

## Faculdade de Engenharia Departamento de Engenharia Química Curso de Licenciatura em Engenharia do Ambiente

#### TRABALHO DE LICENCIATURA

# Caracterização e Tratamento de Efluentes Do Processo de Reciclagem do Plástico da Maxver Lda por Electrocoagulação

#### **Autora**

Mutombene, Dulce Salomão

#### **Supervisor**

Prof. Doutor Estevão Pondja, Eng.º

Maputo, Junho de 2025

# Universidade Eduardo Mondlane Faculdade de Engenharia Departamento de Engenharia Química Curso de Licenciatura em Engenharia do Ambiente

#### TRABALHO DE LICENCIATURA

## Caracterização e Tratamento de Efluentes Do Processo de Reciclagem do Plástico da Maxver Lda por Electrocoagulação

#### Autora

Mutombene, Dulce Salomão

#### **Supervisor**

Prof. Doutor Estevão Pondja, Eng.º



## FACULDADE DE ENGENHARIA DEPARTAMENTO DE ENGENHARIA QUÍMICA

#### TERMO DE ENTREGA DO RELATÓRIO DE TRABALHO DE LICENCIATURA

Declaro que a	a estudante Du	lce Salomão Mutombene,	entregou no dia/_	/
202as _	cópias do s	eu relatório de Trabalho de	e Licenciatura com referé	ência:
	, intitulado	o: Caracterização e tratame	ento de efluente de recicl	agem
de plástico da	Maxver Lda po	or electrocoagulação.		
	Maputo,	_ de	_ de 20	
		A chefe da secretaria		

#### Declaração de Honra

Declaro por minha honra que o presente trabalho com o tema "Caracterização e Tratamento de Efluente do Processo de Reciclagem do Plástico da Maxver LDA" foi por mim elaborado a partir de pesquisas bibliográficas e trabalho de campo e que nunca foi apresentado por nenhum outro autor.

Maputo, Junho de 2025
Dulce Salomão Mutombene

#### **DEDICATÓRIA**

Dedico este trabalho à minha família, especialmente à minha mãe Telma Reinaldo Machava, minha avó Maria Machava e ao meu tio Tomás Reinaldo Machava, pelo amor e incentivo.

#### **AGRADECIMENTOS**

A realização deste trabalho de licenciatura representa a conclusão de uma importante etapa da minha vida académica e não teria sido possível sem o apoio de diversas pessoas as quais sou profundamente grata.

Em primeiro lugar, agradeço a Deus, por me conceder saúde e força ao longo desta jornada.

Agradeco ao meu supervisor Prof. Dr Estevão Pondja, Engo, meu supervisor, por sua orientação incansável e dedicação ao longo de toda esta jornada. Seu apoio foi fundamental para a realização deste trabalho, e suas palavras e ensinamentos permanecerão comigo para sempre.

À Engenheira Virgínia, pelo apoio essencial durante a recolha das amostras, ao Engenheiro Michaque e à Dona Maria, pela dedicação e competência no auxílio técnico durante as análises laboratoriais.

Ao Professor Condo por sua ajuda inestimável na construção do reactor, em colaboração com o Departamento de Mecânica (DEMA), com um agradecimento especial ao senhor Gil pelo seu empenho e dedicação.

Agradeço ao Centro de Eletrónica e Instrumentação (CEI) por disponibilizar a fonte de tensão, essencial para este trabalho, e aos senhores da carpintaria, cujo talento e esforço foram fundamentais para preparar a madeira que serviu de base para a suspensão dos eléctrodos

À minha querida avó Maria Machava, cuja dedicação e carinho foram fundamentais para mim, agradeço imensamente por ter cuidado de mim e por ser uma fonte constante de motivação durante minha formação e na realização deste trabalho.

À minha mãe, Telma Machava, por seu incentivo inabalável, que sempre me impulsionou a seguir em frente e a continuar meus estudos, minha eterna gratidão.

Aos meus tios, Tomás Machava e Azamia Machava, pelo apoio incondicional e pelo amor demonstrado ao longo de minha jornada, meu profundo reconhecimento.

Ao meu esposo, Hélder Tsinine, pelo amor, pelo companheirismo e por ser meu porto seguro nos momentos mais desafiadores, obrigada por caminhar ao meu lado.

Aos meus amigos da faculdade, Célia Muchanga, Arminda Dramusse, Manuel Bambo e Samuel Comé, pela amizade, pelo encorajamento nos momentos difíceis e pela troca de conhecimentos que enriqueceram minha trajectória académica, minha gratidão sincera.

Aos meus primos, que para mim são como irmãos, por sua presença constante e pela energia positiva transmitida nos momentos menos bons, obrigada por fazerem parte da minha vida.

#### RESUMO

O plástico é um dos materiais mais utilizados no mundo, sua reciclagem é de vital importância para a sociedade e ambiente, contudo esta actividade gera um efluente líquido, com elevada carga de poluição. O lançamento inadequado desse efluente causa vários impactos ambientais como a poluição do solo, do lençol freático e a degradação dos recursos hídricos. Diante desta situação o presente trabalho tem como objectivo caracterizar e tratar o efluente da fábrica de reciclagem de plástico maxver Lda de modo a reduzir a sua carga de poluição. Para o efeito fez-se a caracterização do efluente e após a análise dos resultados o método de tratamento mais indicado foi a electrocoagulação. O estudo foi realizado em escala piloto usando um reactor rectangular em acrílico, com 15 L de capacidade, constituído por 10 placas de alumínio dispostas verticalmente, intercalando ânodo e cátodo e distando 5 cm uma da outra. O tratamento foi realizado em bateladas utilizando 12 L de efluente e variando a tensão eléctrica, o tempo de electrólise para cada ensaio foi de 60 minutos. A eficiência do processo foi verificada através da análise de parâmetros físicoquímicos do efluente antes e após o tratamento. O ponto óptimo foi encontrado na condição de 10 V e densidade de corrente igual a 50,74 A/m<sup>2</sup> onde obteve-se a eficiência máxima de remoção de turbidez, demanda bioquímica de oxigénio e demanda química de oxigénio alcançado os seguintes valores 98%, 96% e 96% respectivamente. Após a determinação do ponto óptimo, realizaram-se ensaios cinéticos, visando avaliar a eficiência do tratamento em função do tempo, os mesmos foram realizados com um tempo máximo de operação de 60 minutos, sendo que as amostras foram colhidas a cada 10 minutos. O efluente tratado esteve em conformidade com a legislação (Decreto 52/2023 e EPA 2012) com excepção para os sólidos totais dissolvidos indicando a necessidade de uma etapa adicional para redução da sua concentração. A análise do custo operacional indicou que o processo de electrocoagulação apresenta um baixo custo sendo uma alternativa sustentável para o tratamento de efluentes gerados no processo de reciclagem de plástico.

Palavra-Chave: Efluente, electrocoagulação, eléctrodos de Alumínio.

#### **ABSTRACT**

Plastic is one of the most widely used raw material in the world, its recycling is of of vital importance for society and the environment. However, this activity generates a liquid effluent with a high pollution load. The inadequate disposal of this effluent causes various environmental impacts such as soil pollution, groundwater contamination, and the degradation of water resources. In light of this situation, the present work aims to characterize and treat the effluent from a plastic recycling factory to reduce its pollution load. To this end, the effluent was characterized, and after analyzing the results, the most suitable treatment method was electrocoagulation. The study was conducted on a pilot scale using a rectangular acrylic reactor with a capacity of 15 liters, consisting of 10 aluminum plates arranged vertically, alternating anode and cathode, and spaced 5 cm apart. The treatment was carried out in batches using 12 L of effluent and varying the electric tension, with the electrolysis time for each trial being 60 minutes. The efficiency of the process was verified through the analysis of physicochemical parameters of the effluent before and after treatment. The optimum point was found at a condition of 10 V and a current density equal to 50.74 A/m<sup>2</sup>, where the maximum removal efficiency of turbidity, biochemical oxygen demand, and chemical oxygen demand achieved the following values: 98%, 96%, and 96%, respectively. After determining the optimum point, kinetic tests were conducted to evaluate the treatment efficiency over time, which was carried out with a maximum operation time of 60 minutes, with samples collected every 10 minutes. The treated effluent was in compliance with the legislation (Decree 52/2023 EPA 2012) except for the total dissolved solids, indicating the need for an additional step to reduce its concentration. The analysis of operational cost indicated that the electrocoagulation process has a low cost, being a sustainable alternative for treating effluents generated in the plastic recycling process.

Keyword: Effluent, electrocoagulation, aluminum Electrodes

#### ÍNDICE

DEDICATÓRIA	i
AGRADECIMENTOS	ii
RESUMO	iv
ABSTRACT	V
ÍNDICE DE FIGURAS	ix
ÍNDICE DE TABELAS	xi
LISTAS DE SÍMBOLOS E ACRÓNIMOS	xii
CAPÍTULO 1	1
1. INTRODUÇÃO	1
1.1. Objectivos	2
1.1.1.Objectivo Geral	2
1.1.2.Objectivos específicos	2
1.2. Justificativa	3
1.3. Metodologia	4
CAPÍTULO 2	5
2. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	5
2.1. Reciclagem de plástico	5
2.2. Efluente do processo de reciclagem de plástico	8
2.2.1.Caracterização do efluente de reciclagem de plástico	8
2.2.2.Impactos ambientais causados pelo efluente de reciclagem de plá 12	stico
2.3. Regulamentos sobre padrões de emissão de efluentes	14
2.4. Tratamento de efluente de reciclagem de plástico	14
2.5. Critérios para a selecção do método de tratamento de efluentes indus	triais 16
2.5.1.Selecção do método de tratamento	17

2.6.	Electrocoagulação	17
	2.6.1.Etapas do processo de electrocoagulação	18
	2.6.2.Parâmetros que influenciam o processo de electrocoagulação	24
	2.6.3. Tipos de reactores de electrocoagulação	31
	2.6.4. Aplicação de electrocoagulação no tratamento de efluentes	32
	2.6.5. Vantagens e desvantagens da electrocoagulação	32
	2.6.6.Custo operacional da electrocoagulação	33
CAPÍ1	TULO 3	35
3. Á	REA DE ESTUDO	35
3.1.	Localização	35
3.2.	Clima	38
3.4.	Cobertura vegetal e uso do solo	38
CAPÍ1	TULO 4	39
4. M	IATERIAIS E MÉTODOS	39
4.1.	Amostragem	40
4.3.	Ensaios de electrocoagulação	41
	4.3.1.Experiências preliminares do tratamento por electrocoagulação – E	scala
	de bancada	41
	4.3.2. Sistema de tratamento por electrocoagulação – Escala piloto	42
CAPÍ	TULO 5	46
5. A	PRESENTAÇÃO E DISCUSSÃO DOS RESULTADOS	46
5.1.	Caracterização do efluente	46
5.2.	Resultados do tratamento	49
	5.2.1.Avaliação de eficiência da electrocoagulação	52
	5.2.2. Determinação da densidade óptima	57
	5.2.3. Ensaios cinéticos	59
	5.2.3. Efeitos observados durante o tratamento - desgaste dos eléctrodo	s60

	5.2.3. Custo de operação	61
CA	APÍTULO 6	63
6.	CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES	63
(	6.1.Conclusões	63
(	6.2. Recomendações	63
7.	REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	65
Αp	pêndices	69
Αp	pêndice 1- Procedimentos para a caracterização do efluente	A1.1
Αp	pêndice 2- Resultados da caracterização do efluente	A2.6
Аp	pêndice 3- Determinação da densidade de corrente e dose do coagulante	A3.8
Аp	pêndice 4- Resultados do ensaio cinético	A4.9
Αp	pêndice 5- Determinação do custo operacional	A5.10

#### **ÍNDICE DE FIGURAS**

Figura 1: Etapas do processo de reciclagem mecânica do plástico	. 5
Figura 2: Triturador de corte: aspecto exterior e eixo de corte (à esquerda) Polietile	no
de alta e baixa densidade triturados (à direita)	. 6
Figura 3: Processo de lavagem do plástico	. 7
Figura 4: Etapas do processo de electrocoagulação	19
Figura 5: Mecanismo de remoção de partículas coloidais em função do pH	22
Figura 6: Mecanismo de remoção de substâncias dissolvidas em função do pH	23
Figura 7: Principais factores que afectam o processo de electrocoagulação	25
Figura 8: Solubilidade do alumínio em função do pH	27
Figura 9: Tipos de arranjo dos eléctrodos	30
Figura 10: Tipos de reactores de electrocoagulação	31
Figura 11: Localização da Área de Estudo	36
Figura 12: (1) Descarga do efluente para a área de gestão de resíduos, (	(2)
escoamento superficial do efluente, (3) lançamento do efluente no Rio	37
Figura 13: Fluxograma do processo de caracterização e tratamento do efluente:	39
Figura 14: Tratamento de efluente em escala de bancada	42
Figura 15: Reactor de electrocoagulação em escala piloto (à esquerda), Arranjo d	os
eléctrodos (à direita)	43
Figura 16: Etapas experimentais do processo de tratamento do efluente	44
Figura 17: Resultados dos parâmetros de campo	47
Figura 18: Resultados de parâmetros laboratoriais	49
Figura 19: Aspecto visual da amostra do efluente bruto (à esquerda) e do efluer	ıte
tratado (à direita)	52
Figura 20: Eficiência de remoção de turbidez	53
Figura 21: Eficiência de remoção da DQO	54
Figura 22: Eficiência de remoção da DBO	55
Figura 23: Remoção de STD em função da densidade de corrente	56
Figura 24: Variação do pH em função da densidade de corrente	56
Figura 25: Variação da temperatura em função da densidade de corrente	57
Figura 26: Remoção da turbidez em função da densidade de corrente	58
Figura 27: Eficiência de remoção de turbidez em função da densidade de corrente	58
Figura 28: Eficiência de remoção da turbidez em função do tempo	59

Figura 29: Formação da camada passivante de óxido de alumínio	60
Figura 30: Avaliação do custo operacional do processo de electrocoagulação	61
Figura 31: Avaliação do custo operacional da densidade óptima em função do te	mpc
	62

#### **ÍNDICE DE TABELAS**

Tabela 1: Principais poluentes encontrados em efluente de reciclagem de plástico e
seus respectivos parâmetros de qualidade de água
Tabela 2: Principais impactos causados pelo efluente de reciclagem do plástico 13
Tabela 3: Padrão de qualidade para emissão de efluentes industriais 14
Tabela 4: Critérios para a selecção do método de tratamento de efluentes industriais
16
Tabela 5: Estudos relacionados com a aplicação da electrocoagulação no tratamento
de efluentes32
Tabela 6: Equipamentos e metodologia usada para as análises dos parâmetros 40
Tabela 7: Resultados da caracterização do efluente antes do tratamento 50
Tabela 8: Resultados de caracterização do efluente após o tratamento5

#### LISTAS DE SÍMBOLOS E ACRÓNIMOS

A AmpereAI AlumínioAI AlumínioC Coloumb

**CE** Conductividade eléctrica

°C Graus celsiuscm centímetros

Co Custo OperacionalCeléctrodo Custo do EléctrodoCenergia Custo de Energia

DBO Demanda Bioquímica de OxigénioDQO Demanda Bioquímica de Oxigénio

D<sub>T</sub> Dose TeóricaEB Efluente Bruto

**EC** Electrocoagulação

**EPA** Agência de Protecção Ambiental

**ET** Efluente Tratado

**F** Constante de Faraday

**h** Horas

Intensidade de correnteJ Densidade de corrente

**KWh** Kilo Watt hora

**L** Litros

*mg* miligramas*Mt* Meticais

m² metros quadrados
 m³ metros cúbicos

**NTU** Unidades Nefelométricas de Turbidez

**OD** Oxigénio Dissolvido

PEE Preço de Energia Eléctrica

**PME** Preço do Material do Eléctrodo

**pH** Potencial Hidrogeónico

**S** segundos

**SDT** Sólidos Totais Dissolvidos

**T** Tempo

T Temperatura

**U** Tensão eléctrica

**UEM** Universidade Eduardo Mondlane

**V** Volts

Vefluente Volume do efluente

**Z** Número de electrões

**μS** microsiemens

#### **CAPÍTULO 1**

#### 1. INTRODUÇÃO

A crescente demanda por plástico tem levado ao aumento de sua produção assim como a geração de seus resíduos. Estudos recentes indicam que mais de 320 milhões de toneladas de plásticos são produzidas anualmente em todo o mundo (Pômpeo. et al. 2022). O plástico possui características que o tornam amplamente usado em todos sectores da economia tais como: baixo custo de aquisição, durabilidade e resistência à decomposição (Fortuna, 2020). No entanto, se por um lado essas características apresentam vantagens do ponto de vista industrial e economico, por outro lado provocam diversas externalidades negativas pois a degradação do plástico é muito lenta, podendo levar centenas ou milhares de anos para se degradar, provocando a poluição marinha e do solo (Pômpeo et al. 2022).

Uma das alternativas para reduzir os impactos ambientais do plástico é fazer com que este retorne ao mercado através da reciclagem (Piatti, 2005). No entanto, a necessidade de incluir uma etapa de lavagem no processo de reciclagem, com o objectivo de separar os contaminantes do plástico, como óleos e gorduras, areia e materiais grosseiros, resulta na geração de um efluente com elevada carga de poluição e, justamente por causa de seus elavados níveis de contaminação orgânica e inorgânica não pode ser descartado sem tratamento (BORDIN, 2012).

O lançamento inadequado e sem tratamento desses efluentes causa vários impactos ambientais como a poluição do solo, do lençol freático e a degradação dos recursos hídricos. O Rio Infulene, localizado na província de Maputo, desempenha um papel muito importante na irrigação de hortículas que abastecem os mercados da cidade de Maputo e Matola. No entanto, o efuente gerado durante a lavagem do plástico, é lançado para o Rio Infulene sem passar por nenhum tipo de tratamento, constituindo um atentado à saúde pública e para o meio ambiente.

Assim, é de fundamental importância que este efluente seja tratado de modo a remover os poluentes presentes e preservar a qualidade da água do Rio. O método mais utilizado no tratamento de efluentes de reciclagem de plástico é a coagulação-floculação, no qual ocorre adição de produtos químicos responsáveis pela coagulação da matéria poluente em suspensão e posterior decantação, apresentando elevados custos para aquisição dos produtos químicos e de tanques de coagulação, floculação

e decantação. Nesse contexto, os processos electroquímicos, em particular a eletrocoagulação, emergem como uma alternativa técnica e ambientalmente mais favorável. Neste método, a coagulação é promovida *in situ* pela dissolução electroquímica controlada de ânodos metálicos (geralmente de alumínio ou ferro), eliminando a necessidade de adição de produtos químicos externos (Theodoro 2010). Além disso, integra coagulação, floculação e separação em uma única unidade, reduzindo custos operacionais e simplificando o processo. A ocorrência de reações eletroquímicas (oxidação e redução) permite a remoção eficiente de contaminantes dissolvidos, ampliando a eficácia global do tratamento (Nascimento e Ribeiro, 2021). Diante do exposto o presente trabalho tem como objectivo principal caracterizar e tratar o efluente de reciclagem de plástico da Maxver Lda, aplicando a electrocoagulação como método alternativo à coagulação.

#### 1.1. Objectivos

O presente trabalho será orientado pelos seguintes objectivos:

#### 1.1.1. Objectivo Geral

O objectivo geral do presente trabalho é o de caracterizar e tratar o efluente de recicllagem de plástico da Maxver Lda;

#### 1.1.2. Objectivos específicos

Os objectivos específicos deste trabalho são:

- Determinar os parâmetros físico-químicos dos efluentes da Maxver, LDA (pH, OD, STD, CE, T, Turbidez, DBO e DQO)
- Comparar os resultados obtidos com os padrões de qualidade estabelecidos pelo decreto nacional (52/2023) e pela legislação internacional (EPA 2012);
- Aplicar o processo de electrocoagulação para o tratamento destes efluentes;
- Avaliação da eficiência do processo de tratamento; e
- Avaliação do custo operacional do processo de electrocoagulação.

O presente trabalho está dividido em 6 capítulos, sendo que o primeiro capítulo apresenta a introdução, começando por apresentar a problemática do plástico, as possíveis soluções para sua gestão, e os impactos provocados pela reciclagem como

alternativa de gestão de resíduos plásticos, especificamente quanto aos efluentes. Neste capítulo, são também apresentados os objectivos do trabalho, a descrição da metodologia usada, e, por fim apresenta-se, a estrutura do trabalho.

No capítulo 2 (dois) é apresentada uma revisão da literatura das características do efluente de reciclagem de plástico, os problemas ambientais causados, as técnicas e conceitos para o tratamento deste efluente dando ênfase ao processo de electrocoagulação, abordando seus fundamentos, etapas e factores que influenciam o processo.

No capítulo 3 (três) são descritos os materiais e métodos utilizados para o desenvolvimento da parte experimental deste trabalho.

No capítulo 4 (quatro) faz-se a apresentação e análise dos resultados. Inicialmente apresenta-se os resultados da caracterização do efluente, onde buscou-se avaliar o principal problema que o efluente apresenta através da comparação dos resultados com os padrões de emissão de efluentes, posteriormente apresentam-se os resultados do tratamento do efluente por electrocoagulação, onde buscou-se avaliar a influência da intensidade da corrente, onde a partir desta é feita uma etapa de optimização para determinar o ponto óptimo.

No Capítulo 5 (cinco), apresentam-se as principais conclusões e as recomendações e por fim são apresentadas as referências bibliográficas.

#### 1.2. Justificativa

O lançamento de efluentes industriais sem tratamento é uma prática recorrente que representa uma grave ameaça ao meio ambiente e à saúde pública. Este trabalho surgiu a partir da constatação de descargas contínuas de efluentes provenientes do processo de reciclagem de plástico realizado pela empresa Maxver Lda, localizada às margens do Rio Infulene. O lançamento deste efluente no rio, sem tratamento prévio, compromete a qualidade da água, impactando sua utilização para fins agrícolas e colocando em risco o ecossistema local. Diante dessa problemática, tornou-se essencial buscar soluções para reduzir a carga poluente desses efluentes, garantindo a conformidade com os padrões de qualidade ambiental, protegendo a saúde pública e promovendo a sustentabilidade da região, tanto do ponto de vista ecológico quanto produtivo.

#### 1.3. Metodologia

Para a realização deste estudo, adoptou-se uma abordagem qualiquantitativa, visando comparar os dados obtidos na caracterização e no tratamento do efluente com os padrões legais estabelecidos. A pesquisa foi experimental, envolvendo a definição de um objecto de estudo, a selecção de variáveis que influenciam seu comportamento e a aplicação de métodos de controlo e observação para avaliar seus efeitos. Dessa forma, para determinar a qualidade do efluente e viabilizar seu tratamento, foi estabelecida uma sequência de etapas, detalhadas a seguir:

 Revisão bibliográfica A revisão bibliográfica foi feita com base em trabalhos de dissertação, artigos científicos, consulta a internet, e documentos existentes sobre o tema, consultou-se também a legislação nacional e internacional sobre os padrões de emissão de efluente.

Trabalho de campo

Consistiu no reconhecimento da área, identificação do ponto de colecta de amostra, colecta de amostra e determinação de parâmetros de campo.

Caracterização do efluente Nesta fase procedeu-se com a análise dos paramêtros laboratoriais.

4. Tratamento do efluente

Com base na caracterização do efluente, foi construido um reactor electroquímico para realizar seu tratamento por meio do processo de electrocoagulação.

Análise e discussão dos resultados

Os resultados foram analisados e interpretados atravéscom o uso da Microsoft excel, onde foram elaborados os gráficos comparativos entre os os resultados obtidos e a legislação, avaliou-se a eficiência do tratamento e a viabilidade económica.

#### **CAPÍTULO 2**

#### 2. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

#### 2.1. Reciclagem de plástico

Desde os primórdios da indústria de plásticos, a reciclagem mecânica tem-se consolidado como o principal método de reaproveitamento desses materiais, sendo responsável pela maior parte da reciclagem em escala industrial. O processo de reciclagem mecânica do plástico envolve as seguintes etapas: a) separação dos resíduos plásticos, b) moagem, c) lavagem, d) secagem dos fragmentos, e) reprocessamento por meio de extrusão ou outros métodos de conformação, e, por fim, f) transformação do material reciclado em um novo produto (Spinacé e Paoli, 2005) A Figura 1 apresenta o esquema do processo de reciclagem mecânica do plástico.

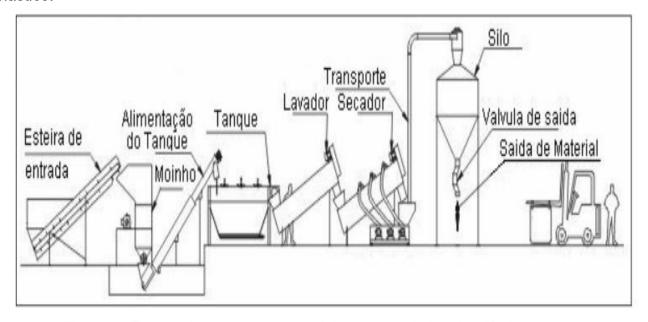


Figura 1: Etapas do processo de reciclagem mecânica do plástico

Fonte: Parteca et.al., 2007

#### 2.1.1. Separação e Triagem

A separação e a triagem dos diferentes tipos de plásticos são feitas de acordo com a identificação do produto ou com o aspecto visual (PESSOA, 2018). Dependendo da forma de colecta, das necessidades do mercado ou do custo de mão-de-obra, a separação dos resíduos plásticos pode ser manual ou automatizada (Spinacé, et al., 2005).

#### 2.1.2. **Moagem**

Brandrup et al. (1995) *apud* (LETRAS. 2008), explica que o plástico é produzido a partir de material granular, razão pela qual depois da separação, os resíduos plásticos são triturados em moinhos de facas rotativas ou moinhos de martelos (Figura 2a), esta etapa permite obter fragmentos que sejam, tanto quanto possível, seme-lhantes aos que lhes deram origem (Figura 2b) assim como acomodar melhor o ma-terial no equipamento de processamento como extrusora ou injectora.





Figura 2: Triturador de corte: aspecto exterior e eixo de corte (à esquerda) Polietileno de alta e baixa densidade triturados (à direita)

Fonte: Letras 2008

#### 2.1.3. Lavagem

O objectivo desta etapa é separar o plástico de outros materiais que facilmente se fixam a ele, como areia, papéis, matéria orgânica, óleos e gorduras. Portanto à medida que o plástico é lavado, os resíduos são removidos e transferidos para água resultando em um efluente com elevado potencial poluidor (Rodrigues, 2013), na Figura 3 pode se observar a lavagem do plástico,



Figura 3: Processo de lavagem do plástico

Fonte: Borges, 2011

#### 2.1.4. Secagem

O objectivo desta etapa é eliminar o excesso de água que o material moído contém. Se não retirada, a humidade promove degradação hidrolítica (também chamada de hidrólise, ou seja, quebra de cadeias por meio da acção de moléculas de água) das cadeias do plástico, resultando em propriedades inferiores para o material reciclado (Zanin. et al., 2015).

#### 2.1.5. Reprocessamento

Após a secagem, os polímeros são formulados, ou seja, são colocados aditivos como antioxidantes, plastificantes, estabilizantes térmicos e químicos, corantes, cargas de reforço, agentes de acoplamento, etc. dependendo da aplicação final (Spinacé. et al., 2005).

#### 2.2. Efluente do processo de reciclagem de plástico

Como todo processo industrial, a reciclagem de plásticos também gera resíduos, sendo o efluente um dos principais subprodutos dessa actividade, este efluente é gerado na etapa de lavagem, que é essencial para garantir a qualidade do plástico reciclado e a remoção de contaminantes como resíduos alimentares, gorduras, tintas, solventes e outros produtos químicos presentes nos plásticos (Rodrigues, 2013). No entanto além de remover essas impurezas, a lavagem também promove a libertação de aditivos químicos incorporados aos plásticos durante sua fabricação, assim como fragmentos do próprio plástico (microplástico).

#### 2.2.1. Caracterização do efluente de reciclagem de plástico

Durante o processo de reciclagem de plásticos, são gerados efluentes líquidos com elevada carga orgânica. Esses efluentes contêm uma diversidade de contaminantes, tanto orgânicos quanto inorgânicos, oriundos dos próprios resíduos plásticos, como os aditivos incorporados durante sua fabricação e de substâncias que estiveram em contacto com o plástico durante o uso e/ou após descarte (Rocha et. al., 2005). A caracterização adequada desse efluente é fundamental para verificar seu nível de contaminação, avaliar os potenciais impactos ambientais e subsidiar a escolha do processo de tratamento. Segundo Giordano (2004) os parâmetros escolhidos para a caracterização dos efluentes devem ser representativos da carga de poluição. A Tabela 1 mostra os principais poluentes encontrados em efluentes de reciclagem de plásticos bem como os respectivos parâmetros fisico-químicos comummente usados como indicadores da qualidade de água.

.

Tabela 1: Principais poluentes encontrados em efluente de reciclagem de plástico e seus respectivos parâmetros de qualidade de água

Tipo de	Exemplo	Parâmetro	
Poluente	Específico		
Matéria	Restos de alimentos, resíduos biológicos,	DBO, DQO,	
Orgânica	aditivos orgânicos (plastificantes, antioxidantes, corantes		
Surfactantes	Detergentes e sabões utilizados na lavagem	Surfactantes totais, pH e DQO	
Sólidos Inorgânicos	Areia, resíduos minerais	Turbidez	
Sais Dissolvidos	Cloretos, sulfatos, Fosfatos	STD, CE	
Metais pesados	Pd, cd, cr,cu,Zn, Ni	CE, STD	
Microplasticos Polímeros fragmentados	Partículas de plástico	Sólidos suspensos e turbidez	
Óleos e graxas	Óleo de cozinha, cosméticos e lubrificantes	Óleos e graxas e Turbidez	

Fonte: Letras 2008

#### 2.2.1.1. Temperatura

A temperatura é um parâmetro de extrema importância porque influencia algumas propriedades da água (densidade, viscosidade e oxigénio dissolvido) (Xavier et al., 2021). O aumento da temperatura da água acelera a velocidade das reacções químicas, contribuindo para o crescimento elevado de determinadas comunidades aquáticas e provocando um acréscimo no consumo de oxigénio dissolvido (Perpétuo, 2018). Em relação aos processos de tratamento de efluentes a temperatura influência directamente os processos biológicos e físico-químicos.

#### 2.2.1.2. Turbidez

A turbidez é ausência da limpidez da água, ela é causada pela presença de sólidos em suspensão ou forma coloidal, tais como partículas inorgânicas (areia, silte, argila) e de dectritos orgânicos (algas, bactérias e fitoplâncton) dispersas no efluente. A presença destas suspensões provoca a dispersão e absorção da luz dando uma aparência turva e indesejável ao efluente (Perpétuo, 2018).

#### 2.2.1.3. Conductividade eléctrica (CE)

A conductividade eléctrica é a capacidade que a água possui para conduzir a corrente eléctrica, devido a presença de substâncias dissolvidas que se dissociam em aniões e catiões (Xavier et. al., 2021). A conductividade está directamente relacionada à concentração de sólidos dissolvidos, de acordo com a Equação 1 e portanto, representa uma medida indirecta da concentração de poluentes (APHA).

$$STD [mg \cdot L^{-1}] = [0.5 \text{ a } 0.7] \times CE [\mu \cdot cm^{-1}]$$
 (Equação 1)

Onde: STD é a concentração de sólidos totais dissolvidos e CE é a condutividade eléctrica).

#### 2.2.1.4. Sólidos Totais Dissolvidos (STD)

Sólidos totais dissolvidos representam toda a matéria que permanece como resíduo, após evaporação, secagem ou calcinação da amostra a uma temperatura préestabelecida durante um tempo fixo (Xavier et. al., 2021).

#### 2.2.1.5. pH

O potencial hidrogeniónico (pH) é a medida de concentração dos iões hidrogénio H<sup>+</sup> que varia de 0 a 14 e indica a intensidade de acidez (pH <7), neutralidade (pH=7) ou alcalinidade (pH> 7) da água (Parron et al., 2011), efluentes com pH muito alto (básico) ou muito baixo (ácido) podem ser nocivos ao meio ambiente (Bonifácio e Nóbrega, 2021). Efluentes de reciclagem de plástico podem conter sabões ou detergentes que aumentam o pH ou ácidos provenientes de embalagens contaminadas que podem reduzir o pH.

#### 2.2.1.6. Oxigénio Dissolvido (OD)

O oxigénio dissolvido (OD) é um dos principais parâmetros de avaliação da qualidade de água e efluentes, reduções significativas nos teores de OD podem ser provocadas pela presença de matéria orgânica e/ou com elevada temperatura que pode diminuir a solubilidade do oxigénio na água (Filho, 2005).

#### 2.2.1.7. Demanda Bioquímica de Oxigénio (DBO)

É a quantidade de oxigénio necessária para a estabilização da matéria orgânica por microrganismos, ou seja, a DBO corresponde à quantidade de oxigénio consumido na degradação da matéria orgânica por processos biológicos (MACÊDO, 2001 *apud* Souza 2016).

#### 2.2.1.8. Demanda Química de Oxigénio (DQO)

É a quantidade de oxigénio necessária para oxidar quimicamente a matéria orgânica. No teste de DQO, além da matéria orgânica biodegradável, também é oxidada a matéria orgânica não biodegradável e outros componentes inorgânicos (APHA, 2012 apud Souza 2016).

#### 2.2.2. Impactos ambientais causados pelo efluente de reciclagem de plástico

O efluente da reciclagem do plástico pode causar sérios problemas aos corpos hídricos caso seja lançado sem tratamento, pois, geralmente se apresenta com um nível de poluição orgânica e inorgânica elevado, resultante de diversos factores associados à natureza e à origem dos resíduos plásticos (Casali 2011). A produção do plástico exige o uso de inúmeros aditivos químicos, além disso, o tipo de coleta dos resíduos exerce uma influência significativa na qualidade do efluente. A colecta não selectiva, ao combinar diversos tipos de resíduos, aumenta a carga poluente do efluente (RODRIGUES, 2013). A Tabela 2 apresenta os principais impactos gerados pelo efluente de reciclagem de plástico.

Tabela 2: Principais impactos causados pelo efluente de reciclagem do plástico.

Parâmetro	Indicador	Efeitos
Salinidade	CE e STD	Confere sabor indesejável à água.  Tóxico para organismos aquáticos.  Condutividade eléctrica elevada pode causar de leves a graves queimaduras nas folhas de plantas, dependendo da sensibilidade destas aos sais. Os Sólidos Totais Dissolvidos podem ocorrer em formas tóxicas, cancerígenas e mutagénicas para organismos aquáticos.
Acidez/Alcalinidade	pН	O pH da água têm influência na produtividade do solo, pois afeta a disponibilidade de nutrientes, a actividade microbiana e a estrutura física do, e pode modificar o pH do corpo natural da água, propiciando a ocorrência de novas espécies de geração química.
Matéria orgânica	DBO e DQO	Causa esgotamento do oxigénio na água, levando a morte de peixes e outros organismos aquáticos. Odores gerados através da decomposição anaeróbica causam incómodo, caso armazenados em lagoas abertas ou aplicados ao solo.
Sólidos suspensos	Turbidez	A sedimentação destes sólidos causa formação de bancos de lodo em rios prejudicando a vida aquática; Bactérias e vírus podem se fixar nas partículas suspensas que causam a turbidez.

Fonte: Adaptado de Alves 2021

#### 2.3. Regulamentos sobre padrões de emissão de efluentes

Por muito tempo não existiu a preocupação de caracterizar os efluentes industriais e de avaliar seus impactos no meio ambiente, contudo, devido a ocorrência de desastres ambientais causados pelo descarte de efluentes sem tratamento, como o desastre de Minamata no Japão causado por mercúrio despejado em águas costeiras (1950–1960), hoje existe uma série de instrumentos legais que procuram garantir a preservação dos recursos naturais através do estabelecimento de padrões de emissão de efluentes. Na Tabela 3 são apresentados os padrões de qualidade de água para emissão de efluentes estabelecidos pela legislação nacional (Decreto 52/2023 de 30 de Agosto) e pela legislação internacional (EPA 2012).

Tabela 3: Padrão de qualidade para emissão de efluentes industriais

Parâmetros		Limites Admis	síveis	
	Decreto 52/2023		EPA 2012	
рH	6 – 9		6 – 9	
DBO (mg/L )	30		_	
DQO (mg/L)	150		_	
Turbidez (NTU)	_		5	
		Nenhum	Moderado	Severo
CE (µS/cm)	-	risco		
		<700	700 – 3000	> 3000
STD (mg/L)	_	< 450	450 – 2000	>2000

#### 2.4. Tratamento de efluente de reciclagem de plástico

Os sistemas de tratamento de efluentes são baseados na transformação dos poluentes dissolvidos e em suspensão em gases inertes e ou sólidos sedimentáveis para a posterior separação das fases sólida/líquida (MARCONDES, 2012). Diferentes métodos são usados para o tratamento de efluentes de reciclagem de plástico. com a finalidade de melhorar a qualidade do efluente a ser lançado no corpo receptor ou para reutilização. A técnica comummente usada para tratar efluentes de reciclagem

de plástico é a coagulação-floculação no entanto os processos biológicos como o processo por lodos activados tem sido usado, além disso os processos electroquímicos (electrocoagulação) tem se mostrado como alternativa aos métodos convencionais (PIOVESAN, 2017).

#### 2.4.1. Tratamento físico-químico

O processo de coagulação-floculação é fundamental no processo de tratamento físico-químico, onde é introduzido um reagente químico no meio líquido, podendo ser sais de alumínio ou de ferro tendo como finalidade desestabilizar as partículas coloidais e/ou suspensas formando partículas maiores, através da redução das forcas que tendem a manter as partículas afastadas, resultando na aglomeração e aumento do tamanho das partículas de forma a gerar um precipitado e a floculação consiste na agregação das partículas em suspensão resultantes do choque entre as mesmas formando partículas maiores e mais densas, passiveis de separação (CASALI, 2011).

Straiote (2019) em seu trabalho de dissertação avaliou a eficiência do processo técnicas de coagulação, floculação e sedimentação, utilizando os coagulantes inorgânicos cloreto férrico e PAC e o orgânico tanino para o tratamento de efluente gerado em um processo de lavagem do plástico, as remoções máximas foram de 99,97% para turbidez, 99,87% para cor aparente e 99,59% para DQO, que correspondem a 0,10 NTU, 1 uH e 10,49 mg. L<sup>-1</sup> de turbidez, cor aparente e DQO residual.

#### 2.4.2. Tratamento biológico

De acordo com Moreno (2007) quase todos os efluentes que contenham matéria orgânica como principal contaminante podem ser tratados via processos biológicos, desde que sejam submetidos a um levantamento apropriado de suas características qualitativas e quantitativas.

Moreno (2007) em seu trabalho de dissertação avaliou a eficiência do processo de lodos ativados por batelada para tratar águas residuais de uma indústria de reciclagem de embalagens plásticas com resíduo de óleo lubrificante, para o efeito usou sistemas operados com aeração prolongada e obteve uma remoção de 92.9%, 97.1%, 98.8% para DQO, DBO e turbidez, respectivamente.

### 2.5. Critérios para a selecção do método de tratamento de efluentes industriais

Os processos de tratamento a serem adoptados, as suas formas construtivas e os materiais a serem empregados são considerados a partir dos factores apresentados na Tabela 4:

Tabela 4: Critérios para a selecção do método de tratamento de efluentes industriais

Factores	Observações
Finalidade das águas residuais tratadas	Determina a qualidade a obter
Características de qualidade dos efluentes industriais	As características do afluente são extremamente importantes e devem ser consideradas na definição dos processos de tratamento
Compatibilidade com as condições existentes	Influencia a escolha de soluções compatíveis de acordo disponibilidade de área e os custos
Requisitos de energia	Deve ser avaliado o consumo energético dos equipamentos
Requisitos de pessoal	Determina o número de pessoas necessário para operar e manter o sistema
Impactos ambientais	Deve ser considerado a possível geração de ruído, odores e destino final de resíduos do processo

Fonte: Adaptado de Do Monte 2010

#### 2.5.1. Selecção do método de tratamento

Considerado alguns critérios dispostos na Tabela 4, como: característica do efluente, custos, requisitos de espaço e os impactos ambientais causados seleccionou-se o método de tratamento mais adequado.

O tratamento biológico (lodos activados) apresenta algumas desvantagens como: ser susceptível à composição do efluente, ou seja, apresentar como principal contaminante a matéria orgânica, requer um acompanhamento rigoroso das condições óptimas de pH, temperatura e nutrientes, outro inconveniente é que este processo produz grande volume de lodo (FREIRE 2005 *apud* Silva 2019).

Em relação aos custos o processo por lodos activados apresenta um elevado consumo de energia eléctrica durante a aeração do efluente e requer mais espaço para tanques de aeração e sedimentação.

Casali (2011), explica que a coagulação-floculação apresenta maiores custos, em razão da necessidade de aquisição, transporte, e armazenamento e dos produtos químicos e tanques de coagulação e floculação. No entanto, é a opção mais indicada nas indústrias que geram resíduos líquidos tóxicos, inorgânicos ou orgânicos não biodegradáveis. Contudo, limitações relacionadas ao uso excessivo de reagentes químicos, geração de grandes volumes de lodo e eficiência variável face à complexidade de contaminantes presentes têm motivado a busca por tecnologias alternativas. Nesse contexto a electrocoagulação tem-se destacado como uma alternativa à coagulação química, combinando a elevada eficiência de remoção de poluentes, baixa produção de lodo, e dispensando a necessidade de procutos químicos, desta forma torna-se a opção mais indicada para o tratamento deste efluente.

#### 2.6. Electrocoagulação

O processo de electrocoagulação é uma evolução do mecanismo de coagulação química convencional que vem sendo estudada devido à necessidade de tecnologias alternativas de tratamento de águas residuais que possuam aplicação viável tanto no sentido económico quanto em eficiência de remoção de poluentes (Nascimento e Ribeiro, 2021).

O princípio fundamental da electrocoagulação baseia-se na electrólise, um processo no qual reacções químicas são induzidas pela aplicação de corrente eléctrica sobre um par de eléctrodos submersos em solução (VICENTE, 2019) A electrocoagulação é uma tecnologia electroquímica que faz uso de eléctrodos activos, normalmente alumínio ou ferro, em que através da passagem de corrente eléctrica ocorre a formação de hidróxidos metálicos e microbolhas de oxigénio e hidrogénio, promovendo a remoção de poluentes suspensos e dissolvidos. Quando a água residual possui cloretos, um processo eletrooxidativo pode ser desencadeado (Carvalho, 2018)

#### 2.6.1. Etapas do processo de electrocoagulação

Em um sistema de eletrocoagulação, a aplicação de corrente eléctrica promove reacções de oxidação ânodo e redução no cátodo resultando na formação do agente coagulante *in situ* (Nascimento e Ribeiro, 2021). A Figura 3 mostra as principais etapas do processo de electrocoagulação.

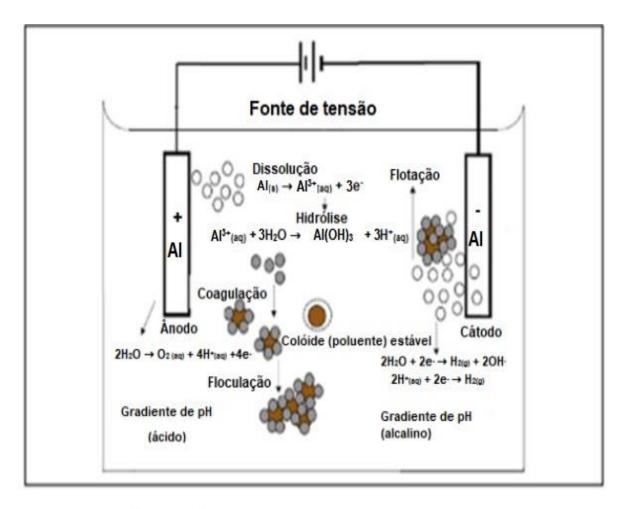


Figura 4: Etapas do processo de electrocoagulação

Fonte: Nascimento e Ribeiro 2021

Segundo Theodoro (2010) as principais etapas do processo de electrocoagulação dividem-se basicamente em:

- 1. Oxidação do ânodo (Geração de iões metálicos);
- 2. Hidrólise de iões metálicos, formando hidróxidos metálicos e poli-hidróxidos;
- 3. Produção de bolhas de oxigénio e hidrogénio, devido à eletrolise da água;
- 4. Desestabilização de contaminantes, (partículas em suspensão, quebra de emulsões) e agregação das fases desestabilizadas, formando flocos;
- 5. Formação de precipitados entre espécies presentes e poluentes;
- 6. Flotação e sedimentação dos flocos formados.

#### 2.6.1.1. Oxidação do ânodo

A corrente eléctrica provoca a oxidação (perda de electrões) do alumínio em estado metálico formando catiões trivalentes (Al³+) que vão para a solução conforme mostra a Equação 2.

Al 
$$\rightarrow$$
 Al<sup>3+</sup> + 3e<sup>-</sup> (Equação 2)

# 2.6.1.2. Formação de hidróxidos (formação do coagulante)

Os iões alumínio (Al³+) produzidos pela dissolução electrolítica do ânodo sofrem imediatamente reacções de hidrólise espontânea formando hidróxidos de acordo com o pH da solução. A formação do coagulante, hidróxido de alumínio, ocorre em condições de pH neutro a levemente básico, mediante a reação entre o ião alumínio (Al³+) e o ião hidroxila (OH⁻), conforme descrito na Equação 3.

$$AI^{3+}_{(aq)} + 3 OH^{-} \rightarrow AI (OH)_{3 (aq)}$$
 (Equação 3)

Em condições ideais de pH e dosagem de iões pode ocorrer a formação de cadeias de hidróxidos como mostra a Equação 4.

$$_{n}AI(OH)_{3} \rightarrow AI_{n}(OH)_{3n}$$
 (Equação 4)

# 2.6.1.3. Oxidação/Redução da água durante a electrólise

No cátodo, ocorre a electrólise da água reduzindo-se em gás hidrogénio (H<sub>2</sub>) e ião hidróxila (OH<sup>-</sup>), conforme mostra Equação 5, enquanto no ânodo é oxidada para oxigênio gasoso (O<sub>2</sub>) como mostra a Equação 6.

$$2H_2O + 2e^- \rightarrow H_{2(g)} + 2OH^-$$
 (Equação 5)

$$2H_2O \rightarrow O_{2(g)} + 4H^+ + 4e^-$$
 (Equação 6)

# 2.6.1.4. Desestabilização dos poluentes

Os poluentes presentes na água podem estar na forma de dispersões coloidais ou substâncias dissolvidas (Theodoro, 2010). A electrocoagulação apresenta uma

vantagem significativa em relação à coagulação química convencional, pois é capaz de promover a remoção partículas coloidais por meio de mecanismos similares à coagulação e floculação assim como substâncias dissolvidas, cuja eliminação é geralmente mais complexa devido à sua alta solubilidade e baixa tendencia à agregação (Nascimento e Ribeiro, 2021).

# ✓ Mecanismos de remoção de partículas coloidais

As partículas coloidais possuem carga superficial negativa, impedindo sua aproximação e resultando na estabilidade do sistema coloidal (Theodoro, 2010).O ião alumínio (Al³+) e o hidróxido de alumínio (Al (OH)₃) promovem a agregação das partículas presentes na água por meio dos seguintes mecanismos:

Adsorção e neutralização de carga: os coagulantes, que consistem em catiões hidrolisados, interagem com as partículas em suspensão de carga negativa, neutralizando suas cargas e reduzindo a repulsão electrostática. Esse processo facilita a aproximação e adesão das partículas, resultando na formação de agregados maiores e mais estáveis (Gabriel, 2017);

<u>Varredura</u>: uma rede de polihidróxidos é responsável pelo processo de varredura, em que as partículas de coloides são aprisionadas e, por arraste, sofrem remoção (Nascimento e Ribeiro (2021).

Os mecanismos de remoção apresentados na Figura 6 variam de acordo com o pH da água, pois o pH influencia a solubilidade dos iões metálicos, em pH ácido predomina o mecanismo de neutralização de carga, onde iões dissolvidos (como Al³+ ou Fe³+) neutralizam as cargas das partículas coloidais presentes no meio favorecendo a desestabilização e posterior agregação, em pH neutro e levemente básico (em torno de 6 a 8,5) ocorre a formação efectiva dos precipitados metálicos (como Al (OH)₃ e Fe (OH)₃). Esses hidróxidos possuem grandes áreas superficiais, o que favorece os mecanismos de adsorção (física e electrostática) e também o processo de varredura, no qual poluentes são fisicamente incorporados durante a formação dos flocos (Nascimento e Ribeiro, 2021).

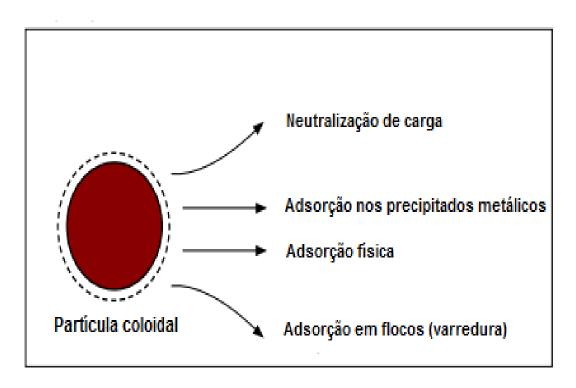


Figura 5: Mecanismo de remoção de partículas coloidais em função do pH

Fonte: Nascimento e Ribeiro 2021

# ✓ Mecanismos de remoção de substâncias dissolvidas

Durante o processo de electrocoagulação, a remoção de substâncias dissolvidas ocorre por meio de uma combinação de mecanismos de coagulação e floculação e electroquímicos, impulsionados pelas reacções directas de oxidação e redução que ocorrem na superfície dos eléctrodos (Carvalho, 2018). A eficácia desses mecanismos é fortemente dependente do pH do meio, que influencia a natureza das espécies metálicas formadas, o equilíbrio entre as fases dissolvida e particulada, e as reacções eletroquímicas. Segundo Nascimento e Ribeiro (2021), os principais mecanismos envolvidos na remoção de substâncias dissolvidas são apresentados na Figura 6 podem ser descritos da seguinte forma:

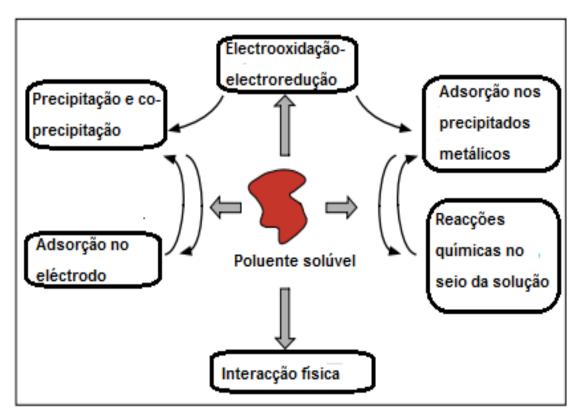


Figura 6: Mecanismo de remoção de substâncias dissolvidas em função do pH Fonte: Nascimento e Ribeiro 2021

Em pH levemente ácido a neutro (4 – 7), ocorre a neutralização de cargas superficiais de partículas e macromoléculas por iões metálicos, promovendo sua desestabilização e subsequente agregação (interacção física). Entre pH 5 e 8, os hidróxidos metálicos formados, com alta área superficial, actuam como adsorventes eficazes, capturando compostos orgânicos e iões metálicos. No intervalo de pH 6 a 9, processos de coprecipitação permitem a incorporação de iões dissolvidos, como fosfatos, arsênio e metais pesados, na matriz dos hidróxidos metálicos em crescimento. Adicionalmente, a electro-oxidação (eficaz em pH 3 – 7) promove a degradação de espécies refratárias, como fenóis, corantes e certos metais, por oxidação directa na superfície anódica ou por intermédio de radicais hidroxila. Simultaneamente, a electro-redução permite a conversão de iões metálicos, nitratos e compostos orgânicos em formas menos solúveis ou menos tóxicas no cátodo (Nascimento e Ribeiro 2021).

#### 2.6.1.5. Electrofloculação

No processo electroquímico, a electrólise da água gera microbolhas de oxigénio no ânodo e de hidrogénio no cátodo, promovendo uma mistura suave que facilita a aglutinação das partículas desestabilizadas e a formação de flocos estáveis (Theodoro, 2010). A etapa de floculação do efluente tratado electroliticamente ocorre em um tempo muito reduzido (em torno de 1 minuto, enquanto que, com uso de coagulante a floculação ideal ocorre após mais ou menos 30 minutos de agitação (Pizzuti 2018).

#### 2.6.1.6. Electroflotação

A electroflotação ocorre pela acção de microbolhas de oxigénio e hidrogénio geradas na hidrólise da água, que devido à sua baixa densidade, essas bolhas ascendem à superfície, transportando os flocos de impurezas. O processo resulta na clarificação do líquido e na formação de uma espuma densa, onde as partículas suspensas ficam retidas (Mollah et al., 2001 *apud* Pizzuti, 2018)

# 2.6.2. Parâmetros que influenciam o processo de electrocoagulação

O desempenho do processo de electrocoagulação (EC) depende de diversos parâmetros operacionais que podem ser ajustados com o objetivo de maximizar a eficiência de remoção de contaminantes e reduzir os custos energéticos e operacionais. Os parâmetros operacionais incluem: pH, densidade de corrente, material do eléctrodo, electrólito de suporte, condutividade, arranjo do eléctrodo e tempo de tratamento, estes são variáveis que determinam a geração de espécies coagulantes por meio de outros factores que afectam a eficiência do processo, como a geração e o tamanho das bolhas de gás, a resistência farádica, devido às reacções de oxidação-redução que ocorrem na célula, a razão entre a diferença de potencial e a corrente aplicada ao sistema (resistência ôhmica), bem como a passivação dos eléctrodos.

Em geral, todas variáveis e factores contribuem para dois fenómenos que determinam a eficiência do processo: as espécies coagulantes formadas e as condições de transferência/mistura de massa

A Figura 7 descreve como os principais parâmetros afectam a eficiência do processo da electrocoagulação.

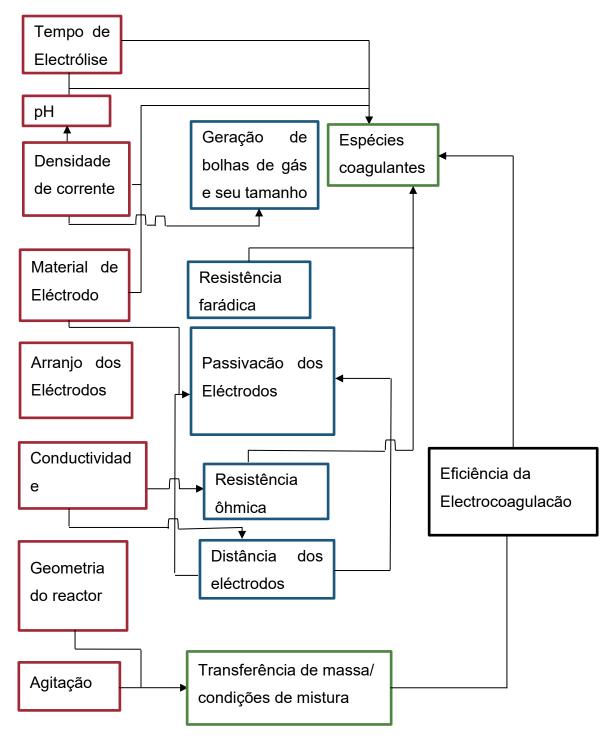


Figura 7: Principais factores que afectam o processo de electrocoagulação Fonte: (Samir, et al., 2018)

Os rectângulos a vermelho representam as principais variáveis que afectam o desempenho da electrocoagulação, a azul estão representados os factores intermediários entre as variáveis e a eficiência da electrocoagulação e a verde estão representados os principais factores que afectam a eficiência da electrocoagulação.

# 2.6.2.1. Tempo de Electrólise

O tempo de retenção do efluente na célula eletroquímica constitui um fator relevante que influenciadiretamente a eficiência do processo de eletrocoagulação. De modo geral, quanto maior for o tempo de eletrólise, maior será a quantidade de material anódico dissolvido e, consequentemente, maior a concentração de espécies coagulantes geradas in situ. Com o aumento do tempo, forma-se não apenas uma maior quantidade de hidróxidos metálicos simples, mas também estruturas de polihidróxidos, que apresentam elevada capacidade de adsorção e floculação (MURTHY; PARMAR. 2011 apud Balbinot 2015).

## 2.6.2.2. pH

o pH da solução é um factor crucial no desempenho do processo electroquímico, especialmente no mecanismo de coagulação, uma vez que a solubilidade dos hidróxidos metálicos formados depende do pH (Chen, 2004 *apud* Alves, 2021). Em linhas gerais, o catião Al³+ solúvel prevalece quando pH é inferior a 4, enquanto aniões solúveis de aluminato prevalecem quando o pH é maior que 10. A forma insolúvel Al(OH)₃ forma um precipitado amorfo e inicia a formação de outras espécies poliméricas, sendo as principais relatadas: Al7(OH)₁7⁴+, Al8(OH)₂0⁴+ e Al₁₃O₄(OH)₂4⁻+(Nascimento e Ribeiro, 2021). A Figura 8 mostra a solubilidade do alumínio em função do pH.

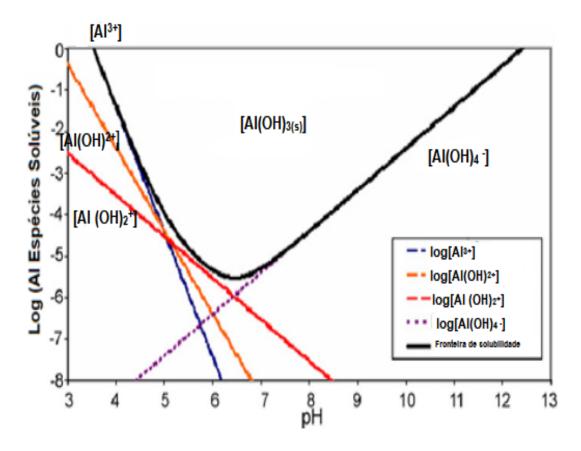


Figura 8: Solubilidade do alumínio em função do pH Fonte: Nascimento e Ribeiro 2021

#### 2.6.2.3. Conductividade

A transferência de electrões e as reacções de oxidação e redução no ânodo e no cátodo dependem da conductividade eléctrica do meio (Giulia, 2019). Efluentes com elevada conductividade minimizam a resistência eléctrica, reduzindo a tensão necessária para manter o fluxo de corrente e, consequentemente, optimizando o consumo energético e aprimorando o desempenho do tratamento (Grecco et. al., 2022).

#### 2.6.2.4. Material do eléctrodo

A escolha do material do eléctrodo depende de vários aspectos, como baixo custo, baixo potencial de oxidação, baixa solubilidade dos hidróxidos metálicos, resistência à corrosão e não ser tóxico (COMBATT, 2014). Eléctrodos de ferro e alumínio são os mais utilizados nos tratamentos de eletrocoagulação/flotação por serem baratos e facilmente encontrados. Geralmente, eléctrodos de ferro deixam o efluente com uma

cor residual verde ou amarela bastante acentuada, o que não ocorre com eléctrodos de alumínio. Porém, deve-se observar a quantidade de alumínio dissolvido na solução após o tratamento (Carvalho 2018).

#### 2.6.2.5. Intensidade e densidade de corrente

Um dos parâmetros de maior importância na EC é a corrente eléctrica, pois permite controlar a quantidade de agente coagulante e microbolhas geradas. No entanto em trabalhos encontrados na literatura é comum estudar o efeito da densidade de corrente (j), em vez da corrente (l). A densidade de corrente representa a razão entre corrente eléctrica e a área de superfície do eléctrodo conforme a Equação 6.

$$j = \frac{I}{A_{\text{anodo}}}$$
 (Equação 6)

Onde:

j: Densidade de corrente (A/ unidade de área);

I: Corrente eléctrica (A);

Aânodo: Área superficial do eléctrodo (unidade de área).

A densidade de corrente determina a dose de coagulante conforme Equação 7 e pode ser controlada para determinar a taxa das reacções electroquímicas.

$$D_T = \frac{\text{M.I.t}}{\text{Z.F. V}_{\text{efluente}}}$$
 (Equação 7)

Onde:

D<sub>T</sub>: Dose teórica do coagulante (g.m<sup>-3</sup>);

I: Corrente eléctrica (A);

t: Tempo de electrólise (s);

M: Massa molar do metal que constitui o eléctrodo (g.mol<sup>-1</sup>);

Z: Número de electrões envolvidos na oxidação do ânodo;

F: Constante de Faraday (96500 C/mol);

V<sub>efluente</sub>: Volume do efluente tratado (m<sup>3</sup>).

A aplicação de altas correntes eléctricas pode resultar em uma maior geração de agentes coagulantes, oxidantes e microbolhas, promovendo uma maior remoção de poluentes. Entretanto, correntes demasiadamente elevadas podem afectar negativamente a eficiência da EC. O uso de correntes muito altas pode resultar na ocorrência de reacções secundárias e geração excessiva de agentes coagulantes, causando a inversão das cargas de contaminantes e sua dispersão, além de diminuir a vida útil dos eléctrodos e aumentar o consumo energético no tratamento (Nascimento e Ribeiro, 2021).

# 2.6.2.6. Distância dos eléctrodos

A distância entre os eléctrodos desempenha um papel significativo no processo de eletrocoagulação, visto que é directamente proporcional à resistência ôhmica da célula, A queda da resistência ôhmica aumenta, à medida que a distância entre os eléctrodos aumenta (Nascimento e Ribeiro, 2021). Assim, para efluentes com elevada conductividade, recomenda-se um maior distanciamento entre eléctrodos, enquanto para valores mais baixos de conductividade, a distância entre eles deve ser reduzida. A faixa ideal de espaçamento situa-se entre 0,2 e 7,0 cm, sendo mais comum entre 0,5 e 2,0 cm (Gabriel, 2017).

## 2.6.2.7. Agitação

A agitação aumenta a homogeneidade em todo o reactor, reduzindo a passivação ou acúmulos sobre os eléctrodos (MOLLAH 2004 *apud* Gabriel 2017), no entanto a agitação excessiva causa o rompimento dos flocos e o aumento do consumo de energia, elevando os custos de operação.

#### 2.6.2.8. Passivação dos eléctrodos

Durante a electrólise, ocorre acúmulo de iões hidroxila (OH<sup>-</sup>) na região próxima ao o que favorece a formação de camadas sólidas sobre a superfície do cátodo. Essas camadas podem incluir hidróxidos metálicos provenientes da água ou do próprio eléctrodo, bem como depósitos de carbonatos e sais insolúveis (como carbonato de cálcio e magnésio), especialmente em águas com elevada dureza. No ânodo, dependendo do material utilizado, ocorre a formação de filmes finos e compactos de óxidos/hidróxidos metálicos na interface eletrodo/solução, os quais actuam como

barreiras protectoras, inibindo a corrosão e a dissolução do metal (REZENDE, 2004 apud THEODORO, 2010).

# 2.6.2.9. Arranjo dos eléctrodos

O modo de conexão dos eléctrodos na célula de electrocoagulação afecta, de forma directa três respostas do processo: eficiência de remoção dos poluentes, consumo de energia e custo operacional (GARCIA-SEGURA et. al. 2017 *apud* Nascimento e Ribeiro, 2021) ). Os eléctrodos podem ser configurados, em três formas diferentes, podendo ser: conexão monopolar em paralelo (Figura 9a), monopolar em série (Figura 9b) e bipolar em série (Figura 9c).

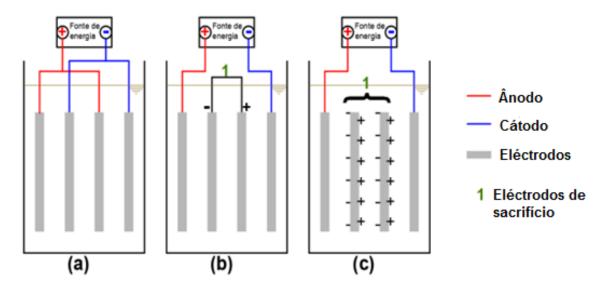


Figura 9: Tipos de arranjo dos eléctrodos Fonte: (Carvalho, 2018)

O arranjo monopolar em paralelo consiste em ânodos e cátodos dispostos alternadamente e ligados ao mesmo potencial, nesse sistema a corrente é dividida entre os eléctrodos, enquanto a tensão eléctrica permanece constante, na conexão monopolar em série, as placas centrais são conectadas internamente e adquirindo a característica de eléctrodos de sacrifício, a corrente eléctrica que passa sobre todas é a mesma, mas com uma diferença de potencial diferente entre cada placa. Na conexão bipolar em série, as placas externas estão conectadas a fonte de energia enquanto as placas internas não são conectadas, estas acabam tendo um comportamento bipolar sendo possível verificar sua actuação tanto como ânodo

# 2.6.3. Tipos de reactores de electrocoagulação

Os reactores utilizados nos tratamentos de água e efluentes podem ser divididos basicamente em dois tipos, em batelada e em fluxo contínuo. O reactor em batelada opera com volumes fixos de efluente, onde o efluente é inserido no reactor, tratado por um tempo determinado e, em seguida, removido. No reactor em fluxo continuo ocorre renovação do volume do reactor com entrada e saída do fluido de forma Esses dois tipos de operação assumem diversas geometrias de reactor, entre os principais tipos estão os reatores de fluxo contínuo, com fluxo na vertical e fluxo na horizontal com eléctrodos de placas quadradas ou retangulares montadas em paralelo, reatores formado por tubos concêntricos (Carvalho, 2018). A Figura 10 mostra os principais tipos de reactores de electrocoagulação.

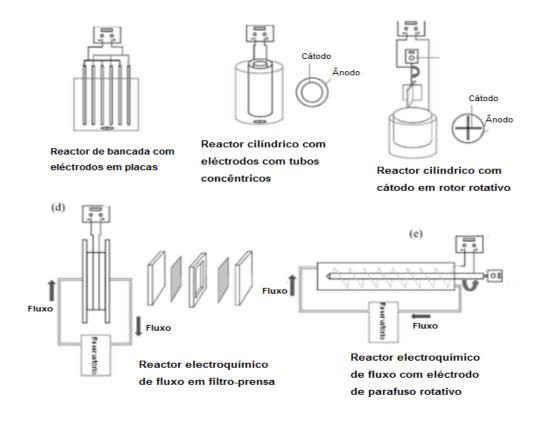


Figura 10: Tipos de reactores de electrocoagulação Fonte: Carvalho 2018

# 2.6.4. Aplicação de electrocoagulação no tratamento de efluentes

A electrocoagulação é uma técnica que vêm sendo estudada, como alternativa o tratamento de efluentes em várias indústrias. A Tabela 5 mostra estudos que analisam a aplicação da electrocoagulação e os principais resultados obtidos, destacando sua eficiência como método de tratamento.

Tabela 5: Estudos relacionados com a aplicação da electrocoagulação no tratamento de efluentes

Objectivo/Efluente	Eléctrodos	Paramêtros	Resultados	
tratado	utilizados		obtidos	
Remoção de DQO,	A I - Al	I= 4A	80%;80%;	
nitrogénio amoniacal e			90%	
turbidez de efluente				
proveniente de				
reciclagem de plástico				
Remoção de cor, DQO	Al - Al	I= 1.35A	97.9%; 86,3%;	
e turbidez de efluente			94.7%	
doméstico				
D	A 1 A1	1 0.54	740/-000/-500/	
•	A I - AI	I= 3.5A	74%;98%;58%	
turbidez e surfactantes				
de efluente gerado em				
lavagem de veículos				
	tratado  Remoção de DQO, nitrogénio amoniacal e turbidez de efluente proveniente de reciclagem de plástico  Remoção de cor, DQO e turbidez de efluente doméstico  Remoção de DQO, turbidez e surfactantes de efluente gerado em	Remoção de DQO, AI-AI nitrogénio amoniacal e turbidez de efluente proveniente de reciclagem de plástico  Remoção de cor, DQO AI-AI e turbidez de efluente doméstico  Remoção de DQO, AI-AI turbidez e surfactantes de efluente gerado em	Remoção de DQO, A I - AI I= 4A  nitrogénio amoniacal e turbidez de efluente proveniente de reciclagem de plástico  Remoção de cor, DQO AI - AI I= 1.35A e turbidez de efluente doméstico  Remoção de DQO, A I - AI I= 3.5A turbidez e surfactantes de efluente gerado em	

# 2.6.5. Vantagens e desvantagens da electrocoagulação

Assim como outras técnicas de tratamento de água, a electrocoagulação (EC) também apresenta vantagens e limitações que impactam sua viabilidade e desempenho em diferentes aplicações. Mollah et al. (2001), *apud* Da Silva (2009), apresentam as principais vantagens e desvantagens do processo de electrocoagulação, quando comparado com o processo de coagulação/floculação convencional.

- Os coagulantes são gerados in situ, tornando desnecessária a adição de sais metalicos;
- Combina métodos de oxidação, coagulação e precipitação, tornando-se um método de tratamento não específico em relação aos poluentes;
- Baixa produção de lodo em função da baixa inserção de produtos químicos;
- Custos de operação bastante baixos quando comparado com tecnologias convencionais;
- A electrocoagulação produz efluente com menos sólidos totais dissolvidos em comparação com tratamentos químicos.

Apesar das inúmeras vantagens associadas à electrocoagulação, essa técnica também apresenta limitações que devem ser consideradas em sua aplicação. Entre as principais desvantagens, destacam-se:

- Os eléctrodos precisam ser substituídos regularmente em virtude do desgaste ocorrido durante o processo;
- Inibição dos processos catódicos devido à deposição de meticais, evitando a libertação do gás hidrogénio, implicando a utilização de corrente alternada.
- Apesar de uma quantidade menor de lodo produzida em comparação com a coagulação química convenciona, o resíduo gerado apresenta elevada concentração de metais, o que inviabiliza seu descarte direto no meio ambiente. Nesse contexto, torna-se imprescindível a realização de um póstratamento, com o objetivo de reduzir tanto os metais dissolvidos remanescentes quanto aqueles presentes na fase sólida (precipitado).

#### 2.6.6. Custo operacional da electrocoagulação

O custo operacional de qualquer tratamento de efluentes é um critério muito importante para a avaliação da aplicabilidade do método em escala industrial. Para o processo de electrocoagulação os principais custos de operação incluem o custo da electricidade e do material do eléctrodo como mostra a Equação 8 (Samir, Ajeel, e Alaba, 2018).

Onde:

Co: Custo operacional;

Cenergia: Custo de energia eléctrica;

Celéctrodo: Custo do eléctrodo.

O custo de energia eléctrica (C<sub>energia</sub>) foi calculado com base na quantidade de energia eléctrica consumida (kWh/m³ do efluente tratado) e no preço de energia eléctrica (P<sub>EE</sub>) de acordo com Equação 9.

$$C_{\text{energia}} = \frac{\text{U.I.t}}{V_{\text{efluente}}} \times P_{\text{EE}}$$
 (Equação 9)

Onde:

Cenergia: Custo energia eléctrica (Mt/m³);

I: Corrente eléctrica aplicada (A);

U: Tensão aplicada (V)

t: Tempo de electrólise (h);

V<sub>efluente</sub>: Volume do efluente (m<sup>3</sup>);

PEE: Preço de energia (Mt/KWh)

O custo do material do eléctrodo foi obtido através da Equação 10 com base na lei de Faraday.

$$C_{\text{eléctrodo}} = \frac{M.I.t}{Z.F.V_{efluente}} \times P_{\text{ME}}$$
 (Equação 10)

Onde:

Celéctrodo: custo do eléctrodo (Mt/m³);

I: Corrente eléctrica aplicada (A);

t: Tempo de electrólise (s);

M: Massa molar relativa do alumínio (g/mol);

PME: preço do material do eléctrodo (Mt/g);

Z: Número de electrões envolvidos na reacção de oxidação do ânodo;

F: Constante de Faraday (96500 C/mol);

# **CAPÍTULO 3**

# 3. ÁREA DE ESTUDO

#### 3.1. Localização

A fábrica de reciclagem de plástico Maxver Lda está localizada no bairro Khongolote, distrito municipal da Matola, posto administrativo de Infulene, situada na latitude 25° 49' 41" S e longitude 32° 33' 42" E. A norte, limita-se com o bairro Intaca, e a este, com o bairro Zimpeto. A fábrica encontra-se a oeste do Estádio Nacional do Zimpeto, com o acesso principal situado aproximadamente a 357,75 metros da estrada N1 (Avenida de Moçambique) e a cerca de 130 metros do rio Infulene. Os efluentes gerados pela unidade são descarregados nas margens do rio Infulene.

A Figura 11 ilustra a delimitação da área de estudo, o polígono azul representa o complexo industrial onde ocorre o processo de reciclagem de resíduos plásticos. A área destacada em amarelo corresponde ao local de depósito dos resíduos gerados durante a reciclagem, incluindo grânulos descartados e efluentes. O efluente é conduzido por uma conducta até à área de gestão de resíduos, onde é escoado superficialmente e, posteriormente, descarregado no rio através de um canal indicado pelo ponto vermelho. A distância entre o ponto de descarga e ao rio é de aproximadamente 80 metros.

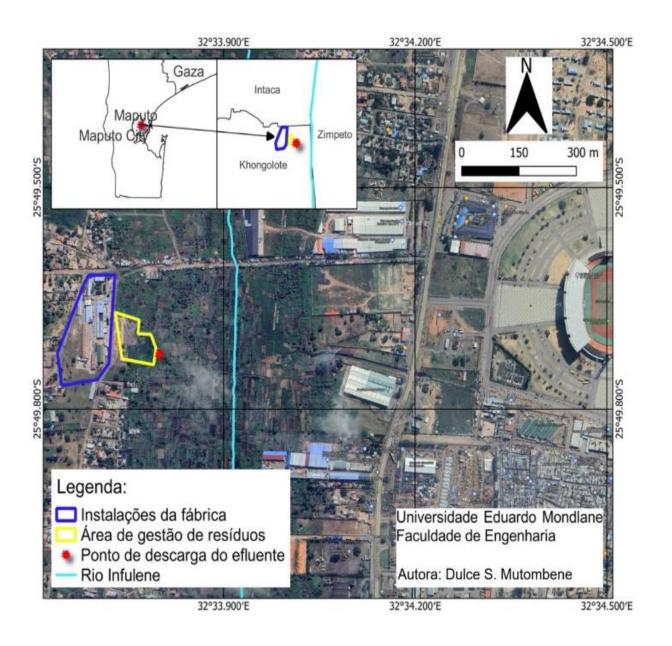


Figura 11: Localização da Área de Estudo Fonte: (Google Earth 2025)

Os efluentes desta fábrica não passam por nenhum tipo de tratamento, portanto a utilização da água do Rio misturada com estes efluentes para irrigação constitui risco à saúde pública. Durante o trabalho de campo, verificou-se que alguns agricultores reultilizam este efluente para irrigação, a utilização directa dessa água na irrigação pode contaminar o solo comprometer a produtividade agrícola e expor a população a riscos toxicológicos. A Figura 12 mostra o processo de lançamento do efluente ao

Rio. O ponto 1, mostra a entrada do efluente na área de gestão de resíduos, este é escoado superficialmente como pode se observar no ponto 2 e por fim é lançado para o Rio Infulene através do canal mostrado no ponto.



Figura 12: (1) Descarga do efluente para a área de gestão de resíduos, (2) escoamento superficial do efluente, (3) lançamento do efluente no Rio

#### 3.2. Clima

O clima do Município da Matola, onde se localiza o bairro Khongolote é tropical de savana com duas épocas, uma quente e chuvosa (Outubro a Março) e outra fria e seca (Abril a Setembro). As temperaturas médias anuais variam entre 22-24°C com temperatura máxima média de 30° C em Janeiro/Fevereiro, e a mínima média é de 15° C em Junho/Julho. A precipitação média anual varia de 600-1000 mm (DINIZ,et. al., 2012). O período de maior precipitação tem inicio no mês de Novembro até Março, que correspondem aos meses mais quentes do ano, registando se maior precipitação no mês de Janeiro com uma média de 123 mm (Miguidade, 2018)

# 3.3. Hidrologia

Quanto a hidrologia o bairro kongolote apresenta o Rio Infulene, que faz o limite com o bairro Zimpeto. A sua água tem origem através da ressurgência da água do lençol freático local, constitui um rio perene, sendo muito usado para irrigação de hortículas que abastecem os mercados de Maputo e Matola (Miquidade, 2018).

# 3.4. Cobertura vegetal e uso do solo

A área apresenta uma cobertura vegetal predominantemente modificada, com áreas de savana em uso. A urbanização tem levado à redução da cobertura vegetal, com índices de cobertura vegetal (ICV) muito baixos em alguns bairros da Matola, incluindo Khongolote. Cerca de 65% do território municipal da Matola é rural, com 10.673,6 hectares destinados à agricultura. A agricultura é praticada em todos os postos administrativos, com destaque para a produção de hortícolas, legumes, oleaginosas, cereais e tubérculos ( (DINIZ,et. al., 2012).

# **CAPÍTULO 4**

# 4. MATERIAIS E MÉTODOS

Este capítulo descreve os materiais e procedimentos experimentais empregados na caracterização e no tratamento do efluente. A Figura 13 apresenta um diagrama detalhado das etapas do processo. A caracterização foi realizada em duas fases, uma conduzida em campo e outra em laboratório. Para a etapa de tratamento, foi construída uma unidade piloto do processo de electrocoagulação, que se desenvolveu em três fases distintas.

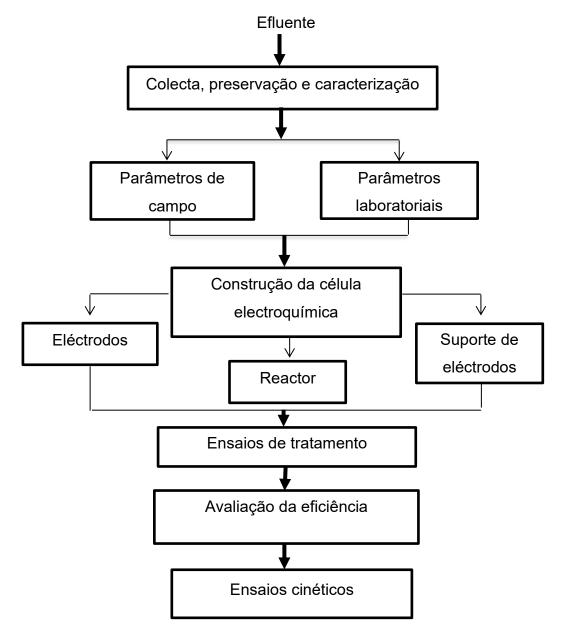


Figura 13: Fluxograma do processo de caracterização e tratamento do efluente

# 4.1. Amostragem

Para a caracterização do efluente, foram realizadas três campanhas de amostragem nos meses de Junho, Agosto e Outubro de 2023, com uma colecta efectuada em cada mês. As amostras foram recolhidas seguindo as técnicas descritas no Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater (APHA, 2012) para amostragem de efluentes líquidos. O ponto de coleta foi a descarga do efluente para o rio. Antes da colecta, mediu-se os parâmetros de campo. As amostras foram recolhidas em recipientes de polietileno de 500 mL, previamente lavados. Para preservar as características dos parâmetros laboratoriais, as amostras foram acondicionadas em caixas térmicas com gelo e transportadas até ao laboratório de Engenharia Química da Faculdade de Engenharia, onde foram conservadas a 4 °C.

#### 4.2. Caracterização do efluente

Para a análise do efluente, seguiram-se os métodos estabelecidos no *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater* (APHA, 2012), excepto para a determinação da DQO e dos sólidos totais dissolvidos, que se determinaram através de correlações com outros parâmetros, nomeadamente a DBO e a conductividade eléctrica, respetivamente. A Tabela 6 apresenta os métodos e os equipamentos utilizados na medição dos parâmetros analisados.

Tabela 6: Equipamentos e metodologia usada para as análises dos parâmetros

Parâmetros	Método	Referência	Equipamento		
рН	Potenciométrico	4500 H <sup>+</sup> B	Multimedidor portátil		
OD (mg/L)	Potenciométrico	4500-O G	de pH, OD e CE		
CE (μS/cm)	Potenciométrico	2510 B	Marca: HACH		
Temperatura (°C)			Modelo: HQ40D		
Turbidez (NTU)	Nefelométrico	2130 B	Turbidímetro Marca: WTW		
DBO (mg/L)	Incubação por 5 dias	5210 B	Incubadora Marca: HACH		

Os ensaios para determinação dos parâmetros laboratoriais realizaram-se no Laboratório de Hidráulica Sanitária, do Departamento de Engenharia Civil da Faculdade de Engenharia da UEM, utilizando equipamentos de medição, reagentes e demais recursos materiais adequados. Os procedimentos experimentais, bem como os métodos e equipamentos empregados na análise de cada parâmetro físico-químico, encontram-se detalhados no Apêndice 1.

# 4.3. Ensaios de electrocoagulação

Os ensaios de tratamento do efluente foram realizados em duas etapas: inicialmente, efectuaram-se testes preliminares em escala de bancada, posteriormente, o tratamento foi realizado em escala piloto, para o efeito, realizaram-se duas campanhas de colecta do efluente. Na primeira campanha, recolheu-se um volume reduzido, aproximadamente 5 L, destinado aos testes preliminares. Na segunda campanha, foi colectado um volume maior, cerca de 60 L, para o tratamento em escala em escala maior.

# 4.3.1. Experiências preliminares do tratamento por electrocoagulação – Escala de bancada

Para realização de testes iniciais do processo de electrocoagulação usou-se um copo com volume útil de 2 L e como eléctrodo usou-se quatro placas de alumínio cortadas nas seguintes dimensões 12,5x4,5 cm e com área efectiva de 33,75 cm<sup>2</sup> separados por 2,5 cm, e conectados a uma fonte eléctrica conforme mostra a Figura 14. Nesta fase usou-se como fonte de corrente uma bateria com 5 volts e 1 Ampere e um tempo de electrólise de 60 minutos.

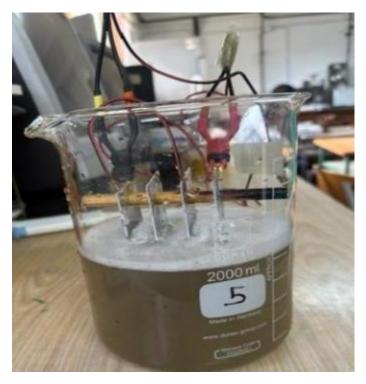


Figura 14: Tratamento de efluente em escala de bancada

Depois do tratamento mediu-se de pH, temperatura, turbidez e conductividade. Esta etapa foi crucial para avaliar a qualidade do efluente tratado e permitiu determinar a corrente eléctrica mínima necessária para assegurar a eficiência do processo de electrocoagulação.

# 4.3.2. Sistema de tratamento por electrocoagulação – Escala piloto

Para tratar o efluente em escala piloto, foi necessário construir um reactor de maior capacidade. Além disso, preparados eléctrodos com área maior e foi concebido um orifício para a retirada do efluente tratado, garantindo que este estivesse livre de materiais em flotação e/ou sedimentação.

#### 4.3.2.1. Reactor

O reactor é um recipiente que contém o conjunto de eléctrodos e onde ocorrem as reações químicas do processo de tratamento. O volume útil do reactor utilizado nesta unidade piloto foi de 12 litros, enquanto o volume total do reactor era de 15 litros. O reactor foi construído em acrílico o que permitiu uma melhor visualização das experiências.

#### 4.3.2.2. Eléctrodos

O reactor foi equipado com placas de alumínio com dimensões de 30,5 cm × 7,5 cm. As placas foram perfuradas com orifícios de diferentes diâmetros: um destinado à ligação dos cabos eléctricos e outro para permitir a suspensão das placas no suporte, garantindo a estabilidade do sistema e prevenindo a ocorrência de curto-circuitos.

# 4.3.2.3. Arranjo de eléctrodos

O sistema de eléctrodos foi composto por 10 placas de alumínio, formando 5 pares de ânodo e cátodo conectados electricamente em paralelo. As ligações foram feitas com fios de cobre (azul para cátodo e vermelho para ânodo) de 0,6 mm, fixados com parafusos metálicos. Os eléctrodos eram montados num suporte de madeira na parte superior do reactor, com espaçamento de 5 cm entre si, e ligados a uma fonte de corrente contínua. A Figura 15 apresenta a unidade piloto utilizada no estudo.

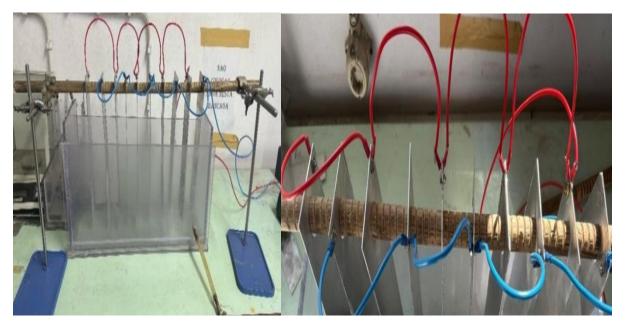


Figura 15: Reactor de electrocoagulação em escala piloto (à esquerda), Arranjo dos eléctrodos (á direita)

#### 4.3.3. Procedimentos Experimentais

O tratamento do efluente foi realizado em regime de batelada, sob diferentes tensões elétricas (4, 6, 8, 10, 12 e 14 V), utilizando um volume fixo de 12 litros por ensaio. As condições experimentais foram mantidas constantes, com temperatura ambiente de aproximadamente 24 °C e tempo de eletrólise de 60 minutos. As etapas experimentais seguiram a metodologia representada no fluxograma representado na Figura 16.

Transferiu-se todas amostras para um recipiente de 80 L e homogeneizou-se, com o objetivo de assegurar a representatividade da amostra utilizada nos diferentes ensaios



Após a homogeneização, retirou-se uma amostra do efluente para análise dos seguintes parâmetros: pH, temperatura, turbidez e conductividade eléctrica e uma fracção amostra foi devidamente acondicionada e preservada para análise posterior de Demanda Bioquímica de Oxigénio (DBO).



Introduziu-se 12 L do efluente no reactor e o conjunto de eléctrodos foi submerso no reactor e conectados à fonte de corrente. Em seguida, a tensão foi ajustada, de acordo com o plano experimental.



Depois do tratamento, retirou-se o efluente tratado e manteve-se em sedimentação por um período de 30 minutos para a decantação dos flocos



Após a sedimentação do efluente, mediu-se novamente os parâmetros de caracterização), essa etapa permitiu avaliar a eficiência do tratamento.



Por fim, lavou-se os eléctrodos e do reactor, e os passos foram repetidos para diferentes potenciais.

Figura 16: Etapas experimentais do processo de tratamento do efluente

A eficiência do processo foi avaliada por meio da comparação quantitativa dos parâmetros físico-químicos do efluente antes e após o tratamento. A Equação 12 apresenta a fórmula utilizada para o cálculo da eficiência.

Eficiência de remoção (%)= 
$$\frac{c_i - c_f}{c_i}$$
 x 100 (Equação 12)

Onde:

Ci: Concentração inicial

Cf: Concentração final

\_

# **CAPÍTULO 5**

# 5. APRESENTAÇÃO E DISCUSSÃO DOS RESULTADOS

Neste capítulo são apresentados e discutidos os resultados da caracterização do efluente (1) confrontando os resultados com os padrões de emissão e (2) os resultados do tratamento do efluente nas secções 5.1 e 5.2, respectivamente.

# 5.1. Caracterização do efluente

Os gráficos representados nas Figuras 17 e 18 apresentam os resultados da caracterização do efluente em comparação com os padrões admissíveis para sua emissão.

#### 5.1.1. Conductividade eléctrica

Com base na análise da Figura 16, verifica-se que os valores de conductividade eléctrica excedem os limites estabelecidos pela legislação, que fixa em 700  $\mu$ S/cm o valor máximo permitido para o descarte de efluentes industriais. Os resultados obtidos oscilaram entre 942 ± 5,29  $\mu$ S/cm e 1367 ± 6  $\mu$ S/cm, evidenciando uma elevada concentração de iões dissolvidos na água, o que se reflete em uma salinidade expressiva.

# 5.1.2. pH

O pH do efluente apresentou carácter neutro, com valores relativamente estáveis ao longo de todas as campanhas de amostragem realizadas. Esses valores encontramse dentro dos limites para o lançamento de efluentes, indicando que, sob o ponto de vista da acidez e alcalinidade, o efluente não representa nenhum risco ambiental.

#### 5.1.3. Temperatura

A temperatura do efluente manteve-se igual à temperatura ambiente, uma vez que o processo não inclui o aquecimento da água. Conforme ilustrado na Figura 16 (c), os valores de temperatura do efluente variaram entre 24,5 °C e 29,3 °C.

#### 5.1.4. Sólidos Totais Dissolvido

A partir da Figura 17, pode-se observar que o efluente apresentou concentrações de sólidos dissolvidos totais (SDT) acima do limite admissível (450 mg/L), com valores entre 602,88 ± 1,69 mg/L e 874,88 ± 3,84 mg/L. Essa essa concentração elevada pode comprometer a produtividade agrícola e representar risco à saúde pública, devido à toxicidade potencial dos SDT. Resultados semelhantes foram reportados por Parteca et al. (2007) em estudo sobre água usada na reciclagem de plástico PEBD.

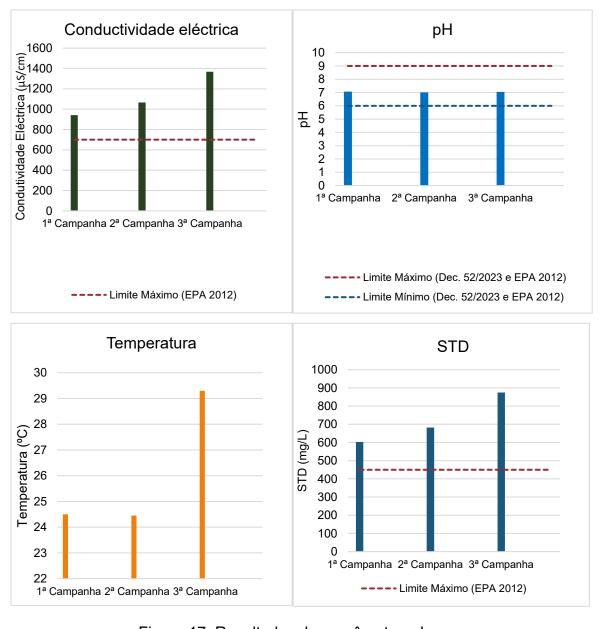


Figura 17: Resultados dos parâmetros de campo

#### 5.1.5. Oxigénio dissolvido

Ao longo da 2ª e 3ª campanha, os níveis de oxigénio dissolvido foram significativamente baixos (1,86 ± 0,08 mg/L e 0,93 ± 0,06 mg/L, respectivamente), indicando alta carga orgânica no efluente. A variação nos valores observados entre a 1ª e as campanhas subsequentes pode ser atribuída à influência de outros parâmetros, como turbidez, sólidos dissolvidos totais (SDT), que influenciam a disponibilidade de oxigénio.

#### 5.1.6. Turbidez

O efluente apresentou turbidez elevada, com valores entre 80,37 ± 0,80 NTU e 212 ± 2,64 NTU, excedendo o limite de 5 NTU estabelecido pela EPA (2012). Esses níveis indicam concentrações elevadas de sólidos em suspensão, que podem abrigar microrganismos. De acordo com Barbosa et al. (2009), a turbidez está relacionada à presença de sólidos e varia conforme a coloração e o grau de contaminação do plástico reciclado, especialmente por materiais como argila.

#### 5.1.7. DBO

A DBO média do efluente foi de 158,9 mg/L, valor significamente superior ao limite legal de 30 mg/L. Esse valor indica forte poluição orgânica, com risco de esgotamento de oxigénio, emissão de odores por decomposição anaeróbica, e poluição do ar.

# 5.1.8. DQO

Segundo Parteca et al. (2007), a concentração de DQO está relacionada à contaminação da matéria-prima por substâncias químicas, como tintas de embalagens, resíduos orgânicos, compostos sintéticos, óleos, graxas e produtos de limpeza. O efluente apresentou uma média de 227 mg/L, ultrapassando o limite de 150 mg/L estabelecido pelo Decreto 52/2023. Valores mais altos relatados pelo autor (287,34 ± 32,45 mg/L) sugerem uma carga orgânica e química mais intensa no efluente, possivelmente decorrente de maior presença de contaminantes nos resíduos plásticos.

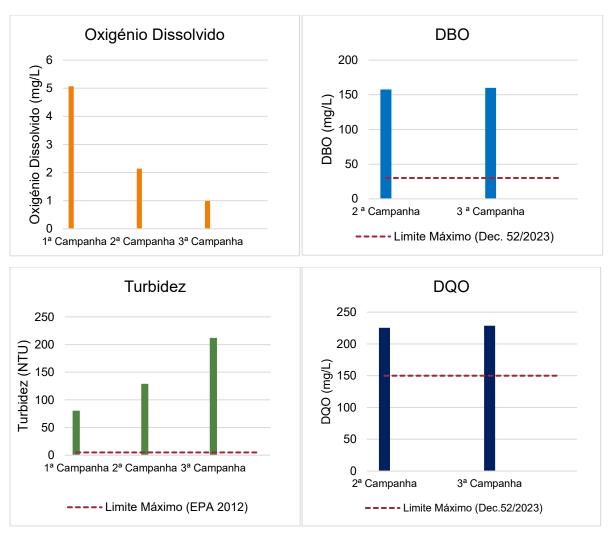


Figura 18: Resultados de parâmetros laboratoriais

Com base nos resultados obtidos e sua comparação com os padrões estabelecidos, é possível observar a necessidade de tratamento do efluente para que possa ser lançado ao Rio.

# 5.2. Resultados do tratamento

A seguir são apresentados e discutidos os resultados obtidos no processo de tratamento de Efluente de reciclagem de plástico por electrocoagulação.

Antes da realização dos ensaios de tratamento, fez-se a caracterização do efluente a tratar, visando avaliar a eficiência do tratamento. Os resultados referentes à caracterização da amostra do efluente bruto são apresentados na Tabela 7. Os resultados referentes ao efluente tratado em diferentes condições são apresentados na Tabela 8 assim como o valor de lançamento permitido do efluente no corpo

receptor. Os valores da densidade de corrente e dose do alumínio foram calculados de acordo com as equações 6 e 7 respectivamente e os cálculos são mostrados no Apêndice 3.

Tabela 7: Resultados da caracterização do efluente antes do tratamento

Parâmetros	Resultados	Limites admis	ssíveis
		Decreto (52/2023)	EPA 2012
рН	$7.44 \pm 0.01$	6 - 9	6-9
Temperatura (°C)	22 ± 0.1		
DBO (mg/L)	141.27 ± 3.33	30	
DQO (mg/L)	235.44 ± 5.55	150	
Turbidez (NTU)	$67.3 \pm 0.83$		5
Conductividade (µS/cm)	1173.33 ± 0.58		700
STD (mg/L)	750.93 ± 0.37		450

Tabela 8: Resultados de caracterização do efluente após o tratamento

Ensaios	Bruto	1	2	3	4	5	6	Limites Admissíveis	
U (V)		4	6	8	10	12	14		
I (A)		0.6	1	1.6	1.96	2.01	2.89		
J (A/m <sup>2</sup> )	-	15.53	25.89	37.54	50.75	55.67	74.04	Decreto 52/2023	EPA 2012
Conc. (mg/L)		83.94	139.89	202.85	274.20	300.78	404.30		
рН	7.74	7.75	7.76	7.83	8.06	8.06	8.36		
T (°C)	22	22.7	22.9	22.9	23	23.2	24.2		
Turbidez (NTU)	67.3	9.68	1.85	1.54	0.89	3.21	3.56		5
DBO (mg/L)	141.27	21.9	4.47	4.41	3.83	8.83	8.79	30	
DQO (mg/L)	235.44	36.6	7.9	7.35	6.37	14.64	14.72	150	
STD (mg/L)	750.93	743	719.9	699.73	650.24	647.25	622.72		450

# 5.2.1. Avaliação de eficiência da electrocoagulação

A eficiência do tratamento foi avaliada por meio do monitoramento dos parâmetros físico-químicos do efluente, antes e após o processo. A Figura 19 mostra o efluente bruto, caracterizado por elevada turbidez, e o efluente tratado por electrocoagulação, onde se evidencia o potencial do método na clarificação da água e na remoção de matéria orgânica.

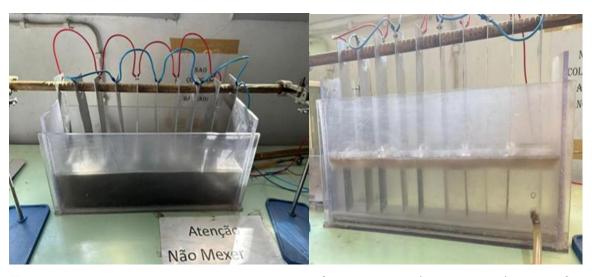


Figura 19: Aspecto visual da amostra do efluente bruto (à esquerda) e do efluente tratado (á direira)

#### 5.1.2.1. Remoção da turbidez

O gráfico da Figura 20 apresenta os resultados da remoção de turbidez para diferentes densidades de corrente, destacando a eficiência do processo em cada ensaio. O efluente bruto apresentou uma turbidez inicial de 67,3 NTU. Após o tratamento, esse valor foi significativamente reduzido, resultando em uma turbidez residual entre 0,89 e 9,68 NTU, o que corresponde 85,63% e 98,67% respectivamente. Barbosa et al. (2009) também observou reduções expressivas de turbidez, atingindo 99,85% de remoção. A elevada eficiência do processo está associada à interação do coagulante com as partículas, formando flocos que depois são removidos por flotação. A partir dos resultados, pode-se observar que o efluente tratado esteve em conformidade com os padrões de emissão estabelecidos para todos os ensaios, excepto para o primeiro. Esse resultado mostra que a aplicação de baixa densidade de corrente compromete a formação eficiente dos agentes

coagulantes durante o processo de electrocoagulação, resultando em uma menor remoção dos poluentes presentes no efluente.

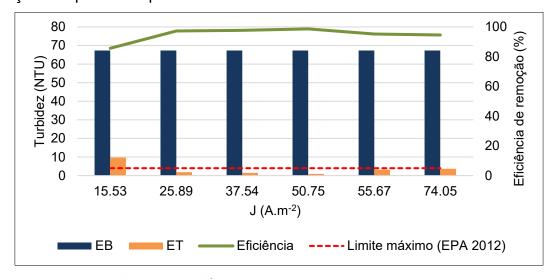


Figura 20: Eficiência de remoção de turbidez

# 5.2.1.2. Remoção da Demanda Química de Oxigénio

A elevada remoção da DQO observada no gráfico da Figura 21 resulta da sinergia entre os processos de coagulação/floculação, que promovem a eliminação da matéria orgânica em suspensão, e a oxidação eletroquímica das frações orgânicas dissolvidas. A oxidação anódica da água gera oxigênio gasoso em pequenas bolhas, uma parcela significativa das quais se dissolve no efluente, atuando como agente oxidante e facilitando reações redox que degradam as moléculas orgânicas dissolvidas. Esses mecanismos contribuem para a expressiva redução da DQO, com eficiências variando entre 84,63% e 97,29%, permitindo que o efluente tratado atenda aos limites ambientais para seu descarte.

Os resultados obtidos por Barbosa et al., (2009) indicaram uma eficiência máxima de remoção de 80,75%. A diferença em relação ao presente estudo pode ser atribuída às distintas características dos efluentes analisados. Enquanto neste trabalho a concentração inicial de DQO era de 235,44 mg/L, no estudo de Barbosa et al., (2009) o efluente apresentava uma concentração significativamente superior, de 3500 mg/L. Essa variação evidencia a influência da composição e carga contaminante do efluente na eficiência do processo de remoção.

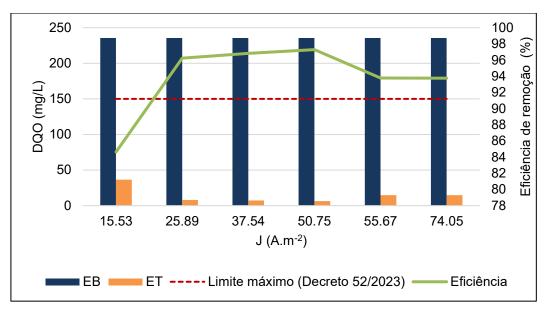


Figura 21: Eficiência de remoção da DQO

# 5.2.1.3. Remoção da Demanda Bioquímica de Oxigénio

Segundo Carvalho (2018), a eletrocoagulação promove a remoção eficaz dos compostos orgânicos biodegradáveis presentes no efluente, por meio da acção integrada dos processos de coagulação, electrooxidação. A coagulação facilita a remoção da matéria orgânica em suspensão, enquanto a eletrooxidação, ocorrendo no ânodo, degrada os compostos orgânicos dissolvidos por meio da geração de espécies oxidantes, como radicais hidroxila. A Figura 22 demonstra elevadas eficiências na remoção da DBO, variando entre 84,63% e 97,29%. A concentração inicial de DBO no efluente bruto, de 141,87 mg/L, foi significativamente reduzida para valores residuais entre 3,83 e 21,9 mg/L, assegurando o cumprimento dos limites máximos permitidos para o descarte ambiental.

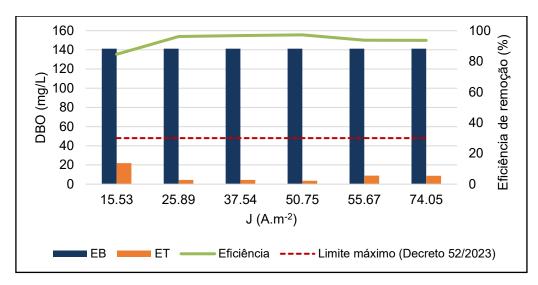


Figura 22: Eficiência de remoção da DBO

# 5.2.1.4. Remoção de Sólidos Totais Dissolvidos

A eletrocoagulação promove a remoção de sólidos totais dissolvidos (STD) por meio da geração *in situ* de coagulantes metálicos e reacções redox, que favorecem processos de adsorção, coprecipitação e transformação química das espécies dissolvidas. O aumento da densidade de corrente eleva a mobilidade iônica e a temperatura do sistema, acelerando a cinética das reacções electroquímicas e, consequentemente, aprimorando a eficiência na remoção dos STD (Brächer, 2018). Contudo, devido à alta estabilidade e solubilidade química de muitas frações dissolvidas, a eficiência de remoção permanece limitada conforme mostra a Figura 23, exigindo a aplicação de tratamentos complementares para assegurar a conformidade com os padrões ambientais.

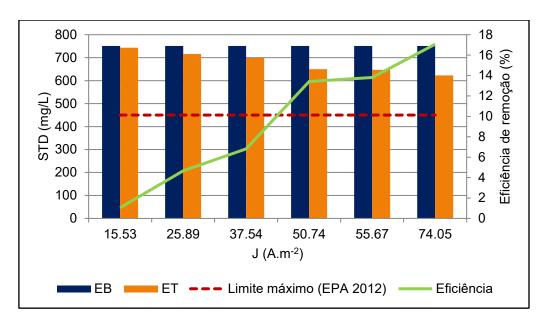


Figura 23: Remoção de STD em função da densidade de corrente

# 5.1.2.5. Variação do pH

O tratamento resultou em um aumento no pH do efluente, sendo mais acentuado nas correntes eléctricas mais elevadas, conforme ilustrado na Figura 24. Apesar dessa variação, os valores finais de pH permaneceram dentro do intervalo estabelecid

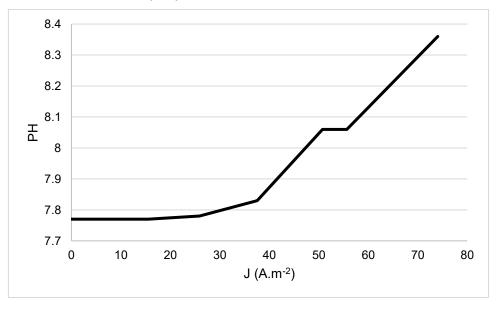


Figura 24: Variação do pH em função da densidade de corrente

### 5.1.2.6. Variação da Temperatura

A electrocoagulação provoca um aumento na temperatura do efluente, resultado da passagem de corrente eléctrica, que intensifica a energia cinética das moléculas e a mobilidade iónica, levando à dissipação de calor pelo efeito Joule (Bracher, 2018). O efluente bruto apresentava 22,5°C e manteve essa temperatura em baixas densidades de corrente. No entanto, com o aumento da densidade de corrente, verificou-se um leve aumento, atingindo 24,1°C, conforme demonstrado na Figura 25.

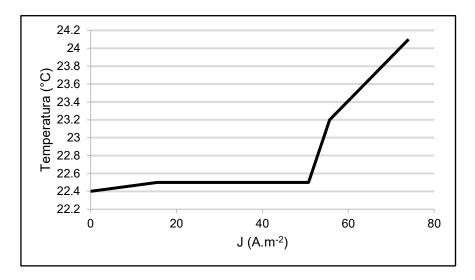


Figura 25: Variação da temperatura em função da densidade de corrente

# 5.2.2. Determinação da densidade óptima

A determinação da densidade óptima é fundamental para a dosagem eficiente do coagulante, visando maximizar a eficiência de remoção e minimizar os custos operacionais. O ponto ótimo foi estabelecido com base no ensaio que apresentou os melhores resultados de remoção, garantindo a eficácia do processo. Na Figura 26, observa-se a relação entre turbidez e densidade de corrente. A forma quadrática da equação sugere que a relação entre turbidez e densidade de corrente não é linear. Inicialmente, o aumento da densidade de corrente promove uma redução da turbidez, até atingir um pico de eficiência. No entanto, após esse ponto, a turbidez pode aumenta devido ao excesso de coagulante, que provoca a reestabilização dos colóides, interferindo na eficiência do processo.

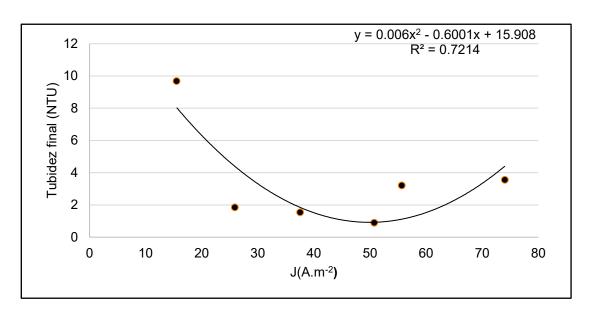


Figura 26: Remoção da turbidez em função da densidade de corrente

O ponto óptimo pode ser identificado por meio da análise da variação da eficiência, conforme ilustrado na Figura 27. Observa-se que, à medida que a densidade de corrente aumenta, a eficiência de remoção também cresce, atingindo um pico de desempenho. No entanto, quando a dosagem do coagulante excede o nível ideal, verifica-se uma redução na eficiência do processo. Esse efeito ocorre devido ao excesso de cargas positivas, que provoca a reestabilização dos colóides na água, dificultando sua remoção.

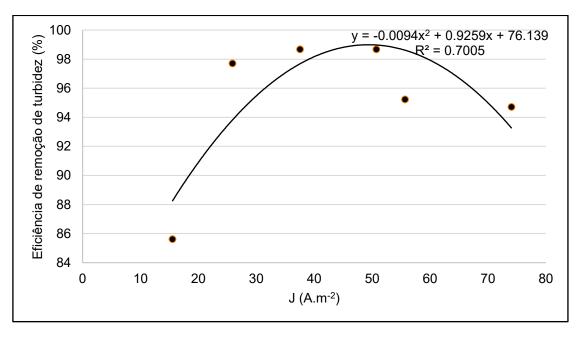


Figura 27: Eficiência de remoção de turbidez em função da densidade de corrente

### 5.2.3. Ensaios cinéticos

Após a determinação do ponto óptimo, a amostra foi submetida às análises cinéticas para avaliação de remoção de turbidez em função do tempo de electrólise. O tratamento foi realizado com um tempo máximo de operação de 60 minutos, sendo que as amostras foram colhidas a cada 10 minutos. Os resultados, apresentados na Figuras 28, mostram uma redução expressiva da turbidez. A amostra apresentou uma turbidez de 61,63 NTU, e após 10 minutos de tratamento observou-se uma redução significativa, atingindo um valor residual de 11,67 NTU, o que representa uma taxa de remoção de aproximadamente 85%. Com o tempo, a eficiência aumentou, atingindo 98,3% de remoção, que corresponde a uma turbidez residual de 1,03 NTU, observando o gráfico pode se notar que nos primeiros 30 minutos o efluente tratado não esteve em conformidade com o limite máximo admissível (5NTU) mas a partir dos 40 minutos o efluente apresentou uma turbidez residual abaixo do limite estabelecido, portanto, com a optimização da densidade de corrente é possível reduzir o tempo de tratamento e consequentemente reduzir o consumo de energia e desgaste dos eléctrodos.

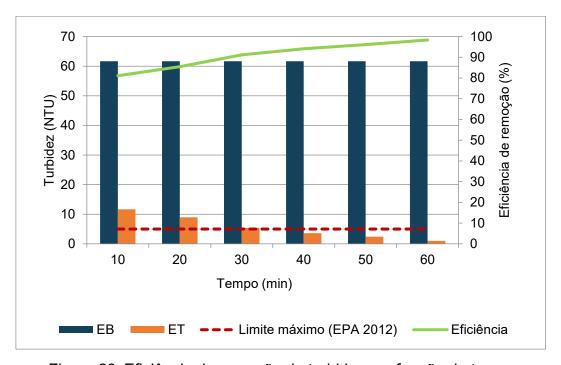


Figura 28: Eficiência de remoção da turbidez em função do tempo

# 5.2.3. Efeitos observados durante o tratamento - desgaste dos eléctrodos

Durante o tratamento, observou-se a formação de uma camada passivante sobre a superfície do ânodo, resultante da reação do metal do eletrodo com o oxigénio dissolvido e espécies oxidantes geradas in situ, levando à formação de óxidos ou hidróxidos metálicos que limitam a dissolução anódica contínua. Simultaneamente, no cátodo, verificou-se a formação de incrustações de natureza predominantemente inorgânica, resultantes da elevação do pH causada pela redução da água e consequente geração de iões hidroxila (OH<sup>-</sup>). Esses iões reagem com catiões alcalinoterrosos, como Ca<sup>2+</sup> e Mg<sup>2+</sup>, formando depósitos insolúveis de CaCO<sub>3</sub> e Mg (OH)<sub>2</sub>, além de favorecer a coprecipitação e adsorção de poluentes dissolvidos conforme pode se observar na Figura 29.

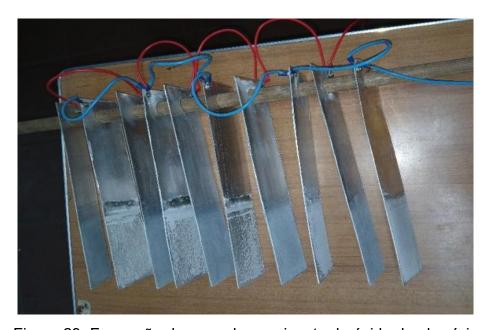


Figura 29: Formação da camada passivante de óxido de alumínio

O desgaste dos eléctrodos compromete o desempenho ao reduzir a área activa, alterar suas propriedades superficiais e aumentar a resistência elétrica da célula. A dissolução irregular e a formação de zonas passivas ou incrustações diminuem a eficiência na geração de coagulantes e remoção de contaminantes, exigindo controlo rigoroso da vida útil e manutenção dos eléctrodos para garantir a estabilidade do processo.

# 5.2.3. Custo de operação

De modo a avaliar a viabilidade económica do processo de electrocoagulação, realizou-se uma análise detalhada do custo operacional. A determinação do custo de tratamento considerou dois factores essenciais: o consumo de energia eléctrica e o desgaste dos eléctrodos, conforme estabelecido nas Equações 8 e 9.

# 5.2.3.1. Custo de operação em função da densidade de corrente

A partir da Figura 30, observa-se que o custo operacional do processo de eletrocoagulação apresenta uma relação directamente proporcional à densidade de corrente aplicada. O gráfico indica que uma densidade de corrente maior leva a um maior consumo de energia e a um desgaste acelerado dos eléctrodos, elevando os custos operacionais. Nas condições óptimas de tratamento (10 A, 1,96 V e 50,75 A·m<sup>-2</sup>), verificou-se que o custo total de operação foi de 17 Mt/m³, representando um equilíbrio entre eficiência na remoção de contaminantes e a viabilidade económica.

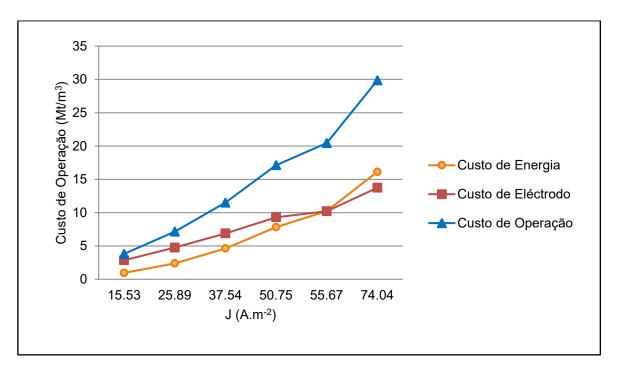


Figura 30: Avaliação do custo operacional do processo de electrocoagulação

# 5.2.3.2. Custo de operação da densidade óptima em função do tempo

A optimização desempenha um papel crucial na redução dos custos operacionais. Com base nos resultados dos ensaios cinéticos, foi realizada uma análise do custo de operação do tratamento. A Figura 31 evidencia que a optimização do tempo de electrólise reduz significativamente o custo operacional, tornando o processo mais eficiente e económico. Após 30 minutos de tratamento, a eficiência de remoção atingiu 91,2% com uma turbidez residual de 3,63 NTU, valor que se enquadra nos limites de emissão, permitindo a redução do custo de 17 Mt/m³ para 9 Mt/m³. Esse resultado ressalta a importância da definição adequada dos parâmetros operacionais, garantindo um tratamento optimizado, sustentável e economicamente viável.

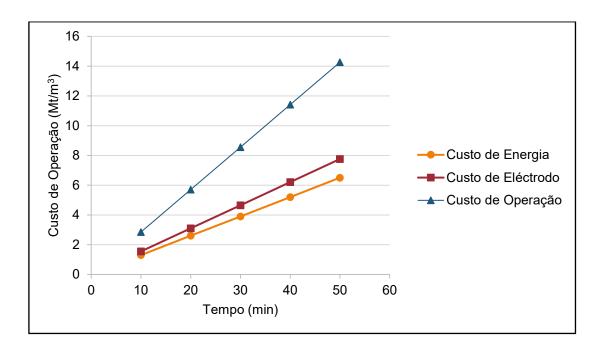


Figura 31: Avaliação do custo operacional da densidade óptima em função do tempo

# **CAPÍTULO 6**

# 6. CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES

### 6.1. Conclusões

Com base nos resultados obtidos na caracterização e tratamento do efluente concluise que:

O efluente de reciclagem de plástico apresenta de forma geral elevados teores de Demanda Bioquímica de Oxigénio (DBO), Demanda Química de Oxigénio (DQO), turbidez, Conductividade Eléctrica (CE) e Sólidos Totais Dissolvidos (SDT), havendo, portanto, a necessidade de tratá-lo para adequá-lo aos padrões de emissão estabelecidos pelo Decreto 52/2023 e pelo EPA 2012.

A aplicação da electrocoagulação, utilizando eléctrodos de alumínio no trata mento deste efluente, mostrou-se tecnicamente viável, apresentado excelentes resultados na remoção de turbidez, DBO e DQO, alcançando remoções máximas de 98% para turbidez e 96% para DBO e DQO, evidenciando a capacidade do processo em promover a clarificação do efluente e a degradação de compostos orgânicos complexos. No entanto, a remoção de STD mostrou-se limitada, indicando uma baixa eficiência na eliminação de contaminantes dissolvidos;

A análise do custo operacional indicou que a electrocoagulação é uma alternativa economicamente viável para o tratamento de efluentes de reciclagem de plástico, pois apresentou baixo custo em função da elevada conductividade que este efluente apresentou e dessa forma apresentou baixa resistência à passagem de corrente eléctrica e, portanto, foi possível proceder com o tratamento a baixas tensões de corrente.

# 6.2. Recomendações

Para trabalhos futuros sugere-se o seguinte:

- Projectar e implementar um método para a remoção do sobrenadante;
- Quantificar e caracterizar o lodo gerado, pois a presença de alumínio residual e poluentes como metais pesados no lodo pode representar risco para o meio ambiente:
- Determinar o alumínio residual no efluente tratado

•	totais dissolvidos (STD).

# 7. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ALVES, L. D. (2021). Análise da eficiência da eletrocoagulação como pré-tratamento de um efluente vinícola simulado. Curitiba.

ANA. (2010). Cuidando das Águas: Soluções para melhorar a qualidade dos recursos hídricos. Brasília.

Barbosa, I. M., Teran, F. J., & Gomes, A. C. (2009). Tratamento de efluente de indústria de reciclagem de plásticos por eletro-coagulação-flotação (ECF). Campinas.

Bonifácio, C. M., & Nóbrega, M. T. (2021). Parâmetros de qualidade da água no monitoramento ambiental.

BORDIN, A. (2012). Reciclagem do Plástico e Tratamento do Efluente: uma possibilidade para o reúso da água.Goiânia.

Borges, A. (2021). Encerrada empresa chinesa de reciclagem de plásticos no zimpeto. Maputo

Brächer, G. H. (2018). Análise do desempenho de um sistema de eletrocoagulaçãoflotação para o tratamento de esgoto doméstico visando reúso. Santa Maria.

Carvalho, E. H. (2018). Concepção e avaliação de reator vertical de eletrocoagulação/flotação na remoção de alquilbenzeno. Goiânia.

CASALI, D. J. (2011). Tratamento do Efluente de uma Recicladora de Plastico utilizando coagulante nao metalico e compostagem. Santa Maria.

COMBATT, M. P. (2014). Aplicação da técnica de eletrocoagulação no tratamento de efluentes de abatedouros de aves. Minas Gerais.

Da Silva, E. F. (2019). Estudo do Tratamento da Água Residuária Proveniente de Indústria de Reciclagem de Pet. Goias.

DINIZ, M. A., BANDEIRA, S., & MARTINS, E. S. (2012). Flora e vegetação da província de maputo: sua apropriação pelas populações.

Do Monte, H. M. (2010). Reutilização de Águas Residuais. Lisboa.

EDM, Acedido em 25 de Abril de 2025, disponível em https://www.edm.co.mz

Economics Trading, Acedido em 10 de Maio de 2025, disponível em <a href="https:pt.tradingeconomics.com">https:pt.tradingeconomics.com</a>>comodity>aluminum

EPA. (2012). Guidelines for Water reuse. Washington.

Filho, A. R. (2005). A importância de Oxigénio Dissolvido em Ecossistemas Aquáticos. Brasília.

Fortuna, A. L. (2020). Impactos ambientais dos plásticos: biopolímeros como alternativa para a redução do acúmulo de embalagens flexíveis de polipropileno no meio ambiente. Rio de Janeiro.

Gabriel, H. S. (2017). Electrocoagulação como pré-tratamento de efluentes da indústria química. Rio de Janeiro.

Giordano, G. (2004). Tratamento e controle de efluentes industriais.

Giulia. (2019). Métodos de electroflotação no tratamento de efluentes: uma análise bibliométrica. Brasília.

Goerck, J., Wolf, D. B., Araújo, R. K., & Decezaro, S. T. (2021). Eletrocoagulação como pós-tratamento do efluente de um westland construído de escoamento vertical. Rio de Janeiro.

GOMES, A. V. (2023).

Grecco, L. H., Souza, B. C., & Zanoni, M. V. (2022). Eletrocoagulação/eletrofloculação para tratamento de águas residuárias: eléctrodos não convencionais e acoplamento de técnicas. São paulo.

João, J. J., Emerick, T., Filho, U. d., & Nishihora, R. K. (2017). Processo De Eletrocoagulação-Flotação: Investigação Dos Parâmetros Operacionais Para O Tratamento De Águas Residuais Da Indústria De Pescados. Santa Catarina.

LETRAS, M. C. (2008). Reciclagem de Plásticos, Identificação de contaminantes e estratégias de valorização dos resíduos industriais.Lisboa.

MARCONDES, J. G. (2012). Tratamento de Efluentes. Assis.

Miquidade, A. A. (2018). Morfologia urbana da matola

Moreno, F. N. (2007). Tratamento de Efluentes de uma Indústria de Reciclagem de Manual de procedimentos de amostragem e analise fisico-quimica de agua. Colombo. Embalagens Plásticas de Óleos Lubrificantes: Processo Biológico e Físico-Químico. Campinas, SP.

Nascimento, R. F., & Ribeiro, J. P. (2021). Processos Eletrolíticos Fundamentos e aplicações em matrizes ambientais. Fortaleza.

Parteca, S., Beckmann, M. V., & Onofre, S. B. (2007). Caracterização físico-química e microbiológica de efluentes gerados no processo de reciclagem de embalagens plásticas. Paraná.

Perpétuo, E. A. (2018). Parâmetros de caracterização da qualidade das águas e efluentes industriais.

Piatti, T. M. (2005). Plásticos: características, usos, produção e impactos ambientais. Maceió/AL.

Piovesan, M. (2017). Tratamento de efluentes industriais utilizando eletrofloculação com eléctrodos de aluminio e ferro. Lages.

Pizutti, J. T. (2018). Pós-tratamento de efluente de reactor UASB por eletrocoagulação e adsorção para reúso. Passo Fundo.

Pompêo, M., Rani-Borges, B., & Paiva, T. C. (2022). Microplásticos nos ecossistemas: impactos e soluções. Brasil.

Rocha, É. J., Mota, S., de Sousa, S. T., & de Aquino, M. D. (2005). Caracterização das águas de lavagem de uma recicladora de plásticos e viabilidade do seu reúso. Fortaleza.

Rodrigues, E. G. (2013). Caracterização e tratamento do efluente de lavagem em empresa de reciclagem de plastico para fins de reúso. Paraíba.

Samir, A., Ajeel, M., & Alaba, P. (2018). Tratamento de águas residuais têxteis utilizando um novo projeto de reator de eletrocoagulação. Malásia.

Souza, P. C. (2016). Aplicação do processo de eletrocoagulação no tratamento de efluentes da indústria têxtil. Maringá.

Souza, P. S., & Cerqueira, A. A. (2013). Electrofloculacao em corrente alternada combinada com processos de separacao por membranas de osmose inversa para tratamento de agua de producao de petroleo onshore. Rio de Janeiro.

Spinacé, M. A., & Paoli, e. M. (2005). A tecnologia da reciclagem de polímeros. Campinas.

Theodoro, P. S. (2010). Utilização da Electrocoagulação no Tratamento de Efluentes da Indústria Galvânica. Toledo.

Tundisi, J. G. (2020). Em S. C. Sustentável, A Água. São Carlos.

VICENTE, J. C. (2019). Aplicação do processo de eletrocoagulação no tratamento deefluente proveniente de indústria de refrigerante utilizando eléctrodo de alumínio. João Pessoa.

Xavier, M. d., Quadros, H. C., & Silva, M. S. (2021). Parâmetros de potabilidade da água para o consumo humano: uma revisão integrativa. Bahia.

ZANETTI, M. (2018). Optimização do tratamento da água residuária proveniente da lavagem de pet para reciclagem. Caldas.

# Apêndices

# Apêndice 1- Procedimentos para a caracterização do efluente

# Parâmetros de campo

A determinação dos parâmetros de campo, como pH, temperatura, condutividade e oxigénio dissolvido (OD), foi realizada utilizando sondas multiparâmetros. Esses dispositivos integram diferentes sensores em um único equipamento, permitindo a análise simultânea de diversos parâmetros da água. O procedimento de medição consistiu na introdução do eléctrodo previamente calibrado na amostra. Após a estabilização dos valores, foi realizada a leitura.



Figura A-1: Aparelho multiparâmetro

### Parâmetros laboratoriais

### Turbidez

Os métodos usualmente empregados para medir a turbidez em águas, baseiam-se na dispersão de luz causada pelas partículas em suspensão, ou seja, o turbidímetro emite luz através da amostra líquida e detecta a quantidade de luz dispersa pelas partículas em suspensão, essa medição é convertida em uma leitura de turbidez.

### Material

Turbidímetro

- Amostras padrão;
- Cubetas;
- Papel laboratório.

### **Procedimentos**

- 1. Calibrou-se o turbidímetro com as amostras padrão;
- 2.Preencheu-se a cubeta com sua amostra ate a marca indicada e limpou-se com papel laboratório;
- 3.Premiu-se a tecla < Star/Enter>, manteve-se a tecla premida, de seguida colocouse a cubeta no turbidímetro e na sequência girou-se lentamente a cubeta no sentido horário e foram-se registando os valores, ainda com a tecla premida girou-se a cubeta no sentindo contrário ate a posição com o menor valor registado anteriormente e por fim soltou-se a tecla e fez –se a leitura do valor.



Figura A-2: Turbidímetro

### DBO<sub>5</sub>

A Demanda Bioquímica de Oxigénio em 5 dias (DBO5) é um método utilizado para quantificar a quantidade de oxigénio dissolvido consumido por microrganismps aeróbios durante a degradação da matéria orgânica biodegradável presente em uma amostra de água, ao longo de 5 dias de incubação a 20°C, em condições controladas e sem luz.

### Material

- Frascos de incubação: 250-300ml de capacidade com tampa esmerilada;
- Incubadora a 20°C;
- Oxímetro;
- Balão para preparação da água de diluição;
- Pipetas volumétricas;
- Becker e provetas;
- Água destilada;
- Esguicho.

# Reagentes

- Solução tampão fosfato;
- Solução de sulfato de magnésio (MgSO<sub>4</sub>);
- Solução de cloreto de cálcio (CaCl<sub>2</sub>);
- Solução de cloreto férrico (FeCl<sub>3</sub>).

### **Procedimento**

1- Ajuste de temperatura da amostra e do ambiente;

Antes de iniciar a experiência, é fundamental garantir que tanto as amostras quanto o ambiente estejam a uma temperatura de 20 ± 1 °C. Para isso, as amostras e a água de diluição foram previamente incubadas, e o ambiente foi devidamente ajustado para alcançar a temperatura desejada.

2- Preparação da água de diluição;

Transferiu-se 10 L de água destilada para um balão volumétrico e adicionou-se 10 mL de cada reagente.

# 3- Diluição das amostras e Leitura do oxigénio dissolvido

Transferiu-se 15 mL de amostra para o frasco de DBO (usou-se a diluição 1-5%, pois é o recomendado para águas residuais brutas), de seguida encheu-se as garrafas com água de diluição suficiente e mediu-se o OD inicial (ODi), por fim fechou-se a garrafa e colocou-se na incubadora durante 5 dias a 20 ± 1 °C. Após 5 dias de incubação mediu-se o OD final e determinou-se o DBO usando a equação abaixo:

$$DBO_5 = (OD_i - OD_5) \times \frac{V \text{frasco}}{V \text{ amostra}}$$

Onde:

DBO5 – Demanda Bioquímica de Oxigénio;

ODi – Oxigénio Dissolvido no primeiro dia;

OD5 – Oxigénio Dissolvido no quinto dia;

V amostra – Volume da amostra;

V frasco - Volume do frasco.



Figura A-3: Balão volumétrico (à esquerda) e frascos de DBO (á direita)

### **DQO**

Não foi possível medir experimentalmente a DQO devido a falta de reagentes, sua determinação foi feita a partir da correlação com a DBO a partir da seguinte equação:

# **Sólidos Totais Dissolvidos**

Igualmente a DQO, a concentração de sólidos dissolvidos foi determinada a partir da correlação com a conductividade eléctrica a partir da equação abaixo.

$$STD [mg \cdot L-1] = 0.64 \times CE [\mu S \cdot cm^{-1}]$$

# Apêndice 2- Resultados da caracterização do efluente

Tabela A-1: Resultados dos parâmetros de campo

Parâmetros	1ª Campanha (13.06.2023)		2ª Campanha (22.08.2023)		3ª Campanha (05.10.2023)	
de Campo <sup>-</sup>	Medições	$\bar{x} \pm s$	Medições	$\bar{x} \pm s$	Medições	$\bar{x} \pm s$
рН	7.07		7.01		7.03	
	7.09	$7.09 \pm 0.02$	7.01	7.01 ± 0.01	7.04	$7.04 \pm 0.01$
	7.1		7.02		7.05	
T (°)	25.1		24.1	24.47 ± 0.32	29.4	29.3 ± 0.85
	24.2	24.5 ± 1.04	24.7		30.1	
	24.2		24.6		28.4	
E (μS · cm <sup>-1</sup> )	940		1076		1367	
	941	942 ± 5.29	1061	1065.67 ± 8.96	1373	1367 ± 6.00
	945		1060		1361	
OD (mg. L <sup>-1</sup> )	5.07		1.77		1.9	
	4.98	4.97 ± 0.21	1.79	1.86 ± 0.08	1.82	$0.93 \pm 0.06$
	4.86		1.64		1.79	

Tabela A-2: Resultados dos parâmetros laboratoriais

Parâmetros	1ª Campar	nha (13.06.2023)	2ª Campa	2ª Campanha (22.08.2023)		3ª Campanha (05.10.2023)	
Laboratoriais	Medições	$\overline{x} \pm s$	Medições	$\overline{x} \pm s$	Medições	$\bar{x} \pm s$	
Turbidez (NTU)	81.2	80.37 ± 0.80	130	129 ± 1	211	212 ± 2.64	
	79.6		129		210		
	80.3		128		215		
STD (mg. L <sup>-1</sup> )	601.6	000 00 + 4 00	688.64	000 00 + 5 74	874.88	874.88 ± 3.84	
	602.24	602.88 ± 1.69	679.04	682.03 ± 5.74	878.72		
	604.8		678.4		871.04		
DQO (mg. L <sup>-1</sup> )	-	-	228.29		227.14		
	-		225.14	225.43 ± 2.73	226.29	228.57 ± 3.15	
	-		222.86		232.29		
DBO (mg. L <sup>-1</sup> )	-	-	159.8		159		
	-		157.6	157.8 ± 1.93	159.4	160.33 ± 1.97	
	-		156		162.6		

# Apêndice 3- Determinação da densidade de corrente e dose do coagulante

Tabela A-3: Determinação da densidade de corrente e dose do coagulante em função da tensão aplicada

Ensaios	U (V)	I (A)	<b>A</b> ânodo	J (A.m <sup>-2</sup> )	Conc. (mg.L <sup>-1</sup> )
1	4	0.6	77.25 x 10 <sup>-4</sup> m <sup>2</sup>	15.53	83.94
2	6	1		25.89	139.89
3	8	1.6		37.54	202.85
4	10	1.96		50.75	274.20
5	12	2.01		55.67	300.78
6	14	2.89		74.04	404.30

Nota: A área do ânodo usada para calcular a densidade de corrente foi multiplicada pelo total nr de ânodos usados.

A densidade de corrente foi calculada através da Equação 6, os cálculos apresentados abaixo são para a tensão de 6 V e intensidade de corrente de 1 A.

$$j = \frac{1}{77.25 \times 0.0001 \times 5} = 25.89 \text{ A.m}^{-2}$$

A dose de coagulante adicionada à célula electrolítica foi calcudada usando a Equação 6, considerando o ensaio 2, (6 V e 1 A), a concentração de alumínio foi determinada da seguinte forma : calculou-se a dose do coagulante e multiplicou-se pelo nr de ânodos usados no reactor.

$$D_T = \frac{1 \times 3600 \times 27}{96500 \times 3 \times 12} = 27.979 \times 5 = 139.89 \text{ g/m}^{-3} = 139.89 \text{ mg.L}^{-1}$$

# Apêndice 4- Resultados do ensaio cinético

Tabela A-5: Eficiência de remoção de turbidez em função do tempo

Turbidez inicial (NTU)	U (V)	I(A)	J(A.m <sup>-2</sup> )	Tempo (min)	Turbidez final (NTU)	Eficiência de remoção (%)
61.63	10	1.96	50.74	10	11.65	81.1
				20	8.97	85.45
				30	5.42	91.2
				40	3.63	94.11
				50	2.42	96.08
				60	1.04	98.32

# Apêndice 5- Determinação do custo operacional

Tabela A-6: Custo de operação em função da densidade de corrente

Ensaios	U (V)	I (A)	J (A.m <sup>-2</sup> )	Custo de Energia (Mt/m³)	Custo do Eléctrodo (Mt/m³)	Custo de Operação (Mt/m³)
1	4	0.6	15.53	0.96	2.85	3.81
2	6	1	25.89	2.39	4.75	7.14
3	8	1.6	37.54	4.62	6.88	11.5
4	10	1.96	50.75	7.81	9.31	17.12
5	12	2.01	55.67	10.23	10.21	20.44
6	14	2.89	74.04	16.12	13.73	29.85

O custo operacional depende de algumas variáveis como a corrente eléctrica, a tensão aplicada, tempo de electrólise, massa molar do alumínio, volume do efluente tratado e a constante de faraday. Algumas dessas variáveis possuem valor fixo e estão expostas na Tabela 8. A tarifa da energia elétrica foi obtida no *site* da EDM (Electricidade de Moçambique) e o preço local de alumínio foi tomado com base no preço do mercado global (U\$ 2.48/Kg) obtido no *site* da *economics trading* que corresponde a 158.17 Mt/Kg de alumínio.

Tabela A- 7: Dados usados para o cálculo do custo operacional

Dados Fixos						
Volume do efluente (L)	12					
Tarifa de Energia (Mt/Kwh)	4.78					
Massa molar do alumínio (g/mol)	27					
Custo de aluminio Mt/Kg)	158.17					
Z	3					
F (C/mol)	96500					

# Custo de energia

O consumo de energia foi calculado através da Equação 9, os cálculos apresentados abaixo são relativos à tensão de 6 V e intensidade de corrente de 1 A, os dados fixos usados foram o volume em metros cúbicos e o tempo de electrólise em horas.

$$C_{\text{energia}} = \frac{(6x1x1)}{0.012} = 500 \text{ Whm}^{-3} = 500x10^{-3} \text{ KWh.m}^{-3} \times 4.78 \text{ Mt/KWh} = 2.39 \text{ Mt/m}^3$$

### Custo de eléctrodos

A massa teoricamente consumida durante a electrólise foi calculada através da Equação 10. Os parâmetros considerados no cálculo foram: a massa molar do alumínio e o seu número de oxidação, 27 g.mol<sup>-1</sup> e 3 respectivamente, a constante de Faraday (96500 C.mol<sup>-1</sup>), o tempo de electrocoagulação em segundos (3600 s) e o volume de efluente em metros cúbicos (0,012 m³).

$$C_{\text{eléctrodos}} = \frac{(27 \times 1 \times 3600)}{3 \times 96500 \times 0.012} = 27,98 \text{ g.m}^{-3} = 27,98 \times 10^{-3} \text{ Kg.m}^{-3} \text{ Al x 148 Mt/Kg Al} = 4.14 \text{ Mt/m}^3$$

Tabela A-8: Custo de operação da densidade óptima em função do tempo

U (V)	I (A)	J (A.m <sup>-2</sup> )	Tempo (min)	Custo de Energia (Mt/m³)	Custo de Eléctrodo (Mt/m³)	Custo de Operação (Mt/m³)
10	1.96	50.74	10	1.30	1.55	2.85
			20	2.60	3.10	5.71
			30	3.90	4.66	8.56
			40	5.20	6.21	11.41
			50	6.51	7.76	14.27
			60	7.81	9.31	17.12