

UNIVERSIDADE DE CAXIAS DO SUL
ÁREA DO CONHECIMENTO DE CIÊNCIAS
EXATAS E ENGENHARIAS
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA DE
PROCESSOS E TECNOLOGIAS

COMBINAÇÃO DE PROCESSOS FÍSICO-QUÍMICOS PARA O
TRATAMENTO DE EFLUENTE DA INDÚSTRIA DE BEBIDAS
COM OBTENÇÃO DE ÁGUA DE REÚSO

Felipe Henrique Sachett

Caxias do Sul, 2024

Felipe Henrique Sachett

**COMBINAÇÃO DE PROCESSOS FÍSICO-QUÍMICOS PARA O
TRATAMENTO DE EFLUENTE DA INDÚSTRIA DE BEBIDAS
COM OBTENÇÃO DE ÁGUA DE REÚSO**

Tese apresentada no Programa de Pós-Graduação em Engenharia de Processos e Tecnologias da Universidade de Caxias do Sul, visando a obtenção de grau de doutor em Engenharia de Processos e Tecnologias, orientado pela Dr^a. Camila Baldasso.

Caxias do Sul, 2024

Dados Internacionais de Catalogação na Publicação (CIP)
Universidade de Caxias do Sul
Sistema de Bibliotecas UCS - Processamento Técnico

S121c Sachett, Felipe Henrique

Combinação de processos físico-químicos para o tratamento de efluente da indústria de bebidas com obtenção de água de reúso [recurso eletrônico] / Felipe Henrique Sachett. – 2024.

Dados eletrônicos.

Tese (Doutorado) - Universidade de Caxias do Sul, Programa de Pós-Graduação em Engenharia de Processos e Tecnologias, 2024.

Orientação: Camila Baldasso.

Modo de acesso: World Wide Web

Disponível em: <https://repositorio.ucs.br>

1. Resíduos industriais - Tratamento. 2. Bebidas - Indústria. 3. Água - Reuso. 4. Água - Consumo. 5. Eletrodialise. 6. Eletrocoagulação. I. Baldasso, Camila, orient. II. Título.

CDU 2. ed.: 628.179.2

Catalogação na fonte elaborada pela(o) bibliotecária(o)
Ana Guimarães Pereira - CRB 10/1460

Felipe Henrique Sachett

**COMBINAÇÃO DE PROCESSOS FÍSICO-QUÍMICOS PARA O
TRATAMENTO DE EFLUENTE DA INDÚSTRIA DE BEBIDAS
COM OBTENÇÃO DE ÁGUA DE REÚSO**

Tese apresentada no Programa de Pós-Graduação em Engenharia de Processos e Tecnologias da Universidade de Caxias do Sul, visando a obtenção de grau de doutor em Engenharia de Processos e Tecnologias, orientado pela Dr^a. Camila Baldasso

TESE APROVADA EM 19 DE SETEMBRO DE 2024

Orientadora: Dr^a. Camila Baldasso

Banca Examinadora:

Dr. Vandre Barbosa Brião

Universidade de Passo Fundo - UPF

Dr. Matheus Poletto

Universidade de Caxias do Sul - UCS

Dr. Kátia Cecília de Souza Figueiredo

Universidade Federal de Minas Gerais – UFMG

AGRADECIMENTOS

À minha esposa Gabriela pelo apoio e incentivo nos momentos difíceis, bem como as comemorações merecidas nos momentos de vitória.

À minha pequena Isabela por iluminar meus dias e trazer uma visão de vida completamente nova.

A meus pais pelo apoio, ajuda e compreensão durante estes períodos.

Ao meu irmão Maurício pelas conversas francas e rock and roll.

A todos meus familiares sempre com palavras de incentivo.

À Prof^a Camila Baldasso pela orientação e amizade durante a realização deste trabalho.

Aos colegas de LAMEM e PGEPROTEC representados pela técnica MSc. Joice Duarte e Dr. Wendel Silvestre pelo auxílio em todas as etapas experimentais e de produção escrita.

Aos meus amigos pela compreensão nos momentos importantes que não pude me fazer presente e pelos momentos de descontração.

A CAPES e FAPERGS pelo apoio financeiro.

Ao Grêmio FBPA pelas alegrias e problemas psicológicos causados neste período.

A todos que de alguma maneira ajudaram neste processo.

“Quando o homem aprender a respeitar até o menor ser da Criação, seja animal ou vegetal, ninguém precisará ensiná-lo a amar seu semelhante.”

- Albert Schweitzer

Resumo

A busca por novas fontes de água potável vem crescendo. Buscando a otimização do tratamento e reúso a partir de fontes não usuais, como efluentes, surge uma linha de pesquisa conhecida com descarte líquido zero (DLZ). As técnicas mais difundidas para atingir o DLZ são por processos térmicos de concentração e cristalização, processos estes que apresentam eficiência para a recuperação de água para reúso, porém demandam elevadas quantidades de energia, aumentam os custos e até inviabilizam o DLZ. Devido a demanda energética elevada, a utilização do processo de separação com membranas (PSM) vem ganhando espaço, bem como a integração destes com técnicas de pré-tratamento. A indústria cervejeira tem grande importância econômica. O processo produtivo da cerveja envolve diversas etapas e insumos que geram diferentes características ao produto e, por consequência, ao efluente, que ainda pode conter produtos químicos utilizados no processo de limpeza de equipamentos. Devido a necessidade de manter a segurança alimentar do produto, a etapa de limpeza é fundamental, sendo que, em média, para cada litro de cerveja produzido, são utilizados de 3 a 10 litros de água potável para o processo. Dentro deste contexto, este trabalho tem como objetivo estudar o tratamento de efluente de cervejaria para a recuperação de água para reúso, buscando o DLZ. Neste trabalho foi realizado um mapeamento dos componentes contidos no efluente para na sequência realizar o tratamento do mesmo com diferentes técnicas. As técnicas que compuseram o escopo de tratamento foram a peróxi-eletrocoagulação com eletrodos de alumínio seguida pela eletrodiálise, processos utilizados como pré-tratamento a membrana de osmose inversa. O efluente concentrado restante da membrana de osmose foi utilizado em um evaporador para obter-se a maior recuperação de água possível, sendo o resíduo caracterizado e classificado para descarte adequado. A caracterização do efluente bruto indicou que o mesmo possui elevada carga orgânica, com mais de 42 g O₂/L de DQO, bem como turbidez, chegando a 7100 NTU, e sólidos totais chegando a 67 g/L. A utilização de eletrocoagulação como pré-tratamento do efluente se mostrou efetiva para a redução de poluentes, sendo destacado que com a adição de 3 ml H₂O₂/L o processo apresenta maior eficiência, obtendo uma redução de 32,9% da DQO, contra 21,7% da eletrocoagulação sem peróxido. O processo de eletrocoagulação eleva a concentração iônica do efluente, e a utilização de membranas de eletrodiálise se mostrou eficaz na remoção dos compostos controlados. O processo foi capaz de reduzir em 90,5% da condutividade pós eletrocoagulação com 60 minutos de operação, destacando-se a remoção de 98,7% da concentração de cloretos e de 93,2% de sódio. A membrana de osmose se mostrou eficiente na recuperação de água, sendo capaz de recuperar 50% do volume de efluente pré-tratado aportado, apresentando uma redução de 40,7% do fluxo inicial de permeado. A água recuperada pelo processo de osmose atende os parâmetros pertinentes das legislações vigentes de tratamento de efluentes, somente ficando acima a concentração de alumínio referente a GM/MS N° 888:2021. A utilização de um evaporador se mostrou eficiente para elevar a recuperação de água a partir da corrente de concentrado da osmose mantendo os elevados padrões de qualidade da água recuperada. Com a combinação de métodos proposta foi possível se recuperar 79,5% do volume inicial de efluente como água para reúso, chegando próximo, mas não atingido o objetivo inicial de se obter o DLZ. 4,19% do efluente não reaproveitado, sendo que segundo a ABNT NBR 10004:04 este resíduo é classificado como classe IIA – não inerte. O processo proposto foi capaz de tratar o efluente com recuperação de água para reúso, minimizando o volume de rejeitos, reduzindo o consumo de água e posicionar a indústria cervejeira no processo circular de recursos.

Palavras-chave: Eletrodiálise; Eletrocoagulação; Cervejaria; DLZ

Abstract

The search for new sources of drinking water has been growing. Seeking to optimize the treatment and reuse of liquids from unusual sources, such as effluents, a line of research known as zero discharge (DLZ) has emerged. The most difficult techniques to achieve DLZ are through thermal concentration and crystallization processes, processes that are efficient for recovering water for use, but require large amounts of energy, increase costs and even make DLZ unfeasible. Due to the high energy demand, the use of the membrane separation process (MSP) has been gaining ground, as well as the integration of these with appropriate pretreatment techniques. The beer industry is of great economic importance. The beer production process involves several steps and inputs that generate different characteristics to the product and, consequently, to the effluent, which may still contain chemicals used in the equipment cleaning process, such as sodium hydroxide. Due to the need to maintain the food safety of the product, the cleaning stage is essential, and on average, for each liter of beer produced, 3 to 10 liters of drinking water are used for the process. In this context, this work aims to study the treatment of brewery effluent for the recovery of water for reuse, seeking the DLZ. In this work, a mapping of the components contained in the effluent was carried out for the sequence of its treatment with different techniques. The techniques that comprised the scope of treatment were peroxy-electrocoagulation with aluminum electrodes followed by electrodialysis, processes used as pretreatment of the reverse osmosis membrane. The remaining concentrated effluent from the osmosis membrane was used in an evaporator to obtain the greatest possible water recovery, being eliminated and classified for appropriate disposal. The characterization of the raw effluent indicated that it has a high organic load, with more than 42 g O₂/L of COD, as well as turbidity, reaching 7100 NTU, and total solids reaching 67 g/L. The use of electrocoagulation as pretreatment of the effluent showed effectiveness in the reduction of substances, highlighting that with the addition of 3 ml H₂O₂/L the process presents greater efficiency, obtaining a reduction of 32.96% of COD, compared to the reduction of 21.76% of electrocoagulation without peroxide. The electrocoagulation process increases the ionic concentration of the effluent, and the use of electrodialysis membranes proved effective in the removal of controlled compounds. The process was able to reduce the post-electrocoagulation conductivity by 90.55% with 60 minutes of operation, highlighting the removal of 98.79% of the chloride concentration and 93.22% of sodium. The osmosis membrane proved to be efficient in water recovery, being able to recover 50% of the volume of pretreated effluent supplied, presenting a 40.78% reduction in the initial permeate flow. The water recovered by the osmosis process meets the configurations pertinent to the current legislation on effluent treatment, being only above the aluminum concentration referred to GM/MS N° 888:2021. The use of an evaporator proved to be efficient in increasing water recovery from the osmosis concentration stream, maintaining the high quality standards of the recovered water. With the proposed combination of methods, it was possible to recover 79.57% of the initial effluent volume as water for reuse, coming close, but not achieving the initial objective of obtaining DLZ. 4.19% of the effluent was not reused, and according to ABNT NBR 10004:2004, this elimination is classified as class IIA - non-inert. The proposed process was able to treat the effluent with water recovery for use, minimizing the volume of waste that will have to be discarded into nature, reducing water consumption and positioning the brewing industry in the circular process of resources.

Keywords: Electrodialysis; Electrocoagulation; Brewery; ZLD

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO	14
2	OBJETIVOS.....	16
2.1	Objetivo Geral.....	16
2.2	Objetivos Específicos	16
3	REFERENCIAL TEÓRICO	17
3.1	DESCARTE LÍQUIDO ZERO (DLZ)	17
3.1.1	Histórico e definições.....	17
3.1.2	Técnicas e tecnologias utilizadas no DLZ	18
3.2	CERVEJA.....	19
3.2.1	História.....	19
3.2.2	A cerveja no Brasil e no mundo.....	20
3.2.3	Composição da cerveja	21
3.2.4	Produção de cerveja	22
3.2.5	Limpeza dos equipamentos utilizados em indústrias cervejeiras.....	24
3.2.6	Efluente da indústria cervejeira.....	24
3.3	TRATAMENTO DE EFLUENTES DA PRODUÇÃO DE CERVEJA	27
3.3.1	Métodos convencionais de tratamento de efluentes de indústria cervejeira	27
3.3.2	Eletrocoagulação.....	28
3.3.2.1	Fundamentos de eletrocoagulação	28
3.3.2.2	Peroxi-eletrocoagulação.....	30
3.3.2.3	Utilização da eletrocoagulação em efluente de cervejaria	31
3.3.3	Processos de separação por membranas.....	32
3.3.3.1	Eletrodialise	33
3.3.3.2	Osmose inversa	34
3.3.3.3	<i>Fouling</i>	35
3.3.3.4	PSM no tratamento do efluente da indústria cervejeira	35
3.4	CARACTERIZAÇÃO DE RESÍDUOS	38
3.4.1	ABNT NBR 10004:2004	38
4	MATERIAIS E MÉTODOS	41
4.1	MATERIAIS.....	41
4.1.1	Amostra.....	41

4.1.2	Equipamentos.....	41
4.1.3	Reagentes químicos.....	42
4.1.4	Metodologias de Análise.....	42
4.1.4.1	Cor DFZ	42
4.2	MÉTODOS DE TRATAMENTO	43
4.2.1	Caracterização de efluentes.....	45
4.2.1.1	Padronização do processo de produção da cerveja e limpeza de equipamentos	45
4.2.1.2	Efluentes da etapa de produção de mosto e suas principais características	45
4.2.1.3	Compilação das análises dos efluentes da etapa de fermentação.	46
4.2.1.4	Caracterização do efluente	46
4.3	PRÉ TRATAMENTOS: REDUÇÃO DE AGENTES DE <i>FOULING</i> . 47	
4.3.1	Eletrocoagulação.....	47
4.3.1.1	Ajuste de parâmetros.....	47
4.3.1.2	Influência do processo de eletrocoagulação na redução de agentes de <i>fouling</i>	47
4.3.1.3	Caracterização do efluente	48
4.3.2	Eletrodíálise	48
4.4	RECUPERAÇÃO DE ÁGUA TRATADA	51
4.4.1	Osmose Inversa	51
4.4.1.1	Recuperação de água e fouling	52
4.4.1.2	Limpeza das membranas	53
4.5	RECUPERAÇÃO FINAL	54
4.5.1	Evaporador rotativo.....	54
4.5.2	Classificação de resíduo	54
5	RESULTADOS E DISCUSSÕES PARCIAIS	56
5.1	CARACTERIZAÇÃO DO EFLUENTE	56
5.1.1	Efluentes da etapa de produção de mosto e suas principais características	56
5.1.2	Compilação das análises dos efluentes da etapa de fermentação.....	57
5.1.3	Conclusões da caracterização dos efluentes.....	58
5.2	PRÉ TRATAMENTOS: REDUÇÃO DE AGENTES DE <i>FOULING</i> . 59	
5.2.1	Eletrocoagulação.....	59

5.2.1.1	Influência do processo de eletrocoagulação na redução de agentes de <i>fouling</i>	59
5.2.1.2	EC-PAT.....	63
5.2.1.3	Comparativo entre processos	65
5.2.1.4	Conclusões eletrocoagulação	69
5.2.2	Eletrodialise (ED)	70
5.2.3	Conclusões da etapa de pré-tratamento.....	73
5.3	RECUPERAÇÃO DE ÁGUA TRATADA	78
5.3.1	Osiose Inversa	78
5.3.1.1	Comparação com legislações vigentes.....	80
5.4	RECUPERAÇÃO FINAL	81
5.4.1	Evaporador rotativo.....	81
5.4.2	Caracterização do resíduo	83
5.5	SISTEMA DE DESCARTE LÍQUIDO ZERO	84
6	CONCLUSÃO	87
7	TRABALHOS FUTUROS.....	89
	REFERÊNCIAS	90

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 – Dados do mercado cervejeiro das principais cidades produtoras de cerveja do Brasil.	21
Tabela 2 – Composição do efluente de cervejaria.....	26
Tabela 3 - Processos usuais de separação com membranas, sua força motriz e aplicações. Adaptado de Mulder (1996) e Thürmer (2010).....	32
Tabela 4 – Características das membranas utilizada para ED.....	42
Tabela 5 - Análises realizadas, unidades e metodologia de ensaio utilizada.	46
Tabela 6 - Análises realizadas no efluente bruto e pós eletrocoagulação	48
Tabela 7 - Análises realizadas no efluente bruto, pré-tratado e pós eletrocoagulação	51
Tabela 8 - Análises realizadas no efluente bruto e nas correntes de concentrado e permeado e pós osmose inversa	53
Tabela 9 - Sequência de processos para a limpeza química da membrana	53
Tabela 10 - Caracterização da água recuperada pela evaporação rotativa	54
Tabela 11 - Caracterização do extrato solubilizado gerado pelo resíduo do processo	55
Tabela 12 - Valores máximos e mínimos para os efluentes da lavagem de equipamentos coletados neste trabalho.....	56
Tabela 13 - Valores máximos e mínimos das lavagens de fermentador	57
Tabela 14 - Padrões mínimos para lançamento de efluentes segundo resolução CONAMA n° 430/2011 e valores máximos e mínimos encontrados nas análises da limpeza dos equipamentos de produção de mosto e da lavagem de fermentadores	58
Tabela 15 - Concentração de poluentes no efluente bruto, nos testes em triplicata do tratamento por EC-PAT e a média dos valores do efluente tratado	63
Tabela 16 - Média de resultados do efluente alimentado no sistema, de cada triplicata do tratamento por ED e médias de concentração pós-tratamento.	71
Tabela 17. Caracterização do efluente bruto e corrente de permeado resultante da membrana de osmose inversa.....	79
Tabela 18 - Comparação entre concentração de compostos na corrente tratada e valor máximo permitido (VMP) pela portaria	81
Tabela 19 - Caracterização do líquido tratado pelo evaporador rotativo	82
Tabela 20 - Comparação de resultados do extrato solubilizado com o anexo G da ABNT NBR 10004/2004.....	84
Tabela 21 – Correntes do processo.....	85

LISTA DE FIGURAS

Figura 1. Fluxograma genérico de processos para DLZ. (Adaptado de Mansour <i>et al.</i> , 2018)	18
Figura 2. Processo produtivo de uma cervejaria. Materiais adicionados (esquerda), processo (eixo central) e resíduos gerados (direita). Adaptado de Meshksar; Roostae; Rahimpour (2020).	22
Figura 3. Diagrama de solubilidade de íons alumínio III. Fonte: Tchobanoglous; Burton; Stensel (2016)	30
Figura 4. Representação do processo de eletrodialise para separação de ânions e cátions. Adaptado de Purkait e Singh (2018)	33
Figura 5. Esquemática do processo de purificação de água por OI (O autor)	34
Figura 6. Fluxograma de classificação de resíduos sólidos segundo ABNT NBR 10004:2004 Fonte: (Associação Brasileira de Normas Técnicas - ABNT, 2004)	39
Figura 7. Divisão esquemática das quatro áreas de pesquisa que são foco deste trabalho.	43
Figura 8. Fluxograma com detalhamento das etapas do tratamento proposto.	44
Figura 9. Representação do processo de eletrocoagulação. (O autor) (1) – Recipiente de alimentação, volume útil 2,5 litros; (2) – Eletrodos de alumínio; (3) – Fonte de corrente continua	47
Figura 10. Sistema de eletrodialise.	A
- Montagem do equipamento em laboratório (Fonte: O autor); B – Layout de montagem do sistema de bombeamento e circulação (Fonte: adaptado do manual do equipamento).	49
Figura 11. Layout de montagem das membranas no sistema de ED para dessalinização (Fonte: Manual do equipamento)	50
Figura 12. Representação gráfica do sistema de osmose inversa. (O autor)	52
Figura 13. Efeitos da variação de voltagem durante a eletrocoagulação na cor do efluente	59
Figura 14. Condutividade, sólidos suspensos e turbidez do efluente bruto e pós eletrocoagulação. Unidades apresentadas para cada análise no eixo das abscissas	60
Figura 15. Concentração de sólidos totais e dissolvidos na amostra de efluente bruto e tratado	61
Figura 16. Resultados das análises de DQO, DBO e matéria orgânica para o efluente bruto e tratado	61
Figura 17 - Círculo de correlação dos dados obtidos a partir do tratamento com eletrocoagulação.	62
Figura 18. Comparação do efluente bruto (esquerda) e o efluente tratado pelo processo de EC-PAT (direita)	64

Figura 19. Variação percentual da condutividade e concentração de alumínio frente ao efluente bruto.....	65
Figura 20. Variação da cor do efluente frente aos tratamentos testados	66
Figura 21. Eficiência dos processos na remoção da carga orgânica do efluente.....	67
Figura 22. Variação da concentração de sólidos suspenso e turbidez no tratamento de efluente com processo e EC e EC-PAT.....	67
Figura 23. Efeito da adição de peróxido de hidrogênio durante o processo de EC nos parâmetros sólidos totais e sólidos dissolvidos	68
Figura 24. Determinação da densidade de corrente limite (DCL) para o sistema de tratamento proposto	70
Figura 25. Variação da condutividade do efluente durante cada teste individual de ED	72
Figura 26. Valores de condutividade e turbidez no efluente bruto, tratado por EC-PAT e ED73	
Figura 27. Variação da absorção de luz pelo efluente.....	74
Figura 28. Efeito do tratamento na concentração de DQO, DBO e sólidos totais no efluente	75
Figura 29. Comparativo da concentração de Sólidos dissolvidos e solúveis no efluente	76
Figura 30. Concentração de cloretos, nitrogênio total e sódio nas amostras analisadas	77
Figura 31. Concentração de cálcio e alumínio com o decorrer dos tratamentos	78
Figura 32. Proposta de processo de tratamento para obtenção de água de reúso	85

LISTA DE ABREVIACÕES E SIGLAS

B1	Efluente da produção de Blonde Ale
CIP	<i>Clean-in-Place</i>
DBO	Demanda bioquímica de oxigênio
DQO	Demanda química de oxigênio
EC	Eletrocoagulação
ED	Eletrodialise
ETE	Estação de tratamento de efluentes
g	Gramas
h	Hora
ISO	International Organization for standardization
L	Litro
L0	Efluente 0 % (m/m) de malte torrado
L0SL1	Efluente L0 com ciclo de limpeza básica sintética
L0SL2	Efluente L0 com ciclo de limpeza básica e ácida sintética
L3	Efluente 3 % (m/m) de malte torrado
L6	Efluente 6 % (m/m) de malte torrado
L9	Efluente 9 % (m/m) de malte torrado
LAMEM	Laboratório de membranas e materiais
LAPAM	Laboratório de pesquisas ambientais
m	Metro
m ²	Metro quadrado
MAPA	Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento
MDL	Mínimo descarte líquido
MF	Microfiltração
NF	Nanofiltração
NTU	Unidade de turbidez Nefelométrica
OI	Osmose inversa
POA	Processos de oxidação avançada
POA-1	Teste 1 do processo de oxidação avançada por reação de Fenton
POA-2	Teste 2 do processo de oxidação avançada por reação de Fenton
PSM	Processo de separação por membranas
S1	Efluente da produção de Stout
SMWW	Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater
UF	Ultrafiltração
V	Volt
W1	Efluente da produção de Witbier
DLZ	Descarte líquido zero

1 INTRODUÇÃO

A água potável é um dos recursos naturais mais importantes do planeta. Portanto, o abastecimento desse recurso é crucial tanto para processos industriais quanto para consumo humano na busca de um futuro equilibrado para o meio ambiente. Com o aumento da demanda e a necessidade de reutilização de recursos naturais, novas tecnologias estão sendo desenvolvidas para extrair água de fontes antes não exploradas, como água marinha e o reaproveitamento de efluentes. Nesse contexto, surgem inovações como a linha de processos conhecida como descarte líquido zero (DLZ). O DLZ tem como objetivo recuperar água do efluente tratado, alcançando recuperações entre 90 e 100%. A corrente concentrada resultante recebe uma destinação apropriada, contribuindo assim para a sustentabilidade ambiental e para a preservação desse recurso essencial (Martínez *et al.*, 2020).

As principais técnicas para a recuperação da água são por processos térmicos de concentração e cristalização; processos que são eficientes para a recuperação de água a partir de efluentes industriais ou domésticos, porém que demandam elevadas quantidades de energia, elevando os custos dos processos e até inviabilizando a aplicação dos mesmos (Tsai *et al.*, 2017). Devido a este elevado custo energético, a utilização do processo de separação com membranas (PSM) vem ganhando espaço e tornando o DLZ mais atrativo para a indústria. Diversos tipos de membranas podem ser utilizados nesse processo, sendo a osmose inversa a mais proeminente, mas destacam-se também técnicas como eletrodialise e destilação com membranas (Tsai *et al.*, 2017).

A indústria cervejeira é de grande importância econômica. Utilizando o ano de 2022 como base, 1729 plantas produtoras de cerveja estavam ativas e registradas no Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento, representando um aumento de mais de 1100% no número de plantas quando comparado com o cenário do setor em 2012, mostrando o crescimento recente e acentuado do segmento. As regiões Sul e Sudeste apresentam a maior densidade de cervejarias, com 85,9% do total das empresas cadastradas em território nacional, sendo São Paulo e Rio Grande do Sul os estados que lideram este levantamento (Ministério da Agricultura e Pecuária, 2023). A cerveja tem em sua composição diversos compostos, sendo que a água é componente em maior concentração da bebida. O processo produtivo da cerveja envolve diversas etapas e insumos, que geram diferentes características ao produto e ao efluente. Devido a necessidade de manter a segurança alimentar do produto, a etapa de limpeza é fundamental, utilizando produtos químicos que necessitarão serem tratados posteriormente (SENAI, 2014).

Para cada litro de cerveja produzida, são utilizados de 3 a 10 litros de água potável para o processo produtivo e de limpeza (Kanagachandran; Jayaratne, 2006). Este efluente tem como características elevadas demanda química de oxigênio (DQO) e demanda bioquímica de oxigênio (DBO), um pH que pode variar entre 2 e 12 e ampla gama de compostos com potencial de danos ao meio ambiente (se o efluente não for adequadamente tratado), como nitrogênio e fósforo (Simate *et al.*, 2011).

Técnicas de PSM são de interesse quando se busca o reúso de água, como no caso da utilização de osmose inversa e eletrodialise, sendo técnicas avançadas que, para um correto funcionamento e a fim de evitar danos aos equipamentos, deve-se avaliar os possíveis poluentes que interajam de maneira negativa com estes processos. As técnicas de PSM são consideradas efetivas, mas deve-se ressaltar que sua correta utilização e operação são fundamentais para a eficiência do processo, sendo que pré-tratamentos podem ser necessários aos PSM. Algumas possibilidades para esse pré-tratamento são os processos de oxidação avançada por reação de Fenton (Friedrich *et al.*, 2017) ou eletrocoagulação (Tonhato Junior; Hasan; Sebastien, 2019). Os processos de pré-tratamento buscam reduzir a concentração de componentes que possam ser prejudiciais ou impeditivos para a utilização das técnicas de tratamento desejadas, como a osmose inversa, resultando em redução de cor e da concentração de sólidos, por exemplo.

O mercado cervejeiro vem em expansão nas últimas décadas, com aumento de demanda de produção e, por consequência, aumento de produção de rejeitos com capacidade de causar danos ao ecossistema local e global. Sendo assim, diante do contexto apresentado, este trabalho busca obter a recuperação de água a partir de efluente proveniente de cervejaria, buscando atingir o descarte líquido zero buscando reduzir os impactos do setor no equilíbrio hídrico regional e reduzindo impactos negativos. Para tal, processos de separação com membranas, combinados com outros processos físico-químicos e térmicos serão utilizados para a redução da carga orgânica e de sólidos presente no efluente.

2 OBJETIVOS

2.1 OBJETIVO GERAL

Desenvolver um sistema de tratamento de efluentes provenientes da indústria de bebidas alcoólicas com operações eletroquímicas, térmicas e de separação por membranas buscando o descarte líquido zero (DLZ) do efluente, com o reúso de água e destinação final de resíduos do processo de tratamento.

2.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS

- a) Identificar os principais componentes do efluente de uma cervejaria, principais características e necessidades do processo de tratamento.
- b) Avaliar a associação de diferentes técnicas eletroquímicas para a realização do pré-tratamento do efluente.
- c) Investigar a possibilidade de utilização de processos de separação por membranas como tratamento e para a recuperação de água para reúso.
- d) Avaliar técnicas térmicas no pós-tratamento do efluente, buscando aumentar a eficiência da recuperação da água.
- e) Propor destinação de resíduos sólidos e líquidos que sejam gerados durante o tratamento.

3 REFERENCIAL TEÓRICO

3.1 DESCARTE LÍQUIDO ZERO (DLZ)

3.1.1 Histórico e definições

Com o aumento da população mundial, a demanda por fornecimento seguro de água potável para população e indústria tornou-se foco da humanidade para se alcançar um futuro sustentável. Na indústria, grandes quantidades de água são utilizadas nos mais diversos setores produtivos e com aplicações diferentes. Aproximadamente 80% da água descartada na natureza ao redor do planeta não passa por tratamento adequado (Soo; Kim; Shon, 2024).

Os efluentes gerados pelas indústrias necessitam de tratamento antes do seu descarte na natureza, sendo que para isso o mesmo pode ser enviado para empresas especializadas em tratamento de efluentes industriais ou, em operações de maior porte, a construção de uma estação de tratamento de efluentes (ETE) na própria empresa passa a ser uma alternativa viável financeiramente. Nas ETE usualmente são utilizados tratamentos físico-químico, como floculação e decantação, e microbiológicos, como a utilização de lodo ativado (Spellman, 2013). Ainda que estes métodos consigam atingir os parâmetros mínimos necessários para o descarte, grandes volumes de lodo residual são gerados durante o processo, que deve ser descartado em local apropriado, ocasionando custos elevados para as empresas (Riera-Torres; Gutiérrez-Bouzán; Crespi, 2010). Desta forma, processos com menores demandas energéticas e, especialmente, com possibilidade de reúso da água tratada vêm sendo pesquisados.

Algumas tecnologias, como a utilização de processos de separação por membranas, apresentam potencial para geração de água a partir de efluente para reúso nas plantas industriais ou para a dessalinização de águas salobras. O processo de osmose inversa, por exemplo, produz um permeado com água a baixas concentrações de sais e outros compostos, porém gera um rejeito altamente concentrado, que se descartado inadequadamente no meio ambiente pode alterar a qualidade do solo e da água (Jiang *et al.*, 2014).

Com o aumento da preocupação ambiental, devido ao descarte destas correntes concentradas do tratamento dos efluentes, soluções tecnológicas para buscar a completa recuperação da água do efluente, ou a máxima recuperação possível, visando seu reúso tanto no processo industrial como residencial, são utilizadas na atualidade. O processo de

completa recuperação do líquido é conhecido como descarte líquido zero (DLZ), onde o objetivo do processo é alcançar a recuperação entre 90% e 100% da água do efluente. Processos que obtêm recuperação entre 80% e 90% da água são chamados de mínimo descarte líquido (MDL) (Martínez *et al.*, 2020).

Uma planta de produção de energia térmica, localizada às margens do rio Colorado nos Estados Unidos da América construída na década de 1970 é conhecida como sendo a primeira a utilizar um sistema de DLZ para o tratamento de efluente devido ao aumento da salinidade do rio onde ele era descartado. Até meados de 2010 a maior quantidade das plantas de tratamento de efluentes com descarte líquido zero no mundo encontram-se nos Estados Unidos da América, onde eram encontradas 60 das 82 plantas conhecidas no mundo, sendo a indústria de produção de energia a responsável pela utilização de grande parte destas plantas produtivas. Outros países que se destacam na utilização de DLZ são a China e a Índia, ambos países com mais de 1 bilhão de habitantes e altamente industrializados (Muhammad Yaqub; Lee, 2019).

3.1.2 Técnicas e tecnologias utilizadas no DLZ

Usualmente mais de uma técnica ou tecnologias são necessárias para atingir o objetivo de recuperação da água pelo processo de DLZ ou MDL, e a escolha destas tecnologias está baseada nas características do líquido e necessidade de processamento (Mansour *et al.*, 2018). Um fluxograma genérico para se atingir o descarte líquido zero é apresentado na Figura 1.

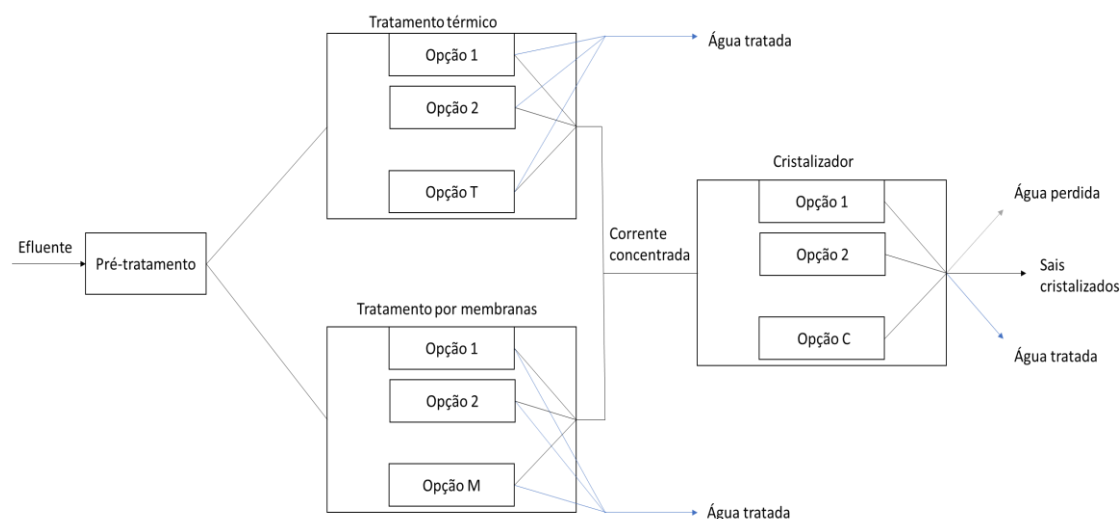


Figura 1. Fluxograma genérico de processos para DLZ. (Adaptado de Mansour *et al.*, 2018)

A primeira etapa consiste em pré-tratamentos, etapa que visa uma maior eficiência dos processos que serão utilizados posteriormente e, desta forma, diminuem possíveis

problemas operacionais, como incrustações. A etapa seguinte é o tratamento da corrente líquida, podendo ser realizada por diversas técnicas, como: os processos térmicos e os processos de separação por membranas. Nesta etapa obtém-se uma corrente de água pura e outra corrente concentrada em sais e outros poluentes. Normalmente, é necessário mais de uma etapa de separação, para maximizar a concentração da corrente que seguirá para a última etapa, que consiste na cristalização dos sais presentes nessa corrente concentrada. Nesta etapa é recuperado o restante da água e, posteriormente, obtém-se sólidos contendo os sais precipitados (Mansour *et al.*, 2018).

As primeiras plantas de DLZ se baseavam em processos térmicos para recuperar a água de efluentes. Algumas técnicas que eram utilizadas: destiladores, *spray dryers* e cristalizadores, porém estas técnicas apresentam elevada demanda energética para atingir o nível de separação desejado. Devido a este fato, as membranas surgiram como uma alternativa para diminuir o custo do processo de produção de água para reúso. A osmose inversa (OI) foi o primeiro processo com membranas utilizado para recuperar a água; em sistemas de DLZ, devido a sua alta eficiência de rejeição de poluentes e redução energética quando comparado com as técnicas térmicas. A OI consegue atingir uma recuperação de 70% da água, restando uma corrente concentrada em poluentes e sais, sendo esta corrente posteriormente tratada por um processo térmico como, por exemplo, um destilador (Tsai *et al.*, 2017).

Dentre os segmentos industriais geradores de efluentes líquidos, o setor produtor de cerveja produz grandes volumes de efluente, sendo que mais sobre esse segmento será apresentado no item a seguir.

3.2 CERVEJA

3.2.1 História

As primeiras evidências de produção de uma bebida fermentada produzida a partir de cereais datam de 7000 a.C. na baixa Mesopotâmia. Nesta época a produção de bebidas fermentadas era utilizada para destinação de grãos produzidos em excesso pelos agricultores. Os sumérios apresentaram os primeiros relatos escritos da produção de cerveja com fins comerciais por volta de 3000 a.C. A primeira regulação da produção de cerveja está contida no código de Hamurabi, considerado o primeiro conjunto de leis escritas do mundo datado de 1760 a.C., estabelecendo leis de produção, comercialização e consumo da bebida (Hornsey, 2015).

Os celtas são considerados os responsáveis pela disseminação da produção de cerveja na Europa, sendo para este povo uma atividade doméstica e, por tradição, uma responsabilidade das mulheres, sendo mantida esta tradição até a industrialização da produção cervejeira. Na idade média, a igreja era responsável pela produção de cerveja para comercialização em abadias e mosteiros. O mosteiro de São Galo (São Galo, Suíça), construído no século 8 d.C. já apresentava áreas específicas para a produção e armazenamento da cerveja. Os mosteiros tiveram importante papel na popularização do lúpulo na cerveja, pois antes da utilização de lúpulo muitas ervas foram testadas para dar estabilidade e sabor a cerveja (Hornsey, 2015).

O consumo e produção de cerveja durante o século 15 e 16 cresceu e começou a ganhar atenção dos governantes, tanto como fonte de arrecadação de impostos como pela preocupação da qualidade do produto. Um exemplo de lei focado na qualidade da cerveja foi a lei de pureza alemã de 1516, do alemão *Reinheitsgebot*, que visava padronizar que as cervejas produzidas na antiga Baviera. O *Reinheitsgebot* indicava que cervejas deveriam ser feitas somente com água, malte de cevada e lúpulo. A época que a lei foi escrita não se sabia o papel das leveduras no processo de produção de cerveja, sendo adicionado anos após sua redação original (Hornsey, 2015).

A cerveja exerceu forte influência em diversas áreas do conhecimento, como por exemplo a microbiologia. Até o século 19 não se sabia como ocorria a fermentação da cerveja, até que Louis Pasteur (1822-1895) em 1879 produziu seu conhecido estudo intitulado *Etudes sur la Bière* (Em português “Estudo na Cerveja”) mostrou que o responsável pela transformação do líquido adocicado em cerveja era trabalho de microrganismos unicelulares, o que a época foi um grande avanço na área (Hornsey, 2015).

3.2.2 A cerveja no Brasil e no mundo

Segundo a empresa Statista (2022), a cerveja é a bebida alcoólica mais consumida no mundo. A maior produtora de cerveja do mundo concentrando 30% do mercado é a AB InBev e as 6 maiores empresas do ramo concentram 70% do mercado. Devido à crise provocada pela pandemia de coronavírus, no ano de 2020 identificou-se uma retração recorde no setor, movimentando aproximadamente US\$ 525,9 bilhões, que corresponde a um valor 17,2% menor que na comparação ao ano de 2019, sendo esperado que em 2022 sejam retomados patamares pré-pandemia com faturamento próximo a US\$ 642 bilhões ao redor do globo. O consumo de cerveja per capita mundial em 2021 era de 22,36 litros. A

República Popular da China apresenta o maior mercado global de cerveja, estando ainda no topo da lista de maiores mercados como Estados Unidos da América, Brasil, Reino Unido e Alemanha.

O órgão responsável pelo controle e regulamentação do mercado cervejeiro brasileiro é Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento (MAPA), ministério que também realiza anualmente levantamentos sobre este segmento. O levantamento dos dados do ano base de 2022 indicam que o setor passa por um momento de consolidação e estabilização após duas décadas de forte expansão do setor. A balança comercial é superavitária, com um valor de US\$ 100.038.646,00, sendo que o preço médio da cerveja brasileira exportada em 2022 foi de 0,60 US\$/kg.

Em 2022 um total de 1729 cervejarias possuíam registro junto ao MAA, um aumento de 11,6% frente ao ano de 2021. As regiões sul e sudeste concentram 85,9% das cervejarias, sendo que a maior expansão de mercado se identificou na região norte com um aumento de 20 % do número de cervejarias. O número de produtos registrados junto ao MAPA chegou a seu número recorde, com 42.831 produtos com registro ativo. As cidades brasileiras com maior número de cervejarias e total de produtos registrados são apresentadas na Tabela 1 (Ministério da Agricultura e Pecuária, 2023).

Tabela 1 – Dados do mercado cervejeiro das principais cidades produtoras de cerveja do Brasil.

Nº	Município	Total de Cervejarias	Proporção em relação a UF (%)	Total de produtos registrados
1	São Paulo / SP	59	15,2	1817
2	Porto Alegre / RS	42	13,5	1805
3	Curitiba / PR	26	16,1	1168
4	Nova Lima / MG	22	9,9	1172
5	Caxias do Sul / RS	21	6,5	677
6	Juiz de Fora / MG	20	9,0	809
7	Belo Horizonte / MG	19	8,6	477
8	Rio de Janeiro / RJ	18	4,7	708
9	Sorocaba / SP	18	15,0	-
10	Brasília / DF	17	100	-

Fonte : (Ministério da Agricultura e Pecuária, 2023)

3.2.3 Composição da cerveja

A cerveja apresenta uma composição química complexa, com mais de 800 compostos diferentes já identificados. O principal constituinte da cerveja é água, sendo que, de maneira geral, mais de 90% da composição da bebida. Outros compostos que são encontrados em quantidades acima de 1 g/L são carboidratos não fermentáveis, etanol, gás carbônico e glicerol. Diversos outros compostos são encontrados como, por exemplo, ácidos orgânicos, ésteres, compostos sulfurados, compostos nitrogenados, vitaminas e

sais inorgânicos. A variação da concentração destes outros compostos ocasiona em mudança sensorial do produto acabado, sendo que os compostos podem ser provenientes dos insumos utilizados, subprodutos de fermentação ou ainda intencionalmente adicionados (Buiatti, 2008).

3.2.4 Produção de cerveja

O processo de produção de cerveja passa por diversas etapas, sendo que em algumas destas etapas, são adicionadas matérias-primas diferentes e específicas para dar a qualidade adequada ao produto final. O processo de produção de cerveja está esquematizado de maneira simplificada na Figura 2, indicando materiais utilizados, processo e pontos de geração de efluente.

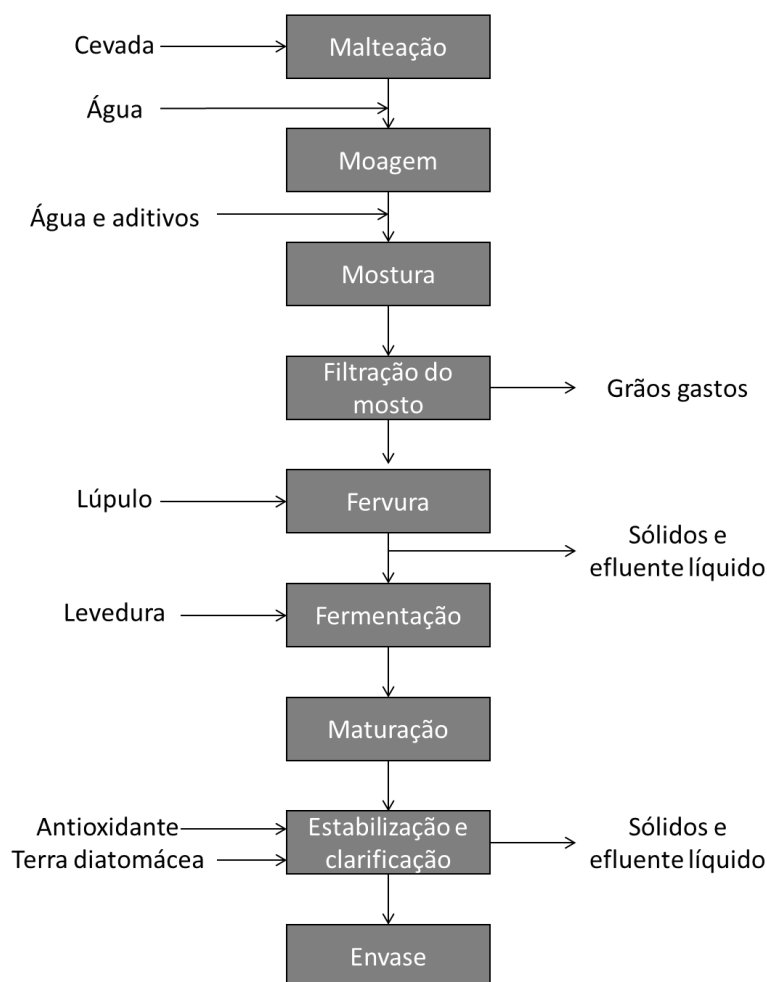


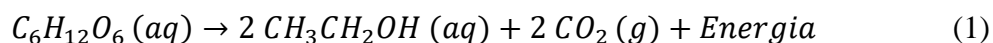
Figura 2. Processo produtivo de uma cervejaria. Materiais adicionados (esquerda), processo (eixo central) e resíduos gerados (direita). Adaptado de Meshksar; Roostae; Rahimpour (2020).

A primeira etapa consiste na malteação dos grãos de cevada. Na malteação os grãos, inicialmente, passam por uma limpeza e classificação. Os grãos são umedecidos, forçando assim o a germinação do grão, produzindo e ativando assim suas enzimas. Após

um tempo determinado é realizada a secagem do malte, sendo interrompido o processo de germinação, porém a baixas temperaturas buscando não desnaturar as enzimas obtidas durante a germinação. Diferentes níveis de secagem são utilizados, obtendo-se maltes com diferentes características sensoriais, de cor e de nível enzimático. Algumas das enzimas mais importantes produzidas nesta etapa são a alfa-amilase e a beta-amilase, responsáveis pela conversão do amido do malte em açúcares fermentáveis de menor massa molar (SENAI, 2014).

Com a cevada malteada, é então realizada a moagem do malte. Esta etapa tem como objetivo romper a casca do grão, expondo o endosperma para a ação enzimática. Os grãos moídos são levados a etapa de mosturação, que consiste no aquecimento dos mesmos em água por tempo e temperatura determinados, quando as enzimas irão agir sobre os compostos do malte. Nesta etapa diversas enzimas atuam com finalidades diferentes, sendo as mais importantes as amilases. As amilases, tanto a alfa quanto a beta, são responsáveis por quebrar as moléculas de amido do grão, transformando o amido em açúcares mais simples, como a maltose, que será alimento para a levedura durante a fermentação. Ao final da mosturação é realizada a filtragem do mosto, para separar o líquido dos sólidos (SENAI, 2014).

O líquido filtrado vai para a fervura onde compostos indesejáveis no produto acabado são volatilizados e ocorre a adição de lúpulo, responsável pelo amargor característico da bebida, além de contribuir com sabor e aroma. A fervura ainda contribui para a esterilização do mosto antes da etapa da fermentação, evitando contaminações. Ao final da fervura o líquido é resfriado e levado ao fermentador, onde a levedura é adicionada ao mosto dando início ao processo fermentativo. Parte dos açúcares fermentáveis é utilizado na multiplicação celular, o restante é convertido em álcool e gás carbônico, de maneira simplificada, conforme Equação 1 (SENAI, 2014).



Terminada a fermentação, a temperatura do líquido é levada à próximo de 0 °C, para que leveduras em suspensão e outros compostos causadores de turbidez decantem durante a maturação, sendo obtida a cerveja cristalina que tem a maior aceitação entre os consumidores. Em alguns casos produtos como colágeno, sílica em gel ou polivinilpolipirrolidona (PVPP) podem ser adicionados durante a maturação, para auxiliar no processo de clarificação, bem como a utilização de filtros. Nesta etapa,

também podem ser adicionados antioxidantes como, por exemplo, metabissulfito de sódio. A última etapa antes da comercialização é carbonatação e envase. Nesta etapa é adicionado gás carbônico ao líquido até a saturação desejada e envazada no recipiente desejado como garrafas, latas ou barris. Ainda pode se fazer a pasteurização do produto, porém esta etapa não é obrigatória (SENAI, 2014).

3.2.5 Limpeza dos equipamentos utilizados em indústrias cervejeiras

A cerveja é um produto alimentício, e assim sendo a limpeza dos equipamentos e tubulações que entraram em contato com a cerveja deve ser minuciosa, evitando perdas de lotes por contaminação, afetando o perfil sensorial do produto acabado ou, em casos mais graves, contaminações com potencial de prejudicar a saúde dos consumidores. Assim como outros segmentos alimentícios, as cervejarias utilizam do processo de *Clean-in-Place* (CIP) para a limpeza de equipamentos de grande porte, que consiste na passagem de soluções que realizarão a limpeza dos equipamentos sem a necessidade da desmontagem destes. As condições operacionais e soluções de limpeza utilizadas dependem do tipo de sujidade que se espera eliminar (Piepiórka-Stepuk *et al.*, 2019).

Usualmente o processo de CIP começa com um enxágue com água, para retirada do residual de cerveja e outros materiais de fácil remoção, seguido por uma limpeza alcalina, usualmente com uma solução de hidróxido de sódio. Após a limpeza alcalina é realizado mais um enxágue com água pura, seguido por uma limpeza ácida, com ácido fosfórico e ácido nítrico ou uma mistura de ambos, sendo realizado, então, o último enxágue. A última etapa consiste na utilização de uma solução sanitizante que pode ser álcool 70°, ácido peracético, peróxido de hidrogênio e soluções iodofóricas. Em algumas empresas estas soluções são recuperadas e utilizadas por algumas vezes, porém em geral elas são descartadas junto a corrente de efluentes (Piepiórka-Stepuk *et al.*, 2019).

3.2.6 Efluente da indústria cervejeira

A produção de cerveja demanda grandes quantidades de água, sendo utilizado de 3 a 10 litros de água potável para cada litro de cerveja produzida (Kanagachandran; Jayaratne, 2006). A AmBev Brasil se destaca na redução de consumo de água na produção de cerveja, atingindo em 2022 a utilização de 2,4 litros de água para cada litro de cerveja produzida, representando uma redução de 55% frente a média de 5,36 litros de água utilizados pela empresa em 2004 (AmBev, 2024). A quantidade de água pode variar dependendo do estilo de cerveja, capacidade produtiva da fábrica, processo de envase e sistema de limpeza. O maior consumo de água em uma cervejaria ocorre no processo de

produção, com cerca de 75% do volume de água total utilizado, sendo os 25% restantes utilizados para a limpeza e desinfecção de equipamentos e tubulações (Piepiórka-Stepuk *et al.*, 2019).

O efluente de cervejarias tem como características típicas elevada demanda química de oxigênio devido à grande gama de compostos orgânicos como, por exemplo, açúcares, amido solúvel, álcool e ácidos graxos voláteis. A temperatura varia entre 25 °C e 38 °C, podendo atingir temperaturas maiores. O pH pode estar no intervalo de 2 a 12, sendo influenciado principalmente pelos produtos utilizados para realizar a limpeza. Nitrogênio e fósforo são dependentes do manuseio e qualidade do insumo utilizado, e pela quantidade de levedura arrastada para o efluente (Simate *et al.*, 2011). Na Tabela 2 são apresentadas algumas análises de diferentes efluentes provenientes de cervejarias.

Outros contaminantes podem estar presentes no efluente, como: pedaços de vidro quebrado, colas, rótulos e leveduras. Ainda existe uma ampla gama de íons que podem estar dissolvidos no líquido como, por exemplo, sulfatos, fosfatos, nitratos, nitritos, sílica, cálcio, magnésio, sódio, ferro, potássio, entre outros (Götz *et al.*, 2014).

Tabela 2 – Composição do efluente de cervejaria

Parâmetros	Unidade	Composição do efluente bruto						
		8240 – 20000	2000 – 6000	2000 – 4000	1800 – 50000	3000 – 6000	50000 - 110000	30000 – 50000
Demanda química de oxigênio (DQO)	mg/L							
Demanda bioquímica de oxigênio (DBO)	mg/L		1200 – 3600	1375	2700 – 38000	-	-	25000 – 35000
Sólidos suspensos totais (SST)	mg/L	2901 – 3000	200 – 1000	750	50 – 6000	50 – 1000	2000 - 3000	450 – 550
Temperatura	°C	25 – 25	18 – 40	-	-	-	-	-
pH	-	3,3 - 6,3	4,5 – 12	10	5 – 11	5 – 11	8,3	3,5 - 4,5
Nitrogênio	mg/L	0,0196 - 0,0336	25 – 80	116	4 – 103	24 – 200	500 - 10000	37
Fósforo	mg/L	16 – 24	10 - 50 .	4,8	20 – 50	-	-	-
Referências		Parawira et al., 2005	Rao et al., 2007	Alvarado-Lassman et al., 2008	Akunna, 2015	Akunna, 2015	Akunna, 2015	Gunes et al., 2019
Observação					A	B	C	

A – Efluente de cervejaria local; B – Média de efluentes de cervejaria; C – Média de efluentes de cervejaria com levedura

3.3 TRATAMENTO DE EFLUENTES DA PRODUÇÃO DE CERVEJA

3.3.1 Métodos convencionais de tratamento de efluentes de indústria cervejeira

Devido a utilização de diversos produtos químicos e compostos orgânicos presentes no efluente da produção de cervejas, antes do descarte do efluente na rede municipal de esgoto ou em corpos hídricos, é necessário realizar o tratamento do mesmo, atingindo parâmetros definidos pela legislação vigente, evitando problemas ambientais e problemas operacionais em estações de tratamento de efluentes municipais (Akunna, 2015; Simate *et al.*, 2011; Swain; Abbassi; Kinsley, 2020).

Com o aumento das preocupações dos danos ambientais gerados pelo descarte incorreto de rejeitos industriais, os órgãos reguladores e fiscalizadores ligados aos entes federativos lançam portarias afim de padronizar os descartes e processos de fiscalização. Em nível nacional, a Resolução CONAMA n° 430 de 2011 complementa e altera a Resolução n° 357 de 2005, estabelecendo as normas gerais quanto as condições e padrões de lançamento de efluentes (CONAMA, 2011). Por sua vez, os estados da federação podem legislar de maneira a suplementar resoluções federais, sendo que neste contexto para o estado do Rio Grande do Sul a Resolução CONSEMA n° 355 de 2017, estabelece parâmetros de controle de descarte de rejeitos industriais em águas superficiais no território sob sua jurisdição (Brasil, 2017).

As técnicas físico-químicas e microbiológicas são usualmente os principais processos utilizados para o tratamento do efluente proveniente de cervejarias. Os processos físicos atuam na retirada de matéria suspensa no efluente, como o processo de coagulação e floculação natural, sem a adição de reagentes, e nem sempre os processos físicos obtêm o resultado esperado. Os processos químicos envolvem principalmente a estabilização do pH entre 6 e 9, principalmente quando se realiza o tratamento das soluções utilizadas no CIP e a coagulação e floculação com auxílio de reagentes. Neste caso é adicionado um agente coagulante, que é capaz de desestabilizar as partículas em suspensão. Com a desestabilização, flocos começam a se formar, aumentam de tamanho e estes agregados podem ser retirados por sedimentação, flotação ou filtração (Simate *et al.*, 2011).

O tratamento biológico é uma das principais formas utilizadas para minimizar o potencial poluidor de efluentes com elevada demanda química de oxigênio (DQO) e demanda bioquímica de oxigênio (DBO), podendo utilizar o processo anaeróbio ou

aeróbio. O processo aeróbio utiliza microrganismos aeróbios, geralmente bactérias, que são capazes de metabolizar a matéria orgânica do efluente gerando energia para os processos de divisão celular e processos metabólicos. Diversas configurações de reatores aeróbios apresentam eficiência de tratamento, sendo o de lodo ativado o mais utilizado para o processo, onde o tanque é mantido sob agitação e aeração constante, com os microrganismos em suspensão. O processo anaeróbio utiliza microrganismos anaeróbios ou aeróbios facultativos, e o processo é realizado sem a presença de oxigênio. Neste processo, os compostos orgânicos são metabolizados gerando novos microrganismos e é produzido biogás, tendo o metano como o gás de interesse no biogás (Simate *et al.*, 2011).

Outras técnicas de tratamento são empregadas em menor escala de maneira industrial ou em pesquisas. A utilização de um sistema integrado microbiológico aeróbio-anaeróbio apresenta bons resultados no tratamento de efluente de cervejaria, diminuindo o tamanho necessário de reatores e diminuição da produção de lodo residual. Este sistema pode ser utilizado para produção de energia no sistema de célula de energia microbiológica. A energia é gerada com o microrganismo oxidando compostos do efluente, e liberando elétrons para o eletrodo (Ferby; Zou; He, 2022).

A adsorção por carvão ativado ou nanotubos de carbono são efetivos na remoção de compostos que atribuem cor e aroma ao efluente (Djilani *et al.*, 2015). Outra área de processo que apresenta potencial para a recuperação de água do efluente de cervejaria são os processos de separação por membrana (PSM) (Meshksar; Roostae; Rahimpour, 2020; Verhuelsdonk; Glas; Parlar, 2021). Outros processos podem ser utilizadas como pré-tratamentos do efluente previamente aos PSMs, uma vez que este efluente pode gerar problemas de *fouling* nas membranas (Simate *et al.*, 2011). Estas operações são abordadas nos itens a seguir.

3.3.2 Eletrocoagulação

3.3.2.1 Fundamentos de eletrocoagulação

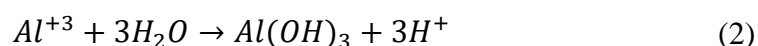
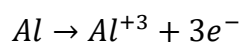
A utilização de eletrocoagulação (EC) para o tratamento de efluentes da indústria é vista como um potencial processo de redução do potencial poluidor do efluente. A técnica de eletrocoagulação é um processo simples com mínima geração de resíduos, elevada remoção de poluentes e simplicidade de projeto e operação, sendo facilmente adaptada para indústrias de pequena e larga escala. A técnica é capaz de remover uma

ampla gama de poluentes, como fosfatos, metais pesados, corantes, óleos e graxas (Sezer *et al.*, 2024).

O processo de EC consiste na utilização de corrente elétrica em eletrodos de sacrifício para a geração em meio aquoso *in loco* de íons metálicos que atuam como coagulantes, como o caso do alumínio (Al^{+3}) e ferro (Fe^{+3}), formando hidróxidos metálicos. O processo de EC remove matéria inorgânica por complexação e precipitação pelos hidróxidos metálicos ao passo que matéria orgânica é removida por complexação, co-precipitação e atração eletroestática (Swain; Abbassi; Kinsley, 2020; Tejedor-Sanz; Ortiz; Esteve-Núñez, 2017).

O processo ocorre em duas etapas, conhecidas com coagulação e floculação. Na coagulação os poluentes e outras partículas são desestabilizadas pelos íons metálicos, reduzindo forças de repulsão e dando início a formação de particulados. Estes particulados passam a crescer até o ponto onde elas adquirem massa o suficiente passando para a segunda etapa, a floculação. Na etapa de floculação dois diferentes fenômenos podem acontecer, como a sedimentação ou flotação dos particulados. Na sedimentação estes particulados de maior tamanho passam a decantar, facilitando assim sua retirada pela parte inferior do tanque da porção aquosa do efluente, ao passo que na floculação as impurezas passam a flutuar sendo retirados por cima do tanque, efeito inverso da sedimentação, devido a incorporação de gases aos particulados (Crespilho; Santana; Rezende, 2004; Harif; Khai; Adin, 2012; Tonhato Junior; Hasan; Sebastien, 2019).

A utilização de eletrodos de sacrifício de alumínio gera íons Al^{+3} a partir da aplicação de um potencial elétrico. O processo anódico resulta na oxidação do alumínio metálico, conforme apresentado na Equação 2. Os cátions gerados pela etapa anódica passam a reagir com a água, formando assim o agente coagulante hidróxido de alumínio ($Al(OH)_3$), conforme Equação 3. Os íons Al^{+3} tem solubilidade dependente do pH em que o meio se encontra, sendo que a formação de moléculas poliméricas de Al^{+3} e sua relação com o pH são apresentadas na Figura 3, sendo que o composto de maior interesse é o $Al(OH)_3$ (Crespilho; Santana; Rezende, 2004; Tchobanoglous; Burton; Stensel, 2016).



(3)

Juntamente com formação do agente coagulante, as reações eletroquímicas que ocorrem nos eletrodos levam a formação de microbolhas gasosas que levam a flotação de

óleos, graxas e particulados em suspensão, sendo a reação catódica apresentada na Equação 4 e o processo anódico pode ocorrer como apresentado na Equação 5 e Equação 6. Em efluentes que existam íons cloreto existe a possibilidade de formação de gás clorídrico no anodo, que em presença de água resulta na formação de íons hipoclorito, sendo que este composto atua ativamente no tratamento do efluente. Os processos de EC se beneficiam pela formação de cloro, uma vez que este participa na desinfecção da água, bem como na eliminação de odores. Como contraponto existe a possibilidade de formação de compostos organoclorados, compostos altamente tóxicos a seres vivos (Bashir *et al.*, 2019; Crespilho; Santana; Rezende, 2004; Li *et al.*, 2021).

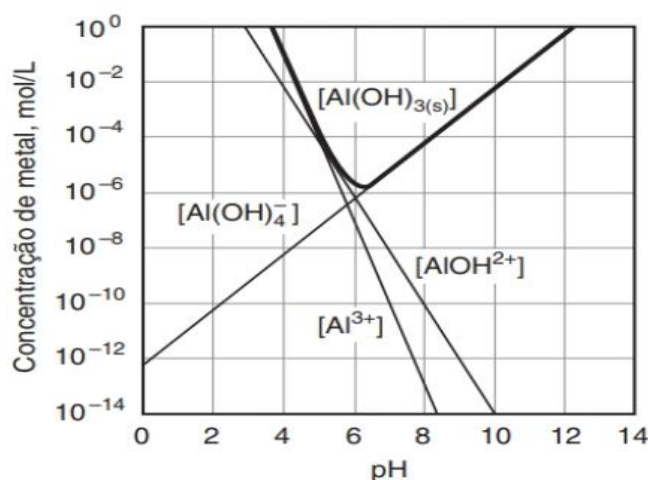
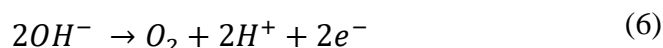
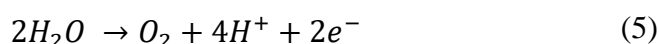
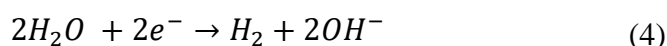


Figura 3. Diagrama de solubilidade de íons alumínio III. Fonte: Tchobanoglous; Burton; Stensel (2016)



3.3.2.2 Peroxi-eletrocoagulação

Buscando elevar a eficiência do processo de eletrocoagulação, diferentes abordagens foram testadas na literatura, sendo que a eletrocoagulação assistida por peróxido de hidrogênio (H₂O₂) se destaca pela facilidade de adaptação ao processo. A peroxi-eletrocoagulação utiliza a adição de H₂O₂ como fonte de radicais hidroxila, aumentando assim as reações de oxidação de matéria orgânica no meio de interesse a partir da combinação do processo eletroquímico a um processo oxidativo avançado (POA), conhecido como peróxi-eletrocoagulação (EC-PAT, do inglês *electrocoagulation peroxidation assisted treatment*). (Bashir *et al.*, 2019; Roa-Morales *et al.*, 2007)

A decomposição do peróxido de hidrogênio é diretamente dependente de presença de matéria dissolvida ou em suspensão, mas a decomposição pode ser acelerada uma vez que a molécula de H_2O_2 entra em contato com a superfície do eletrodo. Utilizando o processo de peroxi-eletrocoagulação para o tratamento de efluente proveniente da indústria alimentícia, Roa-Morales et al. (2007) investigou o uso de eletrodos de alumínio em conjunto da adição de peróxido, obtendo resultados robustos da técnica. Utilizando de parâmetros operacionais iguais, a redução de DQO foi de 80% quando utilizado somente a eletrocoagulação e de 90% com o uso de 1,5 mL de peróxido de hidrogênio por litro de efluente.

Bashir et al. (2019) por sua vez investigou a peroxi-eletrocoagulação no tratamento de efluente proveniente de estabelecimento de refino de óleo de palma. Os eletrodos utilizados foram construídos em alumínio, sendo variada a adição de peróxido de hidrogênio em concentrações entre 0,5 e 1 mL/L. Após a otimização dos parâmetros operacionais o autor relata uma redução de 97% da cor do efluente, atingindo os padrões necessários para descarte segundo legislação da Malásia.

3.3.2.3 Utilização da eletrocoagulação em efluente de cervejaria

O estudo de Eyvaz (2016) investigou a utilização de corrente direta (CD) e pulso de corrente alternada (PCA) com eletrodos de ferro e de alumínio, visando avaliar a redução de DQO, cor, turbidez, nitrogênio e fósforo total bem como sua avaliação econômica. Os estudos indicaram que eletrodos de ambos os metais conseguem realizar o processo de maneira eficiente, como um maior custo de processo dos eletrodos de ferro devido ao maior consumo do eletrodo durante o funcionamento. Processos operados em PCA apresentaram redução de DQO cerca de 20% maior e 50% mais rápido quando comparado a operação em CD. O autor indica que este processo não é suficiente para tratamento solo de efluentes com elevada DQO, acima de 20.000 mg/L, sendo nestes casos o processo de EC utilizado em combinação com outros métodos ou ainda como pré-tratamento previamente a processos de membranas ou microbiológicos (Eyvaz, 2016).

A utilização do processo EC apresenta eficiência na remoção de cor e turbidez de efluentes com elevada concentração de sólidos suspensos. Papadopoulus *et al.* (2020) investigou a utilização de eletrodos de alumínio e ferro como pré-tratamento a utilização de cianobactérias. Segundo os dados apresentados, a utilização de eletrodos de alumínio eleva a eficiência do processo na remoção de turbidez e cor ($\approx 80\%$). O tratamento por EC apresenta baixa remoção de DQO ($\approx 9\%$), resultado que os autores atribuem a elevada

solubilidade dos poluentes orgânicos que fazem parte da composição do efluente de cervejaria (Papadopoulos *et al.*, 2020).

3.3.3 Processos de separação por membranas

Os processos de separação por membranas (PSM) são tecnologias relativamente novas quando comparadas aos métodos mais clássicos de separação, sendo que somente ao fim do século XVIII seu conceito foi definido por biólogos e bioquímicos, a partir do funcionamento celular. Os primeiros trabalhos que investigavam a possibilidade da utilização de membranas sintéticas ocorreram no início da década de 1920, sendo que o primeiro processo completamente desenvolvido foi para a filtração de bactérias em águas de laboratórios por um sistema de microfiltração. Uma das aplicações que mais fez crescer o campo das PSM foi o desenvolvimento de membranas de diálise ainda na década de 1950 na Holanda, processo até hoje muito utilizado na medicina para filtração de sangue como um rim artificial em pacientes com problemas renais (Mulder, 1996).

Segundo Mulder (1996), membranas são: “barreiras semipermeáveis e seletivas que separam duas fases de uma mistura em um nível microscópico.” Existem diversas possibilidades de classificação das membranas, como por exemplo devido a seu material de construção. Existem membranas naturais, como as membranas encontradas em paredes celulares, e as membranas sintéticas, que abrangem materiais poliméricos, metálicos e cerâmicos, sendo que as membranas poliméricas são de mais ampla utilização. Outra classificação é categorizando os processos devido a características da força motriz utilizada para a separação dos compostos da solução. Na Tabela 3 encontra-se, resumido, alguns processos mais comuns de separação por membranas.

Tabela 3 - Processos usuais de separação com membranas, sua força motriz e aplicações. Adaptado de Mulder (1996) e Thürmer (2010)

Processo	Força motriz	Aplicação
Microfiltração	Diferença de pressão	- Clarificação de vinhos e cervejas - Concentração de células
Ultrafiltração	Diferença de pressão	- Concentração de proteínas - Recuperação de óleos
Nanofiltração	Diferença de pressão	- Purificação de enzimas - Concentração de lactose
Osmose inversa	Diferença de pressão	- Dessalinização de águas
Eletrodialise	Diferença de potencial elétrico	- Concentração de soluções salinas - Purificação de águas
Destilação com membranas	Diferença de temperatura	- Dessalinização de águas - Tratamento de efluentes

3.3.3.1 Eletrodialíse

Para o processo de eletrodialíse (ED) são utilizadas membranas capazes de fazer troca iônica, tendo radicais carregados eletricamente em sua superfície, sendo estes grupamentos os responsáveis pela rejeição de íons. De maneira simplificada, membranas com grupamentos positivos na superfície permitem a permeação de ânions, mas não permitem a passagem de cátions, sendo conhecida como membrana aniônica. Por sua vez membranas carregadas negativamente, nomeadas membranas catiônicas, permitem a passagem de íons positivos, retraindo aqueles com carga negativa (Mulder, 1996; Purkait; Singh, 2018).

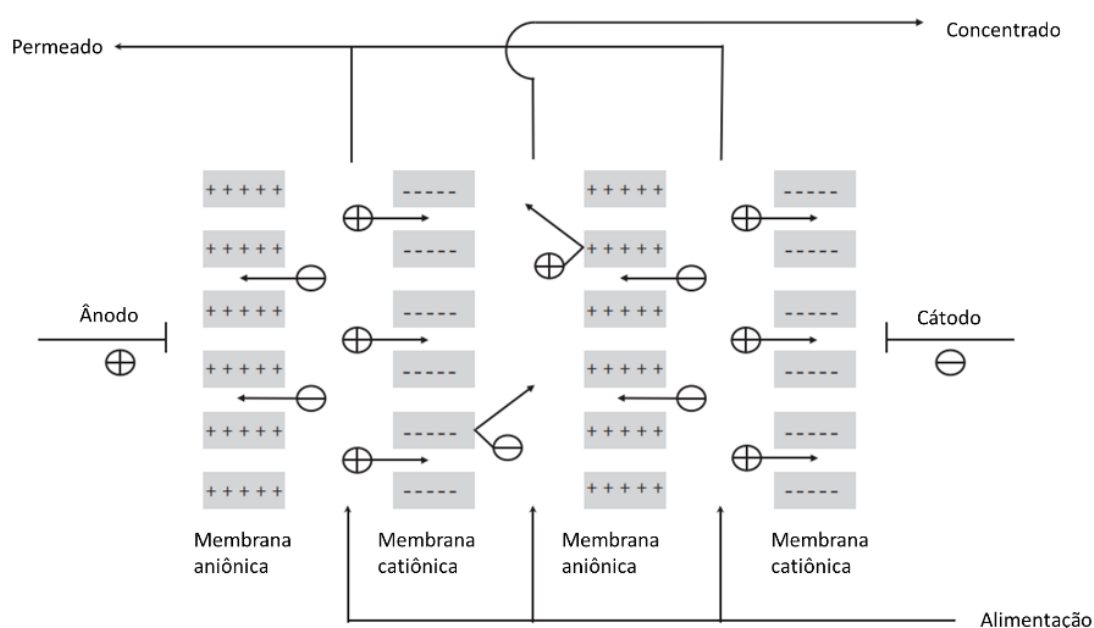


Figura 4. Representação do processo de eletrodialíse para separação de ânions e cátions. Adaptado de Purkait e Singh (2018)

O processo de ED ocorre pela aplicação de potencial elétrico nos eletrodos localizados nas extremidades do equipamento, gerando a atração dos ânions pelo ânodo e cátions pelo cátodo. As membranas por sua vez barram a mistura dos íons, promovendo a separação dos compostos da água, sendo muito eficiente para mitigação de soluções com elevada concentração de íons. O processo de eletrodialíse é muito utilizado industrialmente para a produção de água para caldeiras, buscando-se reduzir a formação de incrustações inorgânicas como sais de cálcio e magnésio (Purkait; Singh, 2018).

A utilização correta de equipamentos de ED envolve o controle rigoroso de diferentes parâmetros operacionais, sendo que determinar a densidade de corrente limite (DCL) do sistema é fator chave para maior eficiência e durabilidade das membranas. A

DCL indica o limite superior de transferência de íons durante a operação do sistema devido a efeitos de polarização por concentração, sendo que uma vez que este limite é ultrapassado, o transporte de íons pelas membranas é mais rápido que a difusão dos íons no interior da solução até a superfície da membrana. Se a eletrodialise for operada com uma corrente acima da DCL as moléculas de água passam por eletrólise acarretando em diversos efeitos indesejados, como: aumento de gastos energéticos; alteração de temperatura e pH da solução; deposição de incrustações no sistema; danos as membranas (Cowan; Brown, 1959; Ledingham *et al.*, 2022)

3.3.3.2 Osmose inversa

O processo de separação por membranas de osmose inversa (OI) tem como objetivo a produção de água de elevado grau de pureza. As membranas de OI são utilizadas para a retenção de sais inorgânicos e pequenas moléculas orgânicas, sendo um processo que necessita de pressão para ocorrer. Na Figura 5 é apresentado de forma simplificada o processo de OI. A pressão é aplicada na solução concentrada nos compostos ou constituintes de uma solução que se deseja separar, sendo necessário superar a pressão osmótica da membrana, para que então a água consiga permear da solução concentrada para a diluída, também conhecida como permeado (Mulder, 1996).

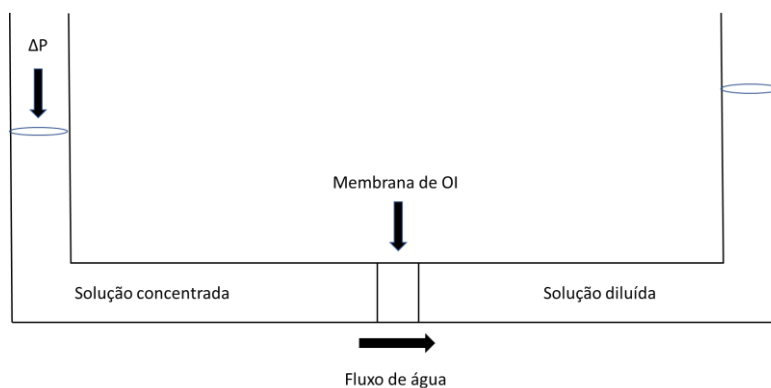


Figura 5. Esquematização do processo de purificação de água por OI (O autor)

Para membranas de OI o fluxo de permeado é tão importante quanto a seletividade da membrana para reter os solutos desejados. A utilização destas membranas é muito ampla, sendo utilizada tanto para purificação de solvente (quando o produto é a corrente de permeado) quanto para a concentração de solutos (onde a corrente de concentrado é o produto). A utilização de OI tem diversas vantagens frente a outras técnicas de dessalinização, uma vez que é capaz de gerar água dessalinizada a partir de uma variedade de soluções aquosas, como efluentes e água marinha, em plantas compactas de fácil

manutenção e fácil escalonamento. Como principal desvantagem desta técnica destaca-se a necessidade da utilização de pré-tratamentos da corrente de alimentação, evitando problemas operacionais (Mulder, 1996; Purkait; Singh, 2018).

3.3.3.3 *Fouling*

Dentre as limitações da utilização das membranas, a ocorrência de *fouling* é uma das mais estudadas no meio acadêmico e industrial. O *fouling* é definido como o acúmulo de material em uma membrana, levando a uma redução de transferência de massa e redução de fluxo de permeado e, assim, prejudicando a produtividade e eficiência do processo. O acúmulo de material pode ocorrer na superfície ou no interior dos poros da membrana, sendo que o acúmulo de contaminantes pode ocorrer na superfície e nos poros de maneira simultânea. Para quantificar o *fouling* deve-se medir o fluxo de água pura pré utilização e pós utilização da membrana (Miller *et al.*, 2017).

Os principais agentes causadores de *fouling* são precipitados orgânicos como células ou precipitados inorgânicos como carbonatos, sendo que estes agentes podem resultar na formação de *fouling* por formação de torta (*cake layer*), precipitação, bloqueio de poro e adsorção. Em algumas condições específicas ainda pode ocorrer a formação de *biofouling*, a mais preocupante forma de *fouling*. Acontece quando microrganismos se depositam na superfície e poros das membranas, desenvolvendo-se e realizando metabolismos que podem vir a degradar de maneira irreversível a membrana, fazendo que o processo se torne muito custoso (Chang; Lee; Lee, 2019; Mulder, 1996).

3.3.3.4 PSM no tratamento do efluente da indústria cervejeira

A utilização de membranas apresenta potencial nos processos ambientais para o tratamento de efluentes. O processo de separação com membranas apresenta algumas vantagens frente a outros métodos de tratamento de efluentes como menor produção de lodo residual, menor demanda energética e elevada qualidade de água tratada. O processo de separação por membranas mais difundido atualmente utiliza pressão como força motriz de separação como, por exemplo, microfiltração (MF), ultrafiltração (UF), nanofiltração (NF) e osmose inversa (OI), sendo que cada uma destas membranas se difere da outra pelo tamanho das partículas que são retidas (Meshksar; Roostae; Rahimpour, 2020).

Quando são utilizadas membranas para o tratamento do efluente de cervejaria, as membranas de MF e UF estão presentes como pré-tratamentos, removendo bactérias e

vírus, além de materiais particulados que estejam em suspensão que possam vir a causar problemas em processos posteriores. As membranas de NF e OI são utilizadas para realizar o tratamento do efluente, alcançando bons resultados na redução de cor, remoção de micro poluentes, redução de DQO e retenção de sais solúveis. A principal limitação na utilização destas membranas no efluente sem pré-tratamento é devido a ocorrência de *fouling* (Meshksar; Roostae; Rahimpour, 2020).

Membranas de ultrafiltração se mostraram eficientes como pré-tratamento do efluente de cervejaria. No trabalho de Pasquet *et al.* membranas cerâmicas, com abertura de poro de 15 kDa, foram utilizadas no tratamento de 190 litros de efluente, sendo recuperado como permeado 172 litros, com uma redução de 45% do fluxo de permeado entre o início do processo e seu final. Devido ao tamanho das moléculas, as membranas não foram capazes de reter carboidratos e compostos fenólicos solúveis (Pasquet *et al.*, 2024)

No trabalho de Deghles e Kurt (2016), o processo de ED foi utilizado para remoção de ferro e alumínio de um efluente tratado por eletrocoagulação. Os autores relatam que a utilização das duas técnicas resulta em um efluente tratado com capacidade de ser reutilizado, com melhoras em todos os indicadores de qualidade da água. A análise de custos mostrou que o aumento de custos operacionais decorrentes da utilização da ED é compensado pela redução de custos da captação de água nova para o processo e redução do volume de efluente a ser descartado na natureza (Deghles; Kurt, 2016).

No trabalho de Braeken; Van Der Bruggen; Vandecasteele (2004), diferentes membranas comerciais de NF foram utilizadas para o tratamento do efluente de diferentes fontes produzidas em uma cervejaria avaliando a retenção de DQO e íons cloreto (Cl⁻) e sódio (Na⁺). Os testes apontaram que membranas de NF tem a capacidade de remover até 100% da DQO do efluente que contenha baixa concentração de etanol. Em amostras com elevada concentração de etanol, a remoção de DQO chegou ao patamar de 70%, pois o etanol tem massa molar menor que a massa molar de corte da membrana de NF. Quanto a retenção de cloro e sódio foi possível atingir a remoção de 70% e 55%, respectivamente (Braeken; Van Der Bruggen; Vandecasteele, 2004).

A utilização de membranas de OI e NF foi testada com o objetivo de determinar qual das duas tecnologias apresenta melhor retenção de DQO. O estudo testou diferentes membranas comerciais de OI e NF no tratamento de efluente de uma indústria produtora de álcool. O estudo apontou que as membranas de OI retêm com mais eficiência a DQO, chegando a 100%, e realizando o processo com maiores fluxos mesmo após estabilização

(Madaeni; Mansourpanah, 2006). Membranas de OI são consideradas como mais efetivas que métodos tradicionais, como processos microbiológicos, para a retirada de compostos orgânicos. Sendo assim a utilização de OI para o tratamento de efluentes com elevada concentração orgânica vem ganhando espaço na indústria (Meshksar; Roostae; Rahimpour, 2020).

Um processo misto de membranas e tratamento anaeróbio conhecido como biorreator de membranas submersas (AnMBR) apresenta bons resultados na redução do potencial poluir do efluente. O processo consiste na utilização de um reator anaeróbio com uma membrana de MF ou UF submersa no meio líquido. Os microrganismos são responsáveis pela redução da DQO, enquanto as membranas são responsáveis pela redução de sólidos que estão suspensos no efluente. A produção dos microrganismos de produtos extracelulares poliméricos é uma das principais limitações da utilização de AnMBR (Meshksar; Roostae; Rahimpour, 2020).

O tratamento de efluente de cervejaria por processos de membranas atrai cada vez mais autores devido a variedade de técnicas possíveis de serem utilizadas, com vantagens e desvantagens distintas. Em seu trabalho, Anwar e Rahaman (2020) investigaram o uso de membranas de OI, NF e destilação com membranas (DM) para a recuperação de água a partir do efluente. Os processos de OI e NF apresentaram remoção de aproximadamente 94% da concentração inicial de DQO, mas a ocorrência de *fouling* limitou a recuperação de água a 18%, indicando que para o uso de técnicas de membranas no efluente de cervejaria é necessário o uso de pré-tratamentos para aumento da eficiência da permeação (Anwar; Rahaman, 2020).

Buscando contornar os problemas de *fouling*, Toran (2021) investigou a eficiência de dois sistemas de pré-tratamento a membranas de OI. A utilização de membranas de ultrafiltração (UF) apresentaram elevada incidência de *fouling* necessitando de paradas mais frequentes para limpeza da membrana, reduzindo a produtividade de água tratada. Ao utilizar a coagulação com membranas de microfiltração (MF) a produtividade do processo aumenta, mas com menor retenção de nitrato e outros sais dissolvidos (Toran et al., 2021).

A geração de resíduos da própria indústria cervejeira pode oferecer alternativas para o tratamento do efluente gerado. A utilização dos grãos gastos da etapa de mostura fornece material para a produção de membranas de microfiltração de acetato de celulose, utilizada no tratamento de efluentes de cervejaria. As membranas produzidas desta maneira são capazes de reduzir efetivamente a concentração de DQO, DBO e sólidos

totais do efluente, chegando a redução de 81% da DBO original do efluente (Ifeanyi-Nze *et al.*, 2024).

3.4 CARACTERIZAÇÃO DE RESÍDUOS

Os processos de tratamento de efluentes buscam reduzir o potencial poluidor de um fluido gerado industrialmente para a proteção do meio ambiente e saúde ecológica geral do ecossistema. No tratamento parte dos poluentes é removida em forma sólida, geralmente referido de lodo.

O Plano Estadual de Resíduos Sólidos do Estado do Rio Grande do Sul (PERS-RS) faz parte da Política Nacional de Resíduos Sólidos (Secretário de Estado de Meio Ambiente, 2014). O PERS projeta e planeja metas para a gestão dos resíduos sólidos com metas e diretrizes para o atendimento dos padrões definidos. Este documento indica que lodos provenientes de ETA e ETE deve ser considerado como resíduos sólidos para sua destinação final, mesmo que apresentem porcentagem considerável de líquido em seu interior. A classificação de resíduos sólidos deve seguir metodologia definida na ABNT NBR 10004:2004

3.4.1 ABNT NBR 10004:2004

A norma ABNT NBR 10004:2004 foi redigida com o objetivo de identificar os riscos que um determinado resíduo representa ao meio ambiente e para a saúde pública, caracterizar conforme seus componentes, características e classificar ao comparar seus resultados analíticos com valores limites determinados para cada uma das frações analisadas (Associação Brasileira de Normas Técnicas - ABNT, 2004). Na Figura 6 é apresentado a metodologia e fluxo de informações para a classificação de um resíduo sólido.

A norma segrega os resíduos em perigosos (Classe I) ou não perigosos (Classe II). Os resíduos de Classe I são aqueles que apresentam periculosidade ao meio ambiente ou sociedade por apresentarem uma ou mais das seguintes características:

- Inflamabilidade
- Corrosividade
- Reatividade
- Toxicidade
- Patogenicidade

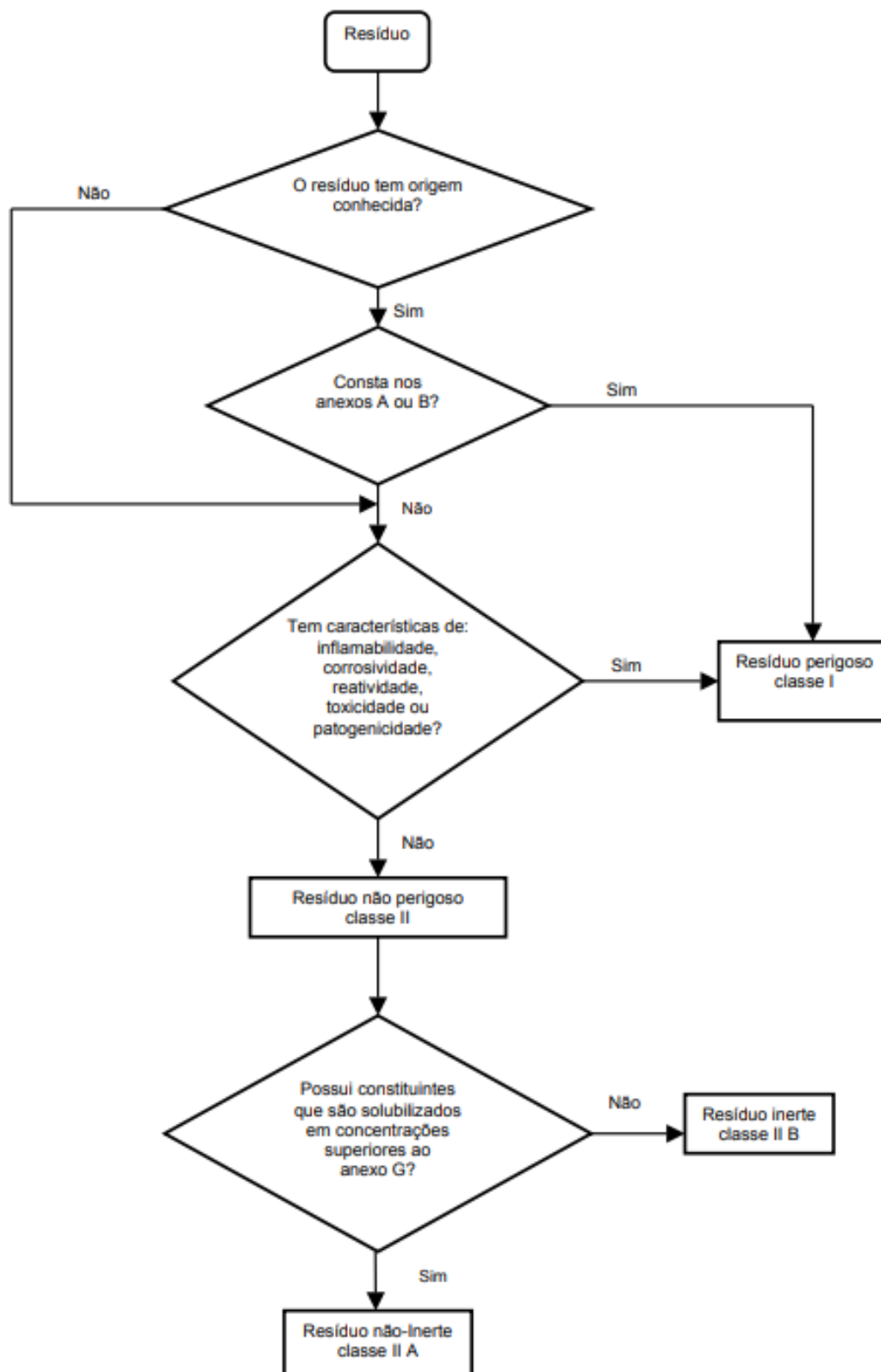


Figura 6. Fluxograma de classificação de resíduos sólidos segundo ABNT NBR 10004:2004
Fonte: (Associação Brasileira de Normas Técnicas - ABNT, 2004)

Os resíduos que não apresentam estas características são classificados como não perigosos. Dentro dos resíduos não perigosos, existe a subdivisão em resíduos não inertes

(Classe II A) e resíduos inertes (Classe II B), sendo que no anexo G da referida norma são apresentados limites máximos da composição do extrato solubilizado. Os resíduos Classe II A, aqueles que apresentam concentrações acima das estabelecidas no anexo G da ABNT NBR 10004:2004 apresentam características como biodegradabilidade, solubilidade em água e/ou combustibilidade. Por sua vez, a Classe II B enquadra aqueles resíduos que não apresentam solubilização de compostos acima dos limites estabelecidos no anexo G quando em contato com água destilada ou deionizada.

Cada classe de resíduo deve ser destinada de maneira correta, evitando danos ao ambiente e punições aos geradores do resíduo. Os resíduos perigosos devem ser coletados por empresas especializadas para o devido tratamento do resíduo, como incineração e estabilização. Quando o tratamento do resíduo não se mostra uma alternativa viável, o mesmo deve ser destinado a aterros sanitários devidamente preparados e licenciados para a disposição final de resíduos Classe I. A Classe II de resíduos, por apresentar menor risco a saúde e integridade do meio ambiente, pode passar por processo de reciclagem e reutilização, porém quando não é uma alternativa viável, estes resíduos devem ser encaminhados para aterros de classe II.

Diante do exposto, esse trabalho visa estabelecer metodologia para o tratamento de efluente proveniente de cervejaria buscando o descarte líquido zero (DLZ) buscando o reúso da água indicando a destinação correta de resíduos gerados no processo de tratamento. Para tal, operações eletroquímicas, de separação por membranas e térmicas serão avaliadas para buscar as melhores soluções tecnológicas para o tratamento do efluente real de uma produção de cerveja.

4 MATERIAIS E MÉTODOS

4.1 MATERIAIS

4.1.1 Amostra

O objeto de estudo deste trabalho foi o efluente proveniente da etapa de limpeza dos equipamentos de uma microcervejaria com capacidade máxima de produção de 200 litros por mês, situada na cidade de Caxias do Sul – RS, sendo que o processo de produção, procedimento de limpeza, amostragem e acondicionamento se encontram apresentados no item 4.2.1. As amostragens dos efluentes para caracterização e tratamento foram realizadas entre agosto de 2020 e setembro de 2023, sendo coletado nas etapas de produção de mosto e após a limpeza dos fermentadores.

4.1.2 Equipamentos

O controle de pH das amostras foi realizado utilizando um pHmetro de bancada marca MS Tecnopon Instrumentação (Brasil), modelo mPA-210, série 17696/1012. A leitura de pH ocorre por um eletrodo de vidro tendo sensor para a compensação de temperatura. A condutividade elétrica da solução foi aferida utilizando-se um condutivímetro digital DM-31, marca Digimed, e célula de condutividade DMC-010M, com constante elétrica $k=1 \text{ cm}^{-1}$. A turbidez foi determinada utilizando-se um turbidímetro DM-C2 da marca Digimed (Brasil), capaz de realizar leituras entre 0,1 NTU e 500 NTU. A leitura de cor foi realizada utilizando-se um espectrofotômetro UV-Vis da marca Beckman, modelo DU-530. O evaporador rotativo utilizado foi produzido pela empresa Brinkmann Bushi, modelo R110.

A membrana utilizada para a recuperação da água de reúso foi uma membrana espiral de osmose inversa, modelo TFC-2002-100G, da marca Metagoal®, composta por polissulfona com camada seletiva de poliamida. Esta membrana tem área de permeação de 0,35 m², comprimento de 20 cm e pressão máxima de operação de 6,89 bar de pressão.

A etapa de eletrodialise (ED) foi realizada em um eletrodialisador da marca Asahi Glass Co. (Japão), modelo DS-0. O gerador de corrente contínua foi fabricado pela Kikusui (Coreia do Sul), modelo PAN 35-10A. As características das membranas de ED utilizadas são apresentadas na Tabela 4. Demais equipamentos serão citados ao longo da metodologia.

Tabela 4 – Características das membranas utilizada para ED

Membrana	Tipo	Resistência Elétrica (ohms.cm ²)	Espessura (mm)	Aplicação
Selemion CMT	Membrana catiônica fortemente ácida	4,0 a 6,0	0,22 a 0,24	Membrana padrão para dessalinização
Selemion AMP	Membrana aniônica homogênea	3,5 a 5,5	0,25 a 0,27	Membrana padrão para dessalinização

4.1.3 Reagentes químicos

O cloreto de sódio P.A. (NaCl) utilizado neste trabalho foi produzido pela marca Dinâmica (Brasil), com 99% de pureza. O peróxido de hidrogênio P.A. (H₂O₂) produzido pela marca Neon (Brasil), com 35% de pureza. O sulfato de sódio (Na₂SO₄) utilizado no sistema de eletrodialise foi produzido pela Jundilab (Brasil), lote M43C04 e 99,2% de pureza. Para a limpeza química das membranas de osmose e de eletrodialise foi utilizado ácido cítrico monohidratado PA (C₆H₈O₇·H₂O) da marca Dinâmica Química (Brasil), hidróxido de sódio PA (NaOH) da fabricante Química Moderna (Brasil) e ácido clorídrico P.A. (HCl) produzido pela Vetec (Brasil), lote 1202276.

4.1.4 Metodologias de Análise

A medições de pH, turbidez, condutividade elétrica e cor DFZ foram realizadas no Laboratório de Membranas e Materiais (LAMEM-UCS). As condições ambientais do laboratório são controladas em temperatura de 23 °C (±2 °C) e umidade de 40 % (±10 %). O restante das análises foi realizado no Laboratório de Pesquisas Ambientais (LAPAM-UCS).

4.1.4.1 Cor DFZ

Para a determinação da cor real das amostras durante os processos de tratamento foi utilizada a determinação de cor DFZ, método padrão da legislação ambiental da Alemanha e que segue metodologia ISO 7887:2011 (B) (Osorio Trujillo; Martínez Cajigas, 2018). Para este ensaio o efluente é primeiramente centrifugado nas condições de 8000 rpm durante 10 minutos, sendo então utilizado um espectrofotômetro UV-Vis para a leitura de absorção nos comprimentos de ondas 436 nm, 525 nm e 620 nm.

4.2 METÓDOS DE TRATAMENTO

Para se obter o DLZ, este trabalho foi dividido em 4 etapas. Na Figura 7 é apresentado um fluxograma geral e simplificado das etapas envolvidas neste trabalho.

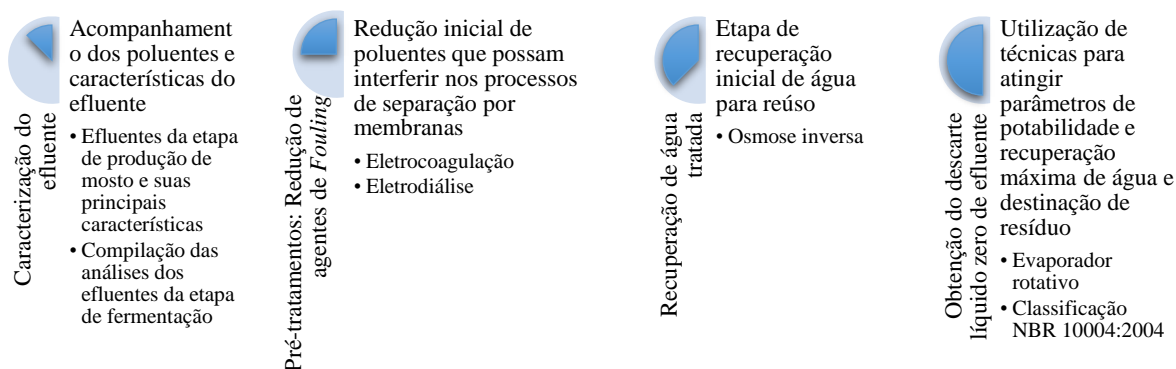


Figura 7. Divisão esquemática das quatro áreas de pesquisa que são foco deste trabalho.

a) Caracterização do efluente

Na primeira etapa foi realizado um mapeamento de características do efluente produzido pela produção de cerveja, levando em conta diferentes insumos. A etapa de caracterização teve vital importância uma vez que deu indícios de qual a melhor técnica de tratamento a ser utilizada.

b) Pré-tratamentos: Redução de agentes de *Fouling*

Uma vez identificados os principais contaminantes e concentrações dos mesmos no efluente bruto, a segunda etapa buscou técnicas eficientes para o pré-tratamento, buscando a redução de parâmetros que foram identificados como mais importantes na etapa anterior e levando o efluente para a próxima etapa com menor concentração de contaminantes orgânicos. Nesta etapa foram testadas as técnicas de eletrocoagulação e eletrodiálise.

c) Recuperação de água tratada

A terceira etapa foi utilizada para a obtenção das primeiras correntes de água tratada a níveis mínimos estabelecidas pela legislação vigente para descarte em corpos hídricos, sendo que para tal foi utilizada membrana de osmose inversa.

d) Obtenção do descarte líquido zero de efluente

Na quarta etapa foi avaliada a utilização de um evaporador rotativo no efluente concentrado após a etapa de osmose inversa. Esta etapa teve como objetivo a recuperação máxima de água do efluente e a caracterização do resíduo conforme ABNT NBR 10004:2004.

Na Figura 8 é apresentado o fluxograma com o detalhamento dos testes realizados neste trabalho.

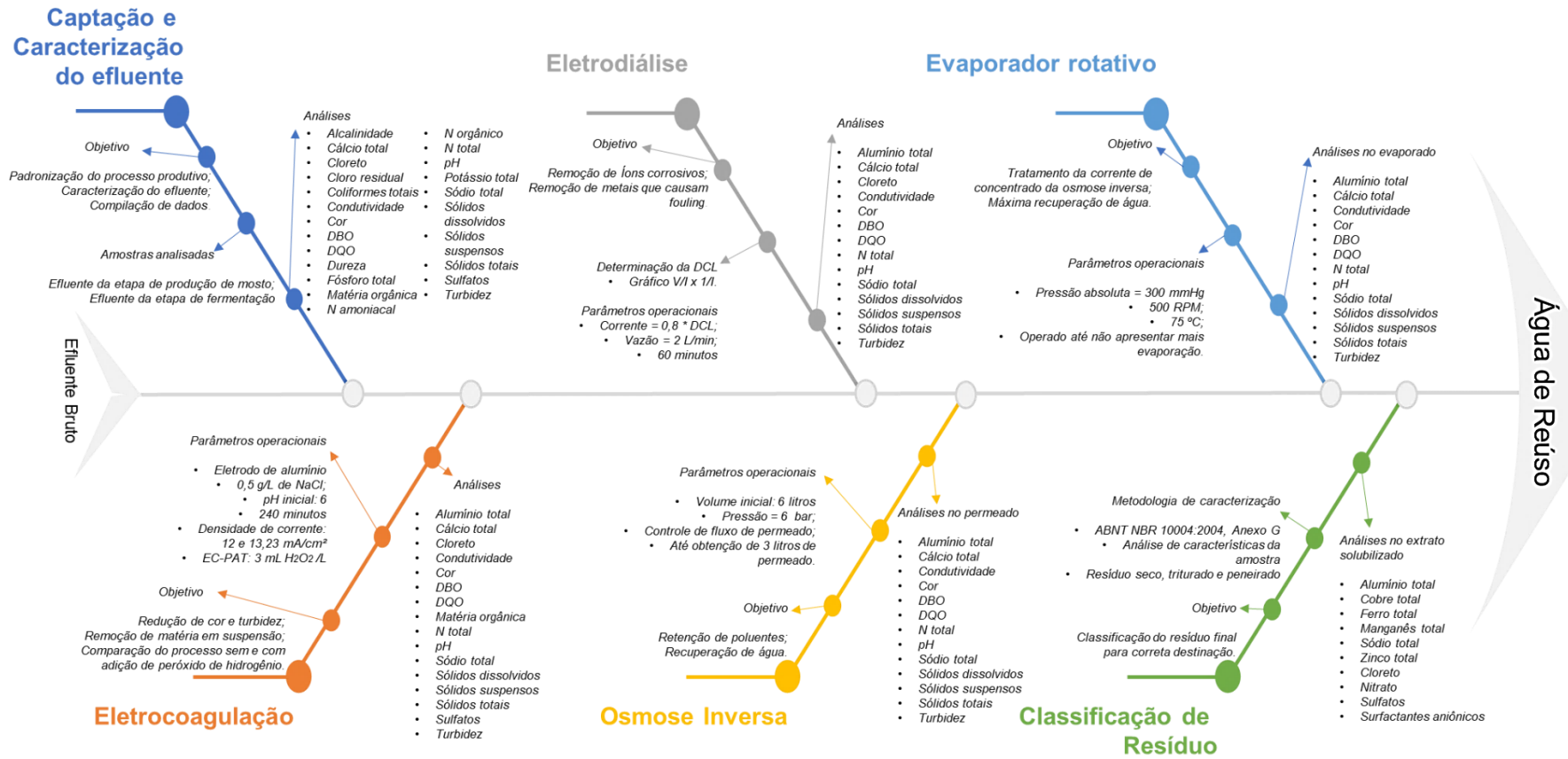


Figura 8. Fluxograma com detalhamento das etapas do tratamento proposto

4.2.1 Caracterização de efluentes

A primeira etapa do trabalho visou a produção de diferentes efluentes com diferentes matérias-primas, de diferentes fontes e como diferentes regimes de limpeza, buscando identificar padrões do efluente de estudo.

4.2.1.1 Padronização do processo de produção da cerveja e limpeza de equipamentos

A produção da cerveja seguiu o procedimento descrito a seguir. Para todas as bateladas, a etapa de mosturação, que foi realizada durante 75 minutos em temperaturas entre 64 °C e 70 °C. A etapa de fervura foi conduzida por 60 minutos, utilizando-se lúpulo e Brewbrite®, uma mistura de carragenina e polivinilpolipirrolidona (PVPP), responsável pela estabilização e clarificação da cerveja. Terminada a fervura, o líquido será resfriado e levado ao fermentador. As temperaturas e tempos de processos utilizados seguem padrões estabelecidos por Palmer (2017).

O processo de limpeza foi padronizado conforme o procedimento descrito a seguir: Foi utilizado para a limpeza das tinas de mostura e fervura detergente líquido neutro de nível alimentício e de água captada na rede de abastecimento municipal, fornecida pela empresa SAMAE-Caxias do Sul. O processo de limpeza ocorreu por ação mecânica e água. Nas etapas que necessitam sanitização, como a limpeza de tubulações, trocador de calor e fermentador, utilizara-se ácido peracético 0,1% até se obter a completa exposição das superfícies com o sanitizante. Os efluentes gerados em todas as etapas descritas até o momento foram então misturados e posteriormente armazenado em recipiente adequado, refrigerado a uma temperatura de 4°C. O efluente foi armazenado por um período máximo de 30 dias, sendo então descartado e uma nova coleta realizada. A amostragem do efluente seguiu norma NBR 9898, onde o efluente foi homogeneizado previamente a sua coleta, torneira de amostragem previamente sanitizada para então ser realizado o enchimento dos frascos (ABNT, 1987).

4.2.1.2 Efluentes da etapa de produção de mosto e suas principais características

O primeiro conjunto de efluentes analisados consistiu na amostragem do efluente produzido na etapa de limpeza dos equipamentos após o processo produtivo de 9 lotes de cervejas produzidas com ampla variedade de insumos comumente utilizados na indústria cervejeira, como maltes claros, maltes escuros e adjuntos não maltados. Em 2 lotes produzidos foi simulado uma limpeza pelo processo de CIP, sendo adicionado ao efluente

coletado uma solução sintética de ácido fosfórico e ácido peracético. Os parâmetros analisados, bem como sua metodologia de ensaio, serão apresentados no Item 4.2.1.4.

4.2.1.3 Compilação das análises dos efluentes da etapa de fermentação

A produção de cerveja exige a utilização de diversos processos que podem acabar por gerar uma maior variabilidade das características do efluente. Buscando identificar essa mudança, nesta etapa foi analisado o efluente gerado no processo de limpeza e sanitização do fermentador após a fermentação de três lotes de cerveja. Os parâmetros analisados foram os mesmos utilizados para o efluente da etapa de produção.

4.2.1.4 Caracterização do efluente

Todos os efluentes coletados para a etapa de captação e caracterização dos efluentes foram acondicionados em frascos apropriados e posteriormente foram enviados para análise no Laboratório de Análises e Pesquisas Ambientais na Universidade de Caxias do Sul (LAPAM – UCS). As análises realizadas, unidade e metodologia utilizada em cada uma é discriminado na Tabela 5.

Tabela 5 - Análises realizadas, unidades e metodologia de ensaio utilizada.

Ensaio	Unidade	Metodologia utilizada
Alcalinidade total	mgCaCO ₃ /L	SMWW - 2320-B
Cálcio total	mgCa/L	SMWW - 3120-B
Cloreto	mgCl/L	SMWW - 45-CI G
Cloro residual livre	mgCl/L	SMWW - 45-CI F
Coliformes totais	NMP/100ml	SMWW - 9223-B
Condutividade (25 °C)	uS/cm	SMWW - 2510-B
Cor	uC	SMWW - 2120-B
DBO	mgO ₂ /L	SMWW - 5210-B
DQO	mgO ₂ /L	SMWW - 5220-B
Dureza total	mgCaCO ₃ /L	SMWW - 2340-C
Fósforo total	mgP/L	SMWW - 4500-P B e E
Matéria orgânica	mgO ₂ /L	CETESB - NT L5.143
Nitrogênio amoniacal	mgNH ₃ -N/L	SMWW - 4500-NH3 B-C
Nitrogênio orgânico	mgNH ₃ -N/L	SMWW - 4500-Norg-B
Nitrogênio total kjeldahl	mgNH ₃ -N/L	SMWW - 4500-Norg-B
pH	n.a.	SMWW - 4500-H+
Potássio total	mgK/L	SMWW - 3120-B
Sódio total	mgNa/L	SMWW - 3120-B
Sólidos dissolvidos	mg/L	SMWW - 2540-C
Sólidos suspensos	mg/L	SMWW - 2540-D
Sólidos totais	mg/L	SMWW - 2540-B
Sulfatos	mgSO ₄ /L	SMWW - 4500-SO4-E
Turbidez	NTU	SMWW - 2130-B

SMWW: Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater (APHA, 1999)
 CETESB: Companhia Ambiental do Estado de São Paulo

4.3 PRÉ TRATAMENTOS: REDUÇÃO DE AGENTES DE *FOULING*

4.3.1 Eletrocoagulação

4.3.1.1 Ajuste de parâmetros

O ensaio de eletrocoagulação foi realizado buscando investigar a influência do processo e suas variáveis na redução dos parâmetros estudados, e para tal, testes iniciais foram realizados buscando identificar as melhores condições de processo. Os detalhes da definição de parâmetros operacionais se encontram apresentado no Anexo A.

4.3.1.2 Influência do processo de eletrocoagulação na redução de agentes de *fouling*

Uma vez definidas as melhores condições operacionais foram realizadas ensaios em triplicata buscando identificar como o processo de eletrocoagulação afeta os principais marcadores de contaminação que podem resultar em degradação ambiental, sendo testadas e comparadas as duas melhores densidades de corrente indicadas nos testes preliminares. Os parâmetros operacionais utilizados foram a adição de 0,5 g/L de NaCl, pH inicial de 6, 1 cm de separação entre as placas, reator de 2,5 litros de volume útil e 240 minutos de operação. Uma representação gráfica do processo utilizado é detalhada na Figura 9.

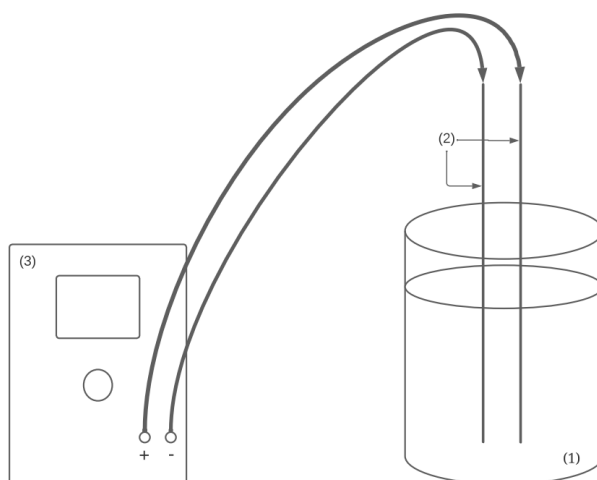


Figura 9. Representação do processo de eletrocoagulação. (O autor) (1) – Recipiente de alimentação, volume útil 2,5 litros; (2) – Eletrodos de alumínio; (3) – Fonte de corrente contínua

4.3.1.2.1 *Peróxi-eletrocoagulação*

Os testes de peróxi-eletrocoagulação (EC-PAT) utilizaram os mesmos parâmetros operacionais definidos com os testes iniciais, sendo: adição de 0,5 g/L de NaCl, pH inicial de 6 e 240 minutos de operação. Nestes testes ainda foi adicionado 3 mL de H₂O₂ para

cada litro de efluente sendo tratado. Essa adição de peróxido foi realizada em 3 adições no tempo 0, 5 e 10 minutos de processo de eletrocoagulação, evitando o sobreaquecimento do reator. A densidade de corrente utilizada levou em consideração os testes realizados conforme metodologia estabelecida no item 4.3.1.2.

4.3.1.3 Caracterização do efluente

As análises realizadas para os ensaios de eletrocoagulação são apresentadas na Tabela 6, sendo que para uma maior sensibilidade dos resultados de cor, foi utilizado o método de cor DFZ nas amostras tanto do efluente bruto como do efluente tratado.

Tabela 6 - Análises realizadas no efluente bruto e pós eletrocoagulação

Ensaio	Unidade	Metodologia utilizada	Local de análise
Alumínio	mgAl/L	SMWW - 3120-B	LAPAM
Cálcio	mgCa/L	SMWW - 3120-B	LAPAM
Cloretos	mgCl ⁻ /L	SMWW - 45-Cl G	LAPAM
Condutividade elétrica (25 °C)	uS/cm	SMWW - 2510-B	LAMEM
Cor	-	ISO - 7887-B	LAMEM
DBO	mgO ₂ /L	SMWW - 5210-B	LAPAM
DQO	mgO ₂ /L	SMWW - 5220-B	LAPAM
Matéria orgânica	mgO ₂ /L	CETESB - NT L5.143	LAPAM
Nitrogênio total	mgNH ₃ -N/L	SMWW - 4500-Norg-B	LAPAM
pH	N.A.	SMWW - 4500-H ⁺	LAMEM
Sódio	mgNa/L	SMWW - 3120-B	LAPAM
Sólidos dissolvidos	mg/L	SMWW - 2540-C	LAPAM
Sólidos suspensos	mg/L	SMWW - 2540-D	LAPAM
Sólidos totais	mg/L	SMWW - 2540-B	LAPAM
Turbidez	NTU	SMWW - 2130-B	LAMEM

ISO: International Organization for standardization (ISO, 2011)

SMWW: Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater (APHA, 1999)

CETESB: Companhia Ambiental do Estado de São Paulo

4.3.2 Eletrodiálise

Os ensaios para identificar os efeitos da eletrodiálise sobre os compostos poluentes do efluente foram realizados no sistema apresentado na Figura 10, sendo apresentado na Figura 10-A a montagem do equipamento em conjunto com o gerador de corrente contínua, ao passo que na Figura 10-B é apresentado a projeção gráfica da montagem do sistema de circulação de cada um dos três diferentes recipientes.

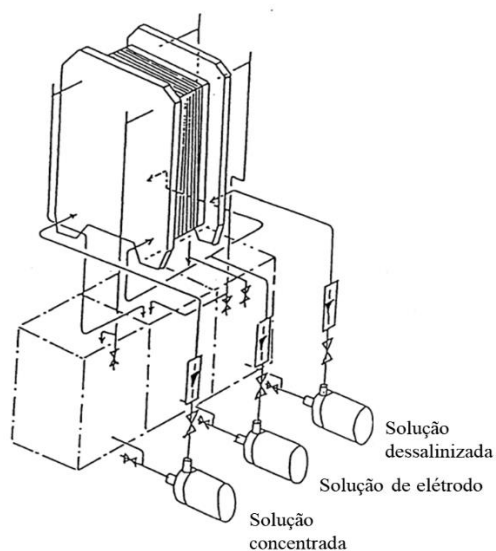
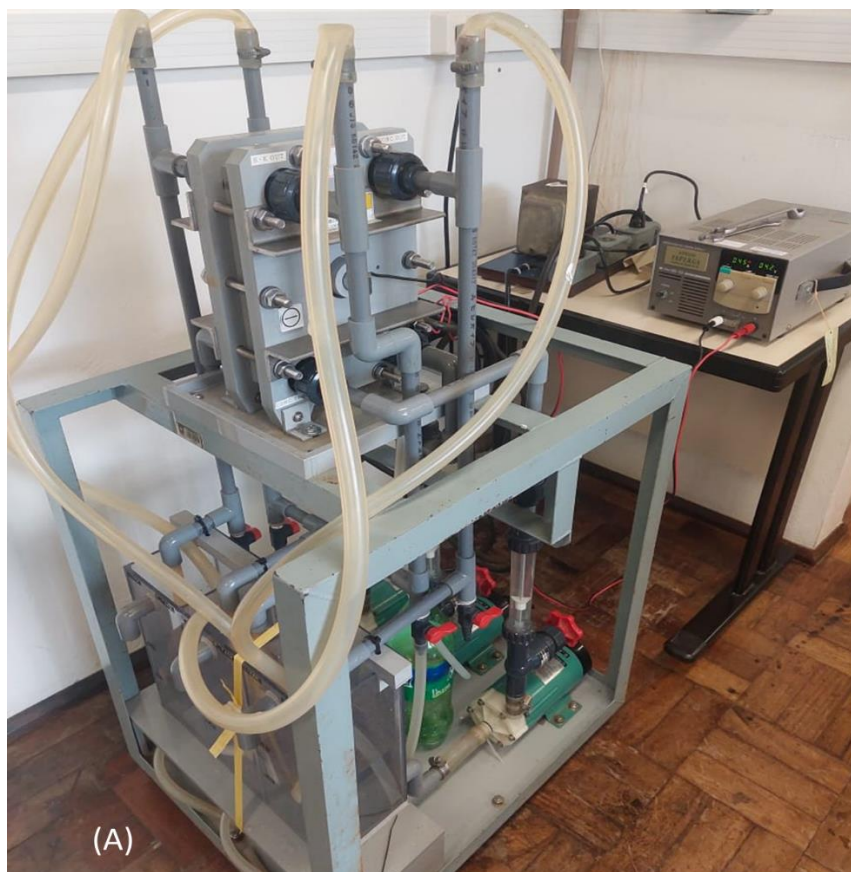


Figura 10. Sistema de eletrodiálise.

A - Montagem do equipamento em laboratório (Fonte: O autor); B – Layout de montagem do sistema de bombeamento e circulação (Fonte: adaptado do manual do equipamento).

O sistema de eletrodiálise foi construído sob uma estrutura de aço utilizando tubulações de PVC e silicone, reservatórios em acrílico com volume útil de 3L e o módulo de membranas construído em PVC/PP. Os eletrodos são uma liga de titânio e platina. Para o funcionamento da técnica, o sistema trabalha com a circulação de três soluções

independentes entre si. Para se iniciar o processo, o efluente pré-tratado foi alimentado no recipiente correspondente a corrente de solução dessalinizada, conforme apresentado na Figura 10-B. A corrente de solução concentrada inicialmente é abastecida com HCl 0,1% para permitir a passagem de corrente no sistema. A solução de eletrodo consiste em uma solução de sulfato de sódio com concentração de 2%. Cada recipiente se conecta a uma bomba com medidor de vazão (rotâmetro) acoplado, fazendo o líquido chegar até o módulo de membranas. A montagem do módulo de membranas é apresentada na Figura 11. Cada conjunto de membrana aniônica e catiônica forma uma célula de dessalinização, sendo que o equipamento utilizado comportava 8 células.

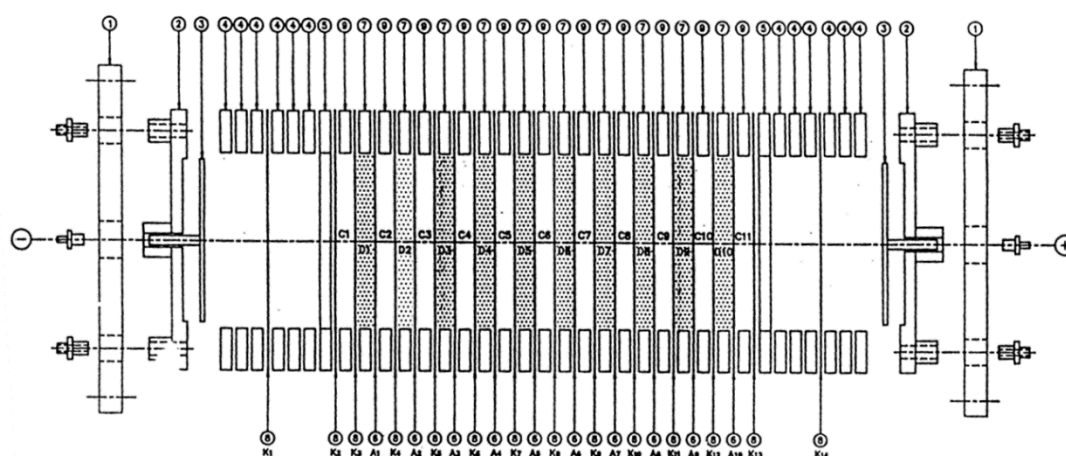


Figura 11. Layout de montagem das membranas no sistema de ED para dessalinização (Fonte: Manual do equipamento)

Para determinação da DCL do sistema utilizou-se metodologia estabelecida por Cowan e Brown (1959). Para tal, o sistema foi alimentado conforme soluções descritas e para coleta de dados, o gerador de corrente contínua foi ajustado no valor de corrente desejado, permitindo que a tensão se altere livremente. Após 5 minutos de estabilização, era feita a leitura da tensão para posterior confecção do gráfico V/I por $1/I$, no qual o ponto de inflexão da curva indica o valor de densidade de corrente limite. O incremento de corrente foi feito em 0,05 A no intervalo de 0,05 A até 0,6 A.

Uma vez determinada a densidade de corrente limite, foi realizado o teste de remoção de compostos iônicos. A etapa de eletrodialise foi operada pelo período de 60 minutos, vazão de 2 L/min em todas as correntes e a corrente utilizada foi 80% da DCL, buscando evitar que variações experimentais levassem o sistema a ultrapassar a corrente indicada. Para os testes foi utilizado efluente tratado por ED conforme metodologia estabelecida no item 5.2.1. Os testes foram realizados em triplicata pelo período de 60 minutos de maneira contínua. Devido a característica do efluente utilizado nesta etapa

não foi necessário ajuste no pH do meio, uma vez que já se encontrava na faixa de operação do sistema. A leitura de condutividade do efluente foi realizada a cada 2 minutos. O ensaio de ED foi realizado em triplicata sendo o efluente dessalinizado armazenado e analisado conforme parâmetros apresentados na Tabela 7.

Tabela 7 - Análises realizadas no efluente bruto, pré-tratado e pós eletrocoagulação

Ensaio	Unidade	Metodologia utilizada	Local de análise
Alumínio	mgAl/L	SMWW - 3120-B	LAPAM
Cálcio	mgCa/L	SMWW - 3120-B	LAPAM
Cloretos	mgCl ⁻ /L	SMWW - 45-Cl G	LAPAM
Condutividade elétrica (25 °C)	uS/cm	SMWW - 2510-B	LAMEM
Cor	-	ISO - 7887-B	LAMEM
DBO	mgO ₂ /L	SMWW - 5210-B	LAPAM
DQO	mgO ₂ /L	SMWW - 5220-B	LAPAM
Nitrogênio total	mgNH ₃ -N/L	SMWW - 4500-Norg-B	LAPAM
pH	N.A.	SMWW - 4500-H+	LAMEM
Sódio	mgNa/L	SMWW - 3120-B	LAPAM
Sólidos dissolvidos	mg/L	SMWW - 2540-C	LAPAM
Sólidos suspensos	mg/L	SMWW - 2540-D	LAPAM
Sólidos totais	mg/L	SMWW - 2540-B	LAPAM
Turbidez	NTU	SMWW - 2130-B	LAMEM

ISO: International Organization for standardization (ISO, 2011)

SMWW: Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater (APHA, 1999)

4.4 RECUPERAÇÃO DE ÁGUA TRATADA

4.4.1 Osmose Inversa

Inicialmente, a membrana, de geometria espiral e fluxo transversal, foi ambientada para utilização uma vez que a mesma estava armazenada em solução salina e sob refrigeração quando fora de uso, sendo assim, foi realizado seu enxágue e deixada em banho de água destilada durante 24 horas a temperatura ambiente. Uma vez ambientada, a membrana foi montada no módulo de suporte e o sistema está esquematizado na Figura 12.

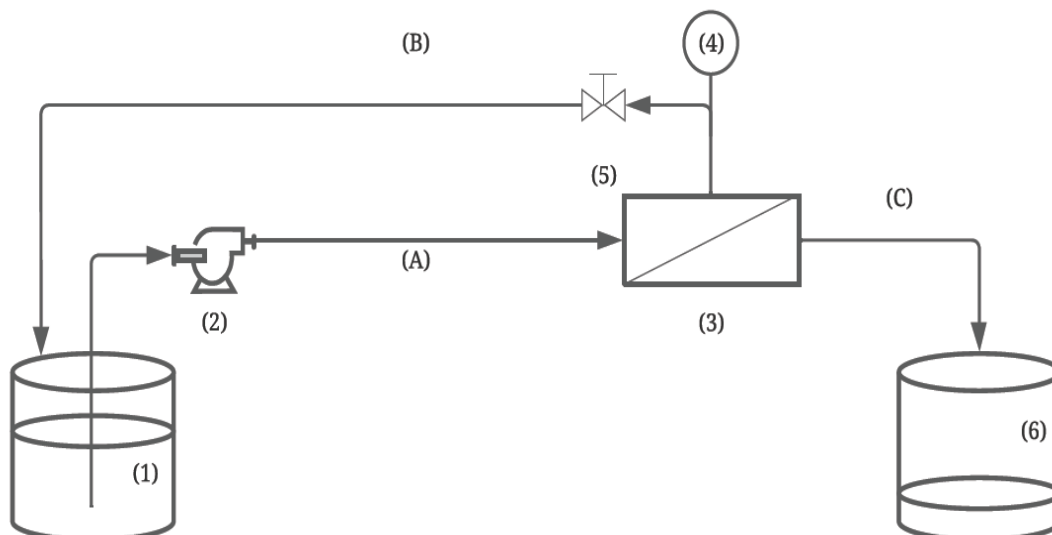


Figura 12. Representação gráfica do sistema de osmose inversa. (O autor)

(1) – Reservatório de alimentação; (2) – Bomba de alimentação; (3) – Módulo de osmose inversa; (4) – Manômetro; (5) – Válvula de redução; (6) – Reservatório de permeado.

(A) – Corrente de alimentação; (B) – Corrente de concentrado; (C) – Corrente de permeado

A primeira etapa de utilização da membrana consistiu na compactação da membrana. Para tal a válvula de redução foi completamente aberta e a bomba de alimentação ligada. A pressão interna do sistema foi elevada 0,5 bar a cada 5 minutos, chegando à pressão máxima do sistema e por consequência, 6 bar. Uma vez que o sistema estabiliza na pressão de operação, a cada 5 minutos será realizada a medida de fluxo de permeado conforme Equação 8. O volume coletado é retornado para o reservatório de alimentação. Uma vez que a membrana manteve cinco medidas de fluxo estável, a membrana é considerada compactada

$$J = \frac{\Delta V}{A \cdot \Delta t} \quad (8)$$

Sendo:

J : Fluxo de permeado (mL/m².h)

ΔV : Volume de permeado recolhido em um período de tempo (L)

A : Área útil de permeação (0,35 m²)

Δt : Tempo decorrido (h)

4.4.1.1 Recuperação de água e *fouling*

Após a compactação da membrana foi possível realizar o ensaio de retenção de recuperação de água a partir do efluente. O efluente pré-tratado foi colocado em circulação no sistema anteriormente descrito, sendo que o processo de incremento de pressão foi realizado elevando em 0,5 bar a pressão do sistema a cada 5 min até atingir-

se 6 bar, sendo que o líquido permeado foi recolhido em separado e a cada 10 minutos o fluxo de permeado foi medido. O teste foi realizado com um aporte inicial de 6 litros e o processo foi realizado até obter 3 litros de permeado ou redução de 50% do fluxo de permeado inicial.

Após a permeação, a corrente de permeado foi coletada, acondicionada em frascos apropriados e analisados conforme parâmetros descritos na Tabela 8.

Tabela 8 - Análises realizadas no efluente bruto e nas correntes de concentrado e permeado e pós osmose inversa

Ensaio	Unidade	Metodologia utilizada	Local de análise
Alumínio	mgAl/L	SMWW - 3120-B	LAPAM
Cálcio	mgCa/L	SMWW - 3120-B	LAPAM
Condutividade elétrica (25 °C)	uS/cm	SMWW - 2510-B	LAMEM
Cor	-	ISO - 7887-B	LAMEM
DBO	mgO ₂ /L	SMWW - 5210-B	LAPAM
DQO	mgO ₂ /L	SMWW - 5220-B	LAPAM
Nitrogênio total	mgNH ₃ -N/L	SMWW - 4500-Norg-B	LAPAM
pH	N.A.	SMWW - 4500-H+	LAMEM
Sódio	mgNa/L	SMWW - 3120-B	LAPAM
Sólidos dissolvidos	mg/L	SMWW - 2540-C	LAPAM
Sólidos suspensos	mg/L	SMWW - 2540-D	LAPAM
Sólidos totais	mg/L	SMWW - 2540-B	LAPAM
Turbidez	NTU	SMWW - 2130-B	LAMEM

ISO: International Organization for standardization (ISO, 2011)

SMWW: Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater (APHA, 1999)

4.4.1.2 Limpeza das membranas

Uma vez realizado o ensaio de permeação foi realizado a limpeza química das membranas. A limpeza química da membrana consistiu na circulação de solução ácida e básica buscando remover contaminantes e impurezas que possam ter se aderido à superfície ou poros da membrana. A limpeza foi feita com ácido cítrico, com objetivo de remover sais de cálcio, magnésio e ferro, enquanto o hidróxido de sódio remove incrustações inorgânicos e silicatos (Aguiar *et al.*, 2018). O procedimento de limpeza seguiu a sequência apresentada na Tabela 9. Uma nova medição de fluxo de permeado foi realizada para verificar a existência de *fouling* irreversível após a limpeza das membranas.

Tabela 9 - Sequência de processos para a limpeza química da membrana

Tempo (min)	Agente químico	Concentração (mol/L)
30	Água destilada	-
30	Ácido cítrico	0,08
30	Água destilada	-
30	Hidróxido de sódio	0,025
30	Água destilada	-

4.5 RECUPERAÇÃO FINAL DE ÁGUA

4.5.1 Evaporador rotativo

Após a recuperação de água tratada pelo processo de osmose inversa, a corrente de concentrado passou por uma última etapa para a recuperação do maior volume possível de água a partir do efluente. Para tal, o concentrado pós osmose inversa foi alimentado em um evaporador rotativo de bancada da marca Brinkmann, modelo R 110. A água do banho foi aquecida a 75 °C, rotação do equipamento foi ajustada para 500 RPM e a pressão absoluta no interior do equipamento foi de 300 mmHg. O processo foi realizado até que as condições utilizadas não fossem mais capazes de evaporar o líquido, sendo o fluido evaporado foi condensado e analisado posteriormente, conforme análises apresentadas na Tabela 10. O líquido que não foi evaporado foi considerado como o resíduo final do processo de tratamento, sendo este resíduo coletado e enviado para caracterização conforme ABNT NBR 10004:2004.

Tabela 10 - Caracterização da água recuperada pela evaporação rotativa

Ensaio	Unidade	Metodologia utilizada	Local de análise
Alumínio	mgAl/L	SMWW - 3120-B	LAPAM
Cálcio	mgCa/L	SMWW - 3120-B	LAPAM
Condutividade elétrica (25 °C)	uS/cm	SMWW - 2510-B	LAMEM
Cor	-	ISO - 7887-B	LAMEM
DBO	mgO ₂ /L	SMWW - 5210-B	LAPAM
DQO	mgO ₂ /L	SMWW - 5220-B	LAPAM
Nitrogênio total	mgNH ₃ -N/L	SMWW - 4500-Norg-B	LAPAM
pH	N.A.	SMWW - 4500-H+	LAMEM
Sódio	mgNa/L	SMWW - 3120-B	LAPAM
Sólidos dissolvidos	mg/L	SMWW - 2540-C	LAPAM
Sólidos suspensos	mg/L	SMWW - 2540-D	LAPAM
Sólidos totais	mg/L	SMWW - 2540-B	LAPAM
Turbidez	NTU	SMWW - 2130-B	LAMEM

4.5.2 Classificação de resíduo líquido

O líquido que não foi evaporado passou pela classificação de resíduo conforme anexo G da norma ABNT NBR 10004:2004. O processo de produção de extrato solubilizado para a análise foi realizado pelo Instituto de Saneamento Ambiental (ISAM – UCS), onde o resíduo líquido foi secado em estufa de circulação forçada de ar a 42 °C e, após a secagem, o resíduo foi triturado e peneirado com peneira com malha 9,5 mm. As análises do extrato solubilizado foram realizadas pelo Laboratório de Análises e Pesquisas Ambientais (LAPAM – UCS), sendo apresentados na Tabela 11 os parâmetros analisados neste extrato.

Tabela 11 - Caracterização do extrato solubilizado gerado pelo resíduo do processo

Parâmetro	Unidade	Método
Alumínio total	mgAl/L	SMWW - 3120-B
Cobre total	mg Cu/L	SMWW - 3120-B
Ferro total	mg Fe/L	SMWW - 3120-B
Fluoreto	mg F/L	SMWW - 4500-F-.D
Manganês total	mg Mn/L	SMWW - 3120-B
Sódio total	mg Na/L	SMWW - 3500-Na-B
Zinco total	mg Zn/ L	SMWW - 3120-B
Cloreto	mg Cl/L	SMWW - 4500-Cl.G
Nitrato	mg NO ₃ N/L	ABNT NBR 12620-1992
Sulfatos	mg SO ₄ /L	SMWW - 4500-SO ₄ -E
Surfactantes aniônicos	mg/L	SMWW - 5540-C

SMWW: Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater (APHA, 1999)

5 RESULTADOS E DISCUSSÃO

5.1 CARACTERIZAÇÃO DO EFLUENTE

Nesta seção são discutidos os resultados das análises dos efluentes coletados. Este acompanhamento serviu para identificar os pontos críticos a serem monitorados e as características mais importantes a serem reduzidas para a possível reutilização deste efluente dentro do conceito de descarte líquido zero. Todos os resultados apresentados nesta seção estão apresentados detalhadamente no Apêndice A.

O efluente da etapa de produção de mosto e suas principais características agrupou os resultados de todas as análises da etapa de produção de mosto buscando padrões e maiores preocupações para o reúso da água do efluente. Já a compilação das análises dos efluentes da etapa de fermentação buscou identificar padrões de mudança do efluente de limpeza da etapa de fermentação frente as análises de produção de mosto.

5.1.1 Efluentes da etapa de produção de mosto e suas principais características

O agrupamento de todas as análises resultou em números variáveis, sendo mais interessante para a análise dos resultados a apresentação de valores máximos e mínimos, sendo estes valores apresentados na Tabela 12.

Tabela 12 - Valores máximos e mínimos para os efluentes da lavagem de equipamentos coletados neste trabalho

Ensaio	Unidade	Máximo	Mínimo
Cálcio total	mg Ca/L	80,73	22,35
Cloreto	mg Cl ⁻ /L	106,1	2,77
Coliformes totais	NMP/100ml	9,2x10 ⁶	1,8 x10 ⁰
Condutividade (25 °C)	µS/cm	2262	1047
Cor	uC	2000	15
DBO	mgO ₂ /L	37016,7	6124,3
DQO	mgO ₂ /L	72354	22283
Dureza total	mg CaCO ₃ /L	212	124
Matéria orgânica	mgO ₂ /L	15925,3	5198,4
Nitrogênio amoniacal	mg NH ₃ -N/L	8,99	3,07
Nitrogênio orgânico	mg NH ₃ -N/L	189,54	24,15
Nitrogênio total Kjeldahl	mg NH ₃ -N/L	195,22	24,15
pH	n.a.	5,57	3,84
Potássio total	mgK/L	284,7	112,52
Sódio total	mgNa/L	36,944	0,0137
Sólidos dissolvidos	mg/L	40505	12030
Sólidos suspensos	mg/L	7760	1710
Sólidos totais	mg/L	67426	19912
Turbidez	NTU	24000	1200

Entre os parâmetros analisados, diversos resultados se destacam. O primeiro ponto a ser destacado é a grande variabilidade das características do efluente. Mesmo que com grande variabilidade, todas as análises apresentaram elevados valores de poluentes orgânicos, com elevadas concentrações de DQO, DBO e matéria orgânica. A presença de sólidos também é elevada em qualquer uma de suas formas, influenciando também na turbidez do efluente. A cor do efluente pode variar se elevando juntamente com o aumento da utilização de maltes torrados, conforme identificado anteriormente. Devido a utilização somente de produtos ácidos, o efluente teve como característica se manter nesta faixa de pH. Dos íons e compostos iônicos o potássio apresentou as concentrações mais elevadas em todos os efluentes, sendo que foram identificadas amostras com concentração de nitrogênio acima dos padrões de descarte de 20 mg/L, que será discutido adiante nessa seção.

5.1.2 Compilação das análises dos efluentes da etapa de fermentação

Após a produção do mosto cervejeiro a partir dos maltes e adjuntos, o líquido deve ser fermentado utilizando leveduras cervejeiras adequadas para conversão de açúcares em etanol. Devido ao processo fermentativo, uma investigação em separado buscou identificar como esse efluente se difere do produzido pela limpeza de equipamentos de brassagem. Os valores máximos e mínimos são apresentados na Tabela 13.

Tabela 13 - Valores máximos e mínimos das lavagens de fermentador

Ensaio	Unidade	Máximo	Mínimo
Calcio total	mgCa/L	9,98	2,37
Cloreto	mgCl/L	20	15,7
Coliformes totais	NMP/100ml	1,6x10 ⁷	2,3x10 ⁴
Condutividade (25 °C)	µS/cm	2122	693
Cor	uC	200	20
DBO	mgO ₂ /L	27545	6183,3
DQO	mgO ₂ /L	42063	5500
Dureza total	mgCaCO ₃ /L	202	68
Matéria orgânica	mgO ₂ /L	9515,2	1702,7
Nitrogênio amoniacal	mgNH ₃ -N/L	13,05	3,07
Nitrogênio orgânico	mgNH ₃ -N/L	626,66	32,36
Nitrogênio total Kjeldahl	mgNH ₃ -N/L	630,3	32,36
pH	n.a.	4,77	3,97
Potássio total	mgK/L	159,31	81,02
Sódio total	mgNa/L	16,939	0,01
Sólidos dissolvidos	mg/L	13650	3140
Sólidos suspensos	mg/L	7420	2440
Sólidos totais	mg/L	24152	6138
Turbidez	NTU	7100	3200

Com a presença de leveduras em suspensão nestes efluentes, algumas características importantes do efluente se alteram. Seus valores de DQO, DBO e matéria orgânica seguem

sendo pontos de preocupação, se destacando a concentração elevada de nitrogênio total, que é encontrado em maior quantidade devido a parede celular das leveduras ser rica em nitrogênio. O restante dos valores obtidos é consistente com a análise dos efluentes de brassagem.

5.1.3 Conclusões da caracterização dos efluentes

As análises mostraram que o efluente utilizado para este trabalho se encontra carregado com compostos prejudiciais ao meio ambiente, principalmente devido a sua carga orgânica. Não existem consideráveis distinções a serem relatadas entre os efluentes de brassagem e de lavagem de fermentadores, somente um indicativo que os efluentes provenientes de fermentadores apresentam uma menor concentração de carga orgânica e maior de nutrientes como o nitrogênio. A produção de efluente nas bateladas foi em média de 2,4 litros de efluente para cada litro de cerveja produzido.

Quando comparados os resultados apresentados na Tabela 2 com trabalhos de outros autores, o efluente analisado neste trabalho possui valores compatíveis com a literatura. Dentre os efluentes sumarizados na Tabela 2, a análise de um efluente de cervejaria apresentada por Akunna (2015) e Smetana (2024) apresentou valores dentro de faixas similares, como, por exemplo, Akunna captou efluentes com DBO entre 38000 mg/L e 2700 mg/L e Smetana entre 80000 mg/L e 90000 mg/L, e neste trabalho as análises do efluente de lavagem de equipamentos apresentou DBO entre 37000 mg/L e 6100 mg/L.

Para comparação com a legislação ambiental vigente, são apresentados na Tabela 14 os valores mínimos para descarte segundo resolução n°430/2011 da pelo Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA), bem como os valores das análises (CONAMA, 2011).

Tabela 14 - Padrões mínimos para lançamento de efluentes segundo resolução CONAMA n° 430/2011 e valores máximos e mínimos encontrados nas análises da limpeza dos equipamentos de produção de mosto e da lavagem de fermentadores

Parâmetro	Unidade	CONAMA n° 430/2011	Lavagem dos equipamentos de produção	Lavagem de fermentadores
Coliformes totais	NMP/100 mL	$10^5 - 10^3$	$9,2 \times 10^6 - 1,8$	$1,6 \times 10^7 - 23000$
Cor	uC	Virtualmente Ausente	2000 – 15	200 – 20
DBO	mgO ₂ /L	120 Remoção de 60%	37016,7 – 6124,3	27545 – 6183,3
DQO	mgO ₂ /L	-	72354 – 22283	42063 – 5500
Nitrogênio amoniacal	mgNH ₃ /L	20	13,05 – 3,07	8,99 – 3,07
pH	n.a.	entre 6 e 9	5,57 – 3,84	4,77 – 3,97
Sólidos suspensos totais	mg/L	-	7760 – 1710	7420 – 2440

Dentro dos objetivos deste trabalho, visando se obter o DLZ e a utilização de processo de separação por membranas, e as características do efluente de estudo, estabeleceu-se a

necessidade uma etapa de tratamento buscando reduzir a presença de compostos do efluente que possam interferir negativamente na utilização de técnicas como a osmose inversa ou a eletrodialise, onde foram avaliadas diferentes técnicas e suas influências na redução destes compostos de preocupação, principalmente visando a redução de sólidos, cor e carga orgânica.

5.2 PRÉ TRATAMENTOS: REDUÇÃO DE AGENTES DE *FOULING*

5.2.1 Eletrocoagulação

5.2.1.1 Influência do processo de eletrocoagulação na redução de agentes de *fouling*

Conforme os resultados obtidos nos ajustes operacionais, apresentado no Anexo A, buscou-se investigar a influência do processo de eletrocoagulação na variação dos poluentes de interesse mapeados na caracterização do efluente. Para tanto, foram testadas duas diferentes densidades de corrente, de 12 e 13,23 mA/cm² que resultava em uma tensão de 7 e 8 volts respectivamente, sendo mantido fixado os valores encontrados nos testes iniciais, um pH inicial de 6, adição de 0,5 g/L de NaCl e durante um tempo de 240 minutos. Ambas as densidades de corrente foram realizadas em triplicata e os valores médios obtidos pelas análises, bem como seu desvio padrão, encontram-se sumarizados nas Figura 13, Figura 14, Figura 15 e Figura 16.

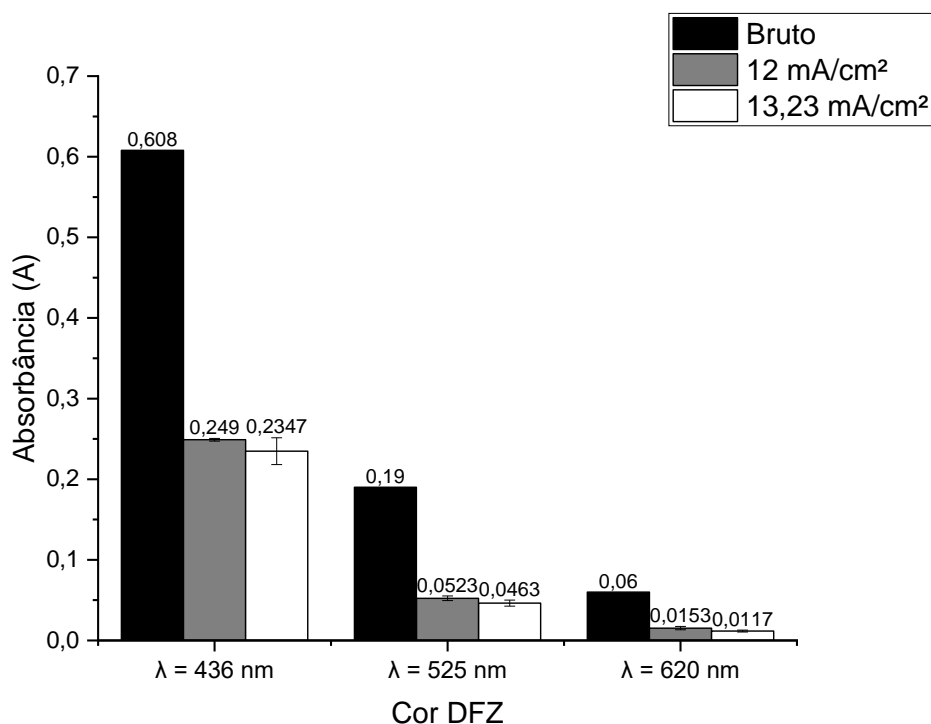


Figura 13. Efeitos da variação de voltagem durante a eletrocoagulação na cor do efluente

Conforme apresentado na Figura 13, a redução de cor do efluente tratado é eficiente frente ao efluente bruto. Por sua vez, não foram detectadas variações elevadas na redução de cor entre as densidades testadas, embora numericamente a redução utilizando 13,23 mA/cm² tenha obtido melhores resultados, sendo que aqueles compostos de cor que apresentam maior comprimento de onda foram removidos de maneira mais eficiente, com média de redução de 80,56 %, 75,61 % e 61,40 % para os comprimentos de onda de 620 nm, 525 nm e 436 nm, respectivamente. Este resultado indica que a degradação da cor do efluente ocorre preferencialmente pela geração de hipoclorito resultante da adição de cloretos.

Devido a adição de cloreto de sódio e a liberação de alumínio para o meio aquoso foi detectado um aumento na condutividade elétrica do meio. Em ambas as voltagens a turbidez foi reduzida acima de 99,99 %, conforme números apresentados na Figura 14. A diferença de concentração de sólidos suspensos no efluente bruto e no efluente tratado indica que o processo é eficiente para a remoção destes sólidos, muito embora a redução de sólidos suspensos não seja completa devido ao arraste de particulados que não se aglomeraram ao restante da matéria coagulada. A redução média de sólidos dissolvidos foi de 68,67 % utilizando 13,23 mA/cm² e de 84,53 % para o teste com 12 mA/cm².

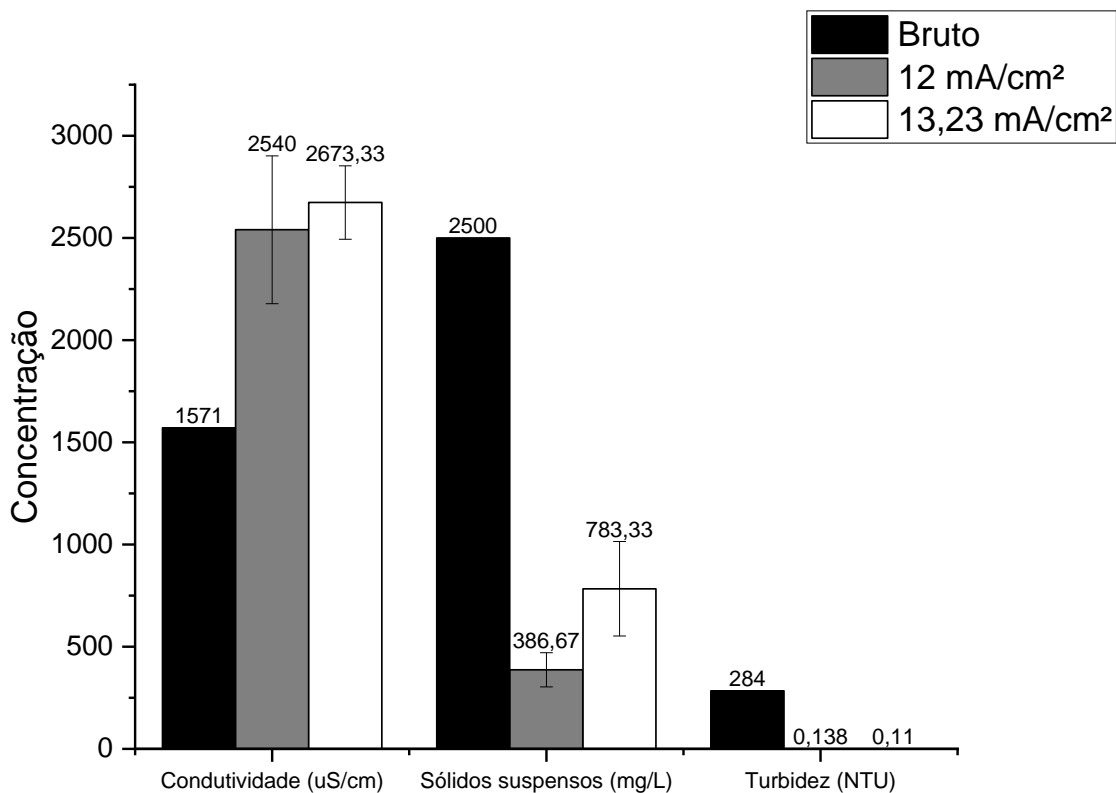


Figura 14. Condutividade, sólidos suspensos e turbidez do efluente bruto e pós eletrocoagulação. Unidades apresentadas para cada análise no eixo das abscissas

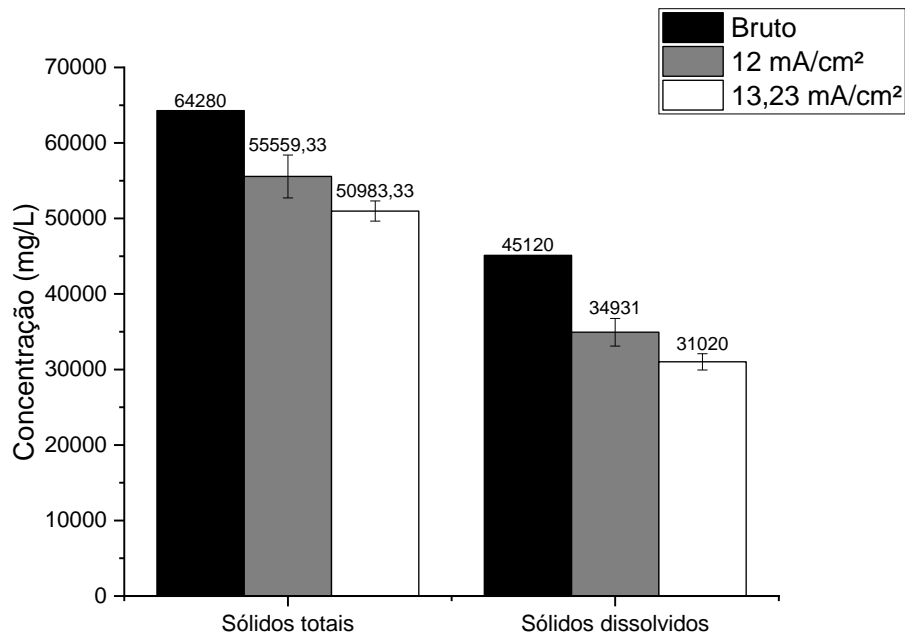


Figura 15. Concentração de sólidos totais e dissolvidos na amostra de efluente bruto e tratado

As análises de sólidos totais e dissolvidos, apresentados na Figura 15, indicaram que o processo de eletrocoagulação atua na redução destes parâmetros de maneira efetiva, sendo que com o aumento da tensão de operação foi detectado um valor de redução maior. Quando comparadas as reduções percentuais, foi obtido a redução média de 13,56% de sólidos totais e 22,58% dos sólidos suspensos com a utilização da tensão de 12 mA/cm², ao passo que utilizando-se de uma tensão de 13,23 mA/cm² a redução média foi de 20,68% de sólidos totais e 31,25% de sólidos dissolvidos. Ambos os efeitos são consequência do aumento da concentração de alumínio no meio reacional.

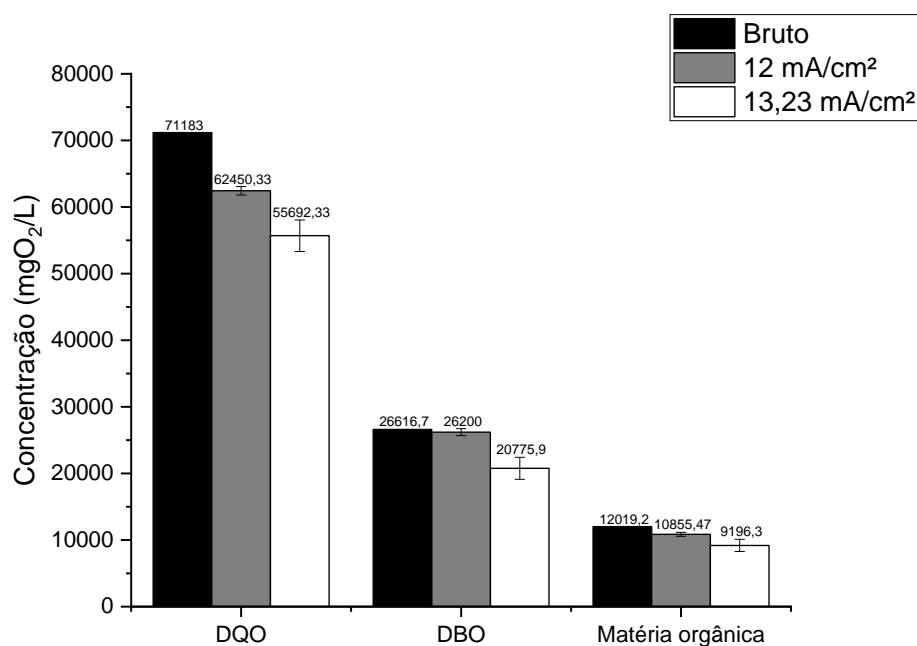


Figura 16. Resultados das análises de DQO, DBO e matéria orgânica para o efluente bruto e tratado

Os três marcadores de componentes orgânicos (DQO, DBO, matéria orgânica) apresentaram redução de concentração, sendo que os valores médios para o efluente bruto e para as diferentes tensões são apresentados na Figura 16. A redução de matéria orgânica foi de 18,19% e 6,95%, a redução de DQO de 21,76% e 12,27% e a redução de DBO foi de 12,94% e 1,57%, para a voltagem de 13,23 mA/cm² e 12 mA/cm², respectivamente.

Para destacar a relevância estatística dos achados, uma análise de principal componente foi realizada. Na Figura 17 é apresentado o círculo de correlação entre os dados obtidos nesta etapa do trabalho.

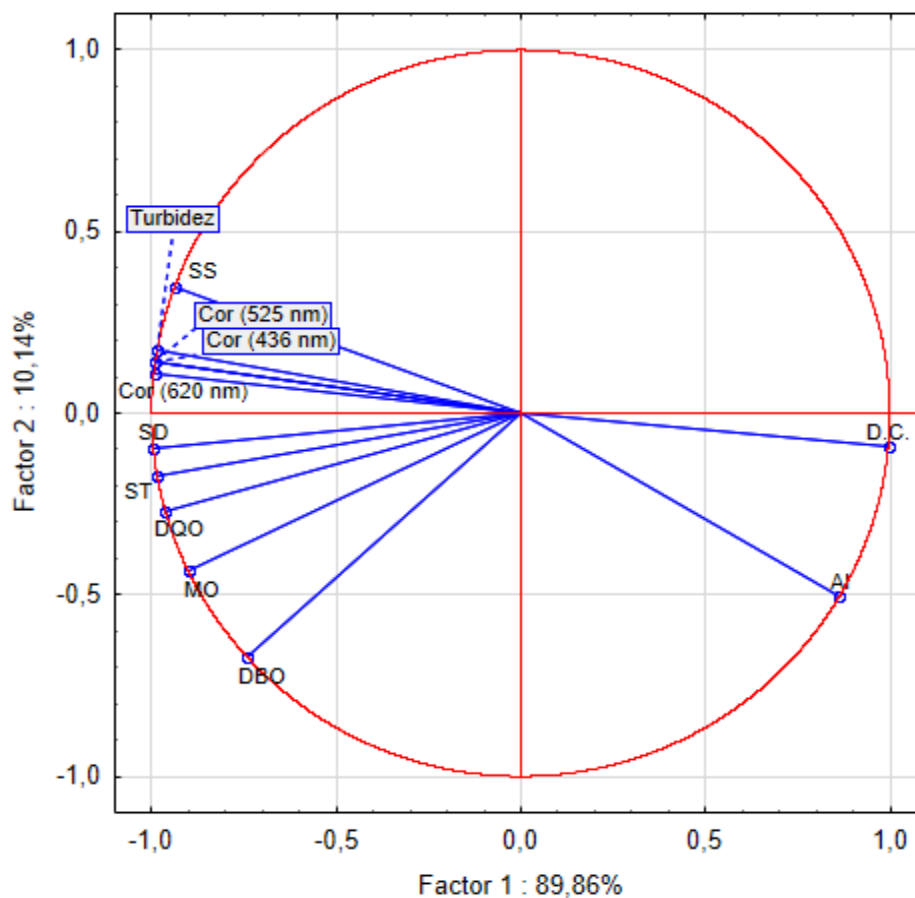


Figura 17. Círculo de correlação dos dados obtidos a partir do tratamento com eletrocoagulação.

SS: Sólidos suspensos; SD: Sólidos dissolvidos; ST: Sólidos totais; DQO: Demanda química de oxigênio; MO: Matéria orgânica; DBO: Demanda bioquímica de oxigênio; Al: Alumínio dissolvido; D.C.: Densidade de corrente

Neste tipo de análise, as variáveis que se encontram agrupadas, ou seja, com ângulo inferior a 90° entre si estão positivamente correlacionadas. Com um ângulo de 90° não existe correlação entre as variáveis, e com ângulos superiores a 90° as variáveis se encontram negativamente correlacionadas. Ainda, quanto mais distante do centro e mais próximo da borda da circunferência, mais confiável e precisa a correlação entre as variáveis. Neste gráfico se

destaca que, com exceção da concentração de Al^{3+} , os parâmetros avaliados no tratamento apresentam correlação negativa com a densidade de corrente utilizada.

Um *cluster* de parâmetros positivamente correlacionados é formado pelos indicadores orgânicos, sólidos, cor e turbidez. A proximidade dos 3 vetores relativos à redução de cor indica que em todos os comprimentos de onda analisados o processo teve relevância na redução. Os marcadores orgânicos (DQO, DBO, MO) apresentam o maior ângulo em relação ao vetor que representa a densidade de corrente (D.C.). O fato de o vetor D.C. apresentar correlação negativa com os parâmetros analisados indica que o aumento de densidade de corrente do processo está diretamente ligado ao aumento de eficiência do processo. O vetor Al^{3+} estar correlacionado positivamente com o vetor D.C. era esperado visto que o aumento de concentração de alumínio no efluente é parte do processo de tratamento.

5.2.1.2 EC-PAT

Buscando elevar a eficiência da eletrocoagulação na remoção de carga orgânica, investigou-se o efeito da adição de peróxido de hidrogênio (H_2O_2) durante a realização da eletrocoagulação. Nesta etapa, além dos parâmetros avaliados no item 5.2.1.1, foi avaliado a concentração de cálcio, cloretos, nitrogênio total e sódio para uma maior compreensão da carga iônica do efluente. Na Tabela 15 são apresentados os dados obtidos através dos testes em triplicata do processo de eletrocoagulação com a adição de 3 ml H_2O_2/L .

Tabela 15 - Concentração de poluentes no efluente bruto e a média dos valores do efluente tratado por EC-PAT

	Unidade	Bruto	Média pós EC-PAT
Alumínio	mg Al/L	0,942	7,63 (\pm 1,15)
Cálcio	mg Ca/L	50,715	2,01 (\pm 0,93)
Cloretos	mg Cl ⁻ /L	120,5	432,3 (\pm 12,18)
Condutividade	μ S/cm	1151	1822,7 (\pm 98,9)
Cor: 436 nm	-	0,722	0,172 (\pm 0,015)
Cor: 525 nm	-	0,349	0,033 (\pm 0,004)
Cor: 620 nm	-	0,230	0,009 (\pm 0,002)
DBO	mg O ₂ /L	58250	37677,67 (\pm 4389,7)
DQO	mg O ₂ /L	78400	51387,33 (\pm 1093,1)
Nitrogênio total	mg NH ₃ -N/L	983,17	255,27 (\pm 22,64)
pH	-	5,45	8,66 (\pm 0,23)
SD	mg/L	35780	35593,33 (\pm 953)
SS	mg/L	22660	30,33 (\pm 11,9)
ST	mg/L	67060	49050 (\pm 1050)
Sódio	mg Na/L	79,34	198,93 (\pm 134,54)
Turbidez	NTU	1022	12,58 (\pm 4,81)

Os resultados apresentados indicam que o processo de EC-PAT resulta em padrões semelhantes a aqueles observados a partir dos dados obtidos pelo tratamento somente com o processo de EC. O pH do meio tende a aumentar ficando na faixa de 8,66. A redução de turbidez não é completa com EC-PAT, mas ainda apresentando grande redução frente ao efluente bruto, com resultado médio de 12,58 NTU. Destaca-se que o processo foi capaz de reduzir a concentração de cálcio (2,01 mg/L) e, destacadamente, de nitrogênio total (255,27 mg/L). Devido a adição de NaCl para o processo de eletrocoagulação é possível detectar um aumento na concentração dos íons sódio e cloreto no efluente tratado, com concentração de 198,93 e 432,3 mg/L, respectivamente. De maneira semelhante, o aumento de concentração de alumínio dissolvido devido a liberação pelos eletrodos levou a concentração média de 7,63 mg/L. A elevação de carga iônica indicada pelo aumento destes compostos explica o aumento de condutividade do efluente, chegando a 1822,7 $\mu\text{S}/\text{cm}$ no efluente tratado.

A presença destes compostos dissolvidos gera reflexo nos sólidos dissolvidos (SD) da amostra, que não apresentam mudança relevante ao efluente bruto. Por sua vez, a presença de sólidos suspensos (SS) tem forte influência, passando de uma concentração de 22660 mg/L no efluente bruto para uma média de 30,33 mg/L no efluente tratado. A cor, representada pela absorção nos comprimentos de onda analisados, também apresentou redução entre o efluente bruto e tratado nos três comprimentos distintos. Na Figura 18 é apresentada uma imagem do efluente bruto e tratado por EC-PAT, indicando visualmente a efetividade frente a redução de cor. Para determinar se os resultados aqui relatados são relevantes para que se adicione o peróxido durante o tratamento, os resultados de redução foram comparados com aqueles apresentados somente com o processo de EC com o processo de EC-PAT.



Figura 18. Comparação do efluente bruto (esquerda) e o efluente tratado pelo processo de EC-PAT (direita)

5.2.1.3 Comparativo entre processos

Como cada processo utilizou efluentes brutos com concentrações iniciais distintas, a redução percentual entre as concentrações iniciais do efluente utilizado e finais do efluente tratado, sendo os valores apresentados as médias de redução da triplicata de cada operação. Ambos processos utilizaram os mesmos parâmetros operacionais, sendo o comparativo entre técnicas com uma densidade de corrente de 13,23 mA/cm². O pH final do processo de EC médio foi de 8,39, mesma faixa do processo de EC-PAT, com resultado médio final de 8,66. Na Figura 19 é apresentado a variação da condutividade e da concentração de alumínio no efluente.

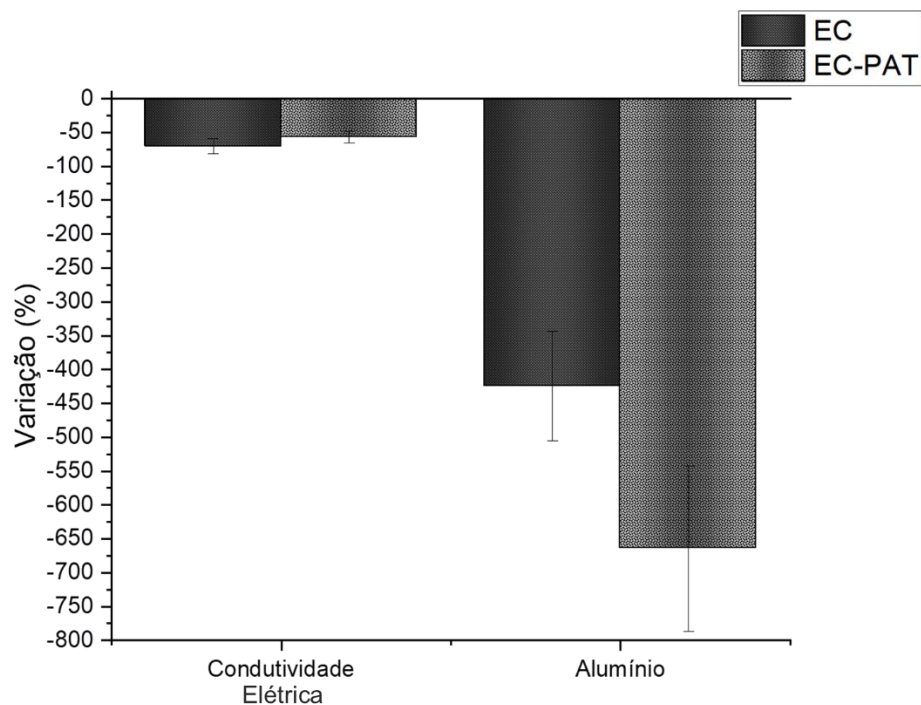


Figura 19. Variação percentual da condutividade elétrica e concentração de alumínio frente ao efluente bruto

Ambas análises apresentam variação negativa, indicando que a concentração destes compostos aumentou com o tratamento, sendo que no caso da condutividade e concentração de alumínio tanto com o uso de EC como EC-PAT apresentaram variação negativa. A condutividade apresentou um aumento de 70,17% com a utilização de EC e como processo de EC-PAT o aumento foi de 56,39%, ao passo que a concentração de alumínio no efluente foi elevada em 424,64% e 664,33% para cada processo, respectivamente. O processo de EC-PAT apresenta maior influência na liberação de alumínio para o meio em comparação a EC, porém este aumento não impacta de maneira clara a condutividade do meio. Ambos aumentos são efeitos colaterais esperados do processo de tratamento proposto.

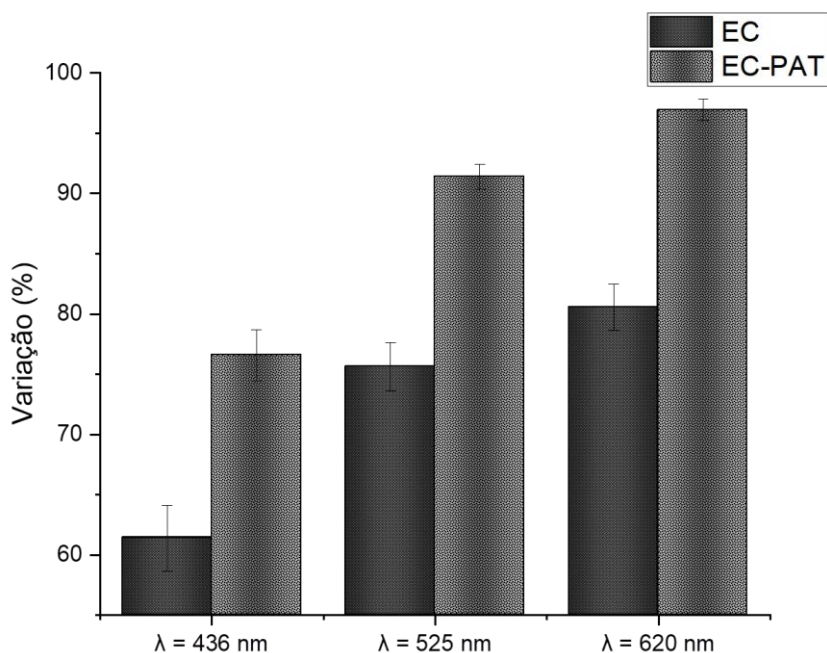


Figura 20. Variação da cor do efluente frente aos tratamentos testados

Como anteriormente indicado, o processo de EC apresenta relevante eficiência na remoção de cor do efluente estudado. Na Figura 20 é apresentado para o processo de EC e EC-PAT a variação de cor em cada um dos 3 comprimentos de ondas escolhidos para o acompanhamento deste parâmetro. Com a utilização somente do processo de EC já foi possível de obter resultados destacados de redução de cor, porém com a adição de peróxido ao processo de EC a redução de cor foi intensificada, obtendo resultado ainda maiores de redução. Com o processo de EC-PAT, no comprimento de onda de 436 nm a redução de cor foi de 76,59% frente a redução de 61,40% com a EC. Para o comprimento de onda de 525 nm a redução com EC foi de 75,61%, passando a 91,40% com a adição de peróxido de hidrogênio. O comprimento de onda de 620 nm apresentou a maior redução percentual em ambos processos, sendo de 80,56% para o processo de EC e de 96,96% quando utilizado o processo de EC-PAT.

Um dos principais desafios no tratamento do efluente de estudo reside na elevada carga orgânica presente no mesmo, sendo que a variação destes componentes devido aos tratamentos estudados pode ser comparada conforme a Figura 21.

A adição de peróxido de hidrogênio ao processo de EC visava uma maior redução da carga orgânica do efluente devido ao maior número de reações de oxidação, teoria suportada pelos dados de redução de DQO e DBO. A variação de DQO do efluente foi de 21,76% quando o processo de EC foi utilizado e de 32,96% com o processo de EC-PAT. De maneira muito semelhante, a DBO do efluente apresentou ganhos de eficiência com a modificação do

processo, passando de 21,94% para 40,20% com a adição de peróxido, devido ao aumento de reações de oxidação pelos radicais OH resultantes da decomposição do peróxido de hidrogênio.

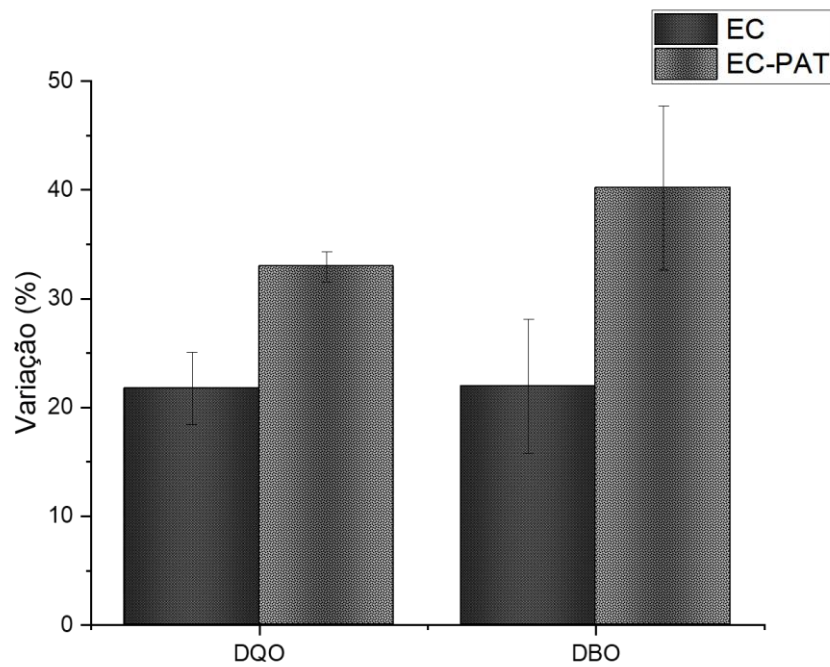


Figura 21. Eficiência dos processos na remoção da carga orgânica do efluente

Na Figura 22 são destacados os resultados da variação dos parâmetros sólidos suspensos e turbidez do efluente, comparando as técnicas estudadas identificando as alterações de resultado.

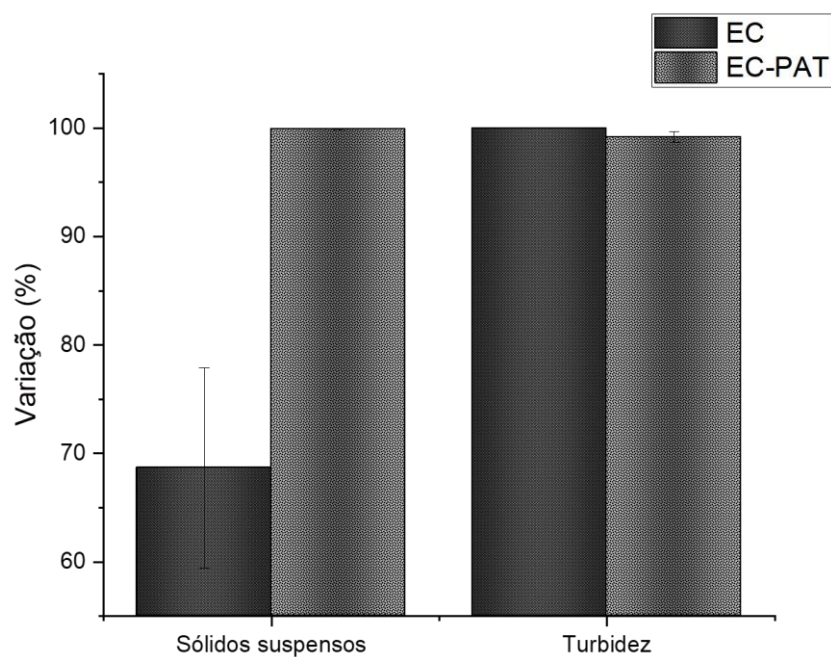


Figura 22. Variação da concentração de sólidos suspenso e turbidez no tratamento de efluente com processo e EC e EC-PAT

A concentração de sólidos suspensos, um dos parâmetros identificados como de interesse para remoção na secção 5.1, apresentou redução de 68,67% quando utilizado o processo de EC e com a utilização da EC-PAT a redução chegou ao patamar de 99,90%. Aqui deve-se destacar que o processo de EC resulta em uma massa flotada (lodo) mais dispersa e sem compactação, o que resulta em arraste de matéria pós-tratamento, ao passo que com o uso de EC-PAT a formação do lodo ocorre de maneira mais uniforme e compactada, reduzindo a ocorrência de arraste de material ao final do processo. A turbidez por sua vez foi removida acima de 99% em ambos processos, com remoção de 99,18% com EC-PAT frente a 99,99% quando utilizado EC.

Este efeito na turbidez pode ser explicado pela concentração de sólidos dissolvidos do meio, conforme apresentado na Figura 23.

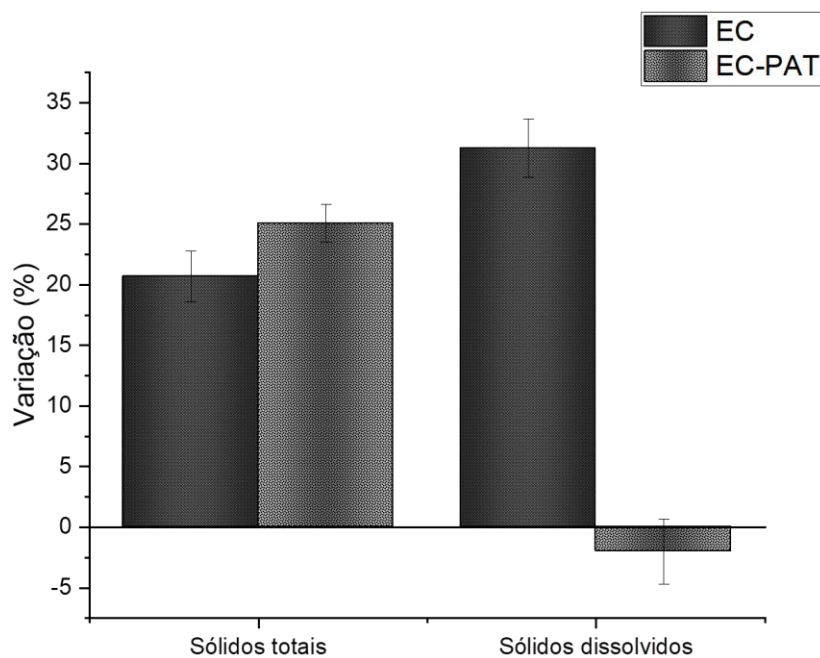


Figura 23. Efeito da adição de peróxido de hidrogênio durante o processo de EC nos parâmetros sólidos totais e sólidos dissolvidos

Conforme discutido na caracterização do efluente, a concentração de sólidos é um dos pontos de acompanhamento no efluente devido a elevada presença destes parâmetros. Com a utilização do processo de EC a concentração de sólidos dissolvidos foi em média de 31,25%, mas ao se adicionar peróxido ao processo a concentração do mesmo aumenta em média 2,01%. Uma possível explicação para o aumento de sólidos dissolvidos envolve a quebra de cadeias de compostos orgânicos, liberando cadeias menores que passam a agir como sólidos dissolvidos no efluente. Os sólidos totais apresentaram discreta melhoria de eficiência, passando de 20,68% de remoção para 25,06%. Em ambos os processos a redução do efluente foi semelhante. Em

ambos processos o volume de efluente aportado foi de 2,5 L, sendo que após o processo de tratamento com EC foi possível se recuperar uma média de 2,05 L do efluente, e com o processo de EC-PAT a recuperação média ficou em 2,067 L, representando uma recuperação de 82,00% e 83,77% para cada processo, respectivamente.

5.2.1.4 Conclusões eletrocoagulação

Os testes somente com o processo de EC evidenciaram algumas características do processo. Com o aumento da tensão aplicada no sistema, dois são os principais fatores que levam a uma maior eficiência do processo de tratamento do efluente. Primeiramente existe uma maior liberação de alumínio para o meio, elevando a concentração do agente coagulante no meio aquoso (Crespilho; Santana; Rezende, 2004). Em segundo plano, adicionalmente ao efeito da tensão nos eletrodos, os compostos em solução ao cruzarem o campo elétrico sofrem reações de ionização, eletrólise e/ou hidrólise, reduzindo a concentração de compostos que geram a elevada DQO, por exemplo (Akarsu; Bilici; Dizge, 2022; Akhtar *et al.*, 2020).

A elevação da condutividade do meio auxilia no processo de remoção de carga orgânica pelo aumento da condutividade do meio pelo aumento do arraste eletroestático dos flocos formado pela coagulação, porém ocasiona a elevação do pH do meio. Diferentes compostos são removidos com a variação de pH do meio (Hashem *et al.*, 2024). Pelo processo ser iniciado em uma faixa ácida e finalizar na faixa básica, uma maior gama de compostos é removida pela eletrocoagulação.

Comparando os resultados obtidos com a literatura consultada, como apresentado por Eyvaz (2016) e Tonhato Junior, Hasan e Sebastien (2019), devido a elevada carga orgânica contida no efluente utilizado neste trabalho, o processo de pré-tratamento precisa de uma etapa adicional, antes de prosseguir para a membrana de osmose inversa. Os resultados apresentados por Eyvaz (2016) para o tratamento de efluente com valores de DQO acima de 20000 mg/L, a redução deste parâmetro é de aproximadamente 50 %, porém o efluente utilizado no presente trabalho apresenta uma concentração de DQO maior que a relatada pelo autor. Por sua vez, no trabalho de Makwana e Ahammed (2016), com valores iniciais de turbidez que variavam entre 200 e 300 NTU, valores próximos aos apresentados no efluente bruto deste trabalho, o autor relatou uma redução média de 93,5% de turbidez, valor menor que o encontrado nesse trabalho, com redução de 99,99%.

A adição de peróxido de hidrogênio ao processo se mostrou uma opção viável para elevar a eficiência do processo eletroquímico adicionando um processo de oxidação avançada sem necessidade de alteração de *layout* de equipamento. As reações de oxidação geradas pela

decomposição de agente oxidante elevam as reações no efluente, reduzindo a carga orgânica e cor do efluente. Como desvantagem, o processo de EC-PAT resulta numa maior solubilização de alumínio no efluente. No balanço de vantagens e desvantagens das duas configurações de processo testadas, o processo de EC-PAT apresentou maiores benefícios para o objetivo final do presente trabalho, recuperação de água a partir do efluente, frente ao processo de EC.

Devido a característica do processo, a carga iônica do efluente acaba por se elevar. Visando se utilizar membranas de osmose inversa para a recuperação de água, após o pré-tratamento o efluente recuperado foi tratado utilizando membranas de eletrodialise para a retirada da carga iônica, evitando a sobrecarga e perda de eficiência do processo de recuperação de água.

5.2.2 Eletrodialise (ED)

A primeira etapa para utilização da ED consistiu na determinação da densidade de corrente limite para o sistema utilizado quando a solução a ser tratada utilizada foi o efluente pré-tratado por EC. Na Figura 24 é apresentada a plotagem da relação de variação de corrente (i) e tensão (V) de resposta.

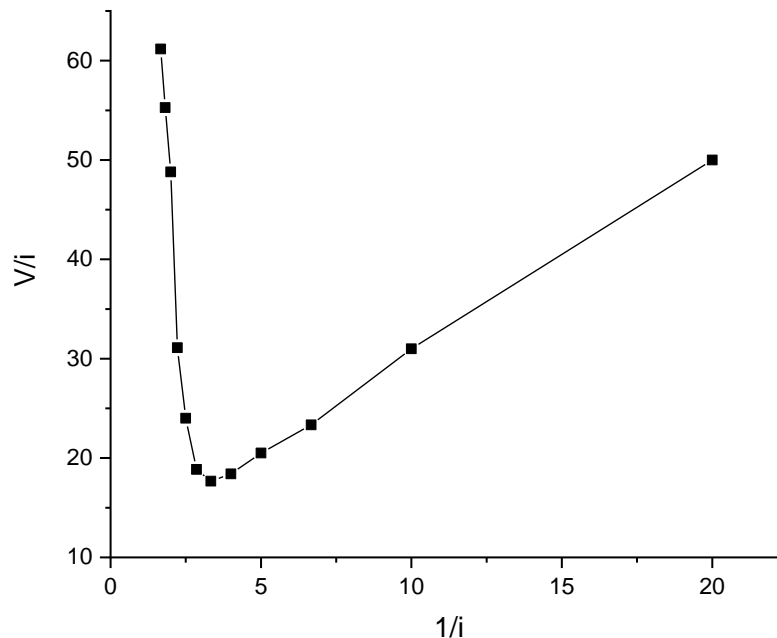


Figura 24. Determinação da densidade de corrente limite (DCL) para o sistema de tratamento proposto

Os dados experimentais indicam que a DCL do sistema, identificada pelo ponto de inflexão da curvam, corresponde a aplicação de uma corrente de 0,3 A. Na utilização de valores de corrente maiores que 0,3 A existe a possibilidade de aumento de gastos energéticos, redução de eficiência do processo e danos as membranas utilizadas. Para evitar que flutuações

provenientes da rede elétrica ou do gerador de corrente contínua possam sobrecarregar o sistema a corrente de 0,24 A, equivalente a 80% da DCL, foi utilizada para os testes de tratamento do efluente de cervejaria.

Na Tabela 16 são apresentados os valores dos parâmetros analisados para o efluente alimentado, e a média dos resultados após o uso do sistema de ED para o tratamento.

Tabela 16 - Média de resultados do efluente alimentado no sistema e a média do tratamento por ED.

	Unidade	Pós EC-PAT	Média pós ED
Alumínio	mg Al/L	7,633	3,270 (\pm 0,435)
Cálcio	mg Ca/L	2,01	0,54 (\pm 0,54)
Cloretos	mg Cl ⁻ /L	432,30	5,23 (\pm 2,75)
Condutividade	μ S/cm	1822,67	172,33 (\pm 8,17)
Cor: 436 nm	-	0,172	0,127 (\pm 0,020)
Cor: 525 nm	-	0,033	0,025 (\pm 0,005)
Cor: 620 nm	-	0,009	0,006 (\pm 0,001)
DBO	mg O ₂ /L	37677,67	29211 (\pm 9735,05)
DQO	mg O ₂ /L	51387,33	49922,67 (\pm 1981,19)
Nitrogênio total	mg NH ₃ -N/L	255,27	155,17 (\pm 21,43)
pH	-	8,66	3,74 (\pm 0,16)
SD	mg/L	35593,3	111,47 (\pm 5,93)
SS	mg/L	30,33	34,50 (\pm 31,69)
ST	mg/L	49050	45150 (\pm 2414,02)
Sódio	mg Na/L	198,93	13,49 (\pm 3,18)
Turbidez	NTU	12,58	12,77 (\pm 2,03)

O processo de ED possui eficiência reconhecida na literatura para a remoção de carga iônica de soluções aquosas (Al-Amshawee *et al.*, 2020; Al-Anzi *et al.*, 2021; Zhao *et al.*, 2019), sendo que esta eficiência é suportada pelos dados experimentais. Como parâmetro geral da presença de íons dissolvidos no efluente, a condutividade do meio indica que com a eficiência com o tempo de operação do processo.

Na Figura 25 são apresentadas as curvas com os valores de condutividade registrados durante o tratamento. Os testes apresentaram comportamentos semelhantes na variação deste parâmetro do decorrer do tempo de operação, com redução mais acentuada até próximo de 42 minutos quando se obteve em média a remoção de 84,49% da condutividade inicial. Após este ponto a redução de condutividade ocorre em menor escala que no começo do processo, sendo que no final dos 60 minutos de operação proposto neste estudo foi possível reduzir o valor de condutividade inicial em 90,55%. A força motriz de separação do processo utilizado é a diferença de potencial elétrico entre os eletrodos aniônico e catiônico, sendo necessária a passagem da corrente elétrica pelas correntes sendo circuladas no sistema. Com a redução da

condutividade do efluente é reduzida a passagem de corrente entre catodo e anodo, efeito que pode ser identificado na queda de eficiência de redução de condutividade com 42 minutos de operação.

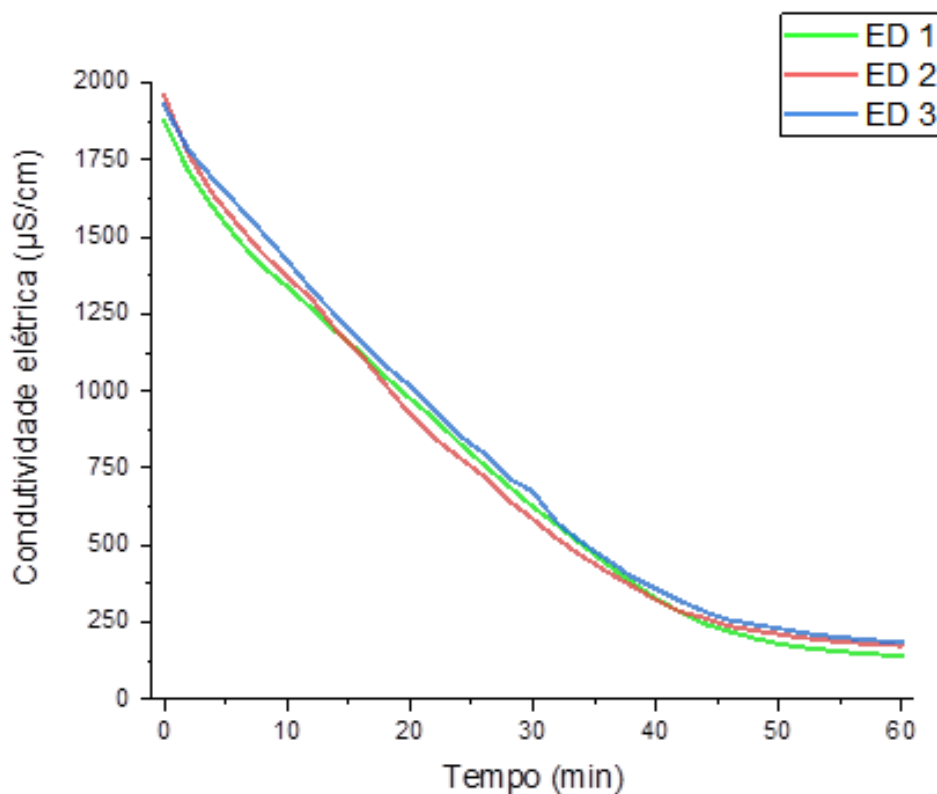


Figura 25. Variação da condutividade do efluente durante cada teste individual de ED

O processo de ED ocasiona uma redução no pH do efluente, passando da faixa básica na pós EC para a faixa ácida após o processo de ED. Dois fatores podem ser apontados como responsáveis pela alteração de pH, a mudança de composição do efluente e a eletrólise da água devido a ocorrência de polarização na superfície da membrana (Zhou *et al.*, 2018). A absorção nos comprimentos de onda utilizados para controle de cor do efluente apresentam redução em todas as faixas, sendo que a redução quando comparado ao efluente pré-tratado foi de 26,11%, 24,24% e 35,71% para os comprimentos de onda 436 nm, 525 nm e 620 nm, respectivamente. A turbidez por sua vez não foi afetada pela ED.

A concentração de nitrogênio e DBO no efluente indicam que o processo de ED é capaz de remover compostos orgânicos, com redução de 39,21% da concentração de nitrogênio e 22,47% da DBO. As concentrações de DQO e sólidos (SD, SS, ST) não sofrem mudanças. A detecção de íons dissolvidos traz alguns dos achados mais relevantes do uso da técnica. Em

destaque se apresenta a eficiência de remoção de cloretos presente no efluente, obtendo uma remoção média de 98,79% da concentração de cloreto pós ED. Durante o processo de ED a passagem de corrente ocasiona a reação dos íons cloreto, formando gás cloro, explicando o elevado percentual de remoção do íon pela técnica. Os outros compostos estudados também apresentaram eficiência de remoção. A redução de concentração de sódio, cálcio e alumínio foi de 93,22%, 73,14% e 57,16%, respectivamente. Não ocorreram variações no volume de efluente durante o processo.

5.2.3 Conclusões da etapa de pré-tratamento

Os dois processos propostos como pré-tratamento no sistema de recuperação de água a partir de efluente de cervejaria buscam tornar possível sem maiores problemas operacionais nas operações que serão avaliadas na sequência do tratamento. Para tal, ao acoplar os processos de EC-PAT e ED variações foram identificadas e serão apresentadas nesta seção. Na Figura 26 são apresentados os valores de condutividade e turbidez para cada uma das etapas do tratamento e o efluente bruto utilizado para os testes.

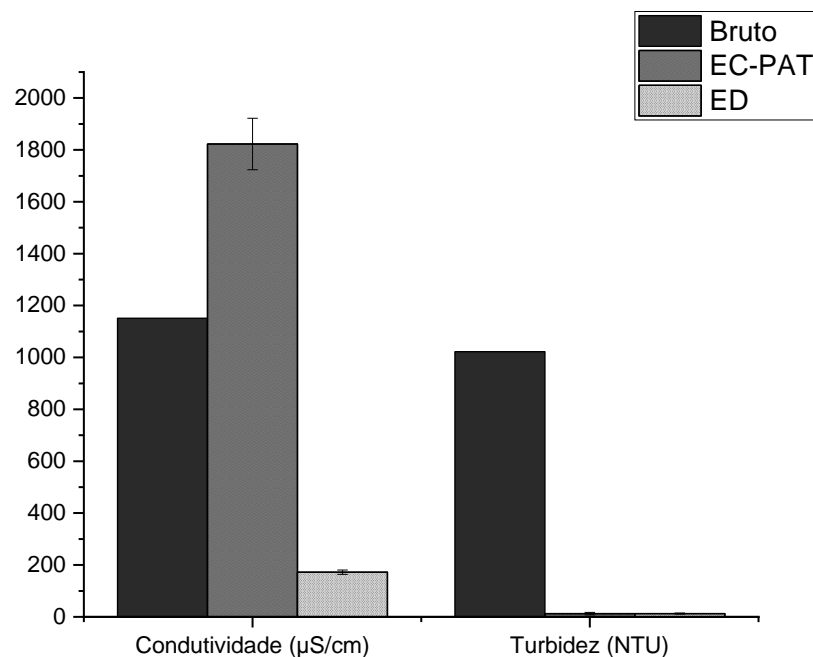


Figura 26. Valores de condutividade e turbidez no efluente bruto, tratado por EC-PAT e ED

O processo de EC-PAT tem como efeito colateral do tratamento o aumento da condutividade do meio devido à adição de cloreto de sódio e dissolução de alumínio dos eletrodos para formação de agentes coagulantes. A técnica de ED busca reverter este efeito indesejado, sendo capaz de reduzir a condutividade a níveis menores que os encontrados no efluente bruto. A turbidez tem sua remoção durante o processo de EC-PAT devido a coagulação

dos compostos em suspensão, sem alterações estatisticamente relevantes com à utilização do processo de membranas.

A presença de cor no efluente é indicativo da presença de compostos poliméricos, como os produtos de reações de Maillard, que podem ocasionar dificuldades na recuperação de água. A reação de Maillard ocorre pela interação de aminoácidos e açúcares redutores, produzindo uma ampla variedade de compostos que conferem a coloração dourada e sabor característico aos alimentos, produtos de reação encontrados no malte utilizado para produção de cerveja. O controle de cor através da leitura da absorção de luz nos comprimentos de onda definidos entre efluente bruto e tratados é apresentado na Figura 27.

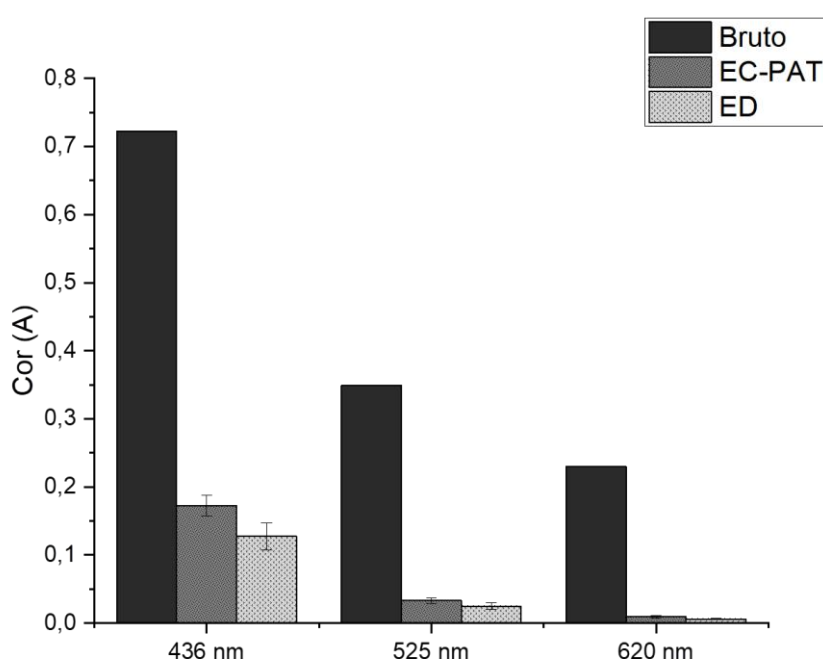


Figura 27. Variação da absorção de luz pelo efluente.

Com a utilização de ambas técnicas em série, a remoção da cor é um dos parâmetros controlados que se beneficia da junção de processos. Com o uso isolado da EC-PAT a redução de absorção de luz indica que os compostos de cor do efluente são removidos de maneira eficiente, sendo que no momento que o efluente resultante do tratamento por ambas técnicas apresenta valores ainda melhores. Com a realização do pré-tratamento completo a redução de cor foi de 82,36%, 92,84% e 97,39% para os comprimentos de onda de 436 nm, 525 nm e 620 nm, respectivamente.

Compostos derivados de reações de Maillard (Eg.: melanoidinas) são os principais responsáveis pela cor da cerveja e, por consequência, da cor resultante do efluente. Na literatura são encontrados dados que indicam que estes compostos são detectados entre os comprimentos de onda de 380 nm até 520 nm (Chai *et al.*, 2016; Ogando *et al.*, 2019), sendo a explicação para

o comprimento de onda de 436 nm apresentar a maior absorção de luz dentre os comprimentos monitorados. No comprimento de onda entre 550 nm e o infravermelho são detectados compostos fenólicos, surfactantes e alguns ácidos orgânicos (como, por exemplo, ácido fórmico) que são apresentados em menores concentrações, resultando em uma maior eficiência de remoção (Aonyas *et al.*, 2016; Erez *et al.*, 2014).

Na Figura 28 são apresentados os dados de concentração de DQO, DBO e sólidos totais para o efluente coletado ao final de cada processo de tratamento. Os resultados de testes estatísticos foram avaliados utilizando o software OriginPro.

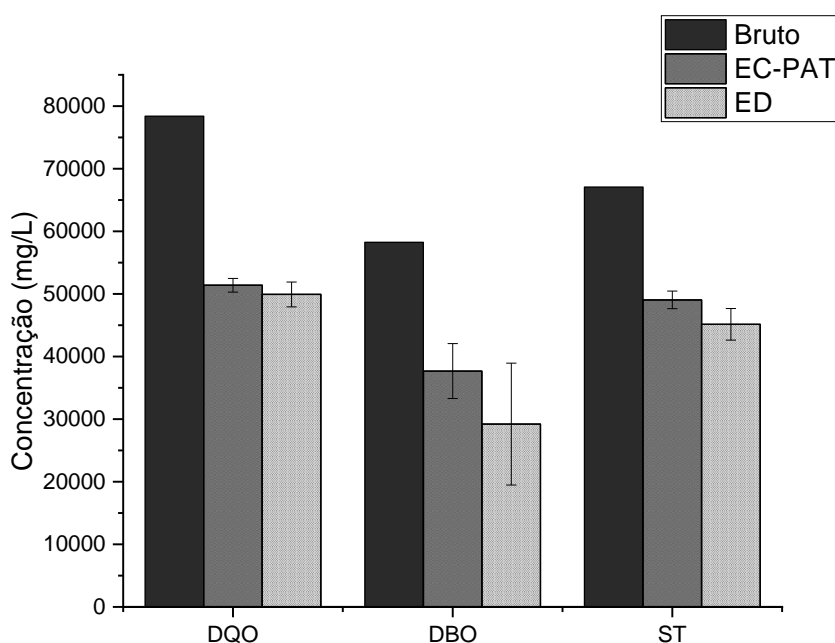


Figura 28. Efeito do tratamento na concentração de DQO, DBO e sólidos totais no efluente

A redução de concentração dos parâmetros orgânicos, DQO e DBO, e a concentração de sólidos totais ocorre com maior intensidade durante o tratamento por EC-PAT onde a relevância estatística do tratamento foi discutida anteriormente neste trabalho. Utilizando análise estatística por Teste t de Student com nível de confiança de 95%, a variação da concentração dos parâmetros discutidos na Figura 28 não apresenta variação estatisticamente relevante entre os testes com EC-PAT e EC. Devido a característica de transporte seletivo das membranas utilizadas, a transferência de compostos iônicos do efluente pela membrana ocorre durante o processo de EC não sendo removido do efluentes compostos orgânicos que afetam os parâmetros em discussão.

Na Figura 29 são apresentadas as médias da concentração de sólidos suspensos e sólidos dissolvidos no efluente a cada etapa de tratamento realizada. A concentração de sólidos dissolvidos tem leve redução durante a eletrocoagulação, redução não significativa segundo

teste ANOVA, porém com a utilização e da eletrodialise este parâmetro é reduzido de maneira significativa, uma vez que a técnica remove do efluente os íons dissolvidos. A remoção de sólidos suspenso ocorre de maneira acentuada durante o processo de EC-PAT. Dentre as potencialidades da utilização da técnica, uma das principais vantagens é a remoção matéria em suspensão, como o caso de resíduos vegetais (*E.g.*: casca de malte; resíduo de lúpulo; proteínas coaguladas) presentes em elevada concentração no efluente bruto deste estudo.

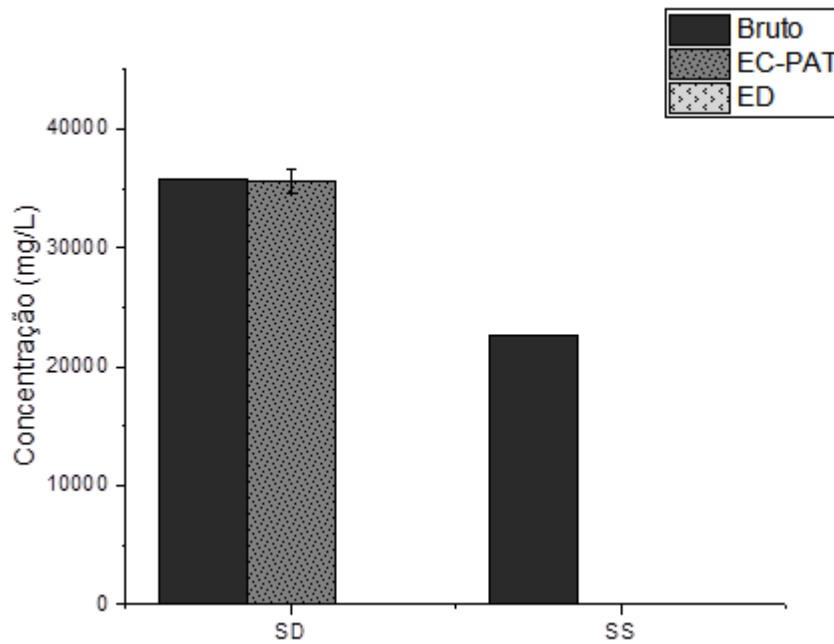


Figura 29. Comparativo da concentração de Sólidos dissolvidos e soluveis no efluente

No item 5.2.1.4 foi discutido que uma das desvantagens do uso da EC-PAT é o aumento de condutividade elétrica do meio, muito em decorrência do aumento de carga iônica pela adição de sais e dissolução do eletrodo. Nas Figuras 30 e 31 são apresentados os principais íons e compostos nitrogenados controlados no efluente.

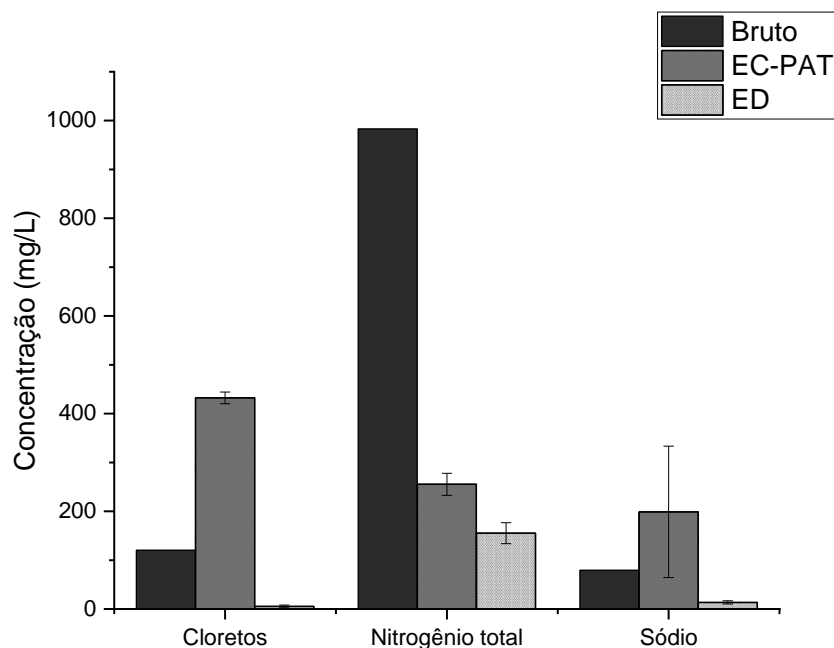


Figura 30. Concentração de cloretos, nitrogênio total e sódio nas amostras analisadas

O aumento de concentração de cloretos no efluente é decorrente da adição de 0,5 g cloreto de sódio por litro de efluente, que corresponde a uma adição de 310 mg Cl⁻/L. Conforme discutido em artigo referente aos testes iniciais apresentado no Anexo A (Sachett *et al.*, 2023), o aumento da concentração de cloreto resulta na melhora de eficiência na remoção de cor do efluente, sendo um dos compostos a ser removido previamente a membrana de osmose. A utilização da ED consegue reduzir a concentração de cloretos de 432,3 mg/L para 5,2 mg/L, representando uma redução de 98,79% entre o efluente alimentado e o efluente pós processo de ED. A remoção de sódio pela ED foi em média de 93,21%, mostrando que o processo tem alta eficiência para a remoção destes compostos adicionados na etapa anterior de tratamento.

A técnica de EC-PAT reduz em 74,03% a concentração de nitrogênio total, muito devido a remoção de compostos orgânicos nitrogenados do efluente por oxidação e/ou deposição no lodo resultante da operação (Niza *et al.*, 2021). Com a utilização da técnica de ED é possível se realizar a remoção compostos iônicos nitrogenados (*E.g.*: nitritos; nitratos; íons amônio) (Vineyard *et al.*, 2020), sendo que com a utilização das duas técnicas até aqui estudadas a remoção de nitrogênio chega na faixa de 84,22%.

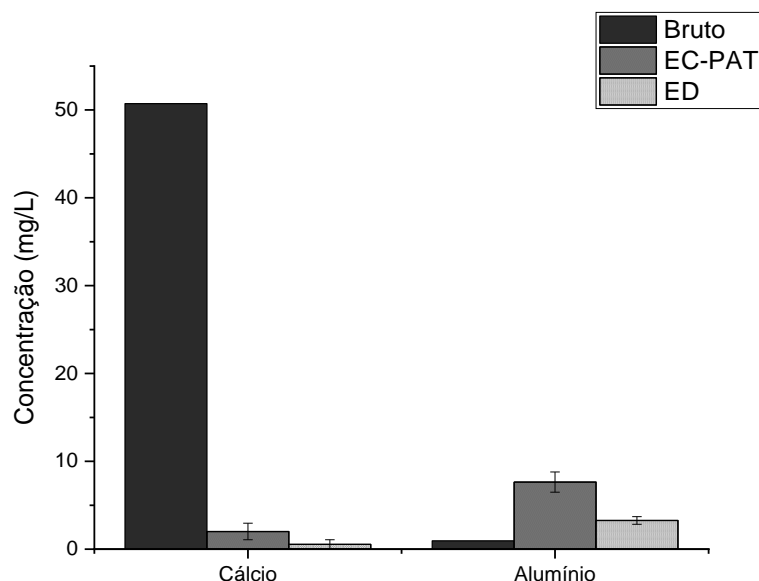


Figura 31. Concentração de cálcio e alumínio com o decorrer dos tratamentos

A presença de alumínio no efluente após EC-PAT ocorre pela solubilização do eletrodo com o objetivo da formação de hidróxidos insolúveis que levam a coagulação de compostos presentes no efluente. A utilização do sistema de ED teve eficiência de redução da concentração de alumínio em 57,16%, restando ainda uma média de 3,27 mg Al/L. Por sua vez, o cálcio é removido em 96,03% durante a etapa de EC-PAT devido a atuar como um auxiliar durante o processo de floculação, com papel na atração elétrica entre compostos em suspensão (Ayeche, 2012), sendo alcançado a remoção de 98,93% com a utilização em conjunto de ambas técnicas.

Os dados obtidos da caracterização do efluente indicam que a combinação de técnicas proposta para o processo de pré-tratamento do efluente de cervejaria é capaz de reduzir os compostos de controle, remoção de subprodutos indesejados com baixa perda de líquido. Nesta etapa do trabalho o objetivo principal foi preparar o efluente para ser tratado pelo processo de osmose inversa, visando o reúso da água. A metodologia estabelecida nesta seção foi a mesma utilizada como pré-tratamento nos testes com a membrana.

5.3 RECUPERAÇÃO DE ÁGUA TRATADA

5.3.1 Osmose Inversa

A utilização da membrana de osmose inversa teve como objetivo a obtenção de uma corrente de água purificada, capaz de poder ser reutilizada, por isso a sua utilização como tratamento principal busca a maior recuperação de água possível, minimizando a corrente de concentrado, reduzindo o volume de efluente que deve continuar no processo de tratamento. A combinação dos processos de EC-PAT e ED, o fluxo de permeado inicial era de 1,03 (\pm 0,07)

L/m².h e no momento que foram recolhidos 3 litros de permeado, após 6 horas o fluxo era de 0,61 (\pm 0,02) L/m².h. As análises de poluentes foram realizadas no efluente bruto na corrente de permeado e os resultados são apresentados na Tabela 17.

Tabela 17. Caracterização do efluente bruto e média da corrente de permeado resultante da membrana de osmose inversa

	Unidade	Efluente bruto	Média pós OI
Alumínio	mg Al/L	3,962	0,7456 (\pm 0,235)
Cálcio	mg Ca/L	94,15	0,4417 (\pm 0,38)
Cloretos	mg Cl/L	114,2	< 2,77 (\pm 0)
Condutividade	μ S/cm	1872	91,73 (\pm 7,36)
Cor: 436 nm	-	0,852	0,011 (\pm 0,001)
Cor: 525 nm	-	0,375	0,001 (\pm 0,001)
Cor: 620 nm	-	0,295	0 (\pm 0)
DBO	mg O ₂ /L	44900	1842,6 (\pm 232,2)
DQO	mg O ₂ /L	117612	2818,3 (\pm 360,6)
Nitrogênio total	mg NH ₃ -N/L	155,17	14,98 (\pm 0,67)
pH	-	5,32	6,35 (\pm 0,16)
SD	mg/L	57420	59,6 (\pm 4,78)
SS	mg/L	26400	< 12 (\pm 0)
ST	mg/L	95440	1064,67 (\pm 119,94)
Sódio	mg Na/L	14,27	3,5263 (\pm 1,015)
Turbidez	NTU	470	0,106 (\pm 0,005)

A sequência dos três processos de tratamento consegue produzir uma corrente de água tratada com menor concentração de poluentes quando comparado ao efluente bruto. A condutividade da corrente de água tratada teve como média 91,73 μ S/cm, representando uma redução de 95,04% quando comparado o valor de condutividade inicial. A leitura de turbidez da amostra se encontrou muito próxima ao limite de detecção do equipamento (0,1 NTU), chegando a uma redução superior a 99,9% da turbidez entre o começo do processo e a recuperação de água. A corrente de permeado apresenta característica ligeiramente ácida, com um pH final médio de 6,35.

A concentração de SS na corrente de permeado fica abaixo do limite de quantificação (LQ) da metodologia de ensaio utilizada, representando uma remoção acima de 99,9% deste parâmetro. É possível notar uma diferença entre os valores de SD e ST, indicando que parte dos compostos que são detectados na como ST são retidos durante a filtração realizada para o ensaio de SD. Açúcares de cadeias maiores podem ficar presos a membranas, gerando esta diferença de valores. A cor do efluente apresenta uma redução de 99,6% e 98,71% para os comprimentos de onda 525 nm e 436 nm, respectivamente. No comprimento de onda de 620 nm o efluente

não apresentou absorção de luz, indicando que o tratamento remove com eficácia compostos detectados nesta faixa.

As análises de DQO e DBO foram utilizadas como balizadoras para o processo de tratamento devido a concentração de compostos que consomem oxigênio do meio aquoso. O resultado na concentração nestes parâmetros aponta para a eficiência do processo proposto na redução da carga de compostos que consomem oxigênio presentes no efluente. Com um consumo, em média, de 2818,33 mg O₂/L, a DQO do efluente foi reduzida em 97,6% quando comparado com o efluente bruto. Por sua vez, a DBO foi reduzida em média 95,90 % com um consumo de 1842,63 mg O₂/L.

A média de concentração de alumínio na corrente de permeado foi 0,75 mg/L, redução de 84,15% em relação ao efluente bruto. A concentração de cloretos pós processo completo fica abaixo de 2,77 mg/L, limite de quantificação da análise, e a concentração de sódio foi em média 3,52 mg/L, sendo uma redução de 75,28% de sódio do efluente bruto e, considerando o LQ do método, uma redução mínima de 97,5% da concentração de cloretos. Os resultados destes metais apresentam dados robustos que, mesmo com a adição de cloreto de sódio para a etapa de EC-PAT e a dissolução do eletrodo, o processo completo de tratamento proposto neste trabalho é capaz de remover estes compostos que foram adicionados ao efluente durante as etapas de tratamento.

Elevadas concentrações de nitrogênio podem levar a eutrofização de meios aquáticos se não forem controlados eficientemente. O efluente proveniente de cervejaria apresenta concentração inicial de nitrogênio que pode superar 1000 mg N/L, sendo que nestes casos usualmente se recorrem a métodos biológicos de tratamento para redução do composto. No tratamento proposto foi obtido uma excelente remoção do nutriente utilizando somente métodos físico-químicos. A corrente de permeado resultante do processo de permeação com membrana de osmose apresenta uma concentração média de 14,98 mg N/L, representando uma remoção de 99,21% da concentração de nitrogênio total quando comparado com o efluente bruto. O cálcio presente no efluente foi removido em média 99,53% da concentração inicial.

5.3.1.1 Comparação com legislações vigentes.

Os resultados de concentração de compostos na água recuperada podem ser comparados a legislações em vigência em território estadual e federal. CONSEMA Nº 419 de 2020 é a legislação vigente que estabelece critérios e procedimentos para o reúso de água no estado do Rio Grande do Sul (RIO GRANDE DO SUL, 2020). Esta legislação não prevê a reutilização de águas para fins potáveis e permite que, para fins industriais, os padrões sejam definidos com

base na tecnologia utilizada. Para reúso da água para fins urbanos são previstas as possibilidades de irrigação paisagística e lavagem de logradouros, sendo necessário que esta água tenha condutividade menor que 3000 $\mu\text{S}/\text{cm}$, sendo a água recuperada pela osmose inversa no padrão desejável para este fim.

A portaria GM/MS N° 888 de 2021 estabelece os padrões de qualidade de água para consumo humano e padrões de potabilidade (BRASIL. Ministério da Saúde., 2021). Esta legislação apresenta ampla gama de compostos a serem controlados em águas de consumo, sendo que aquelas que foram analisadas neste trabalho são apresentadas com o seu valor máximo permitido (VMP) na Tabela 18. Dos compostos aqui discutidos, o alumínio foi o único a apresentar concentração acima da permitida portanto, mesmo nestes poucos parâmetros de comparação, a corrente de tratado não pode ser considerada para fins de potabilidade.

Tabela 18 - Comparação entre concentração de compostos na corrente tratada e valor máximo permitido (VMP) pela portaria

	Pós-processo	VMP GM/MS N° 888
Alumínio (mg/L)	0,75	0,2
Cloreto (mg/L)	< 2,77	250,0
Sódio (mg/L)	3,53	200,0
Sólidos dissolvidos (mg/L)	59,62	500,0
Turbidez (NTU)	0,106	5,0

Em nível federal, a resolução CONAMA N° 430 de 2011 define as condições e padrões de lançamento de efluentes proveniente de qualquer fonte geradora (CONAMA, 2011). Dentre os padrões estabelecidos para o descarte, a corrente de permeado atende o pH de descarte entre 5 e 9, atingindo o valor de 6,35. A concentração de nitrogênio amoniacal fica legalmente limitada a 20 mg/L, sendo obtido uma concentração final média de 14,98 mg/L de nitrogênio total. Ainda ao se comparar com os valores desta legislação, a DBO do efluente deve ser reduzida em no mínimo 60% da concentração original, sendo obtido neste processo de tratamento uma redução de 95,90%. Dentro deste panorama, o tratamento é eficaz para o descarte do efluente.

5.4 RECUPERAÇÃO FINAL DE ÁGUA

5.4.1 Evaporador rotativo

Para se obter o DLZ e máxima recuperação de água do efluente tratado, a corrente de concentrado que restou do processo de tratamento por osmose inversa foi alimentada em um evaporador rotativo. A pressão de operação interna do equipamento (300 mmHg) é mantida abaixo da pressão atmosférica (≈ 760 mmHg) permite que a água entre em processo de ebulição a temperaturas menores pela mudança da pressão de vapor da água (75 °C). O líquido que foi

evaporado pelo equipamento foi posteriormente condensado e coletado, sendo que sua caracterização deste condensado apresentado na Tabela 19.

Tabela 19 - Caracterização do líquido tratado pelo evaporador rotativo

	Unidade	Efluente bruto	Média pós evaporador
Alumínio	mg Al/L	3,962	0,4761 (\pm 0,098)
Cálcio	mg Ca/L	94,15	0,7070 (\pm 0,159)
Cloretos	mg Cl/L	114,2	< 2,77 (\pm 0)
Condutividade	μ S/cm	1872	65,20 (\pm 3,41)
Cor: 436 nm	-	0,852	0 (\pm 0)
Cor: 525 nm	-	0,375	0 (\pm 0)
Cor: 620 nm	-	0,295	0 (\pm 0)
DBO	mg O ₂ /L	44900	2116 (\pm 219,8)
DQO	mg O ₂ /L	117612	2272 (\pm 200,9)
Nitrogênio total	mg NH ₃ -N/L	155,17	3,01 (\pm 0,17)
pH	-	5,32	5,47 (\pm 0,06)
SD	mg/L	57420	18 (\pm 1)
SS	mg/L	26400	< 12 (\pm 0)
ST	mg/L	95440	28 (\pm 1)
Sódio	mg Na/L	14,27	1,5263 (\pm 0,217)
Turbidez	NTU	470	0,11 (\pm 0)

A utilização das etapas anteriores de tratamento se mostrou efetiva na redução da concentração de cloretos, cor e turbidez no efluente, efeito que é confirmado na recuperação de água pelo processo evaporativo. A concentração de cloreto ficou abaixo do limite de quantificação do método utilizado, não houve absorção de luz detectável pelo equipamento pela amostra nos comprimentos de onda estudados e a turbidez foi em média 0,11 NTU. A condutividade do líquido em média foi 65,20 μ S/cm, uma redução de 96,51% em comparação ao efluente bruto.

A concentração de nitrogênio total foi de 3,01 mg/L, uma redução de 99,84% em relação ao efluente bruto. A concentração de sólidos totais foi reduzida de maneira significativa ao efluente bruto, com uma redução de 99,97%, efeito que se estende aos parâmetros de sólidos dissolvidos e suspensos. A DQO do líquido recuperado foi de 2272 mgO₂/L e a DBO de 2116 mgO₂/L indicam que o concentrado da osmose inversa apresenta compostos voláteis que consomem oxigênio dissolvido do líquido como, por exemplo, ácidos orgânicos e monoterpenos.

A concentração de metais dissolvidos na amostra mostra a efetividade da remoção destes poluentes pelo processo. A concentração de alumínio passou de 3,962 mg/L no efluente bruto para 0,4761 mg/L na água recuperada nessa etapa, representando uma redução de 87,98%,

porém acima do limite permitido pela GM/MS 888. Destacam-se ainda as reduções de sódio e cálcio na corrente tratada, com média de redução de 99,33% e 99,25%, respectivamente. Foram utilizados 5 litros de líquido concentrado pela membrana de osmose inversa para o processo de evaporação, com 4,5 litros de água recuperada, restando 0,5 litros de efluente que foi posteriormente caracterizado como resíduo sólido conforme ABNT NBR 10004:2024, para correta destinação do concentrado.

5.4.2 Caracterização do resíduo

O líquido utilizado para esta caracterização apresentava elevada viscosidade, de 86,1 cP ($\pm 0,76$) a 25 °C. Seguindo a metodologia de classificação conforme Figura 6, a primeira etapa é a avaliação das características gerais do resíduo, avaliação apresentada no Quadro 1.

Quadro 1 – Avaliação de características do resíduo

Periculosidade	Característica	Parecer
Inflamabilidade	Não produz fogo	Não inflamável
Corrosividade	pH > 2 e < 12,5	Não corrosivo
Reatividade	Não explosivo e estável	Não reativo
Toxicidade	Não apresenta compostos tóxicos	Não tóxico
Patogenicidade	Não apresenta suspeita de conter micro-organismos patogênicos	Não patogênico

Com a não existência de características e componentes no resíduo que levem a periculosidade do resíduo, o resíduo pode ser classificado como não perigoso – Classe II. Para classificar entre as classes II A e II B, se fez necessário realizar o extrato solubilizado do resíduo e comparar os resultados analíticos com os valores do anexo G da referida norma. Devido ao volume limitado de resíduo disponível, foram selecionados compostos com maior probabilidade de serem detectados acima dos limites estabelecidos. Na Tabela 20 é apresentado o resultado das análises no extrato solubilizado e os VMPs estabelecidos. Ainda foram solicitadas as análises de cloretos, nitratos e surfactantes aniônicos, porém estas não puderam ser realizadas devido a incompatibilidade do método utilizado com as características da amostra.

Tabela 20 - Comparação de resultados do extrato solubilizado com o anexo G da ABNT NBR 10004/2004

Parâmetro	Concentração no resíduo (mg/L)	Valor máximo permitido pelo anexo G (mg/L)
Alumínio total	19,55	0,2
Cobre total	1,39	2,0
Ferro total	1,486	0,3
Fluoreto	0,446	1,5
Manganês total	0,0091	0,1
Sódio total	67,425	200,0
Sulfatos	13,0	250,0
Zinco total	3,475	5,0

Os resultados de alumínio e ferro total no extrato solubilizado ficaram 19,35 e 1,186 mg/L, respectivamente, acima dos limites estabelecidos pelo anexo G da ABNT NBR 10004/2004, sendo assim, com os resultados obtidos a partir do extrato solubilizado nos parâmetros analisados, é possível caracterizar o resíduo gerado como resíduo não perigoso e não inerte, sendo categorizado na Classe IIA. Devido a caracterização do resíduo, a destinação mais apropriada para o resíduo é para aterros industriais de classe II devidamente regularizados em agências ambientais e que obedeça a requisitos construtivos e de operação dispostos na ABNT NBR 13896/1997.

5.5 SISTEMA DE DESCARTE LÍQUIDO ZERO

A combinação de técnicas desenvolvidas e apresentadas neste trabalho são apresentadas em conjunto na Figura 32 e as correntes de entrada e saída de cada processo são descritas na Tabela 21.

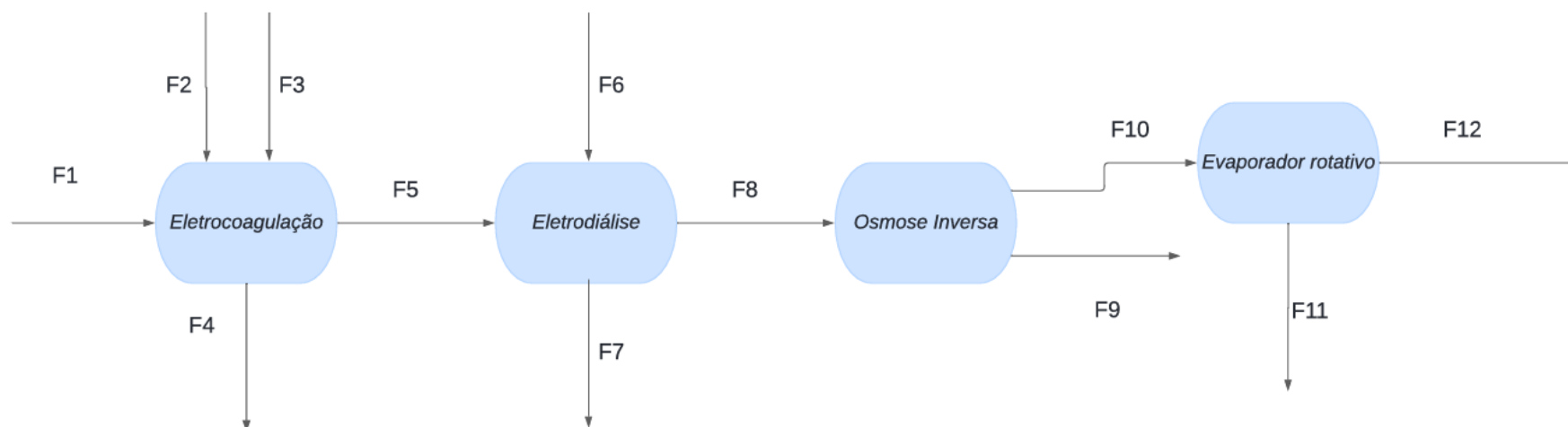


Figura 32. Proposta de processo de tratamento para obtenção de água de reúso.

Tabela 21 – Descrição das correntes do processo

Corrente	Componente
F1	Efluente Bruto
F2	Peróxido de hidrogênio 30%; 3 mL H ₂ O ₂ /L
F3	Hidróxido de sódio ou ácido clorídrico
F4	Lodo residual
F5	Efluente pré-tratado
F6	Corrente dialisante
F7	Corrente dialisante saturada
F8	Efluente deionizado
F9	Água para reúso
F10	Corrente concentrada
F11	Resíduo final
F12	Água para reúso

O efluente bruto em questão contém grande concentração de sólidos suspensos que podem ser retirados previamente ao processo de tratamento somente por decantação. No processo de tratamento proposto, o efluente é alimentado ao reator de eletrocoagulação (corrente F1), o pH do efluente é corrigido para 6 com o reagente correspondente (F3) e o peróxido de hidrogênio é adicionado para realização do processo. Em todo o sistema de tratamento a principal perda de água do efluente se dá pelo lodo (F4) gerado no pré-tratamento durante a eletrocoagulação, apresentando uma perda de 16,33%. Como base de cálculo, se forem alimentados 100 litros de efluente nesta etapa, 83,77 litros seguiriam para o restante do tratamento (F5).

Devido à natureza da técnica de eletrodialise de trocas iônicas, não foram observadas alterações no volume do efluente pré-tratado que foi alimentado a membrana de osmose inversa (F8). A solução dialisante (F6) é utilizada na eletrodialise para a remoção dos íons dissolvidos e, após a saturação desta corrente, a mesma é retirada como rejeito de processo. Como desejado na metodologia estabelecida, a osmose inversa foi utilizada para recuperação de água tratada na proporção de 50% do volume de aporte. No cenário onde 83,77 litros sejam alimentados no sistema de osmose inversa, 41,88 litros de água seriam recuperados para reúso (F9) e 41,88 litros de concentrado da osmose seriam utilizados como alimentação do evaporador rotativo (F10).

O evaporador rotativo apresentou uma recuperação do volume alimentado de 90% em água para reúso, sendo assim seria possível recuperar 37,69 litros de água para reúso (F12), enquanto 4,19 litros seriam destinados para descarte como resíduo de classe IIA (F11). Olhando o sistema por completo, foi possível recuperar 79,57% do volume de efluente inicial como água para reúso, 4,19% é o resíduo final do processo de tratamento e 16,33% são retirados do processo como lodo da eletrocoagulação. Para uma melhor eficiência de recuperação de água, processos de recuperação de água contida no lodo devem ser utilizadas, como prensagem do lodo.

Por não apresentar características de potabilidade, a água recuperada pelo processo proposto não poderia ser utilizada diretamente na produção da cerveja ou na limpeza dos equipamentos de produção, mas poderia ser utilizada para limpeza de áreas auxiliares a produção como pisos, água de utilidades sanitárias, como vasos sanitários, e na conservação de jardins juntos a fábrica.

6 CONCLUSÃO

A partir da execução deste trabalho, observou-se que a captação e caracterização do efluente deste trabalho gerou dados robustos para estabelecer padrões de composição do mesmo, indicando principais demandas de tratamento, concentrações e faixa usual de variação dos compostos analisados. Dentre os parâmetros controlados, os poluentes orgânicos são os principais pontos de preocupação no efluente, exemplificados pelos valores de DBO e DQO, grande absorção de luz devido a cor, turbidez, bem como a elevada concentração de sólidos dissolvidos, suspensos e totais.

Quanto ao estabelecimento de uma metodologia eficiente para a redução de agentes causadores de *fouling*, as técnicas de peróxi-eletrocoagulação (EC-PAT) e eletrodialise (ED) se mostraram eficazes na remoção de poluentes. A EC-PAT foi capaz de remover com eficiência a cor do efluente, acima de 75% de redução em todos os comprimentos de onda verificados, bem como uma remoção de turbidez acima de 99,9% e de 32,96% da DQO inicial. Buscando remediar o aumento da carga iônica decorrente da adição de sais e alumínio durante a EC-PAT, a ED foi capaz de reduzir mais de 90% da condutividade inicial do efluente, destacando-se ainda a redução média de 98,79% na concentração de cloretos do efluente. Ainda a combinação de ambas técnicas reduz a concentração de nitrogênio total em 84,22%.

A membrana de osmose inversa se mostrou capaz de recuperar 50% do volume de efluente aportado com uma redução de 40,78% do fluxo de permeado ao final da operação. Dentre os parâmetros analisados, a corrente de permeado atingiu os padrões mínimos para o descarte conforme padrões estabelecidos na resolução CONAMA N° 430:2011. Por sua vez, a concentração de alumínio ficou acima dos padrões da GM/MS N° 888:2021, descartando a possibilidade da utilização da água tratada para fins de potabilidade. A junção das técnicas de pré-tratamento possibilitou a redução de 97,60% da DQO inicial do efluente e remoção acima de 98,70% de cor em todos os comprimentos de onda analisados.

A corrente de concentrado gerada pelo tratamento com membrana de osmose inversa ainda apresenta grande volume de água a ser recuperado, e a utilização de um evaporador rotativo se mostrou uma solução simples e eficaz para a máxima recuperação de água. A água recuperada pelo processo não apresentou cor detectável pela metodologia utilizada. Concentrações de DBO e DQO foram detectadas, indicando a provável presença de compostos orgânicos voláteis no efluente alimentado. O processo foi capaz de recuperar 90% do volume de líquido, sendo que os 10% não recuperados foram considerados como o resíduo final do processo. Este resíduo foi classificado como classe IIA conforme ABNT NBR 10004:2004.

Com o processo proposto foi possível recuperar 79,57% do volume de efluente aportado no início do processo na forma de água tratada, ficando próximo a faixa de 80% que caracteriza o DLZ. A utilização de efluente real para a realização do trabalho indicou que a variabilidade da composição do efluente é um dos maiores desafios no tratamento, muito devido a sinergia entre componentes do efluente e os processos de tratamento. A principal perda do processo ocorre na etapa de eletrocoagulação pelo lodo formado, sendo que somente 4,19% do volume de aporte foi caracterizado como resíduo final. A junção de técnicas propostas se mostrou eficiente para a obtenção de água para reúso a partir de efluente da indústria de produção de bebidas.

7 TRABALHOS FUTUROS

- Investigar a presença de subprodutos de desinfecção na corrente de água tratada;
- Sistema de geração de energia renovável junto aos processos de pré-tratamento;
- Detecção e caracterização de Compostos Orgânicos Voláteis (COVs) durante o processo de tratamento;
- Recuperação de água do lodo da etapa de eletrocoagulação;
- Análise financeira de custos de operação;

REFERÊNCIAS

ABNT. Norma Técnica nº NBR 9898, de junho de 1987. **Preservação e Técnicas de Amostragem de Efluentes Líquidos e Corpos Receptores**. 1. ed. Rio de Janeiro, RJ: Abnt, Disponível em: <http://licenciadorambiental.com.br/wp-content/uploads/2015/01/NBR-9.898-Coleta-de-Amostras.pdf>. Acesso em: 22 maio 2022.

AGUIAR, Alice *et al.* Acid mine drainage treatment by nanofiltration: A study of membrane fouling, chemical cleaning, and membrane ageing. **Separation and Purification Technology**, [s. l.], v. 192, 2018.

AGUIAR, André *et al.* Mecanismo e aplicações da reação de fenton assistida por compostos fenólicos redutores de ferro. **Química Nova**, [S. l.], v. 30, n. 3, p. 623–628, 2007.

AKARSU, Ceyhun; BILICI, Zeynep; DIZGE, Nadir. Treatment of vegetable oil wastewater by a conventional activated sludge process coupled with electrocoagulation process. **Water Environment Research**, [s. l.], v. 94, n. 2, p. e10692, 2022. Disponível em: <https://onlinelibrary.wiley.com/doi/full/10.1002/wer.10692>. Acesso em: 24 jan. 2023.

AKHTAR, Adnan *et al.* Electrocoagulation of Congo Red dye-containing wastewater: Optimization of operational parameters and process mechanism. **Journal of Environmental Chemical Engineering**, [s. l.], v. 8, n. 5, p. 104055, 2020. Disponível em: Acesso em: 15 ago. 2022.

AKTER, Sonia; SUHAN, Md Burhan Kabir; ISLAM, Md Shahinoor. Recent advances and perspective of electrocoagulation in the treatment of wastewater: A review. **Environmental Nanotechnology, Monitoring & Management**, [S. l.], v. 17, p. 100643, 2022. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.enmm.2022.100643>

AKUNNA, J. C. Anaerobic treatment of brewery wastes. *In*: **BREWING MICROBIOLOGY: MANAGING MICROBES, ENSURING QUALITY AND VALORISING WASTE**. [S. l.]: Elsevier, 2015. p. 407–424. Disponível em: <https://rke.abertay.ac.uk/en/publications/anaerobic-treatment-of-brewery-wastes>. Acesso em: 7 fev. 2021.

AL-AMSHAWEE, Sajjad *et al.* **Electrodialysis desalination for water and wastewater: A review**. [S. l.]: Elsevier B.V., 2020. Disponível em: Acesso em: 5 ago. 2020.

AL-ANZI, Bader S. *et al.* Brine management from desalination plants for salt production utilizing high current density electrodialysis-evaporator hybrid system: A case study in Kuwait. **Desalination**, [s. l.], v. 498, p. 114760, 2021. Disponível em: Acesso em: 9 nov. 2020.

ALVARADO-LASSMAN, A. *et al.* Brewery wastewater treatment using anaerobic inverse fluidized bed reactors. **Bioresource Technology**, [S. l.], v. 99, n. 8, p. 3009–3015, 2008. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2007.06.022>. Acesso em: 9 fev. 2021.

AMBEV. **Água** | Ambev. [S. l.], 2024. Disponível em: <https://www.ambev.com.br/sustentabilidade/agua>. Acesso em: 9 mar. 2024.

ANWAR, Nawrin; RAHAMAN, Md Saifur. Membrane desalination processes for water recovery from pre-treated brewery wastewater: Performance and fouling. **Separation and Purification Technology**, [s. l.], v. 252, p. 117420, 2020. Disponível em: Acesso em: 17 mar. 2021.

AONYAS, Munera *et al.* Degradation of anionic surfactants using the reactor based on dielectric barrier discharge. **Journal of the Serbian Chemical Society**, [s. l.], v. 81, n. 9, p. 1097–1107, 2016. Disponível em: <https://doiserbia.nb.rs/Article.aspx?ID=0352-51391600056A>.

APHA. **Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater**. 21th. ed. Washington: American Public Health Association., 1999. *E-book*.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS - ABNT. ABNT NBR 10004: Resíduos Sólidos - Classificação. **Rio de Janeiro**, [s. l.], v. 18, n. 2, 2004.

AYECHE, Riad. Treatment by Coagulation-Flocculation of Dairy Wastewater with the Residual Lime of National Algerian Industrial Gases Company (NIGC-Annaba). **Energy Procedia**, [s. l.], v. 18, p. 147–156, 2012. Disponível em: <https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S1876610212007965>.

BASHIR, Mohammed JK. *et al.* Post treatment of palm oil mill effluent using electro-coagulation-peroxidation (ECP) technique. **Journal of Cleaner Production**, [s. l.], v. 208, p. 716–727, 2019. Disponível em: <https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0959652618330877>. Acesso em: 4 nov. 2023.

BRAEKEN, L.; VAN DER BRUGGEN, B.; VANDECASTEELE, C. Regeneration of brewery waste water using nanofiltration. **Water Research**, [s. l.], v. 38, n. 13, p. 3075–3082, 2004. Disponível em: <https://pubmed.ncbi.nlm.nih.gov/15261546/>. Acesso em: 4 out. 2020.

BRASIL. **Anuario da Cerveja 2021**. Brasília: [s. n.], 2022. Disponível em: <https://www.gov.br/agricultura/pt-br/assuntos/inspecao/produtos-vegetal/publicacoes/anuario-da-cerveja-2021.pdf>. Acesso em: 8 dez. 2022.

BRASIL, 2017. Resolução CONSEMA N° 355/2017. Dispõe sobre os critérios e padrões de emissão de efluentes líquidos para as fontes geradoras que lancem seus efluentes em águas superficiais no Estado do Rio Grande do Sul. **Consema**: 2017.

BRASIL. MINISTÉRIO DA SAÚDE. PORTARIA GM/MS N° 888, DE 4 DE MAIO DE 2021. **Diário Oficial da União**, [s. l.], n. Seção 1, 2021.

BUIATTI, Stefano. Beer composition: An overview. *In*: **BEER IN HEALTH AND DISEASE PREVENTION**. [S. l.: s. n.], 2008.

CHAI, Bo hua *et al.* Removal of Color Compounds from Sugarcane Juice by Modified Sugarcane Bagasse: Equilibrium and Kinetic Study. **Sugar Tech**, [s. l.], v. 18, n. 3, 2016.

CHANG, Yin-Ru; LEE, Yu-Jen; LEE, Duu-Jong. Membrane fouling during water or wastewater treatments: Current research updated. **Journal of the Taiwan Institute of Chemical Engineers**, [s. l.], v. 94, p. 88–96, 2019. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S1876107017306600?via%3Dihub>. Acesso em: 11 abr. 2019.

CONAMA. Resolução CONAMA 430/2011. **Diário Oficial da União**, [s. l.], 2011.

COWAN, Donald A.; BROWN, Jerry H. Effect of Turbulence on Limiting Current in Electrodialysis Cells. **Industrial & Engineering Chemistry**, [s. l.], v. 51, n. 12, p. 1445–1448, 1959. Disponível em: <https://pubs.acs.org/doi/abs/10.1021/ie50600a026>. Acesso em: 15 dez. 2022.

CRESPILHO, Frank Nelson; SANTANA, Claudemir Gomes; REZENDE, Maria Olímpia Oliveira. Tratamento de efluente da indústria de processamento de coco utilizando eletroflotação. **Química Nova**, [s. l.], v. 27, n. 3, p. 387–392, 2004. Disponível em: Acesso em: 19 abr. 2022.

CRESPILHO, Frank Nelson e REZENDE, Maria Olímpia de Oliveira. **Eletroflotação: Princípios e aplicações**. . São Carlos: RiMa. . Acesso em: 28 jun. 2022. , 2004

DEGHLES, Abdalhadi; KURT, Ugur. Treatment of tannery wastewater by a hybrid electrocoagulation/electrodialysis process. **Chemical Engineering and Processing: Process Intensification**, [s. l.], v. 104, p. 43–50, 2016. Disponível em: Acesso em: 15 dez. 2022.

DJILANI, Chahrazed *et al.* Adsorption of dyes on activated carbon prepared from apricot stones and commercial activated carbon. **Journal of the Taiwan Institute of Chemical Engineers**, [s. l.], v. 53, p. 112–121, 2015. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S1876107015000796>. Acesso em: 17 abr. 2018.

EREZ, Yuval *et al.* Effect of Acid on the Ultraviolet–Visible Absorption and Emission Properties of Curcumin. **The Journal of Physical Chemistry A**, [s. l.], v. 118, n. 5, p. 872–884, 2014. Disponível em: <https://pubs.acs.org/doi/10.1021/jp411686d>.

EYVAZ, Murat. Treatment of Brewery Wastewater with Electrocoagulation: Improving the Process Performance by Using Alternating Pulse Current. **Int. J. Electrochem. Sci**, [s. l.], v. 11, p. 4988–5008, 2016. Disponível em: www.electrochemsci.org. Acesso em: 22 mar. 2021.

ESPINOZA-QUIÑONES, Fernando Rodolfo *et al.* Insights into brewery wastewater treatment by the electro-Fenton hybrid process: How to get a significant decrease in organic matter and toxicity. **Chemosphere**, [S. l.], v. 263, p. 128367, 2021. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2020.128367>

FERBY, Matthew; ZOU, Shiqiang; HE, Zhen. Effects of draw solutes on an integrated forward osmosis—Microbial fuel cell system treating a synthetic wastewater. **Water Environment Research**, [s. l.], v. 94, n. 11, 2022. Disponível em: Acesso em: 24 jan. 2023.

FRIEDRICH, Leidi C. *et al.* Estudo mecanístico das reações fenton e cupro-fenton por análise voltamétrica in situ. **Química Nova**, [s. l.], v. 40, n. 7, p. 769–773, 2017. Disponível em: Acesso em: 8 maio 2022.

GÖTZ, Gesine *et al.* Adjustment of the wastewater matrix for optimization of membrane systems applied for water reuse in breweries. **Journal of Membrane Science**, [s. l.], v. 465, p. 68–77, 2014. Disponível em: Acesso em: 29 set. 2020.

GUNES, B. *et al.* **Pre-treatments to enhance biogas yield and quality from anaerobic digestion of whiskey distillery and brewery wastes: A review**. [S. l.]: Elsevier Ltd, 2019. Disponível em: Acesso em: 29 set. 2020.

HASHEM, Sarah A.M. *et al.* Electrocoagulation process with Fe/Al electrodes to eliminate pollutants from real and synthetic wastewater. **Results in Materials**, [s. l.], v. 23, p. 100606, 2024. Disponível em: Acesso em: 30 set. 2024.

HARIF, Tali; KHAI, Moti; ADIN, Avner. Electrocoagulation versus chemical coagulation: Coagulation/flocculation mechanisms and resulting floc characteristics. **Water Research**, [s. l.], v. 46, n. 10, p. 3177–3188, 2012. Disponível em: <https://pubmed.ncbi.nlm.nih.gov/22525456/>. Acesso em: 23 jun. 2021.

HORNSEY, I. S. Beer: History and Types. *In*: **ENCYCLOPEDIA OF FOOD AND HEALTH**. [S. l.]: Elsevier Inc., 2015. p. 345–354. Disponível em: Acesso em: 16 set. 2020.

IFEANYI-NZE, Favour Okechi *et al.* Sustainable wastewater management in the brewing industry: Utilizing cellulose acetate membranes derived from brewers' spent grain for enhanced treatment efficiency. **European Journal of Sustainable Development Research**, [s. l.], v. 8, n. 1, 2024.

ISO. **ISO 7887:2011 Water quality — Examination and determination of colour**. [S. l.], 2011.

JIANG, Chenxiao *et al.* Electrodialysis of concentrated brine from RO plant to produce coarse salt and freshwater. **Journal of Membrane Science**, [s. l.], v. 450, p. 323–330, 2014. Disponível em: Acesso em: 3 nov. 2020.

KANAGACHANDRAN, K.; JAYARATNE, R. Utilization potential of brewery waste water sludge as an organic fertilizer. **Journal of the Institute of Brewing**, [s. l.], v. 112, n. 2, p. 92–96, 2006. Disponível em: Acesso em: 7 fev. 2021.

LEDINGHAM, Jack *et al.* Barriers to electro dialysis implementation: Maldistribution and its impact on resistance and limiting current density. **Desalination**, [s. l.], v. 531, p. 115691, 2022. Disponível em: <https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0011916422001461>.

LI, Yufei *et al.* The influence of various additives on coagulation process at different dosing point: From a perspective of structure properties. **Journal of Environmental Sciences (China)**, [s. l.], v. 101, p. 168–176, 2021. Disponível em: Acesso em: 17 mar. 2021.

MADAENI, S. S.; MANSOURPANAH, Y. Screening membranes for COD removal from dilute wastewater. **Desalination**, [s. l.], v. 197, n. 1–3, p. 23–32, 2006. Disponível em: Acesso em: 4 out. 2020.

MAKWANA, Abhipsa R.; AHAMMED, M. Mansoor. Continuous electrocoagulation process for the post-treatment of anaerobically treated municipal wastewater. **Process Safety and Environmental Protection**, [S. l.], v. 102, p. 724–733, 2016. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.psep.2016.06.005>

MANSOUR, Fatima *et al.* Screening and cost assessment strategies for end-of-Pipe Zero Liquid Discharge systems. **Journal of Cleaner Production**, [s. l.], v. 179, p. 460–477, 2018. Disponível em: Acesso em: 7 set. 2020.

MARTÍNEZ, José *et al.* Techno-economic analysis of a membrane-hybrid process as a novel low-energy alternative for zero liquid discharge systems. **Energy Conversion and Management**, [s. l.], v. 211, p. 112783, 2020. Disponível em: Acesso em: 7 set. 2020.

MESHKSAR, Maryam; ROOSTAEE, Tayebe; RAHIMPOUR, Mohammad Reza. Membrane technology for brewery wastewater treatment. *In: CURRENT TRENDS AND FUTURE DEVELOPMENTS ON (BIO-) MEMBRANES*. [S. l.]: Elsevier, 2020. p. 289–303. Disponível em: Acesso em: 27 set. 2020.

MILLER, Daniel J. *et al.* **Surface Modification of Water Purification Membranes**. [S. l.]: Wiley-Blackwell, 2017. Disponível em: <http://doi.wiley.com/10.1002/anie.201601509>. Acesso em: 19 abr. 2018.

MINISTÉRIO DA AGRICULTURA E PECUÁRIA, Brasil. **Anuário da Cerveja - Ano Referência 2022**. Brasília: [s. n.], 2023. Disponível em: <https://www.gov.br/agricultura/pt-br/assuntos/inspecao/produtos-vegetal/publicacoes/anuario-da-cerveja-2022/>. Acesso em: 17 fev. 2024.

MUHAMMAD YAQUB; LEE, Wontae. Zero-liquid discharge (ZLD) technology for resource recovery from wastewater: A review. **Science of the Total Environment**, [s. l.], v. 681, p. 551–563, 2019. Disponível em: Acesso em: 7 set. 2020.

MULDER, Marcel. **Basic Principles of Membrane Technology**. Dordrecht: Springer Netherlands, 1996-. ISSN 1098-6596. Disponível em: <http://link.springer.com/10.1007/978-94-009-1766-8>. Acesso em: 8 abr. 2018.

NIZA, Noorzalila Muhammad *et al.* Removal of ammoniacal nitrogen from old leachate using batch electrocoagulation with vibration-induced electrode plate. **Journal of Environmental Chemical Engineering**, [s. l.], v. 9, n. 2, 2021.

OGANDO, Felipe Iwagaki Braga *et al.* Removal of phenolic, turbidity and color in sugarcane juice by electrocoagulation as a sulfur-free process. **Food Research International**, [s. l.], v. 122, 2019.

OSORIO TRUJILLO, Andrés Felipe; MARTÍNEZ CAJIGAS, Marcelo Ernesto. Validación de un método para el análisis de color real en agua. **Revista de la Facultad de Ciencias**, [s. l.], v. 7, n. 1, p. 143–155, 2018. Disponível em: Acesso em: 24 fev. 2022.

PALMER, John J. **How to brew: everything you need to know to brew great beer every time**. [S. l.: s. n.]. E-book.

PAPADOPOULOS, Konstantinos P. *et al.* Brewery wastewater treatment using cyanobacterial-bacterial settleable aggregates. **Algal Research**, [s. l.], v. 49, p. 101957, 2020. Disponível em: Acesso em: 3 fev. 2021.

PARAWIRA, W. *et al.* A study of industrial anaerobic treatment of opaque beer brewery wastewater in a tropical climate using a full-scale UASB reactor seeded with activated sludge. **Process Biochemistry**, [s. l.], v. 40, n. 2, p. 593–599, 2005. Disponível em: Acesso em: 2 dez. 2020.

PASQUET, P. L. *et al.* Investigation of phenolic compounds recovery from brewery wastewater with coupled membrane and adsorption process. **Journal of Environmental Chemical Engineering**, [s. l.], v. 12, n. 2, 2024.

PIEPIÓRKA-STEPUK, Joanna *et al.* Analysis and modelling of the regeneration process of chemical solutions after brewing equipment cleaning in a Cleaning in Place system based on changes in turbidity. **Journal of Cleaner Production**, [s. l.], v. 237, p. 117745, 2019. Disponível em: Acesso em: 28 set. 2020.

PURKAIT, Mihir Kumar; SINGH, Randeep. Membrane Technology in Separation Science. **Membrane Technology in Separation Science**, [s. l.], 2018. Disponível em: <https://www.taylorfrancis.com/books/mono/10.1201/9781315229263/membrane-technology-separation-science-mihir-kumar-purkait-randeep-singh>. Acesso em: 16 ago. 2022.

RAO, A. Gangagni *et al.* pH regulation of alkaline wastewater with carbon dioxide: A case study of treatment of brewery wastewater in UASB reactor coupled with absorber. **Bioresource Technology**, [S. l.], v. 98, n. 11, p. 2131–2136, 2007. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2006.08.011>. Acesso em: 3 dez. 2020.

RIERA-TORRES, M.; GUTIÉRREZ-BOUZÁN, C.; CRESPI, M. Combination of coagulation–flocculation and nanofiltration techniques for dye removal and water reuse in textile effluents. **Desalination**, [s. l.], v. 252, n. 1–3, p. 53–59, 2010. Disponível em:

<https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0011916409012776?via%3Dihub>. Acesso em: 7 mar. 2018.

RIO GRANDE DO SUL. **Resolução CONSEMA Nº 419 de 13 de fevereiro de 2020**. [S. l.: s. n.], 2020. Disponível em: <https://www.sema.rs.gov.br/resolucoes>. Acesso em: 13 jan. 2024.

ROA-MORALES, Gabriela *et al.* Aluminum electrocoagulation with peroxide applied to wastewater from pasta and cookie processing. **Separation and Purification Technology**, [s. l.], v. 54, n. 1, p. 124–129, 2007. Disponível em: <https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S138358660600270X>.

SACHETT, Felipe *et al.*, 2023, Bento Gonçalves. Ajustes operacionais do processo de eletrocoagulação para remoção de cor e turbidez de efluente proveniente da produção de cerveja. Bento Gonçalves: Congresso Internacional de Tecnologias Para O Meio Ambiente, 2023. 8 p.

SECRETÁRIO DE ESTADO DE MEIO AMBIENTE (Brasil). Governo do Estado do Rio Grande do Sul. Dezembro 2014. **Plano Estadual de Resíduos Sólidos do Rio Grande do Sul: 2015 - 2034**, [S. l.], 2014.

SENAI (Brasil). Departamento Regional do Rio de Janeiro. **Tecnologia Cervejeira**. Rio de Janeiro: Firjan, 2014. 274 p.

SEZER, Mesut *et al.* Response surface optimization of electrocoagulation for the removal of C.I. Disperse Red 343 and Isolan Bordeaux 2S-B dyes. **Desalination and Water Treatment**, [s. l.], v. 317, p. 100015, 2024.

SIMATE, Geoffrey S. *et al.* **The treatment of brewery wastewater for reuse: State of the art**. [S. l.]: Elsevier, 2011. Disponível em: Acesso em: 29 set. 2020.

SMETANA, German; GROSSER, Anna. The Application of an Upflow Anaerobic Sludge Blanket Reactor in the Treatment of Brewery and Dairy Wastewater: A Critical Review. **Energies**, [s. l.], v. 17, n. 6, p. 1504, 2024. Disponível em: <https://www.mdpi.com/1996-1073/17/6/1504>.

SOO, Allan; KIM, Jungbin; SHON, Ho Kyong. Technologies for the wastewater circular economy – A review. **Desalination and Water Treatment**, [s. l.], v. 317, p. 100205, 2024.

SPELLMAN, Frank R. **Handbook of Water and Wastewater Treatment Plant Operations**. [S. l.]: CRC Press, 2013. Disponível em: www.crcpress.com. Acesso em: 9 set. 2020.

STATISTA. **Beer - worldwide | Statista Market Forecast**. [S. l.], 2021. Disponível em: <https://www.statista.com/outlook/10010000/100/beer/worldwide>. Acesso em: 9 fev. 2021.

SWAIN, Kimberly; ABBASSI, Bassim; KINSLEY, Chris. Combined Electrocoagulation and Chemical Coagulation in Treating Brewery Wastewater. **Water**, [s. l.], v. 12, n. 3, p. 726, 2020. Disponível em: <https://www.mdpi.com/2073-4441/12/3/726>. Acesso em: 22 mar. 2021.

TCHOBANOGLIOUS, George; BURTON, Franklin L.; STENSEL, H. David. **Tratamento de efluentes e recuperação de recursos**. [S. l.: s. n.], 2016-. ISSN 01912615.

TEJEDOR-SANZ, Sara; ORTIZ, Juan Manuel; ESTEVE-NÚÑEZ, Abraham. Merging microbial electrochemical systems with electrocoagulation pretreatment for achieving a complete treatment of brewery wastewater. **Chemical Engineering Journal**, [s. l.], v. 330, p. 1068–1074, 2017. Disponível em: Acesso em: 22 mar. 2021.

THÜRMER, Mônica Beatriz. **Preparação e caracterização de membranas poliméricas de poli(fluoreto de vinilideno) para uso em nanofiltração**. 2010. 102 f. Dissertação (Mestrado) - Curso de Programa de Pós-graduação de Mestrado em Materiais, Universidade de Caxias do Sul, Caxias do Sul, 2010. Disponível em: <<https://repositorio.ucs.br/handle/11338/565>>.

TONHATO JUNIOR, Alcides; HASAN, Salah Din Mahmud; SEBASTIEN, Nyamien Yahaut. Optimization of Coagulation/Flocculation Treatment of Brewery Wastewater Employing Organic Flocculant Based of Vegetable Tannin. **Water, Air, and Soil Pollution**, [s. l.], v. 230, n. 8, p. 1–18, 2019. Disponível em: <https://doi.org/10.1007/s11270-019-4251-5>. Acesso em: 22 mar. 2021.

TORAN, Marc Sauchelli *et al.* Membrane-Based Processes to Obtain High-Quality Water From Brewery Wastewater. **Frontiers in Chemical Engineering**, [s. l.], v. 3, 2021. Disponível em: <https://www.frontiersin.org/articles/10.3389/fceng.2021.734233/full>.

TSAI, Jheng Han *et al.* **Membrane-based zero liquid discharge: Myth or reality?**. [S. l.]: Taiwan Institute of Chemical Engineers, 2017. Disponível em: Acesso em: 7 set. 2020.

VERHUELSDONK, Marcus; GLAS, Karl; PARLAR, Harun. Economic evaluation of the reuse of brewery wastewater. **Journal of Environmental Management**, [s. l.], v. 281, p. 111804, 2021. Disponível em: Acesso em: 18 fev. 2021.

VINEYARD, Donald *et al.* Economic analysis of electrodialysis, denitrification, and anammox for nitrogen removal in municipal wastewater treatment. **Journal of Cleaner Production**, [s.l.], v. 262, p. 121145, 2020. Disponível em: <https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0959652620311926>.

ZHAO, Dandan *et al.* Electrodialysis reversal for industrial reverse osmosis brine treatment. **Separation and Purification Technology**, [s. l.], v. 213, p. 339–347, 2019. Disponível em: Acesso em: 3 nov. 2020.

ZHOU, Jingwei *et al.* Application of electrodialysis to extract 5'-ribonucleotides from hydrolysate: efficient decolorization and membrane fouling. **RSC Advances**, [s. l.], v. 8, n. 51, p. 29115–29128, 2018. Disponível em: <http://xlink.rsc.org/?DOI=C8RA02550A>.

Anexos

Anexo A

Artigo publicado no 7º Congresso Internacional De Tecnologia
Para O Meio Ambiente com o título
“Investigação do uso de eletrodialise para remoção de
subprodutos do tratamento de um efluente de cervejaria
buscando o reuso da água”

Ajustes operacionais do processo de eletrocoagulação para remoção de cor e turbidez de efluente proveniente da produção de cerveja

Felipe Henrique Sachett¹, Joclei Duarte¹ Camila Baldasso¹

¹Universidade de Caxias do Sul (fhsachett@ucs.br)

Resumo

Atualmente, a cerveja é a bebida alcoólica mais consumida no mundo, e o mercado brasileiro é o terceiro maior nesse ranking. Para cada litro de cerveja produzida, são utilizados de 3 a 10 L de água potável para o processo. A eletrocoagulação é um processo com potencial de reduzir o caráter poluidor do efluente resultante do processo de produção de cerveja. Dentro deste contexto, este trabalho tem como objetivo avaliar a redução de cor e turbidez de efluente de cervejaria utilizando do processo de eletrocoagulação. O processo foi realizado com eletrodos de alumínio com controle de cor e turbidez. Foram realizados ajustes do pH inicial, adição de NaCl, densidade de corrente e tempo de processo. Os testes realizados indicaram que com um pH inicial 6 é obtida a melhor remoção de turbidez, com uma adição de 0,5 g/L de NaCl eleva a remoção de cor. A densidade de corrente de 12 mA/cm² obteve os melhores resultados e utilizando de 240 minutos foram obtidos os resultados mais satisfatórios. Utilizando destas condições, foi possível se obter uma remoção de turbidez maior que 99,9%, sendo que a redução de cor foi 62,3% no comprimento de onda 436 nm, redução de 71,6% de cor em 525 nm e 81,7% em 620 nm. O teste se mostrou efetivo na redução dos parâmetros controlados, sendo que como próxima etapa será investigada a redução de outros parâmetros, como DQO e DBO, se utilizando as condições otimizadas do processo.

Palavras-chave: Tratamento, Alumínio, Cor DFZ

Área Temática: Efluentes e Águas residuárias.

Operational adjustment of electrocoagulation for color and turbidity of brewery's effluents

Abstract

Currently, beer is the most consumed alcoholic beverage in the world, and the Brazilian market is the third largest in this ranking. For each liter of beer produced, 3 to 10 liters of pure water are used for the process. Aluminum electrodes were used, with control over color and turbidity. Electrocoagulation is a process with the potential to reduce the polluting nature of the effluent resulting from the beer production process. Within this context, this work aims to evaluate the reduction of color and turbidity of brewery effluent using the electrocoagulation process. Adjustments were made to the initial pH, addition of NaCl, current density and process time. The tests carried out indicated that with an initial pH of 6 the best turbidity removal is obtained, with an addition of 0.5 g/L of NaCl increases the color removal. The current density of 12 mA/cm² obtained the best results and using 240 minutes, the most satisfactory results were obtained. Using these conditions, it was possible to obtain a turbidity removal greater than 99.9%, with the color reduction being 62.3% at the 436 nm wavelength, a 71.6% color reduction for 525 nm and 81.7% for 620 nm. The test proved to be effective in reducing the controlled parameters, and the next step will be to investigate the reduction of other parameters, such as COD and BOD, using the optimized conditions of the process.

Key words: Treatment, Aluminum, DFZ color

Theme Area: Effluents and Wastewater

1 Introdução

O uso intensivo de água potável é uma das características marcantes da indústria de alimentos e bebidas, sendo que produção de cerveja faz parte desse panorama. O estado do Rio Grande do Sul se destaca como a 2ª unidade da federação com maior número de cervejarias em atividade, sendo destacadas papel das cidades de Porto Alegre e Caxias do Sul que despontam como 2º e 5º no ranking de nacional de município com maior número de cervejarias com registro no Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento. Na produção de cerveja, em média, são utilizados de 3 a 10 L de água potável para cada litro de cerveja finalizada, sendo que do volume total de água é utilizado 75 % na etapa de produção da bebida, enquanto os 25% restantes entram nos procedimentos de limpeza e desinfecção de equipamentos e tubulações. Toda a água que sai do sistema como perda, ou se encontra na forma de vapor ou é descartado como efluente líquido (Brasil, 2022; Piepiórka-Stepuk *et al.*, 2019).

O efluente resultante da produção de cerveja apresenta concentração de alguns compostos que podem ser prejudiciais para o ambiente receptor, como nos casos da Demanda Química de Oxigênio (DQO), a Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO) e os Sólidos Suspensos Totais (SST), que de maneira geral são encontrados acima dos padrões estabelecidos para descarte pela resolução CONSEMA nº 355 de julho de 2017. Na Tabela 1 são apresentadas caracterizações de efluente de cervejaria encontrados na literatura consultada, bem como alguns valores de padrões de descarte encontrados na resolução nº 355/2017 (Akunna, 2015; Brasil, 2017).

Tabela 1 – Caracterização de alguns efluentes de cervejaria relatados na literatura e valores de referência CONSEMA nº 355/2017.

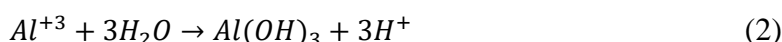
Parâmetros	Unidade	Composição do efluente bruto			CONSEMA nº 355/2017
DQO	mg/L	8240 – 20000	1800 - 110000	30000 – 50000	120
DBO	mg/L		2700 -38000	25000 – 35000	330
SST	mg/L	2901 – 3000	50 - 6000	450 – 550	-
pH	-	3,3 - 6,3	5 – 11	3,5 - 4,5	6 – 9
Referências		Parawira et al., 2005	Akunna, 2015	Gunes et al., 2019	Brasil, 2017

Devido a esta elevada concentração de poluentes, é necessário se realizar o tratamento do mesmo para atingir os parâmetros estabelecidos na legislação vigente. A utilização de eletrocoagulação (EC) é uma alternativa para o tratamento de efluentes da indústria de alimentos. O processo de EC consiste na utilização de corrente elétrica em eletrodos de sacrifício para a geração, em meio aquoso, de íons metálicos que atuam como coagulantes, como o caso do alumínio (Al^{3+}) e ferro (Fe^{3+}), formando hidróxidos metálicos. O processo de EC remove matéria inorgânica por complexação e precipitação pelos hidróxidos metálicos ao passo que matéria orgânica é removida por complexação, co-precipitação e atração eletrostática (Swain; Abbassi; Kinsley, 2020).

O processo ocorre em duas etapas, conhecidas com coagulação e floculação. Na coagulação os poluentes e outras partículas são desestabilizadas pelos íons metálicos, reduzindo forças de repulsão e dando início a formação de particulados. Estes particulados passam a crescer até o ponto onde elas adquirem massa o suficiente passando para a segunda etapa, a floculação. Na etapa de floculação dois diferentes fenômenos podem acontecer, como a sedimentação ou flotação dos particulados. Na sedimentação estes particulados de maior tamanho passam a decantar, facilitando assim sua retirada pela parte inferior do tanque da porção aquosa do efluente, ao passo que na floculação as impurezas passam a flutuar sendo retirados pelo topo

do tanque, efeito inverso da sedimentação, devido a incorporação de gases aos particulados (Tonhato Junior; Hasan; Sebastien, 2019).

A utilização de eletrodos de sacrifício de alumínio gera íons Al^{+3} a partir da aplicação de um potencial elétrico. O processo anódico resulta na oxidação do alumínio metálico, conforme apresentado na Equação 1. Os cátions gerados pela etapa anódica passam a reagir com a água, formando assim o agente coagulante hidróxido de alumínio ($Al(OH)_3$), conforme Equação 2. Juntamente com formação do agente coagulante, as reações eletroquímicas que ocorrem nos eletrodos levam a formação de microbolhas gasosas que levam a flotação de óleos, graxas e particulados em suspensão, sendo a reação catódica apresentada na Equação 3 e o processo anódico pode ocorrer como apresentado na Equação 4 (TCHOBANOGLIOUS; BURTON; STENSEL, 2016).



O estudo de Eyvaz (2016) investigou a utilização de eletrodos de ferro e de alumínio na eletrocoagulação, visando avaliar a redução de DQO, cor e turbidez de um efluente real de cervejaria. Os estudos indicaram que eletrodos de ambos os metais conseguem realizar o processo de maneira eficiente, como um maior custo de processo dos eletrodos de ferro devido ao maior consumo do eletrodo durante o funcionamento. O autor indica que este processo não é suficiente para tratamento solo de efluentes com elevada DQO, acima de 20.000 mg/L, sendo nestes casos o processo de EC utilizado em combinação com outros métodos ou ainda como pré-tratamento previamente a processos de membranas ou microbiológicos. Diante do exposto, esse trabalho busca estabelecer os melhores parâmetros operacionais para o processo de eletrocoagulação na redução de cor e turbidez de um efluente real de cervejaria.

2 Materiais métodos

O objeto de estudo deste trabalho foi o efluente proveniente da etapa de limpeza dos equipamentos de uma microcervejaria com capacidade produtiva de 200 L/mês, situada na cidade de Caxias do Sul – RS. As medições de pH, turbidez e cor foram realizadas no Laboratório de Membranas e Materiais (LAMEM-UCS). As condições ambientais do laboratório são controladas em temperatura de 23 °C (± 2 °C) e umidade de 40 % (± 10 %).

O controle de pH das amostras foi realizado utilizando um pHmetro de bancada, com compensação de temperatura, da marca MS Tecnopon Instrumentação (Brasil), modelo mPA-210, série 17696/1012. A turbidez foi determinada utilizando-se um turbidímetro DM-C2 da marca Digimed (Brasil). A leitura de cor foi realizada com um espectrofotômetro UV-Vis da marca Beckman, modelo DU-530. O cloreto de sódio P.A. (NaCl) utilizado neste trabalho foi produzido pela marca Dinâmica (Brasil), com 99% de pureza. Para a determinação da cor real das amostras durante os processos de tratamento e acompanhamento de remoção de cor, foi utilizada a determinação de cor DFZ, método padrão da legislação ambiental da Alemanha e que segue metodologia ISO 7887:2011 (B) (ISO, 2011) Para este ensaio o efluente é centrifugado nas por 10 minutos e 8000 rpm, sendo então utilizado um espectrofotômetro para a leitura de absorção nos comprimentos de ondas 436 nm, 525 nm e 620 nm.

O ensaio de eletrocoagulação foi realizado buscando investigar a influência do processo e suas variáveis na redução dos parâmetros estudados, e para tal, testes foram realizados buscando identificar as melhores condições de processo. As variáveis controladas para acompanhamento da efetividade do processo foram turbidez e cor. Para a determinação dos parâmetros operacionais recipientes contendo 1 L de efluente foram utilizados, mantidos sob agitação lenta

e espaçamento de 1 cm entre as placas de alumínio. Na Tabela 2 são apresentadas as variáveis testadas.

Tabela 2 – Condições operacionais testados em cada etapa dos ajustes.

Parâmetros ajustado	Valores utilizados				
pH inicial	5	6	7	8	9
Adição de NaCl (g/L)	0	0,25	0,5	0,75	1
Densidade de corrente (mA/cm ²)	7,25	8,81	10,58	12	13,23
Ajuste de tempo (min)	200	220	240	260	280

Para os ensaios pH inicial, o processo foi realizado utilizando uma densidade de corrente 10,58 mA/cm² durante o período de 60 minutos sendo mantido sob agitação constante durante 45 minutos e 15 minutos sem agitação para decantação do particulado, sendo o ajuste de pH realizado com ácido clorídrico ou hidróxido de sódio, ambos com concentração de 1 mol/L. A todas as amostras de efluente foram adicionados 0,5 g/L de cloreto de sódio (NaCl). Uma vez determinado em qual pH houve maior redução de turbidez e cor, foram testadas adições de diferentes concentrações de NaCl, utilizando o pH determinado na 1 etapa, tensão de 10,58 mA/cm² e 60 minutos de processo. Com esta variáveis determinadas, a densidade de corrente foi ajustada, sendo utilizado 60 minutos de processo e o pH e concentração de NaCl otimizadas. Uma vez definidas as melhores condições, o ensaio foi escalonado para o aporte inicial de 2,5 L de efluente, sendo então determinado o tempo necessário para funcionamento do processo. Para tal, os eletrodos de alumínio foram mantidos a distância de 1 cm e as condições otimizadas.

3 Resultados e discussões

3.1 Influência do pH no processo de eletrocoagulação

Para a otimização de parâmetros, a primeira variável testada foi o pH inicial do efluente. Os resultados obtidos pelos testes iniciais mostram uma forte interação entre a eficiência de remoção de turbidez e cor do efluente conforme o pH inicial da amostra. Os resultados na variação de cor e turbidez de acordo com o pH inicial são apresentados na Figura 1, enquanto na Tabela 3 são apresentados os valores de pH final das amostras.

Figura 1 - Turbidez e cor do efluente bruto e do efluente tratado com a mudança do pH inicial. (A) – Cor $\lambda=436$ nm, (B) – Cor $\lambda=525$ nm. (C) – Cor $\lambda=620$ nm. (D) – Turbidez

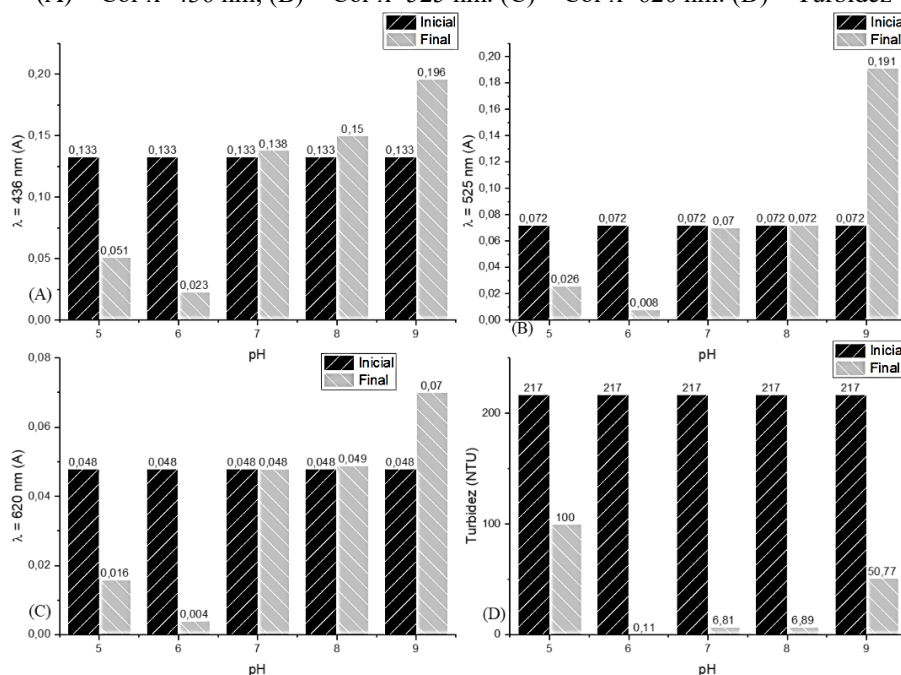


Tabela 3 - Valores de pH inicial e final de cada amostra após 60 min de operação

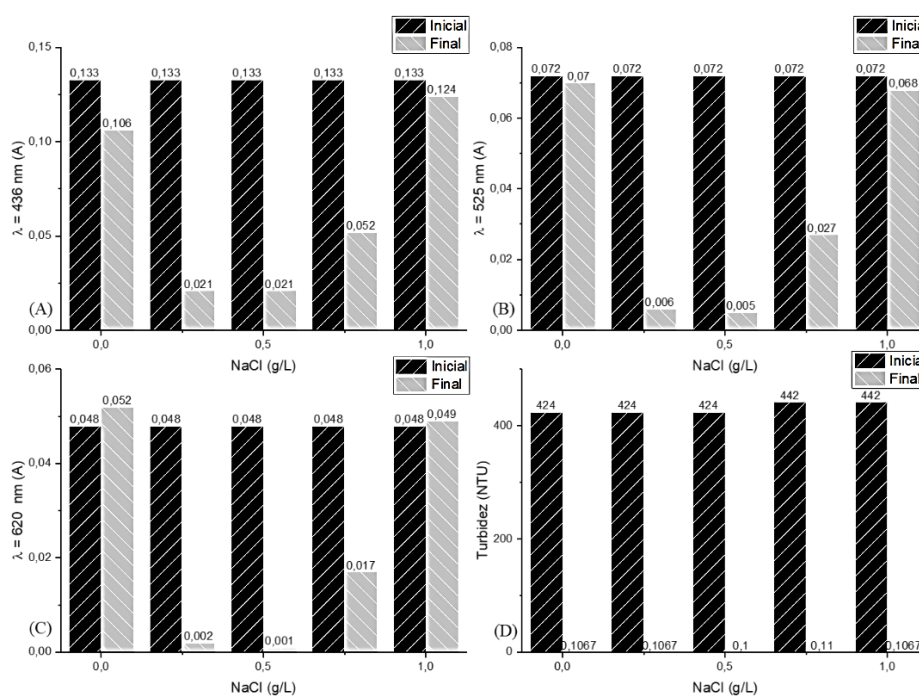
pH Inicial	5	6	7	8	9
pH Final	5,53	7,95	9,05	9,13	9,1

Conforme resultados obtidos, a turbidez foi reduzida em 53,9% para um pH inicial de 5; 99,9% para pH 6; 96,9% para pH 7; 96,8% para pH 8 e 76,6% para pH 9. É possível perceber que as faixas de pH próximos ao neutro resultaram em melhores reduções de turbidez, atingindo o melhor valor de turbidez com um pH inicial de 6. O pH de 6 favorece a formação de hidróxidos de alumínio mais estáveis e insolúveis (TCHOBANOGLOUS; BURTON; STENSEL, 2016). Por sua vez, a cor torna o resultado ainda mais claro para análise, uma vez que em pH ácido o processo apresentou uma redução de cor e em pH neutro ou básico houve um aumento de cor nas amostras. Quando analisado o comprimento de onda 525 nm, o processo em um pH inicial de 5 apresentou redução de 63,9%, para pH 6 uma redução de 82,7%, para pH 7 redução de 2,7%, ao passo que para um pH inicial 8 não houve variação e para um pH 9 foi obtido um aumento de 165% de cor no comprimento de onda 525 nm. Para a sequência dos testes foi definido que o pH inicial ideal para o processo proposto é 6.

3.2 Otimização da adição de NaCl

Definindo-se com base nos resultados do teste anterior, onde o pH inicial de 6 é o mais adequado, passou a serem realizados testes para otimizar a adição de NaCl. Os resultados de redução de turbidez e cor são apresentados na Figura 2.

Figura 2 - Influência da concentração de NaCl adicionado ao efluente na variação de cor e turbidez (A) – Cor $\lambda=436$ nm, (B) – Cor $\lambda=525$ nm. (C) – Cor $\lambda=620$ nm. (D) – Turbidez



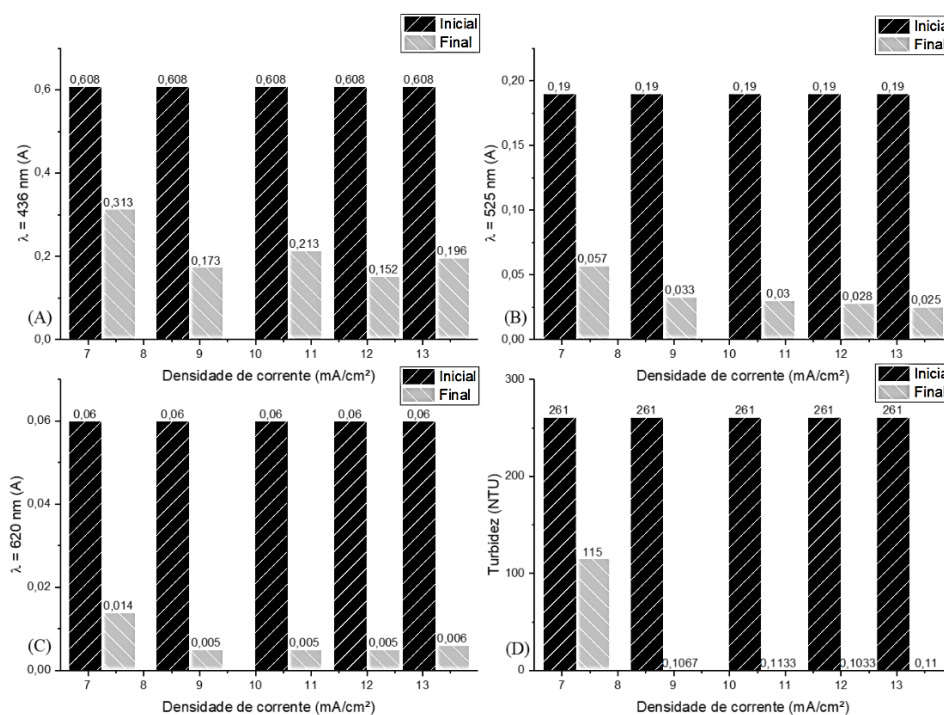
O ajuste de pH permitiu que todas as amostras apresentassem remoção de turbidez próximo ou menor que o limite de detecção do equipamento, sendo que em todas as amostras foi possível obter reduções de turbidez acima de 99,9%, sendo que a utilização de NaCl busca auxiliar na redução de cor do efluente (Crespilho; Santana; Rezende, 2004). Em todos os comprimentos de onda as amostras com adição de 0,25 e 0,5 g/L apresentaram melhores valores de redução de cor, sendo que ambas as amostras reduziram 84,2% no comprimento de onda de 436 nm, 91,6% e 95,8% de redução para 0,25 g/L e 93% e 97,9% de redução para 0,5 g/L para os comprimentos de 525 nm e 620 nm, respectivamente.

Com o aumento da concentração de Cl^- no líquido, a formação de hipoclorito foi mais intensa, ainda se atribuindo uma maior eficiência do processo devido ao aumento da condutividade elétrica do meio, permitindo a passagem de uma maior corrente. Uma vez que a concentração de 0,5 g/L era excedida, o operacional do processo se dificultava, tornando a corrente aplicada instável, podendo explicar a inversão de tendência. Com estes dados a concentração utilizada como padrão foi de 0,5 g/L de NaCl, devido a maior redução de cor.

3.3 Variação da densidade de corrente do processo

Os resultados dos testes de ajuste de densidade de corrente na redução dos parâmetros são apresentados na Figura 3.

Figura 3 - Redução de cor e turbidez frente a variação de densidade de corrente aplicado aos eletrodos (A) – Cor $\lambda=436$ nm, (B) – Cor $\lambda=525$ nm. (C) – Cor $\lambda=620$ nm. (D) – Turbidez



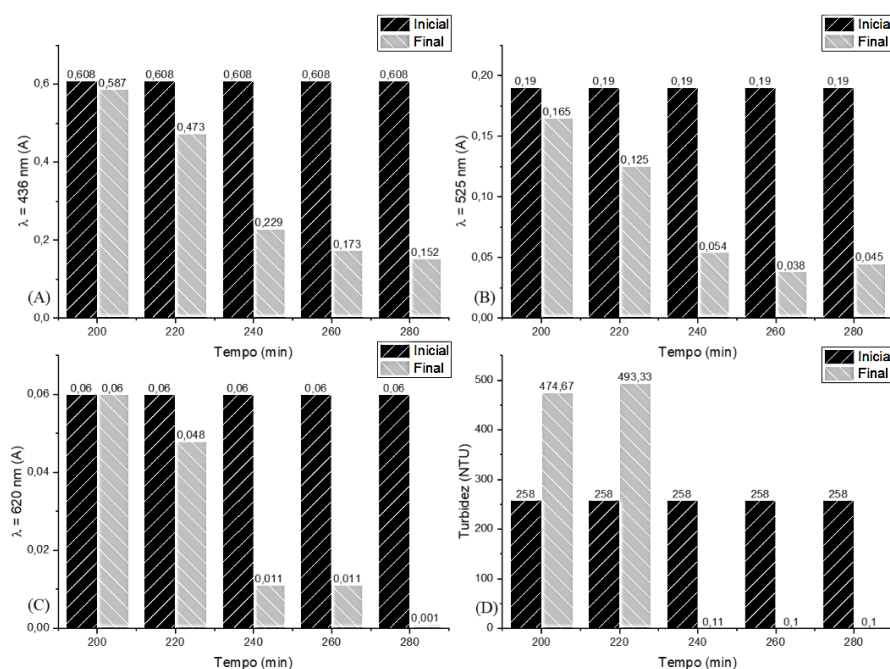
Das diferentes densidades de corrente testadas, somente com 7,25 mA/cm² não foi capaz de atingir a redução completa de turbidez, atingindo somente 55,9% de redução, e ainda apresentou os piores resultados de redução de cor, tendo este efeito ocorrido pela menor produção de alumínio a partir do eletrodo, reduzindo a eficiência do processo. Todas as outras tensões testadas obtiveram redução de turbidez acima de 99,9%, sendo que com 12 mA/cm² a houve uma redução de 75%, 85,3% e 91,6% para os comprimentos de onda de 436 nm, 525 nm e 620 nm, respectivamente, enquanto, por sua vez, com obteve redução de 67,8%, 86,8% e 90%, nos mesmos comprimentos de onda. Para o escalonamento do teste e ajuste de tempo do processo, a densidade de 12 mA/cm² foi utilizada.

3.4 Ajuste de tempo para os testes escalonados

Uma vez que o processo foi escalonado foi necessário um ajuste do tempo de processo, sendo que os resultados destes testes apresentados na Figura 5. O processo de eletrocoagulação tem em sua primeira etapa a coagulação dos componentes do efluente forma grânulos finos, que ainda não apresentam massa suficiente para decantarem, ficando em suspensão e resultando no aumento de turbidez em amostras onde o processo ainda não tenha sido completado, como nas amostras com 200 e 220 minutos, onde houve um aumento de turbidez, com um aumento de 84% e 91,2% para cada um dos tempos, bem como uma baixa remoção de cor. No momento que o processo atinge a etapa de floculação/decantação em poucos minutos os sólidos se separam do líquido, sendo visível a redução de turbidez do efluente, efeito confirmado pelos testes.

Atingido o tempo de 240 minutos a remoção de turbidez foi maior que 99,9%, sendo possível observa-se uma tendência maior redução de cor com o aumento do tempo, sendo que para 240 minutos ocorreu uma redução de cor de 62,3%, 71,6% e 81,7% para os comprimentos de onda de 436 nm, 525 nm, e 620 nm, e para os mesmos comprimentos de onda, com um tempo de 280 minutos a redução foi de 75%, 76,3% e 97,9%. Embora com o aumento de tempo de processo tenha ocorrido uma maior redução de cor, o tempo de 240 minutos foi escolhido para os testes finais da eletrocoagulação devido à redução adicional de cor não justificar o aumento do tempo de processo.

Figura 5. Variações de cor e turbidez frente a variação de tempo de processo escalonado
(A) – Cor $\lambda=436$ nm, (B) – Cor $\lambda=525$ nm. (C) – Cor $\lambda=620$ nm. (D) – Turbidez



4 Conclusão

Dentre os testes realizados, utilizando um volume de aporte de 2,5 L de efluente bruto, obtendo uma redução de 62,3%, 71,6% e 81,7% para os comprimentos de onda de 436 nm, 525 nm, e 620 nm e 99,9% de turbidez, o processo de eletrocoagulação foi considerado otimizado utilizando as condições de: pH inicial 6; Adição de 0,5 g/L de NaCl; Densidade de corrente de 12 mA/cm²; 240 minutos de processo. Com o aumento da tensão aplicada no sistema, o fator que leva a uma maior eficiência do processo de tratamento do efluente se deve a uma maior liberação de alumínio para o meio, elevando a concentração do agente coagulante no meio aquoso. Os testes de adição de NaCl indicam que a redução de cor é muito mais dependente da formação de hipoclorito iônico do que pela formação de espécies coagulantes. Quando comparado os dados encontrados neste trabalho com a literatura, identificamos que a remoção de turbidez é elevada com a otimização do processo. No trabalho de Makwana e Ahammed (2016) com valores iniciais de turbidez que variavam entre 200 e 300 NTU, valores próximos aos apresentados no efluente bruto deste trabalho, o autor relatou uma redução média de 93,5% de turbidez, valor menor que o encontrado nesse trabalho, com redução de 99,9%. Com a otimização dos parâmetros do processo, será realizada a investigação da capacidade do processo em reduzir a concentração de outros poluentes de preocupação do efluente, como é o caso da DQO e da DBO.

Agradecimentos: Os autores agradecem ao apoio financeiro e de estrutura a UCS, CAPES e CNPQ.

Referências

- AKUNNA, J. C. Anaerobic treatment of brewery wastes. *Em: BREWING MICROBIOLOGY: MANAGING MICROBES, ENSURING QUALITY AND VALORISING WASTE.* : Elsevier, 2015. p. 407–424.
- BRASIL. **Anuário da Cerveja 2021.** Brasília, 2022. Disponível em: <https://www.gov.br/agricultura/pt-br/assuntos/inspecao/produtos-vegetal/publicacoes/anuario-da-cerveja-2021.pdf>. Acesso em: 8 dez. 2022.
- BRASIL, 2017. Resolução CONSEMA Nº 355/2017. Dispõe sobre os critérios e padrões de emissão de efluentes líquidos no Estado do Rio Grande do Sul. **Consema**: 2017.
- CRESPILHO, F. N.; SANTANA, C. G.; REZENDE, M. O. O. Tratamento de efluente da indústria de processamento de coco utilizando eletroflotação. **Química Nova**, v. 27, n. 3, p. 387–392, 2004.
- EYVAZ, M. Treatment of Brewery Wastewater with Electrocoagulation: Improving the Process Performance by Using Alternating Pulse Current. **Int. J. Electrochem. Sci.**, v. 11, p. 4988–5008, 2016.
- GUNES, B. *et al.* **Pre-treatments to enhance biogas yield and quality from anaerobic digestion of whiskey distillery and brewery wastes: A review.** Elsevier Ltd, 2019.
- ISO. **ISO 7887:2011 Water quality — Examination and determination of colour**, 2011.
- MAKWANA, A. R.; AHAMMED, M. M. Continuous electrocoagulation process for the post-treatment of anaerobically treated municipal wastewater. **Process Safety and Environmental Protection**, v. 102, p. 724–733, 2016.
- PARAWIRA, W. *et al.* A study of industrial anaerobic treatment of opaque beer brewery wastewater in a tropical climate using a full-scale UASB reactor seeded with activated sludge. **Process Biochemistry**, v. 40, n. 2, p. 593–599, 2005.
- PIEPIÓRKA-STEPUK, J. *et al.* Analysis and modelling of the regeneration process of chemical solutions after brewing equipment cleaning in a Cleaning in Place system based on changes in turbidity. **Journal of Cleaner Production**, v. 237, p. 117745, 2019.
- SWAIN, K.; ABBASSI, B.; KINSLEY, C. Combined Electrocoagulation and Chemical Coagulation in Treating Brewery Wastewater. **Water**, v. 12, n. 3, p. 726, 2020.
- TCHOBANOGLIOUS, G.; BURTON, F. L.; STENSEL, H. D. **Tratamento de efluentes e recuperação de recursos.** 2016-. ISSN 01912615.

TONHATO JUNIOR, A.; HASAN, S. D. M.; SEBASTIEN, N. Y. Optimization of Coagulation/Flocculation Treatment of Brewery Wastewater Employing Organic Flocculant Based of Vegetable Tannin. **Water, Air, and Soil Pollution**, v. 230, n. 8, p. 1–18, 2019.

Apêndices

Apêndices A

Detalhamento das análises de efluentes

Apêndice A1: Todos os efluentes coletados e analisados.

Ensaio	Unidade	W1	LF1	B1	LFB1	L0	L0SL1	L0SL2	L3	L6	L9	LFA1	S1	LFS1
Cloreto	mg Cl-/L	61,3	16,9	106,1	15,7	44,6	73,5	16,9	16,9	2,77	7,2	20	2,77	17,2
coliformes totais	NMP/100ml	35000	49000	9200000	920000	1,8	45	1,8	260	1,8	260	16000000	490000	23000
Dureza total	mg CaCO ₃ /L	183	78	212	68	178	145	240	188	187	156	76	124	202
Cor	uC	50	20	30	150	15	150	50	100	100	150	50	2000	200
Matéria orgânica	mg O ₂ /L	5198,4	9515,2	10416,6	2704,3	9615,4	8613,8	8513,6	9214,7	11017,6	6009,6	1702,7	15925,3	3225,2
pH	n.a.	5,14	4,12	5,57	3,97	4,36	10,75	4,36	4,53	4,86	3,84	4,33	5,56	4,77
Sólidos dissolvidos	mg/L	12030	4666	27480	3140	19480	12370	19810	22900	24170	15330	8050	40505	13650
Sólidos suspensos	mg/L	7760	5095	3210	2440	2080	2600	1990	2900	2530	1710	6980	2135	7420
Sólidos totais	mg/L	19912	10268	32704	6138	39358	27770	35006	27046	35328	23378	15380	67426	24152
Turbidez	NTU	3100	3600	12800	3200	4600	3400	6700	1200	3000	2700	6200	24000	7100
Cálcio total	mg Ca/L	22,352	9,98	35,14	5,857	45,45	26,29	46,75	30,14	80,73	48,02	5,269	33,625	2,37
Potássio total	mg K/L	208,78	134,49	142,26	159,31	157,2	123,84	143,09	112,52	284,7	126,52	81,02	219,95	134,1
Sódio total	mg Na/L	13,152	0,01	36,944	16,939	1,2988	699,05	666,5	18,686	1,7673	0,0137	0,4513	2,9716	1,733
DBO	mg O ₂ /L	15210	27545	37016,7	6183,3	14231,7	14091,7	9338,9	14333,3	20276,7	6124,3	16433,3	18433,3	22100
DQO	mg O ₂ /L	28956	5500	47006	9122	31502	24950	22814	26017	32827	22283	28735	72354	42063
Condutividade (25 °C)	uS/cm	1047	812	1358	693	1142	4060	31200	1358	1640	1233	1141	2262	2122
Nitrogênio amoniacal	mg NH ₃ -N/L	5,68	3,07	3,07	3,07	7,45	8,46	3,07	5,6	8,99	3,07	13,05	7,62	3,64
Nitrogênio orgânico	mg NH ₃ -N/L	189,54	96,7	169,87	32,36	27,59	33,17	34,76	172,29	151,81	24,15	422,56	185,25	626,66
Nitrogênio total kjeldahl	mg NH ₃ -N/L	195,22	96,7	169,87	32,36	35,04	41,63	34,76	177,89	160,8	24,15	435,61	192,87	630,3

W1: Witbier; LF1: Lavagem do fermentador 1; B1: Blonde ale; LFB1: Lavagem do fermentador de blonde ale; L0: Formulação padrão sem malte torrado; L0SL1; L0SL2: Efluente simulado com CIP alcalino; L0SL2: Efluente simulado com CIP completo; L3: Formulação padrão com 3% de malte torrado; L6: Formulação padrão com 6% de malte torrado; L9: Formulação padrão com 9% de malte torrado; LFA1: Lavagem do fermentador de Altbier; S1: Stout; LFS1: Lavagem do fermentado de stout.

Apêndice A2: Média de valores, desvio padrão, valores máximos, mínimos e medianas geral.

Ensaio	Unidade	Média	desvio padrão	Máximo	Mínimo	Mediana
Cloreto	mg Cl-/L	30,91	31,43	106,1	2,77	16,9
coliformes totais	NMP/100ml	2055197,72	4888939,60	16000000	1,8	23000
Dureza total	mg CaCO ₃ /L	156,69	55,43	240	68	178
Cor	uC	235,76	533,38	2000	15	100
Matéria orgânica	mg O ₂ /L	7820,95	3944,10	15925,3	1702,7	8613,8
pH	n.a.	5,09	1,79	10,75	3,84	4,53
Sólidos dissolvidos	mg/L	17198,53	10192,10	40505	3140	15330
Sólidos suspensos	mg/L	3757,69	2235,84	7760	1710	2600
Sólidos totais	mg/L	27989,69	15444,81	67426	6138	27046
Turbidez	NTU	6276,92	6087,17	24000	1200	3600
Calcio total	mg Ca/L	30,15	22,15	80,73	2,37	30,14
Potássio total	mg K/L	155,98	53,36	284,7	81,02	142,26
Sódio total	mg Na/L	112,27	253,51	699,05	0,01	2,9716
DBO	mg O ₂ /L	17024,47	8521,50	37016,7	6124,3	15210
DQO	mg O ₂ /L	30317,61	16903,91	72354	5500	28735
Condutividade (25 °C)	uS/cm	3851,38	8263,64	31200	693	1358
Nitrogênio amoniacal	mg NH ₃ -N/L	5,83	3,13	13,05	3,07	5,6
Nitrogênio orgânico	mg NH ₃ -N/L	166,67	177,02	626,66	24,15	151,81
Nitrogênio total kjeldahl	mg NH ₃ -N/L	171,32	178,48	630,3	24,15	160,8

Apêndice A3: Média de valores, desvio padrão, valores máximos, mínimos e medianas das lavagens de fermentadores

Ensaio	Unidade	Média	desvio padrão	Máximo	Mínimo	Mediana
Cloreto	mg Cl-/L	17,45	1,82	20	15,7	17,05
coliformes totais	NMP/100ml	4248000	7845748,62	16000000	23000	484500
Dureza total	mg CaCO ₃ /L	106	64,15	202	68	77
Cor	uC	105	84,26	200	20	100
matéria orgânica	mg O ₂ /L	4286,85	3542,36	9515,2	1702,7	2964,75
pH	n.a.	4,2975	0,35	4,77	3,97	4,225
Sólidos dissolvidos	mg/L	7376,5	4658,51	13650	3140	6358
Sólidos suspensos	mg/L	5483,75	2265,93	7420	2440	6037,5
Sólidos totais	mg/L	13984,5	7761,13	24152	6138	12824
Turbidez	NTU	5025	1918,98	7100	3200	4900
Calcio total	mg Ca/L	5,869	3,14	9,98	2,37	5,563
Potássio total	mg K/L	127,23	32,99	159,31	81,02	134,295
Sódio total	mg Na/L	4,783325	8,14	16,939	0,01	1,09215
DBO	mg O ₂ /L	18065,4	9128,51	27545	6183,3	19266,65
DQO	mg O ₂ /L	21355	17168,90	42063	5500	18928,5
Condutividade (25 °C)	uS/cm	1192	648,31	2122	693	976,5
Nitrogênio amoniacal	mg NH ₃ -N/L	5,7075	4,90	13,05	3,07	3,355
Nitrogênio orgânico	mg NH ₃ -N/L	294,57	279,63	626,66	32,36	259,63
Nitrogênio total kjeldahl	mg NH ₃ -N/L	298,7425	283,10	630,3	32,36	266,155

Apêndice A4: Média de valores, desvio padrão, valores máximos, mínimos e medianas das produções

Ensaio	Unidade	Média	desvio padrão	Máximo	Mínimo	Mediana
Cloreto	mg Cl-/L	34,52	38,76	106,1	2,77	16,9
coliformes totais	NMP/100ml	1389360,51	3448890,32	9200000	1,8	260
Dureza total	mg CaCO ₃ /L	175,43	28,03	212	124	183
Cor	uC	349,29	729,40	2000	15	100
matéria orgânica	mg O ₂ /L	9628,23	3537,75	15925,3	5198,4	9615,4
pH	n.a.	4,84	0,64	5,57	3,84	4,86
Sólidos dissolvidos	mg/L	23127,86	9303,41	40505	12030	22900
Sólidos suspensos	mg/L	3189,29	2079,28	7760	1710	2530
Sólidos totais	mg/L	35021,71	15820,86	67426	19912	32704
Turbidez	NTU	7342,86	8275,64	24000	1200	3100
Cálcio total	mg Ca/L	42,21	19,11	80,73	22,352	35,14
Potássio total	mg K/L	178,85	61,56	284,7	112,52	157,2
Sódio total	mg Na/L	10,69	13,54	36,944	0,0137	2,9716
DBO	mg O ₂ /L	17946,57	9517,06	37016,7	6124,3	15210
DQO	mg O ₂ /L	37277,86	17315,93	72354	22283	31502
Condutividade (25 °C)	uS/cm	1434,29	411,30	2262	1047	1358
Nitrogênio amoniacal	mg NH ₃ -N/L	5,93	2,28	8,99	3,07	5,68
Nitrogênio orgânico	mg NH ₃ -N/L	131,50	73,18	189,54	24,15	169,87
Nitrogênio total kjeldahl	mg NH ₃ -N/L	136,55	74,12	195,22	24,15	169,87

Apêndices B

Detalhamento das análises dos testes em
triplicata

Apêndice B1: Concentração de poluentes no efluente bruto, nos testes em triplicata do tratamento por EC-PAT e a média dos valores do efluente tratado

	Unidade	Bruto	EC-PAT 1	EC-PAT 2	EC-PAT 3	Média pós EC-PAT
Alumínio	mg Al/L	0,942	6,76	8,94	7,20	7,63 (\pm 1,15)
Cálcio	mg Ca/L	50,715	3,082	1,346	1,606	2,01 (\pm 0,93)
Cloretos	mg Cl/L	120,5	433,9	443,6	419,4	432,3 (\pm 12,18)
Condutividade	μ S/cm	1151	1737	1931	1800	1822,7 (\pm 98,9)
Cor: 436 nm	-	0,722	0,159	0,189	0,169	0,172 (\pm 0,015)
Cor: 525 nm	-	0,349	0,032	0,037	0,030	0,033 (\pm 0,004)
Cor: 620 nm	-	0,230	0,010	0,011	0,007	0,009 (\pm 0,002)
DBO	mg O ₂ /L	58250	42733,3	35466,7	34833	37677,67 (\pm 4389,7)
DQO	mg O ₂ /L	78400	51200	50400	52562	51387,33 (\pm 1093,1)
Nitrogênio total	mg NH ₃ -N/L	983,17	229,41	264,85	271,54	255,27 (\pm 22,64)
pH	-	5,45	8,52	8,92	8,53	8,66 (\pm 0,23)
SD	mg/L	35780	35680	34600	36500	35593,33 (\pm 953)
SS	mg/L	22660	25	44	22	30,33 (\pm 11,9)
ST	mg/L	67060	48300	48600	50250	49050 (\pm 1050)
Sódio	mg Na/L	79,34	47,12	303,42	246,26	198,93 (\pm 134,54)
Turbidez	NTU	1022	11,53	17,82	8,38	12,58 (\pm 4,81)

Apêndice B2: Média de resultados do efluente alimentado no sistema, de cada triplicata do tratamento por ED e médias de concentração pós-tratamento.

	Unidade	Pós EC-PAT	ED 1	ED 2	ED 3	Média pós ED
Alumínio	mg Al/L	7,633	3,280	2,830	3,700	3,270 (\pm 0,435)
Cálcio	mg Ca/L	2,01	0,21	1,16	0,25	0,54 (\pm 0,54)
Cloretos	mg Cl/L	432,30	8,40	3,90	3,40	5,23 (\pm 2,75)
Condutividade	μ S/cm	1822,67	165,80	169,70	181,50	172,33 (\pm 8,17)
Cor: 436 nm	-	0,172	0,106	0,131	0,145	0,127 (\pm 0,020)
Cor: 525 nm	-	0,033	0,020	0,026	0,029	0,025 (\pm 0,005)
Cor: 620 nm	-	0,009	0,006	0,005	0,007	0,006 (\pm 0,001)
DBO	mg O ₂ /L	37677,67	40433	24166,7	23033,3	29211 (\pm 9735,05)
DQO	mg O ₂ /L	51387,33	47819	50196	51753	49922,67 (\pm 1981,19)
Nitrogênio total	mg NH ₃ -N/L	255,27	143,13	142,46	179,91	155,17 (\pm 21,43)
Ph	-	8,66	3,84	3,83	3,55	3,74 (\pm 0,16)
SD	mg/L	35593,3	106,2	110,3	117,9	111,47 (\pm 5,93)
SS	mg/L	30,33	18,50	71,00	14,00	34,50 (\pm 31,69)
ST	mg/L	49050	44850	42900	47700	45150 (\pm 2414,02)
Sódio	mg Na/L	198,93	17,05	12,49	10,94	13,49 (\pm 3,18)
Turbidez	NTU	12,58	10,95	12,38	14,97	12,77 (\pm 2,03)

Apêndice B3: Caracterização do efluente bruto e corrente de permeado resultante da membrana de osmose inversa

	Unidade	Efluente bruto	OI _p 1	OI _p 2	OI _p 3	Média pós OI
Alumínio	mg Al/L	3,962	1,0163	0,5928	0,6279	0,7456 (± 0,235)
Cálcio	mg Ca/L	94,15	0,17	0,279	0,876	0,4417 (± 0,38)
Cloretos	mg Cl ⁻ /L	114,2	< 2,77	< 2,77	< 2,77	< 2,77 (± 0)
Condutividade	µS/cm	1872	98,5	83,9	92,8	91,73 (± 7,36)
Cor: 436 nm	-	0,852	0,012	0,011	0,011	0,011 (± 0,001)
Cor: 525 nm	-	0,375	0,001	0,002	0,001	0,001 (± 0,001)
Cor: 620 nm	-	0,295	0	0	0	0 (± 0)
DBO	mg O ₂ /L	44900	1801,3	2092,7	1633,9	1842,6 (± 232,2)
DQO	mg O ₂ /L	117612	2678	3228	2549	2818,3 (± 360,6)
Nitrogênio total	mg NH ₃ -N/L	155,17	14,98	15,65	14,31	14,98 (± 0,67)
pH	-	5,32	6,41	6,48	6,17	6,35 (± 0,16)
SD	mg/L	57420	64	54,3	60,3	59,6 (± 4,78)
SS	mg/L	26400	< 12	< 12	< 12	< 12 (± 0)
ST	mg/L	95440	1160	1104	930	1064,67 (± 119,94)
Sódio	mg Na/L	14,27	2,3562	4,0533	4,1695	3,5263 (± 1,015)
Turbidez	NTU	470	0,11	0,107	0,1	0,106 (± 0,005)