

UNIVERSIDADE FEDERAL DE SANTA MARIA
CENTRO DE TECNOLOGIA
DEPARTAMENTO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL
CURSO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL

Luciane Marchesan

**TRATAMENTO DE EFLUENTES DE LAVANDERIA PELA TÉCNICA
DE ELETROCOAGULAÇÃO-FLOTAÇÃO VISANDO O REUSO**

Santa Maria, RS
2022

Luciane Marchesan

**TRATAMENTO DE EFLUENTES DE LAVANDERIA PELA TÉCNICA DE
ELETROCOAGULAÇÃO-FLOTAÇÃO VISANDO O REUSO**

Trabalho de Conclusão de Curso apresentado ao curso de graduação em Engenharia Sanitária e Ambiental, da Universidade Federal de Santa Maria (UFSM, RS), como requisito parcial para obtenção do título de **Engenheira Sanitarista e Ambiental**.

Orientador: Prof. Dr. Elvis Carissimi

Santa Maria, RS
2022

Luciane Marchesan

**TRATAMENTO DE EFLUENTES DE LAVANDERIA PELA TÉCNICA DE
ELETROCOAGULAÇÃO-FLOTAÇÃO VISANDO O REUSO**

Trabalho de Conclusão de Curso apresentado ao curso de graduação em Engenharia Sanitária e Ambiental, da Universidade Federal de Santa Maria (UFSM, RS), como requisito parcial para obtenção do título de **Engenheira Sanitarista e Ambiental**.

Aprovado em:

Elvis Carissimi, Prof. Dr. (UFSM)
(Orientador)

Cristiane Graepin, Dr^a. (UFSM)

Siara Silvestri, Prof^a. Dr^a. (IFRS)

Santa Maria, RS
2022

AGRADECIMENTOS

Aos meus pais, Alessio e Simone, por todo amor, confiança e apoio incondicional. Obrigada por sempre acreditarem no meu potencial e por não medirem esforços para que eu chegasse até aqui, por sempre torcerem e rezarem por mim e celebrarem comigo cada conquista, mesmo que pequena. Essa conquista é para vocês e por vocês.

À minha irmã, Juliana, a qual sempre estive ao meu lado me apoiando e me ajudando no que fosse preciso. Obrigada por todo apoio, amizade e companhia, você foi fundamental para eu chegar até aqui e essa conquista é para você também.

Ao meu namorado, Matheus, obrigada por todo apoio, amor e por estar ao meu lado e superar comigo os momentos difíceis.

Às minhas amigas, Caroline e Luana, o caminho teria sido mais difícil sem a companhia e a amizade de vocês, obrigada por todas as risadas e momentos juntas.

Ao meu orientador, professor Elvis, obrigada por todo apoio nesses anos em que participei dos projetos de pesquisa, obrigada por ter me dado a chance de ser bolsista de Iniciação Científica nos projetos de tratamento de água e efluentes e por fazer eu me apaixonar cada vez mais por essa área. Você é incrível e um exemplo de profissional que eu quero ser.

À minha banca, Cristiane e Siara, obrigada por terem aceitado o convite e pelas colaborações no meu trabalho.

Ao grupo da Eletrocoagulação-flotação, Cristiane, Gustavo, Ingrid, Raphael, Jean e Fernanda, obrigada por todos os ensinamentos e por tudo que aprendemos juntos, foi incrível cada momento, vou levar vocês para a vida.

Ao grupo de pesquisa do Flúor, Nátalie, Manoel, Renata e Thaira, obrigada por todos os momentos compartilhados e por cada aprendizado, vocês são incríveis.

Aos meus colegas e amigos da graduação, Renata, Rafaela, Augusto, Laís, Joana, Vanessa, Fernanda e Natielle, obrigada por todos os momentos compartilhados, por todas as risadas, pela ajuda que tivemos um com o outro e pela amizade, a graduação foi muito mais leve ao lado de vocês.

À Lavanderia Aguativa de Santa Maria-RS, por fornecer as amostras de efluentes para a realização dos experimentos deste trabalho.

Aos professores do Curso de Engenharia Sanitária e Ambiental por todos os ensinamentos e por contribuírem para a minha formação. E à Universidade Federal de Santa Maria por proporcionar a minha graduação em Engenharia Sanitária e Ambiental.

À todos que de alguma forma colaboraram para que eu chegasse até aqui, meu muito obrigada.

RESUMO

TRATAMENTO DE EFLUENTES DE LAVANDERIA PELA TÉCNICA DE ELETROCOAGULAÇÃO-FLOTAÇÃO VISANDO O REUSO

AUTORA: Luciane Marchesan
ORIENTADOR: Prof. Dr. Elvis Carissimi

O lançamento inadequado de efluentes no meio ambiente, como as águas cinzas de lavanderias, deterioram os recursos hídricos, refletindo na escassez de água de boa qualidade. Aliado a isso, eventos climáticos extremos e o aumento na demanda por água têm auxiliado nos problemas de escassez hídrica. Tais fatos têm manifestado a importância do emprego de técnicas de tratamento de efluentes que visem o seu reuso. Nesse cenário, a eletrocoagulação-flotação (ECF) é uma técnica de tratamento eficiente e vem demonstrando potencial de atribuir uma boa qualidade às águas residuais tratadas. Dessa forma, o objetivo deste estudo foi determinar a condição ideal de tratamento de efluentes de lavanderia pela técnica de ECF e possibilitar o reuso. As amostras brutas de efluente de lavanderia foram coletadas em uma lavanderia doméstica. O sistema ECF utilizado foi constituído de um reator cilíndrico acrílico com 8 eletrodos de alumínio (29 cm de altura, 8 cm de largura e 0,05 cm de espessura), com uma distância de 0,3 cm entre eles e operou com uma vazão de 0,8 L min⁻¹, conectado a uma fonte de alimentação de corrente contínua e um floculador tubular helicoidal. Para a determinação da condição ideal de tratamento foi realizado um delineamento experimental do tipo composto central rotacional (DCCR) 2², com as variáveis independentes pH inicial e concentração de alumínio, gerando superfícies de respostas para as variáveis cor, turbidez, condutividade elétrica, pH, coliformes totais, lodo e sólidos suspensos totais (SST). A partir da análise das superfícies de respostas geradas, novos ensaios foram realizados. Com base nos resultados obtidos, foi possível verificar que a dose de 50,86 mg L⁻¹ de alumínio e o pH 4 é a condição ideal de tratamento de efluentes de lavanderia por ECF, tornando os parâmetros pH final, condutividade, SST e coliformes termotolerantes adequados com os valores estabelecidos nas normas de reuso analisadas, US-EPA (2012) e ABNT NBR 16783 (2019). O parâmetro turbidez se enquadrou apenas na ABNT NBR 16783 (2019) e na US-EPA (2012) para uso restrito. Apesar da maioria dos parâmetros terem se enquadrado nas normas analisadas, a Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO) ficou acima dos limites permitidos, havendo a necessidade de uma etapa complementar de tratamento que remova maiores teores desse parâmetro. Assim, foi possível concluir que o sistema ECF é eficiente no tratamento de efluentes de lavanderia, porém, somente com a inserção de uma etapa complementar de tratamento, como a utilização de uma unidade de filtração, esse efluente poderá ser reutilizado.

Palavras-chave: Eletrocoagulação-flotação. Tratamento de efluentes. Lavanderia. Reuso. Alumínio.

ABSTRACT

TREATMENT OF LAUNDRY EFFLUENTS BY THE ELECTROCOAGULATION-FLOTATION TECHNIQUE FOR REUSE

AUTHOR: Luciane Marchesan
ADVISOR: Prof. Dr. Elvis Carissimi

The inadequate release of effluents into the environment, such as laundry greywater, deteriorates water resources, reflecting on the scarcity of good quality water. Allied to this, extreme weather events and the increase in demand for water have helped in the problems of water scarcity. Such facts have shown the importance of using effluent treatment techniques aimed at its reuse. In this scenario, electrocoagulation-flotation (ECF) is an efficient treatment technique and has demonstrated the potential to attribute good quality to treated wastewater. Thus, the objective of this study was to determine the ideal condition for the treatment of laundry effluents using the ECF technique and to enable reuse. Raw laundry effluent samples were collected in a domestic laundry. The ECF system used consisted of a cylindrical acrylic reactor with 8 aluminum electrodes (29 cm high, 8 cm wide and 0.05 cm thick), with a distance of 0.3 cm between them and operated with a flow of 0.8 L min⁻¹, connected to a direct current power supply and a helical tubular flocculator. To determine the ideal treatment condition, an experimental design of the central rotational composite design (CRCD) 2² was carried out, with the independent variables initial pH and aluminum concentration, generating response surfaces for the variables color, turbidity, electrical conductivity, pH, total coliforms, sludge and total suspended solids (TSS). From the analysis of the generated response surfaces, new tests were performed. Based on the results obtained, it was possible to verify that the dose of 50.86 mg L⁻¹ of aluminum and pH 4 is the ideal condition for the treatment of laundry effluents by ECF, making the parameters final pH, conductivity, TSS and coliforms thermotolerants according to the provisions of the analyzed reuse standards, US-EPA (2012) and ABNT NBR 16783 (2019). The turbidity parameter was included only in ABNT NBR 16783 (2019) and in US-EPA (2012) for restricted use. Although most parameters were within the analyzed standards, the Biochemical Oxygen Demand (BOD) was above the allowed limits, requiring a complementary treatment step to remove higher levels of this parameter. Thus, it was possible to conclude that the ECF system is efficient in the treatment of laundry effluents, however, only with the insertion of a complementary treatment step, such as the use of a filtration unit, this effluent can be reused.

Keywords: Electrocoagulation-flotation. Wastewater treatment. Laundry. Reuse. Aluminum.

LISTA DE ILUSTRAÇÕES

FIGURA 1 – Tipo de conexões entre eletrodos a) Monopolar em paralelo b) Monopolar em série c) Bipolar em série.....	23
FIGURA 2 – Solubilidade do hidróxido de alumínio, assumindo apenas espécies monoméricas.	24
FIGURA 3 – Sistema de ECF utilizado no estudo.	30
FIGURA 4 – Diagramas de Pareto para as variáveis respostas Cor (a), Turbidez (b), pH final (c) e Lodo (d).	37
FIGURA 5 – Diagramas de Pareto para as variáveis respostas Consumo de Energia (a), Condutividade Elétrica (b), Coliformes Totais (c) e Sólidos Suspensos Totais (d).	38
FIGURA 6 – Superfícies de respostas geradas para as variáveis cor (a) e turbidez (b), em função do pH inicial e da dose de alumínio.	41
FIGURA 7 – Superfícies de respostas geradas para as variáveis SST (a) e coliformes totais (b), em função do pH inicial e da dose de alumínio.	42
FIGURA 8 – Superfícies de respostas geradas para as variáveis pH final (a) e lodo (b), em função do pH inicial e da dose de alumínio.	43
FIGURA 9 – Superfície de resposta gerada para a variável Consumo de Energia em função do pH inicial e da dose de alumínio.	44
FIGURA 10 – Comparação entre o efluente bruto (a) e tratado por ECF (b).	47

LISTA DE TABELAS

TABELA 1 – Caracterização do efluente bruto de lavanderias segundo a literatura.....	17
TABELA 2 – Estudos de eletrocoagulação-flotação/eletrocoagulação realizados por alguns autores para o tratamento de efluentes de lavanderia.	26
TABELA 3 – Níveis de variação e fatores independentes avaliados no DCCR 2 ²	31
TABELA 4 – Valores reais das variáveis independentes de cada ensaio do DCCR 2 ²	31
TABELA 5 – Ensaio realizado para determinação da condição ideal.	32
TABELA 6 – pH, cor, turbidez e condutividade das amostras brutas de efluente de lavanderia utilizadas no DCCR 2 ²	35
TABELA 7 – Sólidos Suspensos Totais, Coliformes Totais, Coliformes Termotolerantes e Temperatura das amostras brutas do efluente de lavanderia.	36
TABELA 8 – Resultados obtidos no DCCR 2 ²	36
TABELA 9 – Análise de Variância – ANOVA.	39
TABELA 10 – Características das amostras brutas utilizadas para a determinação da condição ideal de tratamento de efluentes de lavanderia por ECF.	45
TABELA 11 – Resultados obtidos no estudo de determinação da condição ideal de tratamento por ECF em efluentes de lavanderia.	46

LISTA DE QUADROS

QUADRO 1 – Métodos convencionais de tratamento de efluentes industriais.	18
QUADRO 2 – Métodos alternativos para o tratamento de efluentes de lavanderia.	19
QUADRO 3 – Parâmetros de qualidade para águas de reuso urbano de acordo com a US-EPA (2012).	27
QUADRO 4 – Parâmetros de qualidade para uso de água não potável, de acordo com a ABNT NBR 16783 (2019).	28
QUADRO 5 – Métodos adotados para análise dos parâmetros de qualidade.	33
QUADRO 6 – Características do efluente de lavanderia tratado por ECF e parâmetros de referência estabelecidos nas normas de reuso.	48

LISTA DE EQUAÇÕES

EQUAÇÃO 1.....	20
EQUAÇÃO 2.....	20
EQUAÇÃO 3.....	20
EQUAÇÃO 4.....	32
EQUAÇÃO 5.....	34
EQUAÇÃO 6.....	40
EQUAÇÃO 7.....	40
EQUAÇÃO 8.....	40
EQUAÇÃO 9.....	40
EQUAÇÃO 10.....	40
EQUAÇÃO 11.....	40
EQUAÇÃO 12.....	40

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO	13
1.1	OBJETIVOS.....	14
1.1.1	Objetivo Geral	14
1.1.2	Objetivos Específicos	14
2	REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	15
2.1	SANEAMENTO BÁSICO.....	15
2.2	EFLUENTES DE LAVANDERIA	15
2.2.1	Tratamento Convencional de Efluentes de Lavanderia	17
2.3	TRATAMENTOS EMERGENTES DE ÁGUAS DE LAVANDERIA	18
2.3.1	Eletrocoagulação-flotação (ECF)	20
2.3.1.1	Fatores que influenciam no processo de eletrocoagulação-flotação	21
2.4	TRATAMENTO DE EFLUENTES DE LAVANDERIAS PELO MÉTODO DE ELETROCOAGULAÇÃO-FLOTAÇÃO	24
2.5	REUSO.....	24
3	MATERIAL E MÉTODOS	29
3.1	AMOSTRA DE EFLUENTE DE LAVANDERIA	29
3.2	SISTEMA DE ELETROCOAGULAÇÃO-FLOTAÇÃO (ECF).....	29
3.3	DELINEAMENTO EXPERIMENTAL.....	30
3.3.1	Delineamento Composto Central Rotacional (DCCR 2²)	30
3.3.2	Determinação da condição ideal de tratamento de efluentes de lavanderia por ECF	31
3.4	MÉTODOS ANALÍTICOS.....	32
3.5	ANÁLISE DA POSSIBILIDADE DE REUSO DO EFLUENTE TRATADO.....	34
4	RESULTADOS E DISCUSSÃO	35
4.1	DELINEAMENTO COMPOSTO CENTRAL ROTACIONAL (DCCR 2 ²)	35
4.2	DETERMINAÇÃO DA CONDIÇÃO IDEAL DE TRATAMENTO DE EFLUENTES DE LAVANDERIA POR ECF	44
4.3	AVALIAÇÃO DA POSSIBILIDADE DE REUSO DO EFLUENTE DE LAVANDERIA TRATADO PELA TÉCNICA DE ECF.....	48
5	CONCLUSÃO	50
6	SUGESTÕES DE TRABALHOS FUTUROS	51
7	REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	52

1 INTRODUÇÃO

A falta de saneamento básico ainda é uma realidade que afeta bilhões de pessoas em todo o mundo, sendo que aproximadamente 4,2 bilhões de pessoas não possuem serviços de esgotamento sanitário satisfatório (OPAS BRASIL, 2019). Aliado a isso, o lançamento inadequado de efluentes e esgotos no meio ambiente, como os oriundos de lavanderias, além de trazer risco à saúde humana e aos ecossistemas, deterioram a qualidade dos recursos hídricos disponíveis (SPILK, 2015), acarretando escassez de água de boa qualidade.

Além da disposição inadequada dos efluentes, eventos climáticos extremos têm auxiliado nos problemas de escassez de água. Segundo dados do Programa Mundial de Avaliação da Água das Nações Unidas (WWAP, 2017), dois terços da população mundial sofrem com a falta de água em pelo menos um mês no ano. No Brasil, apesar de existir uma das maiores reservas hídricas mundiais (FIORI; FERNANDES; PIZZO, 2006), o estado do Rio Grande do Sul, por exemplo, já decretou situação de emergência em 83% dos municípios em 2022, em decorrência da estiagem (SEAPDR, 2022).

Os problemas de escassez crescem a cada ano, até 2030 é previsto um aumento de 50% na demanda de água, agravando ainda mais as crises de disponibilidade hídrica (UN-HABITAT, 2016). Esse aumento se deve principalmente à urbanização, crescimento populacional e industrialização (WWAP, 2017).

Com isso, uma solução para a conservação dos recursos hídricos é o tratamento e o reuso das águas cinzas, os quais são capazes de reduzir a degradação dos mananciais e o uso de água potável para fins menos nobres (MENDONÇA, 2019). No quesito de reuso, as lavanderias são um setor em crescimento atualmente. Essa atividade econômica utiliza grandes volumes de água e produz volumes significativos de efluentes (HOINKIS; PANTEN, 2008), além de possuírem médio a alto potencial poluidor (CONSEMA 372, 2018). Dessa forma, são importantes estudos que avaliem métodos de tratamento de efluentes para reuso nesse setor.

O desenvolvimento e o estudo de novas técnicas emergentes de tratamento de efluentes poderão trazer uma nova perspectiva em relação à preservação ambiental e ao reuso de água em lavanderias. Nesse contexto, processos eletroquímicos, como a Eletrocoagulação-Flotação (ECF), vêm sendo estudados por serem métodos eficientes, de simples operação, manutenção e automação, além de produzirem pequena quantidade de lodo residual (OZYONAR, 2016). Conforme um estudo realizado por Dimoglo et al. (2019), a ECF é uma técnica eficiente para o tratamento de efluentes de lavanderias.

Assim, devido à crescente demanda pela conservação dos recursos hídricos e à busca pelo gerenciamento destes, o presente trabalho buscou avaliar as melhores condições para o tratamento de efluente de uma lavanderia doméstica por ECF e, com isso, contribuir com os estudos que avaliam os melhores métodos para tratamento e posterior reuso de efluentes. Podendo assim, reduzir a quantidade de efluentes que são descartados em corpos hídricos e os danos à saúde e ao meio ambiente.

1.1 OBJETIVOS

1.1.1 Objetivo Geral

O objetivo deste estudo foi determinar a condição ideal de tratamento de efluentes de lavanderia pela técnica de ECF e possibilitar o reuso.

1.1.2 Objetivos Específicos

Este estudo teve como objetivos específicos:

- Caracterizar o efluente bruto e tratado de uma lavanderia doméstica em termos de pH, cor aparente, turbidez, condutividade elétrica, sólidos suspensos totais (SST), coliformes totais, coliformes termotolerantes, demanda bioquímica de oxigênio (DBO), surfactantes e Carbono Orgânico Total (COT);
- Determinar o consumo de energia e produção de lodo no efluente tratado;
- Verificar as melhores condições experimentais (pH inicial e dose de alumínio) do sistema de ECF para o tratamento de efluentes de lavanderia;
- Verificar a possibilidade de reuso da água clarificada após o tratamento.

2 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

2.1 SANEAMENTO BÁSICO

O saneamento básico é um dos serviços públicos mais essenciais, estando diretamente ligado ao bem-estar social, saúde pública, preservação ambiental e desenvolvimento econômico (ABREU et al., 2006). No Brasil há uma carência na área de saneamento, principalmente em populações com baixa renda per capita, devido à escassez de políticas públicas que garantam a universalização do saneamento (EVARISTO et al., 2017). Ainda, de acordo com Relatórios da ONU, desde 2000 ocorreram avanços significativos no saneamento básico, porém a qualidade dos serviços ainda é deficiente e desigual (OPAS BRASIL, 2019).

Segundo o relatório do Fundo das Nações Unidas para a Infância (UNICEF) e da Organização Mundial da Saúde (WHO), cerca de 2,2 bilhões de pessoas não têm serviços de água potável gerenciados de forma segura e 4,2 bilhões não têm serviços de esgotamento sanitário (OPAS BRASIL, 2019). Além disso, o aumento no índice de doenças de veiculação hídrica, principalmente em crianças, está diretamente ligado a questões de saneamento, sendo um fator preocupante (HELLER; PÁDUA, 2010). De acordo com a Organização Mundial da Saúde (WHO, 2019) uma melhor qualidade de água, saneamento e higiene poderiam prevenir a morte de 297 mil crianças com menos de 5 anos a cada ano.

De acordo com Spilki (2015), o impacto das doenças de veiculação hídrica em países onde os sistemas de saneamento são deficitários é muito maior do que nos países onde as condições de tratamento de efluentes estão em níveis satisfatórios. Ainda, segundo os autores, os mesmos mananciais utilizados para descartes de efluentes muitas vezes são utilizados para captação, principalmente em grandes centros urbanos.

Assim, a falta de saneamento básico está diretamente relacionada com o descarte incorreto de efluentes e esgoto doméstico em corpos hídricos. Esse descarte impacta nas características do solo e da água, podendo poluir ou contaminar o meio ambiente, modificando o aspecto estético, a forma e a composição do meio físico, ou ainda, ameaçando a saúde dos seres vivos e plantas (SILVA, 2018).

2.2 EFLUENTES DE LAVANDERIA

As lavanderias são uma das maiores atividades comerciais consumidoras de água e geram grandes quantidades de efluentes (NICOLAIDIS; VYRIDES, 2014), sendo responsáveis

por aproximadamente 10% da geração de efluentes municipais (KAYA; DAYANIR, 2020). De acordo com a Resolução CONSEMA 372 (2018), as lavanderias domésticas e industriais apresentam médio e alto potencial poluidor, respectivamente, apresentando riscos para o ambiente quando seus efluentes são lançados inadequadamente.

Os maiores problemas oriundos desses efluentes se devem aos produtos químicos utilizados nos processos de lavagens (BUSS et al., 2015), havendo uma grande quantidade de surfactantes, devido a sua grande utilização como lavantes, espumantes e estabilizantes (DIMOGLO et al., 2019). De acordo com Nicolaidis e Vyrides (2014), os efluentes de lavanderia possuem alta alcalinidade, grande quantidade de detergentes, sujidades, corantes, óleos e graxas, e possuem um alto teor de produtos químicos. Além disso, possuem elevada concentração de sólidos dissolvidos (MAY, 2009).

Os compostos presentes nesses efluentes, como os desinfetantes, conferem a eles baixa biodegradabilidade (KIST et al., 2006), além de poderem causar problemas biológicos nas estações de tratamento de esgoto devido as características antibacterianas e recalcitrantes desses compostos (FEITOSA; BERWANGER; HILGEMANN, 2015). Por essa razão, os efluentes de lavanderia são nocivos ao meio ambiente, podendo ainda causar danos aos ecossistemas aquáticos (FEITOSA; BERWANGER; HILGEMANN, 2015).

As características dos efluentes gerados pelas lavanderias são influenciadas pela água de abastecimento, uso de produtos, rede de distribuição, local coletado, classe social, entre outros (RAMPELOTTO et al., 2014). O pH depende de fatores como o ponto de coleta do efluente e o pH da água de abastecimento público, com tendência a ser alcalino devido aos produtos químicos utilizados, como o sabão (LIMA, 2018). As características de efluentes de lavanderia, de acordo com alguns autores, estão descritas na Tabela 1.

Tabela 1 – Caracterização do efluente bruto de lavanderias segundo a literatura.

Parâmetro	Unidade	Janpoor, Torabian e Khatibikamal (2011)	Boyjoo, Pareek e Ang (2013)	Rampelotto (2014)	Mendonça (2019)	Kaya e Dayanir (2020)
Temperatura	°C	-	-	25 ± 3,5	25	-
pH	-	-	-	7,4 ± 1,2	7,5	8,7
Turbidez	NTU	245	19-444	49 ± 36	122	33
Cor aparente	uC	1430	-	362 ± 201	-	-
Condutividade elétrica	µS cm ⁻¹	-	190-3000	364 ± 196	216	1050
SS	mg L ⁻¹	987	35-315	40 ± 29	-	-
ST	mg L ⁻¹	-	-	391 ± 215	460	-
SD	mg L ⁻¹	-	-	347 ± 201	-	-
SSed	mg L ⁻¹	-	-	1 ± 0,8	0,1	-
DQO	mg L ⁻¹	4155	-	300 ± 142	280	2800
DBO	mg L ⁻¹	-	-	101 ± 63	-	-
Surfactantes	mg L ⁻¹	-	-	0,6 ± 0,5	-	-
Coliformes totais	NMP 100mL ⁻¹	-	-	ND a 9,6×10 ⁵	1,119×10 ³	-
Coliformes termotolerantes (<i>E. coli</i>)	NMP 100mL ⁻¹	-	-	ND a 1,8×10 ⁵	ND	-

Em que: SS: Sólidos Suspensos; ST: Sólidos Totais; SD: Sólidos Dissolvidos; SSed: Sólidos Sedimentáveis; DQO: Demanda Química de Oxigênio; DBO: Demanda Bioquímica de Oxigênio; ND: Não detectado; - Não analisado.

Fonte: Autora (2022).

2.2.1 Tratamento Convencional de Efluentes de Lavanderia

Os métodos tradicionais de tratamento de efluentes de lavanderia consistem em várias combinações de métodos biológicos, químicos e físicos (MATSUO; NISHI, 2001), e o tratamento é escolhido de acordo com a finalidade de reuso das águas tratadas ou visando atender os padrões de lançamento em corpos hídricos e de qualidade das águas receptoras em caso de descarte (MANFRIN et al., 2019).

De acordo com Šostar-Turk, Petrinič e Simonič (2005), os sistemas de tratamento de efluentes de lavanderia mais utilizados são os convencionais, como a precipitação, coagulação e floculação, sedimentação e filtração, ou, ainda, a combinação destes métodos. A associação

de diversos tipos de tratamentos torna-se imprescindível para atingir a qualidade requerida para o efluente. A complexidade dos métodos utilizados varia com os produtos utilizados, tipo e origem das roupas lavadas, volume de água utilizado, tamanho da instalação, além das legislações vigentes para reuso ou lançamento em corpos hídricos, combinando a eficiência com a parte econômica (RAMPELOTTO, 2020).

Porém, devido à grande variabilidade da composição dos efluentes de lavanderia, a maioria dos métodos tradicionais tornam-se inadequados, principalmente para a remoção conjunta de sólidos em suspensão, fosfato e surfactantes (GE et al., 2004). Os métodos convencionais de tratamento de efluentes industriais podem ser divididos em tratamento preliminar, primário, secundário e terciário (Quadro 1) (BRAILE; CAVALCANTI, 1993).

Quadro 1 – Métodos convencionais de tratamento de efluentes industriais.

Tratamento preliminar	<ul style="list-style-type: none"> - Remoção de sólidos grosseiros e inertes, para que não danifiquem os equipamentos; - Utilização de grades e peneiras.
Tratamento primário	<ul style="list-style-type: none"> - Remoção de parte dos sólidos suspensos e matéria orgânica utilizando agentes químicos (coagulação/floculação); - Separação sólido/líquido (flotação/sedimentação/filtração).
Tratamento secundário	<ul style="list-style-type: none"> - Remoção da matéria orgânica restante, carga orgânica, fósforo, nitrogênio e outros poluentes; - Utilização de processos biológicos.
Tratamento terciário	<ul style="list-style-type: none"> - Remoção de sólidos suspensos ou solúveis remanescentes; - Utilização de processos como adsorção, membranas e ozonização; - Desinfecção e remoção de nutrientes.

Fonte: Adaptado de Rampelotto (2020).

2.3 TRATAMENTOS EMERGENTES DE ÁGUAS DE LAVANDERIA

Processos de tratamento como eletrocoagulação, flotação, coagulação, adsorção, filtração por membrana, oxidação química e processos biológicos têm sido aplicados para efluentes oriundos de lavanderia (KIM et al., 2014). No Quadro 2 estão descritos alguns métodos empregados para esses efluentes e autores que estudaram a sua aplicação.

Quadro 2 – Métodos alternativos para o tratamento de efluentes de lavanderia.

Método de tratamento	Descrição	Estudos que utilizaram os métodos em efluentes de lavanderia*
Eletrocoagulação-Flotação (ECF)	Gera coagulantes <i>in situ</i> por meio da oxidação eletrolítica de eletrodos metálicos, desencadeada por corrente elétrica (HAKIZIMANA et al, 2017).	Dimoglo et al. (2019)
Membranas	Barreira que separa fases e restringe o transporte de produtos químicos ou poluentes (HABERT et al., 2006). Esse processo pode utilizar a microfiltração, ultrafiltração, nanofiltração ou osmose reversa.	- Ashfaq et al. (2018) – Ultrafiltração; Nanofiltração. - Šostar-turk, Petrinić e Simonič (2005) – Ultrafiltração; Osmose Reversa.
Processos oxidativos avançados (POAs): Ozônio (O ₃)	A geração de ozônio pode ocorrer por diferentes processos (CHRISTENSEN; YONAR; ZAKARIA, 2013): - Utilizando uma alta tensão, seja com correntes de oxigênio ou ar através de eletrodos; - Em solução aquosa no local anódico; - Por radiação UV.	- Kist, Albrecht e Machado (2008) – O ₃ /UV; O ₃ /TiO ₂ ; UV/O ₃ /TiO ₂ Patil et al. (2020) – O ₃
Adsorção	Utilização de materiais para adsorver uma ampla gama de compostos (ŠOSTAR-TURK; PETRINIĆ; SIMONIČ, 2005).	- Šostar-turk, Petrinić e Simonič (2005) – Flocculação e adsorção com carvão ativado granular - Rampelotto (2014) – Adsorção em carvão ativado

Em que: O₃: Ozônio; UV: Radiação Ultravioleta; TiO₂: Dióxido de Titânio.

*Utilizados em lavanderia convencional ou em lavanderia hospitalar.

Fonte: Autora (2022).

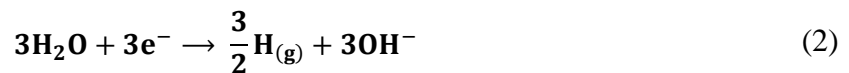
Apesar da ampla gama de métodos alternativos de tratamento de efluentes de lavanderia que vêm sendo estudados atualmente, o presente estudo irá abordar a ECF. O qual é um método de simples operação, manutenção e automação, necessita de menores tempos de detenção, não carece de produtos químicos adicionais, possui baixa produção de lodo e alta eficiência (OZYONAR, 2016).

2.3.1 Eletrocoagulação-flotação (ECF)

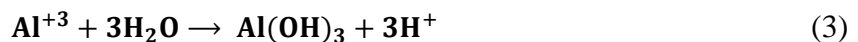
A ECF é uma técnica eletroquímica, que combina processos de oxidação, coagulação, floculação e flotação (EMAMJOMEH; SIVAKUMAR; VARYANI, 2011). Essa técnica consiste em gerar agentes coagulantes *in situ* por meio da oxidação eletrolítica de eletrodos metálicos (ânodos de sacrifício), sendo desencadeada por uma corrente elétrica estabelecida entre cátodos e ânodos (HAKIZIMANA et al, 2017).

Os íons metálicos gerados da dissolução eletrolítica do ânodo capturam as impurezas e formam os agregados (flocos), e, no cátodo, ocorre a geração de microbolhas de gás hidrogênio, as quais se aderem aos agregados promovendo a flotação (AVELLAR; COTTA; NEDER, 2015).

Para eletrodos de alumínio (Al), as principais reações que ocorrem em um sistema de ECF são descritas na Eq. (1), para o ânodo de Al, e na Eq. (2), para o cátodo de Al (EMAMJOMEH; SIVAKUMAR; VARYANI, 2011).



Ainda, os íons de Al^{+3} reagem e formam um precipitado sólido de Hidróxido de Alumínio III ($\text{Al}(\text{OH})_3$), como descrito na Eq. (3) (EMAMJOMEH; SIVAKUMAR; VARYANI, 2011). Os precipitados de Hidróxido de Alumínio III possuem grandes áreas superficiais, proporcionando a captura de partículas em suspensão, rápida absorção de compostos solúveis e formação de agregados (ELAZZOUZI, HABOUBI E ELYOUBI, 2017).



O sistema ECF, utilizado nesse trabalho como técnica de tratamento de efluentes, foi constituído por um reator ECF, onde há a presença dos cátodos e ânodos, combinado a um floculador tubular helicoidal (FTH), para a formação dos flocos aerados (GRAEPIN, 2020).

2.3.1.1 Fatores que influenciam no processo de eletrocoagulação-flotação

Os fatores que afetam a eficiência do processo de ECF são os parâmetros relacionados com as condições de operação, como corrente elétrica, vazão, material dos eletrodos, agitação, conexão e distância entre eletrodos, e também, com as características do efluente a ser tratado, como o pH inicial (HAKIZIMANA et al, 2017).

Corrente elétrica

A corrente elétrica fornecida ao sistema ECF influencia na quantidade de agentes coagulantes e microbolhas geradas (ELAZZOUZI, HABOUBI E ELYOUBI, 2017). Sendo que os valores de corrente elétrica mais eficientes para o tratamento podem variar amplamente de acordo com as características e a quantidade de poluentes a serem removidos da água ou do efluente (GHOSH; SOLANKI; PURKAIT, 2008).

Em altas correntes elétricas, a dissolução anódica do alumínio aumenta, resultando em uma maior quantidade de precipitados e no aumento da geração de microbolhas, possibilitando uma maior remoção de poluentes (ELAZZOUZI, HABOUBI E ELYOUBI, 2017). Porém, o emprego de correntes muito altas pode ocasionar reações secundárias e geração excessiva de agentes coagulantes, diminuindo a vida útil e aumentando o consumo energético do tratamento (HAKIZIMANA et al., 2017).

Vazão

A eficiência de remoção de poluentes no sistema ECF é inversamente proporcional à vazão (ZAIDI et al., 2019). Em pequenas vazões o tempo de interação entre os poluentes e o coagulante (alumínio) é maior; já em vazões muito altas há um grande fluxo circulante, o qual dissocia os coagulantes e impede o processo de sorção, diminuindo a eficiência (ZAIDI et al., 2019). Ainda, em um sistema contínuo, a vazão utilizada em função do volume do reator possibilita regular a dose de coagulante fornecida ao tratamento (HAKIZIMANA et al., 2017).

Material dos eletrodos

Eletrodos de ferro (Fe) e de alumínio (Al) são os mais utilizados em sistemas de ECF devido a apresentarem baixo custo e serem facilmente encontrados (MENESES et al., 2012).

Comparando os dois materiais, os eletrodos de Fe possuem menor custo e menor toxicidade do que os eletrodos de Al, porém, as reações eletroquímicas que ocorrem em eletrodos de Fe em meio aquoso são mais complexas (HAKIZIMANA et al., 2017).

Para uma mesma intensidade de corrente aplicada nos dois materiais, os eletrodos de Al apresentam maior eficiência (SANDOVAL et al., 2014), além de não deixarem cor residual no efluente tratado, o que acontece com os eletrodos de Fe (FERREIRA, 2006). Com isso, percebe-se que a utilização de eletrodos de Al possui maiores vantagens em comparação com eletrodos de Fe.

Agitação

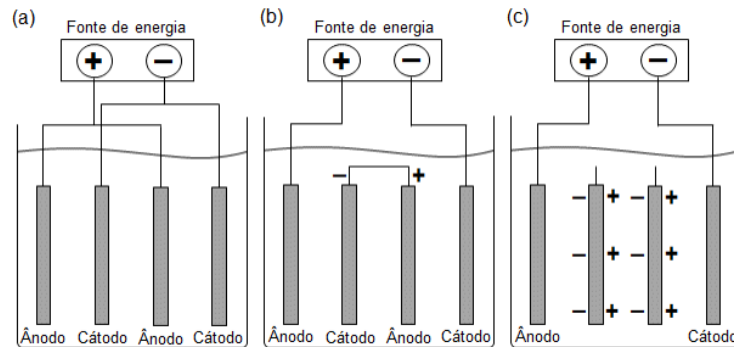
A agitação do efluente deve ser realizada para que ocorra a homogeneização da solução, evitando assim a deposição de sólidos no fundo do recipiente e garantindo que a quantidade real de poluentes irá passar pelos eletrodos (MOREIRA et al., 2017).

Ainda, os flocladores tubulares helicoidais (FTHs) podem ser utilizados com o intuito de floccular o efluente a partir da agitação, possuindo grande eficiência na separação sólido/líquido (MARASCHIN, 2018). Os FTHs usam a energia hidráulica do fluxo para causar a colisão entre os flocos menores formados na eletrocoagulação, transformando-os em um floco maior (OLIVEIRA; TEIXEIRA, 2017).

Conexão entre eletrodos

A conexão entre eletrodos pode ser classificada em monopolar em paralelo, monopolar em série ou bipolar em série (HAKIZIMANA et al., 2017), conforme a Figura 1. De acordo com Crespilho e Resende (2004), os eletrodos com conexão monopolar em paralelo demandam menores diferença de potencial, exigindo menores tensões para que haja corrente elétrica.

Figura 1 – Tipo de conexões entre eletrodos a) Monopolar em paralelo b) Monopolar em série c) Bipolar em série.



Fonte: Brächer (2018).

Distância entre eletrodos

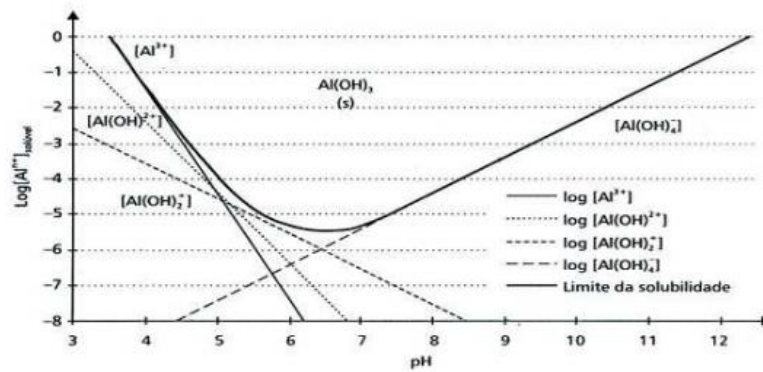
A distância entre eletrodos deve ser analisada, visto que o campo eletrostático depende da distância entre o ânodo e o cátodo (KHANDEGAR; SAROHA, 2013). Quanto menor a distância entre os eletrodos maior a quantidade de bolhas de gás hidrogênio geradas eletroquimicamente, resultando em turbulência no tratamento, alta transferência de massa e alta taxa de reação entre coagulantes e poluentes (HAKIZIMANA et al., 2017).

Pequenas distâncias entre eletrodos são mais eficientes, entretanto distâncias muito pequenas podem prejudicar o desempenho do tratamento, visto que os hidróxidos metálicos gerados são degradados por meio da colisão causada pela alta atração eletrostática (KHANDEGAR; SAROHA, 2013). Distâncias grandes entre os eletrodos não são recomendadas, pois geram maior diferença de potencial aplicado, acarretando um grande consumo de energia (WIMMER, 2007; HAKIZIMANA et al., 2017).

Potencial Hidrogeniônico (pH)

O pH interfere no coagulante formado, influenciando nas espécies de metais hidrolisados gerados nos meios reativos e nos mecanismos da ECF (FAVERO, 2019; ELKHATIB; OYANEDEL-CRAVER; CARISSIMI, 2021). Além disso, o pH interfere na dissolução de eletrodos, sendo esta essencial para o processo de eletrocoagulação, pois dependendo da faixa de pH o alumínio gerado pode formar hidroxí-complexos monoméricos (Figura 2) e poliméricos (WIMMER, 2007).

Figura 2 – Solubilidade do hidróxido de alumínio, assumindo apenas espécies monoméricas.



Fonte: Wimmer (2007).

Na utilização de eletrodos Al, o pH inicial próximo a neutralidade aumenta a eficiência de remoção de poluentes, por ter alto potencial de produzir flocos (SEID-MOHAMMADI et al., 2015). De acordo com Moussa et al. (2017), para eletrodos de Al, quando o pH é ácido espera-se que ele aumente ao longo do processo de ECF, e quando ele é alcalino espera-se que o pH diminua.

2.4 TRATAMENTO DE EFLUENTES DE LAVANDERIAS PELO MÉTODO DE ELETROCOAGULAÇÃO-FLOTAÇÃO

Estudos do tratamento de efluentes oriundos de lavanderia por eletrocoagulação-flotação ou apenas eletrocoagulação tem sido abordados por alguns autores como um método alternativo e eficaz para este tipo de efluente, como descrito na Tabela 2.

2.5 REUSO

Embora o Brasil possua uma das maiores reservas hídricas mundiais (FIORI; FERNANDES; PIZZO, 2006), atualmente, o estado do Rio Grande do Sul enfrenta uma das maiores crises hídricas devido à estiagem, cerca de 83% dos municípios do estado já decretaram situação de emergência frente aos eventos de seca (SEAPDR, 2022). De acordo com UN-Habitat (2016), até 2030 é previsto um aumento de 50% na demanda de água, agravando ainda mais os problemas de disponibilidade hídrica.

Portanto, práticas de reuso de águas residuais têm se tornado uma ferramenta importante para a gestão dos recursos hídricos, substituindo o uso de água potável em fins menos nobres, reduzindo assim a demanda sobre os mananciais e o desperdício de água potável

(MENDONÇA, 2019). As lavanderias, por serem grandes consumidoras de água e produzirem volumes significativos de efluentes, possuem potencial de reutilizar o efluente tratado (HOINKIS; PANTEN, 2008).

Os efluentes oriundos de lavanderias apresentam potencial de gerar problemas ambientais e de saúde quando descartados incorretamente. Com isso, o reúso diminui os efluentes industriais que são lançados no meio ambiente ou que entram na rede pública de coleta de esgotos, sendo uma vantagem, visto que nas estações de tratamento de esgotos o nível de tratamento necessário é superior, apresentando maiores custos comparado ao tratamento de águas cinzas direto na fonte (HESPANHOL, 2008).

Para que ocorra o reúso, é imprescindível que estes efluentes passem por tratamento eficiente e apresentem qualidade satisfatória de acordo com sua finalidade de uso, respeitando as legislações vigentes. Dentre estas legislações, existem normas e diretrizes em âmbito global e nacional que estabelecem os padrões mínimos de qualidade da água para reúso.

Tabela 2 – Estudos de eletrocoagulação-flotação/eletrocoagulação realizados por alguns autores para o tratamento de efluentes de lavanderia.

Referência	Amostra	Método de tratamento	Material dos eletrodos	Parâmetros	Eficiência de Remoção (%)	Volume de trabalho (L)	I (A)	t (min)	d (cm)	a (rpm)	CE (uS cm ⁻¹)	pH
Janpoor, Torabian e Khatibikamal (2011)	Água cinza de lavanderia	EC + Filtração com membrana (0,2 µm)	Al	Turbidez	85	1,5	1,32	15	1,5	400	-	6-8
				DQO	80							
				Detergente	60							
				Cor	70							
				Fósforo	65							
Zazouli, Charati e Alavinia (2016)	Águas residuais de lavanderia hospitalar	EC	Fe	DQO	89,1	1,5	-	60	0,2	200	-	7
				Cor	77,8							
				Fosfato	81							
				Surfactante	78							
Dimoglo et al. (2019)	Águas residuais de lavanderia	ECF	Al	Cor	90	-	Densidade: 5,26 mA cm ⁻²	5	0,1	250	-	5,5
				Turbidez	90							
				Surfactante	90							
Nugroho et al. (2020)	Água cinza de lavanderia	EC	Al	DQO	80,76	-	6	60	-	-	-	-
				Surfactante	27,11							
				Turbidez	74,12							

Em que: EC: Eletrocoagulação; DQO: Demanda Química de Oxigênio; I: Corrente elétrica; t: tempo; d: distância entre eletrodos; a: agitação; CE: Condutividade elétrica; -: Não citado pelos autores.

Fonte: Autora (2022).

As diretrizes da Agência Nacional dos Estados Unidos (US-EPA, 2012), são referência para o mundo todo, e apresentam alguns parâmetros que devem ser seguidos para diferentes usos, após o tratamento de efluentes ou águas residuais. Os parâmetros de qualidade de água para reuso urbano, de acordo com a US-EPA (2012), estão descritos no Quadro 3.

Ainda, de acordo com a US-EPA (2012), no estado de Queensland na Austrália, as águas cinzas tratadas são reutilizadas em banheiros, mictórios, lavagens de veículos e inclusive na reutilização em lavanderias. Para tal, os seguintes parâmetros de qualidade devem ser seguidos: DBO₅ < 10 mg L⁻¹; SST < 10 mg L⁻¹; Coliformes fecais (E. coli) ≤ 10 NMP 100mL⁻¹; E. coli (95° Percentil) < 1 NMP 100mL⁻¹; Turbidez ≤ 5 NTU; e Turbidez (95° percentil) < 2 NTU (US-EPA, 2012).

Quadro 3 – Parâmetros de qualidade para águas de reuso urbano de acordo com a US-EPA (2012).

Categoria	Descrição	Parâmetros de qualidade
<i>Reuso Urbano</i>		
Irrestrito	Reuso em aplicações não-potáveis em instalações municipais onde o acesso público não é restrito.	- pH: 6,0 a 9,0 - DBO: ≤ 10 mg L ⁻¹ - Turbidez: ≤ 2 NTU - Coliformes fecais: Não detectável - Cloro residual: ≥ 1 mg L ⁻¹
Restrito	Reuso em aplicações não-potáveis em instalações municipais onde o acesso público é restringido.	- DBO: ≤ 30 mg L ⁻¹ - SST: ≤ 30 mg L ⁻¹ - Coliformes fecais: ≤ 200 NMP 100mL ⁻¹ - Cloro residual: ≥ 1 mg L ⁻¹

Em que: DBO: Demanda Bioquímica de Oxigênio; SST: Sólidos Suspensos Totais.

Fonte: Adaptado de US-EPA (2012).

Em âmbito Nacional, a ABNT NBR 16783 (2019) dispõe sobre o uso de fontes alternativas de água não potável em edificações, incluindo seus possíveis usos após o tratamento, sendo eles a descarga sanitária; lavagem de logradouros, pátios, garagens e áreas externas; lavagem de veículos; irrigação; uso ornamental; sistemas de resfriamento de água e

arrefecimento de telhados. Os parâmetros de qualidade para reuso das águas para esses fins, de acordo com a ABNT NBR 16783 (2019), estão descritos no Quadro 4.

As normas nacionais não discorrem sobre a reutilização de efluentes tratados dentro da própria lavanderia, porém os limites estabelecidos na ABNT NBR 16783 (2019) podem ser seguidos, já que são utilizados para outros usos de contato direto, como a lavagem de veículos. Além disso, de acordo com a ABNT NBR 13969 (1997), a Classe 1, a qual se refere a classe de reuso de água mais restrita, abrange a lavagem de veículos e outros usos com contato direto do usuário com a água, sendo assim, os parâmetros definidos na ABNT NBR 16783 (2019) podem ser empregados para reuso em lavanderias.

Quadro 4 – Parâmetros de qualidade para uso de água não potável, de acordo com a ABNT NBR 16783 (2019).

Parâmetros	Limite
- pH	6,0 a 9,0
- Coliformes Fecais (E. Coli)	≤ 200 NMP 100mL ⁻¹
- Turbidez	≤ 5 NTU
- DBO _{5,20}	≤ 20 mgO ₂ L ⁻¹
- Cloro Residual	0,5 mg L ⁻¹ a 5,0 mg L ⁻¹ Recomendável: 0,5 mg L ⁻¹ a 2,0 mg L ⁻¹
- Sólidos dissolvidos totais (SDT) Ou	≤ 2.000 mg L ⁻¹
- Condutividade elétrica ^a	≤ 3.200 μ S cm ⁻¹
- Carbono orgânico total (COT) ^b	< 4 mg L ⁻¹

^a Os valores de condutividade apresentam correlação com os sólidos dissolvidos totais.

^b Somente para água de rebaixamento de lençol freático.

Em que: DBO: Demanda Bioquímica de Oxigênio.

Fonte: Adaptado da ABNT NBR 16783 (2019).

3 MATERIAL E MÉTODOS

3.1 AMOSTRA DE EFLUENTE DE LAVANDERIA

As amostras de efluente de lavanderia utilizadas neste estudo foram coletadas da Lavanderia Aguativa, localizada na cidade de Santa Maria, no estado do Rio Grande do Sul, Brasil. A lavanderia utiliza água da rede de abastecimento público de Santa Maria para a lavagem das roupas e tem um consumo médio de 183 m³/mês de água. As amostras de efluentes foram coletadas na saída das máquinas de lavar após cada etapa de lavagem, sendo as etapas: molho, lavagem, primeiro enxague, segundo enxague e enxague com amaciante e neutralizante.

A lavanderia é da categoria doméstica e o efluente possuía produtos como detergente neutro para pré-lavagens, aditivo alcalino, desinfetante, neutralizante de resíduo alcalino e amaciante de tecidos, os quais são utilizados no processo de lavagem. As amostras foram coletadas em galões de 20 L, de polietileno, e encaminhadas ao Laboratório de Engenharia e Meio Ambiente (LEMA), da Universidade Federal de Santa Maria, onde realizou-se as análises e experimentos.

As amostras de efluente bruto das cinco etapas de lavagem foram misturadas na mesma proporção, 1/5 de cada etapa, de forma a homogeneizar todas as etapas dos efluentes gerados nas lavagens.

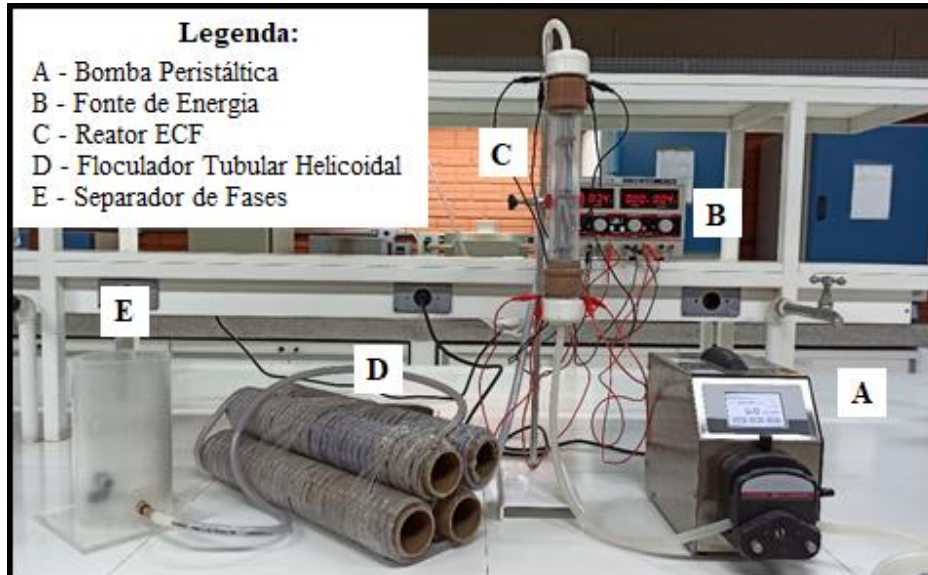
3.2 SISTEMA DE ELETROCOAGULAÇÃO-FLOTAÇÃO (ECF)

O sistema de ECF utilizado no estudo foi constituído de um reator ECF, um FTH e um separador de fases (Figura 3). O reator ECF, que produz os agentes coagulantes e microbolhas, tem diâmetro de 3,6 cm e altura de 35,5 cm. Os eletrodos de alumínio alocados no interior do reator, 8 unidades (29 cm de altura, 8 cm de largura e 0,05 cm de espessura), foram conectados em uma fonte de energia contínua, em configuração monopolar paralelo, com distância entre os eletrodos de 0,3 cm e densidade de corrente elétrica de 1mA cm⁻². Conectado ao reator ECF, o FTH permite a formação dos flocos aerados, através da agitação. O FTH possui uma mangueira de 45 m de comprimento, com diâmetro de 0,9 cm (mangueira) e diâmetro das unidades anelares de 6 cm. O sistema ECF operou em fluxo contínuo com vazão de 0,8 L min⁻¹, com exceção da separação de fases que foi realizada em modo batelada.

O volume do separador de fases é de 2 L, em formato cilíndrico com 22,2 cm de altura e 10,8 cm de diâmetro, para possibilitar a separação dos flocos/lodo formados e da água

clarificada. Ao final do tratamento em cada experimento, 1,5 L do efluente tratado foi coletado no tanque de separação de fases, que permaneceu em repouso por 20 min para a flotação dos flocos/lodo produzidos.

Figura 3 – Sistema de ECF utilizado no estudo.



Fonte: Autora (2022).

3.3 DELINEAMENTO EXPERIMENTAL

Ensaios preliminares foram realizados a fim de verificar possíveis faixas de pH inicial e dose de alumínio para o tratamento de efluentes de lavanderia pela técnica de ECF, antes do planejamento dos ensaios do Delineamento Composto Central Rotacional (DCCR 2²).

3.3.1 Delineamento Composto Central Rotacional (DCCR 2²)

Com os ensaios preliminares foi possível determinar os níveis de variação (Tabela 3) a serem utilizados no DCCR 2², resultando em 12 ensaios, conforme a Tabela 4.

Após a realização de cada ensaio, foram analisadas as variáveis respostas: pH final, cor aparente, turbidez, condutividade elétrica, sólidos suspensos totais (SST), coliformes totais, coliformes termotolerantes, consumo de energia e produção de lodo.

Tabela 3 – Níveis de variação e fatores independentes avaliados no DCCR 2².

Fatores	Nível				
	- 1,41	- 1,00	0,00	1,00	1,41
Concentração de Alumínio (mgAl L ⁻¹)	45,00	50,86	65,00	79,14	85,00
pH inicial	3,50	4,00	5,20	6,40	6,90

Fonte: Autora (2022).

Tabela 4 – Valores reais das variáveis independentes de cada ensaio do DCCR 2².

Ensaio	Concentração de Alumínio (mgAl L ⁻¹)	pH inicial
1	50,86	4,00
2	50,86	6,40
3	79,14	4,00
4	79,14	6,40
5	45,00	5,20
6	85,00	5,20
7	65,00	3,50
8	65,00	6,90
9	65,00	5,20
10	65,00	5,20
11	65,00	5,20
12	65,00	5,20

Fonte: Autora (2022).

O DCCR 2² seguiu a metodologia de Rodrigues e Iemma (2014). Os resultados foram analisados utilizando o software Statística ® 7.0 (Statsoft Inc., Tulsa, OK, EUA), com um nível de significância de 95% ($p < 0,05$).

3.3.2 Determinação da condição ideal de tratamento de efluentes de lavanderia por ECF

Com base nos resultados obtidos no DCCR 2² foram realizados novos experimentos, utilizando o pH inicial 4 (a melhor condição encontrada) e variando a concentração de alumínio, conforme descrito na Tabela 5. Os testes foram realizados em duplicata.

Tabela 5 – Ensaio realizados para determinação da condição ideal.

Ensaio	Concentração de Alumínio (mg L ⁻¹)	pH
1	65,00	4,00
2	50,86	4,00
3	35,00	4,00
4	20,00	4,00

Fonte: Autora (2022).

Para os ensaios, foram coletadas novas amostras brutas de efluente de lavanderia, sendo caracterizadas separadamente para cada um dos ensaios.

Após a realização dos ensaios, foram analisados: pH final, cor aparente, turbidez, condutividade elétrica, SST, Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO), coliformes totais, coliformes termotolerantes, surfactantes, Carbono Orgânico Total (COT), consumo de energia e produção de lodo.

3.4 MÉTODOS ANALÍTICOS

As análises dos parâmetros de qualidade do efluente bruto e tratado foram realizados seguindo os métodos do *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater* (APHA, 2012), conforme descrito no Quadro 5. As análises dos parâmetros Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO) e Surfactantes foram realizadas pelo Laboratório Químicoambiental e as análises de Carbono Orgânico Total (COT) pelo Laboratório de Biotransformação de Carbono e Nitrogênio (LABCEN) da UFSM.

A eficiência de remoção de cada um dos parâmetros do efluente de lavanderia foi determinada conforme a Eq. (4) (HASHIM et al., 2017).

$$\text{Eficiência (\%)} = \frac{C_A - C_B}{C_A} \times 100 \quad (4)$$

Sendo:

C_A: Concentração antes do tratamento por ECF (mg L⁻¹);

C_B: Concentração após o tratamento por ECF (mg L⁻¹).

O lodo produzido após cada ensaio foi quantificado a partir da coleta, secagem em estufa a 105°C e pesagem conforme método gravimétrico de determinação de sólidos totais (APHA, 2012).

Quadro 5 – Métodos adotados para análise dos parâmetros de qualidade.

Parâmetro	Método	Item (APHA, 2012)	Equipamentos e Materiais***
pH	Potenciométrico	4500-H* B	- pHmetro Thermo Scientific Orion Star A211
Cor aparente	Espectrofotométrico	2120 C	- Colorímetro PoliControl AquaColor
Turbidez	Nefelométrico	2130 B	- Turbidímetro Thermo Scientific Orion AQ4500
Condutividade elétrica	Condutimétrico	2510 B	- Condutivímetro MS Tecnopon mCA 150
Sólidos suspensos totais (SST)	Gravimétrico	2540 D	- Bomba de vácuo New Pump - Estufa J Prolab Mod. SE6 - Cadinhos - Membrana - Balança Bel Engineering
Coliformes totais	Idexx-Colilert	9221 D	- Autoclave Vertical CS - Coletor Universal Estéril J Prolab - Seladora Quanti-Tray Sealer (Model 2X) - Estufa DeLeo (modelo EL 101/3E) - Cartela Idexx - Colilert Idexx - Pipetadora
Coliformes termotolerantes	Idexx-Colilert	9221 E	- Autoclave Vertical CS - Coletor Universal Estéril J Prolab - Seladora Quanti-Tray Sealer (Model 2X) - Estufa DeLeo (modelo EL 101/3E) - Cartela Idexx - Colilert Idexx - Câmara UV - Pipetadora Labmate pro
Demanda bioquímica de oxigênio (DBO)	Winckler adaptado para azida	5210 B	*
Surfactantes	Surfactante aniônico como MBAS	5540 C	*
Carbono orgânico total (COT)	Combustão de alta temperatura	5310 B	** Analisador Shimadzu TOC-LCPH

* Análises realizadas pelo Laboratório Químioambiental.

** Análises realizadas pelo LABCEN.

*** Além dos materiais e equipamentos citados, foram utilizadas vidrarias para coleta das amostras, ponteiras e outros materiais auxiliares.

Fonte: Autora (2022).

O consumo energético do sistema após cada ensaio será determinado por meio da Eq. (5) (MAJLESI et al., 2016).

$$C_{\text{energia}} = \frac{U \times i \times t}{V_{\text{efluente}}} \quad (5)$$

Sendo:

C_{energia} : Consumo de energia (Wh m^{-3});

U: Tensão elétrica (V);

i: Corrente elétrica (A);

t: tempo de eletrólise (h);

V_{efluente} : Volume de efluente tratado (m^3).

3.5 ANÁLISE DA POSSIBILIDADE DE REUSO DO EFLUENTE TRATADO

Os resultados dos parâmetros analíticos determinados servirão como um embasamento da possibilidade de reuso do efluente tratado na própria lavanderia, a partir dos limites recomendados na US-EPA (2012) e na ABNT NBR 16783 (2019).

4 RESULTADOS E DISCUSSÃO

4.1 DELINEAMENTO COMPOSTO CENTRAL ROTACIONAL (DCCR 2²)

As características pH, cor, turbidez e condutividade das amostras brutas do efluente de lavanderia foram analisadas separadamente conforme a Tabela 6, devido à homogeneização das cinco etapas de tratamento terem ocorrido separadamente para cada ensaio. As demais características do efluente bruto coletado (SST, Coliformes Totais, Coliformes Termotolerantes e Temperatura) estão expressas na Tabela 7.

O pH das amostras brutas, antes da correção, era de aproximadamente 10,5, valor próximo ao encontrado no estudo de Caetano et al. (2022) para águas cinzas brutas de lavanderia (pH de 10,3). A alcalinidade pode estar relacionada com as características do efluente em estudo, como o uso de detergentes à base de hidróxidos de sódio, os quais têm a capacidade de aumentar o pH do efluente (OTENG-PEPRAH et al., 2018).

Tabela 6 – pH, cor, turbidez e condutividade das amostras brutas de efluente de lavanderia utilizadas no DCCR 2².

Ensaio	Cor (uC)	Turbidez (NTU)	Condutividade ($\mu\text{S cm}^{-1}$)
1	170,00	74,70	1420,67
2	165,33	82,57	1433,00
3	144,00	78,80	1404,00
4	170,33	90,23	NA
5	161,00	70,83	1384,00
6	139,00	75,20	1404,00
7	159,67	74,70	1507,00
8	177,67	82,33	1363,33
9	161,00	70,83	1384,00
10	NA	NA	NA
11	151,33	75,57	1385,67
12	130,00	74,20	1476,67
Valor médio	155,93	77,27	1416,23
(\pm Desvio Padrão)	($\pm 13,99$)	($\pm 5,53$)	($\pm 42,78$)

Em que: NA: Não analisado.

Tabela 7 – Sólidos Suspensos Totais, Coliformes Totais, Coliformes Termotolerantes e Temperatura das amostras brutas do efluente de lavanderia.

Parâmetro	Valor
Sólidos Suspensos Totais (mg L ⁻¹)	37
Coliformes Totais (NMP 100mL ⁻¹)	10,6
Coliformes Termotolerantes (NMP 100mL ⁻¹)	<1,0
Temperatura (°C)	23,6

Fonte: Autora (2022).

As características do efluente bruto de lavanderia estavam dentro dos intervalos relatados no estudo de Boyjoo, Pareek e Ang (2013), porém divergiram de demais estudos encontrados na literatura (KAYA; DAYANIR, 2020; JANPOOR; TOROBIAN; KHATIBIKAMAL, 2011; MENDONÇA, 2019; RAMPELOTTO, 2014), podendo ter relação com as características do efluente coletado e os produtos utilizados no processo de lavagem.

Os resultados obtidos a partir dos ensaios do DCCR 2² estão expressos na Tabela 8. Com os resultados, foi possível verificar que um pH próximo a neutralidade, acima de 6,5, não é adequado, pois acarreta maiores concentrações finais de turbidez, cor, SST e Coliformes Totais, em comparação com os pHs mais baixos.

Tabela 8 – Resultados obtidos no DCCR 2².

Ensaio	pH	Cor (uC)	Turbidez (NTU)	Condutividade (µS cm ⁻¹)	SST (mg L ⁻¹)	Coliformes Totais (NMP 100mL ⁻¹)	Coliformes Termotolerantes (NMP 100mL ⁻¹)	Consumo de Energia (kWh m ⁻³)	Produção de Lodo (g L ⁻¹)
1	5,26	20,33	4,66	1423,00	<2,50	<1,0	<1,0	0,948	0,4741
2	7,39	331,67	115,00	1438,33	180,50	5,2	<1,0	0,760	0,0855
3	5,83	18,33	4,81	1440,00	<2,50	<1,0	<1,0	1,603	0,5961
4	7,66	202,33	62,10	1307,00	81,00	<1,0	<1,0	1,395	0,3938
5	6,60	45,00	10,93	1405,33	<2,50	<1,0	<1,0	0,561	0,3785
6	6,22	18,67	3,24	1406,33	<2,50	<1,0	<1,0	1,576	0,5199
7	5,00	26,00	5,19	1451,00	<2,50	<1,0	<1,0	0,842	0,5702
8	7,91	313,00	105,00	1352,00	202,50	2,0	<1,0	1,064	0,1030
9	6,33	17,00	2,79	1404,33	<2,50	<1,0	<1,0	1,118	0,4400
10	6,31	16,67	3,46	1430,00	<2,50	<1,0	<1,0	0,972	0,4630
11	6,34	23,33	3,49	1391,00	<2,50	<1,0	<1,0	1,049	0,5107
12	6,37	21,33	4,21	1492,00	<2,50	<1,0	<1,0	1,030	0,5466

Em que: SST: Sólidos Suspensos Totais.

Fonte: Autora (2022).

Com o *software* Statistica ® 7.0, foi possível analisar a significância da concentração de alumínio (dose) e do pH inicial, ou da interação entre eles, na remoção de cada um dos parâmetros, conforme os Diagramas de Pareto demonstrados nas Figuras 4 e 5. Para a dose e/ou o pH inicial serem significativos na remoção dos parâmetros, considerou-se um intervalo de confiança de 95% ($p < 0,05$).

O pH inicial foi a variável que apresentou maior efeito, o que demonstra ser uma variável muito importante para o tratamento. Em todas as variáveis respostas o pH inicial foi mais significativo, com exceção da variável resposta consumo de energia, que apresentou a dose de alumínio como mais significativa, uma vez que a corrente elétrica utilizada para definir a dose, influencia diretamente no consumo de energia.

Figura 4 – Diagramas de Pareto para as variáveis respostas Cor (a), Turbidez (b), pH final (c) e Lodo (d).

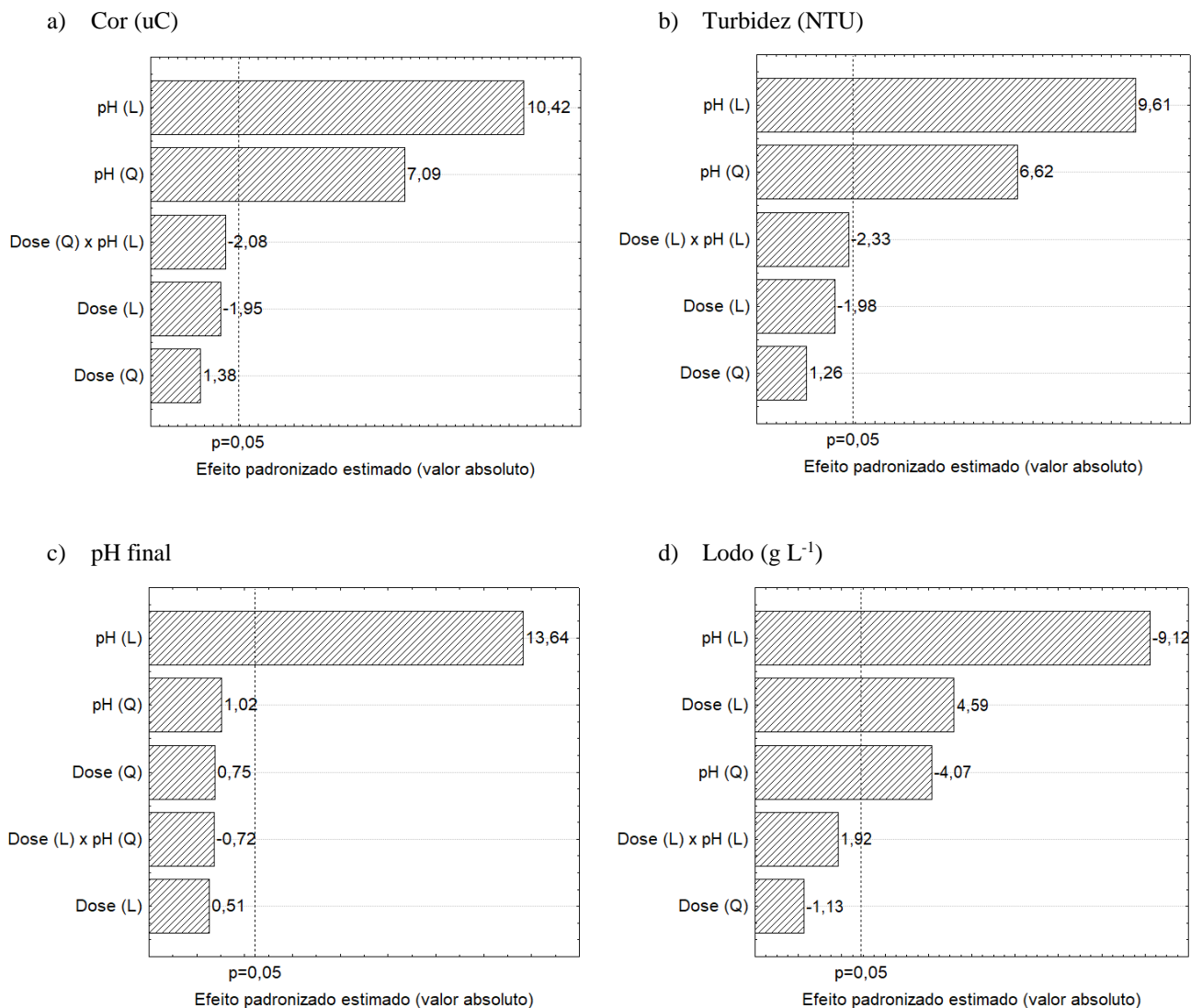
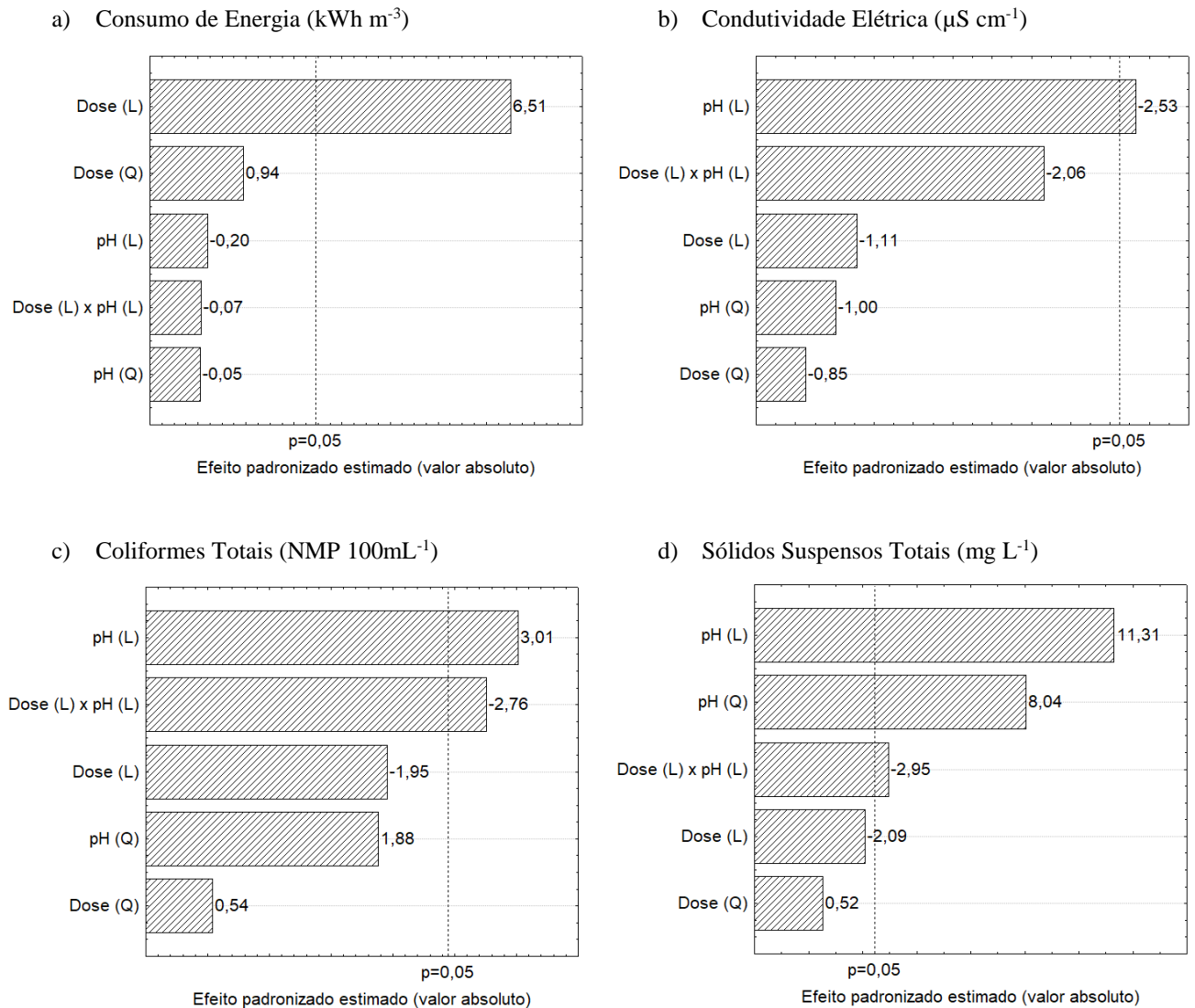


Figura 5 – Diagramas de Pareto para as variáveis respostas Consumo de Energia (a), Condutividade Elétrica (b), Coliformes Totais (c) e Sólidos Suspensos Totais (d).



Fonte: Autora (2022).

Utilizou-se análise de variância (Tabela 9) para avaliar os modelos ajustados. Os parâmetros que apresentaram valores de F Calculado (F_{Cal}) maiores que os valores de F Tabelado (F_{Tab}) foram significativos estatisticamente, o que aconteceu com todos os parâmetros, exceto para a Condutividade Elétrica, que apresentou o valor de F_{Cal} menor que F_{Tab} , não gerando modelo e conseqüentemente superfície de resposta confiáveis. Com a análise de variância (ANOVA) foi possível gerar modelos para os parâmetros (variáveis respostas) que foram significativas estatisticamente, sendo eles pH final, cor, turbidez, SST, coliformes totais, consumo de energia e lodo.

Tabela 9 – Análise de Variância – ANOVA.

		SQ	GL	QM	F_{Cal}	F_{Tab}	R²
pH final	Regressão	8,2	5	1,6			
	Residual	0,263032	6	0,0	37,61	4,39	0,97
	Total	8,507500	11				
Cor (uC)	Regressão	156147,1	5	31229,4			
	Residual	5612,7	6	935,5	33,38	4,39	0,96
	Total	161759,8	11				
Turbidez (NTU)	Regressão	18787,7	5	3757,5			
	Residual	774,51	6	129,1	29,11	4,39	0,96
	Total	19562,24	11				
Condutividade Elétrica (µS cm⁻¹)	Regressão	17283,1	5	3456,6			
	Residual	7760,47	6	1293,4	2,67	4,39	0,69
	Total	25043,61	11				
SST (mg L⁻¹)	Regressão	58774,3	5	11754,9			
	Residual	1705,97	6	284,3	41,34	4,39	0,97
	Total	60480,23	11				
Coliformes Totais (NMP 100mL⁻¹)	Regressão	21,4	5	4,3			
	Residual	5,32871	6	0,9	4,82	4,39	0,80
	Total	26,72000	11				
Consumo de Energia (kWh m⁻³)	Regressão	1,0	5	0,2			
	Residual	0,131451	6	0,0	8,67	4,39	0,88
	Total	1,081481	11				
Lodo (g L⁻¹)	Regressão	1,2	5	0,2			
	Residual	0,056501	6	0,0	24,93	4,39	0,95
	Total	1,230355	11				

Em que: SQ: Soma dos Quadrados; GL: Graus de Liberdade; QM: Quadrado Médio; F_{Cal}: F Calculado; F_{Tab}: F Tabelado; R²: Ajuste dos valores.

Fonte: Autora (2022).

Foram gerados modelos de regressão para os parâmetros que foram significativos estatisticamente, com exceção da variável resposta condutividade elétrica que não apresentou um bom ajuste ao modelo, conforme as Equações 6 a 12. Onde ED e EP correspondem à dose de alumínio e ao pH inicial, respectivamente.

$$\begin{aligned} \text{Cor (uC)} \\ = 19,4575 - 21,1210ED + 16,7913ED^2 + 112,8369EP + 86,0358EP^2 - 31,8350EDEP \end{aligned} \quad (6)$$

$$\begin{aligned} \text{Turbidez (NTU)} \\ = 3,4417 - 7,9728ED + 5,7022ED^2 + 38,6603EP + 29,8509EP^2 - 13,2625EDEP \end{aligned} \quad (7)$$

$$\begin{aligned} \text{pH final =} \\ 6,337197 + 0,038138ED + 0,062254ED^2 + 1,010895EP + 0,084889EP^2 - 0,075000EDEP \end{aligned} \quad (8)$$

$$\begin{aligned} \text{Produção de Lodo (g L}^{-1}\text{)} \\ = 0,980104 + 0,157888ED - 0,043577ED^2 - 0,313328EP - 0,156876EP^2 + 0,093150EDEP \end{aligned} \quad (9)$$

$$\begin{aligned} \text{Consumo de Energia (kWh m}^{-3}\text{)} \\ = 1,041564 + 0,341144ED + 0,055491ED^2 - 0,010401EP - 0,002838EP^2 - 0,005123EDEP \end{aligned} \quad (10)$$

$$\begin{aligned} \text{Coliformes Totais (NMP 100mL}^{-1}\text{)} \\ = - 0,00237 - 0,65194ED + 0,20163ED^2 + 1,00549EP + 0,70462EP^2 - 1,3EDEP \end{aligned} \quad (11)$$

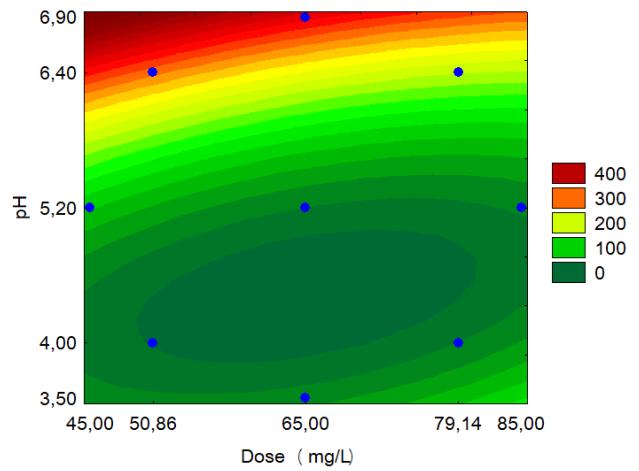
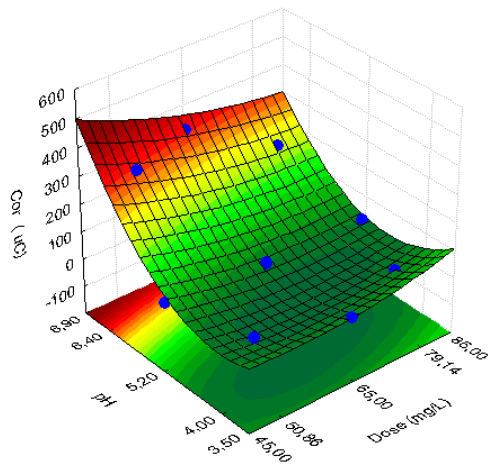
$$\begin{aligned} \text{Sólidos Suspensos Totais (mg L}^{-1}\text{)} \\ = 2,4589 - 12,4746ED + 3,4977ED^2 + 67,5134EP + 53,7970EP^2 - 24,8750EDEP \end{aligned} \quad (12)$$

Em complementação às análises já realizadas, foram geradas superfícies de resposta em função do pH inicial e dose de alumínio para as variáveis resposta analisadas, a fim de ilustrar a análise e encontrar a melhor condição de tratamento.

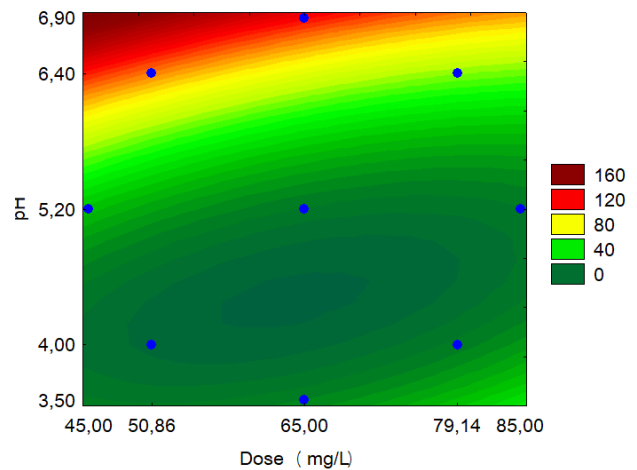
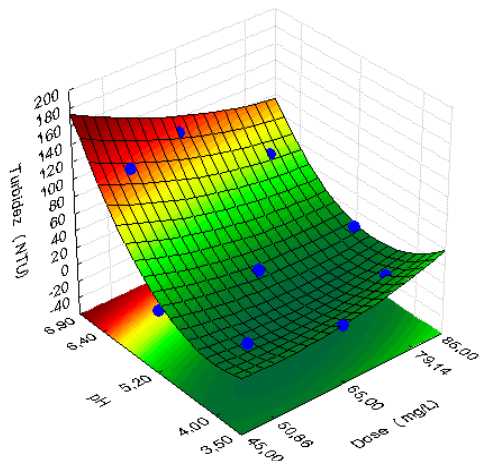
As superfícies de respostas das variáveis cor (Figura 6a) e turbidez (Figura 6b) apresentaram um comportamento semelhante em função dos fatores analisados. Com a análise, verificou-se que um pH abaixo de 5,2 possui grande potencial de garantir uma maior eficiência no tratamento. Vale ressaltar que no estudo do DCCR 2², pHs abaixo de 5,2 foram testados em apenas três experimentos, sem grandes distinções entre as doses de alumínio. De acordo com as superfícies de resposta das variáveis cor e turbidez, apenas o pH inicial é um fator determinante na eficiência do tratamento, estando de acordo com a análise realizada nos Diagramas de Pareto da Figura 4.

Figura 6 – Superfícies de respostas geradas para as variáveis cor (a) e turbidez (b), em função do pH inicial e da dose de alumínio.

a) Cor



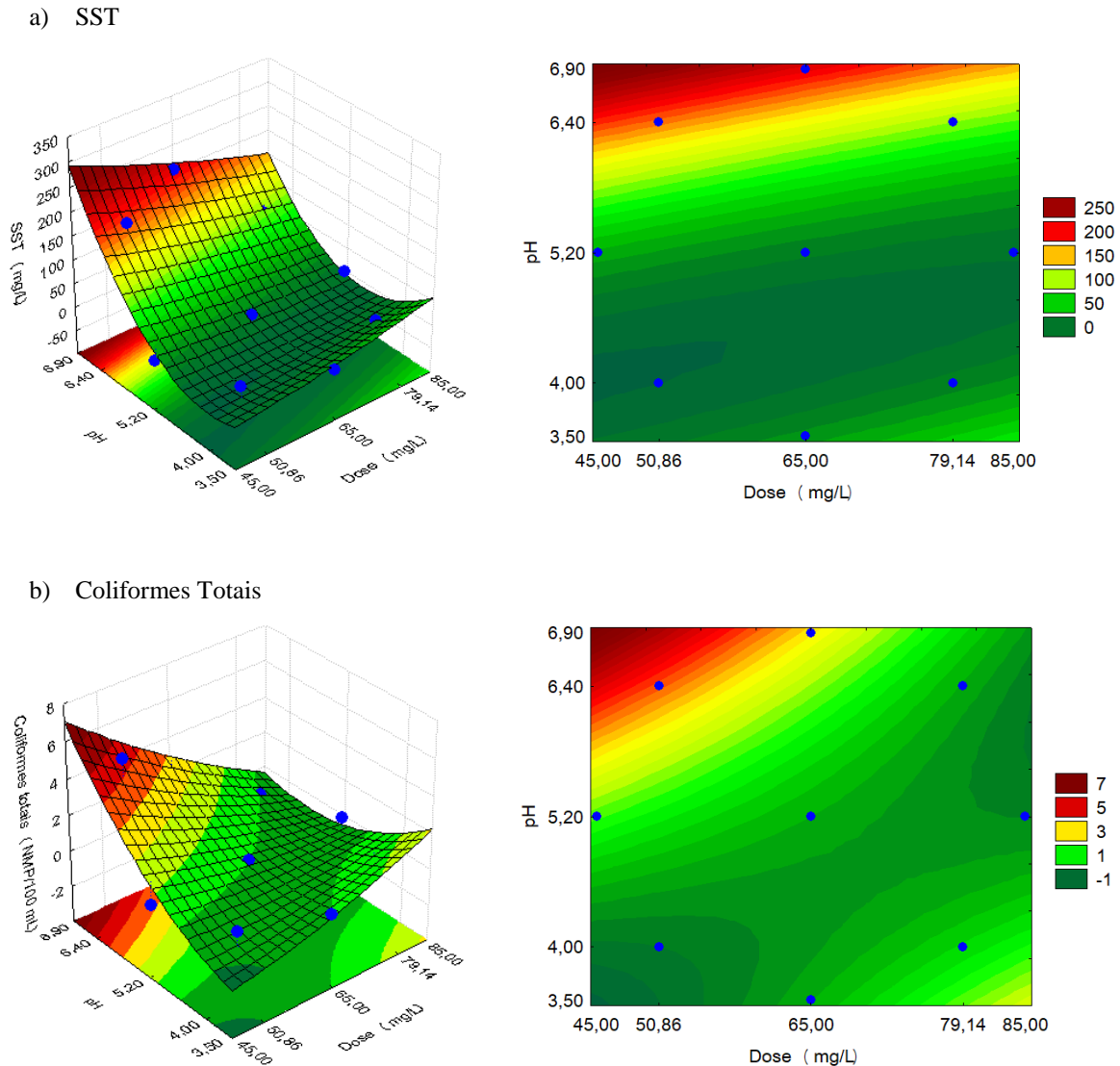
b) Turbidez



Fonte: Autora (2022).

Os sólidos suspensos totais (SST) residuais na amostra tratada (Figura 7a) apresentaram potencial de diminuir seus valores utilizando um pH 4, o mesmo acontece com os coliformes totais (Figura 7b).

Figura 7 – Superfícies de respostas geradas para as variáveis SST (a) e coliformes totais (b), em função do pH inicial e da dose de alumínio.



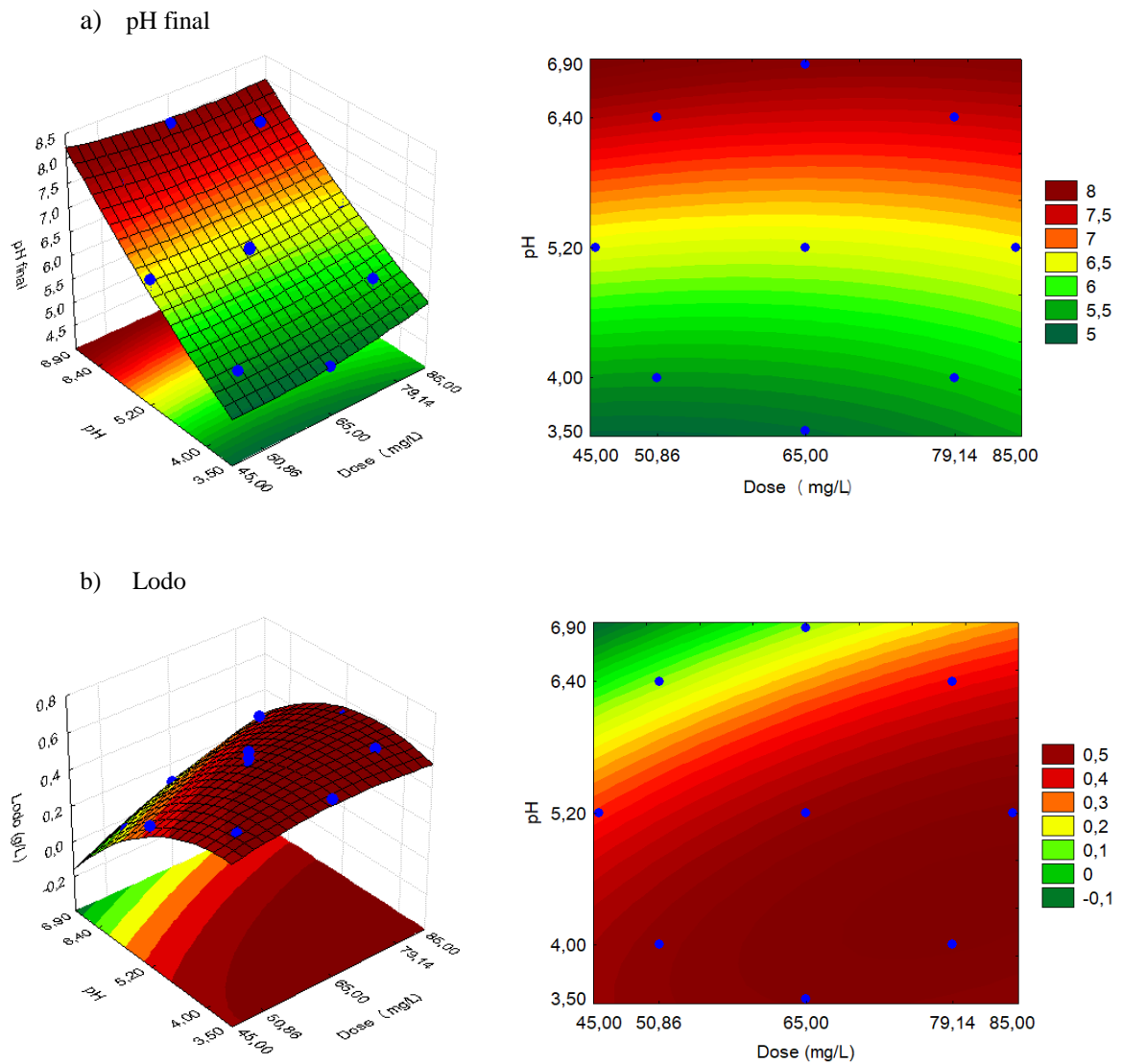
Fonte: Autora (2022).

Na superfície de resposta da Figura 8a, pode-se observar que o pH inicial influencia diretamente no pH final da água clarificada. O aumento do pH após o tratamento, para pH inicial ácido, tem relação com a redução dos íons H^+ para gás hidrogênio e com a formação de hidróxidos devido à dissolução dos eletrodos (CRESPILHO; RESENDE, 2004; ANDRADE et al., 2020). De acordo com a US-EPA (2012) e a ABNT NBR 16783 (2019), o pH final do efluente tratado precisa estar entre 6 e 9 para se enquadrar nas normas de reuso.

Na análise do lodo (Figura 8b), pode-se observar que a taxa de produção de lodo cresce à medida que aumenta a eficiência do tratamento, ou seja, nos tratamentos mais eficientes os

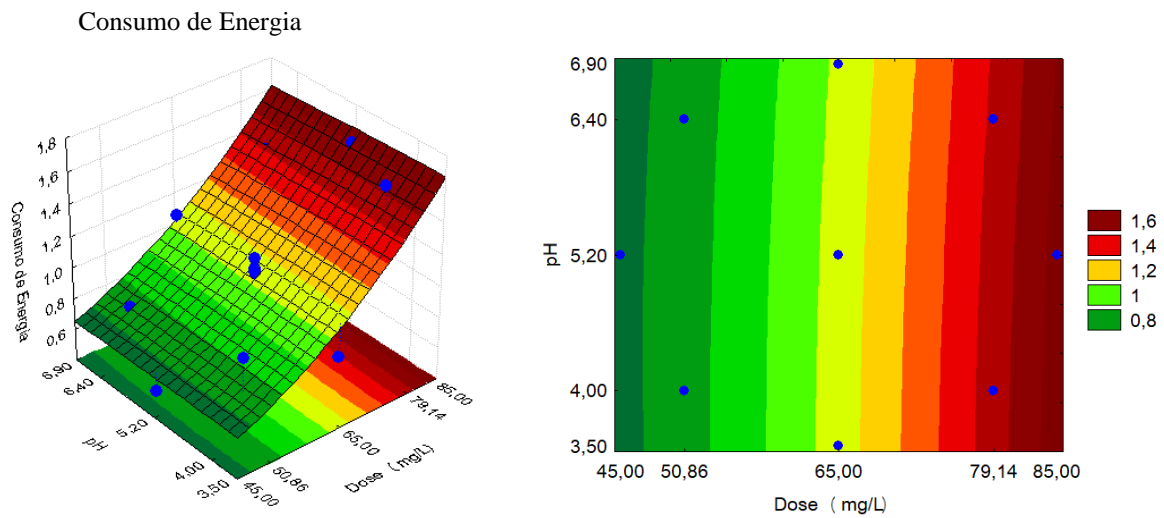
sólidos suspensos contidos no efluente flutam (ascendem para a superfície) produzindo maiores teores de lodo.

Figura 8 – Superfícies de respostas geradas para as variáveis pH final (a) e lodo (b), em função do pH inicial e da dose de alumínio.



De acordo com a superfície da Figura 9, o consumo de energia aumenta com o aumento da dose de alumínio, não dependendo da faixa de pH utilizada. Isso ocorre devido ao consumo de energia ser proporcional à corrente elétrica e ao tempo de eletrólise, portanto, quando esses fatores aumentarem, aumenta também o consumo de energia (BRÄCHER, 2018).

Figura 9 – Superfície de resposta gerada para a variável Consumo de Energia em função do pH inicial e da dose de alumínio.



Fonte: Autora (2022).

4.2 DETERMINAÇÃO DA CONDIÇÃO IDEAL DE TRATAMENTO DE EFLUENTES DE LAVANDERIA POR ECF

De acordo com as superfícies de respostas geradas, pode-se verificar que o pH 4 tem potencial de garantir um melhor tratamento de efluentes de lavanderia pela técnica de ECF, quando comparado com outros pHs iniciais, ao serem analisadas as concentrações finais de cor, turbidez, SST e coliformes totais.

As características das amostras brutas utilizadas nos ensaios de determinação da condição ideal de tratamento estão expressas na Tabela 10, apresentando semelhança com as características das amostras coletadas para os ensaios do DCCR 2². De acordo com o estudo de Caetano et al. (2022) o tipo de roupa lavada não afeta significativamente as características físico-químicas dos efluentes de lavanderia, apresentando pequena variação entre os dias de coleta.

Além disso, o efluente bruto apresentou concentrações de 108,00 mg L⁻¹ O₂ de DBO, 22,35 mg L⁻¹ MBAS de surfactantes e 258,59 mg L⁻¹ de COT. O pH da amostra bruta, antes da correção, era de aproximadamente 10,6 e a temperatura permaneceu no intervalo de 23 a 25°C. As amostras brutas não apresentaram Coliformes Totais e Termotolerantes, sendo ambos < 1 NMP 100mL⁻¹.

Tabela 10 – Características das amostras brutas utilizadas para a determinação da condição ideal de tratamento de efluentes de lavanderia por ECF.

Ensaio	Cor (uC)	Turbidez (NTU)	Condutividade ($\mu\text{S cm}^{-1}$)	
1	a	152,67	74,50	1481,67
	b	159,33	82,87	1505,00
2	a	152,67	74,50	1481,67
	b	167,67	76,40	1469,67
3	a	170,67	71,80	1518,00
	b	159,33	82,87	1505,00
4	a	170,67	71,80	1518,00
	b	167,67	76,40	1469,67
Valor Médio	162,58	76,39	1493,58	
(\pm Desvio Padrão)	($\pm 7,07$)	($\pm 4,08$)	($\pm 18,97$)	

a e b: Indicam as características das amostras brutas das repetições de cada um dos ensaios.

Fonte: Autora (2022).

As características das amostras brutas, turbidez e condutividade, estão dentro dos intervalos relatados por Boyjoo, Pareek e Ang (2013), como nos experimentos do DCCR 2^o.

Analisando-se os resultados obtidos (Tabela 11), os ensaios 1, 2 e 3 apresentaram resultados semelhantes, porém, somente nos ensaios 1 e 2 o pH final foi maior que 6, se enquadrando nas normas de reuso. Com isso, a melhor condição de tratamento por ECF encontrada no presente estudo foi o ensaio 2, com dose de alumínio de 50,86 mg L⁻¹ e pH 4, pois no ensaio 2 ocorreu um menor consumo energético comparado com o ensaio 1, devido à menor dose de alumínio utilizada, e com isso, haveria um menor custo econômico com o tratamento. A dose de coagulante ideal envolve a relação entre os custos operacionais e a eficiência no tratamento (JANPOOR; TORABIAN; KHATIBIKAMAL, 2011).

Tabela 11 – Resultados obtidos no estudo de determinação da condição ideal de tratamento por ECF em efluentes de lavanderia.

Ensaio	pH	Cor (uC)	Remoção de Cor (%)	Turbidez (NTU)	Remoção de Turbidez (%)	Condutividade ($\mu\text{S cm}^{-1}$)	SST (mg L^{-1})	DBO ($\text{mg L}^{-1} \text{O}_2$)	Surfactantes (mg L^{-1} MBAS)	COT (mg L^{-1})	Consumo de Energia (kWh m^{-3})	Produção de Lodo (g L^{-1})	
1	a	6,67	12,33	91,92	2,42	96,75	1492,33	0,0135	38,00	6,20	92,71	1,1925	0,4885
	b	5,65	11,00	93,10	2,58	96,89	1492,67	0,0055	39,00	5,80	84,07	1,2422	0,4445
2	a	6,53	14,00	90,83	2,44	96,72	1484,67	0,0315	42,00	3,00	86,01	0,7030	0,3728
	*	b	6,09	16,33	90,26	3,40	95,55	1452,67	0,1220	39,00	7,20	80,53	0,7613
3	a	5,72	15,67	90,82	3,78	94,74	1513,67	0,0070	22,00	7,00	83,47	0,3790	0,4267
	b	5,63	15,67	90,17	3,18	96,16	1499,67	0,0695	74,00	7,80	86,49	0,3856	0,0849
4	a	5,57	339,00	-98,63	110,00	-53,20	1517,33	0,0075	12,00	33,50	232,68	0,1429	0,3794
	b	5,32	352,67	-110,34	115,33	-50,96	1464,33	0,0095	6,50	34,30	227,62	0,1404	0,5286

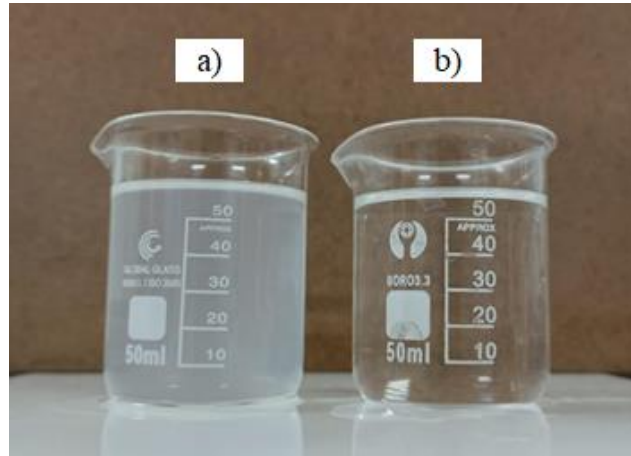
Em que: a e b: Indicam os resultados obtidos nas repetições de cada um dos ensaios; SST: Sólidos Suspensos Totais; DBO: Demanda Bioquímica de Oxigênio; e COT: Carbono Orgânico Total.

* Remoções médias para a duplicata: Cor: 90,54%; Turbidez: 96,13%; DBO: 62,5%; Surfactantes: 77,2%; e COT: 67,8%.

Fonte: Autora (2022).

A comparação do efluente de lavanderia bruto e tratado por ECF é mostrada na Figura 10. A análise de Coliformes Totais e Termotolerantes também foi realizada para as amostras tratadas do presente estudo, apresentando resultado $< 1 \text{ NMP } 100\text{mL}^{-1}$ para ambos.

Figura 10 – Comparação entre o efluente bruto (a) e tratado por ECF (b).



Fonte: Autora (2022).

As remoções negativas de cor e turbidez do ensaio 4 indicam que as concentrações dos parâmetros aumentaram após o tratamento por ECF, em razão da baixa dose de alumínio. Doses baixas geram pequenas quantidades de coagulantes, microbolhas e agentes oxidantes, podendo ser ineficientes para o tratamento (ELAZZOUI; HABOUBI; ELYOUBI, 2017).

A remoção de surfactantes, turbidez e cor encontrada nos ensaios foi semelhante com as remoções obtidas por Dimoglo et al. (2019), os quais alcançaram uma remoção de surfactantes, turbidez e cor de 90%, para ambos os parâmetros, em que a condição ótima de tratamento foi em pH 5,5 e densidade da corrente de $5,26 \text{ mA cm}^{-2}$.

No estudo de Shaikh e Ahammed (2021), após o tratamento com alumínio, a turbidez diminuiu de 49,3 para 3,1 NTU, uma remoção de 94%, e a DBO apresentou uma remoção de 68%, remoções semelhantes com as alcançadas no presente estudo. Vários autores têm relatado taxas de remoção de turbidez entre 74 e 94% (JANPOOR; TORABIAN; KHATIBIKAMAL, 2011; NUGROHO et al., 2020; DIMOGLO et al., 2019; SHAIKH; AHAMMED, 2021).

Na literatura, estudos que utilizam ECF para o tratamento de efluentes de lavanderia ou de águas cinzas relatam a melhor condição de tratamento em pH entre 5,5 e 8 (GHAITIDAK; YADAV, 2014; JANPOOR; TORABIAN; KHATIBIKAMAL, 2011; NUGROHO et al., 2020; DIMOGLO et al., 2019; SHAIKH; AHAMMED, 2021), o que pode ter relação com as características do efluente e produtos utilizados na lavanderia em estudo. Apenas o estudo de

Pidou et al. (2008) relatou a melhor condição de tratamento em pH 4,5 (ácido), para água cinza de chuveiro, obtendo uma remoção de 88% de DBO ao utilizar a técnica de ECF com eletrodos de alumínio.

4.3 AVALIAÇÃO DA POSSIBILIDADE DE REUSO DO EFLUENTE DE LAVANDERIA TRATADO PELA TÉCNICA DE ECF

A avaliação da possibilidade de reuso foi realizada comparando os resultados obtidos nos experimentos da seção 4.2 com os limites estabelecidos nas normas de reuso, conforme o Quadro 6.

Quadro 6 – Características do efluente de lavanderia tratado por ECF e parâmetros de referência estabelecidos nas normas de reuso.

Parâmetro	Efluente de Lavanderia Tratado por ECF ¹	US-EPA (2012)		US-EPA (2012) (Queensland)	ABNT NBR 16783 (2019)
		Restrito	Irrestrito		
pH	6,31	-	6 a 9	-	6 a 9
Turbidez (NTU)	2,92	-	≤ 2	≤ 5 (95% < 2)	≤ 5
Condutividade (μS cm ⁻¹)	1.468,67	-	-	-	≤ 3.200
SST (mg L ⁻¹)	0,0625	≤ 30	-	< 10	-
DBO (mg L ⁻¹)	40,5	≤ 30	≤ 10	< 10	≤ 20
Coliformes Termotolerantes (NMP 100mL ⁻¹)	<1	≤ 200	Não Detectável	≤ 10 (95% < 1)	≤ 200
COT (mg L ⁻¹)	83,27	-	-	-	< 4
Cloro Residual (mg L ⁻¹)	NA	≥ 1	≥ 1	-	0,5 a 5,0

¹Considerando a médias dos resultados obtidos no ensaio 2 (duplicata) da seção 4.2. Em que: NA: Não analisado; -: Não citado na norma.

Fonte: Autora (2022).

Com a análise, pode-se verificar que o pH final, a condutividade, os SST e os coliformes termotolerantes estão em conformidade com os valores exigidos na US-EPA (2012) para uso irrestrito e restrito e com a ABNT NBR 16783 (2019).

A turbidez se enquadrou somente nos limites exigidos na ABNT NBR 16783 (2019) e na US-EPA (2012), para usos restritos, que não estabelece limites para a turbidez. A DBO da água clarificada não se enquadrou em nenhuma das normas de reuso estudadas, pois apresentou concentração maior que 30 mg L^{-1} , necessitando de uma etapa posterior de tratamento para remoção de DBO.

As concentrações finais de Carbono Orgânico Total (COT) não se enquadraram na ABNT NBR 16783 (2019), porém, esse parâmetro não impede o reuso já que a análise é obrigatória somente para águas oriundas de rebaixamento de lençol freático. Já o Cloro Residual não foi analisado devido à não ter ocorrido uma etapa de desinfecção final com cloro.

Analisando os limites da US-EPA (2012) para o estado de Queensland, é possível verificar que se assemelha com o uso irrestrito. Com isso, os parâmetros turbidez e DBO, do presente estudo, não se enquadram na norma. A US-EPA (2012) do estado de Queensland é a única legislação que aborda o reuso do efluente tratado dentro da própria lavanderia, as demais normas não abordam a possibilidade dessa forma de reuso.

De acordo com Dimoglo et al. (2019), 90 a 95% do volume de efluente produzido em lavanderias pode ser reutilizado após o tratamento. Ainda, Dimoglo et al. (2019) e Ciabatti et al. (2009) realizaram um estudo do índice de brancura de roupas lavadas com águas de reuso, comparando com a lavagem com água potável, e verificaram que o sistema de ECF produziu um efluente apto a ser reutilizado de acordo com a brancura das roupas, além de proporcionar benefícios econômicos e sustentáveis ao meio ambiente.

Com isso, apesar da maioria dos parâmetros terem se enquadrado nas normas de reuso, torna-se necessária a adição de uma etapa complementar de tratamento que remova maiores teores de DBO, para possibilitar o reuso do efluente tratado. Caso a etapa complementar remova turbidez, a água clarificada pode passar a se enquadrar, também, no uso irrestrito da US-EPA (2012).

5 CONCLUSÃO

Com o presente estudo foi possível verificar que o pH inicial apresentou maior influência na ECF, do que a dose de coagulante. A dose de 50,86 mg L⁻¹ de alumínio e o pH inicial 4 foi definida como a condição ideal de tratamento de efluentes de lavanderia com características semelhantes às do efluente em estudo, tornando os parâmetros pH final, condutividade, SST e coliformes termotolerantes de acordo com o estabelecido nas normas de reuso analisadas, US-EPA (2012) e ABNT NBR 16783 (2019). O parâmetro turbidez se enquadrou apenas na ABNT NBR 16783 (2019) e na US-EPA (2012) para uso restrito. Já a DBO não se enquadrou em nenhuma das normas de reuso analisadas. Com isso, há a necessidade de implantação de uma etapa complementar de tratamento para o enquadramento de todos os parâmetros nas normas de reuso.

O tratamento de efluentes de lavanderia é de extrema importância para evitar o envio desses efluentes para a estação de tratamento, pois acarretam problemas biológicos devido as suas características antibacterianas e recalcitrantes, além de serem nocivos para o meio ambiente. Além disso, o tratamento e reuso desses efluentes garantem maior conservação dos recursos hídricos e diminuição dos gastos com água potável em lavanderias.

Desse modo, o tratamento de efluentes de lavanderia por ECF se mostrou eficiente, e com a inserção de uma etapa complementar de tratamento, o efluente tratado poderá se enquadrar em todas as normas de reuso, em âmbito nacional e global. Como sugestão de tratamento complementar, poderá ser utilizada uma unidade de filtração após a ECF, para remover maiores teores de DBO, turbidez e COT.

6 SUGESTÕES DE TRABALHOS FUTUROS

- Inserir uma unidade de filtração após o tratamento por ECF, com o objetivo de melhorar o tratamento e obter melhores concentrações finais de DBO e turbidez, podendo tornar o efluente tratado de acordo com todas as normas de reuso analisadas no presente estudo (ABNT NBR 16783/2019 e US-EPA/2012).

- Analisar a viabilidade econômica da implantação de um sistema ECF para o tratamento de efluentes de uma lavanderia doméstica;

- Analisar a integração de um sistema ECF à painéis de energia solar e verificar a redução de custos comparado com a utilização de energia elétrica convencional;

- Analisar o alumínio residual no efluente tratado;

- Verificar a possível destinação e custos com o lodo gerado.

7 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ABREU, F. P. de et al. **Manual de Saneamento Rural**. Conselho Intermunicipal de Saneamento Ambiental - CISAM. Associação dos municípios da microrregião do Vale do Parnaíba -AMVAP. 2006.

American Public Health Association (APHA). **Standard methods for examination of water and wastewater**. Washington: American Public Health Association, 2012.

ANDRADE, A. N. et al. Efficiency of electroflocculation in the treatment of water contaminated by organic waste. **Rev. Ambient. Água**, v. 15, n. 2, 2020. Disponível em: <<https://www.scielo.br/j/ambiagua/a/K5hQjHfv4Pj4f3M8CGpDRrb/?lang=en>>. Acesso em: 20 jul. 2022.

ASHFAQ, M. Y.; QIBLAWEY, H. Laundry wastewater treatment using ultrafiltration under different operating conditions. **AIP Conference Proceedings**, nov. 2018. Disponível: <https://aip.scitation.org/doi/pdf/10.1063/1.5060682>. Acesso em: 03 dez. 2021.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS (ABNT). **NBR 13969**: Tanques sépticos – Unidades de tratamento complementar e disposição final dos efluentes líquidos – Projeto, construção e operação. Rio de Janeiro: ABNT, 1997.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS (ABNT). **NBR 16783**: Uso de fontes alternativas de água não potável em edificações. Rio de Janeiro: ABNT, 2019.

AVELLAR, I. G. J.; COTTA, T. A. P. G.; NEDER, A. V. F. Aplicação de Eletrocoagulação na Remoção de Fosfatos em Efluente Doméstico Artificial Preparado a Partir de Bebida Refrigerante - Um Experimento para Graduação. **Rev. Virtual Quim.**, v. 7, n. 6, p. 2255-2272, out. 2015.

BOYJOO, Y.; PAREEK, V. K.; ANG, M. A review of greywater characteristics and treatment processes. **Water Science & Technology**, v. 67, n. 7, p. 1403-1424, 2013.

BRÄCHER, G. H. Análise do desempenho de um sistema de eletrocoagulação-flotação para o tratamento de esgoto doméstico visando reuso. 2018. 128 p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) – Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria, RS, 2018.

BRAILE, P. M.; CAVALACANTI, J. E. W. A. **Manual de tratamento de águas residuárias industriais**. São Paulo: CETESB. 764 p., 1993.

BUSS, M. V. et al. Tratamento dos Efluentes de Uma Lavanderia Industrial: Avaliação da Capacidade de Diferentes Processos de Tratamento. **Revista de Engenharia Civil IMED**. v. 2, n. 1, p. 2-10, 2015.

CAETANO, M. O. et al. Efficiency of electrocoagulation in the treatment of laundromat greywater. **Eng. Sanit. Ambient.**, v. 27, n. 1, jan./fev. 2022.

CHRISTENSEN, P. A.; YONAR, T.; ZAKARIA, K. The Electrochemical Generation of Ozone: A Review. **Ozone: Science & Engineering: The Journal of the International Ozone Association**, v. 35, n.3, p. 149-167, maio 2013.

CIABATTI, I. et al. Demonstration of a treatment system for purification and reuse of laundry wastewater. **Desalination**, v. 245, p. 451-459, 2009.

CRESPILHO, F. N.; RESENDE, M. O. O. **Eletroflotação: princípios e aplicações**. São Carlos: RiMa, 2004.

DIMOGLO, A. et al. Electrocoagulation/electroflotation as a combined process for the laundry wastewater purification and reuse. **Journal of Water Process Engineering**, v. 31, out. 2019. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S2214714418309292>. Acesso em: 15 dez. 2021.

ELAZZOUI, M.; HABOUBI, Kh.; ELYOUBI, M. S. Electrocoagulation flocculation as a low-cost process for pollutants removal from urban wastewater. **Chemical Engineering Research and Design**, v. 117, p. 614-626, jan. 2017. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0263876216304294>. Acesso em: 04 nov. 2021.

ELKHATIB, D.; OYANEDEL-CRAVER, V.; CARISSIMI, E. Electrocoagulation applied for the removal of microplastics from wastewater treatment facilities. **Separation and Purification Technology**, v. 276, dez. 2021. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S1383586621005888>. Acesso em: 21 out. 2021.

EMAMJOMEH, M. M.; SIVAKUMAR, M.; VARYANI, A. S. Análise e compreensão dos mecanismos de remoção de flúor por um processo de eletrocoagulação / flotação (ECF). **Dessalinização**, v. 275, p. 102-106, 2011.

EVARISTO, G. V. et al. Saneamento básico e percepção ambiental: um estudo realizado na comunidade Candidópolis em Itabira, Minas Gerais. **Research, Society and Development**, v. 4, n. 1, p. 45-61, jan. 2017. Disponível em: <https://rsdjournal.org/index.php/rsd/article/view/28/60>. Acesso em: 13 jan. 2022.

FAVERO, A. C. et al. Avaliação da influência do pH inicial no tratamento de efluente oleoso via eletrocoagulação com eletrodos de ferro. **Portal Tratamento de Água: Scientech Ambiental**, out. 2019. Disponível em: <https://tratamentodeagua.com.br/artigo/ph-tratamento-efluente-oleoso-eletrocoagulacao/>. Acesso em: 29 out. 2021.

FEITOSA, A. K.; BERWANGER, L.; HILGEMANN, M. Análise de efluentes de uma lavanderia universitária. *Respectivas Online: Ciências Exatas e Engenharia*, v. 11, n. 5, p. 17-23, 2015.

FERREIRA, L. H. **Remoção de sólidos em suspensão de efluente da indústria de papel por eletroflotação**. 2006. Dissertação (Mestrado em Engenharia Química) – Programa de Pós-Graduação em Engenharia Química, Universidade Estadual de Campinas, SP, 2006.

FIORI, S.; FERNANDES, V. M. C; PIZZO, H. Avaliação qualitativa e quantitativa do reuso de águas cinza em edificações. **Ambiente Construído**, v. 6, n. 1, p. 19-30, jan./mar. 2006.

GE, J. et al. New bipolar electrocoagulation–electroflotation process for the treatment of laundry wastewater. **Separation and Purification Technology**, v. 36, p. 33–39, 2004.

GHAITIDAK, D. M.; YADAV, K. D. Effect of coagulant in greywater treatment for reuse: selection of optimal coagulation condition using Analytic Hierarchy Process. **Desalination and Water Treatment**, p. 1-13, 2014.

GHOSH, D.; SOLANKI, H.; PURKAIT, M. K. Removal of Fe(II) from tap water by electrocoagulation technique. **J. Hazard. Mater**, v. 155, p. 135–143, jun. 2008. Disponível em:
<https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0304389407016688#:~:text=Electrocoagulation%20was%20carried%20out%20for,to%200.04%20A%2Fm2>. Acesso em: 21 out. 2021

GRAEPIN, C. **Sistema de eletrocoagulação-flotação**: uma unidade de tratamento de água inovadora para demandas eventuais e remotas do saneamento básico. 2020. 194 p. Tese (Doutorado em Engenharia Civil) – Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria, RS, 2020.

HABERT, A. C. et al. **Processos de separação por membranas**. Rio de Janeiro: E-papers, 2006, 181 p.

HAKIZIMANA, J. N. et al. Electrocoagulation process in water treatment: A review of electrocoagulation modeling approaches. **Desalination**, v. 404, p. 1-21, fev. 2017. Disponível em:
<https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0011916416315971>. Acesso em: 03 nov. 2021.

HASHIM, K. S. et al. Defluoridation of drinking water using a new flow column electrocoagulation reactor (FCER) – Experimental, statistical, and economic approach. **Journal of Environmental Management**, v. 197, p. 80-88, ago. 2017.

HELLER, L. The crisis in water supply: how different it can look through the lens of the human right to water? **Cad. Saúde Pública**, v.31, n.3, mar. 2015. Disponível em:
<https://www.scielo.br/j/csp/a/kw737RKqQjGVQNSBTjJR8cB/?lang=en>. Acesso em: 02 dez. 2021.

HELLER, L.; PÁDUA, V. L. **Abastecimento de água para consumo humano**. 2ed. Belo Horizonte: Ed. UFMG. 2010.

HESPANHOL, I. Um novo paradigma para a gestão de recursos hídricos. **Revista Estudos Avançados**, v. 22, n. 63, p. 131-158, 2008.

HOINKIS, J.; PANTEN, V. Wastewater Recycling in Laundries—From Pilot to Large-Scale Plant. **Chemical Engineering and Processing: Process Intensification**, v. 47, p. 1159-1164, jul. 2008. Disponível em:
<https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0255270107003911>. Acesso em: 19 dez. 2021.

JANPOOR, F.; TORABIAN, A.; KHATIBIKAMAL, V. Treatment of laundry waste-water by electrocoagulation. **Journal of Chemical Technology & Biotechnology**, v. 86, n. 8, p. 1113–1120, 2011.

KAYA, Y.; DAYANIR, S. Application of nanofiltration and reverse osmosis for treatment and reuse of laundry wastewater. **Journal of Environmental Health Science and Engineering**, v. 18, n. 2, p. 699-709, jun. 2020.

KHANDEGAR, V., SAROHA, A. K. Electrocoagulation for the treatment of textile industry effluente – a review. **Journal of Environmental Management**, v. 128, p. 949-963, out. 2013.

KIM, H-C et al. Treating laundry wastewater: cationic polymers for removal of contaminants and decreased fouling in microfiltration. **J Membr Sci**, p. 167–174, abr. 2014.

KIST, L. T. et al. Gerenciamento e aplicação do método fenton para tratamento de efluente de lavanderia hospitalar. In: **AIDIS**; Asociación Interamericana de Ingeniería Sanitaria y Ambiental. Sección Uruguay. Rescatando antiguos principios para los nuevos desafíos del milenio. Montevideo, p.1-7, 2006.

KIST, L. T.; ALBRECHT, C.; MACHADO, E. L. Hospital Laundry Wastewater Disinfection with Catalytic Photoozonation. **Clean**, v. 36, n. 9, p. 775-780, 2008.

LIMA, G. B. **Sistema de reúso de águas cinzas**: estudo de caso para implantação em um condomínio residencial de baixo padrão em fase de projeto. 2018. 50 p. Trabalho de Conclusão de Curso (Graduação em Engenharia Civil) – Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Campo Mourão, PR, 2018.

MAJLESI, M. et al. Improvement of aqueous nitrate removal by using continuous electrocoagulation/flotation unit with vertical monopolar electrodes. **Sustainable Environment Research**, v. 26, n. 6, p. 287-290, 2016.

MANFRIN, J. et al. Remediação de água cinza por meio de fitorremediação e tecnologias intermitentes de filtro de areia visando o reúso na irrigação de jardins. **Acta Iguazu**, vol 8, n. 2, p. 59-68. 2019.

MARASCHIN, M. **Agregação helicoidal e adensamento por filtração do lodo de uma estação de tratamento de água**. 2018. 99 p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) – Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria, RS, 2018.

MATSUO, T.; NISHI, T. J. Treatment Rate Improvement of the Ozone Oxidation Method for Laundry Waste Water. **Nucl. Sci. Technol**, v. 38, n. 2, p. 127-133, fev. 2001. Disponível em: <https://www.tandfonline.com/doi/pdf/10.1080/18811248.2001.9715015>. Acesso em: 03 dez. 2021.

MAY, S. **Caracterização, tratamento e reúso de águas cinzas e aproveitamento de águas pluviais em edificações**. 2009. 223 p. Tese (Doutorado em Engenharia) - Escola Politécnica, Universidade de São Paulo, São Paulo, SP, 2009.

MENDONÇA, K. P. L. **Tratamento de águas cinza provenientes de lavanderias visando reuso**. 2019. 102 p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental) – Universidade Federal do Tocantins, Palmas, TO, 2019.

MENESES, J. M. et al. Tratamento do efluente do biodiesel utilizando a eletrocoagulação/flotação: investigação dos parâmetros operacionais. **Quim. Nova**, v. 35, n. 2, p. 235-240, 2012. Disponível em: <https://www.scielo.br/j/qn/a/dV97QQjpmvzM8JpXZ9b8pJ/?lang=pt>. Acesso em: 09 dez. 2021.

MOREIRA, F. C. et al. Electrochemical advanced oxidation processes: A review on their application to synthetic and real wastewaters. **Applied Catalysis B: Environmental**, v. 202, p. 217-261, mar. 2017. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0926337316306440>. Acesso em: 11 jan. 2022.

MOUSSA, D.T. et al. A comprehensive review of electrocoagulation for water treatment: potentials and challenges. **Journal of Environmental Management**, v. 186, p. 24-41, jan. 2017. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0301479716308106>. Acesso em: 11 jan. 2022.

NICOLAIDIS, C; VYRIDES, I. Closing the water cycle for industrial laundries: An operational performance and techno-economic evaluation of a full-scale membrane bioreactor system. **Resources, Conservation and Recycling**. v. 92, p. 128-135, nov. 2014. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0921344914001827>. Acesso em: 14 jan. 2022.

NUGROHO, F. A. et al. The Influence of Applied Current Strength and Electrode Configuration in Laundry Wastewater Treatment by Electrocoagulation. **Journal of Physics: Conference Series**, v. 1477, 2020.

OLIVEIRA, D. S.; TEIXEIRA, E. C. Hydrodynamic characterization and flocculation process in helically coiled tube flocculators: an evaluation through streamlines. **International Journal of Environmental Science and Technology**, v. 14, n. 12, p. 2561-2574, 2017.

ORGANIZAÇÃO PAN-AMERICANA DE SAÚDE (OPAS BRASIL). **Uma em cada três pessoas no mundo não tem acesso à água potável, revela novo relatório do UNICEF e da OMS**. Jun. 2019. Disponível em: https://www.paho.org/bra/index.php?option=com_content&view=article&id=5970:uma-em-cada-tres-pessoas-no-mundo-nao-tem-acesso-a-agua-potavel-revela-novo-relatorio-do-unicef-e-da-oms&Itemid=839. Acesso em: 26 jan. 2022.

OTENG-PEPRAH, M.; ACHEAMPONG, M. A; DEVRIES, N. K. Greywater characteristics, treatment systems, reuse strategies and user perception - a review. **Water Air Soil Pollut**, v. 229, n. 255, 2018.

OZYONAR, F. Treatment of train industry oily wastewater by electrocoagulation with hybrid electrode pairs and different electrode connection modes. **Int. J. Electrochem. Sci.**, v. 11, p. 1456–1471, 2016.

PATIL, V. V. et al. Treatment of laundry wastewater containing residual surfactants using combined approaches based on ozone, catalyst and cavitation. **Separation and Purification Technology**, v. 239, 2020. Disponível em: <https://sci-hub.se/10.1016/j.seppur.2020.116594>. Acesso em: 15 jan. 2022.

PIDOU, M. et al. Chemical solutions for greywater recycling. **Chemosphere**, v. 71, p. 147-155, 2008.

RAMPELOTTO, G. **Caracterização e tratamento de águas cinzas visando reúso doméstico**. 2014. 117 p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) – Centro de Tecnologia, Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria, RS, 2014.

RAMPELOTTO, G. **Tratamento de águas de uma lavanderia industrial por flotação-filtração visando o reúso**. 2020. Tese (Doutorado em Engenharia Civil) – Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria, RS, 2020.

CONSEMA 372 (Conselho Estadual do Meio Ambiente Resolução 372). **Resolução CONSEMA nº 372/2018**. Porto Alegre: Diário Oficial do Estado, 2018.

RODRIGUES, M. I.; IEMMA, A. F. **Experimental Design and Process Optimization**. 1 ed. CRC Press, 2014.

SANDOVAL, M. A. et al. Fluoride removal from drinking water by electrocoagulation in a continuous filter press reactor coupled to flocculator and clarifier. **Separation and Purification Technology**, v. 134, p. 163-170, 2014.

SEID-MOHAMMADI, A. et al. Simultaneous Removal of Turbidity and Humic Acid Using Electrocoagulation/Flotation Process in Aqua Solution. **Avicenna J Environ Health Eng.**, v. 2, n. 1, p. 1-5, jun. 2015.

Secretaria da Agricultura, Pecuária e Desenvolvimento Rural (SEAPDR). **Relatório Estiagem nº 06/2022**. Governo do estado do Rio Grande do Sul, 2022.

SHAIKH, I.; AHAMMED, M. M. Coagulation Followed by Continuous Sand Filtration for Treatment of Graywater. **J. Hazard. Toxic Radioact. Waste**, v. 25, n. 4, 2021.

SILVA, S. T. da. **Impactos ambientais de uma indústria metalomecânica: estudo de caso**. 2018. 49 p. Trabalho de Conclusão de Curso (Engenharia Ambiental) - Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Francisco Beltrão, PR, 2018.

ŠOSTAR-TURK, S.; PETRINIĆ, I.; SIMONIĆ, M. Laundry wastewater treatment using coagulation and membrane filtration. **Resources, Conservation and Recycling**, v. 44, p. 185-196, maio 2005. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0921344904001818>. Acesso em: 25 jan. 2022.

SPIJK, F. R. Crise hídrica, saúde e parâmetros de qualidade microbiológica da água no Brasil. **Revista USP**, n. 106, p. 71-78, 2015.

United Nations Human Settlements Programme (UN-HABITAT). World Cities Report 2016 – **Urbanization and Devopment**: Emerging Futures. Nairobi: UM-Habitat, 2016.

United States Environmental Protection Agency (US-EPA). **Guidelines for water reuse**. Washington: U.S. Agency for International Development, 2012.

WIMMER, A. C. S. **Aplicação do processo eletrolítico no tratamento de efluentes de uma indústria petroquímica**. 2007. 195 p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Metalúrgica e de Materiais) – Departamento de Ciência dos Materiais e Metalurgia, Pontifícia Universidade Católica do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, RJ, 2007.

World Health Organization (WHO). **Sanitation**, jun. 2019. Disponível em: <<https://www.who.int/news-room/fact-sheets/detail/sanitation>>. Acesso em: 02 jan. 2022.

United Nations World Ater Assessment Programme (WWAP). **The United Nations World Water Development Report 2017 – Wastewater: The Untapped Resource**. Paris, UNESCO, 2017.

ZAIDI, S. et al. Electro-coagulation coupled electro-flotation process: Feasible choice in doxycycline removal from pharmaceutical effluents. **Arabian Journal of Chemistry**, v. 12, p. 2798-2809, dez. 2019. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S187853521500180X>. Acesso em: 16 dez. 2021.

ZAZOULI, M. A.; CHARATI, J. A.; ALAVINIA, S. M. Efficiency of electrocoagulation process using iron electrode in hospital laundry wastewater pretreatment. International Conference, ago. 2016.