigo pública na revista *Environmental Science and Pollution Research*, com o DOI a seguir: <https://doi.org/10.1007/s11356-025-36962-8>

DA BATELADA AO CONTÍNUO NA ELETROCOAGULAÇÃO: PARÂMETROS-CHAVE PARA O ESCALONAMENTO EFICIENTE NO TRATAMENTO DE ÁGUAS

Bernardo João Francisco Companhia; Paulo Sérgio Scalize

RESUMO

A presença crescente de compostos recalcitrantes em águas e efluentes, como metais pesados, corantes, fluoretos e fármacos, desafia os métodos convencionais de tratamento, que frequentemente apresentam baixa eficiência, elevado consumo de reagentes ou geração de subprodutos indesejados. Nesse contexto, a eletrocoagulação se apresenta como uma alternativa promissora, por gerar coagulantes *in situ*, reduzir a necessidade de aditivos químicos e apresentar alta eficiência na remoção desses poluentes. O objetivo deste estudo foi identificar os parâmetros construtivos e operacionais que mais influenciam a eficiência na transição de sistemas em batelada para sistemas contínuos de eletrocoagulação. Para isso, realizou-se uma revisão cienciométrica baseada na metodologia PRISMA, com análise estatística de 60 artigos das bases Scopus e Web of Science. Os resultados indicaram que os poluentes mais investigados foram DQO, turbidez e cor aparente, com predominância de eletrodos de alumínio e ferro. A eficiência média de remoção foi ligeiramente superior no modo batelada, porém sem diferença estatística significativa em relação ao contínuo ($p > 0,05$). Parâmetros como pH inicial e espaçamento entre eletrodos impactaram positivamente a eficiência, enquanto densidade de corrente e área de eletrodo mostraram correlação negativa. Conclui-se que a transição de reatores de batelada para contínuo é viável, desde que sejam realizados ajustes adequados nos parâmetros operacionais e construtivos, fornecendo subsídios práticos para o escalonamento em aplicações industriais.

Palavras-chave: Eletroflotação, reatores eletroquímicos, escalonamento de processos, tratamento de efluentes, design de reatores.

2.2.1 INTRODUÇÃO

A eletrocoagulação (EC) tem se consolidado como uma alternativa eficiente à coagulação química no tratamento de águas e efluentes, destacando-se pela redução do uso de agentes químicos, menor produção de lodo, simplicidade operacional, adaptabilidade a diferentes tipos de água e elevada eficiência na remoção de contaminantes recalcitrantes, como metais pesados, corantes, óleos, fluoretos, fármacos e compostos orgânicos persistentes (Boinpallyb et al., 2023; Jo et al., 2024; Shokri & Fard, 2022). Estudos recentes demonstram que a EC oferece vantagens ambientais e operacionais em relação aos processos convencionais, ampliando seu potencial de aplicação em contextos industriais diversos (Grecco et al., 2022; Jo et al., 2024).

O processo baseia-se na geração *in situ* de coagulantes a partir da dissolução eletroquímica de eletrodos metálicos, promovendo a desestabilização de partículas e a formação de flocos removíveis por sedimentação ou flotação (Visigalli et al., 2021; Martins et al., 2024). A EC pode ser operada em modo batelada, amplamente utilizado em estudos experimentais devido ao controle preciso de parâmetros como densidade de corrente, pH, concentração inicial do poluente, distância entre eletrodos e tempo de tratamento (Rodrigues et al., 2020), ou em modo contínuo, favorecido pela compatibilidade com processos em fluxo, maior produtividade e potencial de automatização industrial (Al-Rubaye et al., 2024; Al-Qodah et al., 2025).

Apesar de promissora, a operação contínua apresenta desafios, incluindo otimização do projeto de reatores, controle da hidrodinâmica, prevenção da passivação dos eletrodos e ajuste adequado de variáveis operacionais, como densidade de corrente, tempo de residência e configuração dos eletrodos (Ingelsson et al., 2020; Salinas-Echeverría et al., 2023). Pesquisas recentes destacam avanços no design de reatores contínuos e na aplicação da EC para remoção de fármacos e poluentes de preocupação emergentes (López-Guzmán et al., 2021; Al-Qodah et al., 2025), bem como estratégias de otimização baseadas em reatores modulares, eletrodos alternativos e modelagem matemática (Shokri & Fard, 2022).

Embora haja considerável conhecimento disponível, análises quantitativas que integrem a eficiência da EC nos modos batelada e contínuo ainda são limitadas. Este trabalho tem

como objetivo identificar e avaliar os principais parâmetros construtivos e operacionais reportados na literatura que influenciam a eficiência de sistemas de eletrocoagulação na transição do modo batelada para o contínuo, contribuindo para a otimização e viabilidade econômica do processo em maiores escalas.

2.2.2 MATERIAL E MÉTODO

Este estudo foi conduzido por meio de uma revisão cienciométrica sistemática com base no protocolo PRISMA, complementada por análises estatísticas descritivas e inferenciais. O procedimento metodológico seguiu cinco etapas principais (Figura 2.3):

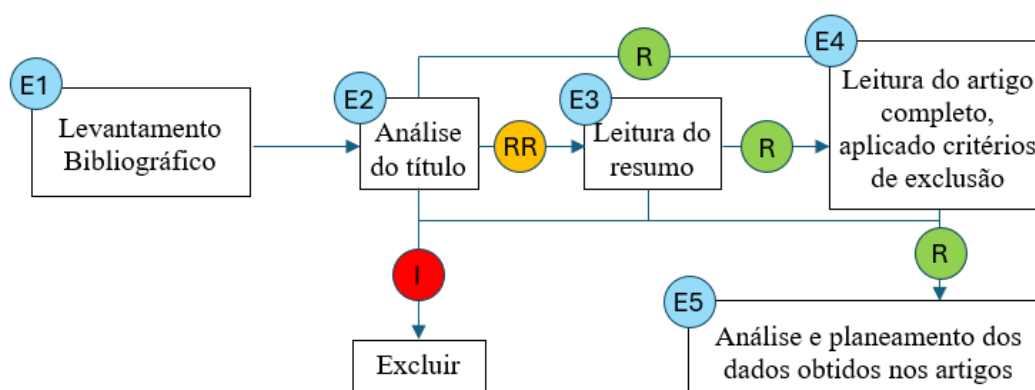


Figura 2.3 - Fluxograma das etapas de desenvolvimento da revisão cienciométrica, no Scopus e Web of Science usando a metodologia PRISMA

Nota: E = etapa; R = relevante; RR = verificar relevância; I = irrelevante.

Fonte: autores

Levantamento bibliográfico

Na etapa 1, realizou-se a busca de artigos nas bases *Scopus e Web of Science* utilizando a seguinte string: [(*electrocoagulation OR electroflotation*) AND (*continuous OR flow*) AND (*batch*) AND ("*water treatment*" OR *wastewater*)]. Os resultados foram refinados para incluir apenas artigos científicos revisados por pares, sendo excluídas revisões, livros, capítulos, trabalhos de conferências, editoriais e cartas. Não foram aplicadas restrições quanto a idioma, período de publicação ou país de origem.

Triagem e classificação dos artigos

Na etapa 2, os artigos identificados na etapa 1, foram classificados com base no título em três categorias:

- Irrelevante (I): conteúdo do título sem alinhamento ao tema → excluídos;
- Revisar relevância (RR): conteúdo do título demonstrando relevância incerta relacionada ao tema → enviados à leitura de resumo (Etapa 3);
- Relevante (R): conteúdo do título diretamente relacionado ao tema → enviados à leitura completa (Etapa 4). Artigos duplicados foram eliminados nesta fase.

Na etapa 3, os resumos dos artigos classificados como RR foram avaliados, sendo novamente categorizados como R ou I.

Leitura completa e critérios de exclusão

Na etapa 4, os artigos classificados como R nas etapas anteriores, passaram por leitura integral, aplicando-se os seguintes critérios de exclusão:

- i) ausência de resultados experimentais;
- ii) ausência de comparação ou relação entre os modos batelada e contínuo.

Apenas os estudos que atenderam a esses critérios foram mantidos como relevantes (R) e passados pra a etapa 5.

Extração e organização dos dados

Na etapa 5, procedeu-se à extração e tabulação dos dados dos artigos selecionados. Para artigos que abordavam múltiplos contaminantes, cada poluente foi considerado de forma independente, de modo que um único estudo poderia originar mais de uma entrada na planilha.

As variáveis extraídas incluíram:

- Parâmetros experimentais: tipo de poluente, eficiência de remoção, tipo de eletrodo, arranjo experimental, tempo de detenção, voltagem, corrente, densidade de corrente, pH, condutividade, vazão, área e espaçamento entre eletrodos;
- Aspectos econômicos: custo de implementação, manutenção, operação e consumo de energia.

Análise estatística

As análises foram conduzidas no software RStudio (versão 4.4.1). Inicialmente, aplicou-se estatística descritiva, com análise de frequências de variáveis qualitativas (tipo de eletrodo, poluente tratado).

Para comparar a eficiência de remoção entre os modos batelada e contínuo, utilizou-se ANOVA, seguida do teste post-hoc de Tukey. Os resultados foram representados por boxplots comparativos.

Adicionalmente, ajustou-se um modelo de regressão linear múltipla para avaliar a contribuição de parâmetros construtivos e operacionais (densidade de corrente, pH inicial, tempo de reação, área e distância entre eletrodos, corrente, voltagem, volume de tratamento). Foram também construídos gráficos de dispersão com regressão linear para analisar tendências individuais.

Por fim, a influência da vazão no modo contínuo foi explorada por meio de um boxplot segmentado por faixas de vazão, evidenciando padrões associados a esse parâmetro.

2.2.3 RESULTADOS E DISCUSSÃO

A busca bibliográfica na primeira etapa resultou em 239 publicações. Após a análise realizada na segunda etapa, 85 trabalhos foram excluídos por não atenderem à temática proposta, restando 154 estudos. Desses, 37 foram encaminhados diretamente à quarta etapa por apresentarem títulos claramente relacionados ao tema. Outros 79 trabalhos foram excluídos na terceira etapa, uma vez que os conteúdos de seus resumos não estavam adequados à temática. Assim, 38 trabalhos foram somados aos 37 já existentes na Etapa 4. Ao aplicar os critérios de exclusão nesta etapa, 60 trabalhos foram selecionados e 15 foram excluídos. Esses 60 trabalhos seguiram para a Etapa 5, onde foram analisados na íntegra, resultando na exclusão de 179 trabalhos ao todo.

Os resultados obtidos estão no apêndice 1 e foram analisados e discutidos em itens, como segue:

Parâmetros construtivos e operacionais no processo da eletrocoagulação/eletroflotação

Dentre os artigos selecionados, foram identificados 12 parâmetros, sendo 10 quantitativos e 2 qualitativos (apêndice 2), entre construtivos e o operacionais. Na Tabela 2.1 é apresentado um resumo dos dados obtidos, incluindo mínimo, máximo, mediana e média com DP e CV. Uma análise da variação dos resultados de cada parâmetros é apresentado na Figura 2.4.

Tabela 2.1 - Resumo dos valores de cada parâmetro analisado

	Parâmetro	Mínimo	Mediana	Média	Máximo	DP	CV (%)
Construtivo	Área de eletrodo (EI) (cm ²)	3,7	150	364	5230	597	164
	Distância eletrodo (EI) (cm)	0,15	1,0	1,61	5,0	1,25	77,6
	Material do eletrodo			Qualitativo			
	Volume de tratamento (L)	0,2	1,8	156	5000	850	546
Operacional	Vazão (mL/min)	1	100	417,0	6000	984,0	236,0
	Voltagem fonte (V)	2,9	10,0	15,6	60,0	12,5	80,4
	Tempo (min)	1	40	58	300	52	90
	Corrente fonte (A)	0,028	1,02	3,04	20	4,48	147
	pH Inicial	2,0	6,5	6,21	11,1	1,85	29,7
	Densidade de corrente (CD) (A/m ²)	2,5	65	109	900	127	117
	Condutividade inicial (µS/cm)	32	1790	3450	19000	4577	133
Poluente pesquisado			Qualitativo				

Fonte: autores

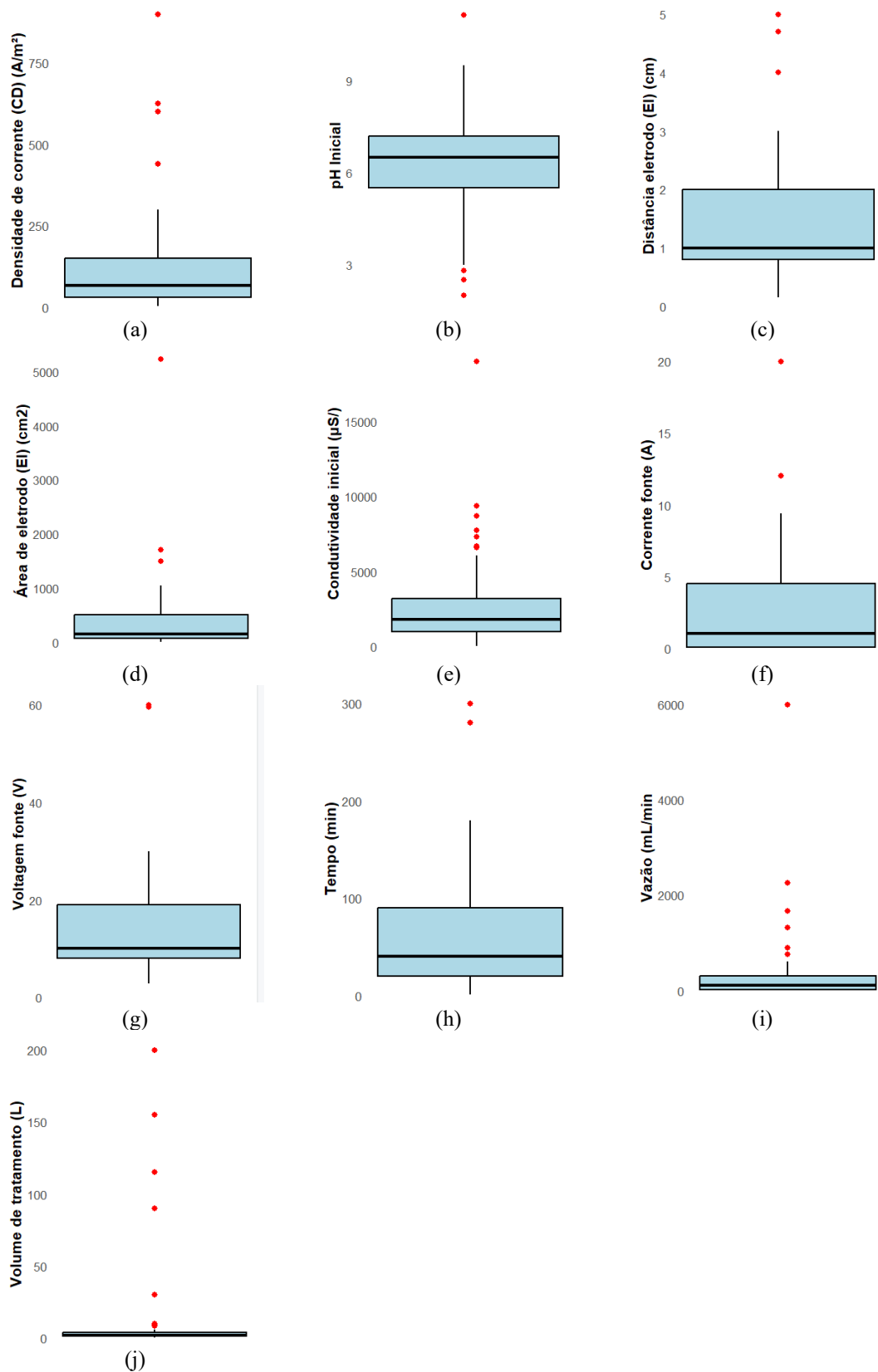


Figura 2.4 - Distribuição dos distribuição de densidade de corrente (a), pH inicial (b), distância entre eletrodos (c), área de eletrodo (d), condutividade elétrica (e), corrente (f), voltagem (g), tempo (h), vazão (i), e volume de tratamento (j) de estudos selecionados

Fonte: autores

Com base nos valores dos 10 parâmetros foi elaborado um modelo de regressão linear múltipla, para aferir a influência conjunta dos parâmetros na eficiência da eletrocoagulação. Além disso, gráficos de dispersão com linhas de regressão linear para avaliar a influência individual de cada parâmetro na eficiência do processo eletrocoagulação. E os resultados são apresentados nos tópicos a seguir:

Parâmetros qualitativos

Apresentam-se, a seguir, os resultados dos parâmetros qualitativos no processo da eletrocoagulação e sua respectiva ocorrência nos estudos analisados.

Poluentes mais frequentes

Entre os 60 artigos analisados, foram identificados 31 poluentes tabela 3 (apêndice 3), com predominância da demanda química de oxigênio (DQO) (23%), cor aparente (11%) e turbidez (9%) (Figura 2.5a e 2.5b). Esses parâmetros físicos e químicos são amplamente empregados por representarem indicadores globais da qualidade da água e pela facilidade e baixo custo de análise, além de estarem diretamente relacionados a requisitos regulatórios (Carmona et al., 2020; Hellal et al., 2023; Carpes et al., 2023).

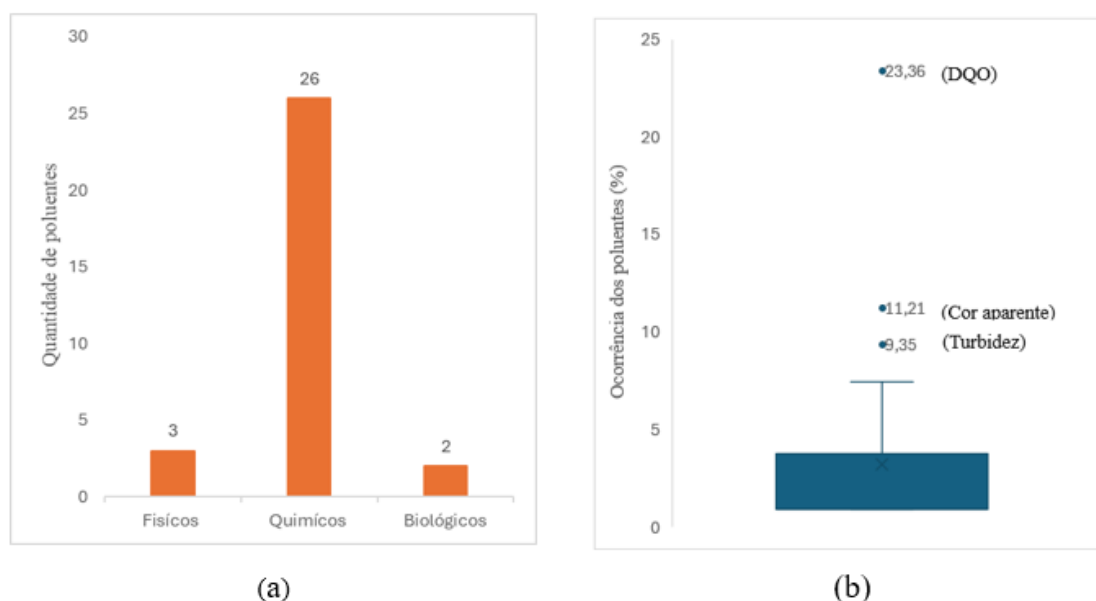


Figura 2.5 - Tipos de poluentes analisados(a), ocorrência de poluentes (b)

Outros contaminantes, como fósforo, zinco e arsênio, foram reportados em menor frequência (<5%), refletindo interesse em poluentes específicos de origem industrial (Koby et al., 2010; Abdel-Shafy et al., 2022). Em contrapartida, poluentes de preocupação emergente, como fármacos (ex.: ciprofloxacina) e hidrocarbonetos derivados de petróleo, são pouco abordados na literatura (1% dos casos nessa pesquisa),

evidenciando uma lacuna no conhecimento sobre sua ocorrência e impacto em corpos hídricos.

Esse padrão evidencia que a maior parte das pesquisas com eletrocoagulação concentra-se em contaminantes convencionais, como sólidos em suspensão e compostos orgânicos facilmente removíveis, enquanto substâncias emergentes de maior complexidade química permanecem pouco exploradas. OS resultados apontam a necessidade de ampliar investigações sobre a aplicação da eletrocoagulação para poluentes emergentes, especialmente no contexto da transição para sistemas contínuos em escala industrial, onde a diversidade de contaminantes tende a ser maior.

Materiais dos eletrodos (Cátodo e ânodo)

Foram identificados 8 tipos de matérias de eletrodos pesquisados (Figura 2.6a e apêndice 3), totalizando 107 vezes que um ou outro parâmetro foi estudado. No cátodo, os materiais recorrentes foram alumínio (38,32% - 41/107) e ferro (31,78% - 34/107), sendo considerados valores atípicos (Figura 2.6b), ou seja, bem mais utilizados que os demais parâmetros. Outros materiais como aço inoxidável (11,21%), Aço carbono (5,61%), magnésio (4,67%), também foram pesquisados, porém, em menor recorrência, seguidos de titânio, grafite e cobre observados com recorrência inferior a 4% (Figura 2.6a).

No ânodo, observou-se uma tendência similar, com alumínio (41,12% - 44/107) e ferro (28,97% - 31/107), sendo os mais utilizados (Figura 2.6a). Outras matérias como o aço inoxidável e cobre também foram pesquisados, porém, em menor recorrência (7,48%). Já o titânio, magnésio, grafite e aço carbono, observados com recorrência inferior a 7%. A listagem detalhada dos materiais empregados encontra-se no Anexo 3

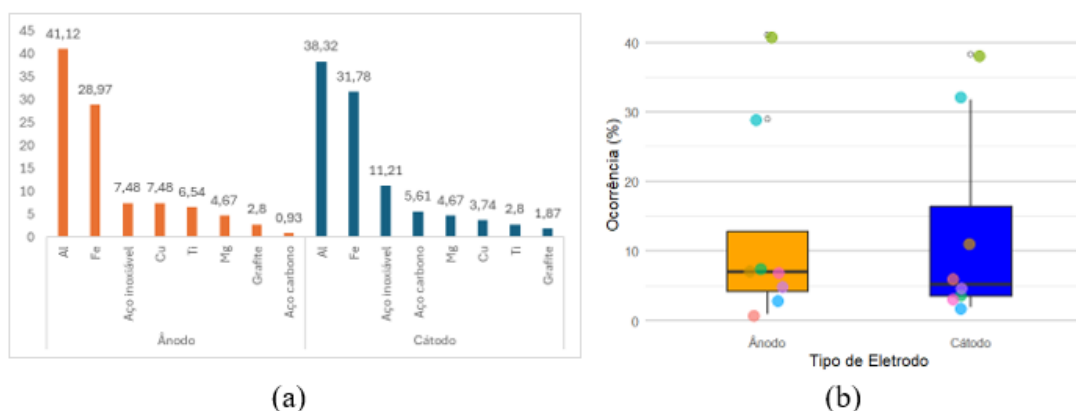


Figura 2.6 - Ocorrência de eletrodos no cátodo (a), ocorrência de eletrodos no ânodo (b)

O amplo uso de eletrodos de alumínio e ferro é justificado pelo baixo preço desses materiais e pela alta eficiência no quesito de dissolução anódica. (Koakkanen *et al.*, 2021; Grecco *et al.*, 2022).

Apesar de serem menos recorrentes nos artigos analisados, estudos demonstram a aplicação bem sucedida do processo da eletrocoagulação usando eletrodos não convencionais como aço inoxidável e titânio (Ben Mansour *et al.*, 2008; Hmidi *et al.*, 2017), magnésio (Carmona *et al.*, 2020), cobre (Sahu; Dhanasekaran, 2021), e grafite (Ding *et al.*, 2018). O uso de aço inoxidável e titânio sugere um foco em materiais resistentes à corrosão, e presença de magnésio, cobre e grafite em menor escala pode estar associada a aplicações específicas onde suas propriedades são vantajosas. Essa predominância indica que os processos de escalonamento de EC devem priorizar alumínio e ferro como primeira opção, enquanto os materiais alternativos podem ser explorados em contextos industriais com maior demanda de durabilidade ou resistência química.

Parâmetros quantitativos

A seguir constam os resultados de análises estatísticas usada para a avaliação da eficiência de remoção em sistemas de eletrocoagulação.

Comparação da eficiência de remoção em reator contínuo e batelada

A análise estatística mostrou que a eficiência média de remoção foi ligeiramente maior no sistema batelada (-1,85%), mas sem diferença significativa em relação ao modo contínuo ($p = 0,318$). Esse resultado indica que, quando adequadamente ajustados, os reatores contínuos podem alcançar desempenhos equivalentes aos batelada.

Complementar a isso, um boxplot que permite comparar a visualmente a eficiência entre eles foi elaborado (figura 2.7), mostrando que ambos possuem medianas igual ou superior 90%, indicando tendências de desempenho similar. No entanto, o modo contínuo apresenta maior dispersão e outliers, especialmente em valores abaixo de 55%.

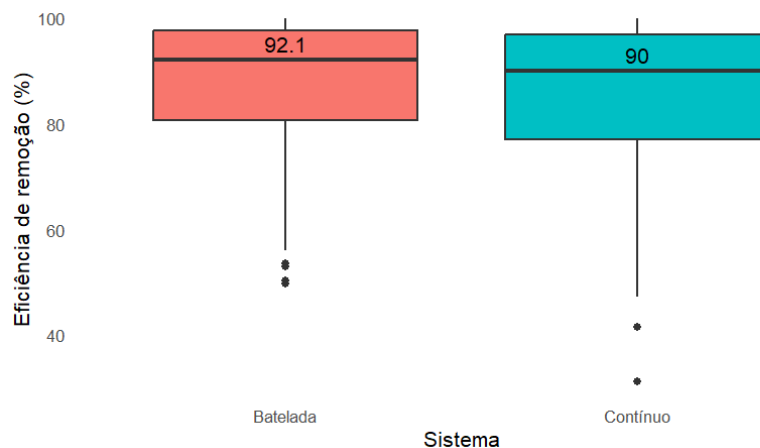


Figura 2.7 - Comparação das eficiências de remoção entre modos batelada e contínuo

Estudos anteriores relatam tendência similar, destacando que a otimização da densidade de corrente e do tempo de residência é fundamental para que sistemas contínuos mantenham a mesma eficiência de clarificação observada em batelada (Chen, 2004; Silva et al., 2017). Apesar da equivalência geral entre os modos batelada e contínuo, a maior dispersão e ocorrência de outliers no modo contínuo sugerem maior sensibilidade às variações operacionais e à carga de contaminantes na água tratada, como já observado por Kobya et al. (2010). Esses achados reforçam a necessidade de ajustes finos nos parâmetros de projeto e operação, especialmente em situações de cargas elevadas de poluentes, para garantir estabilidade e eficiência consistente em escala industrial.

Influência conjunta dos parâmetros na remoção dos contaminantes no processo da eletrocoagulação

O modelo de regressão linear múltipla ($R^2 = 0,95$; R^2 ajustado = 0,84; $p < 0,05$) demonstrou que quatro variáveis explicam de forma significativa a variação da eficiência de remoção nos sistemas de eletrocoagulação. Entre os parâmetros avaliados, a densidade de corrente (-0,39; $p = 0,017$) e a área do eletrodo (-0,11; $p = 0,010$) apresentaram correlação negativa com a eficiência, enquanto o pH inicial (19,5; $p = 0,012$) e a distância entre eletrodos (71,6; $p = 0,053$) mostraram correlação positiva. Os parâmetros tempo, vazão, condutividade elétrica inicial, voltagem da fonte, corrente da fonte e o volume do reator, foram excluídos do modelo devido a singularidades, possivelmente indicando multicolinearidade e existência de muitos valores ausentes (NA).

Esses achados indicam que, embora a densidade de corrente seja um dos parâmetros mais estudados, aumentos excessivos podem reduzir a eficiência, provavelmente devido à

passivação dos eletrodos e à geração de subprodutos indesejados, como observado por Kobyá et al. (2010) e Hellal et al. (2023). Da mesma forma, áreas de eletrodo desproporcionalmente elevadas, sem ajuste da densidade de corrente ou da vazão, podem comprometer a distribuição do campo elétrico e reduzir a reatividade do sistema (Nguyen et al., 2017).

Por outro lado, valores de pH próximos à neutralidade favoreceram a formação de hidróxidos metálicos estáveis, promovendo maior adsorção de contaminantes, em concordância com Yoosefian et al. (2017). A influência positiva da distância entre eletrodos sugere que espaçamentos moderados (2–4 cm) melhoram a distribuição do campo elétrico e reduzem curtos-circuitos, o que corrobora as observações de Hakizimana et al. (2017).

Esses resultados reforçam que o dimensionamento de reatores contínuos deve evitar o aumento indiscriminado da área de eletrodo ou da densidade de corrente, priorizando ajustes no pH inicial e no espaçamento entre eletrodos como variáveis críticas para garantir estabilidade e eficiência no tratamento em escala real.

Relações entre parâmetros e a eficiência de remoção no processo da eletrocoagulação

A seguir são apresentados parâmetros densidade da corrente, pH inicial, área do eletrodo, espaçamento entre eletrodo, tempo de detenção, vazão, e o volume de tratamento, com exceção da condutividade elétrica inicial, voltagem da fonte e corrente da fonte, devido a existência de muitos dados ausentes, o que comprometeria a consistência das análises.

Densidade da corrente

As maiores eficiências de remoção (85% a 95%) tanto em batelada como em fluxo contínuo, concentram-se na faixa de densidade de corrente entre 0 e 150 A/m² (Figura 2.8). Abaixo de 250 A/m², os dados permanecem majoritariamente acima de 80% de eficiência. Acima de 250 A/m², observa-se maior dispersão, com eficiências variando entre 60% e 90%. Em densidades superiores a 500 A/m², os valores são menos frequentes e maior nível de incerteza.

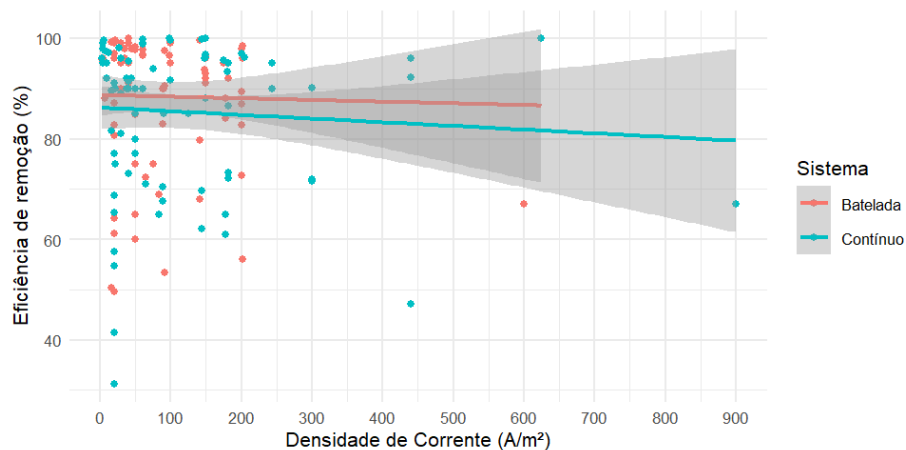


Figura 2.8 - Relação entre a densidade da corrente e a eficiência de remoção

Esses resultados corroboram com diversos estudos que apontam alta eficiência no processo da eletrocoagulação, operando numa densidade de corrente a baixo de 250 A/m^2 (Petsriprasit *et al.*, 2010; Kobya *et al.*, 2010; BONEKOS *et al.*, 2021; Shaker *et al.*, 2021). A predominância de estudos que reportam elevadas eficiências de remoção em baixas densidades de corrente está associada ao equilíbrio entre a eficiência energética do processo e a eficácia da remoção de contaminantes. Em densidades de corrente moderadas, a geração de coagulantes ocorre de forma controlada, permitindo maior aproveitamento da energia elétrica aplicada por unidade de contaminante removido.

Os resultados reforçam que o escalonamento de sistemas contínuos deve priorizar densidades de corrente moderadas, garantindo remoção eficiente de contaminantes e sustentabilidade energética do processo. Em densidades elevadas, além do aumento do custo, a variabilidade da eficiência pode comprometer a confiabilidade operacional em escala industrial.

pH inicial

A faixa de pH entre 5 e 7 apresentou as maiores eficiências de remoção (figura 2.9), com a maioria dos valores situando-se acima de 90%, especialmente no sistema batelada. Em contrapartida, nas faixas de pH abaixo de 4 e acima de 8, observou-se maior dispersão dos dados e queda na eficiência, com registros inferiores a 60%, particularmente no sistema contínuo.

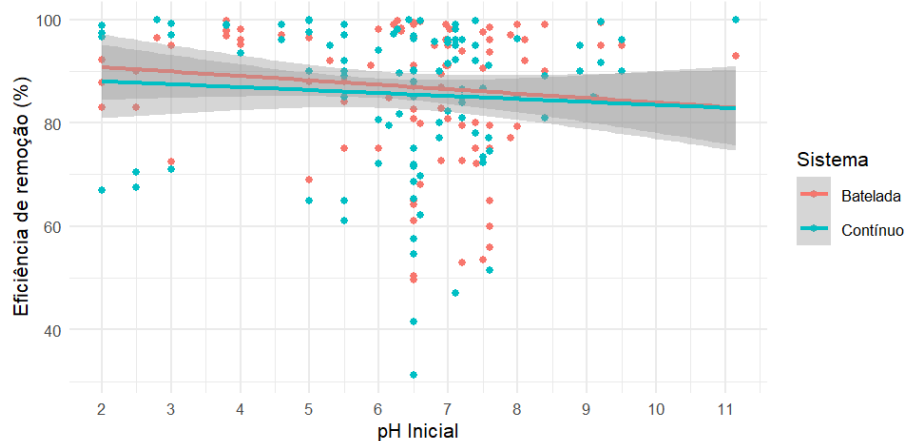


Figura 2.9 - Relação entre o pH inicial e a eficiência de remoção

Os resultados obtidos nessa pesquisa, colaboram com os resultados de vários estudos que apontam a faixa de pH ente 4 a 7, como sendo as que apresentam melhores eficiências de remoção no processo da eletrocoagulação no tratamento de diferentes contaminantes (Nanseu-njiki *et al.*, 2009; ZUO *et al.*, 2008; Mansoorian, *et al.*, 2014; Drouiche *et al.*, 2016; Carpes *et al.*, 2023). Em condições de pH levemente ácido a neutro, predominam espécies hidrolisadas metálicas com elevada capacidade de coagulação, favorecendo a desestabilização de coloides e a agregação de partículas suspensas. O controle do pH em faixas levemente ácidas a neutras é fundamental para a estabilidade da eletrocoagulação, especialmente em sistemas de fluxo contínuo, que tendem a apresentar maior sensibilidade a variações operacionais quando comparados ao regime batelada.

Distância entre eletrodos

Os resultados indicam que, para o sistema contínuo, a eficiência de remoção aumenta ligeiramente com o aumento da distância entre eletrodos, alcançando valores superiores a 90% na faixa entre 3 e 5 cm (Figura 2.10). Já no sistema batelada, a eficiência média se mantém relativamente estável entre 85% e 90% ao longo de todas as distâncias avaliadas, com maior concentração de dados entre 0,5 e 2,0 cm. Ambos os sistemas apresentam dispersão mais acentuada nas distâncias mais curtas (< 1,0 cm) e mais longas (> 4,0 cm), mas com desempenho mais consistente entre 1,0 e 3,0 cm.

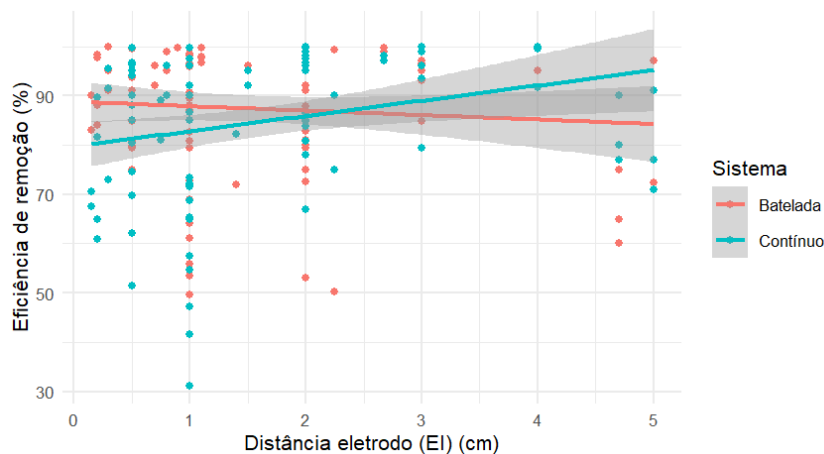


Figura 2.10 - Relação entre o espaçamento de eletrodo e a eficiência de remoção

O espaçamento entre eletrodos desempenha um papel fundamental na eficiência da eletrocoagulação, uma vez que a corrente elétrica deve atravessar essa distância do ânodo ao cátodo. Espaçamentos maiores resultam em campos elétricos menos intensos, o que pode reduzir o espalhamento dos coagulantes formados, favorecendo sua concentração local e, conseqüentemente, otimizando o processo de floculação (Nanseu-njiki *et al.*, 2009). O maior número de pontos concentrados no intervalo de 0 a 2,0 cm, está associada ao fato de que a maior parte dos estudos analisados usarem essa distância. O intervalo de 1–3 cm representa uma configuração mais estável para operação contínua, balanceando eficiência energética e desempenho do processo, aspecto crítico para aplicação em escala industrial.

Área de eletrodos

A eficiência de remoção apresenta comportamento distinto conforme o sistema e a área do eletrodo. No sistema contínuo, observa-se uma tendência positiva com o aumento da área dos eletrodos, alcançando eficiências próximas de 100% até mesmo com áreas acima de 4000 cm² (figura 2.11). Já no sistema batelada, os dados concentram-se principalmente em áreas abaixo de 1500 cm², com eficiências variando amplamente entre 50% e 100%, e sem tendência de aumento da eficiência com a área.

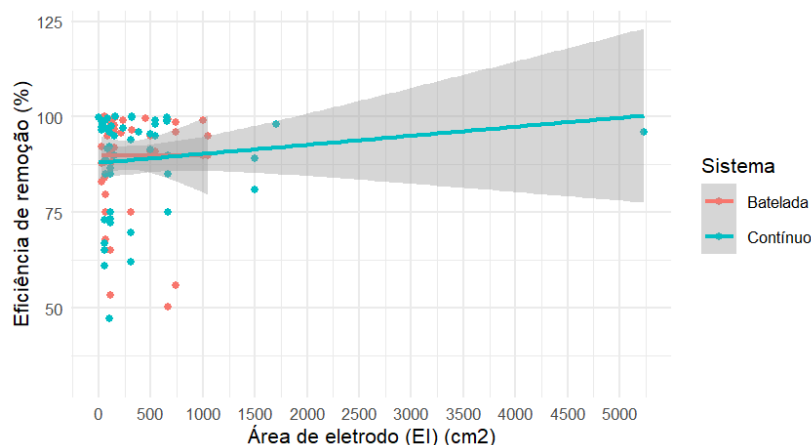


Figura 2.11 - Relação entre a área de eletrodo e a eficiência de remoção

Aumento progressivo da eficiência com o aumento da área, pode ser atribuído ao fato de áreas maiores apresentarem melhor geração e dispersão dos coagulantes no fluxo contínuo (Hakizimana *et al.*, 2017). Já no sistema batelada, não há essa tendência possivelmente devido à limitação de mistura e à saturação local dos coagulantes, fatores que comprometem a uniformidade do processo quando não há renovação constante da solução (Garcia-segura *et al.*, 2017). Esses resultados indicam que o escalonamento para sistemas contínuos deve priorizar a expansão da área eletroquímica como estratégia eficaz para manter alta eficiência, enquanto em batelada esse ajuste pode não trazer ganhos proporcionais. Portanto, o dimensionamento de reatores industriais deve considerar que a ampliação da área de eletrodo é mais vantajosa em sistemas contínuos do que em batelada.

Tempo de detenção Hidráulica

Ambos os sistemas iniciaram com eficiência de remoção superior a 90%, porém essa eficiência diminuiu progressivamente ao longo do tempo de detenção do processo. O sistema contínuo reduziu de 92% para 78% e o batelada de 95% para 82% entre 20 e 300 minutos (Figura 2.12). A maioria dos dados (79,44% - 170/214) concentrou-se até 100 minutos, com eficiência média superior a 85%.

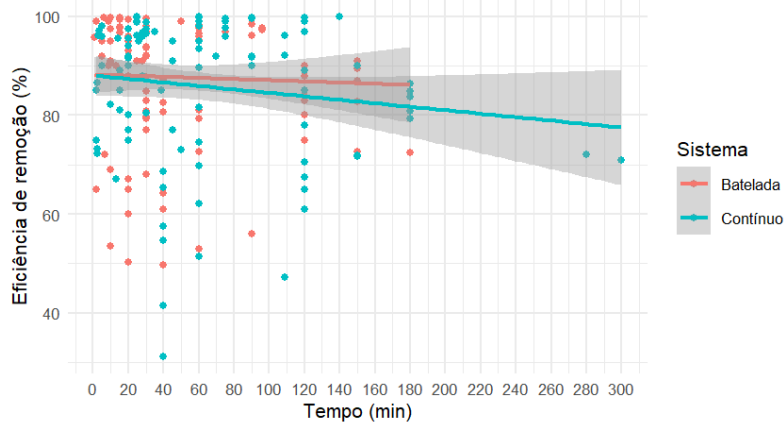


Figura 2.12 - Relação entre o tempo e a eficiência de remoção

Vazões elevadas ou volumes subdimensionados podem comprometer a eficiência do processo contínuo, pois reduzem o tempo efetivo de tratamento, resultando em menor agregação e sedimentação das partículas formadas (Mollah *et al.*, 2001). Por outro lado, o sistema em batelada permite maior controle dos parâmetros operacionais, como tempo de reação, corrente elétrica e pH, o que contribui para uma maior estabilidade da eficiência ao longo do tempo (Emamjomeh; Sivakumar, 2009). Assim, para garantir tempo de detenção adequado no sistema contínuo, é essencial equilibrar a vazão com o volume do reator, assegurando um tempo de contato suficiente para a eficiência do processo eletroquímico.

Portanto, para transpor os dados de um reator operando em batelada para um sistema em fluxo contínuo com segurança e confiabilidade, é imprescindível que o tempo de detenção hidráulica real esteja o mais próximo possível do tempo de detenção teórico. A eficiência da eletrocoagulação na remoção de contaminantes depende também do tempo de contato entre as espécies coagulantes geradas eletroquimicamente e os poluentes presentes no efluente. Por isso, a inadequação entre TDH real e teórico pode comprometer a formação de flocos, a neutralização das cargas e, conseqüentemente, a eficiência do processo.

Volume de tratamento

A relação entre o volume de tratamento e a eficiência de remoção mostrou que, para volumes de 0–10 L, a eficiência média foi de 88% no sistema em batelada e 90% no contínuo (Figura 2.13); de 10–20 L, 81% para batelada e 87% para contínuo; de 20–30 L, 74% para batelada e 86% para contínuo; de 30–40 L, 70% para batelada e 85% para contínuo; e de 40–50 L, 67% para batelada e 84% para contínuo.

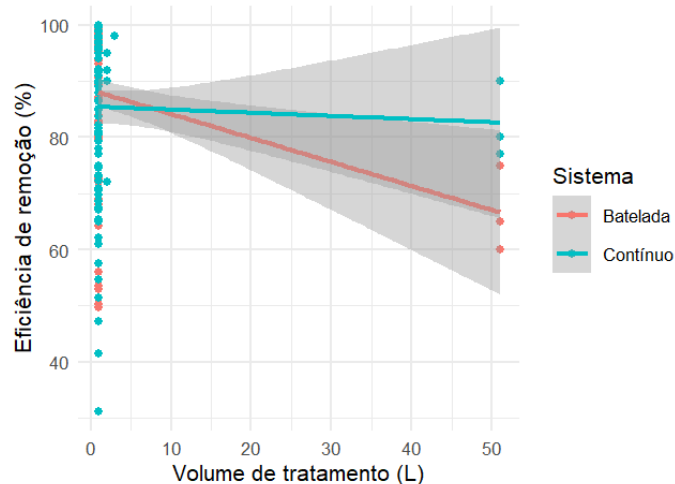
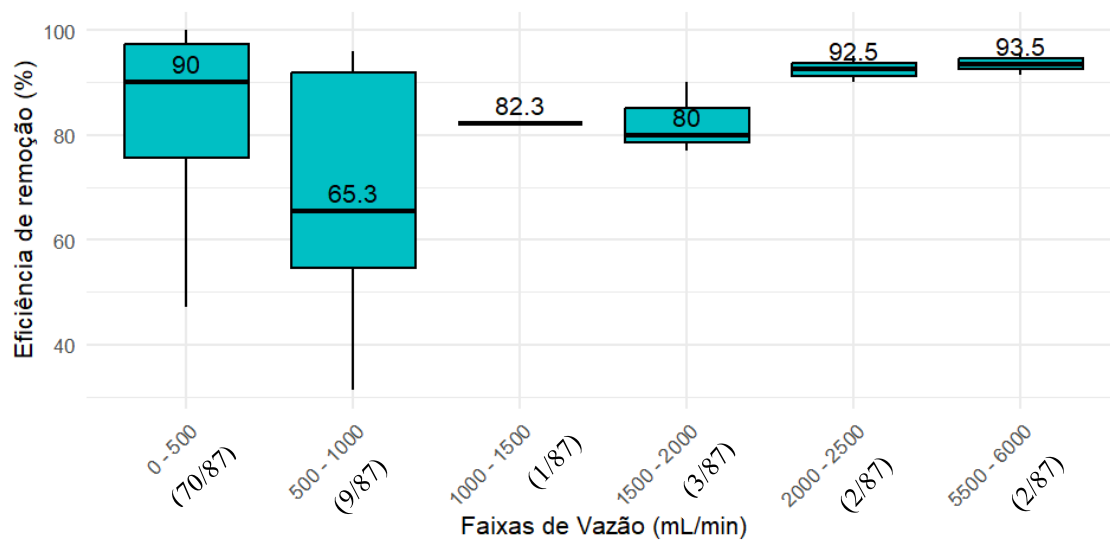


Figura 2.13 - Relação entre o volume de tratamento e eficiência de remoção

O aumento de volume em sistemas batelada pode gerar gradientes de concentração, zonas de estagnação e perda de eficiência na distribuição do campo elétrico, comprometendo a atuação dos coagulantes eletrogerados (GARCIA-SEGURA *et al.*, 2017). Em contraste, o sistema contínuo permite ajustes mais eficazes em parâmetros como o tempo de residência hidráulica (TRH), densidade de corrente e vazão, possibilitando maior eficiência mesmo em volumes crescentes (MOLLAH *et al.*, 2004). Os resultados reforçam a viabilidade do modo contínuo para escalonamento, já que o desempenho é mantido mesmo em volumes maiores, aspecto crítico para aplicações industriais de grande porte.

Vazão

As maiores eficiências de remoção foram registradas nas menores vazões (0–500 mL/min), com valores próximos a 100% (Figura 2.14). Vazões intermediárias, como 500–1000 mL/min e 1500–2000 mL/min, apresentaram reduções nas eficiências medianas. Em contrapartida, na faixa superior de vazão (5500–6000 mL/min), a eficiência de remoção manteve-se elevada e estável, atingindo uma mediana de 93,5%.



Nota: Os valores entre parênteses são referentes a quantidade de dados analisados em cada faixa de vazão.

Figura 2.14 - Relação entre a vazão (mL/min) e eficiência de remoção

Esse resultado indica que a eficiência da eletrocoagulação está diretamente associada ao tempo de detenção hidráulica (TDH), variável dependente da relação entre vazão e volume do reator (Chen, 2004).

A elevada eficiência em altas vazões sugere que, quando o reator é corretamente dimensionado para garantir TDH suficiente, a operação contínua mantém desempenho elevado mesmo em condições de fluxo intensificado (Barrera-Díaz et al., 2012). Os resultados reforçam que o escalonamento de reatores de EC deve priorizar o balanceamento entre vazão e volume, evitando subdimensionamento que comprometa a eficiência.

Perspectiva econômica da transição batelada ao fluxo contínuo

O investimento de capital inicial é menor em reatores em batelada devido à configuração simples e sem necessidade de equipamentos auxiliares, embora isso limite a escalabilidade e exija maior intervenção manual. No modo contínuo, o investimento inicial é mais elevado (US\$ 2.000–3.000 para unidades piloto) pela necessidade de bombas e sistemas automatizados (Khor et al., 2020). No entanto, a automação e a estabilidade operacional favorecem sua adoção em escala industrial.

Quanto aos custos de operação, o modo batelada apresenta valores mais variáveis, que podem oscilar de 0,98 US\$/m³ (efluentes com fosfato e amônio) até 3,0 US\$/m³ (efluentes com metais pesados) (Rajaniemi et al., 2021; Shaker et al., 2021). Já no modo contínuo,

os custos tendem a ser mais estáveis e, em geral, menores: 0,077 US\$/m³ em efluentes da indústria metalúrgica, 0,27 US\$/m³ na remoção de flúor e 1,5 US\$/m³ em efluentes de abatedouros (Kuokkanen et al., 2021; Mena et al., 2019; Hellal et al., 2023).

O consumo energético segue a mesma tendência. Em batelada, situa-se entre 0,5–2,0 kWh/m³ (Balares et al., 2020), enquanto no contínuo é menor e mais eficiente, variando entre 0,4–1,5 kWh/m³, com valores otimizados que podem chegar a 0,013 kWh/m³ (Kuokkanen et al., 2021; Yılmaz et al., 2023; Mehralian et al., 2023).

Assim, embora o modo batelada seja mais acessível em pequenas escalas, o fluxo contínuo, apesar do maior investimento inicial, apresenta menores custos operacionais, maior eficiência energética e maior previsibilidade, configurando-se como a alternativa economicamente mais vantajosa para aplicações em escala industrial.

Aplicação prática e real da EC

A eletrocoagulação (EC) tem se mostrado uma tecnologia eficiente e versátil para o tratamento de águas residuais em diferentes contextos. Em comunidades urbanas, Koyuncu & Arıman (2020) implementaram um sistema para 17.500 habitantes, alcançando remoções de 67–83 % com custos econômicos (0,24–0,28 EUR/m³ e 0,49–0,54 kWh/m³), demonstrando que a EC pode ser operacionalmente viável e acessível. Em escala piloto, Lázaro Gil et al. (2022) confirmaram a aplicabilidade prática de sistemas modelados de EC para esgoto municipal, reforçando sua transferência para operações reais.

No setor industrial, Kuokkanen et al. (2021) obtiveram remoções superiores a 90 % em efluentes de uma metalúrgica, tanto em modo batelada quanto contínuo, com consumo energético e custos reduzidos (0,065 €/m³ e 0,44 kWh/m³), mostrando que a EC contínua é viável em cenários complexos. Comparações com métodos tradicionais evidenciam ainda mais seu potencial: Girón-Navarro et al. (2024) aplicaram EC e coagulação-floculação a águas residuais reais, registrando cerca de 70 % de remoção de DQO com EC, superior aos ~60 % da CF, além de menor tempo e menor consumo energético. Abordagens inovadoras, como o sistema oscilatório de EC desenvolvido por Tomita & Friedler (2025), demonstraram remoções de turbidez de até 96 %, DQO de 72 % e fósforo total de 47 % em águas superficiais e cinzas reais. Em águas industriais mais desafiadoras, Al-Khafaji (2021) combinou EC com oxidação eletroquímica para tratar águas

produzidas em poços de petróleo, evidenciando sua aplicabilidade em operações complexas.

Esses exemplos demonstram que a eletrocoagulação (EC) é uma tecnologia confiável, eficiente e economicamente viável, especialmente quando comparada a sistemas convencionais de tratamento, como lagoas de estabilização ou processos químicos tradicionais, em contextos com elevada carga orgânica e material biodegradável. Sua aplicação pode resultar em alta remoção de poluentes, menor consumo de produtos químicos e operação mais controlada, comprovando a viabilidade prática da EC como solução sustentável para tratamento de águas residuais e efluentes industriais.

Produção e manejo do lodo na eletrocoagulação

A eletrocoagulação (EC) gera quantidades significativas de lodo, exigindo estratégias adequadas de manejo. Em sistemas de esgoto doméstico, a produção variou entre 1.125,7 e 1.835,7 g/m³, valores próximos aos da coagulação química, evidenciando que o uso de coagulantes eletrogerados não elimina a necessidade de gestão (Bracher et al., 2022). Lodos combinados com coagulação química apresentaram Sludge Volume Index (SVI) de 58,5–67 mL/g, indicando boa sedimentabilidade e filtrabilidade (Arshad et al., 2023).

Em efluentes industriais complexos, como da indústria de papel e celulose, a operação contínua concentrou sólidos totais em 6,68 g/L no lodo acumulado, frente a 2,10 g/L no afluente e 0,76 g/L no efluente tratado. Esses dados mostram que a EC concentra eficientemente contaminantes, mas reforçam a necessidade de unidades de separação sólido-líquido e soluções de reaproveitamento para evitar custos e impactos ambientais elevados.

Embora eficaz na remoção de poluentes, o manejo adequado do lodo é essencial para viabilizar a operação da EC em escala industrial e comunitária, garantindo eficiência, economia e sustentabilidade.

2.2.4 CONCLUSÃO

A presente pesquisa permitiu concluir que a análise cienciométrica realizada evidenciou a eletrocoagulação como uma tecnologia versátil e eficiente na remoção de diversos poluentes. A avaliação da operação do sistema de eletrocoagulação tem sido conduzida em termos de parâmetros físicos, químicos e biológicos, sendo os mais utilizados os parâmetros físicos de turbidez e cor aparente, além da DQO como parâmetro químico,

enquanto parâmetros biológicos ainda são pouco empregados. No total, foram identificados 12 parâmetros que influenciam a eficiência do processo, com destaque para densidade de corrente, pH inicial, tipo e material do eletrodo, tempo de detenção (associado à vazão e ao volume), bem como área e distância entre eletrodos, considerados os mais relevantes. Observou-se também que os materiais convencionais de eletrodos, como alumínio e ferro, são os mais utilizados, tanto para ânodo quanto para cátodo. A eficiência da remoção por eletrocoagulação depende da interação entre parâmetros operacionais e construtivos, variando conforme o modo de operação, sendo que reatores em batelada apresentaram desempenho ligeiramente superior aos de fluxo contínuo, embora sem diferença significativa ao nível de 95% de confiança. Por fim, verificou-se que o dimensionamento e a operação de reatores de fluxo contínuo podem ser realizados com base em dados obtidos em batelada, desde que sejam realizados ajustes em parâmetros críticos como densidade de corrente, tempo de detenção hidráulica, configuração e distância entre eletrodos, a fim de garantir a estabilidade do processo, a eficiência do tratamento e a viabilidade operacional do sistema.

Contudo, recomenda-se que futuras pesquisas avancem na aplicação da eletrocoagulação a poluentes de preocupação emergentes e explorem estratégias híbridas que potencializem a eficiência do processo em cenários reais de maior complexidade.

2.2.5 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Abdel-Shafy, H. I., Morsy, R. M., Hewehy, M. A., Razek, T. M., & Hamid, M. M. (2022). Treatment of industrial electroplating wastewater for metals removal via electrocoagulation continuous flow reactors. *Water Practice & Technology*, 17(2), 555-566. <https://doi.org/10.2166/wpt.2022.001>
- Amani, T., Veysi, K., Dastyar, W., & Elyasi, S. (2015). Studying interactive effects of operational parameters on continuous bipolar electrocoagulation–flotation process for treatment of high-load compost leachate. *International journal of environmental science and technology*, 12(8), 2467-2474. <https://doi.org/10.1007/s13762-015-0773-6>
- Ardhan, N., Ruttithiwapanich, T., Songkasiri, W., & Phalakornkule, C. (2015). Comparison of performance of continuous-flow and batch electrocoagulators: A case study for eliminating reactive blue 21 using iron electrodes. *Separation and Purification Technology*, 146, 75–84. <https://doi.org/10.1016/j.seppur.2015.03.028>
- Ates, H., Ozay, Y., & Dizge, N. (2017). Tratamento de águas residuais da indústria de laticínios por eletrocoagulação com o auxílio de um processo de membrana imersa. *CLEAN–Soil, Air, Water*, 45 (11), 1600-654. <https://doi.org/10.1002/clen.201600654>
- Babu, J. M., & Goel, S. (2013). Defluoridation of drinking water in batch and continuous-flow electrocoagulation systems. *Pollution Research*, 32(4), 727-736.

- Ben Mansour, L., Ksentini, I., & Elleuch, B. (2007). Tratamento de águas residuais da indústria papelreira por coagulação-eletroflotação. *Dessalinização*, 208 (1-3), 34-41. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.desal.2006.04.072>
- Ben Mansour, L., & Ksentini, I. (2008). Treatment of effluents from cardboard industry by coagulation–electroflotation. *Journal of Hazardous Materials*, 153(3), 1067–1070. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2007.09.061>
- Benekos, A. K., Tziora, F. E., Tekerlekopoulou, A. G., Pavlou, S., Qun, Y., Katsaounis, A., & Vayenas, D. V. (2021). Nitrate removal from groundwater using a batch and continuous flow hybrid Fe-electrocoagulation and electrooxidation system. *Journal of Environmental Management*, 285, Article 112068. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2021.112068>
- Benguit, A., Tiwari, B., Drogui, P., & Landry, D. (2022). Tertiary treatment of a mixture of composting and landfill leachates using electrochemical processes. *Chemosphere*, 292, 133379. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2021.133379>
- Bhuvanendran, R. K., Bhuvaneshwari, S., Prasannakumari, A. S. N., & Palani, M. (2024). Dairy wastewater treatment by peroxi-electrocoagulation method in hybrid electrocoagulation reactor and development of pigment from waste sludge. *Journal of Material Cycles and Waste Management*, 26(2), 1102–1118. <https://doi.org/10.1007/s10163-023-01885-4>
- Bilgili, M. S., Ince, M., Tari, G. T., Adar, E., Balahorli, V., & Yildiz, S. (2016). Batch and continuous treatability of oily wastewaters from port waste reception facilities: A pilot scale study. *Journal of Electroanalytical Chemistry*, 760, 119-126. <https://doi.org/10.1016/j.jelechem.2015.11.024>
- Bun, S., Hong, P., Chawaloesphosiya, N., Pang, S., Vet, S., Ham, P., Chan, R., & Painmanakul, P. (2022). Development of Integrated Electrocoagulation-Sedimentation (IECS) in Continuous Mode for Turbidity and Color Removal. *ChemEngineering*, 6(1), 3. <https://doi.org/10.3390/chemengineering6010003>
- Carmona-Carmona, P. F., Linares-Hernández, I., Teutli-Sequeira, E. A., López-Rebollar, B. M., Álvarez-Bastida, C., Mier-Quiroga, M. de los A., Vázquez-Mejía, G., Martínez-Miranda, V. (2021). Industrial wastewater treatment using magnesium electrocoagulation in batch and continuous mode. *Journal of Environmental Science and Health, Part A*, 56(3), 269–288. <https://doi.org/10.1080/10934529.2020.1868823>
- Carpes, V. M., Rubert, A., Graciola, S., Barbosa Brião, V., & Hemkemeier, M. (2023). Hybrid electrolysis and membranes system for apple packing houses water treatment. *Water Science & Technology*, 88(3), 677-693. <https://doi.org/10.2166/wst.2023.228>
- Castañeda-Díaz, J., Pavón-Silva, T., Gutiérrez-Segura, E., & Colín-Cruz, ARTURO (2017). Eletrocoagulação-Adsorção para Remover Corantes Aniônicos e Catiônicos de Solução Aquosa por Energia Fotovoltaica. *Revista de Química*, 2017 (1), 5184590. <https://doi.org/10.1155/2017/5184590>
- Chawaloesphonsiya, N., Prommajun, C., Wongwailikhit, K., & Painmanakul, P. (2017). Comparação do tratamento de emulsão de óleo de corte por eletrocoagulação-flotação em reatores de coluna de bolhas e de elevação de ar. *Tecnologia Ambiental*, 38 (10), 1295-1304. <https://doi.org/10.1080/09593330.2016.1226956>
- Dermentzis, K., Karakosta, K., Kokkinos, N., Mitkidou, S., Stylianou, M., & Agapiou, A. (2023). Photovoltaic-driven electrochemical remediation of drilling fluid wastewater with simultaneous hydrogen production. *Waste Management & Research*, 41(1), 155-163. <https://doi.org/10.1177/0734242X221105414>

- Ding, J., Jiang, J., Wei, L., Geng, Y., Zhao, Q., Yuan, Y., & Dionysiou, D. D. (2018). Organic and nitrogen load removal from bio-treated landfill leachates by a dual-anode system. *Environmental Science: Water Research & Technology*, 4(12), 2104-2112.
- Hajlaoui, N., Kotti, M., & Ben Mansour, L. (2019). Removal of starch glue from wastewater by coupling coagulation and electroflotation processes. *Theoretical Foundations of Chemical Engineering*, 53(3), 274–279. <https://doi.org/10.1134/S0040579519020064>
- Hellal, M. S., Doma, H. S., & Abou-Taleb, E. M. (2023). Techno-economic evaluation of electrocoagulation for cattle slaughterhouse wastewater treatment using aluminum electrodes in batch and continuous experiment. *Sustainable Environment Research*, 33, Article 2. <https://doi.org/10.1186/s42834-023-00163-0>
- Hmidi, K., Ksentini, I., & Mansour, L. B. (2017). *Treatment of olive-pomace oil refinery wastewater using combined coagulation-electroflotation process*. *Journal of Water Chemistry and Technology*, 39(4), 275–280. <https://doi.org/10.3103/S1063455X17050046>
- Ibrahim, M. Y., Mostafa, S. R., Fahmy, M. F. M., & Hafez, A. I. (2001). Utilization of electroflotation in remediation of oily wastewater. *Separation Science and Technology*, 36(16), 3749-3762. <https://doi.org/10.1081/SS-100108360>
- Kambuyi, N.T., Bejjany, B., Lekhlif, B., Mellouk, H., Digua, K., & Dani, A. (2021). Design of a continuous-flow single-channel reactor using optimal experimental data from batch reactor for turbidity removal by electrocoagulation. *Journal of Environmental Chemical Engineering*, 9(1), 104651. <https://doi.org/10.1016/j.jece.2020.104651>
- Kambuyi, N.T., Eddaqaq, F., Driouich, A., Bejjany, B., Lekhlif, B., Mellouk, H., ... & Dani, A. (2019). Using response surface methodology (RSM) for optimizing turbidity removal by electrocoagulation/electro-flotation in an internal loop airlift reactor. *Water Supply*, 19(8), 2476-2484. <https://doi.org/10.2166/ws.2019.129>
- Karthikeyan, M., & Vijayachitra, S. (2021). A Novel Experimental Study and Analysis of Electrocoagulation Process for Textile Wastewater Treatment using Various Sensors with Integration of IoT Monitoring System. *Journal Of New Materials For Electrochemical Systems*, 24(2). <https://doi.org/10.14447/jnmes.v24i2.a06>
- Khansorhong, S., & Hunsom, M. (2009). Remediation of wastewater from pulp and paper mill industry by the electrochemical technique. *Chemical Engineering Journal*, 151(1-3), 228-234. <https://doi.org/10.1016/j.cej.2009.02.038>
- Kobyas, M., Demirbas, E., Dedeli, A., & Sensoy, M. T. (2010). Treatment of rinse water from zinc phosphate coating by batch and continuous electrocoagulation processes. *Journal of Hazardous Materials*, 173(1-3), 326-334. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2009.08.092>
- Kobyas, M., Senturk, E., & Yavuz, H. (2014). Removal of arsenic from drinking water by batch and continuous electrocoagulation processes using hybrid Al–Fe plate electrodes. *Environmental Progress & Sustainable Energy*, 33(3), 686–692. <https://doi.org/10.1002/ep.11765>
- Ksentini, I., Aouadi, M. L., Ben Bacha, H., & Ben Mansour, L. (2010). Solar energy integration in the treatment of industrial effluent by coagulation—Electroflotation. *Desalination and Water Treatment*, 20(1-3), 60-65. <https://doi.org/10.5004/dwt.2010.1398>
- Kuokkanen, V., Kuokkanen, M., Hynynen, I., & Kuokkanen, T. (2021). Electrocoagulation treatment of metallurgical industry wastewater – A laboratory

- scale batch and pilot scale continuous study. *Hydrometallurgy*, 202, Article 105596. <https://doi.org/10.1016/j.hydromet.2021.105596>
- Lakshmanan, R., Clifford, D. A., & Samanta, G. (2010). Comparative study of arsenic removal by iron using electrocoagulation and chemical coagulation. *Water Research*, 44(19), 5641–5652. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2010.06.018>
- Lu, J., Tang, Q., Wang, Z. R., Xu, C., & Lin, S. L. (2016). A study on continuous and batch electrocoagulation process for fluoride removal. *Desalination and Water Treatment*, 57(58), 28417-28425. <https://doi.org/10.1080/19443994.2016.1186567>
- Martínez-Delgado, S. A., Morales-Mora, M. A., & Barceló-Quintal, I. D. (2010). Electrocoagulation treatment to remove pollutants from petroleum refinery wastewater. *Journal of Environmental Engineering and Management*, 20(4), 227-231.
- Mena, V. F., Betancor-Abreu, A., González, S., Delgado, S., Souto, R. M., & Santana, J. J. (2019). Fluoride removal from natural volcanic underground water by an electrocoagulation process: Parametric and cost evaluations. *Journal of environmental management*, 246, 472-483. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2019.05.147>
- Mook, WT, Ajeel, MA, Aroua, MK, & Szlachta, M. (2017). Aplicação de dupla camada de malha de ferro como ânodo para o tratamento eletroquímico do corante preto reativo 5. *Journal of Environmental Sciences*, 54, 184-195. <https://doi.org/10.1016/j.jes.2016.02.003>
- Moussavi, G., Khosravi, R., & Farzadkia, M. (2011). Removal of petroleum hydrocarbons from contaminated groundwater using an electrocoagulation process: Batch and continuous experiments. *Desalination*, 278(1–3), 288–294. <https://doi.org/10.1016/j.desal.2011.05.039>
- Moussavi, G., Majidi, F., & Farzadkia, M. (2011). The influence of operational parameters on elimination of cyanide from wastewater using the electrocoagulation process. *Desalination*, 280(1-3), 127-133. <https://doi.org/10.1016/j.desal.2011.06.052>
- Naje, A. S., Chelliapan, S., Zakaria, Z., Ajeel, M. A., Sopian, K., & Hasan, H. A. (2016). Electrocoagulation by solar energy feed for textile wastewater treatment including mechanism and hydrogen production using a novel reactor design with a rotating anode. *RSC advances*, 6(12), <https://doi.org/10.1039/c5ra26032a>
- Nguyen, D. D., Kim, S. D., & Yoon, Y. S. (2014). Enhanced phosphorus and COD removals for retrofit of existing sewage treatment by electrocoagulation process with cylindrical aluminum electrodes. *Desalination and Water Treatment*, 52(13-15), 2388-2399. <https://doi.org/10.1080/19443994.2013.794707>
- Nguyen, D. D., Ngo, H. H., Guo, W., Nguyen, T. T., Chang, S. W., Jang, A., & Yoon, Y. S. (2016). Can electrocoagulation process be an appropriate technology for phosphorus removal from municipal wastewater?. *Science of the total Environment*, 563, 549-556. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.04.045>
- Nguyen, D. D., Yoon, Y. S., Bui, X. T., Kim, S. S., Chang, S. W., Guo, W., & Ngo, H. H. (2017). Influences of operational parameters on phosphorus removal in batch and continuous electrocoagulation process performance. *Environmental Science and Pollution Research*, 24(32), 25441-25451. <https://doi.org/10.1016/j.jwpe.2021.102028>
- Nguyen, T. T. Q., Kim, H., Park, S., & Choi, J. (2021). Removing arsenate from water using batch and continuous-flow electrocoagulation with diverse power sources.

- Journal of Water Process Engineering, 41, 102028.
<https://doi.org/10.1016/j.jwpe.2021.102028>
- Nigri, E. M., Santos, A. L., & Rocha, S. D. (2021). Electrocoagulation associated with CO₂ mineralization applied to fluoride removal from mining industry wastewater. *Desalination and Water Treatment*, 209, 58-70.
<https://doi.org/10.5004/dwt.2021.26520>
- Perumalsamy, R., Kumaran, C., & Rajamanickam, V. (2020). Utilization of Waste Aluminium Foil as a Sacrificial Electrode for the Treatment of Wastewater. *Journal of Electrochemical Science and Technology*, 12(1), 92-100.
<https://doi.org/10.33961/jecst.2020.01249>
- Petsriprasit, C., Namboonmee, J., & Hunsom, M. (2010). Application of the electrocoagulation technique for treating heavy metals containing wastewater from the pickling process of a billet plant. *Korean Journal of Chemical Engineering*, 27(3), 854-861. DOI: <https://doi.org/10.1007/s11814-010-0145-3>
- Phalakornkule, C., Karakat, B., Nuyut, T., & Ruttithiwapanich, T. (2010). Investigation of electrochemical variables and performance of a continuous upflow electrocoagulation process in the treatment of reactive Blue 140. *Water environment research*, 82(12), 2325-2332.
<https://doi.org/10.2175/106143010X12681059116815>
- Phalakornkule, C., Polgumhang, S., & Tongdaung, W. (2009). Performance of an electrocoagulation process in treating direct dye: batch and continuous upflow processes. *World Academy Sci. Technol*, 57, 277-282.
- Rajaniemi, K., Hu, T., Nurmesniemi, ET, Tuomikoski, S., & Lassi, U. (2021). Remoção de fosfato e amônio da água por precipitação eletroquímica e química de estruvita. *Processes*, 9 (1), 150. <https://doi.org/10.3390/pr9010150>
- Rajaniemi, K., Raulio, M., Tuomikoski, S., & Lassi, U. (2019). Comparison of batch and novel continuous electrocoagulation processes in the treatment of paint industry wash water. *Desalination and Water Treatment*, 170, 394-404.
<https://doi.org/10.5004/dwt.2019.24562>
- Rodrigues, A. R., Correa Seki, C. C., Ramalho, L. S., & Pereira da Silva, A. P. (2020). Electrocoagulation in a fixed bed reactor – Color removal in batch and continuous mode. *Separation and Purification Technology*, 253, Article 117481.
<https://doi.org/10.1016/j.seppur.2020.117481>
- Rodrigues, C., Follmann, H. V. D. M., Núñez-Gómez, D., Nagel-Hassemer, M. E., Lapolli, F. R., & Lobo-Recio, M. Á. (2020). Sulfate removal from mine-impacted water by electrocoagulation: statistical study, factorial design, and kinetics. *Environmental Science and Pollution Research*, 27(31), 39572-39583.
<https://doi.org/10.1007/s11356-020-09758-1>
- Sahu, O., & Dhanasekaran, P. (2021). Electrochemical removal of contaminants from sugarcane processing industry wastewater using copper electrode. *Journal of the Iranian Chemical Society*, 18(8), 2101-2113. <https://doi.org/10.1007/s13738-021-02173-4>
- Sahu, O., Rao, D. G., Gopal, R., Tiwari, A., & Pal, D. (2017). Treatment of wastewater from sugarcane process industry by electrochemical and chemical process: Aluminum (metal and salt). *Journal of water process engineering*, 17, 50-62.
<https://doi.org/10.1016/j.jwpe.2017.03.005>
- Sandoval, M. A., Coreño, O., García, V., & Salazar-González, R. (2024). Enhancing industrial swine slaughterhouse wastewater treatment: optimization of electrocoagulation technique and operating mode. *Journal of Environmental Management*, 349, 119556. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2023.119556>

- Shaker, O. A., Matta, M. E., & Safwat, S. M. (2021). Nickel and chromium removal by electrocoagulation using copper electrodes. *Desalination and Water Treatment*, 213, 371-380. <https://doi.org/10.5004/dwt.2021.26722>
- Soeprijanto, S., Nury, D. F., & Pudjiastuti, L. (2019, June). Treatment of oily wastewaters from Tanjung Perak Port by electrocoagulation using aluminum electrodes. In *IOP Conference Series: Materials Science and Engineering* (Vol. 543, No. 1, p. 012098). IOP Publishing. <https://doi.org/10.1088/1757-899X/543/1/012098>
- Suanjan, K., Liarlaem, W., Hamjinda, N. S., & Polprasert, C. (2023). Performance of Solar-based Electrochemical System as Post-treatment of Hospital Wastewater Contaminated with Ciprofloxacin. *CHIANG MAI JOURNAL OF SCIENCE*, 50(6). <https://doi.org/10.12982/CMJS.2023.057>
- Sun, M., Lu, J., Fan, R., Zhang, W., Zhang, X., Yu, W., & Jiang, G. (2024). Removal of roxarsone from water by Fe electrocoagulation: Efficacy, mechanisms, and toxicity evaluation. *Journal of Water Process Engineering*, 59, 104979. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.jwpe.2024.104979>
- Wulan, D. R., & Cahyaningsih, S. (2017, March). Influence of voltage input to heavy metal removal from electroplating wastewater using electrocoagulation process. In *IOP Conference Series: Earth and Environmental Science* (Vol. 60, No. 1, p. 012026). IOP Publishing. <https://doi.org/10.1088/1755-1315/60/1/012026>
- Yılmaz, A. E., Sağsöz, Y. D., & Fil, B. A. (2022). Comparison of treatment efficiency and energy consumption of batch and continuous electrocoagulation in urban wastewater. *CLEAN – Soil, Air, Water*, 51(1), 2200032.

CAPITULO III – ARTIGO 2

O artigo encontra-se em avaliação na revista *Environmental Science and Pollution Research*,

DESENVOLVIMENTO E APLICAÇÃO DE UM REATOR DE ELETROCOAGULAÇÃO EM BATELADA PARA TRATAMENTO DE ÁGUAS

Bernardo João Francisco Companhia; Paulo Sérgio Scalize

RESUMO

A crescente preocupação com a contaminação dos recursos hídricos tem estimulado o desenvolvimento de tecnologias sustentáveis para o tratamento de águas, destacando-se a eletrocoagulação (EC) por sua alta eficiência e simplicidade operacional. Este estudo teve como objetivo desenvolver e aplicar um reator de eletrocoagulação operando em batelada, visando servir de base para otimizar parâmetros construtivos e operacionais que subsidiem o projeto e o dimensionamento de sistemas contínuos. O reator foi construído com eletrodos concêntricos de alumínio em três alturas (20, 40 e 60 cm) e operado sob densidade de corrente variada (9,55; 4,8 e 3,18 A/m²) e sob mesma densidade de corrente (9,55 A/m²). Utilizou-se água de lavagem de filtro de estação de tratamento (ETA), avaliando-se a remoção de turbidez e cor aparente ao longo do tempo. Os resultados indicaram eficiências máximas de remoção superiores a 97% para turbidez e 93% para cor aparente, com cinética ajustada ao modelo de primeira ordem. A análise estatística (ANOVA e Tukey) evidenciou diferenças significativas nos minutos iniciais entre os reatores de 20 cm e 60 cm, sendo que o reator de 20 cm apresentou as maiores taxas de remoção. O aumento da densidade de corrente e do tempo de detenção hidráulica elevou a eficiência do processo, enquanto o aumento da altura reduziu o desempenho. Considerando o equilíbrio entre eficiência e consumo energético, as alturas intermediárias apresentaram desempenho global satisfatório. No entanto, a configuração de 20 cm e densidade de corrente de 9,55 A/m² demonstrou o maior potencial para transposição ao sistema contínuo, por reunir condições construtivas e operacionais favoráveis à estabilidade e reprodutibilidade do processo. Esses resultados fornecem subsídios técnicos importantes para o dimensionamento e aplicação de sistemas de eletrocoagulação em escala contínua.

Palavras chaves: Processos eletroquímicos, otimização de parâmetros, geometria de reatores, modelagem, cinética, qualidade da água, poluentes.

3.1 INTRODUÇÃO

A crescente geração de águas contaminadas provenientes de atividades industriais, domésticas, urbanas e rurais tem comprometido a qualidade dos recursos hídricos. Esses efluentes apresentam elevada carga de poluentes, incluindo sólidos em suspensão, matéria orgânica, nutrientes, corantes e metais pesados, que, na ausência de tratamento adequado, representam risco à saúde pública e aos ecossistemas aquáticos (Dutta et al., 2024; Ahmad Aftab et al., 2024; Meftah et al., 2025).

Nesse contexto, a eletrocoagulação (EC) tem se destacado como uma alternativa eficiente, econômica e sustentável para o tratamento de água, devido à sua versatilidade na remoção de diferentes contaminantes em variadas matrizes aquosas (Ait Talhajt et al., 2023; Castañeda et al., 2024; García et al., 2025). Trata-se de um processo eletroquímico no qual a aplicação de corrente elétrica promove a liberação de íons coagulantes a partir de eletrodos solúveis, facilitando a remoção de impurezas. Entre suas principais vantagens estão o menor uso de produtos químicos, a redução na geração de lodo e a simplicidade operacional, podendo ser aplicada tanto em sistemas em batelada quanto em fluxo contínuo (Bani-melhem et al., 2023).

O reator em batelada é um sistema fechado operado em um volume fixo de água, no qual as reações químicas ou os processos de tratamento ocorrem sem fluxo de entrada ou saída durante a operação, permitindo controle das condições do processo e, no contexto da eletrocoagulação, os eletrodos liberam cátions metálicos que promovem a formação de flocos, possibilitando a remoção eficiente de poluentes (Rahman et al., 2024; AlJaberi, 2023). Estes, são úteis em estudos de escala laboratorial, pois permitem o controle das variáveis operacionais e a avaliação sistemática da influência de parâmetros. Testes laboratoriais são fundamentais para a otimização do processo, servindo como base para o posterior dimensionamento e aplicação em sistemas contínuos, voltados ao uso em escala real (Companhia & Scalize, 2025).

Estudos demonstram a aplicação bem sucedidas de processos de eletrocoagulação operado em reatores batelada na remoção de diversos contaminantes como, DBO_5 (Galvão et al., 2020), óleo (Soeprijanto *et al.*, 2016), turbidez e cor (Carmona-Carmona *et al.*, 2016; Rahman *et al.*, 2021), fosfato (Nguyen *et al.*, 2016), flúor (Sierra-Sánchez et al., 2022), cromo, ferro, zinco e cobre (Wulan & Cahyaningsih, 2017), ciprofloxacina antibiótico (Yoosefian *et al.*, 2017), metais e coliformes totais (De Oliveira *et al.*, 2021).

Diante disso, este estudo tem como objetivo desenvolver e aplicar um reator de eletrocoagulação operado em batelada para o tratamento de águas, visando otimizar parâmetros construtivos e operacionais que subsidiem o projeto e o dimensionamento de sistemas contínuos de eletrocoagulação, contribuindo para o avanço da aplicação prática dessa tecnologia no tratamento de águas.

3.2 MATÉRIAS E MÉTODOS

Foi construído um reator cilíndrico de eletrocoagulação, operando em modo batelada, e utilizando a turbidez e a cor aparente como poluente para avaliar a eficiência de remoção. O reator foi desenvolvido para otimizar parâmetros construtivos e operacionais em escala laboratorial, visando sua futura aplicação em sistemas de fluxo contínuo.

Configuração do reator

Um reator em batelada foi construído com tubos de alumínio concêntricos, encamisados em PVC para conter a água, apresentando três configurações distintas. Na primeira, os eletrodos possuem 1,3 cm (ânodo) e 5,0 cm (cátodo) de diâmetro, 20 cm de altura, espaçamento de 0,9 cm, área superficial de 314 cm² e volume útil de 350 mL (Figura 3.1a); na segunda, mantêm-se os diâmetros dos eletrodos, com 40 cm de altura, mesmo espaçamento entre eles, área superficial de 628 cm² e volume útil de 710 mL (Figura 3.1b); e na terceira, os eletrodos têm 1,3 cm (ânodo) e 5,0 cm (cátodo) de diâmetro, altura de 60 cm, espaçamento de 0,9 cm, área superficial de 942 cm² e volume útil de 1060 mL (Figura 3.1c). Após o encamisamento, as três configurações apresentam diâmetro externo de 6 cm e alturas de 20, 40 e 60 cm, respectivamente. Na parte superior, uma peça de PVC centraliza o ânodo em relação ao cátodo (Figura 3.1d).

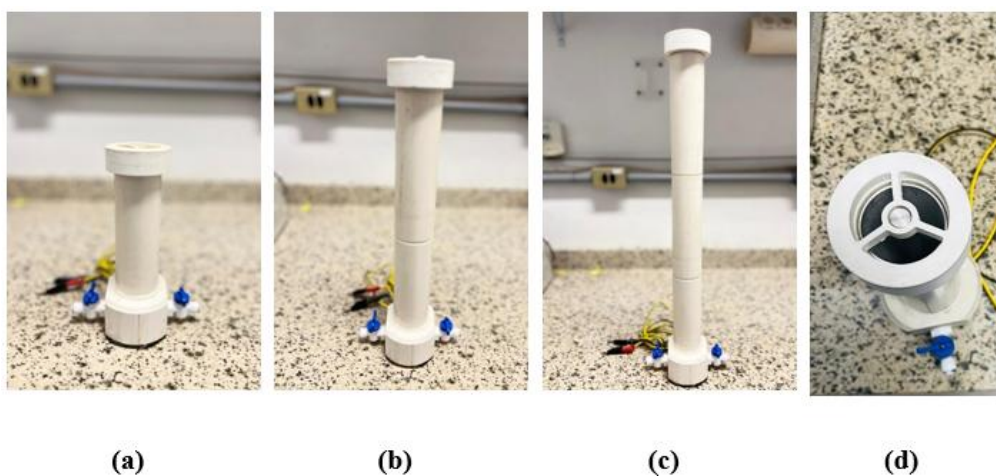


Figura 0.1- Reator de eletrocoagulação com 20 cm de altura (a), com 40 cm de altura (b), com 60 cm de altura

Já na sua parte inferior, instalou-se duas torneiras (Figura 3.2a): uma para esvaziamento, usada na descarga de resíduos e na limpeza, e outra para coleta de amostras. Esta última está conectada a um tubo de acrílico interno de 12 mm de diâmetro (Figura 3.2b), com altura ajustável de 10 cm (para o reator com a altura de 20 cm), 20 cm (para o reator com a altura 40 cm) e 30 cm (para o reator com a altura de 60 cm), de forma a representar aproximadamente metade do volume do reator. Essa configuração permitiu a coleta de amostras em uma área de baixa interferência de sólidos sedimentados ou flotados.

A alimentação elétrica dos eletrodos foi realizada por uma fonte de corrente contínua (Figura 3.2c), com capacidade de fornecimento de corrente variando de 0 a 3 A e tensão ajustável de 0 a 30 V. Fonte com características semelhantes têm sido utilizadas em estudo, como os modelos MP-3840 (Nguyen et al., 2021).

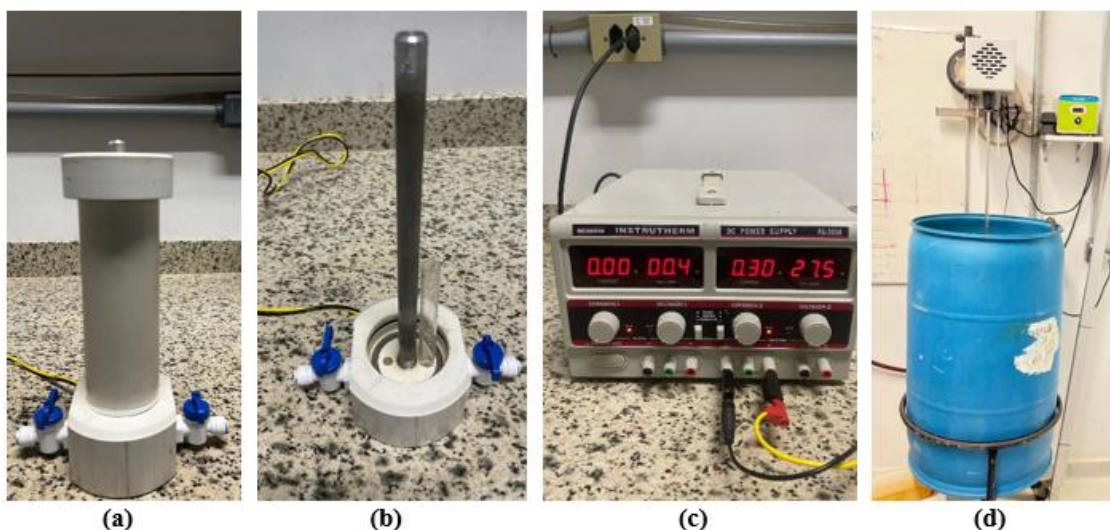


Figura 0.2 - Reator com as torneiras para o esvaziamento do reator e coleta de amostras (a), tubo em acrílico conectada a torneira de coleta de amostras (b), fonte de alimentação de corrente (c) e reservatório para armazenamento de água de lavagem de filtro e o agitador mecânico (d)

Água de estudo

Para a realização dos ensaios, foram coletados 500 litros de água de lavagem de filtro (ALF) na Estação de Tratamento de Água Meia Ponte, localizada em Goiânia – GO. Visando à padronização das amostras, a ALF foi submetida a um processo de sedimentação natural, durante o qual os sedimentos foram removidos gradualmente até que o sobrenadante atingisse as condições desejadas de concentração inicial: 250 mg/L de sólidos. Após o ajuste dessas características, a amostra foi transferida para um reservatório de 200 litros, equipado com sistema de agitação mecânica (Figura 2d),

assegurando a homogeneização contínua do conteúdo e a manutenção das propriedades da ALF durante a realização dos testes de tratamento.

Procedimento experimental

Realizou-se ensaios em bancada utilizando um reator cilíndrico operando no modo batelada. O reator teve o seu desempenho avaliado quanto a eficiência de remoção de turbidez e cor aparente e seu remanescente, consumo energético específico e modelagem cinética. A seguir, detalha-se o procedimento experimental, bem como a metodologia utilizada para avaliar o desempenho dos reatores operando de maneiras distintas, aplicando a mesma corrente (densidade de corrente variada), e aplicando a mesma densidade de corrente.

Ensaio em reator com densidade de corrente variada

Manteve-se a corrente elétrica de 0,3 A para todos os ensaios, proporcionando uma densidade de corrente variada para cada configuração do reator, sendo 9,55 A/m² para 20 cm; 4,8 A/m² para 40 cm e 3,18 A/m² para 60 cm.

Inicialmente, o reator de 20 cm de altura, com volume útil de 350 mL, foi preenchido com água de lavagem de filtro previamente preparada. Em seguida, conectou-se uma fonte de corrente contínua ao sistema, fixando-se a corrente em 0,3 A e mantendo a voltagem livre. Com base na área efetiva dos eletrodos, essa configuração resultou em uma densidade de corrente de 9,55 A/m². Após o ajuste dos parâmetros, o cronômetro foi acionado para controle do tempo de tratamento. A densidade foi calculada a partir da equação 1.

$$DC = \frac{I}{A} \quad (1)$$

Onde: DC representa a densidade de corrente (A/m²), I a corrente elétrica (A) e A a área do eletrodo (m²).

Os tempos de operação adotados foram: 1, 2, 3, 4, 5, 10, 15, 20, 25 e 30 minutos, representando diferentes ciclos de tratamento. Ao final de cada ciclo, foram coletadas amostras de 150 mL para análises de turbidez (turbidímetro modelo Hach 2100Q), e cor aparente (*calorímetro AquaColor Cor*), com os equipamentos devidamente calibrados.

Após cada coleta, o reator era esvaziado e lavado com água para evitar contaminações cruzadas entre os ciclos.

Os mesmos procedimentos foram repetidos com o reator de 40 cm de altura (volume útil de 710 mL), mantendo a mesma corrente (0,3 A), o que resultou em uma densidade de corrente de 4,8 A/m². Por fim, os ensaios foram realizados com o reator de 60 cm de altura (volume útil de 1100 mL), também com corrente de 0,3 A, resultando em uma densidade de corrente de 3,18 A/m².

Esses procedimentos permitiram avaliar a influência da altura do reator na eficiência de remoção de turbidez e cor aparente, e o consumo energético, sob mesma corrente em diferentes alturas do reator, visando perceber qual das configurações apresenta o melhor desempenho e eficiência energética.

Ensaio em reator com a mesma densidade de corrente

Manteve-se a mesma densidade de corrente (9,55 A/m²) para todas as alturas dos reatores (20, 40, 60 cm). Para isso, a corrente elétrica foi ajustada proporcionalmente à área de imersão dos eletrodos em cada reator: 0,3 A para o reator de 20 cm, 0,6 A para o de 40 cm e 0,9 A para o de 60 cm, assim mantendo a densidade de 9,55 A/m² constante em todas as configurações e durante todos os ensaios.

O procedimento operacional foi idêntico à da etapa anterior, com aplicação dos mesmos tempos de tratamento e análises dos parâmetros de qualidade da água. Essa abordagem experimental permitiu observar com as diferentes alturas do reator, influenciam na eficiência de remoção de turbidez, cor aparente, e no consumo energético específico quando empregados a mesma densidade de corrente.

Os parâmetros turbidez e cor aparente foram selecionados devido à sua determinação rápida, simplicidade metodológica, necessidade de pouco volume de amostra e baixo custo de realização. As análises foram realizadas em duplicata, no Laboratório de Análise de Águas (LAnA) da Universidade Federal de Goiás (UFG), conforme os procedimentos padronizados descritos no *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater* (APHA, AWWA, WEF, 2012).

Análise de dados

Evolução temporal da turbidez e da cor aparente sob densidade de corrente variada e mesa densidade de corrente

A análise dos dados teve como objetivo avaliar o desempenho do reator em batelada na remoção de turbidez e cor aparente, considerando diferentes alturas do reator (20, 40 e 60 cm) e condições operacionais distintas: densidade de corrente variada (9,55; 4,8 e 3,18 A/m²) e densidade constante de 9,55 A/m². Para calcular a eficiência de remoção da turbidez ao longo do tempo, utilizou-se a Equação 2:

$$Eficiência (\%) = \frac{C_i - C_f}{C_i} \times 100 \quad (2)$$

Onde: C_i e C_f são as concentrações inicial e final e em cada instante, respectivamente.

Para verificar se a altura dos eletrodos (20, 40 e 60 cm) influenciou a eficiência de remoção, foram utilizados gráficos do tipo boxplot e testes estatísticos. A normalidade dos dados foi avaliada pelo teste de Shapiro-Wilk, e, diante da confirmação da distribuição normal, aplicou-se a análise de variância (ANOVA), seguida do teste de Tukey para comparações múltiplas entre as médias. As análises foram realizadas no *software R*, adotando-se um nível de significância de 5%.

Os valores remanescentes de turbidez e cor aparente foram avaliados em relação a padrões internacionais de lançamento, WHO (2023), EPA (2021) e ISO 16075-1 (2020).

Cinética de remoção

Para analisar o comportamento da remoção ao longo do tempo, foram geradas curvas de turbidez e cor aparente em função do tempo, em cada condição testada. Os dados foram normalizados como porcentagem de remoção e ajustados a modelos cinéticos de pseudo-primeira ordem (equação 1) e pseudo-segunda ordem (equação 2), conforme proposto por Revellame *et al.* (2020). O ajuste dos modelos cinéticos foi realizado por regressão não linear, utilizando os dados experimentais de concentração ao longo do tempo para cada ensaio. Os parâmetros cinéticos k_1 e k_2 foram determinados automaticamente pelo software de ajuste, minimizando a soma dos quadrados dos resíduos entre os valores observados e os valores previstos pelos modelos. Para cada cenário, os modelos foram comparados pelo coeficiente de determinação (R^2), permitindo identificar aquele que melhor descrevia o comportamento do processo.

$$C_t = C_0 \cdot e^{-k_1 t} \quad (2)$$

$$C_t = \frac{1}{\frac{1}{C_0} + k_2 t} \quad (3)$$

Onde:

- C_t : concentração no tempo t
- C_0 : concentração inicial
- k_1 : constante cinética de pseudo-primeira ordem (min^{-1})
- k_2 : constante cinética de pseudo-segunda ordem ($\text{L} \cdot \text{mg}^{-1} \cdot \text{min}^{-1}$)
- t : tempo (min)

Consumo de energia

O consumo de energia na eletrocoagulação foi calculado conforme KUMBUYI *et al* (2021), usando a seguinte formula:

$$WC = \frac{U}{1000 \times V} \int_0^{t_e} I(t) dt \quad (4)$$

Onde: WC é o consumo específico de energia (kWh/m^3), U é a tensão aplicada (voltagem), Volume de solução tratada (m^3), $I(t)$ é a corrente elétrica como função do tempo e t_e é o tempo total de operação (h).

Para avaliar a transposição dos dados de batelada para fluxo contínuo, foram considerados parâmetros como densidade de corrente, tempo de reação, altura do reator e relação área de eletrodo/volume reacional. Assumiu-se que o fluxo se aproximava de um plug flow, com base na geometria do reator e na distribuição da vazão, de modo a orientar o dimensionamento e garantir eficiência operacional e transferência de massa adequada, embora não tenha sido verificado experimentalmente.

3.3 RESULTADOS E DISCUSSÃO

A seguir são apresentados os resultados para os reatores, em um primeiro momento operando com a mesma corrente, e na sequência, se mantendo a mesma densidade de corrente.

Ensaio em reator com densidade de corrente variada

Evolução temporal da turbidez e da cor aparente sob densidade de corrente variada

Nas Figuras 3a e 3b, são apresentadas a redução da turbidez e a sua remoção ao longo do tempo para os reatores operando sob mesma corrente de 0,3 A, com densidades de corrente variadas de 9,55; 4,8 e 3,18 A/m², respectivamente para as alturas do reator de 20, 40 e 60 cm. Nos primeiros 5 minutos se observa uma rápida diminuição da turbidez, reduzindo de 297 NTU (inicial) para 31,5 NTU - ER = 89,39 %, (reator de 20 cm), 63,4 NTU - ER = 78,65 % (reator de 40 cm) e 88,4 NTU - ER = 70,25% (reator de 60 cm). Após 30 minutos os remanescentes variaram de 8 a 12 NTU, alcançando remoção de 97,31 %, 96,78 % e 95,93 %, respectivamente, indicando que, em tempos mais longos, as diferenças entre alturas tornam-se pouco relevante. Essa convergência ocorre porque, à medida que a concentração de partículas diminui, a cinética torna-se menos dependente da densidade de corrente e da altura do reator. No entanto, essa tendência é específica das condições iniciais do ensaio; turbidez inicial mais alta ou composição diferente de partículas poderia alterar significativamente a cinética e as diferenças entre alturas.

Comportamento semelhante foi observado para a cor aparente (Figuras 3c e 3d), que reduziu de 382 uC para 95,1 uC - ER = 75,10% (reator de 20 cm); 167 uC - ER = 56,28% (reator de 40 cm) e 270,5 uC - ER = 29,19% (reator de 60 cm) nos primeiros 5 minutos. Após 30 minutos, os remanescentes variaram de 32,2 a 44,65 uC, alcançando remoção de 91,57%, 91,02% e 88,31%, respectivamente.

As faixas relativas à eficiência de remoção podem ser observadas na Figura 3e para turbidez e Figura 3f para cor aparente. O reator com altura de 20 cm apresentou as maiores eficiências médias, cerca de 90% para turbidez e 75% para cor aparente, com menor dispersão dos dados entre as replicatas, indicando remoção mais rápida e uniforme. Para 40 cm, as eficiências médias foram intermediárias (\approx 80% turbidez e 55% cor aparente), enquanto 60 cm apresentou menores eficiências (\approx 70% turbidez e 40% cor aparente) e maior dispersão dos dados, sugerindo variação no desempenho do processo.

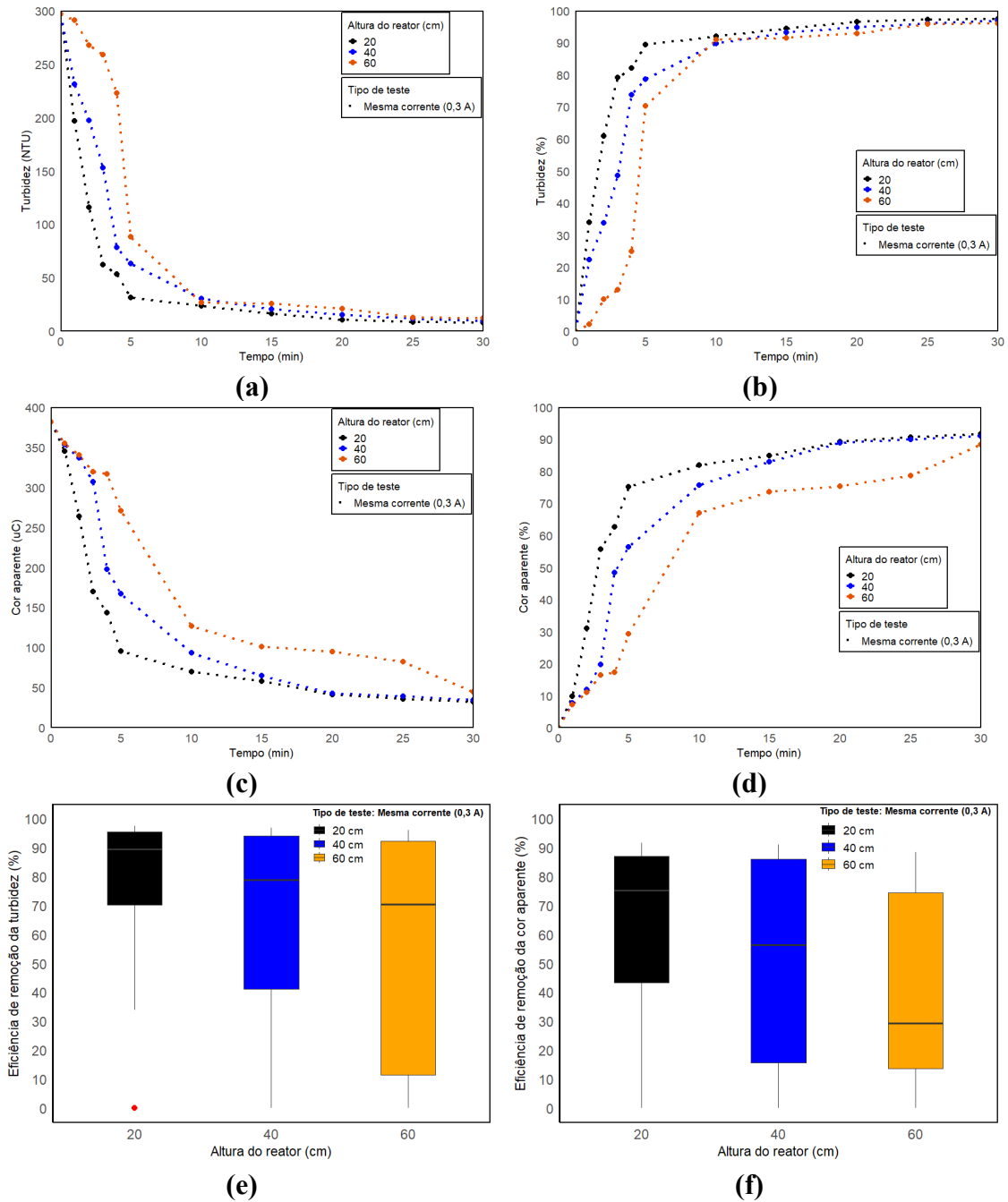


Figura 0.3 - Evolução temporal da turbidez e cor aparente, respectivamente para os reatores com altura de 20, 40 e 60 cm, evidenciando a turbidez remanescente (a) e sua eficiência de remoção (b), e a cor aparente remanescente (c) e sua eficiência de remoção (d), Boxplot que permite comparar a eficiência de remoção de turbidez. (e), e a cor aparente (f) sob mesma corrente.

Na fase inicial (1–5 min), a análise de variância indicou diferença estatisticamente significativa entre as alturas para turbidez (ANOVA, $p = 0.0412$), com o teste de Tukey mostrando diferença apenas entre 60 cm e 20 cm ($p = 0.034$). Entre 10 e 30 minutos, não houve diferenças significativas (ANOVA, $p = 0.218$; Tukey $p > 0.19$), indicando comportamento semelhante entre os reatores.

Para cor aparente, nos primeiros 5 minutos não se observou diferença significativa entre as alturas (ANOVA, $p = 0.0969$), embora 20 cm tenha mostrado tendência a maior eficiência. Entre 10 e 30 minutos, a altura passou a influenciar significativamente a remoção de cor aparente (ANOVA, $p = 0.0237$), com 20 cm removendo mais cor que 60 cm ($p = 0.032$) e 40 cm ($p = 0.048$).

Sob densidade de corrente variada, reator de 20 cm apresentou o melhor desempenho em termos de eficiência de remoção, com reduções mais rápidas e elevadas de turbidez e cor aparente sobre tudo nos primeiros minutos.

Os resultados demonstraram que a eletrocoagulação em batelada promoveu reduções expressivas de turbidez e cor aparente já nos primeiros minutos, provavelmente devido à formação imediata de coagulantes eletroativos e sua interação com partículas coloidais (Mollah et al., 2001; Chen, 2004). A eficiência do processo foi influenciada pela altura do reator, que afeta o padrão de mistura, a distribuição de corrente e o tempo de contato entre as espécies coagulantes e as partículas em suspensão.

O reator de 20 cm apresentou as maiores reduções iniciais de turbidez e cor aparente, resultado atribuído à menor altura dos eletrodos e ao menor volume do reator, condições que favorecem maior densidade de corrente elétrica, melhor homogeneidade do campo elétrico e formação mais rápida de flocos (Rodrigues *et al.*, 2020; Carmona *et al.*, 2020; Załęska-Chróst & Wardzyńska, 2023). Em contrapartida, o reator de 60 cm apresentou cinética de remoção mais lenta, possivelmente devido à maior altura dos eletrodos, que resulta em menor densidade de corrente e gradientes de potencial menos uniformes (Garcia-Segura et al., 2017; Al-Qodah et al., 2025).

Apesar disso, o maior tempo de contato favoreceu a compensação desse efeito, permitindo que, após cerca de 15 minutos de operação, as curvas de remoção de turbidez e cor aparente se estabilizassem e atingissem eficiências semelhantes entre os reatores. Esse comportamento indica que, embora reatores mais altos apresentem início mais lento,

o tempo de operação prolongado possibilita desempenho comparável aos de menor altura (Smamjomeh & Sivakumar, 2009; Rodrigues *et al.*, 2020; Kambuyi *et al.*, 2021).

As variações observadas entre turbidez e cor aparente refletem diferenças nos mecanismos de remoção, com predominância de coagulação e sedimentação para a turbidez e de adsorção e oxidação para a cor aparente, em consonância com estudos que apontam comportamento cinético distinto entre parâmetros físico-químicos durante a eletrocoagulação (Khandegar & Saroha, 2013; Załęska-Chróst & Wardzyńska, 2023). Assim, o ajuste da altura do reator mostra-se essencial para otimizar a eficiência do processo, equilibrando o consumo energético e a qualidade do efluente tratado. Os resultados indicam que a altura do reator exerce influência predominante sobre a cinética inicial da eletrocoagulação, enquanto o tempo de reação é o principal fator determinante para a eficiência final do tratamento.

Consumo energético específico sob densidade de corrente variada em diferentes alturas de reator

As Figuras 3.4a e 3.4b mostram a variação do consumo específico de energia (CEE) em função do tempo para diferentes alturas de reator (20, 40 e 60 cm), operando sob mesma corrente de 0,3 A (densidade de corrente 9,55; 4,8 e 3,18 A/m²) respectivamente. Observou-se aumento progressivo do CEE ao longo do tempo de operação. Para o reator de 20 cm, o CEE variou de 0,19 kWh/m³ no primeiro minuto para 6,87 kWh/m³ aos 30 minutos. No reator de 40 cm, o CEE aumentou de 0,07 kWh/m³ para 2,39 kWh/m³ no mesmo intervalo. Já no reator de 60 cm, os valores foram menores, variando de 0,03 kWh/m³ no primeiro minuto para 1,06 kWh/m³ após 30 minutos de tratamento.

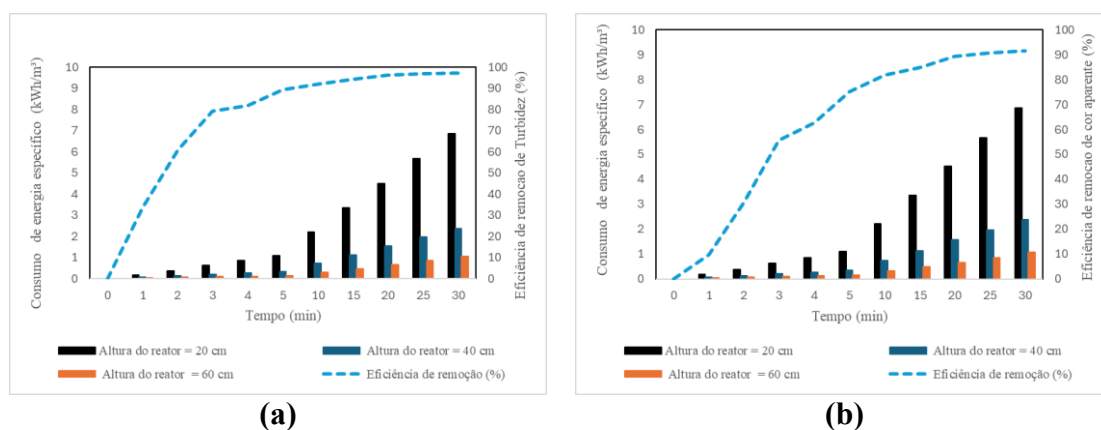


Figura 0.4 - Variação do CEE, turbidez (a) e cor aparente (b) ao longo do tempo para diferentes alturas de reator sob mesma corrente 0,3 A.

Sob densidade de corrente variada, o reator de 60 cm apresentou o menor consumo energético específico, configurando um melhor compromisso com economia de energia.

Os resultados mostraram que o aumento da altura do reator reduziu CEE, mantendo eficiências de remoção elevadas. Essa tendência está de acordo com estudos que demonstram que a geometria do reator e a densidade de corrente influenciam diretamente o CEE, sendo que maiores volumes e menores densidades reduzem o consumo energético (Al-Raad & Hanafiah, 2021; Gasmi et al., 2022).

O aumento da altura do reator resultou na redução do consumo específico de energia (CEE), provavelmente devido à menor densidade de corrente efetiva e ao maior volume tratado sob as mesmas condições operacionais. Embora reatores menores promovam remoções mais rápidas, reatores mais altos apresentam melhor eficiência energética, evidenciada pela expressiva diminuição do CEE para níveis de remoção semelhantes.

Modelos cinéticos ajustados de primeira e segunda ordem sob densidade de corrente variada em diferentes alturas de reator

A Tabela 3.1 apresenta os parâmetros cinéticos de remoção de turbidez e cor aparente, ajustados aos modelos de primeira e segunda ordem, enquanto a Figura 3.5a, 3.5b, 3.5c e 3.5d mostram os respectivos ajustes com os valores de R².

Observa-se que, para ambos os parâmetros, a constante de velocidade (k) diminui com o aumento da altura do reator, indicando menor taxa de remoção à medida que o volume reacional aumenta. Para a turbidez, k variou de 0,46 a 0,16 min⁻¹ (primeira ordem) e de 0,0030 a 0,0008 L·mg⁻¹·min⁻¹ (segunda ordem), com R² entre 0,87 e 0,99. Para a cor aparente, k variou de 0,23 a 0,08 min⁻¹ e de 0,0010 a 0,0003 L·mg⁻¹·min⁻¹, com R² superiores a 0,94, confirmando o bom ajuste dos modelos cinéticos.

Tabela 3.1 - Parâmetros cinéticos de remoção de turbidez e cor aparente em diferentes alturas de reator sob mesma corrente 0,3 A

Parâmetro	Altura (cm)	k 1ª ordem			k 2ª ordem		
		C ₀	(min ⁻¹)	R ² 1ª ordem	C ₀	(L·mg ⁻¹ ·min ⁻¹)	R ² 2ª ordem
Turbidez	20	299	0,46	0,99	305,14	0,003	0,97
	40	303	0,27	0,98	313,23	0,0015	0,96
	60	335,45	0,16	0,92	343,63	0,0008	0,87
Cor aparente	20	394,24	0,23	0,96	409,05	0,001	0,96
	40	397,79	0,13	0,96	421,59	0,0006	0,94

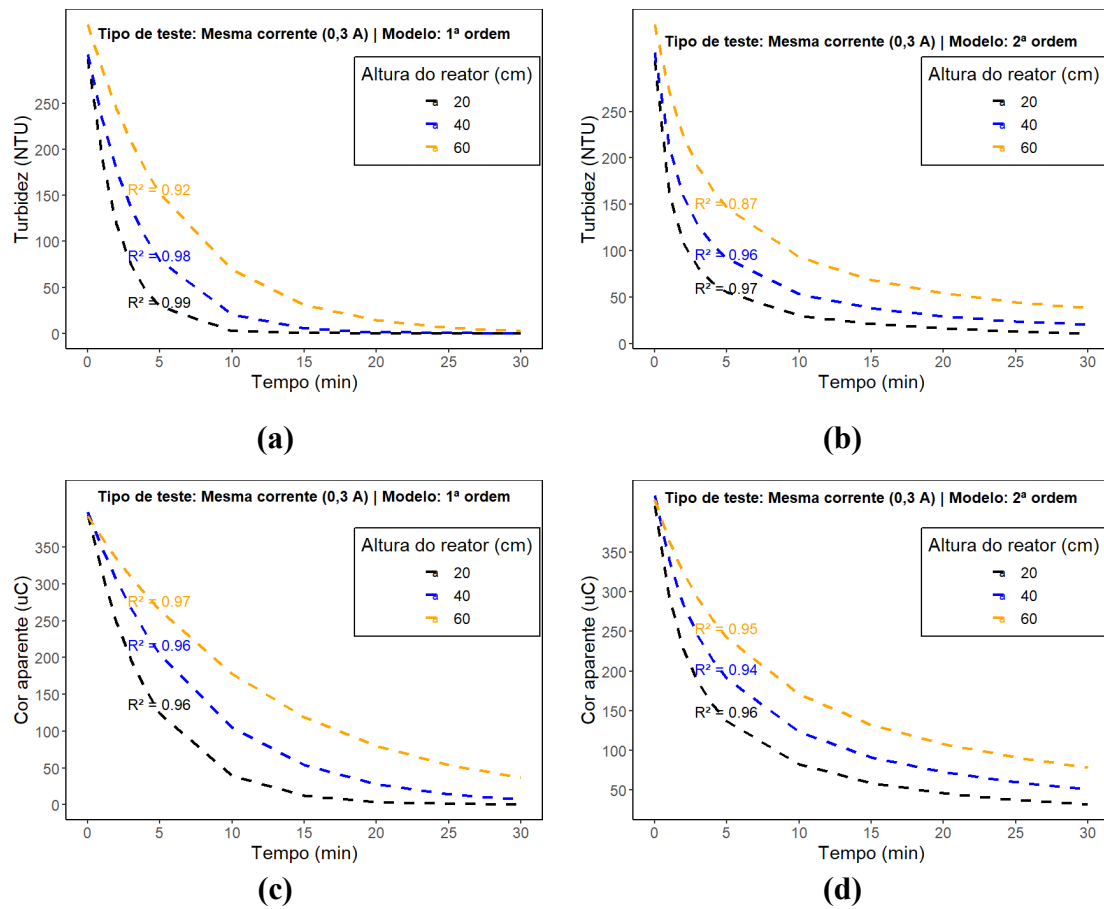


Figura 0.5 - Curvas de ajuste cinético da remoção de turbidez por modelo de primeira ordem (a) e segunda ordem (b), e da remoção de cor aparente por modelo de primeira ordem (c) e segunda ordem (d), sob mesma corrente e diferentes alturas de reator

Os resultados indicam que a remoção de turbidez e cor aparente segue um modelo cinético de primeira ordem, no qual a taxa de remoção é proporcional à concentração residual. A constante de velocidade (k) diminui com o aumento da altura do reator, evidenciando menor eficiência em reatores mais altos, em concordância com estudos que destacam a influência da densidade de corrente, transferência de massa e condições hidrodinâmicas na cinética da eletrocoagulação (Liu et al., 2025). Em estudo de sistemas semelhantes, demonstraram que turbidez e cor tendem a seguir cinética pseudo-primeira ordem em eletrocoagulação, reforçando que esse modelo é adequado para esses parâmetros em condições operacionais variadas (Bani-Melhem et al. 2025).

Esses resultados demonstram que a cinética da eletrocoagulação é influenciada pela altura do reator, sendo mais rápida em reatores menores devido à maior densidade de corrente

efetiva e à menor distância entre eletrodos, o que favorece a geração e o transporte de espécies coagulantes.

Ensaaios em reator com a mesma densidade de corrente

Evolução temporal da turbidez e da cor aparente sob a mesma densidade de corrente

Nas figuras 3.6a e 3.6b, são apresentadas a redução da turbidez e sua remoção ao longo do tempo para reatores operando sob a mesma densidade de corrente 9,55 A/m, para as alturas de 20, 40, e 60 cm respectivamente. Nos primeiros 5 minutos se observa uma rápida diminuição da turbidez, reduzindo de 297 NTU (inicial) para 18,85 NTU – ER = 93,6%, (reator de 20 cm); 24,5 NTU - ER = 91,8% (reator de 40 cm) e 15,7 NTU- ER = 94,7% (reator de 60 cm). Após 30 minutos os remanescentes foram de 6,93; 7,8 e 7,4 NTU, alcançando eficiência de remoção de 97,67%, 97,37% e 97,76%, respectivamente, indicando que, em densidade da corrente, as diferenças entre alturas tornam-se pouco relevante.

Comportamento semelhante foi verificado para a cor aparente (Figura 3.6c e 3.6d), que reduziu de 382 uC (inicial) para 58,25 uC - ER = 84,7% (reator de 20 cm), 70,55 uC - ER = 81,5% (reator de 40 cm) e 45,9 uC - ER = 88,0%, (reator de 60 cm) nos primeiros 5 minutos. Após 30 minutos os remanescentes variaram de 25 a 27,3 uC, alcançando eficiências de remoção de 88,15%, 92,83% e 93,47%, respectivamente.

As faixas relativas à eficiência de remoção podem ser observadas na Figura 3.6e para turbidez e Figura 3.6f para cor aparente. O reator com altura de 20 cm apresentou as maiores eficiências médias, cerca de 95% para turbidez, e 85% para cor aparente, com menor variabilidade. Os reatores de 40 cm e 60 cm mostraram maior dispersão, com medianas próximas a 90% e 95%, para turbidez, e 88% e 90% para cor aparente respectivamente, mas valores mínimos mais baixos, incluindo alguns outliers nos reatores de 20 cm e 40 cm.

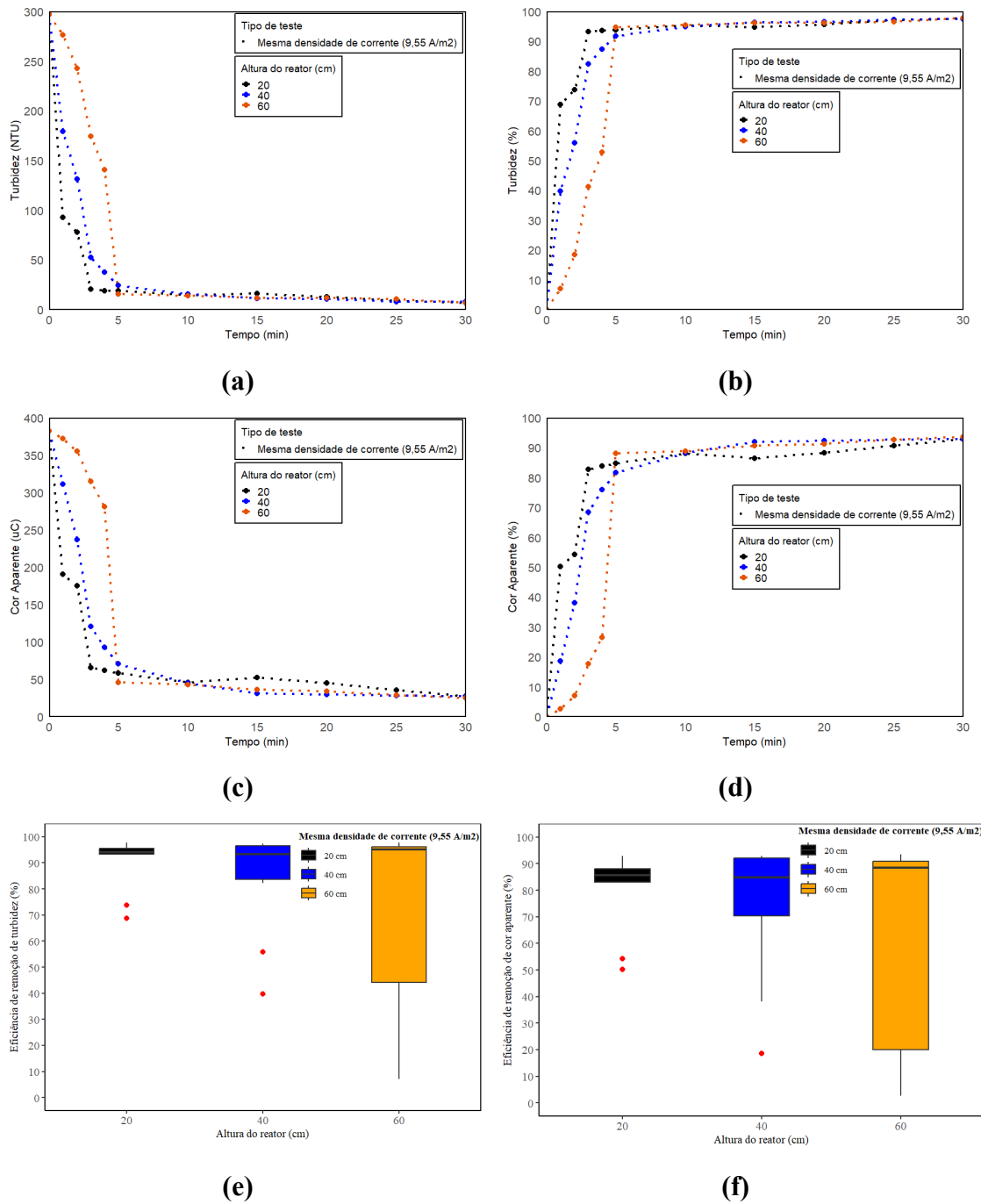


Figura 0.6 - Evolução temporal da turbidez e cor aparente, respectivamente para os reatores com altura de 20, 40 e 60 cm, evidenciando a turbidez remanescente (a) e sua eficiência de remoção (b), e a cor aparente remanescente (c) e sua eficiência de remoção (d), Boxplot que permite comparar a eficiência de remoção de turbidez. (e), e a cor aparente (f) sob mesma densidade de corrente 9,55 A/m.

A análise de variância para turbidez, nos primeiros minutos (1–5 min) indicou diferença marginalmente significativa entre as alturas (ANOVA, $p = 0.0546$), e o teste de Tukey apontou diferença significativa apenas entre 60 cm e 20 cm ($p = 0.049$), indicando menor eficiência no reator de 60 cm. No período de 10–30 min, não foram observadas diferenças

significativas entre os reatores (ANOVA, $p = 0.79$; Tukey, $p > 0.78$), sugerindo comportamento semelhante nesse intervalo.

Para cor aparente, nos primeiros minutos (1–5 min) não revelou diferenças significativas entre as alturas (ANOVA, $p = 0.0781$; Tukey, $p > 0.06$), embora haja tendência de maior remoção no reator de 60 cm. No intervalo de 10–30 min, também não foram observadas diferenças significativas (ANOVA, $p = 0.205$; Tukey, $p > 0.23$), indicando desempenho semelhante entre os três reatores.

Sob a mesma densidade de corrente, o reator de 20 cm foi o mais eficiente de modo geral, apresentando as maiores eficiências médias para turbidez e cor aparente, com menor variabilidade nos resultados.

A eletrocoagulação sob a mesma densidade de corrente apresentou rápida remoção de turbidez e cor aparente nas etapas iniciais, seguida de estabilização ao longo do tempo, conforme relatado por Tabash et al. (2024) e Bani-Melhem et al. (2025).

A altura do reator influenciou a velocidade inicial de remoção, com o reator de 20 cm apresentando maior eficiência devido à maior taxa de colisão entre bolhas e partículas, o que favorece a floculação. Em contrapartida, reatores mais altos apresentaram gradientes de potencial menos homogêneos e menor turbulência, reduzindo temporariamente a eficiência de geração e dispersão dos coagulantes metálicos, em concordância com estudos que relacionam a altura do reator ao desempenho da eletrocoagulação (Mehralian et al., 2023).

Essas diferenças na velocidade de remoção, especialmente nos minutos iniciais, indicam que certas condições operacionais, como a escolha da altura do reator, impactam significativamente o desempenho do processo, exigindo atenção no projeto para evitar perda de eficiência em reatores mais altos ou maiores volumes. Entretanto, em intervalos mais longos, quando as diferenças se tornam pouco expressivas, o desempenho tende a se estabilizar e torna-se menos sensível à altura, permitindo maior flexibilidade operacional e possibilidade de escalonamento sem comprometer a qualidade do tratamento.

A estabilização das eficiências de remoção após os primeiros minutos sugere que o processo atingiu um ponto de equilíbrio, no qual a taxa de remoção se iguala à taxa de formação de flocos e sedimentação, conforme também observado em outros estudos de

eletrocoagulação (Arbabi et al., 2022). Em termos práticos, isso reforça a importância de equilibrar as dimensões do reator, o tempo de retenção e a densidade de corrente, a fim de otimizar a eficiência e a consistência do processo.

Consumo energético específico sob mesma densidade de corrente em diferentes alturas de reator

As Figuras 3.7a e 3.7b mostram a variação do consumo específico de energia (CEE) em função do tempo para diferentes alturas de reator (20, 40 e 60 cm), operando sob mesma densidade de corrente 9,55 A/m². Observou-se aumento progressivo do CEE ao longo do tempo de operação. Para o reator de 20 cm, o CEE variou de 0,19 kWh/m³ no primeiro minuto para 6,88 kWh/m³ aos 30 minutos. No reator de 40 cm, o CEE aumentou de 0,26 kWh/m³ para 9,13 kWh/m³ no mesmo intervalo de tempo. Já no reator de 60 cm, os valores foram menores, variando de 0,24 kWh/m³ no primeiro minuto para 9,25 kWh/m³ após 30 minutos de tratamento.

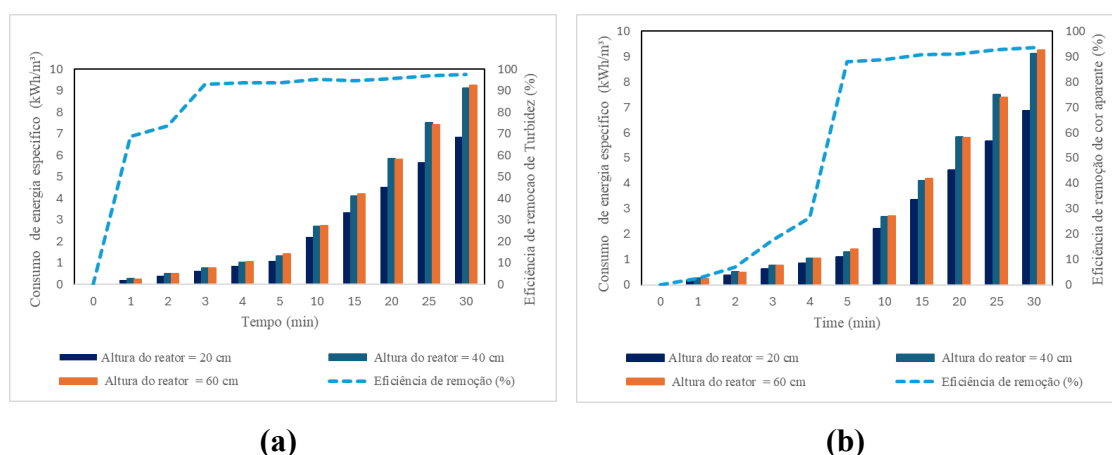


Figura 0.7 - Variação do CEE, turbidez (a) e cor aparente (b) ao longo do tempo para diferentes alturas de reator operando sob mesma densidade de corrente 9,55 A/m².

Sob a mesma densidade de corrente, o reator de 20 cm apresentou o menor consumo energético específico, configurando um melhor compromisso entre eficiência e economia de energia.

Os resultados evidenciam que, mesmo com mesma densidade de corrente, a altura do reator afeta o CEE, pois correntes maiores são necessárias para manter a densidade em áreas efetivas maiores, destacando a importância de ajustar geometria e área de eletrodo para otimizar a eficiência energética (Medina-Collana et al., 2022).

A diferença observada no consumo específico de energia (CEE) entre os reatores de diferentes alturas pode ser explicada pela relação entre área efetiva do eletrodo e corrente

elétrica. À medida que a altura do reator aumenta, a área superficial disponível para passagem de corrente também cresce, para manter a mesma densidade de corrente em todos os reatores, é necessário aumentar proporcionalmente a corrente aplicada. Esse ajuste influencia diretamente o consumo energético, pois correntes mais altas demandam maior energia.

Modelos cinéticos ajustados de primeira e segunda ordem operado sob mesma densidade de corrente em diferentes alturas de reator

A Tabela 3.2 apresenta os ajustes cinéticos de remoção de turbidez e cor aparente, e a figura 3.8a, 3.8b, 3.8c e 3.8d mostram os respectivos ajustes com os valores de R^2 . Observou-se que ambos os modelos apresentaram bom ajuste ($R^2 > 0,87$). Para a turbidez, observou-se redução da constante de velocidade de 0,88 para $0,25 \text{ min}^{-1}$ (primeira ordem) e de 0,0073 para $0,0013 \text{ L} \cdot \text{mg}^{-1} \cdot \text{min}^{-1}$ (segunda ordem) com o aumento da altura do reator de 20 para 60 cm. Tendência semelhante foi observada para a cor aparente, com k variando de 0,47 para $0,17 \text{ min}^{-1}$ (primeira ordem) e de 0,0024 para $0,0007 \text{ L} \cdot \text{mg}^{-1} \cdot \text{min}^{-1}$ (segunda ordem), acompanhada de ligeira redução nos valores de R^2 .

Tabela 3.2 - Parâmetros cinéticos de remoção de turbidez e cor aparente em diferentes alturas de reator operado sob mesma densidade de corrente $9,55 \text{ A/m}^2$

Parâmetros	Altura	C_0	k da 1ª		k da 2ª		R^2 da 2ª	
	(cm)		ordem	ordem	C_0	ordem	ordem	
Turbidez	20	290,57	0,88	0,98	297,22	0,0073	0,98	
	40	298,04	0,49	0,99	303,89	0,0033	0,96	
	60	329,87	0,25	0,93	332,39	0,0013	0,87	
Cor aparente	20	366,68	0,47	0,95	381,2	0,0024	0,96	
	40	396,97	0,32	0,97	403,74	0,0014	0,95	
	60	431,46	0,17	0,87	439,96	0,0007	0,83	

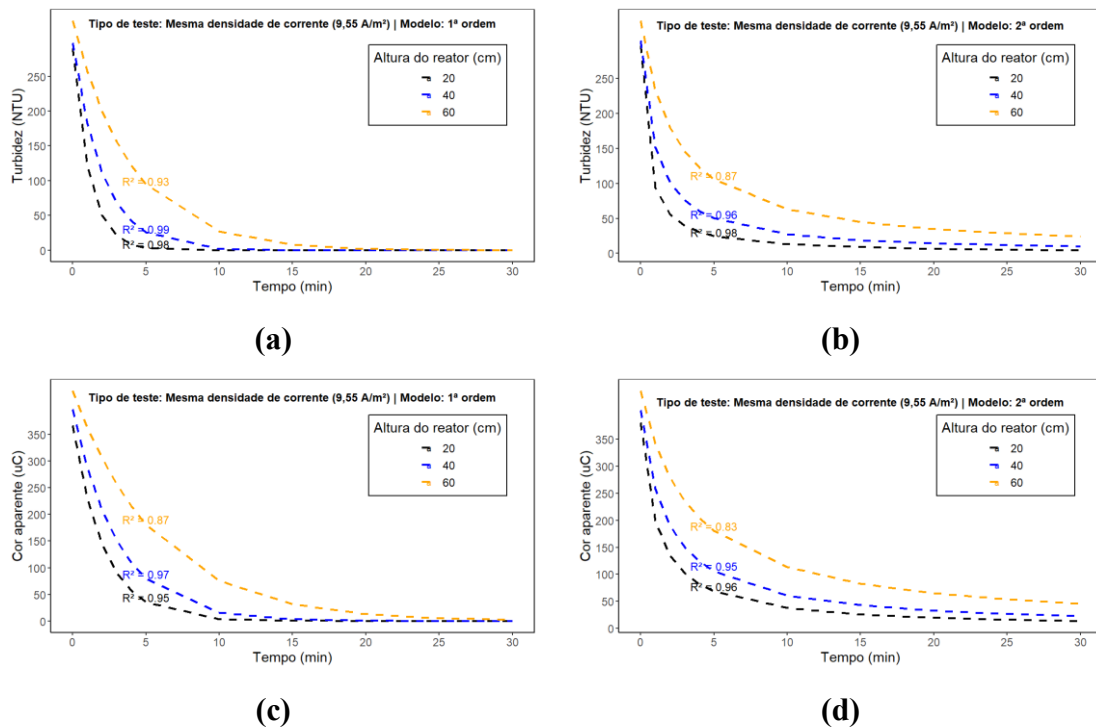


Figura 0.8 - Curvas de ajuste cinético da remoção de turbidez por modelo de primeira ordem (a) e segunda ordem (b), e da remoção de cor aparente por modelo de primeira ordem (c) e segunda ordem (d), sob mesma densidade de corrente 9,55 A/m e diferentes alturas de reator

Os resultados indicam que o modelo de primeira ordem descreveu adequadamente a remoção de turbidez e cor aparente em todos os reatores, em concordância com estudos que também verificaram esse comportamento em processos de eletrocoagulação (Singh et al., 2016). A redução dos coeficientes de determinação (R^2) em reatores mais altos sugere um desvio do comportamento cinético ideal com o aumento do volume reacional, possivelmente devido a gradientes de potencial e fluxos hidrodinâmicos menos uniformes (Vázquez et al., 2014).

Dessa forma, a altura do reator evidencia-se como um parâmetro crítico, uma vez que, mesmo sob a mesma densidade de corrente, alterações nessas variáveis resultam em diferenças expressivas na eficiência e na cinética da eletrocoagulação, especialmente nos primeiros minutos de operação.

Os achados provenientes dos ensaios em batelada fornecem subsídios técnicos valiosos para o dimensionamento de sistemas de eletrocoagulação em fluxo contínuo. Ao monitorar parâmetros como densidade de corrente, tempo de reação, eficiência de remoção e comportamento cinético em condições controladas, é possível compreender a sensibilidade do processo a variações operacionais e identificar as condições que

maximizam a remoção de contaminantes. Esses dados permitem estimar a densidade de corrente necessária, o tempo de residência hidráulica e a configuração adequada dos eletrodos em reatores contínuos, antecipando ajustes para diferentes volumes e alturas. Dessa forma, o estudo em batelada não apenas fornece parâmetros quantitativos, mas também evidencia limitações e oportunidades de escalonamento, aumentando a confiabilidade e a viabilidade do tratamento em condições reais de operação.

Avaliação quanto a padrões de lançamento

Os resultados deste estudo evidenciam que o processo de eletrocoagulação apresenta elevada eficiência no tratamento de águas e efluentes, resultando em valores de turbidez e cor aparente com concentrações menores em relação às condições iniciais. Os valores remanescentes observados após o tratamento ficaram abaixo dos limites recomendados por organismos internacionais, como a World Health Organization (WHO, 2023) e a US Environmental Protection Agency (EPA, 2021), que indicam turbidez inferior a 20 NTU e cor aparente abaixo de 75 uC para efluentes tratados destinados ao descarte em corpos hídricos superficiais.

Esses resultados demonstram que o efluente tratado por eletrocoagulação apresenta qualidade compatível com os padrões internacionais de lançamento e pode ser considerado adequado para aplicações de reúso não potável, conforme diretrizes estabelecidas pela ISO 16075-1 (2020). Assim, o processo de eletrocoagulação confirma seu potencial como tecnologia eficiente, sustentável e de fácil aplicação no tratamento de águas e efluentes, contribuindo para a mitigação de impactos ambientais e o uso racional dos recursos hídricos.

Transposição dos parâmetros de reatores em batelada para fluxo contínuo

Os resultados do reator em batelada evidenciam tendências importantes para o dimensionamento de sistemas de eletrocoagulação em fluxo contínuo. A elevada eficiência observada para turbidez e para cor aparente mostram que, com densidades de corrente adequadas e tempo de reação suficiente, é possível alcançar desempenhos semelhantes entre reatores de diferentes geometrias. Assim, na transposição para o regime contínuo, o tempo de residência hidráulica (TRH) deve ser ajustado para manter constante o produto corrente-tempo ($Q \times t$) efetivo (Companhia & Scalize, 2025; García et al., 2025).

A redução da constante cinética (k) com o aumento da altura do reator indica menor eficiência de transferência de massa e de uniformidade do campo elétrico, efeitos que podem ser ampliados em regime contínuo. Nessa condição, torna-se essencial controlar a taxa de aplicação de corrente (I) e a velocidade do fluxo, garantindo contato eficiente entre coagulantes eletrogerados e partículas (Liu et al., 2025; Ait Talhajt et al., 2023).

A equivalência de desempenho entre alturas em tempos de reação maiores sugere que o fluxo plugado (PFR) pode reproduzir o comportamento do sistema em batelada, desde que se mantenha o TRH correspondente ao tempo ótimo observado. Dessa forma, a transposição dos resultados exige: (i) equivalência do produto densidade de corrente \times tempo de residência, (ii) manutenção da relação área de eletrodo/volume reacional e (iii) regime hidrodinâmico próximo ao plug flow, assegurando alta eficiência e menor consumo energético.

A configuração do reator com altura de 20 cm e densidade de corrente de 9,55 A/m² demonstra o maior potencial para transposição ao sistema contínuo, pois reúne características construtivas e operacionais que garantem estabilidade e alta eficiência do processo. Do ponto de vista construtivo, a menor altura favorece a distribuição uniforme do campo elétrico e o contato mais efetivo entre os coagulantes e as partículas, promovendo melhor formação e remoção dos flocos. Além disso, reduz a dispersão do fluxo e otimiza o tempo de residência hidráulica, permitindo reproduzir em regime contínuo o desempenho eficiente observado em batelada. Sob o aspecto operacional, o controle da densidade de corrente nessa configuração assegura uniformidade, reprodutibilidade e manutenção da eficiência, confirmando o reator de 20 cm como o mais indicado para transposição ao fluxo contínuo.

3.4 CONCLUSÃO

O presente estudo permitiu concluir que o reator desenvolvido operando em batelada é eficiente na remoção de turbidez e cor aparente de água de lavagem de filtro, sendo significativamente maior nos primeiros 5 minutos. O reator com altura de 20 cm destacou-se por apresentar as melhores eficiências de remoção de turbidez e cor aparente em configurações avaliadas. O aumento da eficiência está diretamente relacionado ao aumento da densidade de corrente e do tempo de detenção hidráulica, enquanto o aumento da altura do reator diminui a eficiência de remoção. Ao considerar simultaneamente à altura do reator e a eficiência energética, os reatores com alturas intermediárias mostraram

melhor desempenho global. Sob densidade de corrente variada, o aumento da altura dos eletrodos reduz o consumo energético, enquanto sob a mesma densidade, o consumo energético tende a aumentar com a altura do reator. O modelo cinético de primeira ordem descreveu adequadamente o processo de remoção de turbidez e cor aparente em todas as condições avaliadas. Baseado nesse estudo, o reator mais indicado para transposição para fluxo contínuo é o de 20 cm.

Recomenda-se que estudos futuros explorem o desempenho em regime contínuo baseado em dados obtidos em batelada, bem como a influência de variáveis operacionais como pH, condutividade elétrica e tipo de eletrodo, além da caracterização dos flocos e resíduos, da análise de viabilidade econômica e da avaliação da remoção de outros poluentes, ampliando o potencial de aplicação da eletrocoagulação no tratamento de diferentes efluentes.

3.5 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Ahmad Aftab, R., Yusuf, M., Ahmad, F., Danish, M., Zaidi, S., Vo, D. V. N., ... & Ibrahim, H. (2024). Green Technology Approach Towards the Removal of Heavy Metals, Dyes, and Phenols from Water Using Agro-based Adsorbents: A Review. *Chemistry–An Asian Journal*, 19(19), e202400154. <https://doi.org/10.1002/asia.202400154>
- Ait Talhajt, S., Elboughdiri, N., Gasmi, A., & Tekaya, M. A. (2023). Electrocoagulation treatment of paint wastewater from equipment cleaning and conversion of by-product sludge into nano-pigment. *Journal of Industrial and Engineering Chemistry*, 127, 228–238. <https://doi.org/10.1016/j.jiec.2023.07.008>
- AlJaberi, F. Y. (2023). New design of an electrocoagulation reactor to remove pollutants from groundwater: analysis and optimization using response surface methodology. *South African Journal of Chemical Engineering*, 46, 205-216. <https://doi.org/10.1016/j.sajce.2023.08.008>
- Al-Qodah, Z., Al-Shannag, M., & Al-Anber, Z. (2025). Performance of continuous electrocoagulation processes in treating industrial wastewater. *Water*, 17(15), 2351. <https://doi.org/10.3390/w17152351>
- Al-Raad, A. A., & Hanafiah, M. M. (2021). Removal of inorganic pollutants using electrocoagulation technology: A review of emerging applications and mechanisms. *Journal of Environmental Management*, 300, 113696. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2021.113696>
- APHA, AWWA, & WEF. (2012). *Standard methods for the examination of water and wastewater* (22nd ed.). American Public Health Association.

- Arbabi, M., Shafiei, S., Mehraban, S., Khodabakhshi, A., Abdoli, A., & Arbabi, A. (2022). Electrocoagulation process using aluminum electrodes for treatment of baker's yeast industry wastewater. *International Journal of Environmental Health Engineering*, 11(1), 3. https://doi.org/10.4103/ijehe.ijehe_28_20
- Bani-Melhem, K., Al-Kilani, M. R., & Tawalbeh, M. (2023). Evaluation of scrap metallic waste electrode materials for application in electrocoagulation treatment of wastewater. *Chemosphere*, 310, 136668. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2022.136668>
- Bani-Melhem, K., Al-Shannag, M., & Tawalbeh, M. (2025). Kinetic modeling and parameter optimization of electrocoagulation processes. *Applied Water Science*, 15, 451. <https://doi.org/10.1007/s13201-025-02451-z>
- Carmona-Carmona, P. F., Linares-Hernández, I., Teutli-Sequeira, E. A., López-Rebollar, B. M., Álvarez-Bastida, C., Mier-Quiroga, M. D. L. A., ... & Martínez-Miranda, V. (2020). Industrial wastewater treatment using magnesium electrocoagulation in batch and continuous mode. *Journal of Environmental Science and Health, Part A*, 56(3), 269-288. <https://doi.org/10.1080/10934529.2020.1868823>
- Castañeda, L. F., García, I., Nava, J. L., & Coreño, O. (2024). Concurrent arsenic, fluoride, and hydrated silica removal from deep well water by electrocoagulation: Comparison of sacrificial anodes (Al, Fe, and Al-Fe). *Journal of Environmental Management*, 365, 121597. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2024.121597>
- Chen G (2004) Electrochemical technologies in wastewater treatment. *Sep Purif Technol* 38(1):11–41. <https://doi.org/10.1016/j.seppur.2003.10.006>
- Companhia, B. J. F., & Scalize, P. S. (2025). From batch to continuous in electrocoagulation: key parameters for efficient scaling in water treatment. *Environmental Science and Pollution Research*, 1-31. <https://doi.org/10.1007/s11356-025-36962-8>
- De Oliveira, MT, Torres, IMS, Ruggeri, H., Scalize, P., Albuquerque, A., & Gil, EDS (2021). Aplicação de eletrocoagulação com um novo eletrodo à base de cavacos de aço para a remoção de metais pesados e coliformes totais do lixiviado de aterro sanitário. *Applied Sciences*, 11(11), 5009. <https://doi.org/10.3390/app11115009>
- Dutta, S., Adhikary, S., Bhattacharya, S., Roy, D., Chatterjee, S., Chakraborty, A., ... & Rajak, P. (2024). Contamination of textile dyes in aquatic environment: Adverse impacts on aquatic ecosystem and human health, and its management using bioremediation. *Journal of Environmental Management*, 353, 120103. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2024.120103>
- Emamjomeh, M. M., & Sivakumar, M. (2009). Review of pollutants removed by electrocoagulation and electrocoagulation/flotation processes. *Journal of Environmental Management*, 90(5), 1663-1679. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2008.12.01>

- Galvão, N., de Souza, JB, & de Sousa Vidal, CM (2020). Tratamento de lixiviado de aterro sanitário por eletrocoagulação: efeitos da densidade de corrente e do tempo de eletrólise. *Journal of Environmental Chemical Engineering*, 8 (5), 104368. <https://doi.org/10.1016/j.jece.2020.104368>
- García, I., Castañeda, L. F., Nava, J. L., & Coreño, O. (2025). Continuous electrocoagulation–flocculation–sedimentation process for arsenic, fluoride, and hydrated silica removal from drinking water. *Journal of Water Process Engineering*, 69, 106571. <https://doi.org/10.1016/j.jwpe.2024.106571>
- García-Segura, S., Eiband, M. M., de Melo, J. V., & Martínez-Huitle, C. A. (2017). Electrocoagulation and advanced electrocoagulation processes: A general review about fundamentals, emerging applications and association with other technologies. *Journal of Electroanalytical Chemistry*, 801, 267–299. <https://doi.org/10.1016/j.jelechem.2017.07.047>
- Gasmi, A., Ibrahim, S., Elboughdiri, N., Tekaya, M. A., Ghernaout, D., Hannachi, A., Mesloub, A., Ayadi, B., & Kolsi, L. (2022). Comparative study of chemical coagulation and electrocoagulation for the treatment of real textile wastewater: Optimization and operating cost estimation. *ACS Omega*, 7, 22456–22476. <https://doi.org/10.1021/acsomega.2c01652>
- ISO. (2020). *ISO 16075-1: Guidelines for treated wastewater use for irrigation projects – Part 1: The basis of a reuse project for irrigation*. Geneva: ISO. <https://www.iso.org/standard/73482.html>
- Kambuyi, T. N., Bejjany, B., Lekhlif, B., Mellouk, H., Digua, K., & Dani, A. (2021). Design of a continuous-flow single-channel reactor using optimal experimental data from batch reactor for turbidity removal by electrocoagulation. *Journal of Environmental Chemical Engineering*, 9(1), 104651. <https://doi.org/10.1016/j.jece.2020.104651>
- Khandegar, V., & Saroha, A. K. (2013). Electrocoagulation for the treatment of textile industry effluent – A review. *Journal of Environmental Management*, 128, 949–963. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2013.06.043>
- Liu, Y., Bai, W., Wei, J., Qiao, Z., & Hu, N. H. (2025). Study on kinetic modeling for electrocoagulation removal of suspended sediment particles based on response surface methodology optimization and ζ potential correction. *Journal of Environmental Chemical Engineering*, 13(6), 119682. <https://doi.org/10.1016/j.jece.2025.119682>
- Medina-Collana, J. T., Reyna-Mendoza, G. E., Montaña-Pisfil, J. A., Rosales-Huamani, J. A., Franco-Gonzales, E. J., & Córdova García, X. (2022). Evaluation of the performance of the electrocoagulation process for the removal of water hardness. *Sustainability*, 15(1), 590. <https://doi.org/10.3390/su15010590>

- Meftah, S., Meftah, K., Drissi, M., Radah, I., Malous, K., Amahrous, A., ... & Bouyazza, L. (2025). Heavy metal polluted water: Effects and sustainable treatment solutions using bio-adsorbents aligned with the SDGs. *Discover Sustainability*, 6(1), 137. <https://doi.org/10.1007/s43621-025-00895-6>
- Mehralian, M., Ehrampoush, M. H., Ebrahimi, A. A., & Dalvand, A. (2023). Development of electrocoagulation-based continuous-flow reactor for leachate treatment: Performance evaluation, energy consumption, modeling, and optimization. *Applied Water Science*, 13(8), 162. <https://doi.org/10.1007/s13201-023-01966-7>
- Mollah MYA, Schennach R, Parga JR, Cocke DL (2001) Electrocoagulation (EC)—science and applications. *J Hazard Mater* 84(1):29– 41. [https://doi.org/10.1016/S0304-3894\(01\)00176-5](https://doi.org/10.1016/S0304-3894(01)00176-5)
- Nguyen TTQ, Kim H, Park S, Choi J (2021) Removing arsenate from water using batch and continuous-flow electrocoagulation with diverse power sources. *J Water Process Eng* 41:102028. <https://doi.org/10.1016/j.jwpe.2021.102028>
- Nguyen, D. D., Ngo, H. H., Guo, W., Nguyen, T. T., Chang, S. W., Jang, A., & Yoon, Y. S. (2016). Can electrocoagulation process be an appropriate technology for phosphorus removal from municipal wastewater?. *Science of the total Environment*, 563, 549-556. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.04.045>
- Rahman, M. M., & Al-Malack, M. H. (2021). Performance evaluation of a batch 655 electrocoagulation reactor for removal of contaminants from domestic 656 wastewater. *Sustainability*, 13(19), 10829. <https://doi.org/10.3390/su131910829>
- Rahman, NA, Jol, CJ, Linus, AA, Taib, SNL, Parabi, A., Borhan, WWSW, ... & Hamid, DFAAA (2024). Aplicação de sistema de tratamento por eletrocoagulação em lote com eletrodos de alumínio para remoção simultânea de contaminantes orgânicos e metais pesados de rios urbanos de Bornéu. *Desalination and water treatment*, 320, 100737. <https://doi.org/10.1016/j.dwt.2024.100737>
- Revellame, ED, Fortela, DL, Sharp, W., Hernandez, R., & Zappi, ME (2020). Modelagem cinética de adsorção usando leis de taxa de pseudo-primeira ordem e pseudo-segunda ordem: Uma revisão. *Cleaner Engineering and Technology*, 1, 100032. <https://doi.org/10.1016/j.clet.2020.100032>
- Rodrigues, A. R., Seki, C. C., Ramalho, L. S., Argondizo, A., & Silva, A. P. (2020). Electrocoagulation in a fixed bed reactor – Color removal in batch and continuous mode. *Separation and Purification Technology*, 253, 117481. <https://doi.org/10.1016/j.seppur.2020.117481>
- Sierra-Sánchez, A. G., Martínez-Miranda, V., Teutli-Sequeira, E. A., Linares-Hernández, I., Vázquez-Mejía, G., & Castañeda-Juárez, M. (2022). Defluoridation of drinking water by magnesium and aluminum electrocoagulation in continuous flow-rate: a response surface design. *Environmental Technology*, 43(23), 3646-3660. <https://doi.org/10.1080/09593330.2021.1931468>

- Singh, G., Yadav, S., & Kalra, S. (2016). Kinetic and isotherm studies for the removal of dyes from aqueous solution using electrocoagulation. *Desalination and Water Treatment*, 57(52), 25085–25095. <https://doi.org/10.1080/19443994.2016.1156605>
- Soeprijanto, S., Nury, D. F., & Pudjiastuti, L. (2019, June). Treatment of oily wastewaters from Tanjung Perak Port by electrocoagulation using aluminum electrodes. In *IOP Conference Series: Materials Science and Engineering* (Vol. 543, No. 1, p. 012098). IOP Publishing. <https://doi.org/10.1088/1757-899X/543/1/012098>
- Tabash, I., Elnakar, H., & Khan, M. F. (2024). *Optimization of iron electrocoagulation parameters for enhanced turbidity and chemical oxygen demand removal from laundry greywater*. *Scientific Reports*, 14, Article 16468. <https://doi.org/10.1038/s41598-024-67425-8>
- United States Environmental Protection Agency (US EPA). (2021). *Effluent guidelines and standards for water quality*. Washington, DC: US EPA.
- Vázquez, A., Nava, J. L., Cruz, R., Lázaro, I., & Rodríguez, I. (2014). The Importance of Current Distribution and Cell Hydrodynamic Analysis for the Design of Electrocoagulation Reactors. *Journal of Chemical Technology & Biotechnology*, 89(2), 220-229. <https://doi.org/10.1002/jctb.4105>
- World Health Organization (WHO). (2023). *Guidelines for drinking-water quality: Water quality and health – Recommendations*. Geneva: WHO. <https://www.who.int/publications/i/item/9789240045064>
- Wulan, DR, & Cahyaningsih, S. (2017). Influência da tensão de entrada na remoção de metais pesados de águas residuais de galvanoplastia usando o processo de eletrocoagulação. Em *IOP Conference Series: Earth and Environmental Science* (Vol. 60, nº 1, p. 012026). IOP Publishing. <https://doi.org/10.1088/1755-1315/60/1/012026>
- Yoosefian, M., Ahmadzadeh, S., Aghasi, M., & Dolatabadi, M. (2017). Optimization of electrocoagulation process for efficient removal of ciprofloxacin antibiotic using iron electrode; kinetic and isotherm studies of adsorption. *Journal of Molecular Liquids*, 225, 544-553. <https://doi.org/10.1016/j.molliq.2016.11.093>
- Załęska-Chróst, B., & Wardzyńska, R. (2023). Eletrocoagulação de águas residuais modelo no sistema de recirculação — testes de fase líquida e sólida. *Desalination and Water Treatment*, 285, 93-100. <https://doi.org/10.5004/dwt.2023.29278>

CAPÍTULO IV – ARTIGO 3

O artigo encontra-se em avaliação na revista *Separation and Purification Technology*

TRANSPOSIÇÃO DE PARÂMETROS DA ELETROCOAGULAÇÃO: AVALIAÇÃO COMPARATIVA ENTRE BATELADA E FLUXO CONTÍNUO NA REMOÇÃO DE FLUORETO

Bernardo João Francisco Companhia; Paulo Sérgio Scalize

RESUMO

A eletrocoagulação (EC) é uma tecnologia que pode ser operada no modo batelada e contínuo, sendo eficaz na remoção de diversos poluentes, incluindo flúor. Este estudo teve como objetivo avaliar e comparar a eficiência da eletrocoagulação operando em modo batelada e fluxo contínuo, utilizando o fluoreto para subsidiar a otimização dos processos. Para tanto, foram realizados ensaios laboratoriais utilizando solução sintética com concentração inicial de 10 mg/L de F⁻, em reatores com eletrodos de alumínio cilíndricos e concêntricos operados nos dois modos de funcionamento. Inicialmente, determinou-se parâmetros ótimos em batelada, variando a densidade de corrente (9,79; 13,06; 16,32 A/m²) e o tempo de eletrólise. O melhor desempenho técnico-energético foi obtido com 13,06 A/m² e tempo de detenção hidráulica (TDH) de 6 minutos, alcançando remoção de 98,25% com consumo de 5,97 kWh·m⁻³. Esses parâmetros foram transpostos para o reator contínuo, no qual se investigou o efeito de diferentes TDHs (3 a 7 min). Os resultados mostraram que o fluxo contínuo apresentou remoção superior à batelada em todos os TDHs, com ganhos entre 9,7% e 17,7%, além de menor consumo energético (redução de até 40%). Observou-se que a diferença de eficiência entre os modos diminuiu com o aumento do TDH, com fatores de conversão decrescendo de 1,64 (3 min) para 1,11 (7 min), evidenciando maior convergência quando empregados tempos mais longos. Conclui-se que dados obtidos em batelada foram eficazes para subsidiar o dimensionamento de sistemas contínuos, desde que sejam realizados ajustes construtivos e operacionais.

Palavras chaves: Escalonamento de processos; reatores cilíndricos; processos eletroquímicos, parâmetros de projeto; desfluoretação

4.1 INTRODUÇÃO

Os reatores de eletrocoagulação diferem tanto na geometria dos eletrodos (placas/barras paralelas, arranjos cilíndricos/tubulares ou configurações concêntricas) quanto no modo de operação (batelada e contínuo). A geometria influencia a distribuição do campo elétrico, a taxa de dissolução do ânodo e a presença de zonas de recirculação, sendo que arranjos tubulares, concêntricos ou perpendiculares ao fluxo podem melhorar a homogeneização do campo e a eficiência na remoção de contaminantes (Fadali et al., 2023; Dhifallah et al., 2024).

Sistemas batelada permitem controle rigoroso de parâmetros operacionais, como tempo de residência, densidade de corrente e pH, sendo ideais para testes laboratoriais. Por outro lado, reatores contínuos apresentam maior produtividade, integração industrial e menor necessidade de interrupções (Yilmaz et al., 2023; Nguyen et al., 2021). Dessa forma, a escolha adequada da geometria do reator e do modo de operação é determinante para otimizar a remoção de contaminantes, reduzir o consumo energético e aumentar a eficiência do processo (Dhifallah et al., 2024; Yilmaz et al., 2023). Estudos comparativos indicam que a eficiência de cada modo depende do tipo de contaminante, dos parâmetros operacionais e das características do efluente (Kambuyi et al., 2021; Benguit et al., 2022; Yilmaz et al., 2023).

A transposição de parâmetros de sistemas em batelada para reatores contínuos exige detalhamento das condições experimentais e das características do efluente, sendo a otimização de reatores contínuos a partir de dados de batelada uma estratégia recorrente para aumentar a eficiência do processo (Kuokkanen et al., 2021; Nguyen et al., 2021; Bun et al., 2022).

Em ambos os modos de operação, a eletrocoagulação demonstra elevada eficiência na remoção de diversos contaminantes, incluindo fósforo (Benguit et al., 2022), nitratos (Bonekos et al., 2021), DQO (Yilmaz et al., 2023; Carmona et al., 2020), turbidez (Kambuyi et al., 2021; Hellal et al., 2023), microrganismos (Pérez-Flores et al., 2025), corantes (Gudić et al., 2025) e flúor (Nigri et al., 2021).

O flúor, embora essencial para a saúde dental e óssea, quando ingerido em excesso pode causar fluorose dentária e esquelética. A Organização Mundial da Saúde recomenda um limite máximo de 1,5 mg/L para consumo humano, mas concentrações superiores são frequentemente detectadas em águas subterrâneas de diferentes regiões, como Brasil (Romão et al., 2023), China (Dong et al., 2024), Portugal (Linhares et al., 2025) e Índia (Ali et al., 2023). Tanto em batelada quanto em fluxo contínuo, a eletrocoagulação mostra potencial para remoção de fluoreto em águas contaminadas. O fluoreto é removido principalmente por precipitação com hidróxido de alumínio ou ferro gerado in situ pelos eletrodos, formando flocos que adsorvem os íons F^- , resultando em remoção eficiente; comparado a processos convencionais como troca iônica ou precipitação química, a eletrocoagulação pode apresentar menor consumo de produtos químicos e menor geração de lodo.

Diante desse contexto, o presente estudo tem como objetivo comparar o desempenho de reatores de eletrocoagulação operando em modo batelada e fluxo contínuo na remoção de fluoreto, com ênfase na avaliação de diferenças de eficiência, consumo energético, influencia e o comportamento dos parâmetros operacionais e construtivos nos dois modos de operação. Os resultados visam fornecer subsídios para a otimização desta tecnologia e sua aplicação em cenários reais de águas subterrâneas impactadas por altos teores de fluoreto.

4.2 MATERIAL E MÉTODOS

Foram construídos dois reatores cilíndricos de eletrocoagulação, um operando em modo batelada e outro em fluxo contínuo e comparados entre si, utilizando o fluoreto como poluente para avaliar a eficiência de remoção.

Configuração do reator em batelada

Um reator em batelada foi construído utilizando tubos de alumínio concêntricos, encamisados em tubos de PVC para manter a água dentro do sistema (Figura 4.1a). O ânodo possui diâmetro interno de 1,3 cm e o cátodo, 5,0 cm, ambos com 20 cm de altura e espaçamento de 0,9 cm, totalizando 300 cm² de área superficial. Após o encamisamento, o reator apresenta diâmetro externo de 6 cm, altura de 20 cm e volume útil de 350 ml. Na parte superior, uma peça de PVC centraliza o ânodo em relação ao cátodo.

Na parte inferior, foram instaladas duas torneiras: uma para esvaziamento, destinada à remoção de resíduos e à limpeza do sistema, e outra para coleta de amostras. A torneira de coleta está conectada a um tubo de acrílico de 12 mm de diâmetro interno, com altura correspondente à metade do reator, permitindo a retirada de amostras representativas, livres de interferência por precipitados ou material sedimentado.

Os eletrodos foram conectados a uma fonte de alimentação elétrica INSTRUTHERM, modelo FA-3050, com ajuste de corrente de até 5 A e tensão de até 30 V (Figura 4.1b). Fontes com características semelhantes têm sido utilizadas em diversos estudos, como os modelos MP-3840 (Nguyen et al., 2021) e QJ3005C (Bonekos et al., 2021).

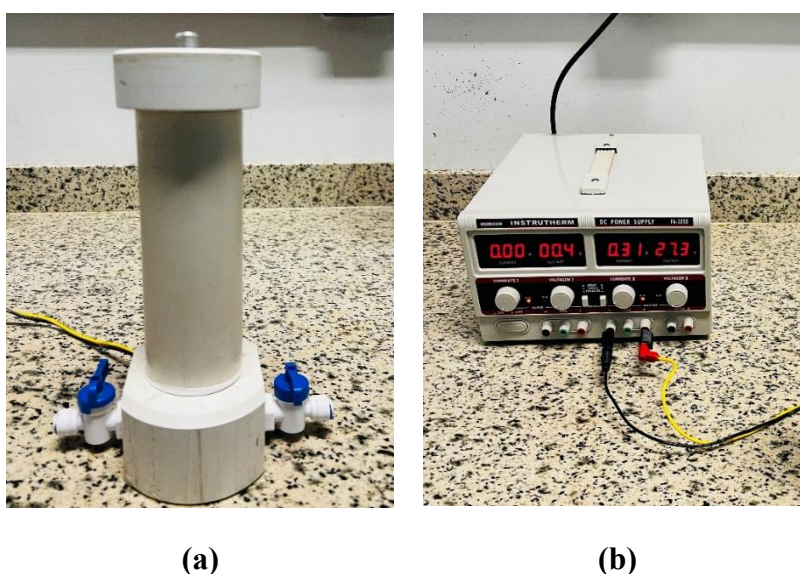


Figura 4.1 - reator de eletrocoagulação em batelada (a), fonte de corrente elétrica (b)

Configuração do reator de fluxo contínuo

Utilizou-se um reator de eletrocoagulação cilíndrico em fluxo contínuo, desenvolvido com base em Aguiar (2020). O sistema consiste em um recipiente cilíndrico de acrílico, com 10 cm de diâmetro e 1 metro de altura (Figura 4.2a), contendo eletrodos concêntricos de alumínio. O ânodo é uma haste de 1,3 cm de diâmetro e 20 cm de altura, instalada mecanicamente por conexão roscada na base (Figura 4.2b), enquanto o cátodo é um tubo de 5,0 cm de diâmetro e 20 cm de altura, apoiado na base do reator (Figura 4.2c). O espaçamento entre os eletrodos é de 0,9 cm, totalizando 314 cm² de área superficial. Para manter a água dentro do reator e assegurar, o cátodo foi encamisado em tubo de PVC, e para garantir a centralidade do ânodo, foi instalado um adaptador de PVC posicionado na parte superior dos eletrodos (Figura 4.2d).

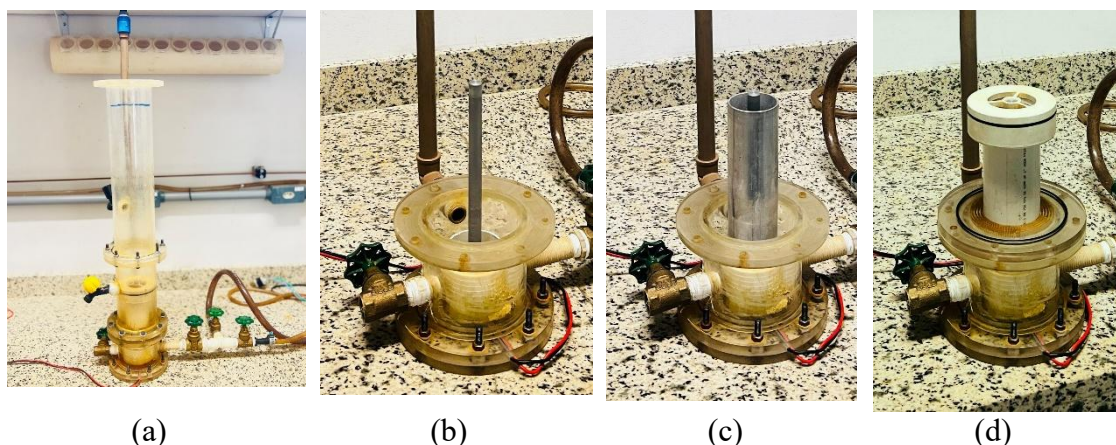


Figura 4.2 - Reator de eletrocoagulação de fluxo contínuo (a), ânodo (b), cátodo (c) e eletrodos encamisado em tudo PVC e o adaptador para manter a centralidade do ânodo (d)

Para o armazenamento da água bruta, foi utilizado o mesmo tambor de armazenamento e o mesmo sistema de agitação utilizada em batelada, visando garantir a homogeneidade da água antes e durante o processo de tratamento.

A alimentação do reator foi realizada por meio de uma motobomba da marca FAMAC, modelo LKm60-1 (1/2 HP), instalada junto a um reservatório auxiliar posicionado abaixo do tanque principal (Figura 4.3a). O sistema operou em regime de fluxo contínuo e os eletrodos foram igualmente conectados a uma fonte de alimentação elétrica de corrente contínua da marca INSTRUTHERM, modelo FA-3050, permitindo o controle das condições eletroquímicas do processo.



(a)



(b)

Figura 4.3 - motobomba e reservatório auxiliar (a), reservatório de armazenamento de água bruta e agitador mecânico (b)

Caracterização hidrodinâmica e determinação do tempo de detenção hidráulica do reator em fluxo contínuo

O sistema foi operado em regime de escoamento contínuo, com volume útil de 0,7L.

A vazão de alimentação (Q) foi mantida constante em 150 mL/ min, sendo ajustada por meio de registros instalados na entrada e na saída do reator. A determinação da vazão foi realizada pelo método volumétrico, utilizando proveta graduada e cronômetro, permitindo o cálculo do tempo de detenção hidráulica teórico ($TDH_{teórico}$), conforme a Equação (1).

$$TDH_{teórico} = \frac{V}{Q} \quad (1)$$

Sendo:

- $TDH_{teórico}$, Tempo de Detenção Hidráulica Teórico.
- V , volume útil do reator; e
- Q a vazão.

Curva de calibração

Para a quantificação do Azul de Metileno, foi construída uma curva de calibração a partir de soluções padrão com concentrações variando de 0,1 a 6 mg/L. As leituras de absorvância foram realizadas em espectrofotômetro UV-Vis a 664 nm.

A curva de calibração apresentou comportamento linear, com coeficiente de determinação (R^2) igual a 0,9917, permitindo a conversão confiável dos valores de absorvância em concentração.

Análise da distribuição dos tempos de residência (DTR)

A partir dos dados experimentais de concentração do traçador em função do tempo ($C(t)$), foi determinada a Distribuição dos Tempos de Residência (DTR) do reator. A função normalizada $E(t)$ foi calculada conforme a Equação (2):

$$E(t) = \frac{C(t)}{\int_0^{\infty} C(t)dt} \quad (2)$$

O tempo médio de detenção hidráulica real (TDH_{real}) foi determinado pela Equação (3):

$$TDH_{real} = \int_0^{\infty} t \cdot E(t) dt \quad (3)$$

A variância da DTR (σ^2), utilizada para avaliar o grau de mistura axial do escoamento, foi calculada segundo a Equação (4):

$$\sigma^2 = \int_0^{\infty} (t - TDH_{real})^2 E(t) dt \quad (4)$$

Número de dispersão axial

Foi usado o número de dispersão axial para classificar o regime de escoamento, e o valor vai calculado a partir da equação 5:

$$\frac{\sigma^2}{(TDH_{real})^2} = 2 \frac{D}{uL} \quad (4)$$

Seleção e preparação do traçador

O Azul de Metileno (AM) foi selecionado como traçador em função de sua elevada solubilidade em água, estabilidade química e fácil detecção por espectrofotometria UV-Vis. Uma solução estoque de AM foi preparada pela dissolução de 1,0 g do corante em 1,0 L de água destilada, obtendo-se uma concentração de 1000 mg/L. A partir dessa solução estoque, foi preparada uma solução de injeção com concentração de 400 mg/L, a qual foi utilizada nos ensaios de traçador.

Preparação da solução de fluoreto utilizada nos testes como poluente

Preparou-se uma solução sintética com concentração de 10 mg/L de íon fluoreto (F^-), obtida pela adição da quantidade adequada de fluoreto de sódio (NaF) à água da torneira. Esse valor foi escolhido por ser superior ao limite máximo recomendado pela OMS (1,5 mg/L), permitindo avaliar a eficiência dos reatores em condições de contaminação elevada.

A água utilizada nos ensaios apresentou pH inicial de 4,32, caracterizando uma condição levemente ácida, adequada para a formação de hidróxidos metálicos durante a eletrocoagulação. A condutividade elétrica foi de 314 $\mu S/cm$, indicando presença moderada de sais dissolvidos, fator que influencia diretamente a eficiência e o consumo energético do processo. A solução foi armazenada em um tambor de 200 L, equipado com

agitador mecânico (Figura 3b), garantindo a homogeneidade da amostra ao longo de todo o experimento.

O fluoreto foi selecionado como poluente modelo em função das recomendações apresentadas no capítulo anterior, no qual o reator foi avaliado na remoção de cor e turbidez. Nesse estudo, sugeriu-se a investigação do desempenho do sistema com outro contaminante, de modo a ampliar a avaliação da eficiência do processo de eletrocoagulação.

Procedimento experimental

Procedimento experimental do ensaio de traçador

A determinação do tempo de detenção hidráulica foi realizada por meio de ensaio de traçador do tipo pulso. Após o estabelecimento de regime hidráulico estacionário, 10 ml da solução de Azul de Metileno, correspondente a menos de 1,3% do volume útil do reator, foi injetado instantaneamente na entrada do reator, definindo-se este momento como $t = 0$.

Amostras do efluente foram coletadas na saída do reator em intervalos de 30 s durante os primeiros 5 min, seguidos de coletas a cada 1 min até 10 min, e posteriormente a cada 2 min, até que a concentração do traçador retornasse a valores próximos de zero. Todas as amostras foram analisadas imediatamente por espectrofotometria UV-Vis a 664 nm.

Os ensaios de traçador foram conduzidos sem aplicação de corrente elétrica, de modo a evitar interações eletroquímicas, degradação do traçador ou adsorção nos eletrodos. Todos os ensaios foram realizados em triplicata, e os resultados são apresentados como valores médios.

Procedimento experimental da análise de flúor

Realizou-se ensaios em bancada utilizando um reator cilíndrico operando no modo batelada. Os melhores resultados obtidos nesse ensaio foram posteriormente aplicados em um reator cilíndrico em operação com fluxo contínuo. Ambos os reatores tiveram seu desempenho avaliado quanto à redução da concentração de fluoreto, eficiência de remoção de fluoreto, monitoramento de pH, condutividade elétrica e consumo energético específico (CEE). Os resultados de eficiência e de CEE obtidos nos dois modos de operação foram comparados entre si, e, adicionalmente, foram calculados fatores de conversão do modo batelada para o contínuo.

A seguir, detalha-se o procedimento experimental, bem como a metodologia utilizada para a comparação entre os modos de operação dos reatores.

Ensaio em reatores operando em batelada e fluxo contínuo

Os ensaios foram realizados em duas etapas, permitindo avaliar e comparar a eficiência do processo de eletrocoagulação operando nos modos batelada e fluxo contínuo na remoção do fluoreto. Na primeira etapa, investigou-se o efeito da densidade de corrente sobre a eficiência do tratamento no modo batelada. Na segunda etapa, os parâmetros operacionais ótimos (corrente de 0,4 A; densidade de corrente 13,06 A/m²; TDH de 6 minutos, espaçamento entre eletrodo 0,9 cm; altura dos eletrodos 20 cm; área efetiva 314 cm², e volume do reator 350 ml) obtidos na etapa anterior foram utilizados como referência para os ensaios em fluxo contínuo. As etapas são descritas a seguir.

Etapa 1: Realizou-se ensaios utilizando três diferentes densidades de corrente: 9,79 A/m², 13,06 A/m² e 16,32 A/m, selecionados com base em faixas próximas reportada por Lu et al. (2016), entre 2 e 12 A/m², permitindo avaliar o processo em diferentes intensidades; além disso, Mena et al. (2019) demonstraram que correntes próximas a 10 A/m² já proporcionam elevada remoção de fluoreto, justificando o limite inferior adotado. Inicialmente, o reator foi preenchido com a solução sintética de NaF, 10 mg/L. Em seguida, uma fonte de corrente contínua foi conectada ao sistema, com a corrente ajustada para 0,3 A e a voltagem mantida livre. Considerando a área efetiva dos eletrodos, essa configuração corresponde a uma densidade de corrente de 9,79 A/m². Após o ajuste dos parâmetros, o cronômetro foi acionado para controle do tempo de tratamento.

Empregou-se 15 tempos, variando em intervalos de 1 minuto, de 1 a 15 minutos, sendo que cada tempo correspondeu a um ciclo distinto de tratamento. Ao final de cada ciclo, foram coletadas amostras de 100 mL para análises de fluoreto, pH e condutividade elétrica. A concentração de fluoreto foi determinada com o medidor de íons fluoreto da marca *ANALYSER*, modelo 550M; o pH foi medido com o pHmetro LUCA 210; e a condutividade elétrica foi avaliada com o condutivímetro da marca BEL, modelo W12D. Todos os equipamentos foram devidamente calibrados antes das análises. Após cada coleta, o reator era esvaziado e lavado para evitar contaminação cruzada entre os ciclos experimentais.

Os mesmos procedimentos foram repetidos com a alteração da corrente elétrica para 0,4 A, correspondente a uma densidade de corrente de 13,06 A/m², e posteriormente para 0,5

A, resultando em uma densidade de corrente de 16,32 A/m². Todas as etapas de coleta, análise e lavagem do reator foram mantidas conforme descrito anteriormente, garantindo a reprodutibilidade e a confiabilidade dos dados obtidos.

Etapa 2: Nesta etapa, foi utilizado um reator cilíndrico operando em fluxo contínuo para o tratamento de uma solução sintética, empregando os melhores resultados dos parâmetros de projeto obtidos no modo batelada. O procedimento experimental foi conduzido conforme descrito a seguir:

Inicialmente, o agitador mecânico acoplado ao reservatório de 200 L contendo a solução sintética foi acionado com o objetivo de garantir sua homogeneização ao longo dos experimentos. Em seguida, a bomba hidráulica responsável pela alimentação do reator foi ligada, promovendo a recirculação da água e assegurando o fornecimento contínuo ao sistema. O sistema de recirculação e homogeneização permaneceu em operação até o término dos ensaios.

Os parâmetros considerados ótimos na etapa em batelada incluíram corrente, densidade de corrente, espaçamento entre eletrodos, altura dos eletrodos, área efetiva, volume de e o TDH. Complementarmente, se realizou ensaios adicionais com TDHs inferiores e superiores ao considerado como melhor nos ensaios em batelada (3, 4, 5 e 7 minutos), visando compreender melhor o comportamento do processo. Esses TDHs correspondem a diferentes vazões: 3 minutos (116,7 ml/min); 4 minutos (87,5 ml/min); 5 minutos (70 ml/min); 6 minutos (58,5 ml/min); e 7 minutos (50 ml/min), calculadas a partir da Equação 1:

$$Q = \frac{V}{T} \quad (1)$$

Onde:

- Q é a vazão (m³/s);
- V é o volume (m³);
- T é o tempo de detenção (s).

As vazões de entrada e saída foram mantidas iguais e ajustadas manualmente com o auxílio de registros de pressão. A medição foi realizada utilizando uma proveta graduada e um cronômetro. Após o ajuste da vazão e dos demais parâmetros, o sistema foi conectado à fonte de corrente contínua, e a corrente foi ajustada para 0,4 A, correspondente a uma densidade de corrente de 13,06 A/m². A partir desse ponto, iniciou-se o controle do tempo de operação.

O tempo de operação variou de 3 a 74 minutos, e amostras de 150 mL foram coletadas para análise de fluoreto, pH e condutividade elétrica, em intervalos de tempo menores no início e maiores no final, sendo: 3, 6, 8, 10, 12, 14, 16, 18, 21, 24, 27, 30, 33, 36, 39, 44, 49, 54, 69, 64 e 74 minutos. As coletas foram realizadas por meio de uma torneira instalada imediatamente acima dos eletrodos, e as análises feitas utilizando os mesmos equipamentos e metodologia descritos anteriormente.

Aplicou-se o mesmo procedimento para os cinco tempos de TDHs em operação de fluxo contínua, sendo que cada ciclo correspondeu a um TDH específico. Ao final de cada ciclo, os eletrodos foram cuidadosamente lavados antes do início do ciclo seguinte, garantindo a remoção de resíduos e evitando interferências nos ensaios subsequentes

As análises de fluoreto, pH e condutividade elétrica, foram realizadas em duplicata no Laboratório de Análise de Águas (LANA) da Universidade Federal de Goiás (UFG), seguindo os procedimentos padronizados do *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater* (APHA, AWWA, WEF, 2012).

A avaliação do desempenho dos reatores nos dois modos de operação foi realizada quanto a eficiência de remoção de fluoreto (Equação 2) e do consumo energético específico (CEE) (Equação 3).

$$Eficiência (\%) = \frac{C_i - C_f}{C_i} \times 100 \quad (2)$$

Onde: C_i e C_f são as concentrações inicial e final e em cada instante, respectivamente.

$$CEE (kWh/m^3) = \frac{U \cdot I \cdot t}{V} \quad (3)$$

Onde:

- CEE (kWh/m³) = Consumo energético específico;
- U (V) = Tensão aplicada entre os eletrodos, em volts;
- I (A) = Corrente elétrica aplicada, em amperes;
- t (h) = Tempo de operação do processo, em horas;
- V (m³) = Volume de água tratado, em metros cúbicos.

Comparação entre os sistemas operando em batelada e fluxo contínuo

A comparação dos resultados obtidos nos ensaios em reatores operando em batelada e fluxo contínuo, foi realizada considerando a eficiência de remoção de fluoreto e consumo energético.

Para comparar a eficiência dos dois modos de operação, utilizou-se os resultados do ensaio em batelada considerados ótimos e os resultados obtidos em fluxo contínuo a partir da transferência desses parâmetros ótimos. Assim, os resultados obtidos foram submetidos ao teste de normalidade de Shapiro-Wilk, verificada a distribuição normal. Em seguida, foi aplicado o teste *t Student* para determinar a existência de diferença estatisticamente significativa na eficiência de remoção entre os modos batelada e fluxo contínuo em cada tempo de detenção hidráulica avaliado.

De posse dos resultados da eficiência de remoção de fluoreto e dos valores de CEE, determinou-se os fatores de conversão de eficiência de remoção e CEE entre os modos batelada e contínuo, possibilitando relacionar a eficiência de remoção e o CEE entre os dois modos. Para isso, calculou-se os fatores de conversão como a razão entre os valores observados nos dois modos de operação (Equação 4 e 5).

$$\text{Fatores de conversão (ER)} = \frac{ER \text{ batelada}}{ER \text{ fluxo contínuo}} \quad (4)$$

$$\text{Fatores de conversão (CEE)} = \frac{CEE \text{ batelada}}{\text{fluxo contínuo}} \quad (5)$$

Os dados experimentais foram organizados em planilhas eletrônicas e submetidos à análise de regressão polinomial de segunda ordem, de modo a descrever a tendência de variação dos fatores de conversão em função do TDH. O ajuste do modelo foi avaliado pelo coeficiente de determinação (R^2), adotando-se como critério de qualidade do ajuste valores superiores a 0,95. Dessa forma, foi possível identificar a relação matemática que representa a influência do TDH sobre os fatores de conversão.

Paralelamente, o consumo energético para cada TDH, nos dois modos de operação, batelada e fluxo contínuo, foram comparados. Calculou-se as diferenças relativas entre os dois modos, permitindo identificar a redução de energia proporcionada pelo fluxo

contínuo, comparando diretamente a eficiência energética de cada operação sob condições equivalentes.

Os valores foram comparados considerando tanto a magnitude absoluta quanto a variação percentual entre os modos de operação para cada TDH. Essa abordagem permitiu avaliar a relação entre consumo energético e desempenho do processo, fornecendo informações essenciais para a otimização de parâmetros operacionais, escalonamento do sistema e planejamento de operações em larga escala.

4.3 RESULTADOS E DISCUSSÃO

Desempenho da eletrocoagulação em modo batelada

A remoção de fluoreto foi avaliada em diferentes densidades de corrente (9,79; 13,06 e 16,32 A/m²). A concentração inicial de 10 mg/L diminuiu ao longo do tratamento, alcançando valores inferiores a 1,5 mg/L em até 10 minutos para todas as condições testadas (Figura 4.4). A densidade mais elevada (16,32 A/m²) apresentou a remoção mais rápida, atingindo concentrações próximas a zero em aproximadamente 6 minutos, enquanto a menor densidade (9,79 A/m²) necessitou de 11 minutos para alcançar concentrações residuais inferiores a 1 mg/L.

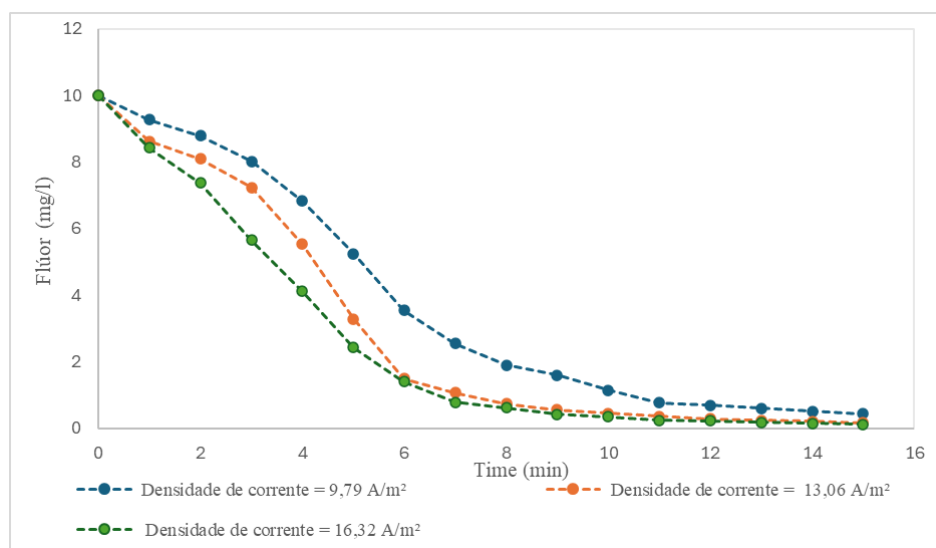


Figura 4.4 - Evolução da concentração residual de fluoreto no processo de eletrocoagulação em batelada ao longo do tempo

A redução rápida da concentração inicial de fluoreto para valores inferiores a 1 mg/L em menos de 12 minutos, observadas nesse estudo é consistente com estudos como de Chibani et al. (2019), que observaram reduções rápidas de concentrações iniciais em torno de 10 mg/L para valores abaixo do limite da OMS (1,5 mg/l) em curtos tempos de

operação. De modo semelhante, Zuo et al. (2008) relataram concentrações finais próximas de 0,8 mg/L em 30 minutos. Njau et al. (2023) destacaram que a eletrocoagulação permite atingir concentrações residuais abaixo de 1,5 mg/L de forma eficiente, desde que o tempo de tratamento seja suficiente para favorecer a formação e precipitação dos complexos Al-F.

Os resultados demonstram que o aumento da densidade de corrente acelera a cinética de remoção do fluoreto, permitindo atingir concentrações residuais próximas a zero em menor tempo, embora todas as condições testadas tenham sido eficazes para reduzir o contaminante a níveis compatíveis com os padrões de potabilidade.

Eficiência de remoção de fluoreto em reator operando em batelada

A eficiência de remoção aumentou ao longo do tempo, ultrapassando 85% entre 6 e 10 minutos (figura 4.5) para todas as condições analisadas. A densidade de corrente de 16,32 A/m² atingiu 98,7% em 15 minutos, seguida por 13,06 A/m² com 98,25%, enquanto 9,79 A/m² apresentou remoção mais lenta, estabilizando em 95,6% no mesmo período.

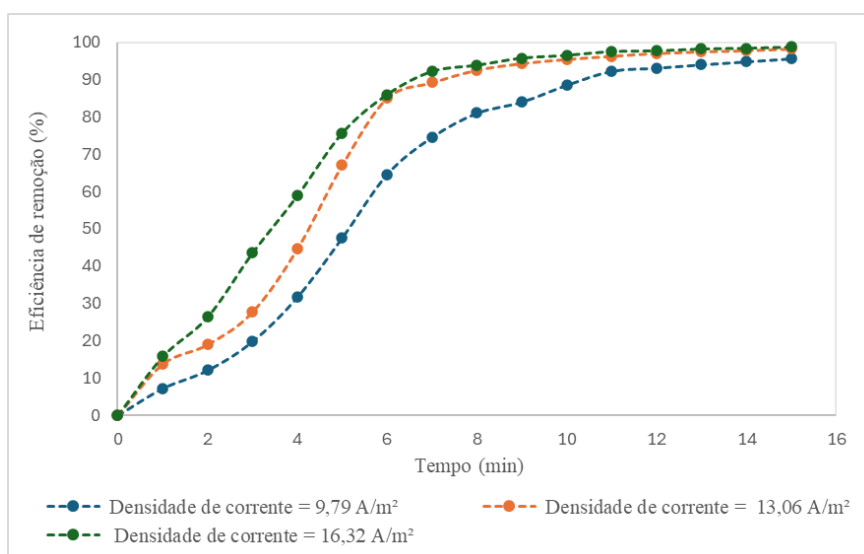


Figura 4.5 - Eficiência da eletrocoagulação operado em batelada na remoção de fluoreto ao longo do tempo

Os resultados evidenciam que o aumento da densidade de corrente acelera a dissolução anódica e a formação de espécies coagulantes, favorecendo a floculação, em concordância com Sanou et al. (2022). Nyangi et al. (2021) relataram remoção máxima de 93,4% sob 16,67 mA/cm², enquanto Mureth et al. (2021) destacaram que a combinação entre tempo de eletrólise e pH próximo da neutralidade é essencial para remoções acima de 90%. No presente estudo, a condição de 16,32 A/m² em 15 minutos alcançou 98,7% de remoção,

superando os valores reportados por Nyangi et al. (2021) e corroborando as observações de Mureth et al. (2021).

A maior densidade de corrente resultou em melhor desempenho, porém a análise energética deve ser considerada, dado que o aumento da densidade também implica maior consumo elétrico.

Variação do pH e da condutividade elétrica durante a eletrocoagulação em batelada

O pH foi monitorado durante 15 minutos de eletrocoagulação em três densidades de corrente (9,79, 13,06 e 16,32 A/m²). O valor inicial de 4,32 elevou-se rapidamente nos primeiros 5 minutos, atingindo até 8,2, especialmente nas maiores densidades. Em seguida, ocorreu redução e estabilização entre 5,5 e 6,2 a partir do minuto 9 (figura 4.6a). A densidade de 16,32 A/m² resultou em maiores variações e estabilização em valores ligeiramente superiores, enquanto 9,79 A/m² apresentou comportamento mais gradual.

A condutividade elétrica inicial foi de 314 μ S em todos os ensaios, com maior redução nos primeiros 5 minutos (figura 4.6b). Ao final de 15 minutos, os valores estabilizaram em 209 μ S (9,79 A/m²), 199,1 μ S (13,06 A/m²) e 197,8 μ S (16,32 A/m²), sendo que as duas maiores densidades apresentaram condutividade final inferior a 200 μ S.

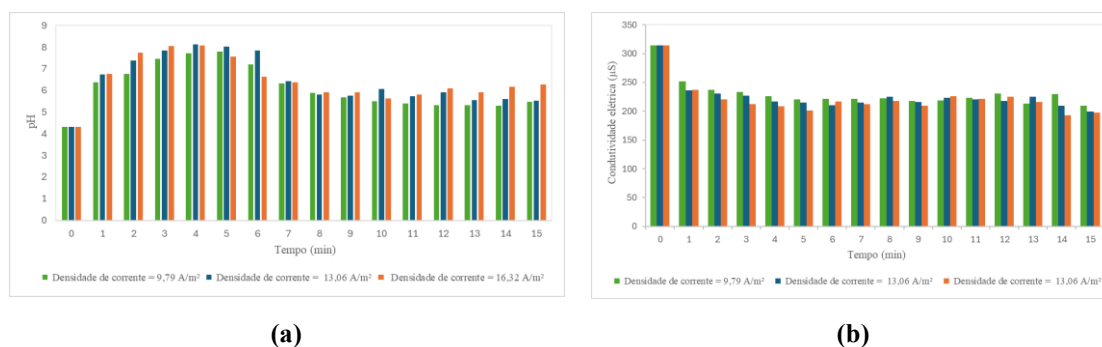


Figura 4.6 - Variação do pH e da condutividade elétrica ao longo do tempo durante a eletrocoagulação em batelada

O aumento inicial do pH resulta da geração de íons OH⁻ no cátodo, enquanto a redução e estabilização decorrem da neutralização promovida pelos hidróxidos metálicos formados no ânodo (Bazrafshan et al., 2015). Padrão semelhante foi relatado por Sanou et al. (2022) em sistemas com ferro e por Nyangi et al. (2021) com alumínio, destacando que a faixa de estabilização (pH 5,5–6,5) favorece a remoção de fluoreto por adsorção e coprecipitação. Condições iniciais levemente ácidas, conforme Mukkanti e Tembhurkar (2025), aumentam a dissolução anódica e a disponibilidade de coagulantes, desde que mantido o equilíbrio dinâmico para evitar excesso de íons metálicos.

A maior variação em densidades mais elevadas reflete maior taxa de dissolução anódica e formação de espécies hidroxiladas, resultando em instabilidade inicial seguida de equilíbrio.

A redução da condutividade elétrica durante a eletrocoagulação está associada à remoção de íons dissolvidos pela formação de flocos metálicos que adsorvem e precipitam contaminantes. Estudos confirmam esse comportamento: Silva et al. (2019) relataram reduções na condutividade e no pH ao tratar efluentes com eletrodos de alumínio, enquanto Hellel et al. (2023) destacam que densidades de corrente mais altas intensificam a formação de coagulantes metálicos e, portanto, a remoção de íons, resultando em condutividades finais mais baixas.

Consumo energético específico da eletrocoagulação operado em batelada

O aumento da densidade de corrente elevou a eficiência de remoção de fluoreto, mas com acréscimo no CEE (Figura 4.7). A $7,79 \text{ A/m}^2$, obteve-se 95,6% de remoção com apenas $3,27 \text{ kWh/m}^3$. Ao aumentar para $13,06 \text{ A/m}^2$, a eficiência subiu ligeiramente para 98,25%, enquanto o consumo quase dobrou, chegando a $5,97 \text{ kWh/m}^3$. Na maior densidade, $16,32 \text{ A/m}^2$, a eficiência atingiu 98,7%, um ganho mínimo em relação à condição anterior, mas com o consumo mais elevado de todos os ensaios ($9,04 \text{ kWh/m}^3$).

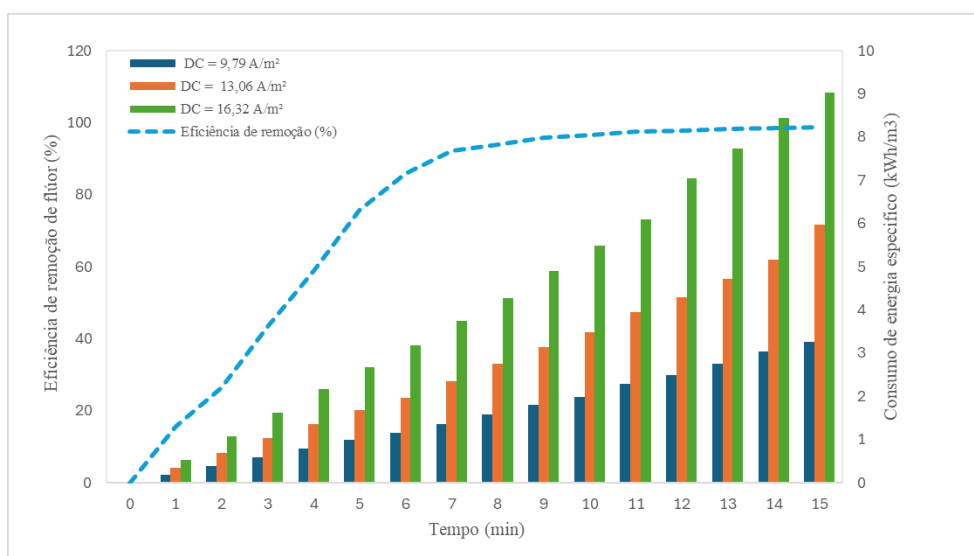


Figura 4.7 - Consumo energético específico e eficiência de remoção de fluoreto em três densidades de correntes diferentes em batelada

A tendência observada neste estudo é consistente com a literatura. O aumento da densidade de corrente intensifica a liberação de íons metálicos e as reações eletroquímicas, promovendo maior dissolução dos eletrodos e elevando o consumo

energético (Xu et al., 2022). Além disso, densidades mais altas favorecem a formação de camadas passivas, aumentando a resistência elétrica do sistema e a demanda de energia (Arbabi et al., 2022). Esses resultados evidenciam a importância de otimizar a densidade de corrente para conciliar elevada eficiência de remoção e menor custo energético.

Nesse sentido, a densidade de 13,06 A/m² mostrou-se o melhor equilíbrio técnico-econômico, associando alta eficiência de remoção a consumo energético moderado em tempos reduzidos.

Desempenho da eletrocoagulação operado em fluxo contínuo

A partir dos resultados dos parâmetros considerados melhores obtidos nos ensaios no modo batelada, procedeu-se os ensaios no modo contínuo, e os resultados obtidos são apresentados a seguir:

A concentração inicial de flúor foi de aproximadamente 10,0 mg/l em todas as condições avaliadas. Observou-se redução progressiva da concentração ao longo do tempo, com estabilização em valores distintos conforme o TDH (Figura 4.8). Para TDH de 7 min, a concentração estabilizou em 0,12 mg/l, enquanto para TDH de 6 min estabilizou em 0,15 mg/l após cerca de 54 min de operação. Para TDH de 5 min, o valor final foi de 1,90 mg/l no mesmo período. Os TDHs de 4 e 3 min apresentaram estabilização mais precoce, por volta de 40 min, mantendo concentrações residuais de 4,20 mg/l e 5,60 mg/l, respectivamente.

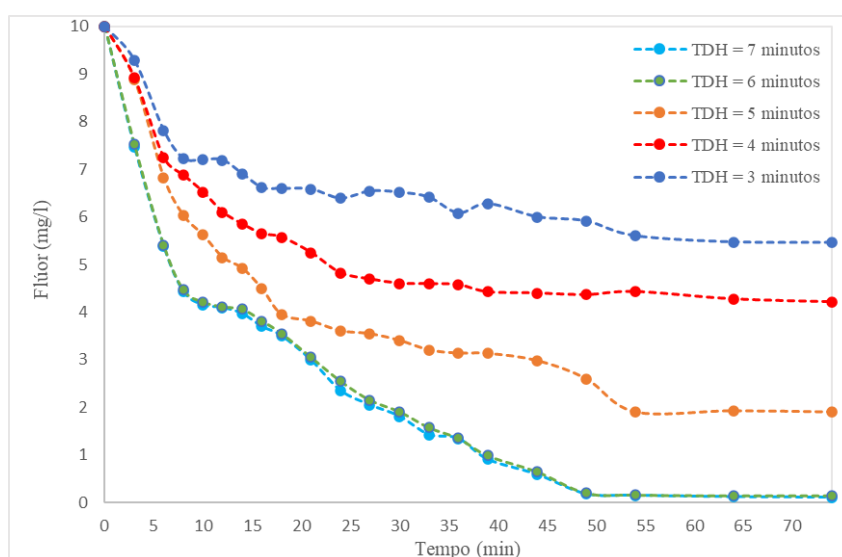


Figura 4.8 - Evolução da concentração residual de flúor no processo de eletrocoagulação em fluxo contínuo

Os resultados evidenciam que maiores TDHs resultam em menores concentrações residuais de fluoreto, confirmando a influência do tempo de contato na eficiência do processo de eletrocoagulação. Para TDHs de 7 e 6 min, as concentrações finais foram inferiores a 0,16 mg/l, valor abaixo do limite de 1,5 mg/l estabelecido pela Organização Mundial da Saúde (OMS) (WHO, 2017) e pela Portaria GM/MS nº 888/2021 (Brasil, Ministério da Saúde, 2021), atendendo aos padrões de potabilidade. Em contraste, os TDHs de 5, 4 e 3 min resultaram em concentrações finais superiores ao limite normativo, evidenciando que tempos de detenção mais curtos comprometem a eficiência do tratamento. Dessa forma, TDHs entre 6 e 7 min mostram-se mais adequados para operação de sistemas contínuos, garantindo tanto a qualidade da água tratada quanto a viabilidade técnica em escala real

Eficiência da eletrocoagulação operado em fluxo contínuo

A eficiência de remoção de fluoreto aumentou progressivamente ao longo do tempo para todas as condições avaliadas (Figura 4.9). Observou-se desempenho superior para TDHs de 7 e 6 min, com remoções acima de 97% após 54 min de operação. Para TDH de 5 min, a eficiência estabilizou em aproximadamente 81%, enquanto os TDHs de 4 e 3 min apresentaram remoções máximas de 60% e 45,4%, respectivamente. Esses resultados confirmam que maiores tempos de detenção hidráulica promovem maior remoção do contaminante

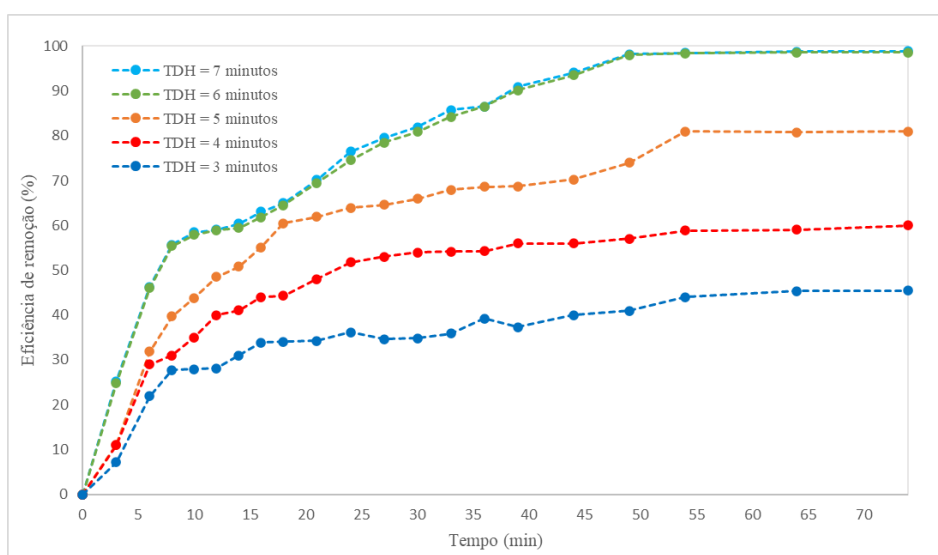


Figura 4.9 - Eficiência da eletrocoagulação operado em fluxo contínuo na remoção de fluoreto ao longo do tempo

Os resultados evidenciam que tempos de residência mais longos favorecem a geração de coagulantes e a aglomeração de flocos, resultando em maior eficiência de remoção. Os TDHs de 7 e 6 minutos apresentaram desempenho superior, seguidos pelo de 5 minutos, enquanto os de 4 e 3 minutos foram menos eficientes. Estudo de Castañeda et al. (2024) corroboram esses achados, reportando remoções superiores a 80% em sistemas contínuos com TDHs otimizados. De forma semelhante, García et al. (2025) destacam que tempos mais longos favorecem a formação de hidróxidos metálicos e a coprecipitação do fluoreto, potencializando a remoção de contaminantes do efluente. Assim, os TDHs de 7 e 6 minutos se mostram os mais indicados para aplicações em escala real, garantindo remoção eficiente e conformidade com os padrões de potabilidade

Variação do pH e da condutividade elétrica durante a eletrocoagulação operado em fluxo contínuo

O pH apresentou apenas leves variações ao longo do tempo para todos os TDHs avaliados (Figura 4.10a). Os valores oscilaram entre 5,72–6,69 para TDH de 7 minutos, 5,51–6,54 para 6 minutos, 5,55–6,33 para 5 minutos, 5,42–6,21 para 4 minutos e 5,25–6,77 para 3 minutos. A ausência de alterações relevantes ao longo dos ensaios indica estabilidade do pH durante o tratamento.

A condutividade elétrica apresentou pequenas variações ao longo do tempo para todos os TDHs avaliados (Figura 4.10b). Os valores variaram de 240 a 254 μS para TDH de 7 minutos, 227 a 263 μS para 6 minutos, 238 a 258 μS para 5 minutos, 235 a 263 μS para 4 minutos e 233 a 265 μS para 3 minutos, evidenciando tendência semelhante de flutuação ao longo dos 74 minutos de análise.

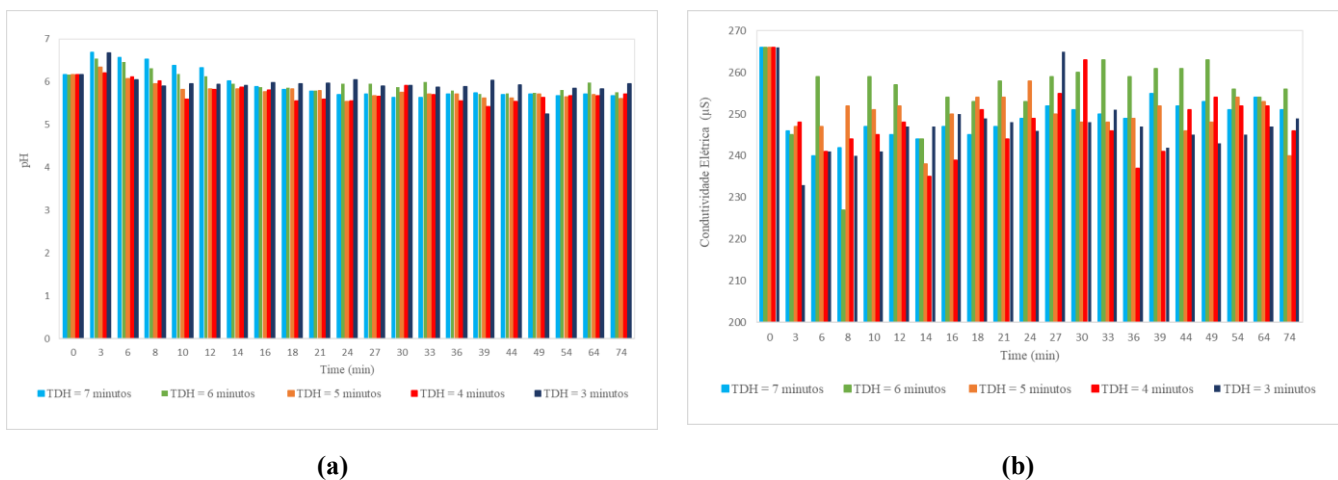


Figura 4.10 - Variação do pH e da condutividade elétrica ao longo do tempo durante a eletrocoagulação em fluxo contínuo

O pH manteve-se estável entre 5,25 e 6,7 durante os ensaios, independentemente do TDH, evidenciando a capacidade de estabilização da eletrocoagulação, essencial para a formação de hidróxidos metálicos e remoção de contaminantes. Resultados semelhantes foram observados por Betancor-Abreu et al. (2019), García et al. (2025) e Companhia & Scalize (2025), que ressaltam a importância de um pH levemente ácido e próximo à neutralidade para a eficiência do processo. A estabilidade verificada reforça a robustez do sistema contínuo, reduzindo a necessidade de ajustes químicos e os custos operacionais.

A menor oscilação da condutividade sugere que a intensidade de corrente e o tempo de residência hidráulica influenciam minimamente a mobilidade iônica. Resultados semelhantes foram relatados por Adehan et al. (2015) e Betancor-Abad et al., indicando que a formação de hidróxidos metálicos atua como tampão, mantendo a estabilidade elétrica da água e garantindo eficiência constante na remoção de contaminantes, com mínima intervenção operacional em sistemas contínuos.

Consumo energético específico (CEE) da eletrocoagulação operado em fluxo contínuo

O CEE aumentou ao longo do tempo para todos os TDHs avaliados, acompanhando diferenças na eficiência de remoção (Figura 4.11). No TDH de 7 minutos, a remoção atingiu 98,9% após 54 minutos de operação, com CEE elevado e estável entre 1,76–1,79 kWh/m³. Para 6 minutos, a eficiência foi de 98,55%, com CEE entre 1,40–1,45 kWh/m³. No TDH de 5 minutos, a remoção alcançou 81%, com CEE intermediário (1,15–1,17 kWh/m³). Para TDHs de 4 e 3 minutos, a eficiência foi menor, atingindo 60% e 45,5%, respectivamente, com CEE reduzido (0,90–0,98 kWh/m³ e 0,59–0,61 kWh/m³).

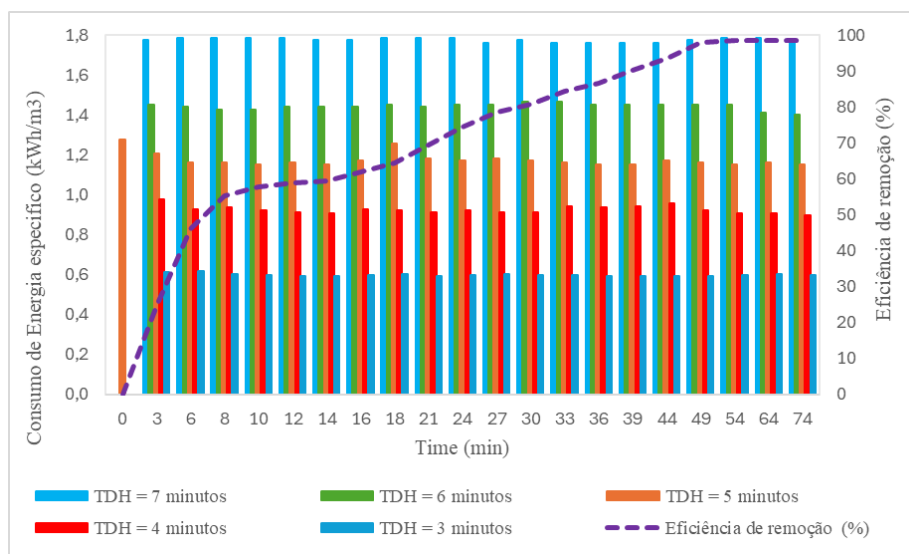


Figura 4.11 - Consumo energético específico e eficiência de remoção de fluoreto em cinco diferentes TDHs em fluxo contínuo

A estabilidade do CEE em cada TDH indica eficiência operacional, destacando a importância do equilíbrio entre remoção de contaminantes e custo energético (Castañeda et al., 2024; García et al., 2025). TDHs mais curtos reduzem o consumo de energia, mas apresentam menor eficiência, enquanto TDHs mais longos aumentam a remoção à custa de maior gasto energético (Mukkanti & Tembhurkar, 2025). A operação ideal deve equilibrar eficiência e consumo no dimensionamento de reatores contínuos de eletrocoagulação.

Comparação da eletrocoagulação entre os sistemas batelada e fluxo contínuo

Eficiência na remoção de fluoreto por eletrocoagulação operando em modo batelada e fluxo contínuo

As eficiências de remoção em batelada e em fluxo contínuo foram comparadas para o mesmo TDH. No TDH de 3 minutos, a eficiência aumentou de 27,7% para 45,4% no sistema contínuo, representando incremento de 17,7%. Para 4 minutos, a remoção passou de 44,6% para 60,0% (ganho de 15,4%), ambos após 54 minutos de operação. No TDH de 5 minutos, a eficiência foi de 67,05% na batelada e 81% no contínuo, acréscimo de 13,95% no mesmo tempo de operação. Para 6 minutos, a remoção aumentou de 85,0% para 98,55% (ganho de 13,55%), enquanto no TDH de 7 minutos passou de 89,2% para 98,9%, com incremento de 9,7%. Esses resultados indicam que a superioridade do sistema contínuo depende do TDH aplicado, não havendo relação linear de conversão entre os dois modos de operação.

O gráfico da Figura 4.12 confirma os achados deste estudo, evidenciando desempenho consistentemente superior do sistema em fluxo contínuo em todos os TDHs avaliados, com incremento relativo mais expressivo no TDH de 5 minutos.

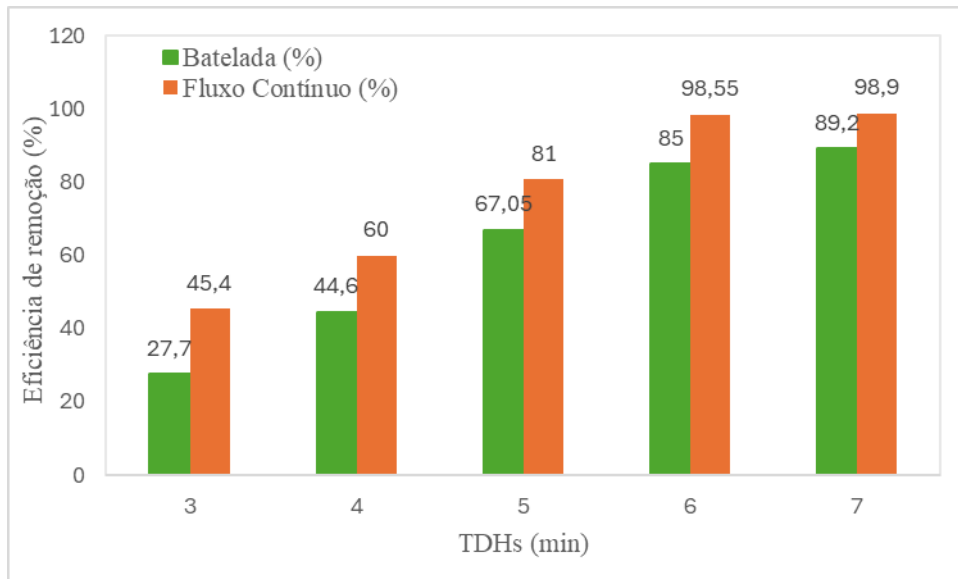


Figura 4.12 - Comparação de eficiência: Batelada e fluxo contínuo

Os resultados confirmam que o sistema em fluxo contínuo superou o modo batelada em todos os TDHs avaliados. Essa diferença decorre, sobretudo, da forma como o tempo é considerado em cada operação: na batelada, o tempo de operação coincide com o tempo de detenção, restringindo o contato das espécies eletrogeradas ao ciclo de tratamento; já no contínuo, o TDH representa apenas o tempo médio de residência, enquanto o sistema opera em regime estacionário, assegurando interação permanente entre coagulantes e contaminantes ao longo do percurso hidráulico (Ardhan et al., 2015; Yılmaz et al., 2023).

Sob condições otimizadas, a operação contínua pode atingir ou até superar a eficiência da batelada, corroborando estudos que apontam a viabilidade dessa transposição mediante ajustes construtivos e operacionais dos reatores (Mena et al., 2019; Nigri et al., 2021; Companhia & Scalize, 2025). Esses achados reforçam que a eficiência do processo depende do equilíbrio entre o tempo de contato e a geração de coagulantes, em consonância com a literatura, que destaca que desvios relevantes entre o tempo de detenção real e o teórico podem comprometer a formação de flocos e reduzir o desempenho do tratamento (Lu et al., 2016; Companhia & Scalize, 2025).

A eficiência de remoção no fluxo contínuo foi superior à observada em batelada para todos os (TDHs) avaliados. O teste t pareado confirmou diferenças estatisticamente significativas em todos os casos (Tabela 4.1), com o p valor menor que 0,001, com maior eficiência do sistema contínuo.

Tabela 4.1 - Resultados do teste t pareado para a diferença de eficiência de remoção de

fluoreto entre os modos contínuo e batelada em diferentes TDHs

TDHs (min)	Diferença média (%)	df	p-valor	IC 95%
3	17,70	2	<0,001	17,59 – 17,88
4	15,49	2	<0,001	15,27 – 15,71
5	13,95	2	<0,001	13,94 – 13,97
6	13,46	2	<0,001	13,24 – 13,68
7	9,70	2	<0,001	9,59 – 9,88

A diferença significativa observada em todos os TDHs indica que a operação contínua favorece a formação de coagulantes e a agregação de flocos, resultando em remoção mais rápida e eficaz do fluoreto. Esses resultados indicam que dados de ensaios em batelada podem subsidiar o dimensionamento de sistemas contínuos, permitindo ajustar o tempo de detenção hidráulica para atingir eficiência igual ou superior à batelada.

Relação na eficiência da eletrocoagulação operado em batelada e fluxo contínuo

Os fatores de conversão entre os reatores cilíndricos em batelada e fluxo contínuo apresentaram tendência decrescente com o aumento do TDH (Figura 4.13). Para TDH de 3 min, o coeficiente foi de aproximadamente 1,64, reduzindo-se gradualmente para 1,35 em 4 min, 1,21 em 5 min, 1,16 em 6 min e atingindo 1,11 em 7 min. A relação entre as variáveis ajustou-se a um modelo polinomial de segunda ordem ($y = 0,041x^2 - 0,5351x + 2,8594$), com o coeficiente de determinação $R^2 = 0,9861$, indicando forte correlação entre o aumento do TDH e a diminuição dos fatores de conversão.

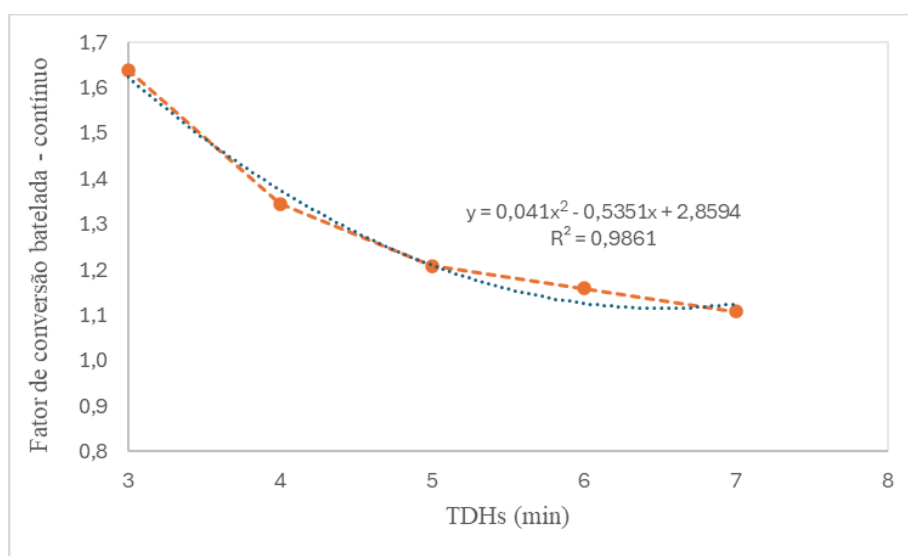


Figura 4.13 – Fatores de conversão de eficiência de remoção do modo batelada para o fluxo contínuo em diferentes TDHs

Esse comportamento evidencia que, à medida que o TDH aumenta, a diferença de desempenho entre os modos batelada e contínuo tende a diminuir, tornando os sistemas mais equivalentes em termos de eficiência. Isso sugere que, em aplicações reais, o aumento do TDH pode favorecer a estabilidade operacional do fluxo contínuo sem exigir grandes ajustes nos parâmetros construtivos e operacionais.

Os resultados obtidos confirmam que ensaios em bancada, em reatores cilíndricos estáticos no modo batelada, são fundamentais para definir parâmetros de projeto a serem transpostos para sistemas contínuos em escala real. Phalakornkule et al. (2015) destacam que variáveis como densidade de corrente, tempo de eletrólise e distância entre eletrodos obtidas em batelada permitem projetar reatores contínuos com desempenho podendo obter eficiência igual ou superior. Nguyen et al. (2017) verificaram maior eficiência em fluxo contínuo quando parâmetros otimizados em bancada foram aplicados. Rajaniemi et al. (2019) também mostraram que condições definidas em batelada resultaram em desempenho comparável no contínuo, enquanto Yilmaz et al. (2023) confirmaram que a transposição para contínuo reduz consumo energético quando respeitados os parâmetros estabelecidos em escala de bancada.

Assim, a literatura reforça que os ensaios em batelada fornecem dados essenciais para o dimensionamento de reatores contínuos, aumentando a previsibilidade e a viabilidade prática da eletrocoagulação.

Comparação de consumo energético entre os dois modos de operação

Os resultados de consumo de energia para os modos batelada e fluxo contínuo estão apresentados na Tabela 4.2. Observa-se que, em todos os TDHs avaliados, o consumo foi menor no fluxo contínuo, sendo crescente em função do aumento do TDH.

Tabela 4.2 - Comparação de consumo de energia nos modos batelada e fluxo contínuo

TDHs (min)	Batelada - Consumo de energia específico (kWh·m⁻³)	Fluxo contínuo - Consumo de energia específico (kWh·m⁻³)
3	1,03	0,62
4	1,35	0,90
5	1,68	1,21
6	1,97	1,47
7	2,35	1,79

A menor demanda energética observada no fluxo contínuo em relação à batelada, confirmada neste estudo, é consistente com Yilmaz et al. (2023), que registraram 80

$\text{kWh}\cdot\text{m}^{-3}$ em batelada contra $50 \text{ kWh}\cdot\text{m}^{-3}$ em contínuo, e com Kuokkanen et al. (2021), que relataram reduções superiores a 25% no custo energético de reatores contínuos. Embora o modo batelada seja mais acessível em pequena escala, o contínuo apresenta maior eficiência energética (Companhia & Scalize, 2025), reforçando sua viabilidade para aplicações industriais, redução de custos operacionais e maior sustentabilidade do processo.

Relação de CEE na eletrocoagulação operado em batelada e fluxo contínuo

Os fatores de conversão de consumo energético específico apresentaram tendência decrescente com o aumento do TDH (Figura 4.14). Para 3 min, o fator de conversão foi de 1,7, reduzindo para 1,5 em 4 min, 1,4 em 5 min, 1,3 em 6 min e 1,3 em 7 min. A relação entre as variáveis ajustou-se a um modelo polinomial de segunda ordem ($y = 0,0237x^2 - 0,3223x + 2,4132$), com elevado coeficiente de determinação ($R^2 = 0,9984$), indicando forte correlação entre o aumento do TDH e a redução dos fatores de conversão, o que demonstra maior eficiência energética em tempos de detenção mais elevados.

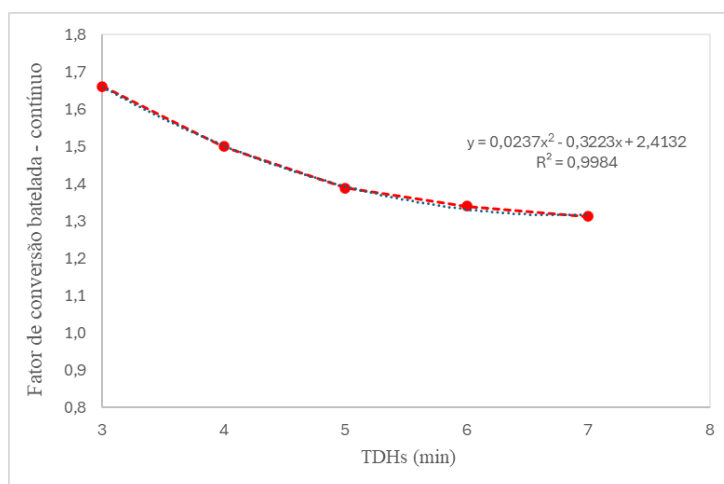


Figura 4.14 – Fatores de conversão de CEE do modo batelada para o fluxo contínuo em diferentes TDHs

Os resultados demonstram que os ensaios em bancada, conduzidos em reatores cilíndricos estáticos no modo batelada, constituem etapa essencial para a definição de parâmetros de projeto, que podem ser posteriormente transpostos e ajustados para a operação de sistemas contínuos em escala real, em consonância com o comportamento identificado nos fatores de conversão da eficiência de remoção entre os modos.

Hidrodinâmica do reator de eletrocoagulação em fluxo contínuo

Curvas experimentais do traçador $C(t)$

As curvas experimentais de concentração do AM em função do tempo, obtidas nos três ensaios independentes, são apresentadas nas Figuras 1a e a curva média na figura 1b. A curva média $C(t)$, apresentou pico de concentração entre 2 e 3 min e cauda prolongada, típica da dispersão axial do escoamento.

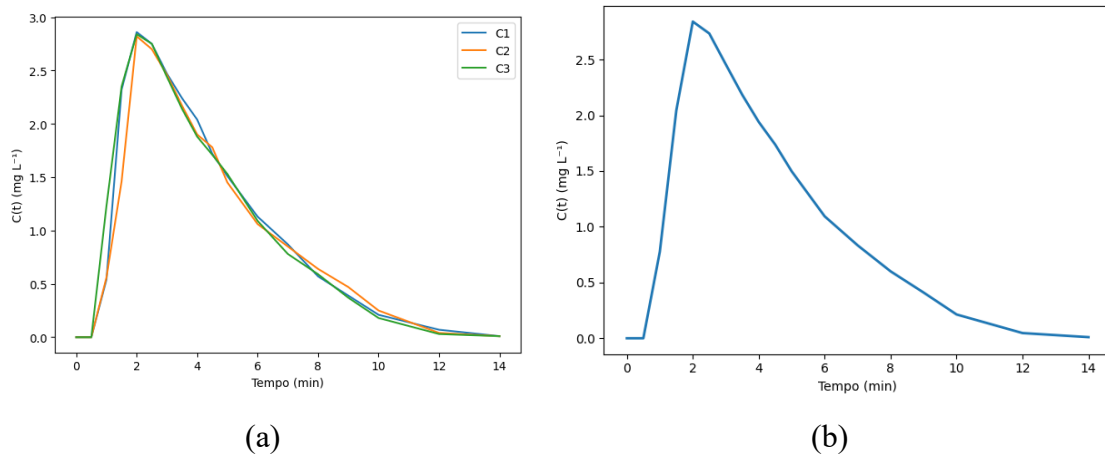


Figura 4.15: Perfis experimentais de concentração do traçador ($C(t)$) em função do tempo obtidos nos três ensaios independentes (a) e a curva média de concentração do traçador ($C(t)$) em função do tempo (b)

Distribuição do Tempo de Residência (DTR)

A função $E(t)$ apresentou valor máximo em aproximadamente 2 min, com início em torno de 1 min e término próximo de 14 min, com maior concentração entre 2 e 6 min, conforme apresentado na Figura 3.

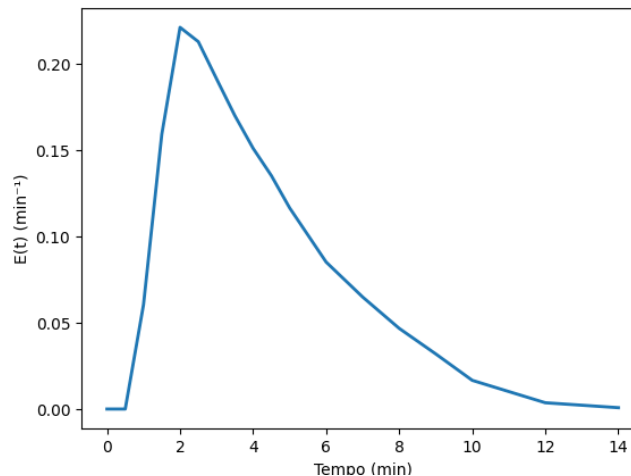


Figure 4.16: Distribuição do Tempo de Residência (DTR) do reator de eletrocoagulação operando em regime contínuo, obtida a partir de ensaio de traçador do tipo pulso com Azul de Metileno.

A presença de cauda longa sugere regiões de recirculação ou zonas com maiores tempos de permanência do traçador, refletindo um comportamento distinto do modelo de *piston flow* ideal e mais próximo de sistemas com dispersão axial significativa (Nechita et al.,

2023). Nesse contexto, curvas com formatos assimétricos, caracterizadas por aumento rápido seguido de decaimento gradual, são típicas de sistemas em que há desvios do comportamento ideal devido à dispersão e aos gradientes de velocidade no interior do reator (Chitale et al., 2022).

A assimetria da curva $E(t)$, associada à presença de cauda alongada, observada nesse estudo, indica desvio do escoamento pistonado ideal e evidencia dispersão axial moderada, refletindo não-idealidade hidrodinâmica no sistema analisado.

Parâmetros hidrodinâmicos

Os principais parâmetros hidrodinâmicos calculados a partir da DTR são apresentados na Tabela 1.

Tabela 4.3. Parâmetros hidrodinâmicos do reator obtidos a partir da análise de DTR.

Parâmetro	Símbolo	Valor	Unidade
Tempo de detenção hidráulica teórico	TDH_teórico	4,67	Min
Tempo médio de detenção hidráulica real	TDH_real	4,24	Min
Variância da DTR	σ^2	5,53	min ²
Número de dispersão axial	D/uL	0,154	–

Os parâmetros hidrodinâmicos obtidos indicam uma ligeira diferença entre o tempo de detenção hidráulica teórico e o real, acompanhada por uma variância expressiva da distribuição do tempo de residência e por um número de dispersão axial que evidencia a presença de mistura longitudinal no sistema.

A diferença entre os tempos de detenção hidráulica teórico e real evidencia escoamento não ideal, associado à ocorrência de curto-circuito e recirculação interna, enquanto a variância da DTR e o número de dispersão axial indicam mistura longitudinal e possíveis zonas mortas, afastando o sistema do regime de fluxo pistão ideal (Nechita et al., 2023; Wu et al., 2025).

A proximidade entre os valores de TDH_real e TDH_teórico observada neste estudo indica a ausência de curto-circuito hidráulico relevante, enquanto o número de dispersão axial permite classificar o escoamento como predominantemente pistonado, com dispersão axial moderada.

4.5 CONCLUSÃO

Este estudo demonstrou que a eletrocoagulação é eficaz na remoção de fluoreto em ambos os modos de operação, batelada e fluxo contínuo, garantindo concentrações compatíveis com os padrões de potabilidade. O fluxo contínuo apresentou melhor desempenho global, promovendo maior remoção do contaminante, operação mais estável e menor consumo de energia em comparação ao modo batelada. A análise estatística confirmou que as diferenças observadas são significativas, evidenciando que o fluxo contínuo é mais eficiente nas condições avaliadas. Os resultados também indicaram que a operação contínua proporciona melhor equilíbrio entre tempo de contato, formação de coagulantes e custo energético, tornando o processo mais eficiente e viável em escala real. Além disso, verificou-se que o aumento do tempo de detenção hidráulica reduz progressivamente os fatores de conversão, o que demonstra que em TDHs mais longos as diferenças de desempenho entre batelada e contínuo tornam-se menores, reforçando a convergência operacional entre os dois modos. Dessa forma, os achados mostram que é possível dimensionar reatores contínuos a partir de dados obtidos em batelada, e obter uma eficiência igual ou superior. Assim, a operação contínua se consolida como uma alternativa promissora, técnica e energeticamente favorável, para o tratamento de águas subterrâneas com excesso de fluoreto. A análise da DTR do reator em fluxo contínuo demonstrou que o reator opera sob regime predominantemente pistonado com dispersão axial moderada, apresentando TDH real próximo ao TDH teórico e comportamento hidráulico adequado para aplicação em processos de eletrocoagulação em fluxo contínuo. Recomenda-se testar esses reatores com outros poluentes, a fim de verificar se apresentam comportamento semelhante ao observado neste estudo.

4.6 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

Adehan, F., Yao, B., Aina, M. P., & Drogui, P. (2015). Electrocoagulation process applied to wastewater treatment: A review. *International Journal of Environmental Research*, 9(4), 1305–1324. <https://doi.org/10.22059/ijer.2015.932>

- Aguiar, T. D. (2020). *Tratamento de água para o consumo humano por eletroflotofiltração* (Dissertação de mestrado). Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental e Sanitária, Universidade Federal de Goiás.
- Ali, S., Shekhar, S., Kumar, R., Brindha, K., & Li, P. (2023). Gênese e mobilização de fluoreto em águas subterrâneas da Índia: avaliação estatística, impactos na saúde e soluções potenciais. *Journal of Hazardous Materials Advances*, *11*, 100352. <https://doi.org/10.1016/j.hazadv.2023.100352>
- American Public Health Association (APHA), American Water Works Association (AWWA), Water Environment Federation (WEF). (2012). *Standard methods for the examination of water and wastewater* (22nd ed.). Washington, DC: American Public Health Association.
- Arbabi, M., Shafiei, S., Mehraban, S., Khodabakhshi, A., Abdoli, A., & Arbabi, A. (2022). Electrocoagulation process using aluminum electrodes for treatment of baker's yeast industry wastewater. *International Journal of Environmental Health Engineering*, *11*(1), 3. https://doi.org/10.4103/ijehe.ijehe_28_20
- Ardhan, N., Sombatsompop, N., & Lertsatitthanakorn, C. (2015). Comparison of performance of continuous-flow and batch electrocoagulators: A case study for eliminating reactive blue 21 using iron electrodes. *Separation and Purification Technology*, *146*, 75–84. <https://doi.org/10.1016/j.seppur.2015.03.031>
- Bazrafshan, E., Mohammadi, L., Ansari-Moghaddam, A., & Mahvi, A. H. (2015). Heavy metals removal from aqueous environments by electrocoagulation process: A systematic review. *Journal of Environmental Health Science and Engineering*, *13*(1), 74. <https://doi.org/10.1186/s40201-015-0233-8>
- Benekos, A. K., Papadopoulos, A. E., Drosos, M., & Vayenas, D. V. (2021). Nitrate removal from groundwater using a batch and continuous flow hybrid Fe-electrocoagulation and electrooxidation system. *Journal of Environmental Management*, *297*, 113387. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2021.113387>
- Benguit, A., Tiwari, B., Drogui, P., & Landry, D. (2022). Tertiary treatment of a co-composting and landfill leachate mixture using electrochemical processes. *Chemosphere*, *292*, 133379. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2021.133379>
- Betancor-Abreu, A., Mena, V. F., González, S., Delgado, S., Souto, R. M., & Santana, J. J. (2019). Design and optimization of an electrocoagulation reactor for fluoride remediation in underground water sources for human consumption. *Journal of*

- Water Process Engineering*, 31, 100865.
<https://doi.org/10.1016/j.jwpe.2019.100865>
- Brasil. Ministério da Saúde. (2021). Portaria GM/MS nº 888, de 4 de maio de 2021. Procedimentos de controle e vigilância da qualidade da água para consumo humano. Disponível em:
https://bvsms.saude.gov.br/bvs/saudelegis/gm/2021/prt0888_24_05_2021_rep.html
- Bun, S., Hout, S., Kong, S., & Kim, S. (2022). Development of integrated electrocoagulation-sedimentation (IECS) in continuous mode for turbidity and color removal. *ChemEngineering*, 6(1), 3.
<https://doi.org/10.3390/chemengineering6010003>
- Carmona-Carmona, P. F., Linares-Hernández, I., Teutli-Sequeira, E. A., López-Rebollar, B. M., Álvarez-Bastida, C., Mier-Quiroga, M. D. L. A., Martínez-Miranda, V. (2020). Industrial wastewater treatment using magnesium electrocoagulation in batch and continuous mode. *Journal of Environmental Science and Health, Part A*, 56(3), 269-288. <https://doi.org/10.1080/10934529.2020.1868823>
- Castañeda, L. F., Rodríguez, J. L., Medina, L. M., Martínez, A. I., & Rojas, H. (2024). Concurrent arsenic, fluoride, and hydrated silica removal from deep well water by electrocoagulation: Comparison of sacrificial anodes (Al, Fe, and Al-Fe). *Journal of Environmental Management*, 365, 121597.
<https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2024.121597>
- Chibani, A., Barhoumi, A., Ncib, S., Bouguerra, W., & Elaloui, E. (2019). Fluoride removal from synthetic groundwater by electrocoagulation process: Parametric and energy evaluation. *Desalination and Water Treatment*, 157, 100–109.
<https://doi.org/10.5004/dwt.2019.24087>
- Chitale, S. K., Jadhav, P. N., Dhoble, S. S., Dhokpande, M. S., & Ingole, P. (2022). Study of Residence Time Distribution in Chemical Industry A Review. *International Journal of Scientific Research in Science and Technology*, 9(1), 47-55.
<https://doi.org/10.32628/IJSRST22919>
- Companhia, B. J. F., & Scalize, P. S. (2025). From batch to continuous in electrocoagulation: Key parameters for efficient scaling in water treatment. *Environmental Science and Pollution Research*, 1–31.
<https://doi.org/10.1007/s11356-025-36962-8>

- Dhifallah, S., Attour, A., Vial, C., Zagrouba, F., & Audonnet, F. (2024). Continuous electrocoagulation for a sustainable water treatment: Effects of electrode configuration, electrical connection mode, and polarity reversal on fluoride removal. *Sustainability*, *16*(13), 5765. <https://doi.org/10.3390/su16135765>
- Dong, Y., Wang, Z., Wang, D., Zhao, K., & Hu, B. (2024). Occurrence and formation mechanisms of high-fluoride groundwater in Xiong'an New Area, Northern China. *Water*, *16*(2), 358. <https://doi.org/10.3390/w16020358>
- Fadali, O. A., Ali, R. H., Nassar, M. M., Mahmoud, M. S., Abdel-Aty, M. M., Barakat, N. A. M., et al. (2023). Electromagnetic field-enhanced novel tubular electrocoagulation cell for effective and low-cost color removal of beet sugar industry wastewater. *Scientific Reports*, *13*, 8693. <https://doi.org/10.1038/s41598-023-35182-9>
- García, I., Fernández, J., López, A., Ramírez, C., & Pérez, D. (2025). Continuous electrocoagulation-flocculation-sedimentation process for removal of arsenic, fluoride, and hydrated silica from drinking water. *Journal of Water Process Engineering*, *69*, 106571. <https://doi.org/10.1016/j.jwpe.2024.106571>
- Gudić, S., Čatipović, N., Ban, M., Svilović, S., Vukojević Medvidović, N., Rotaru, A., & Vrsalović, L. (2025). Efficient removal of tartrazine yellow azo dye by electrocoagulation using aluminium electrodes. *Applied Sciences*, *15*(10), 5563. <https://doi.org/10.3390/app15105563>
- Hellal, M. S., Doma, H. S., & Abou-Taleb, E. M. (2023). Techno-economic evaluation of electrocoagulation for cattle slaughterhouse wastewater treatment using aluminum electrodes in batch and continuous experiment. *Sustainable Environment Research*, *33*(1), 2. <https://doi.org/10.1186/s42834-022-00161-4>
- Kambuyi, T. N., Mugabi, M., Chirwa, E. M. N., & Maree, J. P. (2021). Design of a continuous-flow single-channel reactor using optimal experimental data from batch reactor for turbidity removal by electrocoagulation. *Journal of Environmental Chemical Engineering*, *9*(1), 104651. <https://doi.org/10.1016/j.jece.2020.104651>
- Kuokkanen, V., Kuokkanen, T., Ramo, J., & Lassi, U. (2021). Electrocoagulation treatment of metallurgical industry wastewater: A laboratory scale batch and pilot scale continuous study. *Hydrometallurgy*, *202*, 105596. <https://doi.org/10.1016/j.hydromet.2021.105596>

- Linhares, D., Gaspar, D., Bernardo, F., Beney, I., Garcia, P., & Rodrigues, A. (2025). Fluoride levels in water sources inside the crater of Furnas volcano: Potential health implications for local communities and tourists. *Science of the Total Environment*, 982, 179635. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2025.179635>
- Lu, J., Tang, Q., Wang, Z. R., Xu, C., & Lin, S. L. (2016). A study on batch and continuous electrocoagulation process for fluoride removal. *Desalination and Water Treatment*, 57(58), 28417–28425. <https://doi.org/10.1080/19443994.2016.1186567>
- Mena, V. F., Betancor-Abreu, A., González, S., Delgado, S., Souto, R. M., & Santana, J. J. (2019). Fluoride removal from natural volcanic groundwater by an electrocoagulation process: Parametric and cost evaluations. *Journal of Environmental Management*, 246, 472–483. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2019.05.147>
- Mukkanti, V. B., & Tembhurkar, A. R. (2025). Taguchi's optimization technique for water defluoridation through electrocoagulation. *Journal of Dispersion Science and Technology*, 46(3), 351–360. <https://doi.org/10.1080/01932691.2023.2289622>
- Mureth, R., Machunda, R., Njau, K. N., & Dodoo-Arhin, D. (2021). Evaluation of fluoride removal in a batch electrocoagulation process: A case study in the Mount Meru Enclave. *Scientific African*, 12, e00737. <https://doi.org/10.1016/j.sciaf.2021.e00737>
- Nechita, M. T., Suditu, G. D., Puițel, A. C., & Drăgoi, E. N. (2023). Residence time distribution: literature survey, functions, mathematical modeling, and case study—diagnosis for a photochemical reactor. *Processes*, 11(12), 3420. <https://doi.org/10.3390/pr11123420>
- Nguyen, D. D., Lee, D. J., & Chang, J. S. (2017). Influences of operational parameters on phosphorus removal in batch and continuous electrocoagulation process performance. *Environmental Science and Pollution Research*, 24(29), 25441–25451. <https://doi.org/10.1007/s11356-017-0117-y>
- Nguyen, T. T. Q., Loganathan, P., Dinh, B. K., Nguyen, T. V., Vigneswaran, S., & Ngo, H. H. (2021). Removing arsenate from water using batch and continuous-flow electrocoagulation with diverse power sources. *Journal of Water Process Engineering*, 41, 102028. <https://doi.org/10.1016/j.jwpe.2021.102028>

- Nigri, E. M., Santos, A. L., & Rocha, S. D. (2021). Electrocoagulation associated with CO₂ mineralization applied to fluoride removal from mining industry effluents. *Desalination and Water Treatment*, 209, 58–70. <https://doi.org/10.5004/dwt.2021.26520>
- Njau, O. E., Otter, P., Machunda, R., Rugaika, A., Wydra, K., & Njau, K. N. (2023). Fluoride and pathogen removal from water using combined electrocoagulation-electrolytic disinfection process in line. *Water Supply*, 23(7), 2745–2757. <https://doi.org/10.2166/ws.2023.146>
- Nyangi, M. J., Chebude, Y., Kilulya, K. F., & Minu, A. (2021). Removal of fluoride and arsenic from groundwater by hybrid Al–Fe electrocoagulation: Adsorption isotherm and kinetics study. *Remediation Journal*, 31(4), 49–61. <https://doi.org/10.1002/rem.21677>
- Organização Mundial da Saúde. (2017). Diretrizes para a qualidade da água potável (4^a ed.). Genebra: OMS. Disponível em: <https://iris.who.int/bitstream/handle/10665/254637/9789241549950-eng.pdf>
- Pérez-Flores, L. S., & Torres, E. (2025). Electrocoagulation for the removal of antibiotics and resistant bacteria: Advances and synergistic technologies. *Processes*, 13(9), 2916. <https://doi.org/10.3390/pr13092916>
- Phalakornkule, C., Polgumhang, S., Tongdaung, W., Karakat, B., & Nuyut, T. (2010). *Electrocoagulation of blue reactive, red disperse and mixed dyes, and application in treating textile effluent*. *Journal of Environmental Management*, 91(4), 918–926. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2009.11.008>
- Rajaniemi, K., Raulio, M., Tuomikoski, S., & Lassi, U. (2019). *Comparison of batch and novel continuous electrocoagulation processes in the treatment of paint industry wash water*. *Desalination and Water Treatment*, 170, 394–404. <https://doi.org/10.5004/dwt.2019.24562>
- Romão, M. E. D. B., Forte, F. D. S., Frazão, P., Sampaio, F. C., & Nunes, J. M. F. F. (2023). Level of natural fluoride in public water supply: Geographical and meteorological factors in Brazil's Northeast. *Brazilian Oral Research*, 37, e101. <https://doi.org/10.1590/1807-3107bor-2023.vol37.0101>
- Sanou, Y., Sedou, M., Alfa-Sika Mande, S. L., & Paré, S. (2022). Parametric and kinetic studies for the defluoridation of synthetic fluoride water by electrocoagulation

- using iron and copper electrodes. *Analytical and Bioanalytical Electrochemistry*, 14(11), 1011–1026.
- Silva, A. C., Rodrigues, A. R., Souza, L. M., & Pereira, M. C. (2019). Electrocoagulation in a fixed bed reactor – Color removal in batch and continuous mode. *Separation and Purification Technology*, 253, 117481. <https://doi.org/10.1016/j.seppur.2020.117481>
- World Health Organization. (2017). *Guidelines for drinking-water quality: Fourth edition incorporating the first addendum*. Geneva: WHO. Disponível em: <https://iris.who.int/bitstream/handle/10665/254637/9789241549950-eng.pdf>
- Wu, G., Li, L., Li, Z., Wang, J., & Gao, Z. (2025). Residence Time Distribution of Variable Viscosity Fluids in the Stirred Tank. *Processes*, 13(9), 2997. <https://doi.org/10.3390/pr13092997>
- Xu, J., Qiu, T., Chen, F., Sun, M., Zhou, L., Sun, J., & Du, Y. (2022). Enhancing the performance of the electrocoagulation–filtration system treating mariculture tailwaters by using alternating pulse current. *Water*, 14(8), 1181. <https://doi.org/10.3390/w14081181>
- Yilmaz, A. E., Demirci, Y., & Sahinkaya, E. (2023). Comparison of treatment efficiency and energy consumption of batch and continuous electrocoagulation in urban wastewater. *CLEAN – Soil, Air, Water*, 51(1), 2200032. <https://doi.org/10.1002/clen.202200032>
- Zuo, Q., Chen, X., Li, W., & Chen, G. (2008). Combined electrocoagulation and electroflotation for removal of fluoride from drinking water. *Journal of Hazardous Materials*, 159(2–3), 452–457. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2008.02.039>

CAPÍTULO IV – CONSIDERAÇÕES FINAIS E RECOMENDAÇÕES

A presente dissertação teve como objetivo geral levantar, avaliar e comparar os parâmetros construtivos, operacionais e de eficiência de sistemas de eletrocoagulação operando em modo batelada e em fluxo contínuo no tratamento de águas, com vistas a compreender os ajustes necessários para a transposição segura e eficiente entre os dois modos de operação.

O trabalho foi estruturado em três etapas interdependentes, apresentadas sob forma de artigos científicos:

(i) Uma revisão cienciométrica, destinada a identificar os parâmetros-chave que influenciam a eficiência da eletrocoagulação na transposição batelada para o fluxo contínuo;

(ii) O desenvolvimento e aplicação de um reator em batelada, avaliando o efeito de variáveis operacionais e geométricas sobre a eficiência de remoção; e

(iii) A comparação experimental entre os dois modos de operação, analisando o desempenho global, o consumo energético e a viabilidade da operação contínua.

O conjunto de resultados obtidos, tanto na revisão cienciométrica quanto nos ensaios experimentais, confirmou a viabilidade técnica, econômica e ambiental da eletrocoagulação como alternativa sustentável para o tratamento de águas e efluentes de diferentes naturezas. A hipótese central foi validada: é possível dimensionar um reator de fluxo contínuo baseado nas condições ótimas de operação de um sistema em batelada, alcançando eficiências equivalentes ou superiores, desde que sejam realizados ajustes precisos nos parâmetros críticos de operação.

5.1 CONSIDERAÇÕES FINAIS

A revisão cienciométrica evidenciou que a eletrocoagulação é uma tecnologia versátil e eficiente para a remoção de diversos contaminantes, destacando-se por combinar simplicidade operacional, baixo uso de reagentes químicos e elevada eficiência em parâmetros como turbidez, cor aparente e DQO. Foram identificados doze parâmetros que influenciam diretamente a eficiência do processo, sendo mais relevantes a densidade de corrente, o pH inicial, a área e a distância entre eletrodos, o tempo de detenção hidráulica, a vazão e o tipo de material eletrodo.

Os materiais convencionais de eletrodos, como alumínio e ferro, foram os mais recorrentes, devido à sua boa condutividade, eficiência de dissolução anódica e custo acessível. Observou-se que os reatores em batelada tendem a apresentar desempenho ligeiramente superior aos contínuos em condições laboratoriais, porém sem diferença estatisticamente significativa. Essa constatação confirma que o dimensionamento de reatores contínuos pode ser realizado com base em dados de operação em batelada, desde que se façam ajustes em parâmetros críticos, como densidade de corrente, tempo de detenção e espaçamento entre eletrodos.

O reator em batelada desenvolvido e avaliado experimentalmente demonstrou elevada eficiência na remoção de turbidez e cor aparente da água de lavagem de filtros. Entre as configurações testadas, o reator de 20 cm de altura apresentou a maior eficiência de remoção dos parâmetros avaliados, e também é o mais indicado para adaptação ao modo contínuo. Verificou-se que o aumento da densidade de corrente e do tempo de detenção

hidráulica melhora a eficiência de remoção, enquanto o aumento excessivo da altura do reator pode reduzi-la. O modelo cinético de primeira ordem descreveu satisfatoriamente o processo de remoção, reforçando a previsibilidade do sistema e sua aplicabilidade em diferentes condições operacionais.

O estudo comparativo entre os modos batelada e fluxo contínuo, realizado com águas contendo fluoreto, confirmou que ambos os sistemas são eficazes e capazes de atingir concentrações finais compatíveis com os padrões de potabilidade. Contudo, o modo contínuo apresentou melhor desempenho global, proporcionando maior remoção do contaminante, maior estabilidade operacional e menor consumo energético. As diferenças observadas foram estatisticamente significativas, sobre tudo nos primeiros 5 minutos, demonstrando que o reator contínuo, quando corretamente dimensionado, apresenta eficiência igual ou superior à da batelada. Além disso, observou-se que o aumento do tempo de detenção hidráulica reduz progressivamente as diferenças de desempenho entre os modos, indicando convergência operacional e viabilidade técnica da transposição.

Essas conclusões reforçam o potencial da eletrocoagulação como uma tecnologia ambientalmente sustentável e tecnicamente viável para o tratamento de águas residuais, águas subterrâneas e outros efluentes de diferentes origens, com destaque para sua aplicabilidade em contextos de recursos limitados ou em sistemas descentralizados.

Assim, este estudo representa um passo importante na integração entre pesquisa laboratorial e aplicação prática, reforçando o papel da engenharia ambiental e sanitária na busca por soluções inovadoras e sustentáveis para os desafios da qualidade e gestão da água.

5.2 RECOMENDAÇÕES

Com base nas observações e limitações desta pesquisa, bem como nas perspectivas de ampliação do conhecimento sobre o tema, recomenda-se que futuros estudos:

- Explore o desempenho da eletrocoagulação em regime contínuo aplicando diferentes tipos de efluentes e contaminantes, especialmente poluentes de preocupação emergentes como microplásticos, pesticidas e fármacos.

- Investiguem a influência de variáveis operacionais complementares, como pH, condutividade elétrica, tipo de eletrodo e velocidade do fluxo, de modo a otimizar o desempenho e a durabilidade dos reatores contínuos.
- Realizem estudos em escala piloto e real, validando os parâmetros operacionais propostos neste trabalho sob condições de campo e avaliando a estabilidade do processo a longo prazo.
- Aprofundem a caracterização físico-química dos flocos e do lodo eletrogerado, e potencial de reaproveitamento como insumo industrial.
- Apliquem modelagem matemática e simulação hidrodinâmica para compreender o comportamento do fluxo, a distribuição do campo elétrico e a formação de zonas reativas em reatores contínuos.
- Recomenda-se a avaliação da Distribuição do Tempo de Residência (DTR) seja realizada com o reator em operação (com corrente aplicada), para considerar os efeitos hidrodinâmicos associados à geração de microbolhas e às condições reais de funcionamento. Entretanto, o traçador utilizado deve ser quimicamente inerte e eletroquimicamente estável, evitando sua degradação ou transformação nos eletrodos durante o experimento.
- Avaliem a viabilidade econômica e ambiental de reatores contínuos em larga escala, considerando custos de implantação, operação e destinação do lodo.

5.3 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

As referências a seguir, se referem aos textos: apresentação, introdução geral e referencial teórico.

ABUZOID, Nabil S.; BUKHARI, Alaadin A.; AL-HAMOUZ, Zakariya M. Ground water coagulation using soluble stainlesssteel electrodes. *Advances in Environmental Research*, v. 6, n. 3, p. 325-333, 2002. DOI: 10.1016/S1093-0191(01)00065-X.

WARMADEWANTHI, I. Dewa Ayu Agung; IKHLAS, Nurani; DAMAYANTI, Febrianda. Effect of recirculation and hydraulic loading rate on ammonium and phosphate recovery from fertilizer industry wastewater. *Heliyon*, 2023, 9.9.

SALINAS-ECHEVERRÍA, Dayanara Daniela, et al. Avaliação de um reator de eletrocoagulação de fluxo contínuo para remoção de turbidez de águas

superficiais. *Chemical Engineering Research and Design*, 2023, 198: 478-488.
<https://doi.org/10.1016/j.cherd.2023.08.049>

- AL-SAMARRAI, S.Y.; Karaghool, H.A.K.; Abdulridha, A.; Al-Ansari, N.; Salman, J.M.; Al-Sareji, O.J. Minimizing the Fluoride Load in Water Using the Electrocoagulation Method: An Experimental Approach. *Environments* 2022, 9, 38. DOI: 10.3390/environments9030038.
- BENEKOS, Andreas K. et al. Nitrate removal from groundwater using a batch and continuous flow hybrid Fe-electrocoagulation and electrooxidation system. *Journal of Environmental Management*, v. 297, p. 113387, 2021. DOI: 10.1016/j.jenvman.2021.113387.
- CHEN, Guohua. Electrochemical technologies in wastewater treatment. *Separation and purification Technology*, v. 38, n. 1, p. 11-41, 2004. DOI: 10.1016/j.seppur.2003.10.006.
- CHIAVOLA, Agostina et al. A combined experimental-modeling approach for turbidity removal optimization in a coagulation–flocculation unit of a drinking water treatment plant. *Journal of Process Control*, v. 130, p. 103068, 2023. DOI: 10.1016/j.jprocont.2023.103068.
- COVALIU, Leon Dumitru; IOVU, Horia; PARASCHIV, Gigel. *Phytoremediation of Wastewater Containing Lead and Manganese Ions Using Algae*. Biology. 2023. DOI: 10.3390/biology12060773. Edição, Campinas, São Paulo, 2010.
- DA SILVA, Débora Ariana Corrêa; DOS SANTOS, Érika Barbosa; DUARTE, José Arnaldo. Utilização de osmose reversa para tratamento de águas. *Revista Eletrônica e-Fatec*, v. 3, n. 1, p. 10-10, 2013.
- DE MOURA, Johnson Pontes et al. Aplicações do processo de osmose reversa para o aproveitamento de água salobra do semi-árido nordestino. *Águas Subterrâneas*, 2008.
- DERISIO, José Carlos. *Introdução ao controle de poluição ambiental*. Oficina de textos, 2016.
- DIACONU, Loredana Ioana; COVALIU-MIERLA, Cristina Ileana; PAUNESCU, Oana; EMAMJOMEH, Mohammad M.; SIVAKUMAR, Muttucumar. Review of pollutants removed by electrocoagulation and electrocoagulation/flotation processes. *Journal of environmental management*, v. 90, n. 5, p. 1663-1679, 2009. DOI: 10.1016/j.jenvman.2008.12.011.
- FAUST, Samuel D.; ALY, Osman M. *Adsorption processes for water treatment*. Elsevier, 2013.

- FERREIRA FILHO, S. S. Tratamento de água: concepção projeto e operação de estações de tratamento. Editora ELSEVIER, 1 edição, Rio de Janeiro, 2017.
- FEWTRELL, Lorna; BARTRAM, Jamie (Ed.). Water quality: guidelines, standards & health. IWA publishing, 2001.
- FOGELER, M. *Elements of Chemical Reaction Engineering*. 5. ed. Upper Saddle River: Prentice Hall, 2020.
- GENG, Xin et al. Pilot investigation of two-stage high speed filtration for the water treatment in Northwest China. *Desalination and Water Treatment*, v. 61, p. 98-107, 2017. DOI: 10.5004/dwt.2016.0103.
- HOLT, Peter Kevin. Electrocoagulation: unravelling and synthesising the mechanisms behind a water treatment process. 2002. DOI: [10.1016/S0927-7757\(02\)00285-6](https://doi.org/10.1016/S0927-7757(02)00285-6)
- HRUDEY, Steve E.; HRUDEY, Elizabeth J. Safe drinking water. IWA publishing, 2004.
- HUSSAIN, Munawar et al. Electrochemical process for simultaneous removal of chemical and biological contaminants from drinking water. *Environmental Science and Pollution Research*, v. 28, n. 33, p. 45780-45792, 2021. DOI: 10.1007/s11356-021-13669-0.
- KABDAŞLI, I. et al. Electrocoagulation applications for industrial wastewaters: a critical review. *Environmental Technology Reviews*, v. 1, n. 1, p. 2-45, 2012. DOI: 10.1080/21622515.2012.715390.
- KOBYA, M. et al. Treatment of rinse water from zinc phosphate coating by batch and continuous electrocoagulation processes. *Journal of Hazardous Materials*, v. 173, n. 1-3, p. 326-334, 2010. DOI: 10.1016/j.jhazmat.2009.08.092.
- KOUL, Bhupendra et al. Application of natural coagulants in water treatment: a sustainable alternative to chemicals. *Water*, v. 14, n. 22, p. 3751, 2022. DOI: 10.3390/w14223751.
- KUMAR, P. Ratna et al. Removal of arsenic from water by electrocoagulation. *Chemosphere*, v. 55, n. 9, p. 1245-1252, 2004. DOI: KUMAR, P. Ratna et al. Removal of arsenic from water by electrocoagulation. *Chemosphere*, v. 55, n. 9, p. 1245-1252, 2004.
- KUMAR. Devender. Sequencing Batch Reactors: Configuration and Applications. *International Journal of Creative Research Thoughts*, Volume 10, Edição 8, 2022.
- LAKSHMANAN, Divagar; CLIFFORD, Dennis A.; SAMANTA, Gautam. Ferrous and ferric ion generation during iron electrocoagulation. *Environmental science & technology*, v. 43, n. 10, p. 3853-3859, 2009. DOI: 10.1021/es8036669.

- LAMHAR, Raowia et al. Electrocoagulation process for the decolorization of wastewater containing Reactive Red 195 and CFD simulation of the hydrodynamic in a continuous-flow single-channel reactor. *Water Practice & Technology*, v. 18, n. 5, p. 1099-1114, 2023. DOI: 10.2166/wpt.2023.069.
- LEVENSPIEL, Octave. *Chemical reaction engineering*. John Wiley & sons, 1998.
- LIBÂNIO, M. *Fundamentos de qualidade e tratamento de água*. Editora Átomo, 3
- MALAKOOTIAN, M.; MANSOORIAN, H. J.; MOOSAZADEH, M. Performance evaluation of electrocoagulation process using iron-rod electrodes for removing hardness from drinking water. *Desalination*, v. 255, n. 1-3, p. 67-71, 2010. DOI: 10.1016/j.desal.2010.01.015.
- MOLLAH, M. Yousuf A. et al. Electrocoagulation (EC)—science and applications. *Journal of hazardous materials*, v. 84, n. 1, p. 29-41, 2001. DOI: 10.1016/S0304-3894(01)00176-5.
- MOUSSAVI, Gholamreza; KHOSRAVI, Rasoul; FARZADKIA, Mahdi. Removal of petroleum hydrocarbons from contaminated groundwater using an electrocoagulation process: Batch and continuous experiments. *Desalination*, v. 278, n. 1-3, p. 288-294, 2011.
- NISHIJIMA, Wataru et al. DOC removal by multi-stage ozonation-biological treatment. *Water research*, v. 37, n. 1, p. 150-154, 2003. DOI: 10.1016/S0043-1354(02)00257-9.
- OH, Chamteut et al. Field demonstration of solar-powered electrocoagulation water treatment system for purifying groundwater contaminated by both total coliforms and arsenic. *Environmental Technology*, v. 42, n. 3, p. 397-409, 2021. DOI: 10.1080/09593330.2019.1629634.
- PALAHOUANE, B.; DROUCHEA, N.; AOUDJA, S.; BENSADOKB, K. Cost-effective electrocoagulation process for the remediation of fluoride from pretreated photovoltaic wastewater. *Journal of Industrial and Engineering Chemistry*, v. 22, p. 127 – 131, 2015. DOI: 10.1016/j.jiec.2014.06.033.
- RAHMAN, Nazeri Abdul et al. Continuous electrocoagulation treatment system for partial desalination of tropical brackish peat water in Sarawak coastal peatlands. *Science of The Total Environment*, v. 880, p. 163517, 2023. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2023.163517.
- RODRIGO, M. A. et al. Electrochemical technologies for the regeneration of urban wastewaters. *Electrochimica Acta*, v. 55, n. 27, p. 8160-8164, 2010. DOI: 10.1016/j.electacta.2010.01.053.

- STETTER, D.; DÖRDELMANN, O.; OVERATH, H. Pilot scale studies on the removal of trace metal contaminations in drinking water treatment using chelating ion-exchange resins. *Water Science and Technology: Water Supply*, v. 2, n. 1, p. 25-35, 2002. DOI: 10.2166/ws.2002.0004.
- TSOUTSA, Eleftheria K. et al. New Trends in Composite Coagulants for Water and Wastewater Treatment. *Macromol*, v. 4, n. 3, p. 509-532, 2024. DOI: 10.3390/macromol4030030.
- United Nations. (2015). *Transforming our world: The 2030 Agenda for Sustainable Development*. United Nations General Assembly. <https://sdgs.un.org/2030agenda>
- VASUDEVAN, Subramanyan; OTURAN, Mehmet A. Electrochemistry: as cause and cure in water pollution—an overview. *Environmental chemistry letters*, v. 12, p. 97-108, 2014. DOI: 10.1007/s10311-013-0434-2.
- VEPSÄLÄINEN, Mikko; PULLIAINEN, Martti; SILLANPÄÄ, Mika. Effect of electrochemical cell structure on natural organic matter (NOM) removal from surface water through electrocoagulation (EC). *Separation and Purification Technology*, v. 99, p. 20-27, 2012. DOI: 10.1016/j.seppur.2012.08.011.
- WALSH, F., TRINIDAD, P.; Expressão para reatores eletroquímicos que operam sob condições de reação controladas por transporte de massa, Parte I: Reator em lote, PFR e CSTR. *Int. J. Engng*, v. 14, n. 6, 1998.
- WANG, L., et al. Desempenho de reatores de batelada sequenciais e reatores de fluxo contínuo em processos de remoção de nutrientes: Uma revisão". *Journal of Environmental Management*. 2020.
- World Health Organization (WHO), & United Nations Children's Fund (UNICEF). (2023). *Progress on household drinking water, sanitation and hygiene 2000–2022: Special focus on gender*. WHO and UNICEF Joint Monitoring Programme for Water Supply, Sanitation and Hygiene (JMP). <https://washdata.org/reports/jmp-2023-wash-households>
- ZHAO, Xu et al. Simultaneous removal of arsenite and fluoride via an integrated electro-oxidation and electrocoagulation process. *Chemosphere*, v. 83, n. 5, p. 726-729, 2011. DOI: 10.1016/j.chemosphere.2011.01.055
- MUÑOZ-ALEGRÍA, Jeimmy Adriana; MUÑOZ-ESPAÑA, Elena; FLÓREZ-MARULANDA, Juan Fernando. Flotación por aire disuelto: una revisión desde la perspectiva de los parámetros del sistema y usos en el tratamiento de aguas residuales. *TecnoLogicas*, 2021, 24.52: e2111. <https://doi.org/10.22430/22565337.2111>

Kyzas, G. Z., & Matis, K. A. (2018). Flotation in water and wastewater treatment. *Processes*, 6(8), 116. <https://doi.org/10.3390/pr6080116>

HOLT, Peter K.; BARTON, Geoffrey W.; MITCHELL, Cynthia A. O futuro da eletrocoagulação como tecnologia de tratamento de água localizada. *Chemosphere*, 2005, 59.3: 355-367. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2004.10.023>

AL-QODAH, Zakaria, et al. Processos de eletrocoagulação contínua para remoção de poluentes inorgânicos industriais: uma revisão crítica de desempenho e aplicações. *Water*, 2025, 17.17: 2639. <https://doi.org/10.3390/w17172639>

NETO, Ewerton Lopes Pires, et al. Tratamento de efluente têxtil sintético por Eletrocoagulação utilizando eletrodos de Alumínio e Ferro. *Research, Society and Development*, 2022, 11.16: e05111638384-e05111638384. <http://dx.doi.org/10.33448/rsd-v11i16.38384>

APÊNDICE 1 - VALORES DOS PARÂMETROS EXTRAÍDOS DOS ARTIGOS SELECIONADOS

Pollutant Treated	Removal Efficiency (%)	System	Current Density (A/m ²)	Initial pH	Electrode Distance (El) (cm)	Electrode Area (El) (cm ²)	Time (min)	Cathode material	Anode material	outflow (mL/min)	Initial Conductivity (µS/cm)	Power Supply Voltage (V)	Power Supply Current (A)	Treatment Volume (L)	Reference
COD	90	Batch	30	8,4	0,8	1000	9	Fe	Fe	NA	2000	NA	3,033	1,8	Adehan et al. (2015)
Color	99	Batch	30	8,4	0,8	1000	9	Fe	Fe	NA	2000	NA	3,033	1,8	Adehan et al. (2015)
Nitrate	100	Batch	40	NA	0,3	60	60	fe	fe	NA	NA	NA	2,4	0,2	Bonekos et al. (2021)
COD	56	Batch	201,5	7,6	1	744	90	Mg	Mg	NA	NA	NA	2,34	1	Carmona et al. (2020)
Color	96,1	Batch	201,5	7,6	1	744	90	Mg	Mg	NA	NA	NA	2,34	1	Carmona et al. (2020)
Turbidity	98,47	Batch	201,5	7,6	1	744	90	Mg	Mg	NA	NA	NA	2,34	1	Carmona et al. (2020)
Turbidity	72,1	Batch	NA	7,41	1,4	NA	6,5	Al	Al	NA	NA	5	NA	0,85	Kambuyi et al. (2021)
Fluoride	88	Batch	7,5	5	1	120	20	Al	Al	NA	NA	NA	NA	0,22	Lu et al. (2016)

Arsenate	98	Batch	45	7,02	1	NA	5	Stainless Steel	Stainless Steel	NA	NA	7,5	0,03	1	Nguyen et al. (2021)
COD	68	Batch	142	6,6	0,5	70	30	Fe	Al	NA	NA	59,5	1	1,8	Rajaniemi et al. (2019)
Aluminum	79,8	Batch	142	6,6	0,5	70	30	Fe	Al	NA	NA	59,5	1	1,8	Rajaniemi et al. (2019)
Microbes	99,6	Batch	142	6,6	0,5	70	30	Fe	Al	NA	NA	59,5	1	1,8	Rajaniemi et al. (2019)
Color	95	Batch	NA	3	NA	NA	5	Carbon Steel	Carbon Steel	NA	NA	A	6	3	Rodrigues (2020)
COD	80,8	Batch	NA	7	0,5	NA	30	Stainless Steel	Al	NA	NA	NA	20	0,5	Yilmaz et al. (2022)
SS (Suspended Solids)	92	Batch	182	5,3	NA	NA	30	Stainless Steel	Ti	NA	NA	8	NA	1,0125	Aljlaoui et al. (2019)
SS	95	Batch	175	6,8	0,8	NA	20	Stainless Steel	Ti	NA	4000	7	NA	1,0125	Ben Mansour et al. (2007)
COD	91	Batch	20	6,97	2	540	150	Al	Al	NA	NA	NA	NA	2	Hellal et al. (2023)
Color	99	Batch	20	6,97	2	NA	120	Al	Al	NA	NA	NA	NA	2	Hellal et al. (2023)
Turbidity	96	Batch	20	6,97	2	NA	60	Al	Al	NA	NA	NA	NA	2	Hellal et al. (2023)
SS	91	Batch	NA	5,89	0,5	NA	25	Stainless Steel	Ti	NA	NA	4	NA	0,3	Hmidi et al. (2017)
TSS (Total Suspended Solids)	92	Batch	150	8,1	0,7	150	5	Fe	Al	NA	2800	10	1,05	1,8	Koakkanen et al. (2021)
Turbidity	96	Batch	150	8,1	0,7	150	5	Fe	Al	NA	2800	10	1,05	1,8	Koakkanen et al. (2021)
Phosphate	97,7	Batch	60	3,8	1,1	146,3	15	Fe	Fe	NA	NA	NA	NA	0,85	koby et al. (2010)
Zinc	97,8	Batch	60	3,8	1,1	146,3	15	Fe	Fe	NA	NA	NA	NA	0,85	koby et al. (2010)
Phosphate	99,8	Batch	60	3,8	1,1	146,3	15	Al	Al	NA	NA	NA	NA	0,85	koby et al. (2010)

Zinc	96,7	Batch	60	3,8	1,1	146,3	15	Al	Al	NA	NA	NA	NA	0,85	Koby et al. (2010)
TPH (Total Petroleum Hydrocarbons)	95,1	Batch	180	4	3	NA	60	Fe	Stainless Steel	NA	NA	NA	NA	0,2	Moussavi et al. (2011)
Phosphorus	99	Batch	40,93	6,22	2,675	233	2	Fe	Fe	NA	NA	10	NA	3	Nguyen et al. (2017)
COD	93,8	Batch	148,7	7,2	0,5	NA	30	Stainless Steel	Ti	NA	NA	8	NA	0,3	Ben Mansour et al. (2008)
Turbidity	79,3	Batch	NA	8	1	NA	60	Fe	Fe	NA	6610	60	NA	0,25	Bhuvanendran et al. (2024)
TSS	65	Batch	50	7,6	4,7	NA	20	Al	Al	NA	NA	NA	NA	NA	Bilgili et al. (2016)
Oil and grease	75	Batch	50	7,6	4,7	NA	20	Al	Al	NA	NA	NA	NA	NA	Bilgili et al. (2016)
COD	60	Batch	50	7,6	4,7	NA	20	Al	Al	NA	NA	NA	NA	NA	Bilgili et al. (2016)
Turbidity	96	Batch	4,5	NA	1,5	NA	20	Al	Al	NA	NA	NA	NA	4	Bun et al. (2022)
Color	95	Batch	4,5	NA	1,5	NA	20	Al	Al	NA	NA	NA	NA	4	Bun et al. (2022)
Arsenic	95,8	Batch	2,5	7	1	219	1	Al	Fe	NA	NA	NA	NA	0,85	Koby et al. (2014)
Reactive Blue 140	95	Batch	30	9,5	0,8	1047	5	Al	Fe	NA	870	4	NA	2	Phalakornkulene et al. (2010)
Nickel	99,4	Batch	100	9,2	4	80	15	Cu	Cu	NA	NA	NA	NA	0,5	Shaker et al. (2021)
Cr(VI) (Hexavalent Chromium)	95	Batch	100	9,2	4	80	60	Cu	Cu	NA	NA	NA	NA	0,5	Shaker et al. (2021)
Nickel	92,1	Batch	NA	2	2	30	30	Stainless Steel	Stainless Steel	NA	NA	10	NA	NA	Abdel-Shafy et al. (2022)
Zinc	87,8	Batch	NA	2	2	30	30	Stainless Steel	Stainless Steel	NA	NA	10	NA	NA	Abdel-Shafy et al. (2022)
Copper	82,9	Batch	NA	2	2	30	30	Stainless Steel	Stainless Steel	NA	NA	10	NA	NA	Abdel-Shafy et al. (2022)

Oil	98	Batch	200	6	NA	NA	30	Stain less Steel	Stain less Steel	NA	NA	NA	NA	NA	Ibrahim et al. (2001)
Color	97,7	Batch	NA	NA	NA	NA	96	Al	Stain less Steel	NA	NA	19	NA	1,4	Karthikeyan & Vijayachitra (2011)
Turbidity	97,3	Batch	NA	NA	NA	NA	96	Al	Stain less Steel	NA	NA	19	NA	1,4	Karthikeyan & Vijayachitra (2011)
Fluoride	84,9	Batch	50	9,1 4	0,5	NA	30	Al	Al	NA	NA	NA	NA	2	Mena et al. (2019)
Cyanide	93	Batch	150	11, 15	3	NA	20	Al	Fe	NA	9360	30	NA	0,25	Moussavi et al. (2011)
Phosphorus	99,7	Batch	21,0 5	6,2 7	2,675	451	6	Fe	Fe	NA	1500	10	NA	3	Nguyen et al. (2016)
Copper	100	Batch	98	2,8	3	322,2	60	Fe	Fe	NA	NA	NA	NA	3	Petsriprasit et al. (2010)
Cr(VI)	100	Batch	98	2,8	3	322,2	60	Fe	Fe	NA	NA	NA	NA	3	Petsriprasit et al. (2010)
Lead	96,5	Batch	98	2,8	3	322,2	60	Fe	Fe	NA	NA	NA	NA	3	Petsriprasit et al. (2010)
Zinc	100	Batch	98	2,8	3	322,2	60	Fe	Fe	NA	NA	NA	NA	3	Petsriprasit et al. (2010)
Arsenic (III)	99,7	Batch	5,26	6,6	0,9	NA	10	Fe	Fe	NA	NA	NA	NA	1	Sun et al. (2004)
COD	53,5	Batch	91	7,5	1	110	10	Fe	Graphite	NA	NA	NA	NA	0,5	Benguit et al. (2022)
Phosphorus	97,6	Batch	91	7,5	1	110	10	Fe	Graphite	NA	NA	NA	NA	0,5	Benguit et al. (2022)
Turbidity	90,6	Batch	91	7,5	1	110	10	Fe	Graphite	NA	NA	NA	NA	0,5	Benguit et al. (2022)
Organic Matter	49,7	Batch	20	6,5	1	NA	40	Carbon Steel	Al	NA	NA	NA	0,1	1,6	Carpes et al. (2023)
COD	61,1	Batch	20	6,5	1	NA	40	Carbon Steel	Al	NA	NA	NA	0,1	1,6	Carpes et al. (2023)
TSS	80,7	Batch	20	6,5	1	NA	40	Carbon Steel	Al	NA	NA	NA	0,1	1,6	Carpes et al. (2023)

Turbidity	82,7	Batch	20	6,5	1	NA	40	Carbon Steel	Al	NA	NA	NA	0,1	1,6	Carpes et al. (2023)
Color	64,2	Batch	20	6,5	1	NA	40	Carbon Steel	Al	NA	NA	NA	0,1	1,6	Carpes et al. (2023)
Fungus	87,1	Batch	20	6,5	1	NA	40	Carbon Steel	Al	NA	NA	NA	0,1	1,6	Carpes et al. (2023)
COD	75	Batch	NA	7,4	2	NA	120	Graphite	Fe	NA	2300	10	1,6	1,8	Ding et al. (2018)
Ammonia	80	Batch	NA	7,4	2	NA	120	Graphite	Fe	NA	2300	10	1,6	1,8	Ding et al. (2018)
COD	77	Batch	20,7	7,9	5	NA	30	Fe	Fe	NA	NA	NA	NA	3	Khansorthong & Hunsom, (2009)
Color	97	Batch	20,7	7,9	5	NA	30	Fe	Fe	NA	NA	NA	NA	3	Khansorthong & Hunsom, (2009)
RB5	97,7	Batch	50,2	6,32	0,2	NA	60	Fe	Fe	NA	NA	NA	NA	1	Mook et al. (2019)
COD	98,2	Batch	50,2	6,32	0,2	NA	60	Fe	Fe	NA	NA	NA	NA	1	Mook et al. (2019)
COD	50,3	Batch	16,8	6,5	2,25	668,52	20	Al	Al	NA	3200	5	0,48	3	Nguyen et al. (2014)
Phosphorus	99,3	Batch	16,8	6,5	2,25	668,52	20	Al	Al	NA	3200	5	0,48	3	Nguyen et al. (2014)
COD	96,5	Batch	60	5	1	NA	30	Al	Al	NA	NA	NA	NA	0,5	Perumalsamy et al. (2021)
Phosphorus	93,6	Batch	NA	7,6	0,5	NA	30	Mg	Mg	NA	NA	11,9	1	1,6	Rajaniemi et al. (2021)
Ammonia	79,4	Batch	NA	7,6	0,5	NA	30	Mg	Mg	NA	NA	11,9	1	1,6	Rajaniemi et al. (2021)
Ciprofloxacin	69	Batch	83	5	1	NA	10	Al	Stainless Steel	NA	NA	18	NA	2,5	Suanjan et al. (2023)
COD	81	Batch	NA	7,2	2	NA	60	Fe	Fe	NA	NA	10	NA	0,8	Ates et al. (2017)
Proteins	72,6	Batch	NA	7,2	2	NA	60	Fe	Fe	NA	NA	10	NA	0,8	Ates et al. (2017)
COD	53	Batch	NA	7,2	2	NA	60	Al	Al	NA	NA	10	NA	0,8	Ates et al. (2017)
Proteins	79,4	Batch	NA	7,2	2	NA	60	Al	Al	NA	NA	10	NA	0,8	Ates et al. (2017)

Turbidity	99	Batch	100	8	2	NA	50	Al	Al	NA	220	NA	NA	NA	Chawaloes phonsiya et al. (2017)
Malachite Green Cationic Dye	96	Batch	35,7	4	1	NA	60	Fe	Fe	NA	8700	NA	12	5,5	Castañeda-Díaz et al. (2017)
Remazol Yellow Anionic Dye	98	Batch	35,7	4	1	NA	60	Fe	Fe	NA	8700	NA	12	5,5	Castañeda-Díaz et al. (2017)
Arsenic (III)	65	Batch	NA	6,5	NA	110	2	Stainless Steel	Fe	NA	NA	NA	0,028	4,9	Lakshmanan et al. (2010)
Arsenic (V)	99	Batch	NA	6,5	NA	110	2	Stainless Steel	Fe	NA	NA	NA	0,028	4,9	Lakshmanan et al. (2010)
COD	91	Batch	40	7	0,3	500	10	Al	Al	NA	NA	18,5	0,9	10	Naje et al. (2016)
Color	95	Batch	40	7	0,3	500	10	Al	Al	NA	NA	18,5	0,9	10	Naje et al. (2016)
COD	83	Batch	89	2,5	0,15	NA	120	Cu	Cu	NA	NA	NA	NA	1,5	Sahu & Dhanasekaran (2021)
Color	90	Batch	89	2,5	0,15	NA	120	Cu	Cu	NA	NA	NA	NA	1,5	Sahu & Dhanasekaran (2021)
COD	84	Batch	178	5,5	0,2	56,25	120	Al	Al	NA	NA	NA	NA	1,5	Sahu et al. (2017)
Color	88	Batch	178	5,5	0,2	56,25	120	Al	Al	NA	NA	NA	NA	1,5	Sahu et al. (2017)
TOC (Total Organic Carbon)	82,7	Batch	200	6,9	1	NA	150	Al	Al	NA	NA	NA	NA	0,25	Sandoval et al. (2024)
COD	89,4	Batch	200	6,9	1	NA	150	Al	Al	NA	NA	NA	NA	0,25	Sandoval et al. (2024)
TOC	72,7	Batch	200	6,9	1	NA	150	Fe	Fe	NA	NA	NA	NA	0,25	Sandoval et al. (2024)
COD	86,9	Batch	200	6,9	1	NA	150	Fe	Fe	NA	NA	NA	NA	0,25	Sandoval et al. (2024)
Direct Red 23 Dye	90	Batch	30	9,5	0,8	1047	5	Fe	Al	NA	870	NA	NA	2	Phalakornkule et al. (2009)

COD	96,6	Batch	150	6,5	0,5	NA	28	Ti	Ti	NA	NA	NA	NA	0,3	Ksentini et al. (2010)
BOD (Biochemical Oxygen Demand)	91	Batch	150	6,5	0,5	NA	28	Ti	Ti	NA	NA	NA	NA	0,3	Ksentini et al. (2010)
SS	96,5	Batch	150	6,5	0,5	NA	28	Ti	Ti	NA	NA	NA	NA	0,3	Ksentini et al. (2010)
COD	90	Batch	90	NA	1	145	13	Al	Al	NA	NA	3,3	NA	1,2	Martínez-Delgado et al. (2010)
Fluoride	84,9	Batch	NA	6,14	3	NA	180	Fe	Fe	NA	51	25	NA	1	Manoj & joel et al. (2013)
COD	97	Batch	NA	4,6	3	NA	75	Al	Al	NA	NA	19	NA	3,5	Amani et al. (2015)
TSS	99	Batch	NA	4,6	3	NA	75	Al	Al	NA	NA	19	NA	3,5	Amani et al. (2015)
Cr(VI)	99	Batch	NA	5,5	NA	64	120	Al	Cu	NA	NA	30	NA	1,5	Wulan et al. (2017)
Iron	99	Batch	NA	5,5	NA	64	120	Al	Cu	NA	NA	30	NA	1,5	Wulan et al. (2017)
Zinc	99	Batch	NA	5,5	NA	64	120	Al	Cu	NA	NA	30	NA	1,5	Wulan et al. (2017)
Copper	75	Batch	NA	5,5	NA	64	120	Al	Cu	NA	NA	30	NA	1,5	Wulan et al. (2017)
Oil	99,95	Batch	625	6,43	4	160	60	Al	Al	NA	NA	NA	NA	10	Soeprijanto et al. (2019)
Sulfate	72,38	Batch	65	3	5	NA	180	Stainless Steel	Al	NA	NA	NA	NA	1	Rodrigues et al. (2020)
Fluoride	75	Batch	75,3	6	0,5	312	20	Al	Al	NA	NA	2,85	9,4	3,72	Nigri et al. (2021)
COD	67	Batch	600	2	2	60	20	Al	Al	NA	NA	7,8	NA	1	Dermentzis et al. (2022)
COD	81	Continuous	30	8,4	0,75	1500	15	Fe	Fe	20	2055	NA	4,5	1	Adehan et al. (2015)
Color	89,1	Continuous	30	8,4	0,75	1500	15	Fe	Fe	5	2055	NA	4,5	1,5	Adehan et al. (2015)
Nitrate	73	Continuous	40	NA	0,3	60	50	fe	fe	30	NA	NA	2,4	0,2	Bonekos et al. (2021)
COD	47,1	Continuous	440	7,1	1	100	109	Mg	Mg	30	7740	NA	NA	2	Carmona et al. (2020)

Color	96,1	Continuous	440	7,1	1	100	109	Mg	Mg	30	7740	NA	NA	2	Carmona et al. (2020)
Turbidity	92,2	Continuous	440	7,1	1	100	109	Mg	Mg	5	7740	NA	NA	2	Carmona et al. (2020)
Turbidity	82,3	Continuous	NA	7	1,4	NA	10	Al	Al	30	1494	5	NA	8,6	Kambuyi et al. (2021)
Fluoride	97,5	Continuous	7,5	5	1	120	20	Al	Al	30	1000	NA	NA	NA	Lu et al. (2016)
Arsenate	92	Continuous	45	7,02	1	NA	20	Stainless Steel	Stainless Steel	20	NA	12	0,8	1	Nguyen et al. (2021)
COD	69,7	Continuous	144	6,6	0,5	307,2	60	Fe	Al	150	445	20,2	5	4,075	Rajaniemi et al. (2019)
Aluminum	62,1	Continuous	144	6,6	0,5	307,2	60	Fe	Al	120	445	20,2	5	4,075	Rajaniemi et al. (2019)
Microbes	99,8	Continuous	144	6,6	0,5	3,702	60	Fe	Al	60	445	20,2	5	4,075	Rajaniemi et al. (2019)
Color	99,1	Continuous	NA	3	NA	NA	NA	Carbon Steel	Carbon Steel	25	7300	21,1	6	3	Rodrigues (2020)
COD	80,5	Continuous	NA	6	0,5	NA	30	Stainless Steel	Al	5	1150	9	20	0,5	Yilmaz et al. (2022)
SS (Suspended Solids)	95	Continuous	182	5,3	NA	NA	26	Stainless Steel	Ti	5	NA	11	NA	4,2	Aljlaoui et al. (2019)
SS	95,6	Continuous	175	6,8	NA	NA	14	Stainless Steel	Ti	15	3600	9	NA	4,2	Ben Mansour et al. (2007)
COD	95	Continuous	4	7,1	2	540	60	Al	Al	15	NA	NA	NA	2	Hellal et al. (2023)
Color	99	Continuous	4	7,1	2	540	60	Al	Al	15	NA	NA	NA	2	Hellal et al. (2023)
Turbidity	98	Continuous	4	7,1	2	540	60	Al	Al	15	NA	NA	NA	2	Hellal et al. (2023)
SS	96,2	Continuous	205	8	0,5	NA	25	Stainless Steel	Ti	60	NA	4	NA	4,2	Hmidi et al. (2017)
TSS (Total Suspended Solids)	90	Continuous	243	8,9	0,5	150	NA	Fe	Al	2	1600	16	1,7	155	Koakkanen et al. (2021)

Turbidity	95	Continuous	243	8,9	0,5	150	NA	Fe	Al	30	1600	NA	1,7	155	Koakkanen et al. (2021)
Phosphate	99	Continuous	60	3,8	2	660	25	Fe	Fe	60	NA	NA	NA	3,5	koby et al. (2010)
Zinc	98,9	Continuous	60	3,8	2	660	25	Fe	Fe	20	NA	NA	NA	3,5	koby et al. (2010)
Phosphate	99,9	Continuous	60	5	2	660	25	Al	Al	20	NA	NA	NA	3,5	koby et al. (2010)
Zinc	99,8	Continuous	60	5	2	660	25	Al	Al	20	NA	NA	NA	3,5	koby et al. (2010)
TPH (Total Petroleum Hydrocarbons)	93,4	Continuous	180	4	3	NA	60	Fe	Stainless Steel	20	1610	NA	NA	NA	Moussavi et al. (2011)
Phosphorus	97,1	Continuous	12,21	6,22	2,675	233	3,33	Fe	Fe	20	539,11	10	NA	3	Nguyen et al. (2017)
COD	96	Continuous	148,7	7,2	NA	NA	28	Stainless Steel	Ti	1	NA	8	NA	4,2	Ben Mansour et al. (2008)
Turbidity	72	Continuous	NA	6	1	NA	280	Fe	Fe	5	464	30	NA	115	Bhuvanendran et al. (2024)
TSS	80	Continuous	50	6,87	4,7	NA	20	Al	Al	15	NA	5	NA	NA	Bilgili et al. (2016)
Oil and grease	90	Continuous	50	6,87	4,7	NA	20	Al	Al	60	NA	5	NA	NA	Bilgili et al. (2016)
COD	77	Continuous	50	6,87	4,7	NA	20	Al	Al	30	NA	5	NA	NA	Bilgili et al. (2016)
Turbidity	92	Continuous	9	7,4	1,5	NA	70	Al	Al	30	NA	NA	NA	90	Bun et al. (2022)
Color	95	Continuous	9	7,4	1,5	NA	45	Al	Al	30	NA	NA	NA	90	Bun et al. (2022)
Arsenic	96,1	Continuous	2,5	7	2	380,2	3	Al	Fe	30	NA	NA	0,0547	1,57	Koby et al. (2014)
Reactive Blue 140	90	Continuous	40	9,5	0,8	NA	5	Al	Fe	96	850	NA	NA	5	Phalakornkulene et al. (2010)
Nickel	99,6	Continuous	100	9,2	4	80	90	Stainless Steel	Cu	96	970	NA	NA	0,5	Shaker et al. (2021)
Cr(VI) (Hexavalent Chromium)	91,7	Continuous	100	9,2	4	80	90	Stainless Steel	Cu	30	970	NA	NA	0,5	Shaker et al. (2021)

Nickel	98,9	Continuous	NA	2	2	30	30	Stain less Steel	Stain less Steel	20	NA	10	NA	NA	Abdel-Shafy et al. (2022)
Zinc	97,4	Continuous	NA	2	2	30	30	Stain less Steel	Stain less Steel	6	NA	10	NA	NA	Abdel-Shafy et al. (2022)
Copper	96,6	Continuous	NA	2	2	30	30	Stain less Steel	Stain less Steel	60	NA	10	NA	NA	Abdel-Shafy et al. (2022)
Oil	97	Continuous	200	3	NA	NA	35	Stain less Steel	Stain less Steel	60	NA	NA	NA	NA	Ibrahim et al. (2001)
Color	99,6	Continuous	NA	NA	NA	NA	75	Al	Stain less Steel	60	NA	19	NA	8	Karthikeyan & Vijayachitra (2011)
Turbidity	97,7	Continuous	NA	NA	NA	NA	75	Al	Stain less Steel	60	NA	19	NA	8	Karthikeyan & Vijayachitra (2011)
Fluoride	85	Continuous	50	9,1	0,5	NA	15	Al	Al	10	2140	NA	NA	2	Mena et al. (2019)
Cyanide	100	Continuous	150	11,15	3	NA	140	Al	Fe	10	1350	30	NA	0,25	Moussavi et al. (2011)
Phosphorus	98,1	Continuous	27,06	6,27	2,675	1700	5	Fe	Fe	10	440	10	NA	200	Nguyen et al. (2016)
Copper	100	Continuous	98	2,8	3	322,2	60	Fe	Fe	10	1250	NA	NA	3	Petsriprasit et al. (2010)
Cr(VI)	100	Continuous	98	2,8	3	322,2	60	Fe	Fe	40	1250	NA	NA	3	Petsriprasit et al. (2010)
Lead	100	Continuous	98	2,8	3	322,2	60	Fe	Fe	40	1250	NA	NA	3	Petsriprasit et al. (2010)
Zinc	100	Continuous	98	2,8	3	322,2	60	Fe	Fe	40	1250	NA	NA	3	Petsriprasit et al. (2010)
Arsenic (III)	99,7	Continuous	5,26	6,6	1	NA	90	Fe	Fe	40	NA	NA	NA	2,8	Sun et al. (2004)
COD	73,3	Continuous	182	7,5	1	110	2,5	Fe	Graphite	40	NA	NA	NA	0,5	Benguit et al. (2022)
Phosphorus	86,6	Continuous	182	7,5	1	110	2,5	Fe	Graphite	40	NA	NA	NA	0,5	Benguit et al. (2022)
Turbidity	72,2	Continuous	182	7,5	1	110	2,5	Fe	Graphite	120	NA	NA	NA	0,5	Benguit et al. (2022)

Organic Matter	57,5	Continuous	20	6,5	1	NA	40	Carbon Steel	Al	120	NA	NA	0,1	30	Carpes et al. (2023)
COD	31,2	Continuous	20	6,5	1	NA	40	Carbon Steel	Al	30	NA	NA	0,1	30	Carpes et al. (2023)
TSS	41,5	Continuous	20	6,5	1	NA	40	Carbon Steel	Al	30	NA	NA	0,1	30	Carpes et al. (2023)
Turbidity	68,7	Continuous	20	6,5	1	NA	40	Carbon Steel	Al	60	NA	NA	0,1	30	Carpes et al. (2023)
Color	54,7	Continuous	20	6,5	1	NA	40	Carbon Steel	Al	60	NA	NA	0,1	30	Carpes et al. (2023)
Fungus	65,3	Continuous	20	6,5	1	NA	40	Carbon Steel	Al	20	NA	NA	0,1	30	Carpes et al. (2023)
COD	78	Continuous	NA	7,4	2	NA	120	Graphite	Fe	20	19000	10	1,6	1,8	Ding et al. (2018)
Ammonia	99,7	Continuous	NA	7,4	2	NA	120	Graphite	Fe	30	19000	10	1,6	1,8	Ding et al. (2018)
COD	77	Continuous	20,7	7,58	5	NA	45	Fe	Fe	30	1790	NA	NA	3	Khansorthong & Hunsom, (2009)
Color	91	Continuous	20,7	7,58	5	NA	45	Fe	Fe	30	1790	NA	NA	3	Khansorthong & Hunsom, (2009)
RB5	81,6	Continuous	16	6,29	0,2	NA	60	Fe	Fe	10	NA	NA	NA	1	Mook et al. (2019)
COD	89,6	Continuous	16	6,29	0,2	NA	60	Fe	Fe	60	NA	NA	NA	1	Mook et al. (2019)
COD	75	Continuous	21,69	6,5	2,25	668,52	20	Al	Al	60	460	5	0,48	3	Nguyen et al. (2014)
Phosphorus	90	Continuous	21,69	6,5	2,25	668,52	20	Al	Al	60	460	5	0,48	3	Nguyen et al. (2014)
COD	90	Continuous	60	5	1	NA	90	Al	Al	60	NA	NA	NA	0,5	Perumalsamy et al. (2021)
Phosphorus	74,5	Continuous	NA	7,6	0,5	NA	60	Mg	Mg	50	NA	3	4,7	8	Rajaniemi et al. (2021)
Ammonia	51,5	Continuous	NA	7,6	0,5	NA	60	Mg	Mg	60	NA	3	4,7	8	Rajaniemi et al. (2021)

Ciprofloxacin	65	Continuous	83	5	1	NA	NA	Al	Stainless Steel	60	NA	18	NA	2,5	Suanjan et al. (2023)
COD	86,4	Continuous	NA	7,2	2	NA	180	Fe	Fe	2	1060	10	NA	0,8	Ates et al. (2017)
Proteins	80,9	Continuous	NA	7,2	2	NA	180	Fe	Fe	2	1060	10	NA	0,8	Ates et al. (2017)
COD	84,9	Continuous	NA	7,2	2	NA	180	Al	Al	10	1060	10	NA	0,8	Ates et al. (2017)
Proteins	83,8	Continuous	NA	7,2	2	NA	180	Al	Al	10	1060	10	NA	0,8	Ates et al. (2017)
Turbidity	85	Continuous	125	8	2	NA	120	Al	Al	120	204	NA	NA	NA	Chawaloesphonsiya et al. (2017)
Malachite Green Cationic Dye	90	Continuous	37,5	5,5	1	NA	90	Fe	Fe	120	6700	NA	12	5,5	Castañeda-Díaz et al. (2017)
Remazol Yellow Anionic Dye	92	Continuous	37,5	5,5	1	NA	90	Fe	Fe	120	6700	NA	12	5,5	Castañeda-Díaz et al. (2017)
Arsenic (III)	75	Continuous	NA	6,5	NA	110	2	Stainless Steel	Fe	120	NA	NA	0,028	4,9	Lakshmanan et al. (2010)
Arsenic (V)	85	Continuous	NA	6,5	NA	110	2	Stainless Steel	Fe	150	NA	NA	0,028	4,9	Lakshmanan et al. (2010)
COD	91,5	Continuous	40	7	0,3	500	20	Al	Al	150	19000	18,5	0,9	10	Naje et al. (2016)
Color	95,5	Continuous	40	7	0,3	500	20	Al	Al	150	19000	18,5	0,9	10	Naje et al. (2016)
COD	67,5	Continuous	89	2,5	0,15	NA	120	Cu	Cu	150	NA	NA	NA	1,5	Sahu & Dhanasekaran (2021)
Color	70,5	Continuous	89	2,5	0,15	NA	120	Cu	Cu	5	NA	NA	NA	1,5	Sahu & Dhanasekaran (2021)
COD	61	Continuous	178	5,5	0,2	56,25	120	Al	Al	28	NA	NA	NA	1,5	Sahu et al. (2017)
Color	65	Continuous	178	5,5	0,2	56,25	120	Al	Al	28	NA	NA	NA	1,5	Sahu et al. (2017)
TOC (Total Organic Carbon)	71,6	Continuous	300	6,5	1	NA	150	Al	Al	28	1900	NA	NA	NA	Sandoval et al. (2024)

COD	90,1	Continuous	300	6,5	1	NA	150	Al	Al	13	1900	NA	NA	NA	Sandoval et al. (2024)
TOC	71,9	Continuous	300	6,5	1	NA	150	Fe	Fe	180	1900	NA	NA	NA	Sandoval et al. (2024)
COD	90,1	Continuous	300	6,5	1	NA	150	Fe	Fe	75	1900	NA	NA	NA	Sandoval et al. (2024)
Direct Red 23 Dye	96	Continuous	30	9,5	0,8	5235	5	Fe	Al	75	850	NA	NA	10	Phalakornkule et al. (2009)
COD	96,2	Continuous	150	6,5	0,5	NA	28	Ti	Ti	120	NA	NA	NA	4,2	Ksentini et al.(2010)
BOD (Biochemical Oxygen Demand)	88	Continuous	150	6,5	0,5	NA	28	Ti	Ti	120	NA	NA	NA	4,2	Ksentini et al.(2010)
SS	96,7	Continuous	150	6,5	0,5	NA	28	Ti	Ti	120	NA	NA	NA	4,2	Ksentini et al.(2010)
COD	85	Continuous	90	NA	1	668	39	Al	Al	120	NA	3,3	NA	8	Martínez-Delgado et al. (2010)
Fluoride	79,4	Continuous	NA	6,14	3	NA	180	Fe	Fe	60	32	25	NA	4	Manoj & joel et al. (2013)
COD	96	Continuous	NA	4,6	3	NA	75	Al	Al	180	NA	19	NA	3,5	Amani et al. (2015)
TSS	99	Continuous	NA	4,6	3	NA	75	Al	Al	20	NA	19	NA	3,5	Amani et al. (2015)
Cr(VI)	97	Continuous	NA	5,5	NA	64	120	Al	Cu	20	NA	30	NA	1,5	Wulan et al. (2017)
Iron	89	Continuous	NA	5,5	NA	64	120	Al	Cu	15	NA	30	NA	1,5	Wulan et al. (2017)
Zinc	99	Continuous	NA	5,5	NA	64	120	Al	Cu	15	NA	30	NA	1,5	Wulan et al. (2017)
Copper	85	Continuous	NA	5,5	NA	64	120	Al	Cu	50	NA	30	NA	1,5	Wulan et al. (2017)
Oil	100	Continuous	625	6,43	4	160	60	Al	Al	109	NA	NA	NA	10	Soeprijanto et al. (2019)
Sulfate	70,95	Continuous	65	3	5	NA	300	Stainless Steel	Al	109	NA	NA	NA	1	Rodrigues et al. (2020)
Fluoride	94	Continuous	75,3	6	0,5	312	20	Al	Al	109	6056	2,85	9,4	3,72	Nigri et al. (2021)

COD	67	Conti nuous	900	2	2	60	13, 3	Al	Al	10	3000	11,9	NA	1	Dermentzis et al. (2022)
-----	----	----------------	-----	---	---	----	----------	----	----	----	------	------	----	---	--------------------------------

APÊNDICE 2 - POLUENTES TRATADOS, OBSERVADOS NOS ESTUDOS SELECIONADOS E SUA OCORRÊNCIA

Pollutants	occurrence (%)
COD (Chemical Oxygen Demand)	23,36
Color	11,21
Nitrate	0,93
Turbidity	9,35
Fluoride	3,74
Arsenic	4,67
Al (Aluminum)	0,93
Microbes	0,93
TSS (Total Suspended Solids)	7,48
Phosphate	1,87
Zinc	4,67
TPH (Total Petroleum Hydrocarbons)	0,93
Phosphorus	4,67
Oil	2,80
Ni (Nickel)	1,87
Cr (Chromium)	2,80
Cu (Copper)	2,80
Cyanide	0,93
Pb (Lead)	0,93
Organic Matter	0,93
Fungus	0,93
Ammonia	1,87

Reactive Black 5 Dye	0,93
Ciprofloxacin	0,93
Proteins	0,93
Malachite Green Cationic Dye	0,93
Remazol Yellow Anionic Dye	0,93
TOC (Total Organic Carbon)	1,87
BOD (Biochemical Oxygen Demand)	0,93
Fe (Iron)	0,93
Sulfate	0,93

APÊNDICE 3 - TIPOS DE ELETRODOS E SUA FREQUÊNCIA DE OCORRÊNCIA CONFORME IDENTIFICADOS NA ANÁLISE DOS ESTUDOS SELECIONADOS

Material	Type	occurrence (%)
Anode	Al	41,12
	Fe	28,97
	Stainless Steel	7,48
	Cu	7,48
	Ti	6,54
	Mg	4,67
	Graphite	2,8
	Carbon Steel	0,93
Cathode	Al	38,32
	Fe	31,78
	Stainless Steel	11,21
	Aço carbono	5,61
	Mg	4,67

	Cu	3,74
	Ti	2,8
	Graphite	1,87