

UNIVERSIDADE FEDERAL DE SANTA CATARINA
CENTRO TECNOLÓGICO
DUSEPARTAMENTO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL
CURSO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL

CECÍLIA PINHO MARTINS DA FONSECA

Uso de eletrocoagulação para a melhoria da qualidade do efluente visando o reúso não potável: Um estudo para a ETE Lagoa da Conceição

Florianópolis

2024

UNIVERSIDADE FEDERAL DE SANTA CATARINA
CENTRO TECNOLÓGICO
DEPARTAMENTO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL
CURSO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL

CECÍLIA PINHO MARTINS DA FONSECA

Uso de eletrocoagulação para a melhoria da qualidade do efluente visando o reúso não potável: Um estudo para a ETE Lagoa da Conceição

Trabalho de Conclusão do Curso de Graduação em Engenharia Sanitária e Ambiental do Centro Tecnológico da Universidade Federal de Santa Catarina como requisito para a obtenção do título de Bacharel em Engenharia Sanitária e Ambiental.

Orientadora: MSc. Ana Carla Sorgato

Coorientador: Prof. Dr. Flávio Rubens Lapolli

Florianópolis

2024

Ficha de identificação da obra elaborada pela autora, através do Programa de Geração Automática da Biblioteca Universitária da UFSC.

Fonseca, Cecilia Pinho Martins da

Uso de eletrocoagulação para a melhoria da qualidade do efluente visando o reúso não potável: Um estudo para a ETE Lagoa da Conceição / Cecília Pinho Martins da Fonseca ; orientador, Ana Carla Sorgato, coorientador, Flávio Rubens Lapolli, 2024.

81 p.

Trabalho de Conclusão de Curso (graduação) - Universidade Federal de Santa Catarina, Centro Tecnológico, Graduação em Engenharia Sanitária e Ambiental, Florianópolis, 2024.

Inclui referências.

1. Engenharia Sanitária e Ambiental. 2. Reúso de efluente. 3. Processos eletroquímicos. 4. Tratamento de Efluentes Domésticos. 5. Planejamento fatorial. I. Sorgato, Ana Carla. II. Lapolli, Flávio Rubens. III. Universidade Federal de Santa Catarina. Graduação em Engenharia Sanitária e Ambiental. IV. Título.

CECÍLIA PINHO MARTINS DA FONSECA

Uso de eletrocoagulação para a melhoria da qualidade do efluente visando o reúso não potável: Um estudo para a ETE Lagoa da Conceição

Este Trabalho de Conclusão de Curso foi julgado e aprovado pela banca examinadora da Universidade Federal de Santa Catarina como parte dos requisitos necessários para obtenção do título de Bacharel em Engenharia Sanitária e Ambiental.

Florianópolis, 05 de julho de 2024.

Prof. Dr. Bruno Segalla Pizzolatti
Coordenador do Curso

BANCA EXAMINADORA

MSc. Ana Carla Sorgato
Orientadora

Prof. Dr. Flávio Rubens Lapolli
Coorientador

MSc. Amanda Dalalibera
Universidade Federal de Santa Catarina

Prof. Dr. André Aguiar Battistelli
Universidade Federal de Santa Catarina

Aos meus pais e irmã, com todo meu amor.

AGRADECIMENTOS

Aos meus pais, Elaci e Luiz, por terem dedicado suas vidas à minha criação e por tudo que abdicaram para que eu pudesse chegar até aqui. Tudo o que sou e o que tenho é graças a vocês dois e eu serei eternamente grata.

À minha irmã, Ana Luiza, que sempre foi a minha maior inspiração. Obrigada por colorir a minha vida e ser minha melhor amiga. Obrigada por sempre me apoiar e vibrar em cada conquista e me levantar em cada queda. Não estaria aqui sem você.

À Deus, pela dádiva da vida.

À toda minha família e amigos de Campo Grande/MS, que moldaram quem eu sou hoje e estiveram comigo mesmo de longe.

À Luisa, Márcia e Josué, por serem a minha família em Florianópolis e por me acolherem e cuidarem com todo carinho. Dedico essa vitória a vocês.

Aos meus amigos de curso, os quais me orgulho de poder dividir a profissão. Obrigada por todos os desabafos, as fofocas, as festas, as horas de estudo na bu e os almoços no ru.

À Maremoto Cheerleading, meu time do coração, por todos os dias em que foram minha única fonte de energia, por sempre colocarem um sorriso em meu rosto e por me ensinarem tanto sobre persistência e determinação.

À Universidade Federal de Santa Catarina, que sempre foi meu maior sonho e agora me formo aqui, em uma das melhores universidades públicas do país. Agradeço a todos os profissionais que fazem esse grande instituto funcionar com a maior qualidade possível.

A todos os professores do Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental, por conduzirem um curso de excelência.

Ao Laboratório de Reúso das Águas (LaRA), por terem aberto as portas para mim, e a todos os integrantes, por todo o ensinamento e paciência.

À Companhia Catarinense de Águas e Saneamento (CASAN) e a todos os funcionários da Estação de Tratamento de Efluentes da Lagoa da Conceição, por me receberem e acompanharem em todas as coletas, por toda a solicitude e atenção, e pelo financiamento do projeto.

Ao Prof. Dr. Flávio Rubens Lapolli, pela coorientação e apoio durante à realização da pesquisa e os membros da banca, Amanda Dalalibera e André Battistelli por serem minhas principais referências e aceitarem o convite.

E, à minha orientadora, Ana Carla Sorgato, que me acolheu e me guiou com maestria. Com certeza não conseguiria sem você. És um exemplo de profissional e tenho muito orgulho de ter sido orientada por ti.

RESUMO

O crescimento demográfico e a diversificação das atividades humanas nas últimas décadas aumentaram significativamente a demanda por água, resultando em uma maior geração de efluentes. As estações de tratamento de efluentes (ETE) desempenham um papel crucial na gestão da água, uma vez que atuam na redução do potencial poluidor do efluente e fornecem uma fonte alternativa de água através do emprego do efluente tratado como água de reúso. No entanto, melhorias nas tecnologias de tratamento de efluentes são necessárias para garantir a qualidade ambiental e promover este aproveitamento sempre que possível. Para alcançar padrões de qualidade mais exigentes para a prática de reúso, técnicas de tratamento avançadas dos efluentes podem ser integradas ao processo clássicos, como uso de membranas e coagulantes. Neste último, pode-se destacar a eletrocoagulação, processo complexo que engloba uma variedade de fenômenos físicos e químicos, utilizando eletrodos de sacrifício para gerar íons que interagem com os elementos presentes no meio líquido para remoção de poluentes. Desta forma, este trabalho teve como objetivo avaliar a eficiência do processo de eletrocoagulação, aplicado como pós-tratamento de efluente sanitário oriundo da ETE da Lagoa da Conceição localizada em Florianópolis/SC através do processo de eletrocoagulação. Foram avaliadas diferentes condições através do planejamento fatorial com variações de pH, modo de exposição e densidade de corrente sobre a eficiência na remoção de poluentes. Os melhores resultados foram obtidos utilizando a eletrocoagulação com densidade de corrente de 20 A/m², pH 6,0 e modo de exposição 5'ON/25'OFF. Nesta condição houve a remoção de 64,14% de DQO, 100% de fósforo total, 98,06% de ortofosfato, 78,40% de nitrogênio total e 99,38% de amônia. O processo de tratamento por reator anaeróbio e valos de oxidação, complementados com o pós-tratamento com eletrocoagulação, permite adequar o efluente, de acordo com parâmetros físico-químicos, a classes de reúso urbano agrícola, industrial, recreativa e ambiental, segundo normativas nacionais e internacionais.

Palavras-chave: Reúso de efluente; Tratamento de Efluentes; Processos eletroquímicos; Planejamento fatorial.

ABSTRACT

The population growth and the diversification of human activities in recent decades have significantly increased the demand for water and subsequent effluent generation. Wastewater treatment plants (WWTP) play a crucial role in water management, as they reduce the polluting potential of the effluent and provide an alternative source of water by using the treated effluent as reclaimed water. However, advancements in wastewater treatment technologies are necessary to ensure environmental quality and promote the water reuse. To achieve higher quality standards for reuse practices, advanced effluent treatment techniques can be integrated with conventional processes, such as the use of membranes and coagulants. Electrocoagulation is a great example, involving complex physical and chemical phenomena where sacrificial electrodes generate ions that interact with elements in the liquid medium to remove pollutants. Therefore, this study aimed to evaluate the efficiency of electrocoagulation, applied as post-treatment of sanitary effluent from the Lagoa da Conceição WWTP located in Florianópolis/SC through the electrocoagulation process. Different conditions were assessed through factorial design, with variations in pH, exposure mode, and current density to determine their efficiency in pollutant removal. The optimal results were obtained using electrocoagulation with a current density of 20 A/m², pH 6.0, and exposure mode 5 minutes ON/25 minutes OFF. Under these conditions, there was removal of 64.14% of COD, 100% of total phosphorus, 98.06% of orthophosphate, 78.40% of total nitrogen and 99.38% of ammoniacal nitrogen. The combined treatment process of anaerobic reactor and oxidation ditches, complemented with electrocoagulation post-treatment, enables the effluent to meet physicochemical parameters standards for urban, agricultural, industrial, recreational, and environmental reuse standards set by national and international regulations.

Key words: Effluent reuse; Wastewater treatment; Electrochemical processes; Factorial design.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 - Localização da ETE Lagoa da Conceição.	17
Figura 2 - Fluxograma de funcionamento da ETE Lagoa da Conceição.....	18
Figura 3 - Funcionamento da Lagoa de Evapoinfiltração.	19
Figura 4 - Diagrama esquemático do processo de eletrocoagulação.....	22
Figura 5 - Espécies formadas em função do material, pH aplicado e temperatura para eletrodo de a) Ferro e b) Alumínio.	25
Figura 6 - Etapas da pesquisa.	40
Figura 7 - Esquema do sistema operacional em escala de bancada.....	41
Figura 8 - Sistema operacional em escala de bancada.....	41
Figura 9 - Localização do ponto de coleta do efluente para pesquisa.	42
Figura 10 - Eficiência de Remoção de DQO.....	52
Figura 11 - Gráfico de Superfície de Resposta para a Eficiência de Remoção de DQO (pH x Densidade de Corrente).	53
Figura 12 - Diagrama de Pareto para a Eficiência de Remoção de DQO.	54
Figura 13 - Valores Previstos x Valores Observados para Eficiência de Remoção de DQO...	55
Figura 14 - Gráfico de Superfície de Resposta para a Eficiência de Remoção de Ortofosfato (Modo de Exposição x Densidade de Corrente).	57
Figura 15 - Diagrama de Pareto para a Eficiência de Remoção de Ortofosfato.....	58
Figura 16 - Gráfico de Superfície de Resposta para a Eficiência de Remoção de Ortofosfato (pH x Densidade de Corrente).	59
Figura 17 - Valores Previstos x Valores Observados para Eficiência de Remoção de Ortofosfato.....	61
Figura 18 - Diagrama de Pareto para Eficiência de Remoção de Amônia.	62
Figura 19 - Gráfico de Superfície de Resposta para a Eficiência de Remoção de Amônia (pH x Densidade de Corrente).	63
Figura 20 - Gráfico de Superfície de Resposta para a Eficiência de Remoção de Amônia (pH x Modo de Exposição).	64
Figura 21 - Gráfico de Superfície de Resposta para a Eficiência de Remoção de Amônia (Modo de Exposição x Densidade de Corrente).	65
Figura 22 - Valores Previstos x Valores Observados para Eficiência de Remoção de Amônia.	66

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 - Classes de usos preponderantes segundo a USEPA.....	29
Tabela 2 - Padrões de qualidade da água para reúso urbano propostos pela USEPA	29
Tabela 3 - Padrões de qualidade da água para reúso agrícola propostos pela USEPA.	30
Tabela 4 - Padrões de qualidade da água para reúso em reservatórios artificiais propostos pela USEPA.	30
Tabela 5 - Padrões de qualidade da água para reúso ambiental propostos pela USEPA.	30
Tabela 6 - Padrões de qualidade da água para reúso industrial propostos pela USEPA.	31
Tabela 7 - Padrões de qualidade da água para reúso potável indireto propostos pela USEPA.	31
Tabela 8 - Classes de qualidade da água para reutilização e utilizações agrícolas e métodos de rega permitidos segundo o Regulamento 741/2020.	32
Tabela 9 - Requisitos mínimos para a qualidade da água segundo o Regulamento 741/2020.	32
Tabela 10 - Classes de usos preponderantes segundo o MARM.....	33
Tabela 11 - Padrões de qualidade da água para reúso urbano propostos pelo MARM.	33
Tabela 12 - Legislações estaduais e municipais sobre reúso de águas.	35
Tabela 13 - Classificação das águas de reúso e seus usos preponderantes segundo a ANA, FIESP e SINDUSCON-SP.	37
Tabela 14 - Critério de qualidade da água de reúso segundo ANA, FIESP e SINDUSCON. .	37
Tabela 15 - Níveis do planejamento fatorial.	43
Tabela 16 - Delineamento experimental.....	43
Tabela 17 - Bateladas de análises.	44
Tabela 18 - Métodos de análise dos parâmetros analisados na pesquisa.....	45
Tabela 19 - Características do efluente estudado.	47
Tabela 20 - Eficiência de remoção para cada condição analisada.....	49
Tabela 21 - Variação na condutividade do efluente.	49
Tabela 22 - Variação no pH do efluente.....	51
Tabela 23 - ANOVA para Eficiência de Remoção de DQO.	56
Tabela 24 - ANOVA para Eficiência de Remoção de Ortofosfato.	60
Tabela 25 - ANOVA para Eficiência de Remoção de Amônia.	65
Tabela 26 - Eficiência de remoção de nitrogênio total.....	67
Tabela 27 - Avaliação da qualidade do efluente conforme ANA, FIESP e SINDUSCON.	68
Tabela 28 - Avaliação da qualidade do efluente conforme o MARM.....	69
Tabela 29 - Avaliação da qualidade do efluente conforme o USEPA.....	71

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO.....	14
1.1	OBJETIVOS	16
1.1.1	Objetivo Geral.....	16
1.1.2	Objetivos específicos	16
2	REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	17
2.1	ETE LAGOA DA CONCEIÇÃO	17
2.2	TRATAMENTO DE ÁGUA DE REÚSO	20
2.3	TRATAMENTO DE EFLUENTES POR PROCESSOS ELETROQUÍMICOS..	21
2.4	ELETROCOAGULAÇÃO	21
2.4.1	Fatores relacionados à eletrocoagulação	24
2.4.1.1	pH	24
2.4.1.2	Material dos eletrodos.....	25
2.4.1.3	Distância entre os eletrodos	26
2.4.1.4	Densidade de corrente.....	27
2.4.1.5	Modo de exposição	27
2.5	REÚSO NÃO POTÁVEL DE EFLUENTES.....	28
2.5.1	Exemplo da prática de reúso de efluentes para fins não potáveis.....	38
3	MATERIAIS E MÉTODOS	40
3.1	SISTEMA OPERACIONAL EM ESCALA DE BANCADA	40
3.2	EFLUENTE	42
3.3	PLANEJAMENTO FATORIAL	42
3.4	PROCEDIMENTO EXPERIMENTAL	44
3.4.1	Análises e determinações.....	44
3.5	OTIMIZAÇÃO DAS CONDIÇÕES OPERACIONAIS	45
4	RESULTADOS E DISCUSSÃO.....	47
4.1	CARACTERIZAÇÃO DO EFLUENTE	47
4.2	APLICAÇÃO DA ELETROCOAGULAÇÃO PARA TRATAMENTO DE EFLUENTE.....	47
4.2.1	Condutividade	49
4.2.2	pH.....	50
4.3	DETERMINAÇÃO DAS CONDIÇÕES ÓTIMAS PARA ELETROCOAGULAÇÃO.....	51

4.3.1	Demanda Química de Oxigênio - DQO	51
4.3.2	Fósforo	56
4.3.3	Nitrogênio	61
4.4	REÚSO DO EFLUENTE TRATADO COM ELETROCOAGULAÇÃO.....	67
5	CONSIDERAÇÕES FINAIS.....	72
	REFERÊNCIAS.....	74

1 INTRODUÇÃO

O crescimento populacional, junto com os efeitos da urbanização, poluição e das mudanças climáticas, tem levado a um cenário de limitações na disponibilidade de água adequada para consumo e utilização em muitas partes do mundo (Lazaro *et al.*, 2023; Muscarella *et al.*, 2024). Por exemplo, é relatado que mais de 80% dos efluentes produzidos no mundo retornam aos corpos hídricos sem tratamento (Ryder *et al.*, 2017). No Brasil, segundo dados do Censo Demográfico (IBGE, 2022), o efluente sanitário de aproximadamente 50 milhões de brasileiros (24,3% de 203 milhões) são depositados em buracos e valas ou seguem sem nenhum tipo de tratamento para rios, lagos, córregos ou para o mar.

No contexto local, o Plano Estadual de Recursos Hídricos de Santa Catarina (Santa Catarina, 2017) destaca a situação preocupante dos corpos d'água do Estado, apontando para um aumento na demanda por água devido aos seus múltiplos usos. Sem intervenções adequadas, o futuro dos recursos hídricos de Santa Catarina, em praticamente todas as regiões hidrográficas, será marcado por níveis críticos de qualidade e quantidade da água.

A fim de garantir o desenvolvimento sustentável, as Nações Unidas adotaram 17 Objetivos de Desenvolvimento Sustentável (ODS) por meio da Agenda 2030. O sexto objetivo dos ODS está diretamente relacionado ao acesso à água limpa e segura (ONU, 2015). Este objetivo é apresentado como "água potável e saneamento" e constitui-se de seis metas: (i) água potável segura e acessível, (ii) acesso a saneamento e higiene adequados e equitativos, (iii) melhoria da qualidade da água, (iv) aumento da eficiência no uso da água, (v) implementação da gestão integrada dos recursos hídricos e proteção e (vi) restauração dos ecossistemas relacionados à água (Çankaya, 2023).

Frente a esta perspectiva, as estações de tratamento de efluentes (ETE) desempenham um papel crucial no sistema urbano de águas e esgoto, visando o tratamento e a melhoria da qualidade, além de, prover uma fonte alternativa de água. O tratamento de efluentes contribui para o controle da poluição dos corpos hídricos, reduzindo a concentração de matéria orgânica, nutrientes e microrganismos, além de poder ajudar a atender a demanda crescente de consumo de água. O aproveitamento de efluentes tratados na agricultura e em áreas urbanas, para usos não potáveis, emerge como uma estratégia eficiente para reequilibrar o ciclo hídrico em diversas regiões do Brasil e também no mundo (Hespanhol, 2003). Esta prática oferece benefícios substanciais na administração dos recursos hídricos, ao reduzir a demanda por água proveniente de fontes naturais e mitigar o impacto poluidor nos sistemas de produção e nas comunidades.

Para que o efluente tratado possa ser reutilizado, são necessárias etapas avançadas de tratamento para atingir níveis mais elevados de qualidade, atendendo aos requisitos para cada tipo de reúso, o qual pode ser classificado em potável e não potável. Vale destacar que, devido a critérios restritos e rígidos, questões econômicas e à aceitação da população, o reúso não potável é a prática mais difundida mundialmente. Para fins de reúso não potável, o efluente secundário ou terciário pode ser submetido a etapas de polimento, como sistemas de membranas (osmose reversa, nanofiltração, ultrafiltração e microfiltração), coagulação e eletrocoagulação, desinfecção ou oxidação avançada (Riquelme *et al.*, 2022, Yin *et al.*, 2024).

Nesse contexto, a viabilidade da eletrocoagulação no polimento de efluentes e produção de água de reúso vem sendo explorada. Esse método eletroquímico envolve reações de oxidação e redução utilizando um ânodo de sacrifício, como alumínio ou ferro. As reações de dissolução anódica do metal, juntamente com a hidrólise da água, resultam na formação de hidróxidos metálicos gelatinosos, que desestabilizam a suspensão e agregam as partículas, promovendo a remoção de poluentes. Entre as principais vantagens desse método estão a redução no uso de reagentes químicos, aplicabilidade a diversos tipos de efluentes e geração reduzida de resíduos (Silva *et al.*, 2017).

Estudos anteriores demonstraram o efeito da eletrocoagulação na remoção de uma ampla gama de poluentes, como compostos orgânicos, metais pesados e microrganismos (Bassala *et al.*, 2017; Follmann *et al.*, 2020; Battistelli, 2018). A eletrocoagulação é especialmente útil na remoção de fósforo devido às suas vantagens em relação aos processos convencionais, como alta eficiência, facilidade operacional e redução na produção de lodo (Omwene; Koby; Can, 2018).

Com isso, este trabalho tem como objetivo avaliar o desempenho da eletrocoagulação como alternativa para aprimorar a qualidade do efluente da Estação de Tratamento de Esgoto (ETE) da Lagoa da Conceição em Florianópolis/SC, com vistas a produção de água de reúso para fins não potáveis. O presente estudo insere-se na linha de pesquisa “Estudos referentes a utilização do efluente tratado (reúso da água), para fins não potáveis em locais próximos a geração”, que vem sendo realizada no Laboratório de Reúso de Águas (LaRA) em parceria com a Companhia Catarinense de Águas e Saneamento (CASAN).

1.1 OBJETIVOS

1.1.1 Objetivo Geral

Avaliar o desempenho do sistema de eletrocoagulação para melhorar a qualidade do efluente tratado da Estação de Tratamento de Esgoto da Lagoa da Conceição visando produzir água de reúso não potável.

1.1.2 Objetivos específicos

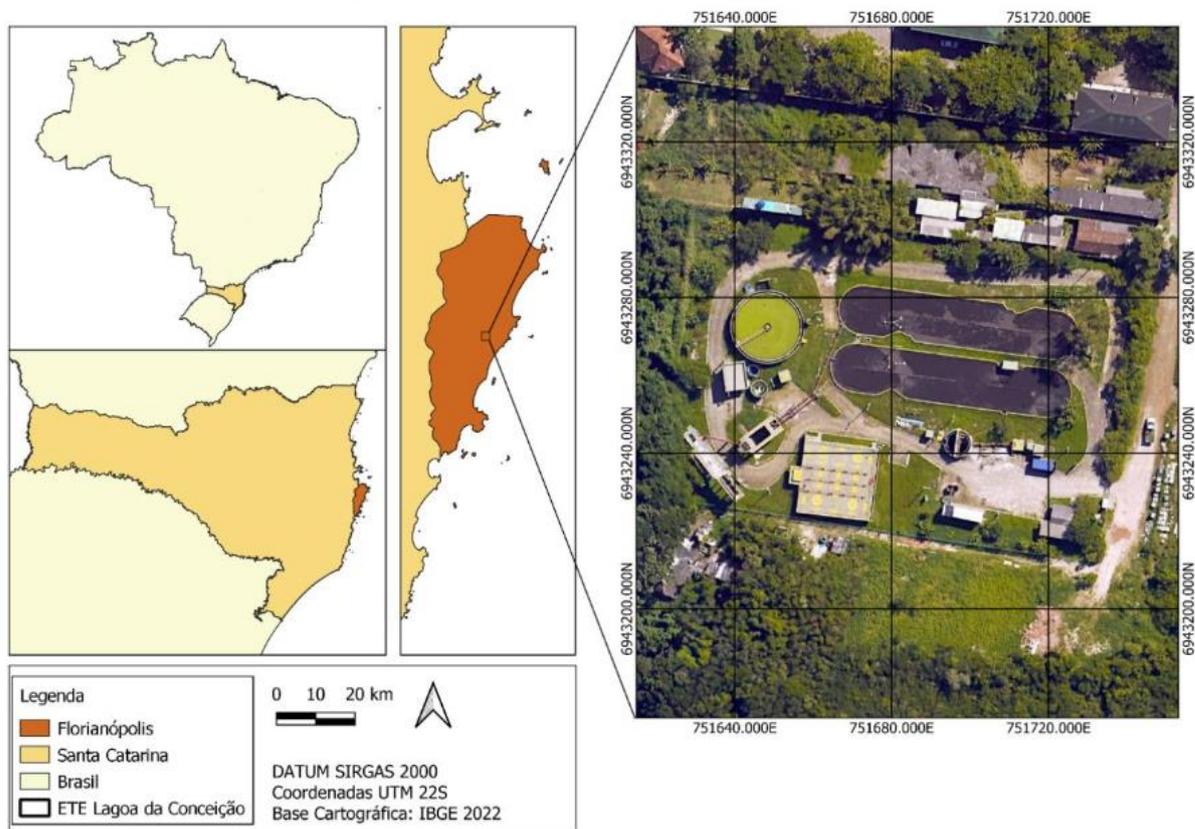
- a. Aplicar e avaliar a tecnologia de eletrocoagulação em diferentes tempos de exposição, densidades de correntes e pH para melhorar a qualidade do efluente tratado;
- b. Determinar as melhores condições de eletrocoagulação na remoção de matéria orgânica e nutrientes de esgoto sanitário;
- c. Avaliar a potencialidade de reúso não potável do efluente da ETE Lagoa da Conceição após eletrocoagulação, conforme as legislações pertinentes.

2 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

2.1 ETE LAGOA DA CONCEIÇÃO

A Companhia Catarinense de Águas e Saneamento (CASAN) detém a concessão pública dos serviços e obras de implantação, ampliação, manutenção e operação dos sistemas de abastecimento de água, coleta e tratamento de esgoto das áreas urbanas da Grande Florianópolis. A Estação de Tratamento de Esgoto (ETE) Lagoa da Conceição, operada pela CASAN, destaca-se como uma das mais importantes, devido à sua localização no coração da Ilha de Florianópolis (Figura 1).

Figura 1 - Localização da ETE Lagoa da Conceição.



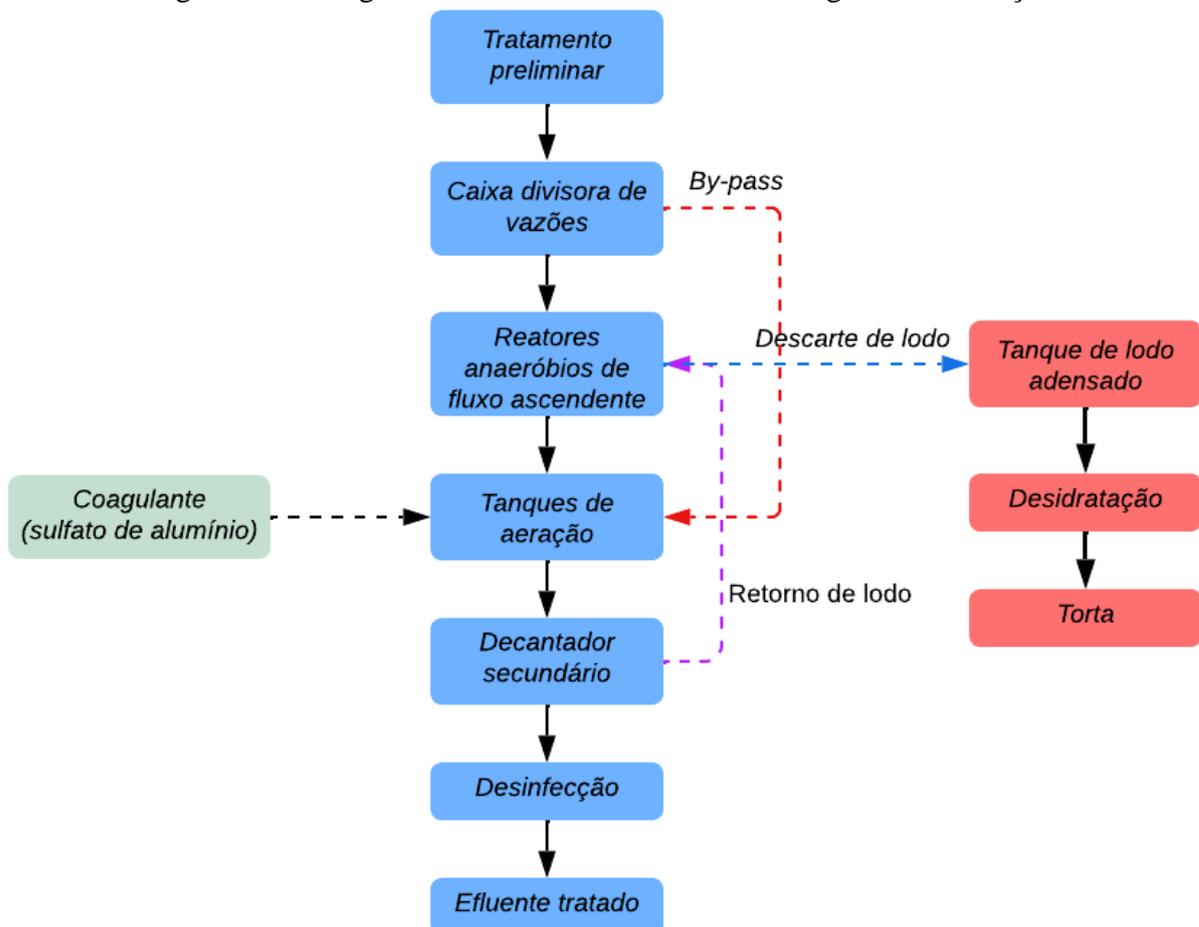
Fonte: Santos (2023).

A ETE Lagoa da Conceição foi oficialmente inaugurada em 1988 com o propósito de tratar os esgotos sanitários gerados na área circundante à Lagoa da Conceição, servindo a uma população de aproximadamente 3.880 habitantes (Casan, 2021). Ao entrar em operação, a capacidade nominal de tratamento da ETE era de 5,72 L/s para vazão média, com uma vazão máxima horária estimada em 10,3 L/s. Nesta época, a ETE Lagoa da Conceição foi projetada como uma instalação de lodos ativados operando na modalidade de aeração prolongada,

equipada com dois valos de oxidação seguidos por um decantador secundário do tipo Dortmund.

Atualmente, a ETE Lagoa da Conceição possui um sistema híbrido de tratamento que inclui um processo anaeróbio seguido de um processo aeróbio, utilizadas operações unitárias como tratamento preliminar, desarenação, reator anaeróbio de fluxo ascendente (UASB), valo de oxidação, decantador secundário, tanque de desinfecção. A planta operacional também conta com sistema de desidratação de lodo. O efluente tratado pela ETE é disposto em uma lagoa de evapotranspiração (LEI) localizada junto às Dunas da Lagoa. Devido ao crescimento populacional da região, a ETE Lagoa da Conceição opera com uma capacidade nominal de tratamento de 50 L/s. Na Figura 2 é apresentado o fluxograma atual de unidades operacionais da ETE Lagoa da Conceição.

Figura 2 - Fluxograma de funcionamento da ETE Lagoa da Conceição.



Fonte: Autoria própria (2024).

O processo de tratamento de esgoto sanitário na ETE Lagoa da Conceição inicia com um tratamento preliminar composto por gradeamento grosseiro e gradeamento médio. Em seguida, o efluente passa por duas unidades de desarenação do tipo canal com velocidade

constante, operando em paralelo, seguidas por uma calha Parshall como unidade de macromedição. Depois disso, há uma caixa divisora de vazões. O efluente então é encaminhado para um UASB, o qual atua como tratamento primário.

Após passar pelo tratamento anaeróbio, o efluente é encaminhado para dois tanques de aeração do tipo valos de oxidação, operados em paralelo na modalidade de aeração prolongada, sendo então caracterizado como tratamento secundário. Em seguida, o efluente é encaminhado para um decantador secundário com um sistema de retorno de lodos, o qual separa a biomassa responsável pelo tratamento, produzindo um efluente clarificado. Por fim, o processo de desinfecção é realizado mediante a utilização de cloro liquefeito.

O efluente tratado é transportado por um sistema de recalque para sua disposição final em uma lagoa de evaporação e infiltração localizada junto às Dunas da Lagoa. A área da lagoa é de aproximadamente 3.900m² e está localizada a 350 metros da Lagoa da Conceição. O efluente tratado é infiltrado no solo e serve como recarga do aquífero freático, através da LEI (Figura 3). O lodo produzido na ETE passa pelo processo de centrifugação e então é encaminhado para seu destino final.

Figura 3 - Funcionamento da Lagoa de Evapoinfiltração.



Fonte: CASAN (2021).

No dia 25 de janeiro de 2021, houve um deslizamento da encosta das dunas que formam a LEI, localizada no Parque Natural Municipal de Dunas da Lagoa da Conceição. O evento culminou na desestabilização da encosta, escoando para a Lagoa da Conceição grande parte do efluente tratado acumulado na LEI (Senge, 2021). O acidente ocorreu após uma chuva intensa de 240 mm, a maior precipitação já registrada na região. Em janeiro do mesmo ano, as

chuvas em Florianópolis totalizaram 686 mm, o dobro da média climática esperada para o mês (Senge, 2021).

Desde o incidente, a CASAN iniciou uma série de ações e estudos para recuperação da área atingida, dentre eles estudos referentes à utilização do efluente tratado para fins não potáveis em locais próximos à geração, eixo do presente trabalho, visando desviar o efluente tratado para não sobrecarregar a LEI. Marimon (2022) e Santos (2023) sugerem o aproveitamento do efluente produzido como fonte de água de reúso para a própria ETE em questão, para abastecer caminhão de bombeiro e para fins não potáveis urbanos, respectivamente. No entanto, ambos trabalhos destacam a necessidade de tratamento adicional, uma vez que o efluente produzido não atende os limites estabelecidos pelas resoluções de reúso para a classe mais exigente.

2.2 TRATAMENTO DE ÁGUA DE REÚSO

As tecnologias empregadas no pós-tratamento de efluentes secundários variam conforme o tipo de compostos que se deseja eliminar, como nutrientes, compostos orgânicos voláteis, sólidos em suspensão e patógenos. No caso de tratamento para reúso, essas tecnologias podem ser classificadas da seguinte maneira (Jordão; Pessôa, 2014):

- Priorizando a remoção de sólidos em suspensão;
- Priorizando a remoção de sólidos e constituintes dissolvidos;
- Priorizando a remoção de traços de constituintes;
- Priorizando a desinfecção do efluente.

Tratamentos físico-químicos, como processos de separação por membranas (Kavitha, 2022) e coagulação (Zotesso *et al.*, 2015) ou eletrocoagulação (Tchamango *et al.*, 2010), têm sido utilizados para o fim de produção de água de reúso. Os processos de microfiltração (Simonič, 2021), ultrafiltração (Yang *et al.*, 2021), nanofiltração (Ahmad *et al.*, 2022) e osmose inversa (Brixner, 2021; Vourch *et al.*, 2008) vêm sendo empregados tanto como tratamentos terciários, visando produzir efluentes com qualidade que não apenas atendam aos padrões de lançamento, mas também permitam o reúso.

A eletrocoagulação tem sido objeto de pesquisa ao longo dos anos e continua a motivar a literatura atual a dedicar esforços para explorá-la como um processo cada vez mais abrangente em termos de sua aplicabilidade (Follmann *et al.*, 2020; Das; Sharma; Purkait, 2022; Hu *et al.*, 2023). Além disso, está sendo investigada como um tratamento complementar a processos

biológicos, o que possibilita alcançar melhores níveis de polimento no efluente final (Makwana; Ahammed, 2016).

Makwana e Ahammed (2016) consideraram a eletrocoagulação como uma etapa subsequente ao reator UASB, a qual apresentou uma abordagem operacional relativamente simples e aprimorou a remoção limitada de nutrientes. Em seus estudos, a concentração de fosfato foi reduzida para menos de 1,0 mg/L, resultando em uma notável melhoria na eliminação de nutrientes e na qualidade da descarga final em relação à DQO. Yang *et al.* (2022) aplicou o processo de eletrocoagulação para melhorar a qualidade do efluente municipal após tratamento anaeróbico/anóxico, obtendo 98% de remoção de PO_4^{3-} , concentração final de 1,3 mg/L. Além disso, os resultados obtidos por Xu *et al.* (2022) apontam que ao aplicar a EC no efluente produzido pelo processo de lodos ativados, foi possível obter eficiência de remoção de 95,16% e 97,5% para cobre e microplásticos, respectivamente.

2.3 TRATAMENTO DE EFLUENTES POR PROCESSOS ELETROQUÍMICOS

A eletroquímica engloba todos os fenômenos químicos ligados à geração de corrente elétrica e sua reversão, investigando a conversão de energia elétrica em energia química através do processo conhecido como eletrólise (Ticianelli; Gonzalez; 1998). Os tratamentos eletroquímicos podem ser divididos em tratamentos de eletrocoagulação, redução e oxidação (Ganzenko *et al.*, 2014).

A técnica da eletrocoagulação teve seu início marcado pela ampliação em estações de tratamento de água no século XIX na Inglaterra e no século XX nos EUA (Chen, 2004). Inicialmente, foi amplamente utilizada, porém, ao longo do tempo, foi sendo substituída principalmente pela coagulação química e por métodos biológicos. Isso ocorreu devido à valorização da eletricidade nesse período (Moussa *et al.*, 2017). Nos anos 90, houve um aumento do interesse nos processos eletrolíticos, impulsionado não apenas pela possibilidade de substituir fontes energéticas tradicionais por renováveis, mas também pelo aumento dos estudos para o tratamento de poluentes emergentes (Mollah *et al.*, 2001).

2.4 ELETROCOAGULAÇÃO

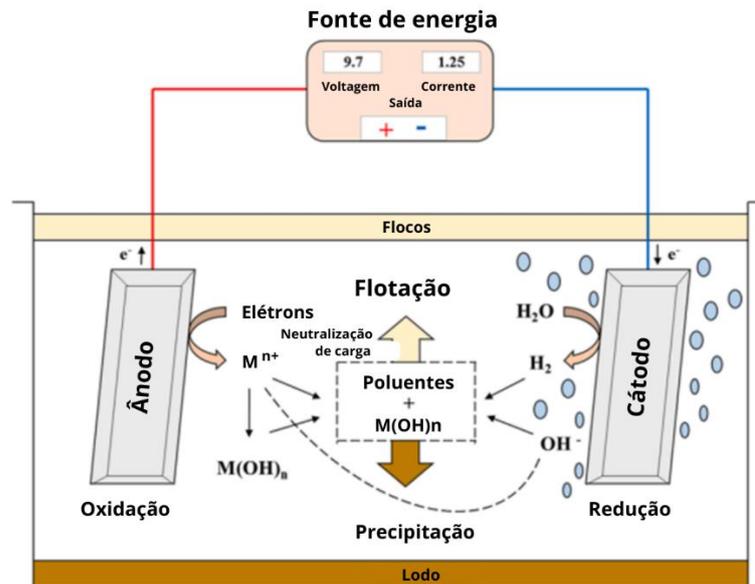
A eletrocoagulação (EC) é um processo complexo que engloba uma variedade de fenômenos físicos e químicos, utilizando eletrodos de sacrifício para gerar íons que interagem com os elementos presentes no meio líquido, seja águas residuais ou água para consumo. Durante o processo de EC, ocorrem três etapas consecutivas: geração de coagulantes através

da oxidação eletrolítica do "eletrodo de sacrifício", desestabilização de partículas contaminantes em suspensão e quebra de emulsões e agregação das fases desestabilizadas para formar flocos (Mollah *et al.*, 2001).

A distinção entre a eletrocoagulação e as outras tecnologias de purificação de água que se baseiam na eletrólise, como eletro-Fenton, eletro-oxidação, eletrodiálise, e eletrofiltração, entre outras, reside no uso dos chamados ânodos de sacrifício (Chen, 2004).

A EC aplicada ao tratamento de efluentes é um processo em que uma corrente contínua é aplicada entre eletrodos de metal imersos em águas residuais. Essa corrente elétrica provoca a dissolução dos eletrodos de metal, geralmente de ferro e alumínio, nas águas residuais. Os íons metálicos dissolvidos podem formar, em um pH adequado, uma ampla variedade de espécies coagulantes e hidróxidos metálicos, que desestabilizam e agregam as partículas suspensas ou precipitam e adsorvem os contaminantes dissolvidos (Katal; Pahlavanzadeh, 2010). Na Figura 4 é apresentado o funcionamento do processo de eletrocoagulação.

Figura 4 - Diagrama esquemático do processo de eletrocoagulação.



Fonte: Adaptado de Das; Sharma; Purkait (2022).

Existem sete etapas principais no mecanismo da eletrocoagulação: (i) formação de cátions metálicos devido ao fornecimento de corrente elétrica aos ânodos; (ii) produção de íons hidroxila devido à hidrólise catódica; (iii) interação de cátions metálicos com íons hidroxila para formar hidróxidos metálicos; (iv) oxidação de contaminantes em produtos intermediários; (v) neutralização de carga dos contaminantes devido à sua reação com os hidróxidos metálicos; (vi) adsorção dos contaminantes com carga neutralizada nos hidróxidos metálicos, seguido de sua remoção via coagulação por varredura e (vii) formação de gás (gás H_2) no cátodo eleva os

flocos gerados para a superfície via flotação por varredura (Chen, 2004). Assim, a degradação de contaminantes no processo EC é atribuída principalmente a três fenômenos: adsorção, coagulação e flotação (An *et al.*, 2017).

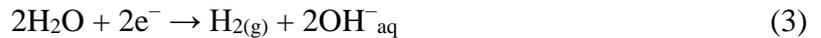
Alumínio (Al) e ferro (Fe) são os metais mais comuns empregados na fabricação dos ânodos de sacrifício, principalmente devido às suas vantagens de custo, enquanto o aço inoxidável é preferido para a fabricação do cátodo (Mao; Zhao; Cotterill, 2023). O ânodo de alumínio é reconhecido como o mais eficiente na remoção de poluentes, devido à liberação de íons Al^{3+} (Missaoui *et al.*, 2013). Assim sendo, o presente trabalho enfatiza o uso do alumínio na EC. Nas Equações de 1 a 4, são descritas as principais reações que ocorrem durante o processo de eletrocoagulação quando se utiliza um ânodo de alumínio.

Em outras palavras, coagulantes *in-situ* são gerados na câmara de eletrocoagulação devido à dissolução anódica (Eq. (1 e 2)), juntamente com a formação de gás H_2 e íons hidroxila no cátodo (Eq. (3)). Esses coagulantes são responsáveis pela formação de flocos envoltos por hidróxidos metálicos (Eq. (4)), que funcionam como um eficiente adsorvente (Nidheesh; Singh, 2017).

No ânodo:



No cátodo:



Na solução:



Portanto, os ânodos de alumínio liberam íons Al^{3+} no meio, os quais são capazes de reduzir a diferença de potencial elétrico entre a superfície das partículas suspensas e o líquido, a um nível em que as forças de van der Waals predominam sobre as forças repulsivas, promovendo a floculação dos produtos orgânicos coloidais (Larue *et al.*, 2003; Ni'Am *et al.*, 2007). Além disso, os íons Al^{3+} reagem com os íons OH^- produzidos no cátodo, formando complexos catiônicos altamente eficazes na remoção de materiais orgânicos carregados negativamente (Chen, 2004).

Na etapa de floculação do efluente tratado eletroliticamente, o processo é muito mais rápido, levando apenas cerca de 1 minuto, ao contrário dos aproximadamente 30 minutos necessários quando se utiliza um coagulante químico para a floculação ideal (Wiendl, 1998). Não há a necessidade de adicionar produtos químicos, mas ainda é possível obter uma redução de contaminantes em níveis mais altos do que os tratamentos físico-químicos convencionais. Isso se deve à capacidade do processo eletrolítico de atuar não apenas na fração em suspensão e dispersa, mas também em parte da fração dissolvida (Wiendl, 1998).

O processo tem sido amplamente explorado para o tratamento de efluentes devido ao baixo custo, fácil operação, versatilidade, instalação compacta, pouca geração de lodo e boa qualidade de efluente tratado (Jing *et al.*, 2021). Além disso, o tamanho da partícula dos flocos produzidos na eletrocoagulação são estáveis e largos e podem facilmente serem removidos por sedimentação, eletroflotação ou filtração (Moussa *et al.*, 2017). Ainda, a sua integração com técnicas de tratamento biológico tem despertado interesse por potencializar a eficiência na remoção de poluentes em até 20% (Asfaha *et al.*, 2021).

2.4.1 Fatores relacionados à eletrocoagulação

Para que os objetivos da eletrocoagulação sejam alcançados, é necessário que o processo seja realizado nas melhores condições operacionais. Para isso, alguns fatores como densidade de corrente, material e distância entre os eletrodos, modo de exposição e pH devem ser levados em consideração. Cada um desses fatores influencia diretamente no funcionamento dos reatores de eletrocoagulação e na eficiência do processo, conforme descrito a seguir.

2.4.1.1 pH

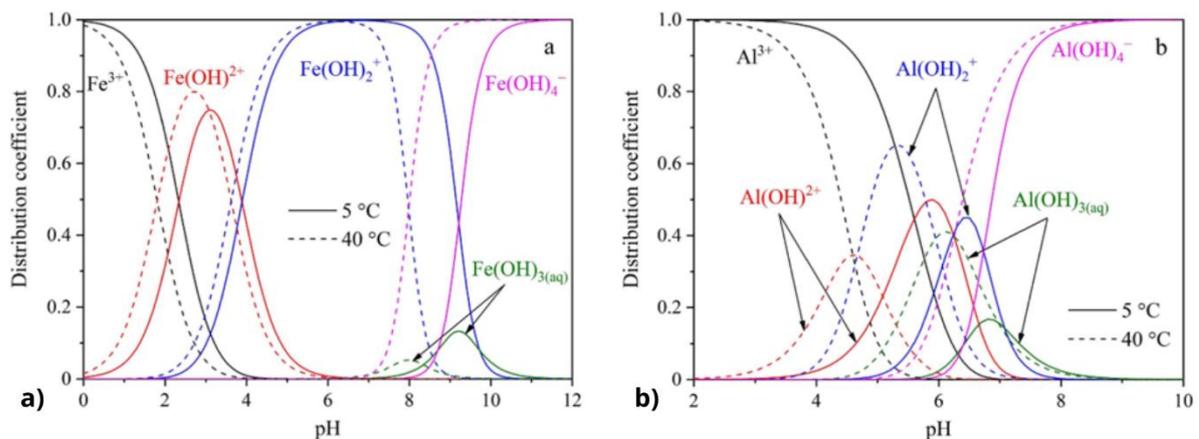
O pH da solução desempenha um papel importante no processo de eletrocoagulação. O efeito do pH está diretamente associado à formação de coagulantes na solução, que apresenta várias espécies em equilíbrio, como complexos iônicos metálicos e complexos hidroxílicos monoméricos/poliméricos (Das; Sharma; Purkait, 2022).

A partir da observação da Figura 5, é possível perceber que em condições alcalinas, há predominância de espécies como $\text{Fe}(\text{OH})_4^-$ e $\text{Al}(\text{OH})_4^-$, que não são ideais para adsorção, enquanto que em meio neutro, observa-se maior concentração de $\text{Fe}(\text{OH})_2^+$ e $\text{Al}(\text{OH})_2^+$, com elevada capacidade de adsorção e melhorando a eficiência do tratamento (Das; Sharma; Purkait, 2022; Hu *et al.*, 2023). Além disso, o desempenho do tratamento depende da natureza dos poluentes, com a melhor remoção de poluentes encontrada próximo a um pH de 7 quando

usados eletrodos de alumínio. No entanto, o consumo de energia é maior em pH neutro devido à variação da condutividade: quando a condutividade é alta, o efeito do pH não é significativo (Chen, 2004). Assim sendo, é importante verificar o pH do efluente para ter melhores resultados com a aplicação da eletrocoagulação.

Segundo Chen (2004), o pH do efluente após o tratamento por eletrocoagulação aumenta para efluentes ácidos, mas diminui para efluentes alcalinos, ou seja, o pH sempre tende a ficar neutro, sendo esta uma das vantagens deste processo. No efluente ácido, o aumento do pH é atribuído à liberação de CO_2 proveniente da liberação de hidrogênio, devido à formação de precipitados de outros ânions com Al^{3+} , e devido ao deslocamento do equilíbrio para a esquerda nas reações de liberação de H^+ . Quanto à diminuição do pH em condições alcalinas, é resultado da formação de precipitados de hidróxido com outros cátions, e da formação de $\text{Al}(\text{OH})_4^-$. Na **Erro! Fonte de referência não encontrada.** são apresentadas as espécies formadas em função do material, pH aplicado e temperatura (Hu *et al.*, 2023).

Figura 5 - Espécies formadas em função do material, pH aplicado e temperatura para eletrodo de a) Ferro e b) Alumínio.



Fonte: Hu *et al.* (2023).

2.4.1.2 Material dos eletrodos

O material dos eletrodos tem uma influência significativa na eficiência e no desempenho da eletrocoagulação, pois determina qual processo eletroquímico acontecerá no sistema. Diferentes materiais podem ter propriedades distintas de condutividade elétrica, resistência à corrosão e capacidade de formação de íons, afetando assim o processo de coagulação (Das; Sharma; Purkait, 2022).

Eletrodos de alumínio e ferro são comumente aplicados, mas cabe ressaltar a possibilidade do emprego de eletrodos de cobre (Cu), Magnésio (Mg) e Zinco (Das; Sharma; Purkait, 2022). Por exemplo, eletrodos de alumínio são comumente utilizados devido à sua alta

condutividade elétrica e à capacidade de liberar alumínio na solução, contribuindo para a maior formação de flocos coagulados, quando comparado ao eletrodo de ferro. Os íons Al^{3+} passam por um equilíbrio complexo com várias espécies monoméricas e poliméricas, que variam conforme o pH (Omwene; Kobya; Can, 2018). Por outro lado, eletrodos de ferro podem ser preferidos em certas aplicações devido à sua eficácia na remoção de contaminantes específicos, como íons de ferro ou metais pesados (Dewil *et al.*, 2017). Da mesma forma, as espécies iônicas formadas dependem do pH, onde os complexos de Fe têm uma forte tendência à polimerização em uma faixa de pH de 3 a 7 (Das; Sharma; Purkait, 2022).

2.4.1.3 Distância entre os eletrodos

A distância entre os eletrodos desempenha um papel importante na operação de um sistema de eletrocoagulação, pois determina o campo eletrostático entre o ânodo e o cátodo. O campo eletrostático é mais intenso quando a distância entre eletrodos é mínima (Moussa *et al.*, 2017). Portanto, os hidróxidos metálicos que auxiliam na formação de flocos se degradam devido a fortes colisões causadas pela alta atração eletrostática. Conseqüentemente, a eficiência da EC é baixa quando a distância entre eletrodos é mínima (Khandegar; Saroha, 2016).

Por outro lado, um espaçamento maior entre os eletrodos adia a formação subsequente de flocos de hidróxido metálico devido à redução das forças eletrostáticas. O espaçamento entre eletrodos maior que o recomendado reduz significativamente a eficiência da EC, resultando em maior consumo de energia para superar o movimento mais lento dos íons liberados entre o ânodo e o cátodo (Tahreen; Jami; Ali, 2020).

Changmai *et al.* (2022) avaliaram o efeito da eficiência da EC na remoção de metais no efluente da indústria siderúrgica, variando a distância entre eletrodos de 5 mm a 20 mm. Os resultados apontaram que à medida que o espaço entre os eletrodos diminuía, a eficiência de remoção de metais aumentava devido à redução da resistência da solução e à distância mínima de deslocamento dos íons. Portanto, com menor densidade de corrente, foi alcançada uma porcentagem maior de remoção de metal. No entanto, a distância entre os eletrodos mais apropriada, assim como todos os parâmetros-chave, também depende do tipo de água residual e do projeto do reator de EC. Um maior espaço entre os eletrodos pode ser compensado com uma aplicação maior de corrente. E o requisito de corrente também depende da condutividade, pH, entre outros.

2.4.1.4 Densidade de corrente

A densidade de corrente (DC) consiste na corrente aplicada (A) por unidade de área superficial do ânodo (m^2), a qual afeta diretamente a taxa de formação dos íons metálicos e, conseqüentemente, a eficácia da coagulação. Uma densidade muito baixa é incapaz de promover uma boa coagulação, enquanto uma muito alta pode resultar na formação excessiva de gases nos eletrodos, prejudicando a eficiência do processo (Khandegar; Saroha, 2016).

O efeito da densidade de corrente no desempenho da EC tem sido estudado em vários contextos. Alguns autores estudaram vários valores de DC aplicados no mesmo reator de eletrocoagulação, visando avaliar qual valor obteve melhores resultados. Ensano *et al.* (2019) analisaram o efeito da aplicação de quatro valores diferentes no sistema ($0,3 \text{ mA/cm}^2$, $0,5 \text{ mA/cm}^2$, $1,15 \text{ mA/cm}^2$ e $1,8 \text{ mA/cm}^2$), concluindo que a maior remoção de poluentes foi na $DC = 1,8 \text{ mA/cm}^2$, onde houve uma maior remoção de produtos farmacêuticos, ou seja, uma maior densidade de corrente permite uma taxa de liberação mais rápida de íons de alumínio em comparação com uma densidade de corrente menor. Além disso, mais bolhas, porém menores, são liberadas em alta DC, o que pode favorecer a flotação. Ainda, Tafti *et al.* (2015) mostraram em seus estudos que densidades superiores a 20 A/m^2 causam a eliminação parcial dos microrganismos, devido a intensos impulsos elétricos, altas concentrações de íon metálicos e a alteração do pH do meio.

Esses estudos sugerem coletivamente que uma densidade de corrente mais alta pode aprimorar o desempenho da eletrocoagulação, mas, além de gerarem maiores gastos energéticos e aumentarem os custos operacionais, os efeitos específicos podem variar dependendo da aplicação e dos parâmetros operacionais. Portanto, design de experimentos (Tones *et al.*, 2024) e modelagem matemática (Dey; Adejinle; Cho, 2024) são ferramentas úteis para selecionar as condições ótimas de operação.

2.4.1.5 Modo de exposição

Este parâmetro refere-se ao tempo que a corrente elétrica é aplicada no sistema, podendo ser contínuo (ON) ou intermitente (ON/OFF). O modo de exposição tem importância significativa para manter o desempenho do reator de eletrocoagulação, pois tempos de exposição muito curtos não geram remoção de poluentes, mas tempos muito longos não proporcionam uma eficiência adicional, causando apenas uma maior formação de lodo e maiores gastos energéticos (Tafti *et al.*, 2015). O modo de exposição intermitente é empregado para reduzir o consumo de energia e custos operacionais (Ensano *et al.*, 2019).

Em seus estudos, Ensano *et al.* (2019) mostraram que as eficiências de remoção operadas com fornecimento contínuo de eletricidade foram maiores do que no modo intermitente (5 min ON / 20 min OFF) para todos os produtos farmacêuticos selecionados. Isso era esperado porque a operação contínua fornecia um suprimento ininterrupto das espécies Al^{3+} , que são responsáveis pela neutralização de carga e subsequente precipitação de micropoluentes suspensos, bem como pela adsorção simultânea de matéria orgânica dissolvida e outras espécies químicas. No entanto, a diferença na porcentagem de remoção entre os modos contínuo e intermitente não foi muito grande (cerca de 15% de diferença), considerando que o intervalo de 5 min ON/20 min OFF consome 96% menos energia e produz apenas 20% das espécies Al^{3+} em comparação com a operação contínua. Isso indica que o processo de eletrocoagulação foi maximizado e a produção excessiva de $Al(OH)_3$ foi controlada com a aplicação intermitente de eletricidade, já que a dissolução do ânodo de alumínio para durante o intervalo sem energia. Assim, a passivação do ânodo é limitada pelo fornecimento elétrico intermitente.

2.5 REÚSO NÃO POTÁVEL DE EFLUENTES

De acordo com projeções das tendências de crescimento populacional e urbanização, é provável que a quantidade de águas residuais geradas aumente significativamente no futuro, tornando a prática de reutilização uma necessidade imperativa (Wilcox *et al.*, 2016). Conforme apontado por Jiménez e Asano (2008), o primeiro passo crucial nesse processo é o estabelecimento de um quadro regulatório para a reutilização da água, com práticas e padrões alinhados à saúde e ao meio ambiente, preferencialmente embasados em diretrizes internacionalmente reconhecidas.

Globalmente, há princípios reconhecidos que direta ou indiretamente orientam questões relacionadas ao reúso de efluentes. Por exemplo, as "Diretrizes da OMS para o uso seguro de águas residuais, excretas e águas cinzas" (WHO, 2006) abordam a água pluvial como uma fonte alternativa e oferecem diretrizes para o uso de coberturas como áreas de coleta para reduzir os riscos à saúde. Além disso, as "Orientações para a qualidade da água potável" (WHO, 2011) relacionam metas de desenvolvimento do milênio com o reúso da água, considerando-a um recurso estratégico, especialmente em regiões com escassez.

Nos Estados Unidos da América (EUA), a reutilização da água é regulamentada pelos estados, sendo que 26 deles já têm regulamentos específicos, geralmente orientados pelas "Diretrizes para o Reúso de Água" da Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos (USEPA), com última versão em 2012. Estas diretrizes foram desenvolvidas com base em

experiências mundiais, principalmente para reúso de água derivada de efluentes municipais, abrangendo usos urbanos, industriais, agrícolas, ambientais e reativos (USEPA, 2004; 2012). O nível de tratamento do efluente varia em função dessas duas modalidades de reúso urbano: em locais onde o acesso da população não é controlado, é necessário um tratamento mais rigoroso antes da sua utilização, ao contrário das situações em que o risco de exposição a um grande público é menor. Os usos preponderantes para cada tipo de reúso estão na Tabela 1.

Tabela 1 - Classes de usos preponderantes segundo a USEPA.

Tipos de reúso	Usos Preponderantes
Reúso Urbano irrestrito	Uso de água reutilizada em aplicações não potáveis em ambientes municipais onde o acesso público não é restrito.
Reúso Urbano restrito	Uso de água reutilizada em aplicações não potáveis em ambientes municipais onde o acesso público é controlado ou restrito por barreiras físicas ou institucionais, como cercas, sinalização de aviso ou restrição de acesso temporal.
Reúso Agrícola - Culturas alimentares	Uso de água reutilizada para irrigação de superfície ou por aspersão de culturas alimentares destinadas ao consumo humano, consumidas cruas.
Reúso Agrícola - Culturas alimentares processadas	Uso de água reutilizada para irrigação superficial de culturas alimentares destinadas ao consumo humano, processadas comercialmente.
Reúso Agrícola - Culturas não alimentares	Uso de água reutilizada para irrigação de culturas que não são consumidas por humanos, incluindo culturas de fibra e sementes, ou para irrigar pastagens, viveiros comerciais e fazendas de grama.
Reservatórios Artificiais – Uso irrestrito	Uso de água reutilizada em um reservatório onde não há restrições quanto ao contato humano.
Reservatórios Artificiais – Uso restrito	Uso de água reutilizada em um reservatório onde o contato humano é restrito.
Reúso Ambiental	Utilização de água reutilizada para criar áreas alagadas, melhorar áreas alagadas naturais ou sustentar o fluxo de cursos d'água.
Reúso Industrial	Uso de água reutilizada para refrigeração com ou sem recirculação.
Recarga de águas subterrâneas	Uso de água reutilizada para recarregar aquíferos que não são utilizados como fonte potável de água para consumo humano.
Reúso Potável Indireto	Recarga de águas subterrâneas em aquíferos potáveis; Aumento dos reservatórios de suprimento de água superficial

Fonte: Adaptado de USEPA (2012).

Os padrões de qualidade para o reúso urbano propostos pela USEPA estão presentes na Tabela 2.

Tabela 2 - Padrões de qualidade da água para reúso urbano propostos pela USEPA

Parâmetro	Reúso Urbano	
	Uso irrestrito	Uso restrito
Turbidez (NTU)	≤ 2	-
Coliformes Fecais (NMP/100 mL)	Não detectável	≤ 200
Sólidos Suspensos Totais (mg/L)	-	≤ 30
pH	6,0 - 9,0	6,0 - 9,0
Cloro residual (mg/L)	≥ 1,0	≥ 1,0
DBO (mg/L)	≤ 10	≤ 30
DQO (mg/L)		<20 - 90
Fósforo Total (mg/L)		<1 - 20
Nitrogênio Total (mg/L)		<1 - 30

Fonte: Adaptado de USEPA (2012).

Os padrões de qualidade propostos pela USEPA para o reúso agrícola e o reúso em reservatórios artificiais podem ser encontrados na Tabela 3 e na Tabela 4, respectivamente.

Tabela 3 - Padrões de qualidade da água para reúso agrícola propostos pela USEPA.

Parâmetro	Reúso Agrícola		
	Culturas alimentares	Culturas alimentares processadas	Culturas não alimentares
Turbidez (NTU)	≤ 2	-	-
Coliformes Fecais (NMP/100 mL)	Não detectável		≤ 200
Sólidos Suspensos Totais (mg/L)	-		≤ 30
pH		6,0 - 9,0	
Cloro residual (mg/L)	$\geq 1,0$		$\geq 1,0$
DBO (mg/L)	≤ 10		≤ 30
DQO (mg/L)		<20 - 90	
Fósforo Total (mg/L)		<1 - 20	
Nitrogênio Total (mg/L)		<1 - 30	

Fonte: Adaptado de USEPA (2012).

Tabela 4 - Padrões de qualidade da água para reúso em reservatórios artificiais propostos pela USEPA.

Parâmetro	Reúso em reservatórios artificiais	
	Uso irrestrito	Uso restrito
Turbidez (NTU)	≤ 2	-
Coliformes Fecais (NMP/100 mL)	Não detectável	≤ 200
Sólidos Suspensos Totais (mg/L)	-	≤ 30
pH	6,0 - 9,0	-
Cloro residual (mg/L)	$\geq 1,0$	$\geq 1,0$
DBO (mg/L)	≤ 10	≤ 30
DQO (mg/L)		<20 - 90
Fósforo Total (mg/L)		<1 - 20
Nitrogênio Total (mg/L)		<1 - 30

Fonte: Adaptado de USEPA (2012).

Na Tabela 5 estão apresentados os padrões de qualidade propostos pela USEPA para o reúso ambiental, enquanto na Tabela 6 são apresentados os padrões de qualidade para o reúso industrial.

Tabela 5 - Padrões de qualidade da água para reúso ambiental propostos pela USEPA.

Parâmetro	Reúso Ambiental
Turbidez (NTU)	≤ 2
Coliformes Fecais (NMP/100 mL)	≤ 200
Sólidos Suspensos Totais (mg/L)	≤ 30
Cloro residual (mg/L)	$\geq 1,0$
DBO (mg/L)	≤ 30
DQO (mg/L)	<20 - 90
Fósforo Total (mg/L)	<1 - 20
Nitrogênio Total (mg/L)	<1 - 30

Fonte: Adaptado de USEPA (2012).

Tabela 6 - Padrões de qualidade da água para reúso industrial propostos pela USEPA.

Parâmetro	Reúso Industrial
Turbidez (NTU)	≤ 2
Coliformes Fecais (NMP/100 mL)	≤ 200
Sólidos Suspensos Totais (mg/L)	≤ 30
pH	6,0 - 9,0
Cloro residual (mg/L)	$\geq 1,0$
DBO (mg/L)	≤ 30
DQO (mg/L)	<20 - 90
Fósforo Total (mg/L)	<1 - 20
Nitrogênio Total (mg/L)	<1 - 30

Fonte: Adaptado de USEPA (2012).

Os padrões de qualidade para reúso em recarga de águas subterrâneas são específicos do local e dependentes do uso. Os padrões de qualidade para o reúso potável indireto propostos pela USEPA podem ser encontrados na Tabela 7.

Tabela 7 - Padrões de qualidade da água para reúso potável indireto propostos pela USEPA.

Parâmetro	Reúso Potável Indireto
Turbidez (NTU)	≤ 2
Coliformes Fecais (NMP/100 mL)	Não detectável
pH	6,5 - 8,5
Cloro residual (mg/L)	$\geq 1,0$
Carbono Orgânico Total (mg/L)	≤ 2
DQO (mg/L)	<20 - 90
Fósforo Total (mg/L)	<1 - 20
Nitrogênio Total (mg/L)	<1 - 30
Coliformes fecais (NMP/100 mL)	<1 - 10 ³

Fonte: Adaptado de USEPA (2012).

Além disso, a USEPA (2012) recomenda que, independentemente do tipo de água utilizada para reúso, deve haver algum nível de desinfecção. Isso é necessário para evitar consequências adversas à saúde decorrentes de eventual contato acidental ou intencional com a água de reúso.

Durante os anos, na União Europeia (UE), diversos requisitos legais e estatutários foram estabelecidos em relação à gestão da água, visando principalmente garantir a preservação do meio ambiente e da saúde humana. Além disso, tais regulamentos incentivam a prática da reutilização da água, incluindo a publicação do Regulamento 741/2020 (União Europeia, 2020) pelo Parlamento Europeu e pelo Conselho, que estabelece os requisitos mínimos para essa prática. Este regulamento visa assegurar a segurança da água destinada à reutilização na agricultura, garantindo assim um alto nível de proteção ambiental, saúde humana e animal. Além disso, busca promover a economia circular e apoiar a adaptação às mudanças climáticas.

A Tabela 8 enuncia as classes de qualidade da água para reutilização e as utilizações e métodos de rega permitidos para cada classe.

Tabela 8 - Classes de qualidade da água para reutilização e utilizações agrícolas e métodos de rega permitidos segundo o Regulamento 741/2020.

Classe de qualidade mínima da água para reutilização	Categoria de culturas (*)	Método de rega
A	Todas as culturas alimentares consumidas cruas em que a parte comestível entra em contacto direto com água para reutilização, e culturas de raízes consumidas cruas	Todos os métodos de rega
B	Culturas alimentares consumidas cruas em que a parte comestível é produzida acima do nível do solo e não entra em contacto direto com água para reutilização, culturas alimentares transformadas e culturas não alimentares, incluindo culturas usadas para a alimentação de animais produtores de leite ou carne	Todos os métodos de rega
C	Culturas alimentares consumidas cruas em que a parte comestível é produzida acima do nível do solo e não entra em contacto direto com água para reutilização, culturas alimentares transformadas e culturas não alimentares, incluindo culturas usadas na alimentação de animais produtores de leite ou carne	Rega gota a gota (**) ou outro método de rega que evite o contato direto com a parte comestível da cultura
D	Culturas industriais, energéticas e para produção de sementes	Todos os métodos de rega (***)

(*) Se o mesmo tipo de cultura regada for abrangido por várias categorias do quadro 1, aplicam-se os requisitos da categoria mais rigorosa.

(**) A rega gota a gota é um sistema de microrrega capaz de fornecer gotas ou fluxos muito reduzidos de água às plantas, mediante o gotejamento de água no solo ou diretamente sob a sua superfície a um ritmo muito baixo (2-20 litros/hora), a partir de um sistema de tubos de plástico de pequeno diâmetro equipados com bocais designados por gotejadores ou microaspersores.

(***) No caso dos métodos de rega que imitam a chuva, deve prestar-se especial atenção à proteção da saúde dos trabalhadores ou das pessoas que se encontrem nas proximidades. Para o efeito, devem ser aplicadas medidas preventivas adequadas.

Fonte: União Europeia (2020).

Os requisitos mínimos para a qualidade da água, segundo o Regulamento 741/2020, estão previstos na Tabela 9.

Tabela 9 - Requisitos mínimos para a qualidade da água segundo o Regulamento 741/2020.

Classe de qualidade da água para reuso	Tecnologia indicada	Requisitos de qualidade			
		<i>E. coli</i> (NMP/100ml)	DBO ₅ (mg/L)	SST (mg/L)	Turbidez (NTU)
A	Tratamento secundário, filtração e desinfecção	≤ 10	≤ 10	≤ 10	≤ 5
B	Tratamento secundário e desinfecção	≤ 100	≤25 ou porcentagem de redução mínima de	≤35 ou porcentagem de redução mínima de 90%	-
C	Tratamento secundário e desinfecção	≤ 1.000	90%		-
D	Tratamento secundário e desinfecção	≤ 10.000			-

Fonte: União Europeia (2020).

Ainda entre as regulamentações europeias, merece destaque o "Guía para la Aplicación del R.D. 1620/2007" da Espanha, que estabelece uma série completa de emendas enfocando os

usos da água regenerada, os procedimentos para obtenção e autorização de concessão, além de definir os usos permitidos, proibições, critérios de qualidade e responsabilidades relacionadas à manutenção desses sistemas (MARM, 2010). As classes de uso e os padrões de qualidade estão compilados na Tabela 10 e Tabela 11.

Tabela 10 - Classes de usos preponderantes segundo o MARM.

Classe	Usos Preponderantes
Urbano residencial	<ul style="list-style-type: none"> Irrigação de jardins particulares Descarga de sanitários
Urbano de serviço	<ul style="list-style-type: none"> Irrigação de espaços verdes urbanos (como parques, campos esportivos etc.) Sistemas de combate a incêndios Lavagem industrial de veículos.
Agrícola	<ul style="list-style-type: none"> Culturas Alimentares (irrigação destinada a consumo humano) Culturas de alimentos processados e não alimentares (irrigar culturas que são processadas antes consumo humano ou não consumido por seres humanos)
Industriais	<ul style="list-style-type: none"> Aplicações e instalações industriais Torres de resfriamento e condensadores evaporativos
Recreativos	<ul style="list-style-type: none"> Irrigação de campos de golfe Lagoas, riachos ornamentais com acesso proibido ao público
Ambientais	<ul style="list-style-type: none"> Irrigação de florestas, áreas verdes não acessíveis ao público, silvicultura Recarga de aquífero por injeção direta Recarga de aquíferos por percolação

Fonte: Adaptado de MARM (2010).

Tabela 11 - Padrões de qualidade da água para reúso urbano propostos pelo MARM.

Parâmetro	Unid.	Urbano residencial	Urbano de serviço	Agrícola	Industriais	Recreativos	Ambientais
Fósforo Total	mg/L					<20	
Nitrogênio Total	mg/L						<10
Sólidos Suspensos	mg/L	<10	<20	<20	<5	<20	<10
Turbidez	NTU	<2	<10	<10	<1	<10	<2
<i>Escherichia coli</i>	NMP/100 mL	0	<200		0	<200	0
Nematódeos intestinais	NMP/100 mL	<1	<1		<1	<1	<1

Fonte: Adaptado de MARM (2010).

Atualmente, no contexto nacional brasileiro, os padrões ambientais e microbiológicos para o lançamento de efluentes em corpos d'água são determinados pela Resolução CONAMA 430/2011 (Brasil, 2011). Ainda assim, esses padrões se limitam ao controle do lançamento de efluentes, deixando de lado considerações sobre a viabilidade de reutilização. Isso evidencia a lacuna nas regulamentações e nos investimentos voltados para o reúso da água no Brasil. Alguns órgãos governamentais têm tentado resolver esta questão ao regulamentar e promover o aproveitamento de águas pluviais e cinzas (resíduos gerados por processos domésticos,

excluindo bacias sanitárias), como é o caso dos estados de São Paulo e da cidade de Florianópolis/SC, por exemplo.

Em São Paulo, a Lei Estadual nº 12.526/07 (São Paulo, 2007), intitulada "Normas para a Contenção de Enchentes e Destinação de Águas Pluviais", e em Florianópolis o Projeto de Lei Municipal Complementar nº 1.231/13 (Santa Catarina, 2013), que modifica o Código de Obras e Edificações, estabelecem a obrigatoriedade da implementação de sistemas para captação, retenção e aproveitamento de águas pluviais. Esses sistemas devem capturar águas provenientes de telhados, coberturas, terraços e pavimentos descobertos em lotes, construídos ou não, que tenham áreas impermeabilizadas superiores a 500m² e 200m², respectivamente. Além disso, é exigido que o sistema de captação e aproveitamento de águas pluviais passe por tratamento sanitário para torná-las próprias para atividades que não demandam potabilidade, como regar jardins, lavar calçadas ou descargas sanitárias.

Em Curitiba, a iniciativa surgiu da Lei Municipal nº 10785/03 (Curitiba, 2003), que estabeleceu o Programa de Conservação e Uso Racional da Água nas Edificações (PURA). Em seu artigo oito, estipula que as águas residuais serão encaminhadas por uma tubulação específica para um reservatório destinado a abastecer as descargas dos sanitários e, somente após essa utilização, serão descarregadas na rede pública de esgoto.

Pouco depois, em 7 de outubro de 2003, o Estado de São Paulo publicou o Decreto nº 48.138 (São Paulo, 2003), que instituiu medidas para a redução do consumo e a racionalização do uso da água no estado. Nesse ano, a Região Metropolitana de São Paulo enfrentou uma grande estiagem, com índices pluviométricos abaixo das médias históricas dos últimos 70 anos. Esse fato levou o governo a adotar medidas como a proibição do uso de água potável para a limpeza de ruas, praças, calçadas, pisos frios e áreas de lazer, propondo o uso de águas de reúso e de chuva como alternativa.

Após a iniciativa do Estado de São Paulo, Curitiba e Florianópolis, outros estados e municípios seguiram o exemplo, criando legislações para regular a prática do reúso, conforme mostrado na Tabela 12. Vale destacar que vários estados também apresentam a prática regulamentada, mas ainda não há uma legislação a nível federal, específica para água de reúso, estabelecendo parâmetros e limites, como previamente discutidos sobre EUA e UE. A maioria das legislações mencionadas exige a prática do reúso de água, mas não define critérios de qualidade da água a serem seguidos.

Verificaram-se variações relacionadas ao tipo de efluente e aos usos potenciais mencionados em cada Lei. Essas variações podem ser atribuídas a particularidades locais, como infraestrutura, sistemas de tratamento (quando existentes) e demanda local. Por exemplo,

Campinas/SP (Campinas, 2006) e Niterói/RJ (Niterói, 2011) são cidades de grande porte, localizadas em regiões metropolitanas, apresentando uma grande demanda de água. As legislações dessas cidades contemplam um maior número de aplicações de água de reúso em meio urbano. Por outro lado, Juiz de Fora/MG (Juiz de Fora, 2014), embora seja uma cidade de porte médio, não enfrenta grandes problemas de abastecimento de água, portanto, a preocupação com o reúso urbano de água não é considerada uma prioridade, refletindo-se em uma legislação menos abrangente e específica. Além disso, o Estado de São Paulo, o mais populoso do Brasil, possui a legislação que contempla o maior número de usos.

O reúso de efluentes de ETEs é menos abordado nas legislações estudadas; no entanto, suas aplicações são mais variadas. Isso se deve principalmente aos grandes volumes de água de reúso necessários para determinados fins, como desobstrução de dutos, construção civil e irrigação de parques públicos e outras áreas verdes. Embora o combate a incêndios não tenha sido contemplado pela legislação, é uma atividade a ser considerada em áreas urbanas, devido ao elevado consumo de água tratada para esse propósito.

Tabela 12 - Legislações estaduais e municipais sobre reúso de águas.

Estado/ município	Legislação	Descrição
Curitiba (PR)	Lei Nº 10785, de 18 de setembro de 2003	Cria no município de Curitiba, o programa de conservação e uso racional da água nas edificações - PURAE.
Estado de São Paulo	Decreto nº 48.138, de 7 de outubro de 2003	Institui medidas de redução de consumo e racionalização do uso de água no âmbito do Estado de São Paulo
Vitória (ES)	Lei nº 6259, de 23 de dezembro de 2004	Dispõe sobre o reúso de água não potável e dá outras providências.
Cuiabá (MT)	Lei nº 4748 de 07 de março de 2005	Dispõe sobre o reúso da água das estações de tratamento de esgoto.
Cidade de São Paulo (SP)	Lei nº 14.018, de 28 de junho de 2005	Institui o programa municipal de conservação e uso racional da água em edificações e dá outras providências.
Campinas (SP)	Lei nº 12.474 de 16 de janeiro de 2006	Cria o programa municipal de conservação, uso racional e reutilização de água em edificações e dá outras providências
Manaus (AM)	Lei nº 1192, de 31 de dezembro de 2007	Cria, no município de Manaus, o programa de tratamento e uso racional das águas nas edificações – Pro-águas.
Florianópolis (SC)	Lei nº 8080, de 07 de dezembro de 2009	Institui programa municipal de conservação, uso racional e reúso da água em edificações e dá outras providências.
Aracaju (SE)	Lei nº 4026, de 28 de abril de 2011	Cria o programa de reúso de água em postos de gasolina e lava-rápidos no município de Aracaju e dá outras providências.
Niterói (RJ)	Lei nº 2856 de 26 de julho de 2011	Instituindo mecanismos de estímulo à instalação de sistema de coleta e reutilização de águas servidas em edificações públicas e privadas.

Continua

Continuação

Estado/ município	Legislação	Descrição
Juiz de Fora (MG)	Lei nº 12.448, de 22 de dezembro de 2011	Dispõe sobre a obrigatoriedade da utilização de alternativas tecnológicas, ambientalmente sustentáveis, nos prédios residenciais, comerciais com mais de dez unidades e nas edificações isoladas que menciona.
Paraíba	Lei nº 10.033, de 03 de julho de 2013	Institui a Política Estadual de Captação, Armazenamento e Aproveitamento da Água da Chuva no Estado da Paraíba, e dá outras providências.
Estado de São Paulo	Deliberação CRH nº 156, de 11 de dezembro de 2013	Estabelece diretrizes para o reúso direto de água não potável, proveniente de Estações de Tratamento de Esgoto (ETEs) de sistemas públicos para fins urbanos
Juiz de Fora (MG)	Lei Complementar nº 020, de 16 de dezembro de 2014.	Estabelece que os prédios públicos a serem edificados no Município de Juiz de Fora observem, em sua construção, alternativas tecnológicas ambientalmente sustentáveis.

Fonte: Autoria própria (2024).

Em 2005, o Conselho Nacional de Recursos Hídricos com a Resolução nº 54 (CNRH, 2005) estabeleceu modalidades, diretrizes e critérios gerais para a prática de reúso direto não potável de água, determinando, em seu Artigo 3º:

Art. 3º O reúso direto não potável de água, para efeito desta Resolução, abrange as seguintes modalidades:

I - reúso para fins urbanos: utilização de água de reúso para fins de irrigação paisagística, lavagem de logradouros públicos e veículos, desobstrução de tubulações, construção civil, edificações, combate a incêndio, dentro da área urbana;

II - reúso para fins agrícolas e florestais: aplicação de água de reúso para produção agrícola e cultivo de florestas plantadas;

III - reúso para fins ambientais: utilização de água de reúso para implantação de projetos de recuperação do meio ambiente;

IV - reúso para fins industriais: utilização de água de reúso em processos, atividades e operações industriais; e,

V - reúso na aquicultura: utilização de água de reúso para a criação de animais ou cultivo de vegetais aquáticos.

A Agência Nacional de Águas (ANA), juntamente com o Sindicato da Indústria da Construção Civil do Estado de São Paulo (SindusCon - SP) e a Federação das Indústrias do Estado de São Paulo (FIESP) elaboraram um Manual de Conservação e Reúso da Água em Edificações, onde abordaram exigências apropriadas para o uso de água não potável, considerando diversos tipos de atividades (ANA; FIESP; SINDUSCON-SP, 2005). Assim como a NBR 13696/97, os autores classificam as águas de reúso de acordo com seus usos preponderantes e propõem critérios de qualidade, como é mostrado na Tabela 13

Tabela 13 - Classificação das águas de reúso e seus usos preponderantes segundo a ANA, FIESP e SINDUSCON-SP.

Classe	Usos Preponderantes
1	<ul style="list-style-type: none"> • Descarga de bacias sanitárias; • Lavagem de pisos e fins ornamentais (chafarizes, espelhos de água etc.); • Lavagem de roupas; • Lavagem de veículos
2	<ul style="list-style-type: none"> • Usos associados a construção civil: lavagem de agregados, preparação de concreto, compactação do solo e controle de poeira.
3	<ul style="list-style-type: none"> • Irrigação superficial de áreas verdes e rega de jardim.
4	<ul style="list-style-type: none"> • Resfriamento de equipamentos de ar-condicionado.

Fonte: ANA; FIESP; SINDUSCON-SP (2005).

Os critérios de qualidade da água de reúso para as Classes 1 a 4 estão descritas na Tabela 14. Observa-se que os critérios nacionais são ligeiramente menos rigorosos do que os padrões internacionais, especialmente em relação às concentrações de DBO, SST, turbidez e coliformes termotolerantes. Este último, em particular, apresenta diferenças significativas na magnitude das concentrações limites para reúso residencial: os padrões internacionais recomendam valores ≤ 10 NMP/100mL, enquanto os nacionais permitem concentrações de até 1000 NMP/100mL.

Verificou-se, ainda, tanto a nível internacional quanto nacional, que parâmetros como nutrientes e sais, importantes para o controle da eutrofização e da qualidade do solo, não são geralmente considerados. A exceção é o manual proposto pela ANA, FIESP e SindusCon-SP (2005), que propõe limites de nutrientes para fins ornamentais e paisagísticos, além de restrições para compostos nocivos ao solo e às plantas para irrigação paisagística.

Além das considerações culturais e econômicas, a ausência de definições claras de padrões de reúso, especialmente em países como o Brasil, continua a ser um obstáculo significativo para a prática.

Tabela 14 - Critério de qualidade da água de reúso segundo ANA, FIESP e SINDUSCON.

Parâmetro	Unidade	Classe 1	Classe 2	Classe 3	Classe 4
Alumínio	mg/L				<0,1
Cor	Hazen	≤ 10		≤ 30	
Demanda Biológica de Oxigênio	mg/L	≤ 10	<20	≤ 30	
Demanda Química de Oxigênio	mg/L				<75
Oxigênio Dissolvido		<5			
Fósforo Total	mg/L	<0,1			
Coliformes Fecais	NMP/100 mL	Não detectáveis	<1000	<200	
Nitrato (NO ₃ ⁻)	mg/L	≤ 10			
Nitrito (NO ₂ ⁻)	mg/L	≤ 1			
Nitrogênio Total	mg/L			5 - 30	
pH		6 - 9	6 - 9	6 - 9	
Sólidos Suspensos Totais	mg/L	<5	<30	<20	<100

Continua

Continuação

Parâmetro	Unidade	Classe 1	Classe 2	Classe 3	Classe 4
Sólidos Dissolvidos Totais	mg/L	≤500			
Surfactantes	mg/L				<200
Turbidez	NTU	<2		<5	
Cloro residual	mg/L	<1		<1	
Óleos e graxas emulsionadas	mg/L		<1		
Agentes tensoativos	mg/L	<0,5			
Compostos orgânicos voláteis	mg/L	ausentes	ausentes		
Cloretos	mg/L			<350	
Bicarbonato	mg/L				<2
Cálcio	mg/L				<50
Ferro e Manganês	mg/L				<0,5
Amônia	mg/L	≤20			
Sílica	mg/L				<50
Sulfato	mg/L				<200
Boro	mg/L			≤3 ≤0,7 culturas alimentícias	

Fonte: ANA; FIESP; SINDUSCON-SP (2005).

2.5.1 Exemplo da prática de reúso de efluentes para fins não potáveis

A Companhia de Saneamento Básico do Estado de São Paulo (SABESP) foi uma das pioneiras na produção de água de reúso a partir do tratamento de efluentes domésticos, inicialmente destinada ao reúso industrial. Atualmente, a SABESP fornece água de reúso para indústrias e prefeituras na Região Metropolitana de São Paulo (RMSP) para diversas finalidades (SABESP, 2016):

- Limpeza de pisos, pátios e veículos;
- Controle de poeira em obras de execução de aterros e terraplanagem;
- Preparação e cura de concreto em canteiros de obras;
- Desobstrução de redes de esgoto e águas pluviais;
- Combate a incêndios;
- Irrigação de áreas verdes;
- Geração de energia e refrigeração de equipamentos.

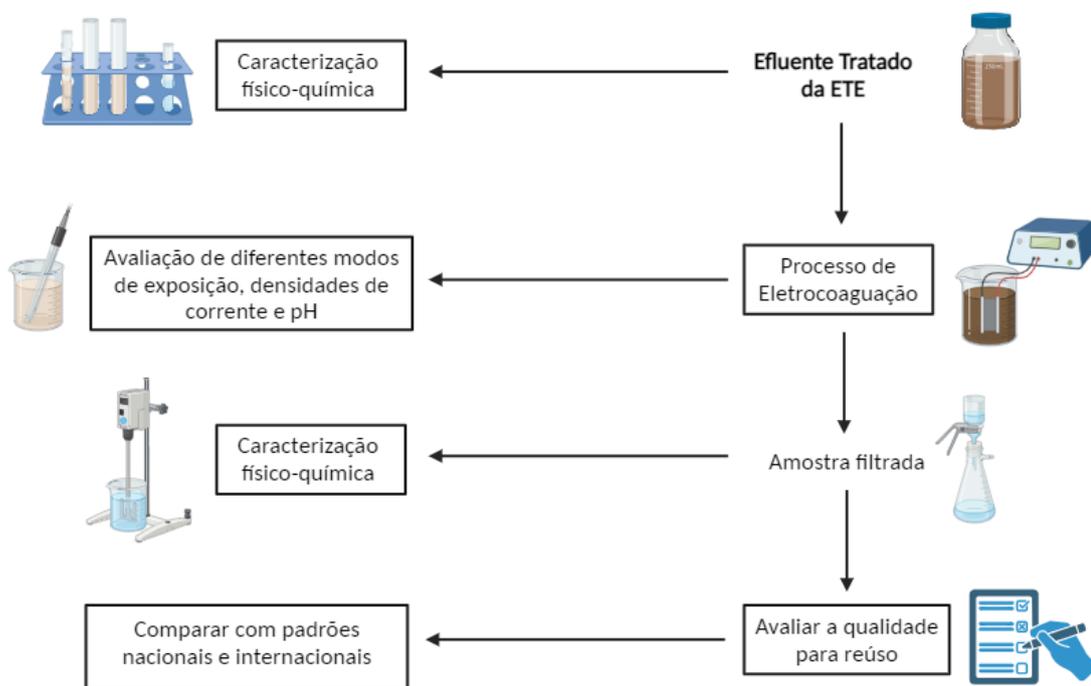
Na ausência de regulação nacional, a SABESP desenvolveu seu próprio padrão de qualidade para água de reúso, baseando-se em padrões adotados internacionalmente (Semura;

Riccitelli; Gonçalves, 2005). Em parceria com a Odebrecht Ambiental, a SABESP criou o Aquapolo, o maior empreendimento para a produção de água de reúso industrial na América do Sul e o quinto maior do mundo. O Aquapolo utiliza parte do efluente da ETE ABC para produzir água de reúso destinada ao abastecimento do Polo Petroquímico da Região do ABC Paulista. O processo de tratamento empregado é a ultrafiltração por membranas, e os critérios de qualidade da água de reúso foram determinados pelo próprio Polo Petroquímico, que a utiliza principalmente para limpeza de torres de resfriamento e caldeiras (AQUAPOLO, 2016).

3 MATERIAIS E MÉTODOS

A pesquisa foi realizada no Laboratório de Reúso de Águas (LaRA), integrante do Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental da Universidade Federal de Santa Catarina (UFSC). Os experimentos foram feitos em escala de bancada, com a finalidade de analisar a associação da eletrocoagulação às etapas de tratamento existentes na ETE Lagoa da Conceição, visando atingir as diretrizes de reúso não potável. Na Figura 6 é apresentado o fluxo de desenvolvimento da pesquisa.

Figura 6 - Etapas da pesquisa.

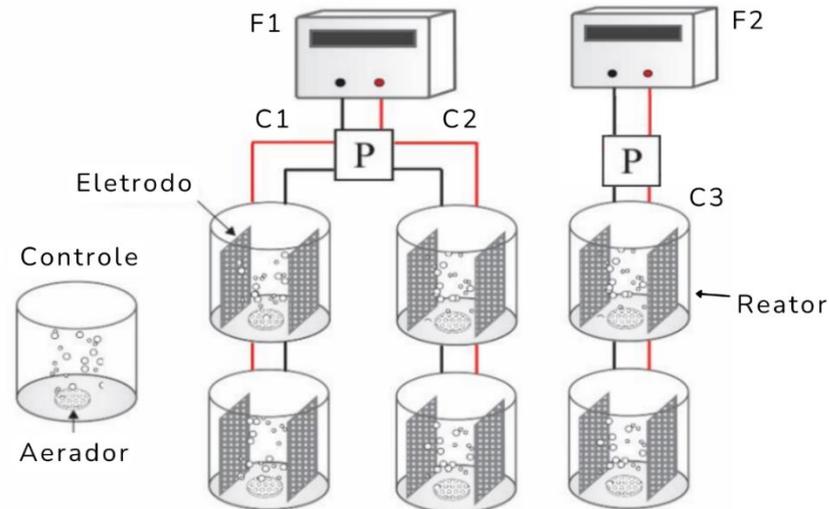


Fonte: Autoria própria (2024).

3.1 SISTEMA OPERACIONAL EM ESCALA DE BANCADA

A metodologia aplicada para o desenvolvimento desta pesquisa foi baseada em experimentos previamente executados pelo grupo de pesquisa (Battistelli *et al.*, 2019; Follmann *et al.*, 2020). O sistema em escala de bancada foi composto por três circuitos independentes (C1, C2 e C3) com reatores em duplicatas, ou seja, dois reatores com as mesmas características em cada circuito, totalizando 6 reatores. Havia, ainda, um reator de controle, sem aplicação de corrente elétrica, para fins de comparação. Na Figura 7 é apresentado o esquema do sistema operacional.

Figura 7 - Esquema do sistema operacional em escala de bancada.



Fonte: Autoria própria (2024). Nota: C1, C2 e C3 correspondem ao Circuito de reatores. F1 e F2 são fontes de alimentação, e P representa o painel de temporizadores.

Cada reator de eletrocoagulação foi construído a partir de um béquer de 1 litro. Os eletrodos eram mantidos a uma distância de 5 cm. O cátodo foi constituído por uma tela fina de aço inoxidável de dimensões 5,65 x 13,90 cm. O ânodo de sacrifício construído a partir placa plana de alumínio com perfuração de 46% da superfície, contendo as mesmas dimensões do catodo, apresentando uma área útil de 46,335 cm². O sistema era aerado a partir de um aerador do tipo cortina acoplado no fundo do béquer.

Os reatores foram conectados a duas fontes de alimentação digital (PS-A305D), com tensão variando entre 0 e 30 V e corrente entre 0 e 5 A, além de um painel de temporizadores para a regular a intermitência de aplicação. Na Figura 8 é apresentado o sistema completo em operação, no qual podem ser identificados os reatores de eletrocoagulação, as fontes de alimentação, o painel de temporizadores e os aeradores.

Figura 8 - Sistema operacional em escala de bancada.



Fonte: Autoria própria (2024).

3.2 EFLUENTE

O efluente utilizado nos experimentos foi coletado na saída do valo de oxidação da Estação de Tratamento de Esgotos da Lagoa da Conceição em Florianópolis/SC, operada pela Companhia Catarinense de Águas e Saneamento (CASAN). Este foi denominado como efluente sanitário tratado biologicamente (ESTB) ao longo do estudo. O local de coleta está indicado em vermelho na Figura 9. A escolha do ponto se deu com o intuito de investigar as características a jusante do tratamento e a viabilidade de aplicação da eletrocoagulação para melhora da qualidade do efluente. Além disso, a aplicação da eletrocoagulação permite a geração de flocos, sendo interessante do ponto de vista operacional, visto que a jusante, há um decantador.

A coleta do ESTB seguiu critérios estabelecidos na NBR 9898/87 (ABNT, 1987) sendo feita através de recipientes plásticos de 20 L. As amostras foram transportadas para o Laboratório de Reúso de Águas – LaRA (UFSC), onde realizou-se a caracterização físico-química.

Figura 9 - Localização do ponto de coleta do efluente para pesquisa.



Fonte: CASAN (2021).

3.3 PLANEJAMENTO FATORIAL

Com o objetivo de avaliar o efeito de várias variáveis simultaneamente, assim como a relação entre elas, foi utilizado um planejamento fatorial. Este método permite avaliar o efeito de um fator em diferentes condições, evitando gerar conclusões enganosas (Montgomery, 2013). O planejamento fatorial realizado foi o 2^3 , com triplicata no ponto central. A adição do ponto central permite que os dados sejam explicados através de um modelo de segunda ordem,

caso os dados se adaptem melhor a este formato, permitindo a obtenção de uma estimativa, independente do erro (Montgomery, 2013).

Dessa forma, os experimentos foram feitos em um nível abaixo (-1) e um acima (+1) do ponto central (0), analisando 3 fatores (2^3). Nesta pesquisa, as variáveis independentes estudadas foram pH, modo de exposição e densidade de corrente. Os valores selecionados para cada parâmetro seguiram as recomendações de Ibeid, Elektorowicz e Oleszkiewicz (2013). Quanto ao pH, os valores fazem referência aos valores comumente encontrados para efluentes domésticos. Desta forma, os fatores foram avaliados segundo a Tabela 15. As variáveis dependentes, ou seja, respostas, foram expressas como remoção de DQO, nitrogênio amoniacal e ortofosfato.

Tabela 15 - Níveis do planejamento fatorial.

Nível	pH	Densidade de Corrente (A/m ²)	Modo de Exposição (ON/OFF)
-1	6	10	5/15
0	7	20	5/25
+1	8	30	5/35

Fonte: A autoria própria (2024).

O delineamento experimental dessas variáveis foi feito no software Statistica® 7 (Statsoft, 2004) e resultou em 11 combinações, descritas conforme Tabela 16 a seguir.

Tabela 16 - Delineamento experimental.

Condição	pH	Densidade de Corrente (A/m ²)	Modo de Exposição (ON/OFF)
1	6	10	5/15
2	8	10	5/15
3	6	30	5/15
4	8	30	5/15
5	6	10	5/35
6	8	10	5/35
7	6	30	5/35
8	8	30	5/35
9	7	20	5/25
10	7	20	5/25
11	7	20	5/25

Fonte: A autoria própria (2024).

3.4 PROCEDIMENTO EXPERIMENTAL

Na Etapa I, cada condição da Tabela 16 foi avaliada em duplicata durante 24 h, empregando-se uma nova amostra de ESTB para cada ensaio. Um reator sem aplicação de corrente elétrica foi operado simultaneamente para fins de controle.

Os ensaios foram feitos em 4 bateladas e, com isso, foram feitas 4 coletas de efluente na ETE, conforme a Tabela 17 a seguir. Cada reator foi alimentado com 1 litro de ESTB com pH ajustado por meio de soluções de ácido sulfúrico (H₂SO₄) ou hidróxido de sódio (NaOH) a 1 mol L⁻¹. Os experimentos foram conduzidos em temperatura ambiente e sob aeração contínua. Os eletrodos foram conectados às fontes e aos temporizadores, respeitando as condições experimentais, ficando sob tratamento de eletrocoagulação durante 24 horas.

O efluente tratado pelo processo de eletrocoagulação por 24h com uma intermitência de 5 min ON e 15 min OFF, tem-se um tempo total de corrente aplicada de 3 horas. Seguindo a mesma lógica, para um modo de exposição 5 min ON e 25 min OFF, tem-se 4 horas com a corrente ligada e no modo 5 min ON e 35 min OFF, apenas 3 horas de aplicação de corrente.

Tabela 17 - Bateladas de análises.

Condição	pH	Densidade de Corrente (A/m ²)	Tempo de aplicação de corrente (horas)	Dia de coleta de efluente
1	6	10	6	18/03/2024
2	8	10	6	
3	6	30	6	20/03/2024
4	8	30	6	
5	6	10	3	
6	8	10	3	25/03/2024
7	6	30	3	
8	8	30	3	
9	7	20	4	27/03/2024
10	7	20	4	
11	7	20	4	

Fonte: Autoria própria (2024).

3.4.1 Análises e determinações

O ESTB coletado na ETE Lagoa da Conceição e o efluente tratado por 24 horas por eletrocoagulação foram analisados quanto aos parâmetros coliformes totais, condutividade, cor verdadeira, demanda química de oxigênio (DQO), *Escherichia coli*, fósforo total, nitrogênio amoniacal (NH₄⁺), nitrogênio total, ortofosfato (PO₄³⁻), pH, sólidos totais fixos (STF), sólidos totais (ST) e sólidos voláteis totais (SVT) e a fim de avaliar as suas características físico-

químicas e microbiológicas antes e depois da inserção do processo de eletrocoagulação. Os parâmetros acima foram realizados de acordo com a metodologia descrita na Tabela 18. A metodologia de análises microbiológicas foi aplicada às melhores condições obtidas para a eletrocoagulação.

Tabela 18 - Métodos de análise dos parâmetros analisados na pesquisa.

Parâmetro	Método de análise
Condutividade ($\mu\text{S}/\text{cm}$)	Método amperométrico utilizando condutivímetro portátil (Hanna HI-991300)
Cor verdadeira (mg Pt/L)	Método espectrofotométrico de platina-cobalto em espectrofotômetro Hach DR5000
Demanda química de oxigênio - DQO (mg/L)	Método colorimétrico utilizando Kit Hach e leitura em espectrofotômetro Hach DR5000
Coliformes totais (NMP/100mL)	Método <i>Colilert</i> (IDEXX Quanti-Tray/2000)
<i>Escherichia coli</i> (NMP/100mL)	Método <i>Colilert</i> (IDEXX Quanti-Tray/2000) e leitura UV
Fósforo total (mg/L)	Método colorimétrico utilizando Kit Hach e leitura em espectrofotômetro Hach DR5000
Nitrogênio amoniacal (mg/L)	Método colorimétrico utilizando do reagente de Nessler e leitura em espectrofotômetro Hach DR5000
Nitrogênio Total (mg/L)	Método colorimétrico utilizando Kit Hach e leitura em espectrofotômetro Hach DR5000
Ortofosfato (mg/L)	Método colorimétrico do ácido molibdovanadofósforico e leitura em espectrofotômetro Hach DR5000
pH	Método potenciométrico e leitura em pHmetro Thermo Scientific Orion
Sólidos Totais Fixos (mg/L)	Método gravimétrico utilizando forno mufla QUIMIS
Sólidos Totais (mg/L)	Método gravimétrico utilizando chapa de aquecimento
Sólidos Voláteis Totais (mg/L)	Método gravimétrico utilizando forno mufla QUIMIS
Temperatura ($^{\circ}\text{C}$)	Leitura digital em condutivímetro portátil (Hanna HI-991300)

Fonte: Autoria própria (2024).

3.5 OTIMIZAÇÃO DAS CONDIÇÕES OPERACIONAIS

Para a interpretação dos resultados obtidos em todos os reatores simultaneamente, foi utilizado o conceito de eficiência de remoção. As respostas selecionadas foram a porcentagem de remoção de amônia, ortofosfato, fósforo total, nitrogênio total, sólidos totais, sólidos fixos totais, sólidos voláteis totais e DQO. A eficiência de remoção foi calculada de acordo com a Equação 5.

$$ER = \frac{C_i - C_f}{C_i} * 100 \quad (5)$$

Onde:

ER = eficiência de remoção (%);

C_i = concentração inicial do parâmetro antes da eletrocoagulação;

C_f = concentração final do parâmetro após a eletrocoagulação.

A fim de se otimizar as condições operacionais, os resultados obtidos foram analisados através da análise de variância (ANOVA) com nível de significância de 95% (p -value < 0,05), modelo de regressão linear, gráfico de Pareto e gráficos de superfície de resposta, utilizando o software Statistica® 7 (Statsoft, 2004).

4 RESULTADOS E DISCUSSÃO

4.1 CARACTERIZAÇÃO DO EFLUENTE

As características físico-químicas do ESTB coletado na ETE Lagoa da Conceição, na saída do valo de oxidação são apresentadas na Tabela 19. Como discutido previamente, após o valo de oxidação, há a etapa de decantação que permite a separação dos sólidos.

Através dos dados obtidos pelo projeto “Estudos referentes a utilização do efluente tratado (reúso da água), para fins não potáveis em locais próximos a geração”, que vem sendo realizada no Laboratório de Reúso de Águas (LaRA) em parceria com a (CASAN), observou-se a necessidade de melhorar o tratamento para melhor remoção de nutrientes. Também, Marimon (2022) destaca que a ETE em questão demanda de melhorias no tratamento para atendimento a legislação de reúso.

Dessa forma, a fim de contribuir com o processo de tratamento e dar continuidade as pesquisas já existentes no laboratório, optou-se pela aplicação do processo de eletrocoagulação como pós-tratamento do valo de oxidação. O ponto de coleta selecionado sugere que os flocos formados pela eletrocoagulação possam ser sedimentados no decantador secundário, aprimorando as características do efluente.

Tabela 19 - Características do efluente estudado.

Parâmetro	Bruto 1	Bruto 2	Bruto 3	Bruto 4	Média	Unidade
	Condições 1 e 2	Condições 3, 4 e 5	Condições 6, 7 e 8	Condições 9, 10 e 11		
pH	7,47	7,3	8,20	7,04	7,50 ± 0,43	
Condutividade	919,00	899	997,00	865,00	920,00 ± 48,47	µS/cm
Temperatura	28,20	28,9	29,10	27,80	28,50 ± 0,52	°C
Fósforo Total	18,0	15,6	19,1	17,3	17,50 ± 1,27	mg/L
Ortofosfato	10,20	3,4	10,4	5,2	7,30 ± 3,07	mg/L
DQO	172,40	138,6	83,9	145,8	135,18 ± 32,17	mg/L
Amônia	28,05	26,1	22,2	18,2	23,64 ± 3,78	mg/L
Nitrogênio Total	29	26	31	28	28,50 ± 1,80	mg/L
ST	5950,00	5520,00	5402,00	6386,00	5814,50 ± 387,90	mg/L
STV	3216,00	1736,00	2736,00	2950,00	2659,50 ± 559,64	mg/L
STF	2734,00	3784,00	2666,00	3436,00	3155,00 ± 471,95	mg/L

Fonte: Autoria própria (2024).

4.2 APLICAÇÃO DA ELETROCOAGULAÇÃO PARA TRATAMENTO DE EFLUENTE

Na Tabela 20 são apresentados os resultados de eficiência de remoção de amônia, ortofosfato e DQO e série de sólidos, através do processo de eletrocoagulação, utilizando ânodo

de sacrifício de alumínio e cátodo de aço inoxidável, para cada condição estipulada pelo planejamento fatorial. A concentração inicial de cada um desses parâmetros foi mostrada na Tabela 19.

É possível verificar que a remoção dos nutrientes avaliados (nitrogênio amoniacal e ortofosfato) foi superior a 97% em todas as condições testadas (Tabela 21), obtendo concentrações médias finais de 0,16 e 0,14 mg/L, respectivamente. No Brasil, de acordo com a Resolução CONAMA 430/2011, o limite para o lançamento de nitrogênio amoniacal em corpo d'água é de 20 mg/L N. Para ortofosfato, não há limite discutido na legislação. No entanto, os limites de lançamento para o fósforo total na Resolução CONAMA 430/2011 dependem da classificação do corpo d'água. O código Estadual do Meio Ambiente de Santa Catarina (Santa Catarina, 2009) estabelece um limite máximo de 4 mg/L para P_{total} .

Os resultados também indicam que as eficiências de remoção para DQO variaram desde 45% a 85%. A legislação vigente para padrão de lançamento exige remoção de DQO mínima de 65%, ao comparar o bruto com o tratado, ou concentração final até 180 mg/L (BRASIL, 2011). Os resultados apontam que para o reator controle obteve-se 103,03 mg/L (23,11% de remoção) enquanto os reatores operados com eletrocoagulação variaram entre 21,50 - 76,20 mg/L (45,02% e 85,25% de remoção, respectivamente). Estes resultados são discutidos em detalhes nas próximas seções.

Os reatores de eletrocoagulação removeram cargas consideráveis e satisfatórias de sólidos totais (ST), voláteis (STV) e fixos (STF). Espinoza-Quinones *et al.* (2009), ao utilizar o processo de eletrocoagulação, obtiveram valores aproximados de 65% para remoção de sólidos totais fixos e de 80% para a remoção de sólidos voláteis, enquanto o presente estudo obteve máxima de 70,69% e 68%, respectivamente, o que pode ser atribuído ao processo de formação dos flocos pela ação da eletrocoagulação. A legislação vigente para lançamento exige eficiência mínima de remoção de 20%, após desarenação, para sólidos em suspensão totais.

Tabela 20 - Eficiência de remoção para cada condição analisada.

Condição	pH	DC (A/m ²)	Tempo de aplicação de corrente (horas)	Eficiência de Remoção (%)					
				Amônia	Ortofosfato	DQO	ST	STV	STF
1	6	10	6	99,41 ± 0,02	96,57 ± 0,49	65,37 ± 0,52	59,60 ± 0,02	61,29 ± 0,01	57,61 ± 0,07
2	8	10	6	99,14 ± 0,02	97,94 ± 0,00	59,08 ± 2,99	66,20 ± 0,04	66,29 ± 0,02	66,09 ± 0,06
3	6	30	6	99,57 ± 0,02	98,56 ± 0,48	45,03 ± 2,82	51,87 ± 0,01	58,81 ± 0,05	48,68 ± 0,01
4	8	30	6	99,55 ± 0,05	98,08 ± 0,96	63,39 ± 0,62	54,28 ± 0,04	48,79 ± 0,06	56,79 ± 0,08
5	6	10	3	98,27 ± 0,02	97,06 ± 0,00	58,37 ± 2,81	55,43 ± 0,01	62,50 ± 0,01	52,19 ± 0,00
6	8	10	3	98,60 ± 0,02	97,50 ± 0,15	46,13 ± 7,75	46,69 ± 0,01	40,97 ± 0,01	52,55 ± 0,04
7	6	30	3	99,33 ± 0,02	98,39 ± 0,15	48,99 ± 7,75	50,57 ± 0,02	41,92 ± 0,00	59,45 ± 0,05
8	8	30	3	99,46 ± 0,05	94,71 ± 0,48	68,48 ± 9,23	49,83 ± 0,00	50,62 ± 0,06	49,02 ± 0,06
9	7	20	4	99,95 ± 0,05	99,91 ± 0,09	85,26 ± 0,75	55,92 ± 0,03	62,98 ± 0,04	49,85 ± 0,02
10	7	20	4	99,95 ± 0,00	100,00 ± 0,00	84,84 ± 1,10	69,75 ± 0,00	68,64 ± 0,02	70,69 ± 0,02
11	7	20	4	99,98 ± 0,03	99,91 ± 0,09	80,59 ± 0,55	58,78 ± 0,00	61,97 ± 0,00	56,05 ± 0,01

Fonte: Autoria própria (2024).

4.2.1 Condutividade

Através da Tabela 21 é possível observar os valores de condutividade do efluente. A condutividade elétrica corresponde aos compostos iônicos dissolvidos na água ou no efluente.

Tabela 21 - Variação na condutividade do efluente.

Condição	pH	DC (A/m ²)	Tempo de aplicação de corrente (horas)	Condutividade inicial (µS/cm)	Condutividade pós EC (µS/cm)	Condutividade do reator de controle (µS/cm)
1	6	10	6	919	1001 ± 10,5	1290
2	8	10	6		1021 ± 31,0	
3	6	30	6		1073 ± 27,5	
4	8	30	6	899	1038 ± 45,0	1199
5	6	10	3		1007 ± 12,5	
6	8	10	3	997	1051 ± 50,5	1120
7	6	30	3		998 ± 9,5	
8	8	30	3		1083 ± 4,5	
9	7	20	4	865	994 ± 2,5	1101
10	7	20	4		1019 ± 10,5	
11	7	20	4		1001 ± 2,0	

Fonte: Autoria própria (2024).

Em todos os experimentos realizados, a condutividade aumentou em comparação com o efluente bruto inicial. Durante o processo de eletrocoagulação, a condutividade elétrica pode variar porque a eletrocoagulação envolve uma série de fenômenos físicos, como ativação dos

eletrodos, convecção, difusão e coagulação (Espinoza-Quiñones *et al.*, 2020). Uma possível explicação para isso é o aumento na atividade microbiana, que leva a uma maior liberação de compostos solúveis pelas bactérias, contribuindo para a elevação da condutividade do meio (Alshawabkeh; Shen; Maillacheruvu, 2004). No entanto, esses compostos podem reagir com o alumínio liberado pelo ânodo, resultando em valores de condutividade mais baixos quando comparados ao controle (condutividade no reator controle entre 1101 e 1290 $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$). Outra explicação para esta característica é a ausência da formação de flocos no reator controle, havendo mais sólidos dissolvidos na amostra e, conseqüentemente, aumentando a condutividade (Ali; Mo; Kim, 2012).

Em relação a eletrocoagulação, altas condutividades são benéficas para o sistema, pois reduzem o consumo de energia (Missaoui *et al.*, 2013). Quando a condutividade do efluente é baixa, um eletrólito de suporte, como o cloreto de sódio (NaCl) pode ser adicionado para aumentá-la. Por exemplo, Koyuncu; Arıman (2020) adicionaram 0.05 kg NaCl/m³ no efluente para aumentar a condutividade elétrica da água e melhorar o desempenho do processo de eletrocoagulação. Os eletrólitos de suporte melhoram a condutividade da mistura de eletrocoagulação ao facilitar a transferência de elétrons na dissolução do ânodo. Como resultado, uma corrente maior pode passar pela solução eletrolítica com uma tensão menor, diminuindo o consumo de energia do processo de EC, tornando-o mais econômico ao economizar tempo e recursos para atingir a mesma eficiência. O eletrólito mais comum usado é o NaCl, pois é de baixo custo e facilmente encontrado (Tahreen; Jami; Ali, 2020).

De acordo com Lacasa *et al.* (2011), na coagulação química, a condutividade aumenta significativamente quando comparado ao aumento obtido no processo de eletrocoagulação. Esses resultados alertam sobre a problemática da adição de grandes doses de coagulante, que pode causar a deterioração das tubulações dos equipamentos pela formação de incrustações no interior do sistema (Lacasa *et al.*, 2011). Vale ressaltar que este é um parâmetro importante para água de reúso, principalmente relacionado ao uso na agricultura.

4.2.2 pH

Os resultados mostram uma neutralização do pH após a passagem pela EC, como observado na Tabela 22. Os reatores que tiveram o pH inicial ajustado para 6, houve um aumento de pH após o tratamento. Já para os reatores que foram ajustados com pH inicial 8, houve uma diminuição do pH após a eletrocoagulação. Por fim, os reatores ajustados com pH neutro (7), tiveram pequenas variações no valor após a eletrocoagulação (entre 7,01 e 7,10).

O aumento do potencial hidrogeniônico ocorre devido à formação de íons OH^- no cátodo que não reagem com partículas carregadas positivamente. O excesso desses íons formados eleva o pH da solução (Shafaei *et al.*, 2011). Porém, apesar da formação de OH^- no cátodo, a reação de produção de $\text{Al}(\text{OH})_3$ próximo ao ânodo libera H^+ (Equação 2), resultando na diminuição do pH. Esses resultados indicam que EC pode funcionar como um tampão de pH (Safari; Azadi Aghdam; Kariminia, 2016). Vale destacar que estes valores atendem a Resolução CONAMA 430/2011, em que o valor de pH para o lançamento de esgoto sanitário deve estar entre a faixa de 5 e 9.

Tabela 22 - Variação no pH do efluente.

Condição	pH	DC (A/m ²)	Tempo de aplicação de corrente (horas)	pH final
1	6	10	6	7,23 ± 0,07
2	8	10	6	7,31 ± 0,01
3	6	30	6	7,29 ± 0,05
4	8	30	6	7,25 ± 0,05
5	6	10	3	7,16 ± 0,03
6	8	10	3	7,185 ± 0,03
7	6	30	3	7,44 ± 0,06
8	8	30	3	7,345 ± 0,01
9	7	20	4	7,05 ± 0,04
10	7	20	4	7,05 ± 0,00
11	7	20	4	7,10 ± 0,00

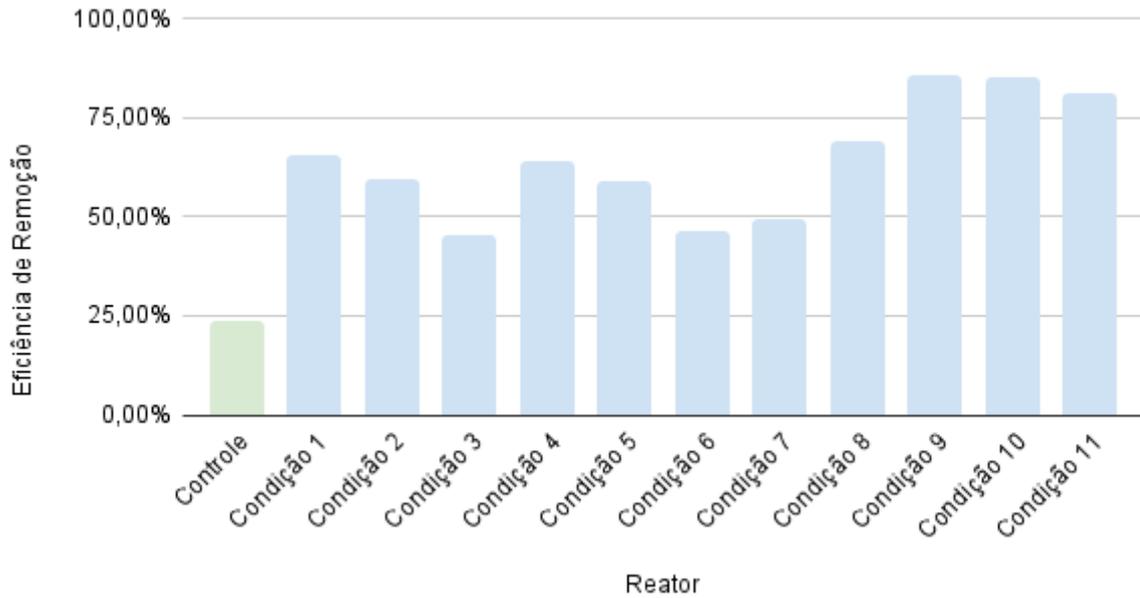
Fonte: Autoria própria (2024).

4.3 DETERMINAÇÃO DAS CONDIÇÕES ÓTIMAS PARA ELETROCOAGULAÇÃO

4.3.1 Demanda Química de Oxigênio - DQO

A eletrocoagulação proporciona uma alta remoção de DQO em comparação ao reator de controle, devido ao processo eletroquímico, como pode ser observado na Figura 10. A eficiência satisfatória da eletrocoagulação pode ser explicada pelo fato de o processo transformar moléculas complexas em substâncias de menor peso molecular, tornando-as mais biodegradáveis e facilmente assimiláveis pelos organismos (Torres *et al.*, 2003). Além disso, os íons Al^{3+} liberados pelo ânodo reagem com a matéria orgânica solúvel, promovendo a formação de flocos, o que também contribui para a remoção da DQO solúvel.

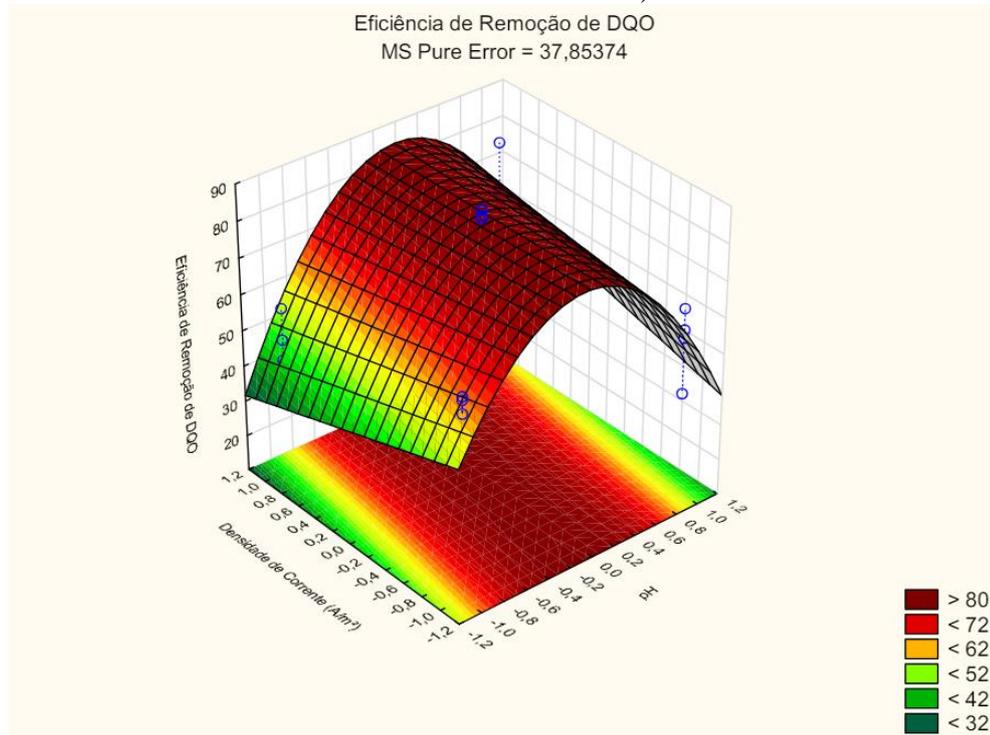
Figura 10 - Eficiência de Remoção de DQO.



Fonte: Autoria própria (2024).

No gráfico de superfície de resposta apresentado na Figura 11 é apresentado que os melhores resultados de remoção de DQO aconteceram no pH próximo do neutro (7), independentemente do valor de densidade de corrente aplicado, sendo este um benefício da eletrocoagulação ao ser associada com outras tecnologias de tratamento de efluente: alto desempenho em baixas densidades de corrente. Ainda observando a Figura 11, pode-se notar uma pequena tendência de o ponto ótimo estar mais próximo dos valores de pH mais baixos e, com o aumento do pH, necessita-se de uma densidade de corrente maior. Em reatores de EC com eletrodos de alumínio, isso pode acontecer devido a solubilidade do hidróxido de alumínio $[Al(OH)_3]$ ser mínima em um pH mais baixo, próximo de 4 (Pichard *et al.*, 2000). Sendo assim, com pH mais alto e maior solubilidade do alumínio, há uma diminuição na eficiência do eletrodo, necessitando de uma maior densidade de corrente para manter os níveis de remoção.

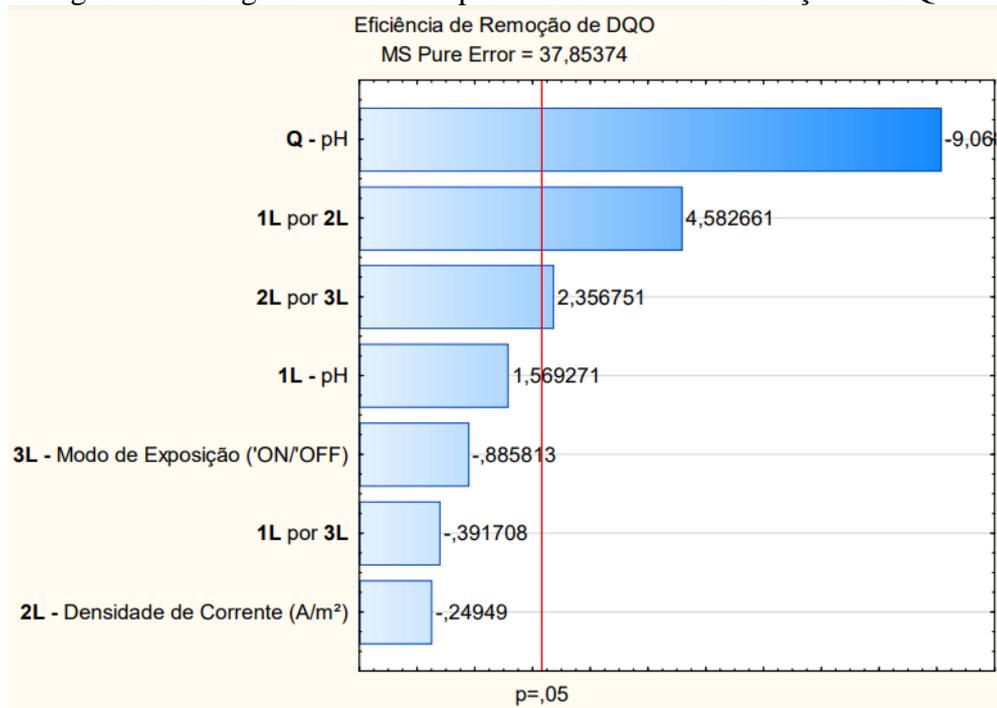
Figura 11 - Gráfico de Superfície de Resposta para a Eficiência de Remoção de DQO (pH x Densidade de Corrente).



No gráfico de Pareto é mostrada a magnitude do impacto dos fatores na remoção de DQO, refletida pelo tamanho das barras na Figura 12. O sinal positivo ou negativo indica o tipo de efeito que o fator tem no processo, enquanto a linha vertical correspondente a $p = 0,05$ demonstra a significância estatística do efeito. Pode-se observar que o pH (na forma quadrática) destaca-se como o fator mais influente no processo, com um efeito negativo: aumentar o pH reduz a eficiência de remoção.

Como apresentado no diagrama da Figura 12, a densidade de corrente possui efeito negativo, ou seja, ao aumentar a densidade de corrente pode diminuir a eficiência do processo. Isso acontece porque, quando o reator de eletrocoagulação é operado por um tempo prolongado, a solução fica rica em OH^- , fazendo com que o oxigênio que reagiu com o alumínio na superfície do eletrodo produza uma espécie de “filme” na superfície do ânodo. A formação deste filme é uma desvantagem quando se utiliza o alumínio como eletrodo (Niza *et al.*, 2020). Portanto, quando as bolhas de gás são produzidas em maior quantidade, desencadeia-se a formação de um filme mais espesso na superfície do eletrodo e, conseqüentemente, reduzindo a remoção dos poluentes (Yang; Shen; Zhang, 2016). Isso resulta em aumento do consumo de energia e diminuição da eficiência do processo, pois pode inibir a liberação de íons Al^{3+} e a transferência de elétrons (Gao *et al.*, 2010).

Figura 12 - Diagrama de Pareto para a Eficiência de Remoção de DQO.

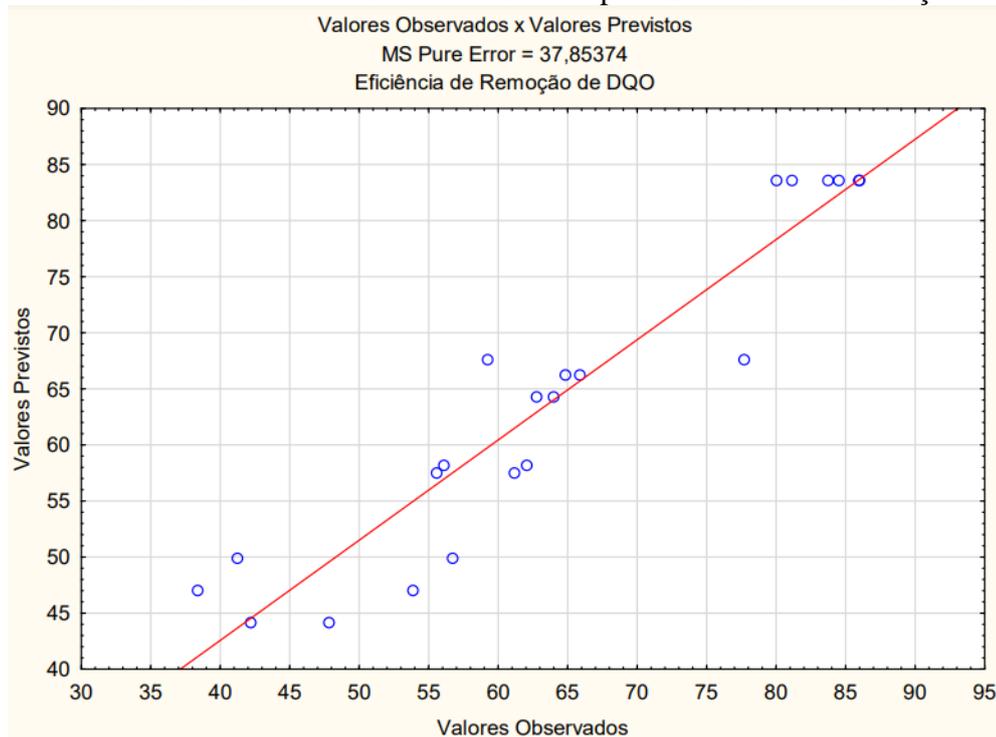


Fonte: Autoria própria (2024).

A interação entre pH e modo de exposição revelou um efeito estimado negativo (-0,3917). Esse efeito sugere que, embora o pH possa aumentar a eficiência e o modo de exposição possa diminuí-la individualmente, a combinação de níveis elevados de pH e altos valores de modo de exposição resulta em uma eficiência de remoção menor do que o esperado com base nos efeitos individuais. Em outras palavras, em condições de modo de exposição mais prolongado (maior tempo sem aplicação de corrente elétrica), a eficácia de um pH mais elevado é comprometida.

No gráfico de distribuição dos resíduos (Figura 13), é apresentada a relação entre os valores previstos pelo modelo (representados pela linha) e os valores observados experimentalmente (representados pelos pontos), por meio do qual é demonstrado que os valores observados estão próximos da linha, evidenciando uma forte correlação com os valores previstos e indicando um bom ajuste para a remoção de DQO.

Figura 13 - Valores Previstos x Valores Observados para Eficiência de Remoção de DQO.



Fonte: Autoria própria (2024).

Pela análise de variância (ANOVA) da Tabela 23, observa-se que o valor de R^2 para a remoção de DQO foi 0,894, o que indica que o modelo explica cerca de 90% da variabilidade na remoção de DQO. Segundo Dias *et al.* (2021), um modelo é considerado bem ajustado quando ele apresenta R^2 maior que 80%.

Os resultados da ANOVA indicaram que o pH, em sua forma quadrática, teve um impacto significativo na remoção de DQO ($p < 0,0001$), como previamente mencionado. Um valor de $p < 0,05$ significa que o fator afeta o processo de remoção de DQO com um nível de confiança acima de 95%. Ainda, demonstra que o pH quadrático tem efeito sobre a DQO, assim como a interação do pH e da densidade de corrente linear.

Para demonstrar a aplicabilidade do modelo para prever as variáveis de resposta, faz-se necessário um “*lack of fit*” (falta de ajuste), usado para comparar o desvio dos pontos reais da superfície ajustada em relação ao erro puro, não significativo, ou seja, $p \geq 0,05$ (Mook *et al.*, 2013). O valor de p calculado para a falta de ajuste foi de 0,575 para a remoção de DQO, sendo maior que 0,05; assim, não há evidências estatisticamente significativas de que o modelo não representa os resultados com um nível de confiança de 95%.

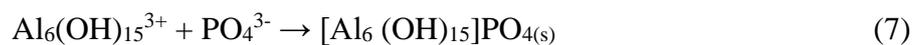
Tabela 23 - ANOVA para Eficiência de Remoção de DQO.

Fator	SS	df	MS	F	p
1L - pH	93,219	1	93,219	2,463	0,141
1Q - pH	3113,220	1	3113,220	82,243	<0,0001
2L - Densidade de Corrente	2,356	1	2,356	0,062	0,807
3L - Modo de Exposição	29,703	1	29,703	0,785	0,392
1L por 2L	794,958	1	794,958	21,001	0,001
1L por 3L	5,808	1	5,808	0,153	0,702
2L por 3L	210,250	1	210,250	5,554	0,035
Lack of fit	12,532	1	12,532	0,331	0,575
Pure Error	492,099	13	37,854		
Total SS	4754,145	21			
R ²	0,894				

Fonte: Autoria própria (2024). Nota: L: linear. Q: quadratic (quadrático). SS: sum of squares (soma de quadrados). df: degrees of freedom (graus de liberdade). MS: mean square (quadrado principal). F: factor (fator). p probability (probabilidade). Lack of fit (falta de ajuste). Pure error (erro puro).

4.3.2 Fósforo

Na Tabela 20 é apresentada a eficiência do processo de eletrocoagulação na remoção de ortofosfato, mostrando uma remoção superior a 96% em todas as condições testadas. Essa alta eficiência na remoção de PO_4^{3-} pode ser atribuída à interação do Al^{3+} liberado pelo ânodo durante a eletrocoagulação com o PO_4^{3-} solúvel presente no efluente, gerando espécies insolúveis (Equação 6), que são facilmente removidas por sedimentação ou filtração por membrana (Mollah *et al.*, 2004). Além disso, a adsorção de PO_4^{3-} solúvel pelos hidróxidos de alumínio insolúveis, formados durante o processo de eletrocoagulação (Equação 7), também contribui significativamente para a remoção de PO_4^{3-} (Bani-Melhem; Smith, 2012). Os flocos de alta densidade são então separados por sedimentação ou por flotação através da ação das bolhas de gás geradas no cátodo.

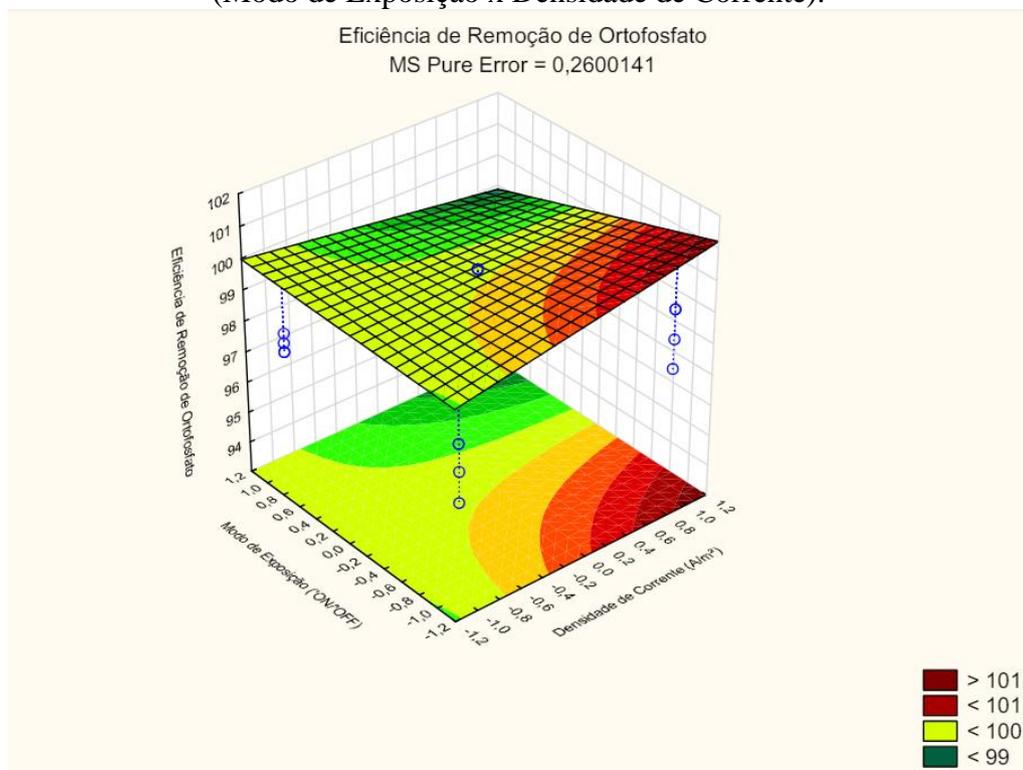


Além deste mecanismo de interação do PO_4^{3-} solúvel com os íons Al^{3+} , durante a eletrocoagulação também há o depósito de frações inorgânicas de fósforo na superfície do cátodo, o que contribui para a remoção de fósforo total (P_{total}) do efluente. A presente pesquisa obteve aproximadamente 100% de remoção de fósforo total em todas as condições estudadas.

Nguyen *et al.* (2017), em seus estudos, também obtiveram 100% de remoção de P_{total} , em ótimas condições de eletrocoagulação.

Ainda, através do gráfico de superfície de resposta (Figura 14) é possível inferir que se pode obter valores de 100% de remoção de ortofosfato operando o sistema com modo de exposição próximo ao ponto central (5 ON / 25 OFF), ou seja, com 4 horas de aplicação de corrente elétrica, e densidades de corrente próximos ao valor inferior (10 A/cm). Este é um resultado interessante do ponto de vista de energético e econômico, pois mesmo em cenários com baixa aplicação de corrente, e com longos tempos de eletrocoagulação desligada, é possível obter valores altos de eficiência. Moussa *et al.* (2017) apontam que quando uma corrente muito grande é utilizada, há chances de desperdiçar energia elétrica no aquecimento da água e até mesmo uma diminuição na eficiência da corrente, expressa como a razão entre a corrente consumida para produzir um determinado produto e o consumo total de corrente. Além disso, efeitos como dispersão dos flocos formados e redução da vida útil do eletrodo podem ser observadas em valores elevados de corrente elétrica.

Figura 14 - Gráfico de Superfície de Resposta para a Eficiência de Remoção de Ortofosfato (Modo de Exposição x Densidade de Corrente).

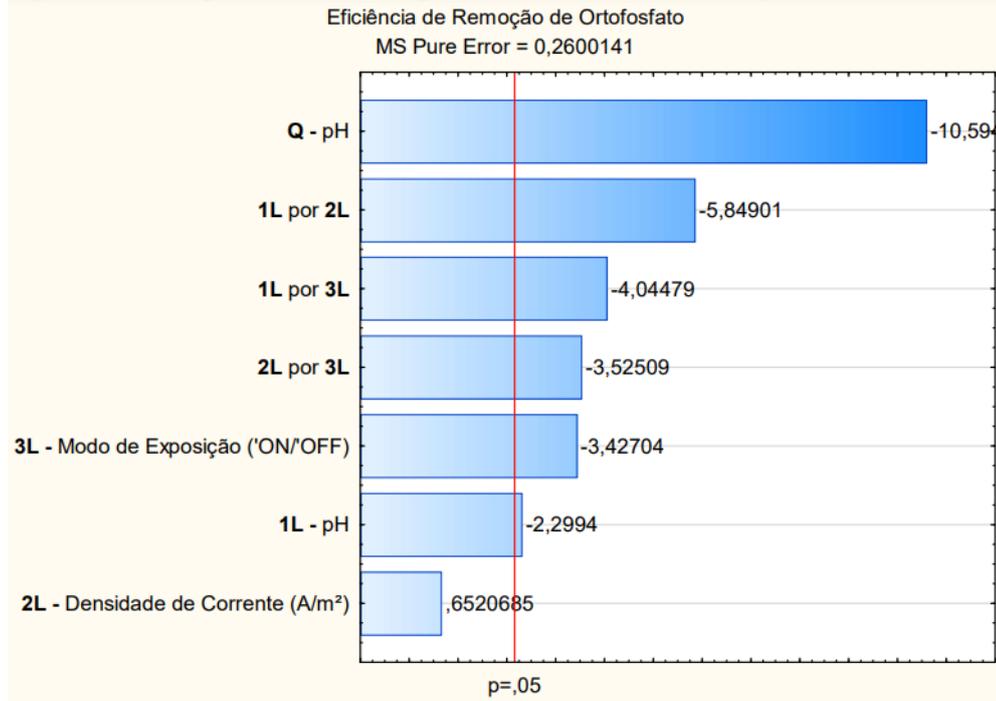


Fonte: Autoria própria (2024).

No gráfico de Pareto (Figura 15) é mostrado que todas as variáveis, com exceção da densidade de corrente, apresentam significância no processo de remoção de ortofosfato, além da combinação dos fatores. De maneira semelhante, Lacasa *et al.* (2011) observaram que

pequenas alterações na densidade de corrente não levam a melhorias significativas na capacidade de remoção de ortofosfato, uma vez que a quantidade de alumínio adicionada ao meio líquido não é consideravelmente modificada.

Figura 15 - Diagrama de Pareto para a Eficiência de Remoção de Ortofosfato.



Fonte: Autoria própria (2024).

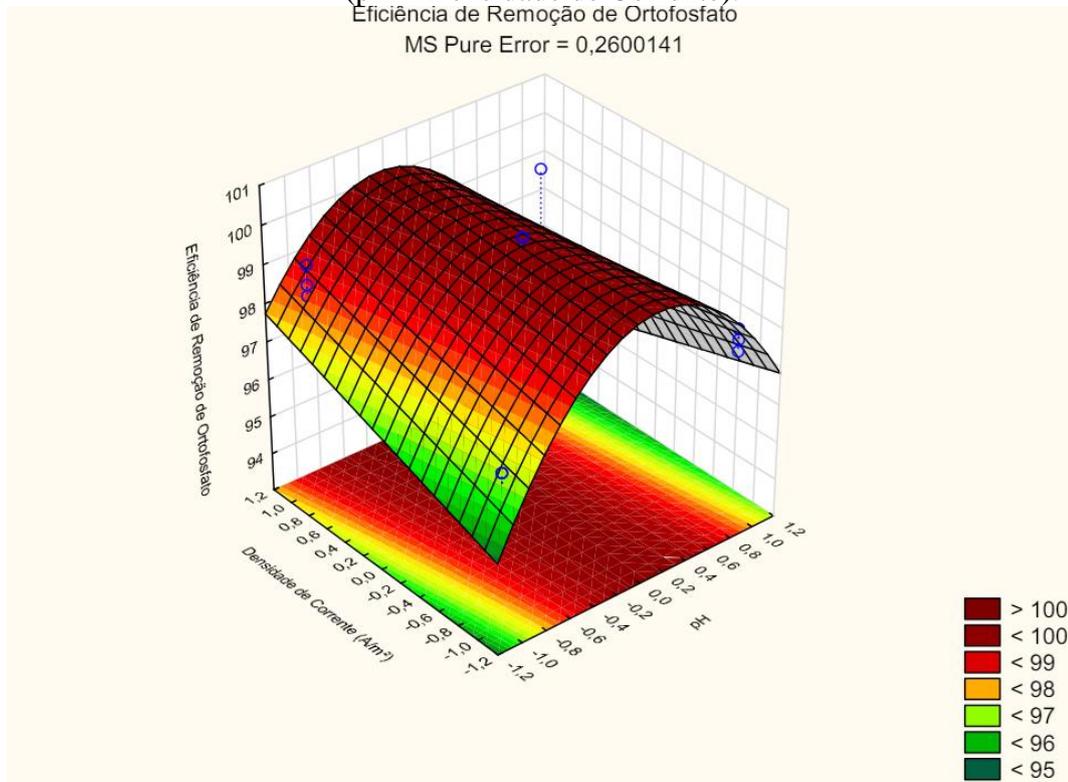
Também, é possível observar, que os efeitos estimados estatisticamente significativos são negativos. Por exemplo, a influência do pH foi negativa, isto é, à medida que o pH aumentou, a eficiência de remoção do ortofosfato diminuiu. Resultados semelhantes foram observados em estudos anteriores, utilizando anodo de sacrifício de alumínio (Attour *et al.*, 2014; Bakshi *et al.*, 2020).

O pH influencia a forma como os compostos de hidróxido de alumínio encontram-se disponíveis no meio. Em condições de pH baixo, o alumínio se apresenta como íons solúveis Al^{3+} . Em condições de pH elevado, ele se encontra como íons $Al(OH)_4^-$ (Bakshi *et al.*, 2020). Em pH 8, os íons $Al(OH)_4^-$ são predominantes. Eles são solúveis e, portanto, não são interessantes para a adsorção de compostos de fósforo (Hu *et al.*, 2023). Os compostos $Al(OH)_3(s)$ são menos solúveis na faixa de pH 4 a 7, onde sua formação é favorecida. A geração desses compostos favorece a formação de soluções de hidróxido carregadas positivamente (nas superfícies dos óxidos de alumínio) que são capazes de adsorver os ânions HPO_4^{2-} e $H_2PO_4^-$, melhorando a adsorção das espécies aniônicas de fosfato por atração eletrostática e troca de ligantes (Omwene *et al.*, 2018; Dura; Breslin, 2019). A adsorção dos fosfatos nos hidróxidos

de alumínio ocorre geralmente por troca de ligantes entre os fosfatos e os grupos hidroxila na superfície, porque a maioria das espécies carregadas negativamente é facilmente adsorvida pelos hidróxidos de alumínio. No entanto, em valores de pH mais altos, a carga superficial dos hidróxidos (de alumínio) diminui, prejudicando sua capacidade de adsorver e, assim, remover os ânions de fosfato (Omwene *et al.*, 2018). Dessa forma, pode-se inferir que valores baixos de pH são mais eficientes na remoção de ortofosfato utilizando eletrodo de sacrifício de alumínio para eletrocoagulação.

A combinação entre pH e densidade de corrente também apresentou um efeito estimado negativo (-5,84). O valor negativo da interação sugere que embora individualmente a densidade de corrente aumente a eficiência e o pH diminua a eficiência, a combinação de altos níveis de pH e alta densidade de corrente resulta em uma eficiência de remoção menor do que o esperado com base nos efeitos individuais. Assim, em condições de pH elevado, a eficácia da maior densidade de corrente é comprometida. Esse cenário pode ser visualizado no gráfico de superfície de resposta (Figura 16), em que, em menores valores de pH, e valores mais altos de densidade de corrente, estima-se que a eficiência seja próxima a 100%.

Figura 16 - Gráfico de Superfície de Resposta para a Eficiência de Remoção de Ortofosfato (pH x Densidade de Corrente).



Pela análise da Figura 16, é possível concluir que, mantendo o pH entre os níveis -0,8 e +0,8 (valores de pH entre 6,2 e 7,8), obtém-se mais de 98% de eficiência de remoção de DQO, independentemente do valor da densidade de corrente. Este cenário já estava previsto no diagrama de Pareto (Figura 15), onde o pH (na forma quadrática e linear), possui efeito significativo no processo, enquanto a densidade de corrente não possui. Com isso, há a vantagem de se poder trabalhar com baixas densidades de correntes e ainda obter altos valores de remoção, economizando energia e diminuindo o consumo do eletrodo de sacrifício.

O R^2 é um dos métodos mais comumente utilizados, indicando o nível de variância na variável dependente em relação à sua relação com a variável independente e é calculado como um valor entre 0 e 1. Quanto mais próximo a 1, melhor o ajuste. A análise de variância está apresentada na Tabela 24, por meio da qual pode-se observar que o valor de R^2 para a remoção de ortofosfato foi 0,915, o que indica que o modelo explica cerca de 91% da variabilidade na remoção deste poluente. A influência das condições operacionais na remoção de fósforo pode ser descrita pelo valor de F. Foi constatado que os termos com valores de F mais altos têm um maior efeito nas respostas de saída (Asadi; Zilouei, 2017). Assim, entre os termos individuais, o pH (na forma quadrática e linear) e o modo de exposição, têm efeito mais forte sobre a eficiência de remoção.

Tabela 24 - ANOVA para Eficiência de Remoção de Ortofosfato.

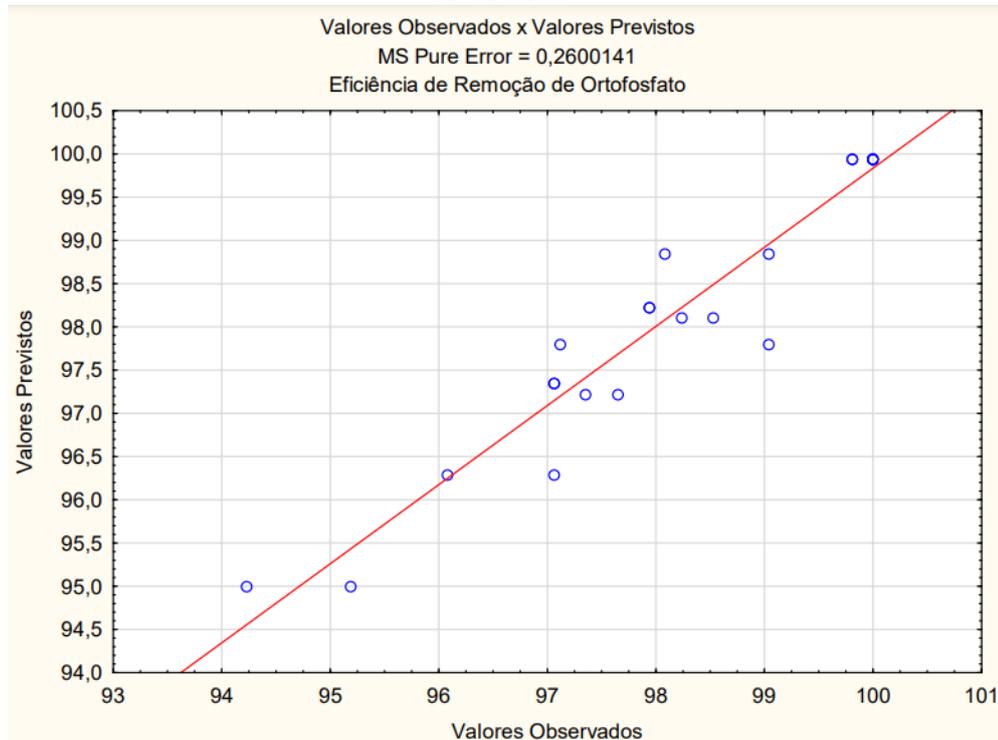
Fator	SS	df	MS	F	p
1L - pH	1,375	1	1,375	5,287	0,039
1Q - pH	29,182	1	29,182	112,234	<0,0001
2 - Densidade de Corrente	0,111	1	0,111	0,425	0,526
3 - Modo de Exposição	3,054	1	3,054	11,745	0,005
1L por 2L	8,895	1	8,895	34,211	0,000
1L por 3L	4,254	1	4,254	16,360	0,001
2L por 3L	3,231	1	3,231	12,426	0,004
Lack of fit	1,283	1	1,283	4,933	0,045
Pure Error	3,380	13	0,260		
Total SS	54,380	21			
R²	0,915				

Fonte: Autoria própria (2024). Nota: L: linear. Q: quadratic (quadrático). SS: sum of squares (soma de quadrados). df: degrees of freedom (graus de liberdade). MS: mean square (quadrado principal). F: factor (fator). p probability (probabilidade). Lack of fit (falta de ajuste). Pure error (erro puro).

Em resumo, o modelo possui um ótimo ajuste (>80%), o que também foi confirmado no gráfico de distribuição dos resíduos (Figura 17), onde valores observados

experimentalmente (círculos azuis) seguem a mesma tendência dos valores previstos pelo modelo (linha vermelha).

Figura 17 - Valores Previstos x Valores Observados para Eficiência de Remoção de Ortofosfato.



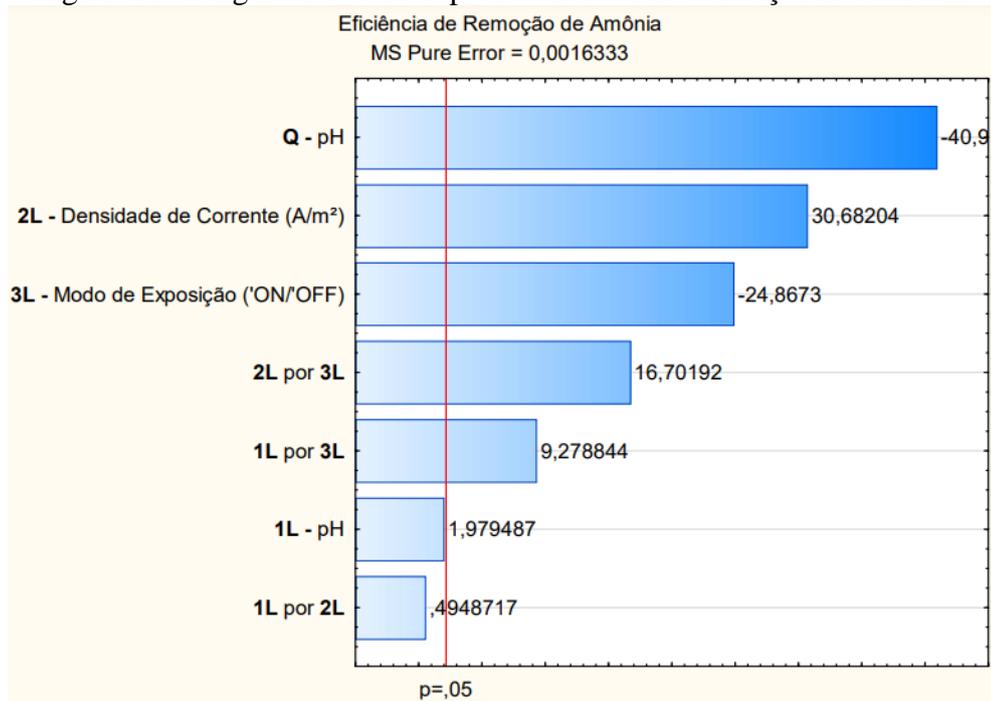
Fonte: Autoria própria (2024).

4.3.3 Nitrogênio

A partir da Tabela 20, pode-se concluir que para todas as condições analisadas foram obtidas eficiência de remoção de amônia maiores que 98%. A alta remoção de NH_4^+ pode ocorrer devido ao processo de eletroestimulação, decorrente da aplicação da corrente elétrica. Durante esse processo, a corrente elétrica, mantida dentro de uma faixa específica, estimula o metabolismo e a atividade dos micro-organismos, incluindo as enzimas essenciais para a nitrificação: monooxigenase de amônia, oxidorreductase de hidroxilamina e oxidoreductase de nitrito (Alshawabkeh; Shen; Maillacheruvu, 2004; Follmann *et al.*, 2020).

No diagrama de Pareto da Figura 18 é mostrada duas características da densidade de corrente: que possui efeito significativo no processo de eletrocoagulação e que este efeito é positivo, ou seja, aumentando-se o valor da corrente, aumenta-se a eficiência de remoção de amônia. À medida que a intensidade da corrente aumenta, a densidade das bolhas de gás também aumenta, resultando em bolhas de tamanho menor, o que facilita a flotação e a remoção mais rápida de poluentes (Kabdaşlı. *et al.*, 2012).

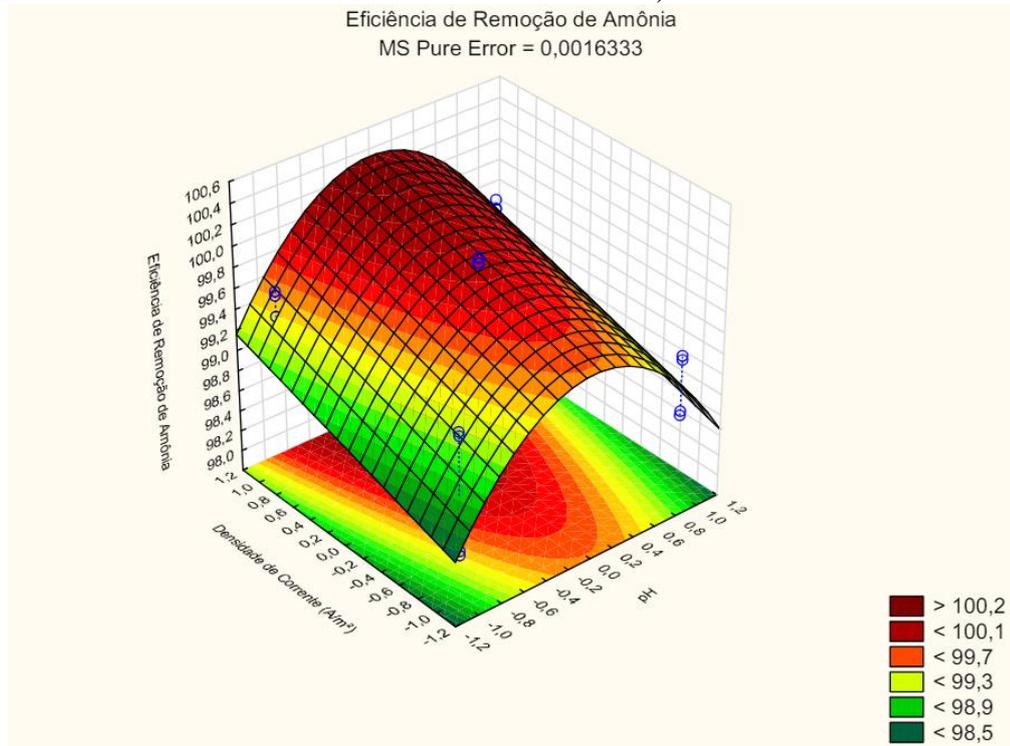
Figura 18 - Diagrama de Pareto para Eficiência de Remoção de Amônia.



Fonte: Autoria própria (2024).

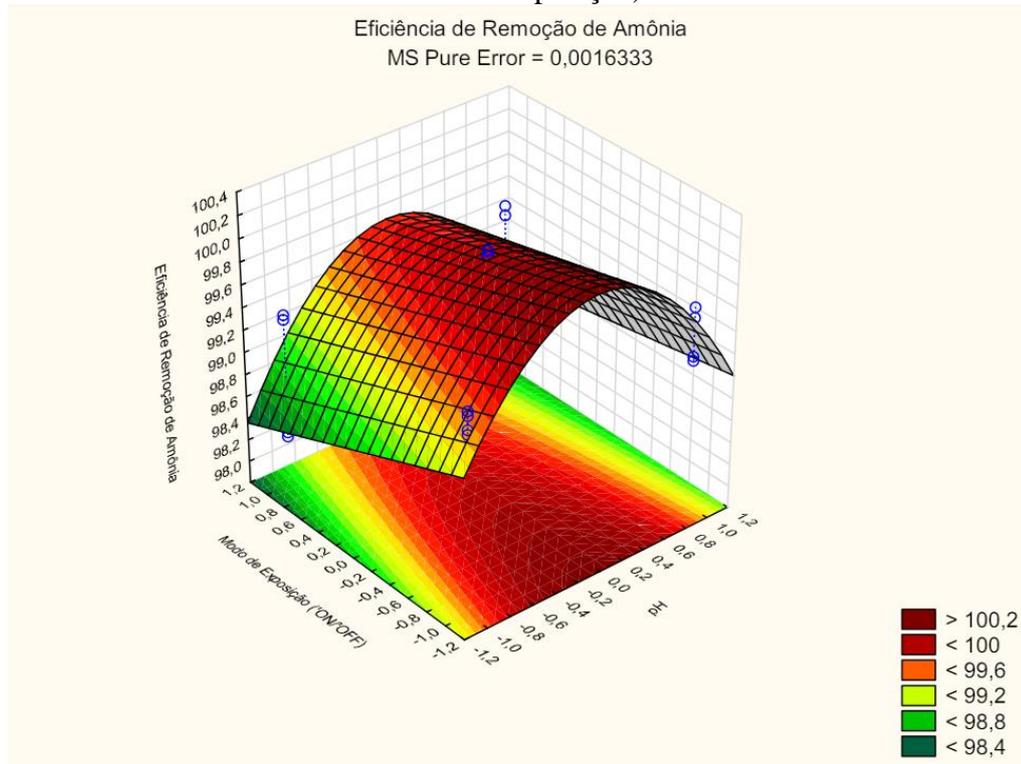
Considerando os valores de densidade de corrente estudados, em nenhum deles observou-se um decaimento na remoção após longa exposição ao tratamento, concluindo-se que todas as densidades de corrente aplicadas são válidas. Ainda, como já mencionado, correntes mais altas estimulam a ação das bactérias nitrificantes, o que pode ser observado pela Figura 19.

Figura 19 - Gráfico de Superfície de Resposta para a Eficiência de Remoção de Amônia (pH x Densidade de Corrente).



Foi observado por Aoudj, Khelifa e Drouiche (2017) e Stasiuk *et al.* (1974) que o pH ótimo para remoção de amônia estaria entre 5 e 9. Essa característica foi retratada na Figura 19 e na Figura 20: mantendo-se a densidade de corrente próxima do valor mais alto (30 A/m²) e o modo de exposição no nível mais baixo (com 6 horas de aplicação de corrente elétrica no total), independentemente do valor do pH (valores analisados entre 6 e 8), têm-se os melhores resultados de eficiência de remoção de amônia.

Figura 20 - Gráfico de Superfície de Resposta para a Eficiência de Remoção de Amônia (pH x Modo de Exposição).

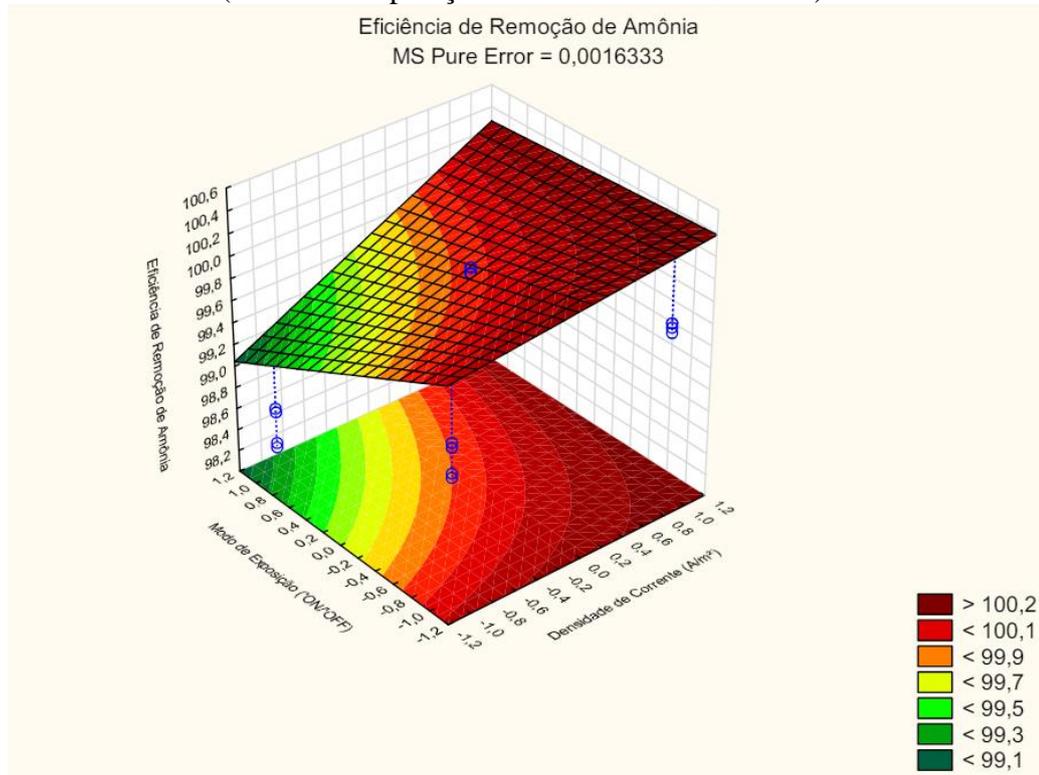


Fonte: Autoria própria (2024).

Pela observação da Figura 21, independentemente do valor de densidade de corrente aplicada, os melhores resultados de remoção de amônia estão atrelados aos menores valores de modo de exposição, ou seja, quando houve menores tempos sem aplicação de eletricidade nos reatores. No modo de exposição no menor nível, isso é, 5 minutos com a corrente ligada e 15 minutos com a corrente desligada, por 24 horas, a corrente foi aplicada por 6 horas no total. No modo de exposição mais alto (5 ON / 35 OFF), a corrente foi aplicada por apenas 3 horas. O tempo total de aplicação da EC foi estudada por Mohammadi, Khadir e Tehrani (2019), os quais observaram que com o aumento no tempo de reação houve o aumento na remoção do nitrogênio da solução. A razão por trás desse fenômeno é o fato de que, para uma densidade de corrente fixa, a geração de hidróxidos metálicos cresce à medida que o tempo de reação aumenta, fornecendo mais coagulante para adsorver o NT da solução, resultando em um aumento na eficiência de remoção.

A influência negativa do modo de exposição também é observada pelo diagrama de Pareto (Figura 18), onde este parâmetro ultrapassa a linha vermelha ($p=0,05$), mostrando que possui efeito significativo do processo, além de ter sinal negativo (-24,8673), ou seja, o seu crescimento é inversamente proporcional à eficiência de remoção.

Figura 21 - Gráfico de Superfície de Resposta para a Eficiência de Remoção de Amônia (Modo de Exposição x Densidade de Corrente).



Pela análise de variância apresentada pela Tabela 25, o valor de R^2 para remoção de amônia foi de 0,988, indicando uma boa adequação dos dados ao modelo, com 98,79% dos dados experimentais ajustando-se ao modelo previsto (Mohammadi; Khadir; Tehrani, 2019).

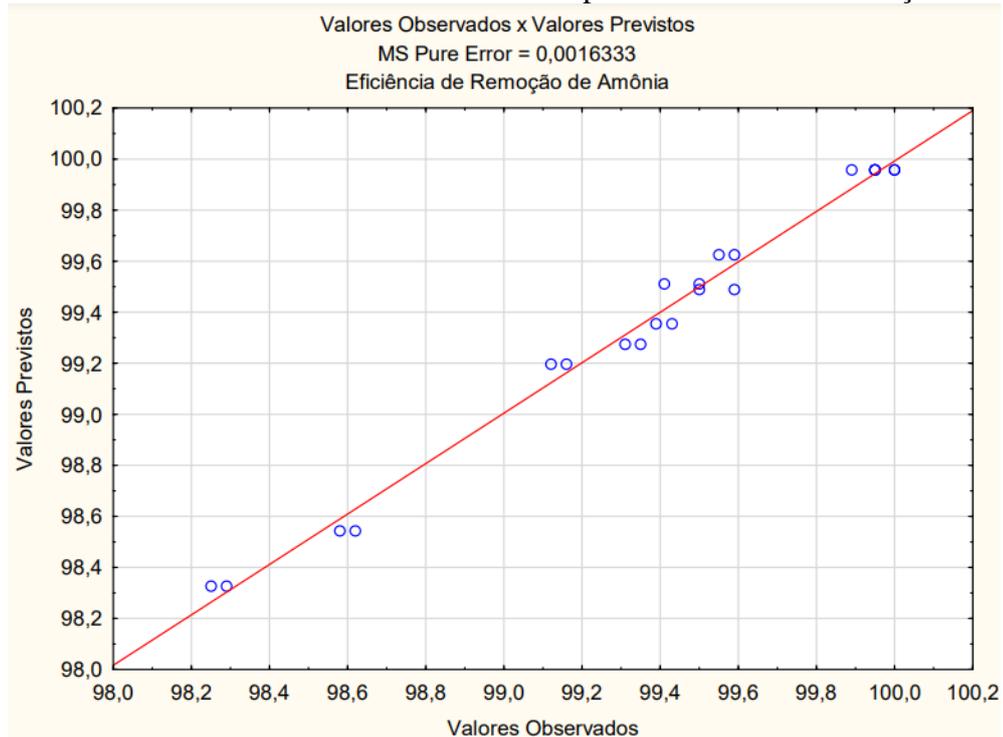
Tabela 25 - ANOVA para Eficiência de Remoção de Amônia.

Fator	SS	dF	MS	F	p
1L - pH	0,006	1	0,006	3,918	0,069
1Q - pH	2,735	1	2,735	1674,397	<0,0001
2 - Densidade de Corrente	1,538	1	1,538	941,388	<0,0001
3 - Modo de Exposição	1,010	1	1,010	618,383	<0,0001
1L por 2L	0,000	1	<0,0001	0,245	0,629
1L por 3L	0,141	1	0,141	86,097	<0,0001
2L por 3L	0,456	1	0,456	278,954	<0,0001
Lack of fit	0,051	1	0,051	30,995	<0,0001
Pure Error	0,021	13	0,002		
Total SS	5,957	21			
R²	0,988				

Fonte: Autoria própria (2024). Nota: L: linear. Q: quadratic (quadrático). SS: sum of squares (soma de quadrados). df: degrees of freedom (graus de liberdade). MS: mean square (quadrado principal). F: factor (fator). p probability (probabilidade). Lack of fit (falta de ajuste). Pure error (erro puro).

Complementarmente, o modelo foi validado pela distribuição dos resíduos (Figura 22). Os valores previstos pelo modelo (linha vermelha) e os valores observados (círculos azuis) são significativamente semelhantes, mostrando uma forte correlação entre eles, com um excelente ajuste (98,79%) do modelo matemático, indicando que este modelo é preditivo para a remoção de amônia.

Figura 22 - Valores Previstos x Valores Observados para Eficiência de Remoção de Amônia.



Fonte: Autoria própria (2024).

Além disso, a oxidação do nitrogênio amoniacal durante a eletrocoagulação envolve a adsorção, transferência direta de elétrons e conversão em N_2 na superfície do ânodo. Por outro lado, a oxidação indireta ocorre por meio de reações anódicas que formam oxidantes intermediários (como Cl_2 , $HClO$ e ClO^-), os quais podem acelerar a oxidação da amônia (Aoudj; Khelifa; Drouiche, 2017). A redução direta e indireta de nitrato e nitrito ocorre na superfície do cátodo por meio da transferência direta de elétrons ou da reação de hidrogenação (Hu *et al.*, 2023). Ainda, ao utilizar placas de alumínio, os flocos crescentes de hidróxido de alumínio adsorveram os íons de amônio formados (Lacasa *et al.*, 2011).

Assim sendo, através da eletrocoagulação, pode-se atingir a remoção do nitrogênio total, o qual pode ser considerado um gargalo para as ETE devido ao nível operacional demandado para a remoção biológica de nitrogênio. Conforme apresentado na Tabela 26, através da eletrocoagulação foi possível obter uma média de 78,40% de remoção de nitrogênio total do efluente. Valores parecidos de eficiência foram observados por Mohammadi, Khadir e

Tehrani (2019), os quais, em condições ótimas para a eletrocoagulação, obtiveram 81,59% de remoção de nitrogênio total.

Tabela 26 - Eficiência de remoção de nitrogênio total.

Condição	Bruto (mg/L)	Após eletrocoagulação (mg/L)	Eficiência de Remoção
Condição 1	31,00	6,50 ± 0,50	79,03%
Condição 2		7,00 ± 1,00	77,42%
Condição 3	29,00	6,00 ± 1,00	79,31%
Condição 4		5,50 ± 0,50	81,03%
Condição 5		8,50 ± 0,50	70,69%
Condição 6	30,00	8,50 ± 0,50	71,67%
Condição 7		6,50 ± 1,50	78,33%
Condição 8		8,00 ± 1,00	73,33%
Condição 9		5,00 ± 0,00	84,38%
Condição 10	32,00	5,00 ± 0,00	84,38%
Condição 11		5,50 ± 0,50	82,81%
Média	30,50	6,55	78,40%

Fonte: Autoria própria (2024).

A partir da discussão e de acordo com a Tabela 20, a condição que alcançou maiores resultados para eficiência de remoção (média de 82,31%) foi a Condição nº 10, onde o efluente com pH ajustado para 7 foi submetido à eletrocoagulação com densidade de corrente de 20 A/m², por 24h, operando em intermitência de 5 minutos com corrente ligada e 25 minutos com corrente desligada (4 horas de aplicação de corrente elétrica). Ainda, é interessante que remoções satisfatórias sejam atingidas em densidades de corrente baixas, uma vez que isso possibilita a um menor consumo de eletrodos e de energia elétrica (Tones *et al.*, 2024).

4.4 REÚSO DO EFLUENTE TRATADO COM ELETROCOAGULAÇÃO

A avaliação da qualidade do efluente para emprego como água de reúso foi realizada conforme diretrizes estabelecidas pelo Brasil (ANA/FIESP/SINDUSCON, 2005), Espanha (MARM, 2007) e Estados Unidos (USEPA, 2004/2012).

Em relação ao enquadramento nas Classes I, II, III e IV conforme o manual da ANA/FIESP/SINDUSCON (2005), conforme apresentado na Tabela 27, verificou-se que os parâmetros físico-químicos estão em conformidade para reúso. As análises de *Escherichia coli* realizadas tanto com o efluente coletado após os valos de oxidação da ETE Lagoa da Conceição, quanto com o efluente após eletrocoagulação apresentaram valores acima da faixa de medição

do método *Colilert*. Deve-se considerar que, na ETE, o efluente ainda passa pelos processos de decantação e desinfecção com cloro. Sendo assim, em pesquisas paralelas realizadas pelo laboratório LaRA com o efluente da saída da estação, não foi detectado coliformes totais e *Escherichia coli*. Com isso, conclui-se que a eletrocoagulação atua na melhoria das características físico-químicas, enquanto a inativação das características microbiológicas pode ser obtida pela etapa de desinfecção. Deve-se considerar, então, que após tratamento total pelas unidades de tratamento da ETE com adição da eletrocoagulação e posterior decantação e desinfecção, o efluente pode se enquadrar dentro da legislação de reúso.

Tabela 27 - Avaliação da qualidade do efluente conforme ANA, FIESP e SINDUSCON.

Parâmetro	Após eletrocoagulação (média)	ANA, FIESP, SINDUSCON			
		Classe 1	Classe 2	Classe 3	Classe 4
pH	7,22 ± 0,12	6,0 - 9,0	6,0 - 9,0	6,0 - 9,0	
Amônia (mg/L)	0,16 ± 0,15	≤20			
DQO (mg/L)	47,25 ± 20,22				<75
Fósforo Total (mg/L)	0,00 ± 0,00	<0,1			
Nitrogênio Total (mg/L)	6,55 ± 1,25			5 - 30	
Cor (mg Pt/L)	6,36 ± 2,98	<10		<30	
<i>Escherichia coli</i> (NMP/100mL)	> L.D	Não detectáveis	<1000	<200	

Fonte: Autoria própria (2024). Nota: L.D – Limite de detecção. ANA, FIESP, SINDUSCON (2005)

De acordo com os requisitos estabelecidos pela Espanha (MARM, 2007), apresentados na Tabela 28, os parâmetros de Fósforo Total e Nitrogênio Total foram alcançados por meio dos tratamentos aplicados. Os resultados satisfazem todas as classes de reúso, levando em consideração a etapa de desinfecção, sendo adequados para utilização na irrigação de jardins privados, descarga de aparelhos sanitários e aplicações não potáveis com acesso público. Além disso, o efluente tratado pode ser utilizado na irrigação de áreas verdes urbanas como parques e campos desportivos, sistemas de combate a incêndios, lavagem industrial de veículos, e em aplicações não potáveis onde o acesso público é controlado ou restrito por barreiras físicas ou institucionais, como cercas, sinalização de aviso ou restrição de acesso temporal.

O efluente também atende aos requisitos para irrigação de culturas alimentares destinadas ao consumo humano, culturas de alimentos processados e não alimentares, aplicações e instalações industriais, produção de energia e extração de combustíveis fósseis. Adicionalmente, pode ser utilizado em represamentos onde não existem restrições impostas às atividades de recreação na água.

Tabela 28 - Avaliação da qualidade do efluente conforme o MARM.

Parâmetro	Após eletrocoagulação (média)	MARM				
		Urbano residencial	Urbano de serviço	Industriais	Recreativos	Ambientais
Fósforo Total	0,00 ± 0,00				<20	
Nitrogênio Total	6,55 ± 1,25					<10
<i>Escherichia coli</i>	> L.D	0	<200	0	<200	0

Fonte: Aatoria própria (2024). Nota: L.D – Limite de detecção.

A avaliação da qualidade da água de reúso conforme o USEPA (2004/2012) presente na Tabela 29, demonstra que todos os parâmetros físico-químicos exigidos podem ser alcançados com os tratamentos propostos neste estudo, resultando em uma taxa de sucesso de 100%. Quanto ao parâmetro biológico, este depende da etapa de desinfecção, que atinge resultados satisfatórios (nao detectável). Os níveis de DQO, Fósforo Total, Nitrogênio Total e pH permitem o reúso urbano residencial, incluindo irrigação de jardins privados e descarga de aparelhos sanitários, além de aplicações não potáveis de acesso público. Vale ressaltar que, além dos limites impostos, a legislação estadunidense ainda exige que todos os efluentes que forem reutilizados devem obrigatoriamente ter passado pela etapa de desinfecção e conter cloro residual na concentração de 1 mg/L. A ETE estudada nesta pesquisa possui a etapa de desinfecção com cloro ao final do tratamento, antes da disposição na lagoa de evapoinfiltração.

Além disso, atividades como reúso agrícola em culturas destinadas ao consumo humano, alimentos processados e não alimentares, aplicações industriais (instalações, produção de energia e extração de combustíveis fósseis), usos recreativos (restritos e não restritos), ambientais e comerciais (controle de incêndios, compactação de solos, concretagem etc.) podem ser realizadas com o efluente tratado, conforme regulamentação americana.

Santos (2023) identificou potenciais consumidores para água de reúso da ETE Lagoa da Conceição, sendo estes, universidades, penitenciária, condomínios e shopping. Estes apresentam uma demanda total mensal de 32.120 m³ mensais, representando cerca de 35% do efluente produzido pela ETE Lagoa da Conceição (91.980 m³/mês). Além disso, os resultados apontam que uma unidade residencial, ao consumir 300 m³/mês, apresenta um custo mensal de R\$ 5.854,31. Ao considerar o uso de caminhão pipa de 10 m³ para transporte do efluente como água de reúso, variando o trajeto entre 5 a 17 km, resulta em valores entre 2.889,45 e 3.274,71. Marimon (2022) sugere o emprego do efluente doméstico produzido para abastecimento de caminhões de bombeiro para combate a incêndio no município de Florianópolis.

Portanto, o efluente tratado pela ETE Lagoa da Conceição, aliada ao processo de eletrocoagulação e em associação ao processo de desinfecção, pode ser utilizado como uma

alternativa de fonte de água de reúso para descarga em bacias sanitárias, lavagem de pisos e fins ornamentais (como chafarizes e espelhos d'água), lavagem de roupas, lavagem de veículos, usos relacionados à construção civil (como lavagem de agregados, preparação de concreto, compactação do solo e controle de poeira), irrigação superficial de áreas verdes, rega de jardins, resfriamento de equipamentos de ar-condicionado e combate a incêndio. Assim, estes resultados sustentam a viabilidade do emprego do efluente para fins de água de reúso.

Tabela 29 - Avaliação da qualidade do efluente conforme o USEPA.

Parâmetro	Após eletrocoagulação (média)	Reúso Urbano		Reúso Agrícola			Reúso em reservatórios artificiais		Reúso Ambiental	Reúso Industrial	Reúso Potável Indireto
		Uso irrestrito	Uso restrito	Culturas alimentares	Culturas alimentares processadas	Culturas não alimentares	Uso irrestrito	Uso restrito			
pH	7,22 ± 0,12	6,0 - 9,0	6,0 - 9,0	6,0 - 9,0	6,0 - 9,0	6,0 - 9,0	6,0 - 9,0	6,0 - 9,0	6,0 - 9,0	6,0 - 9,0	6,5 - 8,5
DQO (mg/L)	47,25 ± 20,22	<20 - 90	<20 - 90	<20 - 90	<20 - 90	<20 - 90	<20 - 90	<20 - 90	<20 - 90	<20 - 90	<20 - 90
Fósforo Total (mg/L)	0,00 ± 0,00	<1 - 20	<1 - 20	<1 - 20	<1 - 20	<1 - 20	<1 - 20	<1 - 20	<1 - 20	<1 - 20	<1 - 20
Nitrogênio Total (mg/L)	6,55 ± 1,25	<1 - 30	<1 - 30	<1 - 30	<1 - 30	<1 - 30	<1 - 30	<1 - 30	<1 - 30	<1 - 30	<1 - 30
<i>Escherichia coli</i> (NMP/100mL)	> LD	Não detectável	≤ 200	Não detectável	≤ 200	≤ 200	Não detectável	≤ 200	≤ 200	≤ 200	Não detectável

Fonte: Autoria própria (2024). Nota: L.D – Limite de detecção.

5 CONSIDERAÇÕES FINAIS

O tratamento de efluentes gerados pela ETE Lagoa da Conceição, complementado com processos de eletrocoagulação, apresenta-se como uma alternativa promissora para reúso em atividades não potáveis. Essa prática de reutilização contribui para a gestão de recursos hídricos, pois reduz a captação de água de corpos hídricos e a descarga de poluentes.

O processo de eletrocoagulação empregado neste estudo, permitiu adequar o efluente tratado após o reator UASB e valos de oxidação a níveis físico-químicos adequados para reúso. A eletrocoagulação resultou em reduções de carga, com uma eficiência de remoção de 64,14% de DQO, 100% de fósforo total, 98,06% de ortofosfato, 78,40% de nitrogênio total e 99,38% de amônia. Cabe destacar, que este processo não inativou os patógenos presentes nas amostras, mas a ETE conta com etapa de desinfecção, permitindo atender aos padrões regulamentados para reúso.

A partir destes resultados, com base na legislação brasileira, e considerando a etapa de desinfecção já existente, é possível reutilizar o efluente tratado para atividades não potáveis, como irrigação de áreas verdes, rega de jardins, resfriamento de equipamentos de ar-condicionado e bacias sanitárias. Ao comparar com a legislação espanhola, possíveis fins de reúso incluem a irrigação de áreas verdes urbanas, sistemas de combate a incêndio, lavagem industrial de veículos, aplicações e instalações industriais, produção de energia e extração de combustíveis fósseis. Quanto a legislação vigente nos EUA, indica-se o reúso urbano residencial na irrigação de jardins privados e descarga de aparelhos sanitários, além de aplicações não potáveis com acesso público, reúso agrícola, industrial, recreativo, ambiental e comercial.

No entanto, é necessária a avaliação de outros parâmetros orgânicos e inorgânicos para uma aplicação completa em demais classes de reúso. Além disso, sugere-se a continuidade do presente estudo, com ênfase em estudo de viabilidade econômica para os processos de eletrocoagulação, desenvolvimento de um sistema para funcionamento contínuo dos tratamentos, incluindo projeto de armazenamento e distribuição da água de reúso, e emprego de tecnologias que utilizem energias renováveis e sejam integradas ao sistema de eletrocoagulação, para redução do consumo energético. Também é importante avaliar o impacto da eletrocoagulação na biomassa presente, conduzir ensaios toxicológicos, e aplicar estudos de demanda para de fato empregar o efluente tratado.

Por fim, cabe salientar que Brasil precisa de uma legislação específica que, além de instituir a prática do reúso, estabeleça critérios de qualidade adequados à realidade

sociocultural, econômica e ambiental do país, assim como diretrizes para a implementação de sistemas de reúso. Tecnologias avançadas, como as utilizadas neste estudo, têm se esforçado para ampliar os investimentos em reúso. No entanto, a falta de padronização nas legislações ainda representa a maior dificuldade para a implementação de novos projetos.

REFERÊNCIAS

- AHMAD, Nor Naimah Rosyadah *et al.* Nanofiltration membrane processes for water recycling, reuse and product recovery within various industries: A review. **Journal of Water Process Engineering**, v. 45, p. 102478, 2022.
- ALI, Naqvi Sohail; MO, Kyung; KIM, Moonil. A case study on the relationship between conductivity and dissolved solids to evaluate the potential for reuse of reclaimed industrial wastewater. **KSCE Journal of Civil Engineering**, v. 16, p. 708-713, 2012.
- ALSHAWABKEH, Akram N.; SHEN, Yuping; MAILLACHERUVU, Krishnanand Y. Effect of DC electric fields on COD in aerobic mixed sludge processes. **Environmental engineering science**, v. 21, n. 3, p. 321-329, 2004.
- AN, Chunjiang *et al.* Emerging usage of electrocoagulation technology for oil removal from wastewater: a review. **Science of the Total Environment**, v. 579, p. 537-556, 2017.
- ANA; FIESP; SINDUSCON-SP; COMASP. **Conservação e Reúso de água em Edificações**. São Paulo: Prol Editora Gráfica, v.1, 2005.
- AOUDJ, S.; KHELIFA, A.; DROUICHE, N. Removal of fluoride, SDS, ammonia and turbidity from semiconductor wastewater by combined electrocoagulation–electroflotation. **Chemosphere**, v. 180, p. 379-387, 2017.
- AQUAPOLO. **Sobre o Aquapolo**. Disponível em: <<http://www.aquapolo.com.br/quem-somos/sobre-o-aquapolo/>>. Acesso em: 2 de jun. 2024.
- ASADI, Nooshin; ZILOUEI, Hamid. Optimization of organosolv pretreatment of rice straw for enhanced biohydrogen production using *Enterobacter aerogenes*. **Bioresource technology**, v. 227, p. 335-344, 2017.
- ASFAHA, Yemane G.; TEKILE, Andinet Kebede; ZEWGE, Feleke. Hybrid process of electrocoagulation and electrooxidation system for wastewater treatment: a review. **Cleaner Engineering and Technology**, v. 4, p. 100261, 2021.
- ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS (ABNT). **NBR 9.898: Preservação e técnicas de amostragem de efluentes líquidos e corpos receptores**. Rio de Janeiro, 1987. 34p.
- ATTOUR, A. *et al.* Influence of operating parameters on phosphate removal from water by electrocoagulation using aluminum electrodes. **Separation and Purification Technology**, v. 123, p. 124-129, 2014.
- BAKSHI, Avishek; VERMA, Akshaya Kumar; DASH, Aditya Kishore. Electrocoagulation for removal of phosphate from aqueous solution: Statistical modeling and techno-economic study. **Journal of Cleaner Production**, v. 246, p. 118988, 2020.
- BANI-MELHEM, K.; SMITH, E. **Grey water treatment by a continuous process of an electrocoagulation unit and a submerged membrane bioreactor system**, v. 198–199, p. 201–210, 2012.

BASSALA, Honoré Dieudonné *et al.* Investigation of the efficiency of a designed electrocoagulation reactor: Application for dairy effluent treatment. **Process Safety and Environmental Protection**, v. 111, p. 122-127, 2017.

BATTISTELLI, André Aguiar. **Eletrobiorreator a membrana aplicada ao tratamento de efluentes sanitários objetivando a remoção de nutrientes e o controle da colmatação**. 2018. 230 f. Dissertação (Doutorado em Engenharia Ambiental) - Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, SC, 2018.

BATTISTELLI, André Aguiar *et al.* Efeitos da eletrocoagulação na modificação das características de lodos ativados: aplicação em biorreatores a membrana. **Revista DAE**, v. 67, 2019.

BICUDO, Bruno *et al.* Low voltage iron electrocoagulation as a tertiary treatment of municipal wastewater: removal of enteric pathogen indicators and antibiotic-resistant bacteria. **Water Research**, v. 188, p. 116500, 2021.

BRASIL. **Resolução CONAMA nº 430/2011, de 13 de maio de 2011**. Dispõe sobre as condições e padrões de lançamento de efluentes, complementa e altera a Resolução nº 357, de 17 de março de 2005, do Conselho Nacional do Meio Ambiente-CONAMA. Diário Oficial da União, n. 92, p. 89-89, 2011.

BRIXNER, Eriton. **Pós-tratamento de efluente de laticínios para reúso potável por microfiltração e osmose inversa**. 2021.

CAMPINAS. **Lei nº 12.474 de 16 de Janeiro de 2006**. Cria o programa municipal de conservação, uso racional e reutilização de água em edificações e dá outras providências. Campinas: Câmara Municipal, 2006.

ÇANKAYA, Simge. Evaluation of the impact of water reclamation on blue and grey water footprint in a municipal wastewater treatment plant. **Science of The Total Environment**, v. 903, p. 166196, 2023.

CASAN. **CASAN investe em melhorias no sistema de saneamento da Lagoa da Conceição**, 2021. Disponível em: <https://www.casan.com.br/noticia/index/url/casan-investe-em-melhorias-no-sistema-de-saneamento-da-lagoa-da-conceicao-3#0>. Acesso em: 02 abr. 2024.

_____. **Diagnóstico e Proposição de Melhorias Operacionais para a Estação de Tratamento de Esgotos Sanitários da Lagoa da Conceição**. Florianópolis, 2021.

CHANGMAI, M. *et al.* Hybrid electrocoagulation–microfiltration technique for treatment of nanofiltration rejected steel industry effluent. **International Journal of Environmental Analytical Chemistry**, v. 102, n. 1, p. 62-83, 2022.

CHEN, Guohua. Electrochemical technologies in wastewater treatment. **Separation and purification Technology**, v. 38, n. 1, p. 11-41, 2004.

CONSELHO NACIONAL DE RECURSOS HÍDRICOS. **Resolução nº .54, de 28 de novembro de 2005**. Estabelece critérios gerais para reúso de água potável. Diário Oficial da União, 2005.

CURITIBA. **Lei Municipal n° 10785/2003, de 18 de setembro de 2003**. Cria no município de Curitiba o programa de conservação e uso racional da água nas edificações – PURAE. Curitiba: Câmara Municipal, 2003.

DAS, Pranjal P.; SHARMA, Mukesh; PURKAIT, Mihir K. Recent progress on electrocoagulation process for wastewater treatment: A review. **Separation and Purification Technology**, v. 292, p. 121058, 2022.

DEWIL, Raf *et al.* New perspectives for advanced oxidation processes. **Journal of environmental management**, v. 195, p. 93-99, 2017.

DEY, Swachwa; ADEJINLE, Adebayo; CHO, Kyu Taek. Modeling Study of Aluminum-Based Electrocoagulation System for Wastewater Treatment. **Journal of Environmental Engineering**, v. 150, n. 2, p. 04023099, 2024.

DIAS, A.; BORGES, A. C.; ROSA, A. P.; MARTINS, M. A. Green coagulants recovering *Scenedesmus obliquus*: An optimization study. **Chemosphere**, v. 262, p. 127881, 2021.

DURA, Adelaide; BRESLIN, Carmel B. The removal of phosphates using electrocoagulation with Al– Mg anodes. **Journal of Electroanalytical Chemistry**, v. 846, p. 113161, 2019.

ESPINOZA-QUIÑONES, Fernando Rodolfo *et al.* A mathematical approach based on the Nernst-Planck equation for the total electric voltage demanded by the electrocoagulation process: Effects of a time-dependent electrical conductivity. **Chemical Engineering Science**, v. 220, p. 115626, 2020.

_____. Pollutant removal from tannery effluent by electrocoagulation. **Chemical engineering journal**, v. 151, n. 1-3, p. 59-65, 2009.

ENSANO, Benny Marie B. *et al.* Applicability of the electrocoagulation process in treating real municipal wastewater containing pharmaceutical active compounds. **Journal of Hazardous Materials**, v. 361, p. 367-373, 2019.

FOLLMANN, Hioná Valéria Dal Magro *et al.* Determination of the optimal electrocoagulation operational conditions for pollutant removal and filterability improvement during the treatment of municipal wastewater. **Journal of Water Process Engineering**, v. 36, p. 101295, 2020.

GANZENKO, Oleksandra *et al.* Electrochemical advanced oxidation and biological processes for wastewater treatment: a review of the combined approaches. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 21, n. 14, p. 8493-8524, 2014.

GAO, Shanshan *et al.* Effects of chloride ions on electro-coagulation-flotation process with aluminum electrodes for algae removal. **Journal of hazardous materials**, v. 182, n. 1-3, p. 827-834, 2010.

HESPAHOL, Ivanildo. **Saúde pública e reúso agrícola de esgotos e biossólidos**. In: Reúso de água, p. 97-123, 2003.

HU, Qili *et al.* Recent advances in phosphate removal from municipal wastewater by electrocoagulation process: A review. **Separation and Purification Technology**, v. 308, p. 122944, 2023.

IBEID, S.; ELEKTOROWICZ, M.; OLESZKIEWICZ, J. A. Modification of activated sludge properties caused by application of continuous and intermittent current. **Water research**, v. 47, n. 2, p. 903- 910, 2013.

IBGE – INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. **Censo demográfico 2022**: características dos domicílios: resultados do universo. Rio de Janeiro: IBGE, 2022.

JIMÉNEZ, Blanca; ASANO, Takashi. Water reclamation and reuse around the world. **Water Reuse: an international survey of current practice, issues and needs**, v. 20, p. 3, 2008.

JING, Gaogui *et al.* Electrocoagulation for industrial wastewater treatment: an updated review. **Environmental Science: Water Research & Technology**, v. 7, n. 7, p. 1177-1196, 2021.

JORDÃO, E.P e PESSÔA, C.A. **Tratamento de Esgotos Domésticos**. 7ª ed. Rio de Janeiro: ABES, 2014. 1087 p.

JUIZ DE FORA. **Lei Complementar nº 020, de 16 de dezembro de 2014**. Estabelece que os prédios públicos a serem edificados no Município de Juiz de Fora observem, em sua construção, alternativas tecnológicas ambientalmente sustentáveis. Juiz de Fora: Câmara Municipal, 2014.

KATAL, R.; PAHLAVANZADEH, H. Influence of different combinations of aluminum and iron electrode on electrocoagulation efficiency: Application to the treatment of paper mill wastewater. **Desalination**, v. 265, p. 199–205. 2011.

KAVITHA, E. *et al.* Current status and future prospects of membrane separation processes for value recovery from wastewater. **Chemosphere**, v. 291, p. 132690, 2022.

KHANDEGAR, V.; SAROHA, Anil K. Effect of electrode shape and current source on performance of electrocoagulation. **Journal of Hazardous, Toxic, and Radioactive Waste**, v. 20, n. 1, p. 06015001, 2016.

KOYUNCU, Serdar; ARIMAN, Sema. Domestic wastewater treatment by real-scale electrocoagulation process. **Water Science and Technology**, v. 81, n. 4, p. 656-667, 2020.

LACASA, Engracia *et al.* Removal of nitrates from groundwater by electrocoagulation. **Chemical Engineering Journal**, v. 171, n. 3, p. 1012-1017, 2011.

LARUE, O. *et al.* Electrocoagulation and coagulation by iron of latex particles in aqueous suspensions. **Separation and purification technology**, v. 31, n. 2, p. 177-192, 2003.

LAZARO, Lira Luz Benites *et al.* Assessing water scarcity narratives in Brazil—Challenges for urban governance. **Environmental Development**, v. 47, p. 100885, 2023.

LIN, Chin-Jung *et al.* Pilot-scale electrocoagulation with bipolar aluminum electrodes for on-site domestic greywater reuse. **Journal of environmental engineering**, v. 131, n. 3, p. 491-495, 2005.

- MAKWANA, Abhipsa R.; AHAMMED, M. Mansoor. Continuous electrocoagulation process for the post-treatment of anaerobically treated municipal wastewater. **Process Safety and Environmental Protection**, v. 102, p. 724-733, 2016.
- MAO, Yi; ZHAO, Yaqian; COTTERILL, Sarah. Examining current and future applications of electrocoagulation in wastewater treatment. **Water**, v. 15, n. 8, p. 1455, 2023.
- MARIMON, Marcela Samadian de Castro. **Potencialidades do aproveitamento de esgoto tratado em estações de tratamento para combate a incêndio em Florianópolis/SC**. Trabalho de Conclusão de Curso (Bacharelado em Engenharia Sanitária e Ambiental) – Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2022.
- MARM – MINISTERIO DE MEDIO AMBIENTE Y MEDIO RURAL Y MARINO. **Guía para la aplicación del R.D. 1620/2007** por el que se establece el régimen jurídico de la reutilización de las aguas depuradas. Madrid: MARM, 2010.
- MISSAOUI, Khaoula *et al.* Boron Removal by Electrocoagulation Using Full Factorial Design, **Journal of Water Resource and Protection**, Vol. 5 No. 9, p. 867-875, 2013.
- MOHAMMADI, Azam; KHADIR, Ali; TEHRANI, Ramin MA. Optimization of nitrogen removal from an anaerobic digester effluent by electrocoagulation process. **Journal of Environmental Chemical Engineering**, v. 7, n. 3, p. 103195, 2019.
- MOLLAH, M.; YOUSUF A. *et al.* Electrocoagulation (EC)—science and applications. **Journal of hazardous materials**, v. 84, n. 1, p. 29-41, 2001.
- MONTGOMERY, Douglas C. **Introduction to statistical quality control**. John Wiley & Sons, 2007.
- MOOK, W. T. *et al.* The application of nano-crystalline PbO₂ as an anode for the simultaneous bio-electrochemical denitrification and organic matter removal in an up-flow undivided reactor. **Electrochimica Acta**, v. 94, p. 327-335, 2013.
- MOUSSA, Dina T. *et al.* A comprehensive review of electrocoagulation for water treatment: Potentials and challenges. **Journal of environmental management**, v. 186, p. 24-41, 2017.
- MUSCARELLA, Sofia Maria *et al.* Water reuse of treated domestic wastewater in agriculture: Effects on tomato plants, soil nutrient availability and microbial community structure. **Science of the Total Environment**, v. 928, p. 172259, 2024.
- NGUYEN, Dinh Duc *et al.* Influences of operational parameters on phosphorus removal in batch and continuous electrocoagulation process performance. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 24, p. 25441-25451, 2017.
- NI'AM, M. F. *et al.* Electrocoagulation technique in enhancing COD and suspended solids removal to improve wastewater quality. **Water Science and Technology**, v. 56, n. 7, p. 47-53, 2007.
- NIDHEESH, P. V.; SINGH, TS Anantha. Arsenic removal by electrocoagulation process: Recent trends and removal mechanism. **Chemosphere**, v. 181, p. 418-432, 2017.

NITERÓI. **Lei nº 2856 26 de julho de 2011**. Estende as obrigações da lei nº 2.630, de 07 de janeiro de 2009, instituindo mecanismos de estímulo à instalação de sistema de coleta e reutilização de águas servidas em edificações públicas e privadas. Niterói: Câmara Municipal, 2011.

NIZA, Noorzalila Muhammad *et al.* Performance of batch electrocoagulation with vibration-induced electrode plates for landfill leachate treatment. **Journal of Water Process Engineering**, v. 36, p. 101282, 2020.

OMWENE, Philip Isaac; KOBYA, Mehmet; CAN, Orhan Taner. Phosphorus removal from domestic wastewater in electrocoagulation reactor using aluminium and iron plate hybrid anodes. **Ecological Engineering**, v. 123, p. 65-73, 2018.

ONU - Organização das Nações Unidas. **Objetivos de Desenvolvimento Sustentável da ONU**, 2015.

PICHARD, T. *et al.* Cathodic dissolution in the electrocoagulation process using Al electrodes. **Journal Environment Monitoring**, v. 2, n. 1, p. 77-80, 2000.

RIQUELME, Cristian *et al.* Critical analysis of the performance of pilot and industrial scale technologies for sewage reuse. **Journal of Environmental Chemical Engineering**, v. 10, n. 5, p. 108198, 2022.

RYDER, Guy *et al.* **The United Nations world water development report, 2017: Wastewater: the untapped resource**. 2017.

SABESP - Companhia de Saneamento Básico do Estado de São Paulo. **Água de Reúso – Modelos de Comercialização**, 2016.

SAFARI, Sania; AZADI AGHDAM, M.; KARIMINIA, H.-R. Electrocoagulation for COD and diesel removal from oily wastewater. **International Journal of Environmental Science and Technology**, v. 13, p. 231-242, 2016.

SANTA CATARINA. **Lei Complementar nº 1.231/2013, de 1 de fevereiro de 2013**. Câmara Municipal de Florianópolis. Inclui dispositivos que alteram o Código de Obras e Edificações de Florianópolis. Florianópolis, 2013.

_____. **Lei nº 14.675, de 13 de abril de 2009**. Institui o Código Estadual do Meio Ambiente e estabelece outras providências. Santa Catarina, 2009.

_____. **Plano Estadual De Recursos Hídricos De Santa Catarina**. Santa Catarina, 2017.

SANTOS, Bruna Barcelos dos. **Avaliação do potencial de reúso de água para fins urbanos não potáveis a partir do efluente tratado da Estação de Tratamento de Esgotos da Lagoa da Conceição em Florianópolis/SC**. Trabalho de Conclusão de Curso (Bacharelado em Engenharia Sanitária e Ambiental) – Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2023.

SÃO PAULO (Estado). **Lei n.º 12.526, de 2 de janeiro de 2007**. Estabelece normas para a contenção de enchentes e destinação de águas pluviais. Diário Oficial da Assembleia Legislativa, São Paulo, SP, 2007.

_____. **Decreto 14.138, de 8 de novembro de 2003**. São Paulo, 2003.

SEMURA, K. A.; RICCITELLI, M.; GONÇALVES, M. C. Estudo para implantação de reúso e proposição de parâmetros de qualidade para usos urbanos não potáveis a partir das ETES da RMSP. 23º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, 2005. Campo Grande-MS. Anais. **ABES**, Rio de Janeiro. 2005.

SENGE. Sindicato dos Engenheiros do Estado de Florianópolis. **Desastre na lagoa de evapoinfiltração da ETE Lagoa da Conceição**. Florianópolis, SC, 2021.

SHAF AEI, Ashraf; REZAEI, Maryam; NIKAZAR, Manouchehr. Evaluation of Mn²⁺ and Co²⁺ removal by electrocoagulation: A case study. **Chemical Engineering and Processing: Process Intensification**, v. 50, n. 11-12, p. 1115-1121, 2011.

SILVA, Angelita Aparecida Ribeiro da *et al.* Otimização dos parâmetros operacionais de eletrocoagulação aplicada à recuperação de efluentes de lavagem de veículos. **Engenharia Sanitaria e Ambiental**, v. 22, p. 179-186, 2017.

SIMONIČ, Marjana. Reverse osmosis treatment of wastewater for reuse as process Water—a case study. **Membranes**, v. 11, n. 12, p. 976, 2021.

STASIUK JR, William N.; HETLING, Leo J.; SHUSTER, William W. Nitrogen removal by catalyst-aided breakpoint chlorination. **Water Pollution Control Federation**, p. 1974-1983, 1974.

STATSOFT, Inc. **STATISTICA (data analysis software system)**, version 7, 2004.

TAFTI, Alireza Dehghani *et al.* Optimized coupling of an intermittent DC electric field with a membrane bioreactor for enhanced effluent quality and hindered membrane fouling. **Separation and Purification Technology**, v. 152, p. 7-13, 2015.

TAHREEN, Amina; JAMI, Mohammed Saedi; ALI, Fathilah. Role of electrocoagulation in wastewater treatment: A developmental review. **Journal of Water Process Engineering**, v. 37, p. 101440, 2020.

TCHAMANGO, S.; NANSEU-NJIKI, C. P.; HADJIEV, E. N. D.; DARCHEN, A. Treatment of dairy effluents by electrocoagulation using aluminium electrodes. **Science of the Total Environment**, v. 408, p. 947-952, 2010.

TICIANELLI, Edson A.; GONZALEZ, Ernesto R. **Eletroquímica: Princípios e Aplicações**. 2 ed. São Paulo: EdUSP, 1998.

TONES, Aline Raquel Müller *et al.* Investigation of the geometry of an electrochemical reactor in order to minimize the operational energy cost in the treatment of cosmetic effluents. **Journal of Water Process Engineering**, v. 58, p. 104736, 2024.

TORRES, R. A.; SARRIA, V.; TORRES, W.; PERINGER, P.; PULGARIN, C. Electrochemical treatment of industrial wastewater containing 5-amino-6-methyl-2-benzimidazolone: toward an electrochemical – biological coupling. **Water Research**, v. 37, p.3118-3124, 2003.

UNIÃO EUROPEIA. **Regulamento (UE) 2020/741 de 25 de maio de 2020**. Parlamento Europeu e do Conselho, 2020.

UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (USEPA). Guidelines for water reuse. **Washington: Agency for International Development**, 2012.

_____. Guidelines for water reuse. **Cincinnati: USEPA**, 2004.

VOURCH, Mickael *et al.* Treatment of dairy industry wastewater by reverse osmosis for water reuse. **Desalination**, v. 219, n. 1-3, p. 190-202, 2008.

WIENDL, G. Wiendl. **Processos eletrolíticos no tratamento de esgotos sanitários**. Rio de Janeiro: ABES, 1998.

WILCOX, Jonathan *et al.* Reutilização de água urbana: Uma estrutura de avaliação e revisão do triplo resultado final. **Cidades e sociedade sustentáveis**, v. 27, p. 448-456, 2016.

WORLD HEALTH ORGANIZATION (WHO). **Guidelines for drinking-water quality**. v. 38, n. 4, p. 104-8, 2011.

_____. **Guidelines for the safe use of wastewater, excreta and greywater: Wastewater use in agriculture**. v.3, p. 222, 2006.

XU, Runyu *et al.* Removal of microplastics and attached heavy metals from secondary effluent of wastewater treatment plant using interpenetrating bipolar plate electrocoagulation. **Separation and Purification Technology**, v. 290, p. 120905, 2022.

YANG, J. *et al.* Ultrafiltration as tertiary treatment for municipal wastewater reuse. **Separation and Purification Technology**, v. 272, p. 118921, 2021.

YANG, Long; SHEN, Zheng; ZHANG, Yalei. Influence of operating parameters on ammonia nitrogen removal from micro-polluted water by electro-coagulation-flotation with aluminum electrodes. **13th IWA (International Water Association) specialize conference on Small Water and Wastewater Systems**. Athens, Greece, 2016.

YANG, Yahong *et al.* Removal of phosphate in secondary effluent from municipal wastewater treatment plant by iron and aluminum electrocoagulation: efficiency and mechanism. **Separation and Purification Technology**, v. 286, p. 120439, 2022.

YIN, Ran *et al.* Advanced oxidation of recalcitrant chromophores in full-scale MBR effluent for non-potable reuse of leachate co-treated municipal wastewater. **Chemosphere**, v. 351, p. 141228, 2024.

ZOTESSO, Jaqueline Pirão *et al.* Tratamento de efluente de lavanderia hospitalar por coagulação/floculação seguida de adsorção visando ao seu reúso. **Blucher Chem. Eng. Proc.**, v. 2, p. 1097-1103, 2015.