

UNIVERSIDADE TECNOLÓGICA FEDERAL DO PARANÁ

BRUNA MEIRA DE JESUS

**ELETROCOAGULAÇÃO COMO PRÉ-TRATAMENTO DE EFLUENTE DE
INDÚSTRIA DE PALMITO EM CONSERVA**

CURITIBA

2021

BRUNA MEIRA DE JESUS

**ELETROCOAGULAÇÃO COMO PRÉ-TRATAMENTO DE EFLUENTE DE
INDÚSTRIA DE PALMITO EM CONSERVA**

Electrocoagulation as effluent pretreatment of a pickled palm heart industry

Dissertação apresentada como requisito parcial à obtenção do título de Mestre em Engenharia Civil (Área de concentração: Meio ambiente. Linha de pesquisa: Saneamento e Recursos Hídricos).

Orientador: Prof. Dr. Flávio Bentes Freire

Co-orientadora: Prof. Dra. Cristina Benincá

CURITIBA

2021



Esta licença permite que outros remixem, adaptem e criem a partir do trabalho licenciado para fins não comerciais, desde que atribuam ao autor o devido crédito. Os usuários não têm que licenciar os trabalhos derivados sob os mesmos termos estabelecidos pelo autor do trabalho original.



BRUNA MEIRA DE JESUS

ELETROCOAGULAÇÃO COMO PRÉ-TRATAMENTO DE EFLUENTE DE INDÚSTRIA DE PALMITO EM CONSERVA

Trabalho de pesquisa de mestrado apresentado como requisito para obtenção do título de Mestra Em Engenharia Civil da Universidade Tecnológica Federal do Paraná (UTFPR). Área de concentração: Meio Ambiente.

Data de aprovação: 17 de Agosto de 2020

Prof Flavio Bentes Freire, Doutorado - Universidade Tecnológica Federal do Paraná

Prof Thomaz Aurelio Pagioro, Doutorado - Universidade Tecnológica Federal do Paraná

Prof Vinicius Masquetti Da Conceicao, Doutorado - Universidade Federal do Rio de Janeiro (Ufrj)

Documento gerado pelo Sistema Acadêmico da UTFPR a partir dos dados da Ata de Defesa em 16/02/2022.

DEDICATÓRIA

A Jesus Cristo,

AGRADECIMENTOS

Agradeço à Deus, primeiramente e sempre, que por seu amor incondicional me inspira em todos os momentos da minha vida pessoal, acadêmica e profissional.

Ao meu esposo Wagner, que sempre acreditou no meu potencial e com muito carinho me incentivou a continuar a caminhada, superar os desafios e seguir em frente.

Aos meus pais, Pedro e Clara, e minha irmã Marina, pelo carinho, apoio e principalmente pela compreensão nos momentos de ausência.

A todos os meus queridos familiares e amigos, pelo carinho, amizade e palavras de apoio.

À Universidade Tecnológica Federal do Paraná, pelo ensino de qualidade nesses mais de 10 anos de parceria.

Aos professores Cristina Benincá e Flávio Bentes Freire, que com muito empenho me orientaram e ajudaram na realização deste trabalho, por terem sido tão pacientes e estarem sempre dispostos a ajudar.

Aos professores Celimar Azambuja, Thomaz Aurélio Pagioro e Vinicius Masquetti da Conceição, pelas excelentes considerações, disponibilidade e tempo dedicado ao meu trabalho.

Ao amigo Antony, por toda a ajuda e pela disponibilidade em me auxiliar nos ensaios de laboratório.

Aos meus amigos de trabalho da Gouvêa da Costa Consultoria e Projetos de Engenharia Ltda, em especial aos engenheiros Antonieta e Petelinkar por todo o conhecimento repassado nos anos de convivência.

Aos colegas da indústria de palmito em conserva, que sempre estiveram de portas abertas para me receber em suas instalações e pelo grande apoio na obtenção do efluente.

Aos colegas do Laboratório de Saneamento (LABSAN) onde o trabalho foi desenvolvido.

As colegas Rubia e Suelem, do Laboratório Multiusuário de Análises Químicas (LAMAQ).

Ao colega Vilmar Malaguti, que gentilmente nos forneceu o floculante Tanfloc para execução dos ensaios.

RESUMO

JESUS, Bruna Meira de. **Avaliação da eletrocoagulação como pré-tratamento de efluente de uma indústria de palmito em conserva**. 2020. 122 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil). Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil, Universidade Tecnológica Federal do Paraná. Curitiba, 2020.

É crescente a preocupação dos gestores de indústrias com o estabelecimento de processos produtivos mais eficientes, com menor gasto de insumos e consumo de água. A comunidade científica tem um papel importante dentro deste problema, uma vez que busca o desenvolvimento de soluções que satisfaçam as exigências ambientais a custos viáveis. No presente trabalho foi avaliada a utilização da eletrocoagulação como pré-tratamento para efluentes provenientes de uma indústria de palmito em conserva, localizada no município de Antonina/PR, com o objetivo de avaliar a eficiência da eletrocoagulação como pré-tratamento de efluente proveniente de uma indústria de produção de palmito em conserva. Foram realizados ensaios de eletrocoagulação com efluente sintético, simulando a mesma composição das substâncias adicionadas na formulação da salmoura para conserva de palmito usada pela indústria que forneceu o efluente bruto, sendo composta por 35 g.L^{-1} de sal (NaCl), $8,5 \text{ g.L}^{-1}$ de ácido cítrico ($\text{C}_6\text{H}_8\text{O}_7$) e o efluente real. Foram utilizados eletrodos de alumínio e ferro, corrente contínua de 1,5, 1,0 e 0,7 A, distância entre eletrodos de 2 e 3 cm em ensaios de 30 minutos. Em uma segunda etapa, foi avaliado o tratamento combinado da eletrocoagulação auxiliada com um agente floculante orgânico, o Tanfloc SG, nas concentrações 100, 125 e 150 mg.L^{-1} . A melhor configuração de tratamento obtido tanto para o efluente sintético como para o efluente real foi com eletrodos de ferro a 2 cm de distância e tratamento combinado com o agente floculante, utilizando-se uma concentração de 100 mg.L^{-1} de Tanfloc SG. O efluente sintético resultou com 39 mg.L^{-1} de DQO (remoção de 90,3%), 11,4 NTU de turbidez e $15,6 \text{ mg.L}^{-1}$ de ferro residual. O efluente real resultou com 276 mg.L^{-1} (remoção de 70,3%) de DQO, 13,3 NTU de turbidez e $21,4 \text{ mg.L}^{-1}$ de ferro residual. Conclui-se que o sistema de tratamento de eletrocoagulação é adequado para o efluente de estudo.

Palavras-chave: Tratamento de efluente. Alimento em conserva. Eletrocoagulação.

ABSTRACT

JESUS, Bruna Meira de. **Evaluation of electrocoagulation as effluent pretreatment of a pickled palm heart industry.** 2020. 122 p. Dissertation (Masters in Civil Engineering). Graduate Program in Civil Engineering. Federal Technology University of Paraná. Curitiba, 2020.

The concern of industry managers is increasing with the establishment of more efficient production processes, with lower input costs and water consumption. The scientific community plays an important role in this problem as it seeks to develop solutions that meet environmental requirements at viable costs. The present study evaluated the use of electrocoagulation as a pre-treatment for effluents from a canned palm heart industry located in Antonina/PR, with the objective of evaluating the efficiency of electrocoagulation as a pretreatment of effluent from a canned heart of palm production industry. Electrocoagulation tests were performed with synthetic effluent, simulating the same composition of the substances added in the palm heart preservation brine formulation used by the industry that supplied the raw effluent, comprising 35 g.L⁻¹ salt (NaCl), 8,5 g citric acid (C₆H₈O₇) e real effluent. Aluminum and iron electrodes, current of 1,5, 1,0 and 0,7 A, distance between electrodes of 2 and 3 cm were used in 30 minute tests. In a second step, the combined treatment of electrocoagulation aided with an organic flocculating agent, Tanfloc SG, at concentrations 100, 125 and 150 mg.L⁻¹ was evaluated. The best treatment configuration obtained for both the synthetic effluent and the actual effluent was with iron electrodes at 2 cm distance and combined treatment with the flocculating agent, using a concentration of 100 mg.L⁻¹ of Tanfloc SG. The synthetic effluent resulted in 39 mg.L⁻¹ (90,3% removal) of COD, 11,4 NTU of turbidity and 15,6 mg.L⁻¹ of residual iron. The real effluent resulted in 276 mg.L⁻¹ (70,3% removal) of COD, 13,3 NTU of turbidity and 21,4 mg.L⁻¹ of residual iron. It is concluded that the electrocoagulation treatment system is suitable for the study effluent.

Keywords: Effluent treatment. Pickled food. Electrocoagulation.

LISTA DE FIGURAS

Figura 2.1 – Plantação de pupunha	22
Figura 2.2 - Evolução do plantio de pupunha no litoral do Paraná	23
Figura 2.3 – Etapas de processamento do palmito pupunha em conserva	24
Figura 2.4 – Esquema de plantio da pupunheira.....	25
Figura 2.5 – Esquema representativo da tomada de altura.....	25
Figura 2.6 – Mecanismos da eletrocoagulação	38
Figura 2.7 – Diagrama de solubilidade dos íons de alumínio	40
Figura 2.8 – Diagrama de solubilidade dos íons de ferro	42
Figura 2.9 – Estrutura polimérica do Tanfloc.....	50
Figura 3.1 – Fluxograma das etapas de pesquisa.....	52
Figura 3.2 – Localização da fábrica de palmito em conserva.....	53
Figura 3.3 – Desenho esquemático do aparato experimental	57
Figura 3.4 – Dimensões dos eletrodos e reator (em cm)	57
Figura 3.5 – Desenho esquemático da tampa de apoio para os eletrodos (em mm)	58
Figura 3.6 – Fluxograma das condições operacionais definidas durante a pesquisa	61
Figura 3.7 – Composição do efluente bruto	63
Figura 4.1 – DQO e pH resultantes nos ensaios preliminares de (a) 1,5 A, (b) 1,0 A e (c) 0,7 A.....	74
Figura 4.2 – Temperatura - Efluente sintético com tratamento combinado	81
Figura 4.3 – Condutividade - Efluente sintético com tratamento combinado.....	81
Figura 4.4 – Resultados de DQO e pH - Efluente sintético com tratamento combinado	Erro! Indicador não definido.
Figura 4.5 – Resultados de turbidez - Efluente sintético com tratamento combinado	83
Figura 4.6 – Resultados ferro residual - Efluente sintético	83
Figura 4.7 – Temperatura - Efluente real com tratamento combinado	88
Figura 4.8 – Condutividade - Efluente real com tratamento combinado	88
Figura 4.9 – Resultados DQO e pH (valores médios) - Efluente real com tratamento combinado.....	89
Figura 4.10 – Resultados turbidez - Efluente real com tratamento combinado	89
Figura 4.11 – Resultados ferro residual - Efluente real	90

Figura 4.12 – Concentração de DQO no efluente tratado e eficiência de remoção, .	92
Figura 4.13 – Turbidez no efluente tratado, com 30 minutos de eletrólise	93
Figura 4.14 – Concentração de ferro residual no efluente tratado, com 30 minutos de eletrólise	94
Figura 4.15 – Esquema do sistema de destilação em pirâmide	97

LISTA DE FOTOGRAFIAS

Fotografia 2.1 – Etapas de limpeza do palmito pupunha	27
Fotografia 3.1 – Resíduo destinado à alimentação dos animais	54
Fotografia 3.2 – Diferentes cortes de palmito.....	55
Fotografia 3.3 – Aparato experimental preparado.....	58
Fotografia 4.1 – Efluente tratado após 24 h de decantação com eletrodos de alumínio	71

LISTA DE TABELAS

Tabela 3.1 – Composição da salmoura ácida	56
Tabela 4.1 - Caracterização físico-química do efluente sintético ($\bar{Y} \pm \sigma$)	69
Tabela 4.2 – Resultados dos ensaios preliminares de eletrocoagulação com efluente sintético, com 3 pares de eletrodo de alumínio e ferro, distantes 3 cm, 500 mL de efluente, corrente 1,5, 1,0 e 0,7 A	72
Tabela 4.3 – Resultados dos ensaios de avaliação entre a distância dos eletrodos, com 3 pares de eletrodo de ferro, 500 mL de efluente, corrente 1 A ($\bar{Y} \pm \sigma$)	78
Tabela 4.4 – Resultados dos ensaios de eletrocoagulação com coagulação química combinada - Efluente sintético, com 3 pares de eletrodo de ferro, distantes 2 cm, 500 mL de efluente, corrente 1 A ($\bar{Y} \pm \sigma$)	80
Tabela 4.5 - Caracterização físico-química do efluente real ($\bar{Y} \pm \sigma$).....	84
Tabela 4.6 – Resultados dos ensaios de eletrocoagulação - Efluente real, com 3 pares de eletrodo de ferro, distantes 2 cm, 500 mL de efluente, corrente 1 A ($\bar{Y} \pm \sigma$)	85
Tabela 4.7 – Resultados dos ensaios de eletrocoagulação com coagulação química combinada - Efluente real, com 3 pares de eletrodo de ferro, distantes 2 cm, 500 mL de efluente, corrente 1 A ($\bar{Y} \pm \sigma$)	87
Tabela 4.8 – Resumo dos resultados de DQO, turbidez e ferro residual realizados com 3 pares de eletrodo de ferro, distantes 2 cm, 500 mL de efluente, corrente 1 A,	91
Tabela 4.9 – Características do efluente real com tratamento combinado e concentração de 100 mg.L ⁻¹ de Tanfloc SG ($\bar{Y} \pm \sigma$)	95

LISTA DE QUADROS

Quadro 2.1 - Licenças emitidas (vigente) pelo IAP para indústria de palmito em conserva.....	23
Quadro 2.2 – Propriedades do ácido cítrico	29
Quadro 2.3 – Propriedades do cloreto de sódio	29
Quadro 2.4 – Estudos de tratamento de efluentes da indústria alimentícia com eletrocoagulação	47
Quadro 2.5 – Propriedades do Tanfloc SG	50
Quadro 3.1 - Produção industrial da fábrica em estudo	54
Quadro 3.2 – Parâmetros e métodos para caracterização do efluente	67

LISTA DE SIGLAS E ABREVIATURAS

ABIA	Associação Brasileira de Indústria Alimentícia
AGEITEC	Agencia Embrapa de Informação Tecnológica
ANA	Agência Nacional das Águas
ANVISA	Agência Nacional de Vigilância Sanitária
CEMA	Conselho Estadual do Meio Ambiente
CIT	Carbono Inorgânico Total
CONAMA	Conselho Nacional do Meio Ambiente
COS	Carbono Orgânico Solúvel
COT	Carbono Orgânico Total
CT	Carbono Total
DQO	Demanda Química de Oxigênio
EA	Efluente da Autoclave
EB	Efluente Bruto
ECG	Eletrocoagulação
ECG + CQ	Eletrocoagulação + Coagulação Química
EMBRAPA	Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária
ER	Efluente Real
ETE	Estação de Tratamento de Esgoto
FAO	Organização das Nações Unidas para Agricultura e Alimentação
IAP	Instituto Ambiental do Paraná
IBAMA	Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis
IBGE	Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística
IFSC	Instituto de Física de São Paulo
IQA	Instituto de Qualidade das Águas
LP	Licença Prévia
LO	Licença de Operação
MBR	Membrane Bioreactors “Bioretoreos com Membrana”
MS	Ministério da Saúde
NTU	Nefelometric Turbidity Unit

	“Unidade de Turbidez”
ND	Não Detectável
PIA	Pesquisa Industrial Anual
PNRH	Plano Nacional de Recursos Hídricos
POA	Processos Oxidativos Avançados
RDC	Resolução de Diretoria Colegiada
RNO	Renovação da Licença de Operação
SERFLOR	Sistema de Reposição Florestal
TFC	Thin Film Composite
TRH	Tempo de Retenção Hidráulica
UV	Ultravioleta

SUMÁRIO

1. INTRODUÇÃO	18
1.1 Objetivos	20
1.1.1. Geral.....	20
1.1.2. Específicos	20
2. REVISÃO DA LITERATURA.....	21
2.1 Panorama da indústria de conservas	21
2.1.1. Panorama da indústria de palmito em conserva no litoral paranaense	21
2.2 Processo de produção de palmito em conserva	23
2.2.1. Colheita	24
2.2.2. Recepção	26
2.2.3. Armazenamento refrigerado	26
2.2.4. Limpeza parcial	26
2.2.5. Limpeza final	26
2.2.6. Corte e classificação	27
2.2.7. Imersão em salmoura de espera	27
2.2.8. Envase e pesagem.....	28
2.2.9. Adição de salmoura ácida	28
2.2.10. Exaustão e fechamento	30
2.2.11. Esterilização comercial	30
2.2.12. Resfriamento e teste de vedação	30
2.2.13. Quarentena.....	30
2.2.14. Controle de qualidade	30
2.2.15. Rotulagem	31
2.2.16. Armazenamento e transporte	31
2.3 Resíduos gerados na produção do palmito em conserva e os impactos ambientais	

2.4	Tratamentos usuais dos efluentes líquidos	33
2.4.1.	Novas tendências no tratamento de efluentes.....	34
2.5	Tratamento de efluentes por eletrocoagulação	36
2.5.1.	Conceitos básicos da eletrocoagulação	37
2.5.2.	Mecanismos da eletrocoagulação	38
2.5.3.	Reações químicas nas células de eletrocoagulação	38
2.5.3.1.	Eletrodos de alumínio	39
2.5.3.2.	Eletrodos de ferro	40
2.5.4.	Parâmetros associados à eletrocoagulação	42
2.5.4.1.	Densidade de corrente	42
2.5.4.2.	Presença de eletrólito	43
2.5.4.3.	Potencial hidrogeniônico	43
2.5.4.4.	Fonte de energia	44
2.5.4.5.	Consumo de energia	44
2.5.5.	Aplicação da eletrocoagulação em efluentes de indústrias alimentícias	46
2.6	Tratamento de efluentes por coagulação química	49
3.	METODOLOGIA	52
3.1	Descrição da indústria de palmito em conserva	53
3.1.1.	Localização e processos	53
3.1.2.	Coleta do efluente	56
3.2	Reator de eletrocoagulação	57
3.3	Condições operacionais dos ensaios de eletrocoagulação.....	59
3.3.1.	Eletrocoagulação com efluente sintético	62
3.3.2.	Eletrocoagulação em efluente real	65
3.4	Métodos analíticos	65
3.4.1.	Determinação da Demanda Química de Oxigênio (DQO).....	65
3.4.2.	Determinação da concentração de Carbono Orgânico Total (COT).....	65

3.4.3.	Condutividade elétrica	66
3.4.4.	pH.....	66
3.4.5.	Turbidez.....	66
3.4.6.	Alumínio residual	66
3.4.7.	Ferro residual	66
3.4.8.	Sólidos totais	67
3.5	Tratamento estatístico.....	67
4.	RESULTADOS E DISCUSSÃO	69
4.1	Ensaio de eletrocoagulação em efluente sintético	69
4.1.1.	Ensaio preliminar	69
4.1.2.	Varição da distância do eletrodo	78
4.1.3.	Eletrocoagulação em efluente sintético combinado com agente de coagulação	79
4.2	Ensaio de eletrocoagulação em efluente real.....	84
4.2.1.	Eletrocoagulação em efluente real	85
4.2.2.	Eletrocoagulação em efluente real combinado com agente de coagulação 86	
4.3	Comparação dos resultados obtidos com o efluente real em relação ao efluente sintético	90
4.3.1.	Matéria orgânica carbonácea	91
4.3.2.	Turbidez.....	93
4.3.3.	Ferro residual	94
4.4	Perspectivas para o efluente tratado.....	95
5.	CONCLUSÕES	98
5.1	Sugestões para trabalhos futuros	98
	REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	100

1. INTRODUÇÃO

Em 2018 a indústria de alimentos foi responsável por 9,6% do PIB brasileiro, proporcionando um faturamento de R\$ 656 bilhões e respondendo por 26,8% dos empregos da indústria de transformação, totalizando 1,6 milhão de empregos diretos (ABIA, 2018). Em razão dos vultosos indicadores econômicos, sugerindo eventualmente o predomínio numérico de grandes corporações, cabe ressaltar que 93,4% das indústrias alimentícias no Brasil são classificadas como micro e pequenas empresas, segundo dados da Associação Brasileira de Indústria Alimentícia, referentes ao ano de 2017 (ABIA, 2018). Esse panorama também é constatado em outros tipos de indústrias.

Em comparação com as grandes corporações, essas empresas notadamente passam por maiores dificuldades no gerenciamento ambiental, em virtude de indisponibilidade de capital suficiente para investimento no setor e da falta de conhecimento ou do não interesse nesta área (SILVEIRA *et al.*, 2014).

Porém a falta de comprometimento com o meio ambiente tem mudado recentemente. Contribuem para isso o surgimento de diretrizes ambientais cada vez mais rigorosas, além de um posicionamento mais crítico por uma parcela da população consumidora, que não quer se associar a empresas com condutas ambientais questionáveis (SENAI, 2014).

Dessa maneira, é crescente a preocupação dos gestores não só com o estabelecimento de processos produtivos mais eficientes, com menor gasto de insumos e consumo de água, mas também através de iniciativas que visem a menor geração de resíduos sólidos, a destinação correta para estes resíduos, bem como o tratamento dos efluentes líquidos e gasosos. A comunidade científica tem um papel importante dentro deste contexto, uma vez que busca o desenvolvimento de soluções que satisfaçam as exigências ambientais a custos viáveis.

No município de Antonina (PR) até o final de 2019 apenas uma empresa de conserva de palmito era licenciada pelo IAP (IAP, 2019), porém sabe-se que há outras instaladas que ainda não adquiriram suas licenças ambientais, que retratam fielmente esse panorama nacional, pois são estabelecimentos de pequeno porte, muitas vezes familiares, que processam o palmito a partir da palmeira *Bactrisgasipaes*, conhecida como Pupunha. A produção do palmito em conserva gera não só resíduos sólidos,

como também efluentes com elevada carga orgânica e concentração de sal, além do pH baixo em virtude da utilização do ácido cítrico no processo produtivo (EMBRAPA, 2009).

No que diz respeito especificamente ao tratamento dos efluentes líquidos provenientes da produção de palmito, são escassas as referências disponíveis encontradas na literatura. A indústria de alimentos em conserva Cia Hemmer Indústria e Comércio S/A, por exemplo, instalada em Blumenau-SC, trata seu efluente líquido em uma estação de tratamento instalada no local, composta por uma série de lagoas anaeróbias (RUEDIGER, 2017). No geral, o tratamento biológico é amplamente utilizado no tratamento de efluentes orgânicos biodegradáveis, entretanto, os reduzidos valores de pH e a elevada concentração de sais podem dificultar este tipo de tratamento. Além disso, em estabelecimentos de pequeno porte, são comuns eventuais descontinuidades nos processos produtivos e os reatores podem ficar por longos períodos sem alimentação de efluente, o que pode levar a um comprometimento do desempenho dos mesmos.

Neste sentido, a implementação de técnicas físico-químicas em batelada podem se tornar bastante atrativas. Um processo de tratamento que vem atraindo grande interesse da comunidade científica e das indústrias é a eletrocoagulação. Essa técnica vem sendo aplicada com sucesso como alternativa de tratamento de efluentes de indústrias alimentícias, efluentes contendo metais pesados, surfactantes, corantes, fósforo, matéria orgânica, dentre outros contaminantes (SANTANA *et al.*, 2018; KOBAYASHI e DELIPINAR, 2008; KABDASLI *et al.*, 2012; LACASA *et al.*, 2011; MOLLAH *et al.*, 2001).

Esta técnica eletrolítica não somente tem sido comparada a outros sistemas tradicionais de tratamento de efluente, como também têm apresentado algumas vantagens. O principal benefício da eletrocoagulação é a simplicidade na operação e baixa manutenção, uma vez que os parâmetros de tratamento podem ser controlados e medidos de maneira automatizada (CAN *et al.*, 2014; MOLLAH *et al.*, 2001). Outras vantagens são: menor necessidade de espaço para implantação do sistema, dispensa ou redução da utilização de produtos químicos, diminuindo também a concentração de espécies xenobióticas lançadas no ambiente, curto tempo de retenção do efluente, elevada velocidade de sedimentação dos flocos de poluentes formados (LIN *et al.*, 2005).

Diante do contexto apresentado, na presente pesquisa pretende-se aplicar a eletrocoagulação como uma alternativa de pré-tratamento de resíduos líquidos gerados em uma indústria de conservas de palmito, localizada no litoral do Paraná. Em particular estes resíduos são compostos majoritariamente por altas concentrações de ácido cítrico e cloreto de sódio, conferindo ao efluente alta condutividade e carga orgânica, tornando-o propício ao tratamento eletroquímico por conter naturalmente eletrólito na composição.

1.1 Objetivos

1.1.1. Geral

O objetivo geral deste trabalho é avaliar a eficiência da eletrocoagulação como pré-tratamento de efluente proveniente de uma indústria de produção de palmito em conserva.

1.1.2. Específicos

Os objetivos específicos desta pesquisa são:

- Avaliar a eficiência do sistema utilizando um efluente sintético com características semelhantes ao efluente real;
- Avaliar a eficiência do sistema utilizando efluente real;
- Avaliar o desempenho de eletrodos de ferro e de alumínio na eletrocoagulação;
- Avaliar a influência da distância entre os eletrodos no sistema de eletrocoagulação;
- Avaliar o tratamento combinado de eletrocoagulação com um floculante orgânico;
- Comparar os resultados obtidos com o efluente real e com o efluente sintético.

2. REVISÃO DA LITERATURA

2.1 Panorama da indústria de conservas

O processamento de alimentos em conserva consiste basicamente na adição de sal ou açúcar (ou outra substância como óleo ou ácido) a um alimento *in natura* ou minimamente processado, com o objetivo de aumentar o seu tempo de conservação e, até mesmo, para torná-los agradáveis ao paladar (BRASIL, 1999).

Segundo a Pesquisa Industrial Anual do IBGE, entre os anos de 2014 e 2016, a indústria de fabricação de alimentos em conserva faturou mais de 8 milhões de reais na venda dos produtos, representando cerca de 6% do setor de fabricação de produtos. O Estado de São Paulo concentra a maior quantidade de fábricas do setor, com 21% do total de unidades instaladas no Brasil, ficando o Paraná em 5º lugar, com 71 unidades registradas em 2016 (IBGE, 2017).

O consumo de palmito em conserva no Brasil pode ser atribuído a diversos fatores relacionados tanto à qualidade e origem da matéria-prima, à praticidade no consumo, grande oferta nos supermercados e propriedades organolépticas como textura e sabor (CORSO, 2003). Percebe-se a crescente aceitabilidade dos consumidores por este produto ao verificar os dados de produção do mesmo, por exemplo, passando de 61.429 toneladas em 2007 para 117.515 toneladas em 2016, conforme divulgado pelo IBGE (IBGE, 2007; IBGE, 2016).

O processamento do palmito para comercializá-lo em conserva traz algumas vantagens, sendo uma delas a praticidade do consumo aliada a segurança alimentar.

De acordo com a Embrapa (2016), no período de 2016 o Brasil foi o maior fornecedor de palmito do mundo, detendo 74,3% do mercado mundial de palmito em conserva, arrecadando cerca de R\$ 350 milhões no ano.

2.1.1. Panorama da indústria de palmito em conserva no litoral paranaense

As principais espécies de palmito encontradas no Brasil são as palmeiras de Açaí (*Euterpe oleracea*) e Pupunha (*Bactris gasipaes*), na região do delta do Rio Amazonas, e a Juçara (*Euterpe edulis*), na mata Atlântica das regiões Sul e Sudeste (IAPAR, 1998).

A exploração do palmito juçara é extrativista, e a espécie explorada morre após o manejo do palmito. Segundo Moon (2017), o palmitero juçara está na lista vermelha das espécies da flora do Brasil, sob risco de extinção.

Figura 2.1 – Plantação de pupunha



Fonte: OTTO (2005)

No litoral do Paraná, desde o ano 2000, a Embrapa tem impulsionado o plantio da espécie *Bactris gasipaes*, conhecido por pupunha (Figura 2.1) com uma prática sustentável e reconhecida pela Organização das Nações Unidas para Agricultura e Alimentação (FAO). A adaptação exigiu um extensivo trabalho com pesquisas nas áreas de mercado, zoneamento, manejo, melhoramento genético e conservação de germoplasma, processamento, para que se chegasse a uma prática viável e rentável para a agricultura local (EMBRAPA, 2017).

Esta prática foi implantada em cinco municípios paranaenses, tendo um crescimento constante nos municípios de Antonina, Guaraqueçaba, Guaratuba, Morretes e Paranaguá (EMBRAPA, 2017).

A espécie possui capacidade de perfilhar (emitir novos brotos) por mais de 10 anos, rende colheitas anuais e começa a produzir palmito 18 meses após o plantio.

A evolução do plantio de pupunha no litoral do Paraná que compreende o período de 2000 até 2017 é apresentada na Figura 2.2.

Figura 2.2 - Evolução do plantio de pupunha no litoral do Paraná

Fonte: Adaptado de Embrapa (2017)

Quadro 2.1 - Licenças emitidas (vigente) pelo IAP para indústria de palmito em conserva

Nº da licença	Tipo	Razão Social	Endereço	Validade
14566-R1	RNO	Indústria de conservas Palmeira Ltda.	Av Tiradentes, 755, Guaratuba	15/08/2022

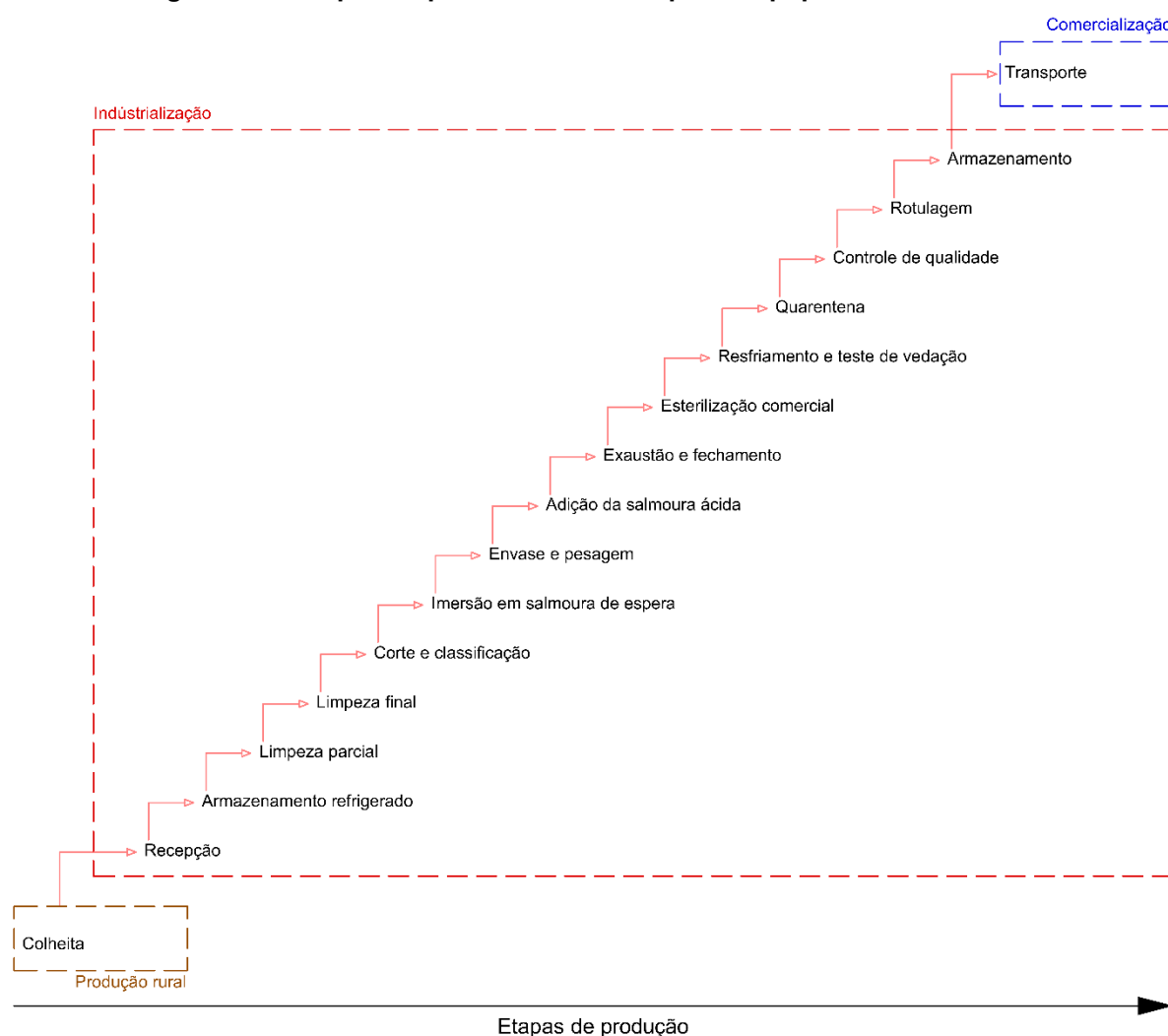
Fonte: Adaptado de IAP (2020) RNO = Renovação da Licença de Operação

Ao considerarmos o número de agroindústrias de processamento de palmito pupunha, destaca-se que até o ano de 2017 haviam 13 agroindústrias de processamento de palmito pupunha instaladas no litoral paranaense. Atualmente, segundo registro de *Licenças Ambientais Concedidas pelo IAP (2020)*, apenas 1 agroindústria de produtos em conserva estão licenciadas ambientalmente, conforme dados apresentados no Quadro 2.1.

2.2 Processo de produção de palmito em conserva

O processamento do palmito pupunha em conserva consiste em 15 etapas, (Figura 2.3). Os detalhes de cada fase da produção, conforme recomendações da Embrapa (2009) apresentadas em manual técnico, estão descritos na sequência.

Figura 2.3 – Etapas de processamento do palmito pupunha em conserva



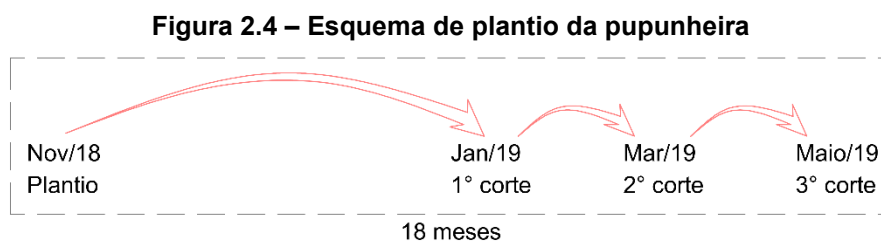
Fonte: Adaptado de Embrapa (2009)

2.2.1. Colheita

A palmeira pupunha adapta-se melhor ao clima tropical superúmido, sem estação seca, com precipitação média anual superior a 2.000 mm, bem distribuída ao longo do ano (NEVES *et al.*, 2007).

O cultivo da palmeira inicia pela sementeira que é feita sob uma camada de 2 a 3 cm de substrato, podendo ser utilizadas de 3 a 4 kg de sementes por metro quadrado de canteiro. A sementeira, após as regas, deve ser coberta com sombrite ou folhas de bananeira, para evitar a incidência direta de luz solar e a exposição direta das sementes à chuva, e entre 60 e 120 dias após a sementeira ocorre germinação. A plantação da palmeira inicia-se em outubro e pode ser feita até final de fevereiro, obedecendo o espaçamento de 2 por 1 m, ou seja, 2 m entre linhas e 1 m entre mudas,

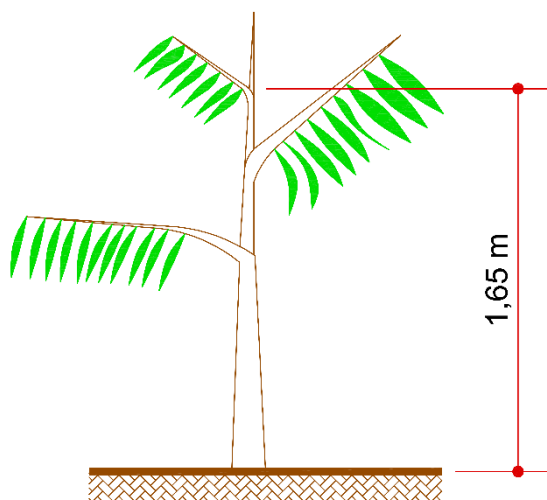
respeitando a densidade de 5 mil plantas por hectare. Na Figura 2.4 apresenta-se o esquema de plantio e corte (NEVES *et al.*, 2007).



Fonte: Adaptado de Neves *et al.*, 2007

As plantas que estão prontas para o corte possuem 1,65 m de altura, desde a superfície do solo até a inserção da primeira folha aberta, conforme representação na Figura 2.5 (NEVES *et al.*, 2007).

Figura 2.5 – Esquema representativo da tomada de altura



Fonte: Adaptado de Neves *et al.*, 2007

Após a colheita, ainda no campo, os palmitos passam pela pré-limpeza, sendo parcialmente descascados para otimizar o transporte para a agroindústria, diminuindo o peso e o volume a ser transportado (EMBRAPA, 2009).

2.2.2. Recepção

A recepção é a primeira etapa do processo dentro da agroindústria. É nesta fase que se define o lote de palmito (EMBRAPA, 2009).

Os lotes são separados por procedência específica do local de origem e pelo número do lote é possível rastrear os seguintes dados: data de fabricação; local de procedência; características e quantidades dos ingredientes e aditivos usados para a conserva; condições e volume de produção.

Na recepção também é extraída uma amostra representativa de cada lote de palmito para aferir a quantidade de ácido cítrico que será adicionado na salmoura para preparação da conserva (EMBRAPA, 2009).

2.2.3. Armazenamento refrigerado

A recomendação da Embrapa é que os palmitos *in natura* sejam processados assim que recepcionados na indústria, para evitar perda de peso e deterioração da matéria prima. Caso não seja possível o processamento imediato, os palmitos podem ser armazenados em câmara fria, nas condições de 1 e 5 °C de temperatura e de 85% a 90% de umidade relativa, por um período de até duas semanas, sem que hajam alterações físicas, químicas ou sensoriais (EMBRAPA, 2009).

2.2.4. Limpeza parcial

Ainda na área da recepção, é feita a limpeza parcial do produto, removendo-se as três bainhas restantes deixadas para a proteção do palmito. Após esta limpeza, o palmito é colocado em recipientes sanitizados e transportado para o interior da agroindústria (EMBRAPA, 2009).

2.2.5. Limpeza final

A última etapa da limpeza é realizada dentro da área de fabricação da agroindústria. Esta fase consiste na remoção da última bainha de proteção, expondo-se o palmito, que nesta fase também é denominado de creme. Nesta fase também são retiradas as partes endurecidas ou fibrosas do palmito (EMPRAPA, 2009).

Finalizada a limpeza, o palmito deve ser lavado em água corrente e abundante para remoção da serosidade externa do produto (EMPRAPA, 2009).

Fotografia 2.1 – Etapas de limpeza do palmito pupunha



Fonte: Palmito Supremo (2019)

Na Fotografia 2.1 estão apresentadas as etapas de limpeza do palmito, sendo o último totalmente limpo, sem as bainhas.

2.2.6. Corte e classificação

Com o auxílio de um gabarito de aço inoxidável ou plástico, o palmito é cortado em toletes de 9 cm de comprimento, pois segundo a RDC n° 17 (Brasil, 1999) o produto final não pode medir mais que 9,5 cm.

Os dois primeiros e os dois últimos cortes de cada palmito são separados e utilizados para o produto denominado “palmito picado” e “palmito rodela”. Os toletes retirados entre a base e o ápice do palmito são denominados “extras” e classificados de acordo com o seu diâmetro, nas seguintes especificações: fino (até 3 cm), médio (entre 3,1 cm e 4,0 cm) e grosso (maior que 4,1 cm).

2.2.7. Imersão em salmoura de espera

Após o corte, os palmitos são imersos na denominada salmoura de espera, com o objetivo de evitar a oxidação e a coloração amarela no produto (EMPRAPA, 2009).

2.2.8. Envase e pesagem

Nesta etapa os palmitos são colocados dentro dos potes de vidro. O peso dos potes deve ser padronizado e, segundo a RDC n° 17 (BRASIL, 1999), o recipiente pode ser preenchido com pedaços cortados longitudinalmente em até 10% do peso drenado do palmito (EMBRAPA, 2009).

2.2.9. Adição de salmoura ácida

A salmoura ácida pode ser adicionada a quente ou a frio nos recipientes de palmito, sendo que a utilização da salmoura quente (80 °C) é mais comum pois acelera o preparo da conserva (EMBRAPA, 2009).

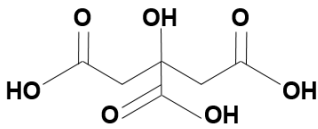
A adição da salmoura é uma etapa crítica do processamento, pois ao natural, o palmito apresenta baixa acidez, com pH entre 5,6 e 6,2. Com a correção da acidez baixando o pH para no máximo 4,3, inibe-se o crescimento do *Clostridium botulinum*, responsável pela doença do botulismo, cujos principais sintomas são visão dupla, dificuldade em falar, engolir e respirar, e, em casos extremos, pode causar parada cardíaca e morte (EMBRAPA, 2009).

A salmoura mais utilizada é uma solução aquosa contendo ácido cítrico e cloreto de sódio. A determinação da quantidade correta de ácido e sal usados no preparo da salmoura ácida é feita por uma curva de titulação, utilizando-se uma amostra do lote de palmitos que será processado (EMBRAPA, 2009).

A acidificação das conservas pode ser preparada com diversos ácidos permitidos para alimentos, como ácido acético, ácido fosfórico, ácido tartárico, ácido láctico e ácido málico, sendo que o mais utilizado nas conservas de palmito é o ácido cítrico.

O ácido cítrico, também conhecido como citrato de hidrogênio, é um ácido orgânico fraco tricarboxílico, pode ser encontrado nos citros, como o limão e a laranja. A sua aplicação nos alimentos se deve pelas suas propriedades de atuar como agente acidificante, tamponante e sequestrante de metais inibindo reações de oxidação em óleos e gorduras e o escurecimento de frutas e vegetais processados (ARAÚJO, 1999). As principais propriedades físicas do ácido cítrico são apresentadas no Quadro 2.2.

Quadro 2.2 – Propriedades do ácido cítrico

Propriedades físicas do ácido cítrico	
Denominação	Ácido 2-hidroxi1,2,3-propanotricarboxílico
Fórmula molecular	C ₆ H ₈ O ₇
Massa molecular (g.mol ⁻¹)	192,13
Densidade (g.cm ⁻³)	1,665
Temperatura de fusão (°C)	153
Temperatura de ebulição (°C)	175
Solubilidade em água (g.0,01 mL ⁻¹)	133
Acidez (pK _a)	pK _{a1} : 3,15 pK _{a2} : 4,77 pK _{a3} : 6,40
Estrutura molecular	

Fonte: Iberoquímica (2018)

O cloreto de sódio é um sal presente na natureza, na água do mar e no mineral halite. Por estar presente na maioria dos tecidos e fluidos corporais ele é essencial para os organismos biológicos (JATOBÁ, 2018). No Quadro 2.3 estão apresentadas as principais propriedades deste sal.

Quadro 2.3 – Propriedades do cloreto de sódio

Propriedades físicas do cloreto de sódio	
Denominação	Cloreto de sódio
Fórmula molecular	NaCl
Massa molecular (g.mol ⁻¹)	58,44
Densidade (g.cm ⁻³)	2,16
Temperatura de fusão (°C)	801
Temperatura de ebulição (°C)	1.413
Solubilidade em água (g.0,01 mL ⁻¹)	33,33

Fonte: Jatobá (2018)

O cloreto de sódio é amplamente utilizado na produção de alimentos devido à suas propriedades funcionais e sensoriais, em particular por ser um conservante natural que ajuda a garantir a segurança dos alimentos (ADITIVOS e INGREDIENTES, 2011).

2.2.10. Exaustão e fechamento

O objetivo da exaustão do ar é promover o vácuo nos recipientes para fixar e realçar a cor do palmito, e minimizar os efeitos da oxidação dos tecidos vegetais. Este procedimento pode ser feito por imersão dos recipientes em água fervente ou em túnel de vapor (EMBRAPA, 2009).

Após a exaustão, deve-se fazer o fechamento hermético das embalagens antes que a temperatura da salmoura no interior do vidro fique abaixo de 85 °C (EMBRAPA, 2009).

2.2.11. Esterilização comercial

A próxima etapa consiste na esterilização das embalagens já fechadas, por tratamento térmico com a imersão em água fervente. O tempo deste processo pode variar entre 25 e 60 minutos, dependendo do tamanho do recipiente e do tipo de palmito (EMBRAPA, 2009).

2.2.12. Resfriamento e teste de vedação

O resfriamento deve ser imediato após a esterilização, para evitar o contato prolongado do vapor ácido na parte interna da tampa. Este processo pode ser feito com água clorada para evitar uma recontaminação microbiana (EMBRAPA, 2009).

2.2.13. Quarentena

Em um período de pelo menos 15 dias, o lote deve ficar em observação, em local apropriado, livre da ação direta ou indireta do vapor resultante das operações fabris. Neste período é monitorado se há turvamento da salmoura, estufamento dos recipientes e das tampas, vazamentos ou deterioração do produto (EMBRAPA, 2009).

2.2.14. Controle de qualidade

Para o controle de qualidade, todas as embalagens são avaliadas quanto ao fechamento dos recipientes, os quais são virados de cabeça para baixo para verificar

a ocorrência de vazamentos. As análises de vácuo e pH são feitas em amostras dos lotes após um período de 15 dias de armazenamento. O pH deve permanecer entre 4,0 e 4,3, independente do volume e da embalagem utilizada (EMBRAPA, 2009).

2.2.15. Rotulagem

Segundo o Regulamento Técnico, RDC n° 259 (BRASIL, 2002) o rótulo deve conter informações como denominação de venda do alimento, lista de ingredientes, conteúdo líquido, identificação da origem, nome ou razão social e endereço do importador, no caso de alimentos importados, identificação do lote, prazo de validade e instruções sobre o preparo e uso do alimento.

2.2.16. Armazenamento e transporte

O produto final deve ser armazenado em caixas, em local escuro, limpo, seco e ventilado (EMBRAPA, 2009).

As formas predominantes de venda deste produto são em tolete ou picado, acondicionados em vidros de 300 g ou 1,8 kg (BERNARDI, 2016).

2.3 Resíduos gerados na produção do palmito em conserva e os impactos ambientais

Os resíduos gerados no processamento do palmito em conserva são caracterizados como:

- Sólidos: as bainhas e cascas do palmito *in natura*;
- Líquidos: a água utilizada na produção da salmoura, a água utilizada na esterilização e limpeza dos recipientes e a água utilizada na limpeza dos equipamentos e do ambiente de trabalho; e
- Gasosos: combustão para geração da energia térmica na caldeira ou autoclave industrial.

Os resíduos sólidos resultantes do cultivo da pupunheira apresentam elevada composição orgânica, grande concentração de carboidratos solúveis e fibras e materiais lignocelulósicos os quais são responsáveis por tornar o seu processo de

degradação lento, gerando passivo ambiental, além de provocar a eutrofização de ambientes aquáticos (ZENNI *et al.*, 2018).

Para obter 400 g de palmito comercial de uma planta de palmito, gera-se 13.000 g de resíduos que incluem estipe, folhas e bainhas. Grande quantidade destes resíduos permanecem no local de colheita ou do processamento, sem aproveitamento (ZENNI *et al.*, 2018).

Durante o processamento do palmito em conserva, o mesmo é recebido ainda revestido com a bainha e com um peso médio de 5.000 g e cerca de 95% desse material torna-se resíduo (SEBEN *et al.*, 2011).

Os resíduos sólidos gerados na limpeza final do palmito, dentro da indústria, podem ser utilizados como fonte de energia através da queima da biomassa (SOUZA *et al.*, 2009).

Em virtude das matérias-primas utilizadas na produção do palmito em conserva, o efluente gerado durante o processamento apresenta características tanto de turbidez quanto de coloração baixas, não afetando em seu aspecto visual. Havendo baixa concentração de material em suspensão, esta fração não é suficiente para alterar significativamente a penetração de luz em corpos hídricos (MUCCI, 1986).

Por outro lado, os parâmetros pH, condutividade elétrica e demanda bioquímica de oxigênio (DBO) são consideravelmente alterados devido à alta concentração de ácido cítrico e cloreto de sódio que são adicionados na preparação da salmoura do palmito em conserva. Basicamente a condutividade elétrica deve-se ao cloreto de sódio, enquanto que o baixo pH e a alta DBO resultam da presença do ácido cítrico.

Embora o efluente gerado apresente estas alterações nos parâmetros anteriormente descritos, e obviamente acabam estando em desconformidade com os padrões exigidos para despejo dos mesmos, invariavelmente são descartados em corpos receptores (SOUSA *et al.*, 2009; PAIXÃO *et al.*, 2016).

O lançamento do resíduo líquido sem tratamento no corpo receptor pode impactar gravemente o meio ambiente, devido a acidez residual da salmoura. A água utilizada para limpeza das embalagens e do local de trabalho contém uma elevada parcela de matéria orgânica que, se lançada *in natura* causa poluição dos corpos receptores (ZENNI *et al.*, 2018).

Os resíduos gasosos podem ser classificados em primários ou secundários. Os primários são os resíduos liberados pela fonte de calor para a atmosfera. Os

secundários são formados por reações químicas entre constituintes naturais da atmosfera e os poluentes primários (PEREIRA, 2002).

Segundo Derísio (1992) os processos industriais são responsáveis pela emissão de material particulado e de gases poluentes, tais como os óxidos de enxofre (SO₂), os óxidos de nitrogênio (NO e NO₂), gás sulfídrico (H₂S), hidrocarbonetos, mercaptanas, ácido clorídrico, entre outros.

Os poluentes gasosos gerados no processamento do palmito em conserva resultam da combustão de madeira para geração de vapor o qual é utilizado como energia térmica principalmente nas autoclaves de esterilização das conservas. Com isso em decorrência da composição química da madeira os produtos gerados na sua combustão são essencialmente monóxido e dióxido de carbono, material particulado (fuligem), gás hidrogênio e metano, dióxido de enxofre e óxidos de nitrogênio. Em particular o dióxido de carbono, o gás metano e óxido nitroso são os poluentes que contribuem com o efeito estufa no planeta (PELANDA, 2016).

2.4 Tratamentos usuais dos efluentes líquidos

A eficiência requerida para o tratamento de efluente líquido é definida em função do corpo receptor, dos usos presentes à jusante do ponto de lançamento, da capacidade de autodepuração e diluição do corpo d'água e da legislação vigente (JORDÃO e PESSOA, 2005).

Embora os processos de tratamento sejam classificados em biológicos, físicos e químicos, de acordo com o fenômeno predominante no sistema, estes processos não atuam isoladamente no sistema, uma vez que os sistemas de tratamento são dinâmicos e as transformações provocadas por um processo podem influenciar nos fenômenos inerentes aos outros processos (JORDÃO e PESSOA, 2005).

Os processos biológicos consistem na ação de microrganismos presentes no efluente para oxidação da matéria orgânica. Basicamente os processos biológicos dividem-se entre aeróbios e anaeróbios. Os sistemas de lodos ativados, filtros biológicos aeróbios, valos de oxidação e lagoas de estabilização estão entre os sistemas mais difundidos e usuais nas estações de tratamento de efluentes. Dentre os sistemas anaeróbios, destacam-se os reatores anaeróbios de fluxo ascendente ou

de manta anaeróbia, as lagoas anaeróbias e os tanques sépticos (JORDÃO e PESSOA, 2005).

Os fenômenos de tratamento físicos consistem nos processos de remoção de substância que não se encontram dissolvidas e são fisicamente separáveis dos líquidos por ação da gravidade. São operações unitárias simples utilizadas para remoção de sólidos grosseiros ou sedimentáveis, além de sistemas de filtração (JORDÃO e PESSOA, 2005).

Os processos químicos se caracterizam pela utilização de produtos químicos para auxiliar no tratamento dos efluentes. Os agentes químicos são essencialmente utilizados para promover coagulação, floculação, precipitação química ou oxidação dos poluentes presentes nos efluentes (JORDÃO e PESSOA, 2005).

Particularmente sobre efluentes da indústria de palmitos em conserva, até o presente momento, não foram encontrados estudos específicos sobre o seu tratamento.

Veneu *et al.* (2018) estudaram o tratamento de um efluente de conserva de cogumelos através do processo de lodos ativados em sistema contínuo. A DQO do efluente bruto encontrava-se entre 530 e 2.170 mg.L⁻¹, e foram atingidas eficiências maiores que 90% de remoção de matéria orgânica.

Moreira (2015) avaliou um processo anaeróbio de tratamento do efluente industrial da fábrica de conservas de peixe “A Poveira”. A carga orgânica bruta oscilava entre 1.700 e 4.700 mg.L⁻¹.dia, a remoção de DQO foi variável atingindo um máximo de 63%.

Ruediger (2017) estudou o potencial de geração de energia a partir do biogás produzido pelo sistema de tratamento anaeróbio de uma indústria de conservas de alimentos de origem vegetal, situada em Blumenau/SC. Neste sistema, o autor encontrou eficiência de remoção média de 59% de DQO.

2.4.1. Novas tendências no tratamento de efluentes

Conforme Peter Macios, gerente executivo da *GE Water & Process Technologies*, com as regulamentações ambientais cada vez mais restritivas, mudanças ambientais e escassez da água, as indústrias têm investido em tecnologias de tratamento e reutilização benéfica da água. Segundo estimativa das Nações Unidas até 2030 o planeta precisará de 30% a mais de água, 45% a mais de energia

e 50% a mais de alimentos para suprir as demandas crescentes da população (OTTEWELL, 2016). E essas demandas vêm impulsionando novas tendências no tratamento de efluentes.

Diversos estudos vêm apresentando os efeitos que algumas substâncias dissolvidas no efluente causam ao meio ambiente, bem como as alternativas de tratamento, combinando sistemas convencionais com sistemas avançados. Os sistemas de tratamentos avançados são definidos como processos adicionais necessários para remoção de poluentes remanescentes dos processos de tratamentos secundários convencionais (METCALF E EDDY *et al.*, 2004).

Nos últimos anos, técnicas emergentes têm sido investigadas, isoladamente ou integradas, como as eletroquímicas e a oxidação avançada com processos biológicos (VILAR *et al.*, 2011; MÓDENES *et al.*, 2012).

Os Processos Oxidativos Avançados (POAs) vêm se destacando dentro das tecnologias químicas de tratamento de efluentes. A eficiência do tratamento depende da formação de radicais livres reativos, com destaque para o radical hidroxila (HO^\bullet) (ARAÚJO *et al.*, 2016).

Os principais POAs aplicados na decomposição de várias espécies tóxicas e recalcitrantes são (ARAÚJO *et al.*, 2016):

- Químicos: por exemplo reação Fenton, que consiste nas reações da espécie peróxido de hidrogênio (H_2O_2) dissolvido na presença de íons de ferro a fim de gerar espécies fortemente oxidantes para degradar ou destruir uma variedade de poluentes orgânicos;
- Fotoquímicos: por exemplo a fotocatalise, que consiste na associação da irradiação ultravioleta (UV) com dióxido de titânio (TiO_2), além de processos com associação de agentes oxidantes fortes como peróxido de hidrogênio (H_2O_2) e ozônio (O_3);
- Sonólise: consiste na utilização de radiação ultrassônica (US) acoplada ou não a outros agentes de oxidação; e
- Oxidação: a ozonização é um exemplo de composto que promove a oxidação química dos poluentes por ação direta ou indireta, quando se decompõe em radical hidroxila (DEZOTTI, 2008).

Segundo Dezotti (2008), os POAs possuem diversas vantagens quanto a outros tipos de tratamento, possuem alto poder oxidante, promovem a mineralização total dos poluentes e oxidação de espécies inorgânicas, possui versatilidade e alta

eficiência e os reagentes utilizados são decompostos em produtos de menor impacto ao meio ambiente, além de ocorrerem em condições operacionais de temperatura e pressão ambiente. Algumas desvantagens destes processos são o alto custo da fonte de radiação ultravioleta, implicando em consumo de energia elétrica e custo de manutenção, e ao alto custo do agente oxidante. Este inconveniente pode ser solucionado com o uso de energia solar, como fonte de radiação UV, catalisadores de baixo custo e combinação com outros processos de tratamento.

2.5 Tratamento de efluentes por eletrocoagulação

O primeiro registro do uso da eletrocoagulação para tratamento de efluentes foi em 1889, no Reino Unido pelos doutores Webster e Leeds. Foi utilizado na estação de tratamento de Crossness um sistema com uso de eletrodos de ferro e adição de água do mar ao efluente, operando a uma tensão de 10 Volts (RODRIGUES *et al.*, 2001).

O tratamento de efluentes por eletrocoagulação com eletrodos de alumínio e ferro foi patenteado nos Estados Unidos no ano de 1909. Em 1946, a eletrocoagulação foi pela primeira vez aplicada em larga escala para tratamento de água potável, nos Estados Unidos (CHEN, 2004).

Por algum tempo as tecnologias eletroquímicas de tratamento de água não tiveram grande aplicação mundial, devido ao alto investimento e elevado custo da energia elétrica. No entanto, devido a exigência de padrões cada vez mais restritivos para o lançamento de efluente no meio ambiente e a crescente necessidade de reúso de água nas indústrias, nos últimos 40 anos as tecnologias eletroquímicas recuperaram sua importância no âmbito mundial (CHEN, 2004).

Atualmente, estas tecnologias já alcançaram tal patamar, que já são comparáveis quanto ao custo e eficiência, com a vantagem de serem sistemas compactos (CHEN, 2004).

No Brasil, o processo foi apresentado pela primeira vez no IV Congresso Médico Latino-Americano, por Saturnino de Brito, em 1909. Na ocasião, o engenheiro sanitário propôs que fosse adicionada água do mar ao esgoto doméstico, semelhante ao sistema do Webster, porém, sua ideia foi refutada na época (LIMA, 2010).

Somente em 1985, foi instalada uma estação-piloto de tratamento de esgoto com processos eletrolíticos em Campinas/SP, com capacidade de $0,12 \text{ L.s}^{-1}$ (BEZERRIL e WIENDL, 1985).

Na sequência apresentam-se os principais fundamentos do tratamento de efluentes por eletrocoagulação.

2.5.1. Conceitos básicos da eletrocoagulação

No processo de coagulação química, são adicionados produtos químicos conhecidos como coagulantes com o objetivo de desestabilizar os coloides, reduzindo a carga superficial e a repulsão eletrostática, a fim de que as partículas se aproximem e se agreguem, formando flocos, que podem sedimentar ou flotar (METCALF E EDDY *et al.*, 2004).

No processo de eletrocoagulação, o coagulante é formado “in loco” eletroquimicamente, pela dissolução de íons metálicos através de uma corrente elétrica que atravessa os eletrodos e a solução eletrolítica (CERQUEIRA, 2006; GOERCK, 2018).

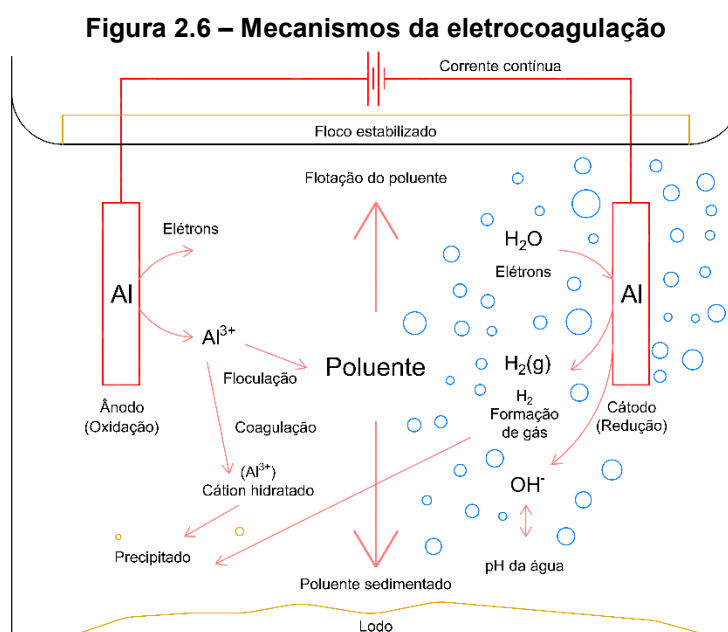
Inserindo-se dois eletrodos em meio aquoso, afastados entre si, um sendo o cátodo, ligado ao polo negativo e o outro o ânodo, ligado ao polo positivo de uma fonte de energia, tem-se uma célula eletrolítica, neste caso, um sistema de eletrocoagulação (LIMA, 2010).

Segundo Goerck (2018), tecnicamente a eletrocoagulação inicia-se com a aplicação de uma diferença de potencial nos eletrodos. O cátodo sofre redução e promove a hidrólise da água, liberando gás hidrogênio. No ânodo ocorre o processo de oxidação, gerando espécies catiônicas metálicas que são lançadas no meio aquoso.

O cátion metálico formado atua como coagulante do sistema, reage com a solução e os íons hidroxilas, formando os hidróxidos metálicos que anulam as cargas negativas dos poluentes, promovendo a formação de flocos. Estes conjuntos de partículas vão agregando partículas ainda suspensas e adsorvendo as dissolvidas, promovendo assim a coagulação (CHEN, 2004). Juntamente à estes fenômenos, tem-se a geração do gás hidrogênio no cátodo que auxilia as partículas floculadas a flotar para a superfície, propiciando a clarificação do efluente.

2.5.2. Mecanismos da eletrocoagulação

O fenômeno da eletrocoagulação pode ser dividido em quatro estágios distintos (MOLLAH *et al.*, 2001): (i) formação de coagulantes pela oxidação eletrolítica do ânodo; (ii) desestabilização das partículas dos contaminantes; (iii) agregação das fases desestabilizadas e formação dos flocos; e (iv) remoção dos flocos por sedimentação ou flotação.



Fonte: Adaptado de Cerqueira (2006)

Os mecanismos da eletrocoagulação, representados na Figura 2.6, são dependentes das características do efluente como pH e condutividade, das condições de operação como corrente ou voltagem aplicada e tempo de tratamento, além das características dos eletrodos, como área superficial, espaçamento entre eles e a geometria do reator (HAKIZIMANA *et al.*, 2017). Para otimizar a eficiência do tratamento, as características químicas do efluente podem ser ajustadas (MOLLAH *et al.*, 2001).

2.5.3. Reações químicas nas células de eletrocoagulação

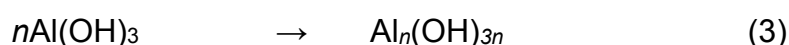
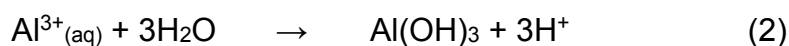
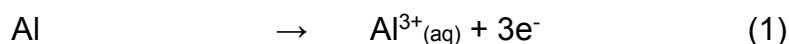
A seguir estão apresentadas as reações químicas envolvidas no processo de remoção de poluentes por eletrocoagulação utilizando-se eletrodos de alumínio e

ferro, respectivamente, uma vez que estes materiais têm sido extensivamente utilizados neste sistema de tratamento (CERQUEIRA, 2006).

2.5.3.1. Eletrodos de alumínio

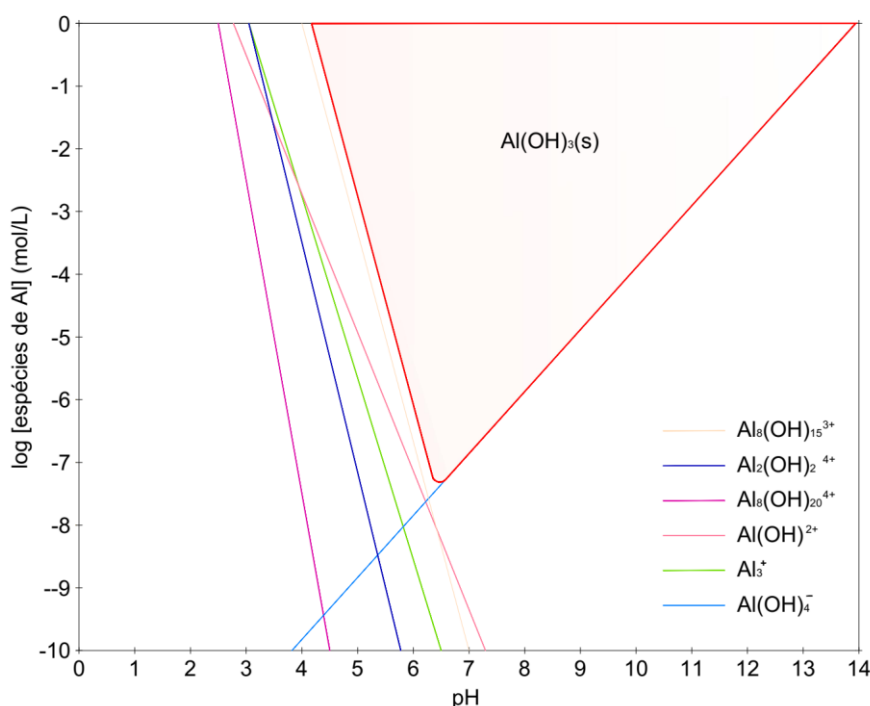
O tratamento de efluentes por eletrocoagulação com eletrodos de alumínio tem sido estudado por diversos pesquisadores. Segundo a base de dados Scopus (2020), nos últimos 20 anos mais de 1.000 documentos na modalidade de artigo foram publicados reportando o uso deste material nas investigações científicas, as palavras chaves utilizadas na busca foram: “*electrocoagulation*”, “*aluminium electrodes*” e “*wastewater*”. Foram contabilizados apenas artigos já publicados em revistas específicas das áreas de engenharia e ciências do ambiente.

A dissolução do alumínio através da reação eletrolítica produz espécies monoméricas catiônicas, tais como Al^{3+} e $\text{Al}(\text{OH})_2^+$ em pH baixo. Em soluções com pH apropriado, 6,0 a 7,0 (TAKENO, 2005), o alumínio inicialmente é transformado em $\text{Al}(\text{OH})_3$ e após é polimerizado para $\text{Al}_n(\text{OH})_{3n}$, conforme reações (1-3) (MOLLAH *et al.*, 2001).



O hidróxido de alumínio, $\text{Al}(\text{OH})_3$, assim que formado na solução (reação 3) possui elevada área superficial, facilitando a adsorção das substâncias orgânicas solúveis no meio e a captura das partículas coloidais, sendo que estes agregados rapidamente flutam para a superfície da solução por ação das bolhas de gás H_2 , resultante da eletrólise da água no cátodo (CERQUEIRA, 2006).

Figura 2.7 – Diagrama de solubilidade dos íons de alumínio



Fonte: Adaptado de Di Bernardo e Dantas (2005)

Na Figura 2.7 é apresentado o diagrama de solubilidade dos íons de alumínio em diferentes faixas de pH, em solução aquosa. O pH mínimo para precipitação do hidróxido insolúvel é o 6,5 (FERREIRA, 2013).

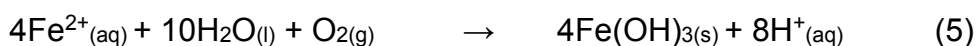
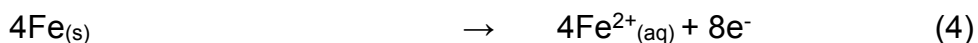
2.5.3.2. Eletrodos de ferro

Nas últimas 2 décadas, mais de 800 artigos foram publicados com estudos de tratamento de efluentes por tecnologias eletroquímicas com eletrodos de ferro. As palavras chaves utilizadas na busca foram: “*electrocoagulation*”, “*iron electrodes*” e “*wastewater*”. Foram contabilizados apenas artigos já publicados em revistas específicas das áreas de engenharia e ciências do ambiente (SCOPUS, 2020).

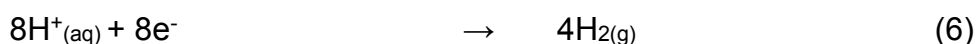
A oxidação eletrolítica do ferro produz hidróxido de ferro, $Fe(OH)_n$, onde n pode ser igual a 2 ou 3. Por esta razão foram propostos dois mecanismos de produção de hidróxido de ferro (MOLLAH *et al.*, 2001).

Mecanismo 1:

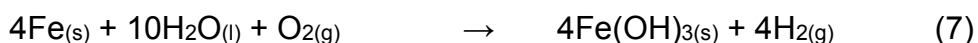
Ânodo:



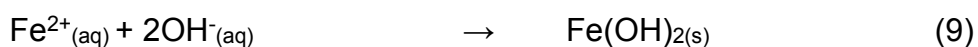
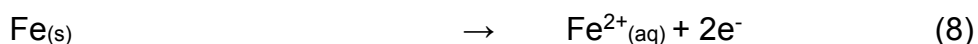
Cátodo:



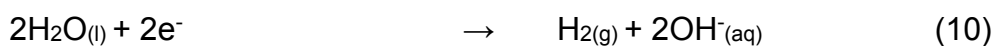
Simplificando:

Mecanismo 2:

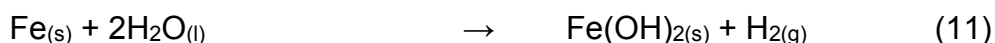
Ânodo:



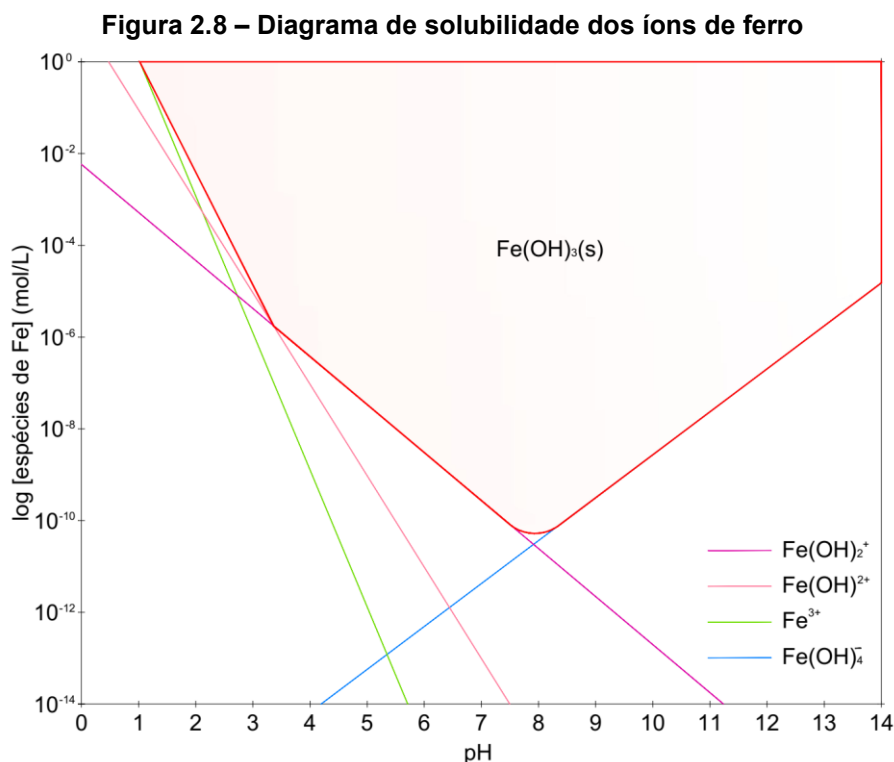
Cátodo:



No geral:



O hidróxido de ferro, $\text{Fe}(\text{OH})_{n(s)}$, formado permanece na solução aquosa como uma suspensão gelatinosa, que pode remover os poluentes das águas residuais, por atração eletrostática ou por complexação, seguida de coagulação. Novamente, o gás hidrogênio produzido na reação de hidrólise da água atua removendo partículas orgânicas dissolvidas ou materiais suspensos, por flotação (MOLLAH *et al.*, 2001).



Fonte: Adaptado de Ferreira (2013) e Johnson e Amirtharajah (1983)

Na Figura 2.8 é apresentado o diagrama de solubilidade dos íons de ferro em diferentes faixas de pH, em solução aquosa. A região ótima de precipitação de ferro ($\text{Fe}(\text{OH})_3$) situa-se entre pH 7 e 9 com solubilidade mínima em pH 8. O comportamento da solubilidade do ferro é similar ao do alumínio, com aumento de pH a solubilidade do hidróxido diminui na medida que aumenta a estabilidade do composto formado (FERREIRA, 2013).

2.5.4. Parâmetros associados à eletrocoagulação

2.5.4.1. Densidade de corrente

A quantidade de corrente fornecida ao sistema determina a quantidade de íons Al^{3+} ou Fe^{2+} liberados no sistema e a densidade de produção eletrolítica de bolhas no sistema. Uma elevada densidade de corrente resulta em uma pequena unidade de eletrocoagulação. Entretanto, quando excesso de corrente é aplicada, há chance de dissipação de energia elétrica no aquecimento da água. Quando os sistemas de eletrocoagulação são operados por um longo tempo sem manutenção, recomenda-se que a densidade de corrente seja entre 20 e 25 A.m^{-2} , embora seja necessário fazer

limpeza frequente da superfície dos eletrodos em virtude da formação de camada de passivação (CHEN, 2004; KABDASLI *et al.*, 2012).

2.5.4.2. Presença de eletrólito

O aumento da condutividade do efluente a ser tratado é feito por adição de eletrólito, com isso aumenta-se a passagem de corrente elétrica pelo sistema. O eletrólito preferencialmente utilizado é o NaCl. Sua preferência se deve também à sua ação de atuar na redução camadas isolantes que se formam na superfície dos eletrodos devido a precipitação de íons Ca^{2+} ou Mg^{2+} , os quais estão associados a presença de íons carbonato ou sulfato. Esta camada isolante aumenta drasticamente o potencial entre os eletrodos e resulta em uma diminuição significativa na eficiência da corrente, ou seja, da perda de massa sofrida pelo eletrodo. Portanto, recomenda-se que entre os ânions presentes, deve haver 20% de cloreto (Cl^-) para garantir uma operação normal de eletrocoagulação no tratamento de água. Além disso, sabe-se que o cloro gerado eletroquimicamente é eficaz na desinfecção da água (CHEN, 2004).

2.5.4.3. Potencial hidrogeniônico

O pH do efluente é um importante fator de operação que influencia na eficiência da eletrocoagulação, pois determina as reações de hidrólise e os produtos hidróxidos formados (LU *et al.*, 2017). No geral, a eficiência do tratamento depende da natureza dos poluentes, com uma melhor remoção de poluentes encontrados próximos ao pH de 7, onde a solubilidade, por exemplo, do $\text{Al}(\text{OH})_3$ é mínima (KHEMIS *et al.*, 2006).

Em condições de pH acima do neutro o consumo de energia aumenta devido à variação de condutividade. Quando a condutividade é alta, o efeito do pH não é significativo (CHEN, 2004) e as espécies de metais reagem com as partículas carregadas negativamente na água para formar os flocos (DANESHVAR *et al.*, 2006).

Além disso, durante o tratamento por eletrocoagulação geralmente o pH aumenta para o efluente ácido, e diminui para o efluente alcalino devido a capacidade de tamponamento que ocorre durante o processo, o qual é atribuído à produção e consumo dos íons hidroxila (OH^-) enquanto neutralizam a carga para a geração de

hidróxidos de alumínio, a partir do alumínio solúvel presente na solução (CHEN, 2004).

2.5.4.4. Fonte de energia

Grande parte dos estudos de eletrocoagulação foram desenvolvidos com corrente contínua como fonte de energia no processo, a qual pode ser operada com corrente ou tensão constante (GOERCK, 2018).

Quando a tensão é constante, o valor da corrente varia dependendo da resistência da célula. No caso da corrente constante, ocorre o inverso.

A fim de evitar a passivação dos eletrodos devido a formação de um “filme”, que provoca o aumento da resistividade dos eletrodos, recomenda-se alternar periodicamente a polaridade, invertendo o polo dos ânodos e cátodos (GOERCK, 2018).

2.5.4.5. Consumo de energia

O custo de qualquer método de tratamento de efluentes afeta diretamente na viabilidade de aplicação do sistema para o devido fim.

O consumo de energia nos sistemas de eletrocoagulação está relacionado ao espaçamento entre os eletrodos e o tempo de tratamento de efluentes. Quanto maior a distância entre os eletrodos, maior é o consumo de energia, havendo resistência maior do meio e maior é o tempo de detenção hidráulica (CRESPILO e REZENDE, 2004; STRATE, 2017). Segundo a Lei de Ohm, para manter a corrente constante, o sistema necessita que se aplique uma diferença de potencial maior (IFSC, 2010).

O custo total do sistema inclui material do eletrodo, custo da energia elétrica, mão de obra, manutenção da estação, desidratação e disposição final do lodo, e custos fixos. Porém, pesquisas apontam que a soma dos custos de energia e do material do eletrodo representa cerca de 80% dos custos de operação, e de maneira simplificada, são considerados apenas estes parâmetros para estimativa do custo de operação, conforme equação 1 (KOBYA *et al.*, 2006).

$$C_{\text{operação}} = a \cdot C_{\text{energia}} + b \cdot C_{\text{eletrodo}} \quad (1)$$

Onde:

$C_{\text{operação}}$ = custo de operação (R\$.m⁻³ de efluente);

a = custo de energia (R\$.kWh⁻¹);

C_{energia} = consumo de energia (kWh.m⁻³ de efluente);

b = custo mássico da placa (R\$.kg⁻¹ de eletrodo);

C_{eletrodo} = consumo do eletrodo (kg.m⁻³ efluente).

O consumo de energia pode ser calculado com a equação 2 (KOBYA *et al.*, 2006).

$$C_{\text{energia}} = \frac{U \cdot i \cdot t}{V} \quad (2)$$

Onde:

C_{energia} = consumo de energia (kWh.m⁻³ de efluente);

U = tensão elétrica aplicada no sistema (V)

i = corrente elétrica aplicada (A);

t = tempo de aplicação da corrente (h);

V = volume de efluente tratado (m³).

A massa do eletrodo consumida teoricamente durante a eletrólise pode ser quantificada de acordo com a equação 3 (KOBYA *et al.*, 2006).

$$C_{\text{eletrodo}} = \frac{i \cdot t \cdot M}{F \cdot n} \quad (3)$$

Onde:

C_{eletrodo} = consumo do eletrodo (kg.m⁻³ efluente);

i = corrente elétrica aplicada (A);

t = tempo de aplicação da corrente (s);

M = massa molar do elemento do eletrodo (g.mol⁻¹);

F = constante de Faraday (9,65 x 10⁴ C mol⁻¹);

n = número de elétrons envolvidos na reação de oxidação do elemento do ânodo.

2.5.5. Aplicação da eletrocoagulação em efluentes de indústrias alimentícias

A eletrólise aplicada ao tratamento de efluentes é uma tecnologia promissora que vêm sendo estudada e aprimorada ao longo dos anos. Como já mencionado, o primeiro registro de aplicabilidade foi mencionado a 130 anos atrás na Inglaterra. Desde então, já foram publicados mais de 4.000 documentos técnicos oficiais sobre o assunto. Somente a China é responsável por 23% destes estudos, seguido da Índia, com 11% e Irã, 9%. O Brasil ocupa o 7º lugar com 4% do total de estudos publicados sobre tratamento de efluentes por tecnologia eletrolítica, desde os anos 80. As palavras chaves utilizadas na busca foram: “*electrocoagulation*” e “*wastewater*”. Foram contabilizados apenas artigos já publicados em revistas específicas das áreas de engenharia e ciências do ambiente (SCOPUS, 2020).

A eletrólise química tem hoje uma ampla gama de aplicações no mercado, dentre as principais destacam-se o tratamento de água potável (AL-RAAD *et al.*, 2019), pós-tratamento de efluentes sanitários (GHIMIRE *et al.*, 2019; MAIA *et al.*, 2015) e lixiviado de aterro sanitário (JUMAAH *et al.*, 2018).

Esta tecnologia também tem sido aplicada no tratamento de efluentes industriais, tais como efluente de reciclagem de papel (IZADI *et al.*, 2018), efluente de curtume (LUZ-PEDRO *et al.*, 2019), efluente de produção de fertilizantes (SON *et al.*, 2019), efluente de indústria têxtil (AHMED *et al.*, 2018), efluente siderúrgico (ERDOĞAN *et al.*, 2018), efluente de produção de máquinas (PANTORLAWN *et al.*, 2018), efluente de cervejaria (EYVAZ, 2016), efluente de indústria farmacêutica (KERMET e MOULAI, 2015), entre outros.

Na indústria alimentícia também há muitos estudos de tratamento de efluentes com tecnologias de eletrolíticas. No Quadro 2.4 estão apresentados alguns dos mais recentes trabalhos técnicos desenvolvidos nesta área.

Quadro 2.4 – Estudos de tratamento de efluentes da indústria alimentícia com eletrocoagulação

Efluente	Parâmetros da pesquisa	Resultados	Referência
Efluente de suinocultura	Eletrodos: alumínio e ferro Distância entre eletrodos: 2 cm Tempo de operação: 10 a 110 min Densidade de corrente: 20 a 58 mA.cm ⁻¹ pH inicial: 1 a 11	Eletrodo de alumínio: Condição ótima: 60 min; 38,89 mA.cm ⁻² ; pH 6 Remoção: COS: 78%; turbidez: 96%; lodo gerado: 5,1 g/L Eletrodo de ferro: Condição ótima: 110 min; 38,89 mA.cm ⁻² ; pH 6 Remoção: COS: 57%; turbidez: 96%; lodo gerado: 5,47 g/L	Moraes <i>et al.</i> (2018)
Efluente do processamento de batatas	Eletrodos: alumínio Objetivo: alcançar a eficiência de 70% na remoção de DQO	Densidade de corrente: 1,5 mA.cm ⁻² Tempo: 20 minutos pH original: 7,8 Condutividade: 3,40 mS.cm ⁻¹ Custo da energia: 0,9 \$/g remoção de DQO	Veli <i>et al.</i> (2018)
Efluente de panificação	Eletrodos: alumínio e ferro Distância entre eletrodos: 3 cm Tempo de operação: 20 e 40 min Voltagem: 6 e 12 V pH inicial: 4,6 e 7	Eletrodo de alumínio: Condição ótima: 40 min; 12 V; pH 7 Remoção: Turbidez: 94,4%; DQO: 40,8%; óleos e graxas: 98,2% geração de lodo: 3,7 g.L ⁻¹	Santana <i>et al.</i> (2018)
Efluente de laticínios	Eletrodos: alumínio Distância entre eletrodos: 0,6 cm Tempo de operação: 2 a 40 min Densidade de corrente: 12 a 61 A.m ⁻² pH inicial: 3 a 6	Para remoção de 70 % de DQO Melhor condição operacional: Tempo: 23 minutos; pH inicial: 6 Densidade de corrente elétrica: 12,3 A.m ⁻² ; Custo: R\$ 2,68 por metro cúbico de efluente tratado	Valente <i>et al.</i> (2015)
Efluente de laticínios	Eletrodos: ferro Tempo de operação: 20 a 60 min Intensidade de corrente: 1 a 2 A pH inicial: 4,5 a 6	Condição ótima: 60 min; 1,5 A; pH 4,5 Remoção: Turbidez: > 98%; DQO: 96,4%; Custo: R\$ 2,38 por metro cúbico de efluente tratado	Geraldino <i>et al.</i> (2015)
Efluente do beneficiamento de grãos de café	Eletrodos: alumínio	TRH: 4 a 29,98 minutos (sem recirculação) TRH: 20,6 a 161,8 minutos (com reúso)	Gardiman Jr <i>et al.</i> (2019)

Efluente	Parâmetros da pesquisa	Resultados	Referência
Efluente de frigorífico	Eletrodos: alumínio e grafite (eletrocoagulação) e grafite (eletrofloculação) Distância entre eletrodos: 0,9 cm Tempo de operação: 10 e 15 min Densidade de corrente: 10 mA.cm ⁻²	Eletrodo de alumínio: Remoção: DQO: > 60%; cor: 96%; turbidez: 94% Eletrodo de ferro: Remoção: DQO: > 60%; cor e turbidez: ineficiente Eletrodo de grafite: Remoção: DQO: > 60%; cor: 91%; turbidez: 85% Gasto energético: R\$ 2,00 por metro cúbico de efluente tratado	Paulista <i>et al.</i> (2016)
Efluente de indústria de pescados	Eletrodos: alumínio Distância entre eletrodos: 1 cm Tempo de operação: 0 a 30 min Corrente: 1 a 5 A	Melhor condição operacional: Tempo: 25 minutos; Corrente: 5 A Remoção: Cor: 95,5%; turbidez: 96,9%; DQO: 93,3%; DBO _{5,20} : 97,5%; Fósforo: 88,5%; óleo e graxas: 93,6%	João <i>et al.</i> (2018)
Efluente de abatedouros de aves	Eletrodos: ferro e alumínio Tempo de operação: 20 a 60 min Densidade de corrente: 15 a 75 A.m ⁻² pH inicial: 4 a 7	Melhor condição operacional: Tempo: 40 minutos; Densidade de corrente: 30 A.m ⁻² pH: 4 Remoção: DQO: eficiência superior a 80% para ambos os tratamentos. Porém o efluente tratado com eletrodo de ferro ficou com elevada cor ao final do tratamento.	Combatt <i>et al.</i> (2017)
Efluente de indústria de suco de fruta	Eletrodos: ferro e alumínio Distância entre eletrodos: 0,7 cm	Remoção: DQO: 59,1% (eletrodo de alumínio) DQO: 61,3% (eletrodo de ferro)	Can (2014)

Fonte: Indicada no quadro. TRH: Tempo de Retenção Hidráulica COS: Carbono Orgânico Solúvel.

Até o presente momento, não foram encontrados estudos publicados relacionando tratamento de efluente da indústria de alimentos em conserva com tecnologias eletroquímicas. As palavras chaves utilizadas para a busca foram “*wastewater*”, “*electrocoagulation*” e “*palm heart industry*” (SCOPUS, 2020).

Braile e Cavalcanti (1993) indicaram a coagulação como tratamento do efluente destas indústrias. Os autores inclusive apresentam uma estimativa do consumo de produto químico em função da redução requerida da demanda biológica de oxigênio.

Visto a escassez de trabalhos relacionados à aplicação de processos eletroquímicos no tratamento de efluentes da indústria de conservas, nesta pesquisa, serão avaliados os efeitos da eletrocoagulação no tratamento de efluente de uma indústria de alimentos em conserva, especificamente, do palmito, com vistas ao reúso deste efluente na própria fábrica.

2.6 Tratamento de efluentes por coagulação química

O processo de tratamento de efluentes por coagulação tem por objetivo a remoção de partículas em suspensão ou dissolvidas. Este processo geralmente é aplicado como um pré-tratamento (VAZ, 2009).

A coagulação consiste na desestabilização das partículas coloidais e suspensas, o processo consiste na anulação das forças de repulsão entre as partículas, através dos mecanismos de ligação e adsorção na superfície da partícula, pela adição de produtos químicos, denominados agentes coagulantes (DI BERNARDO e DANTAS, 2005).

A formação dos flocos resulta das forças de atração que atuam nas partículas “neutralizadas”, as quais se agregam umas às outras, formando flocos. Para que o processo de coagulação seja eficiente deve-se proceder uma agitação rápida, seguida de agitação lenta. A mistura rápida promove a interação entre o efluente e o agente de coagulação, a mistura lenta favorece a formação dos flocos (DI BERNARDO e DANTAS, 2005).

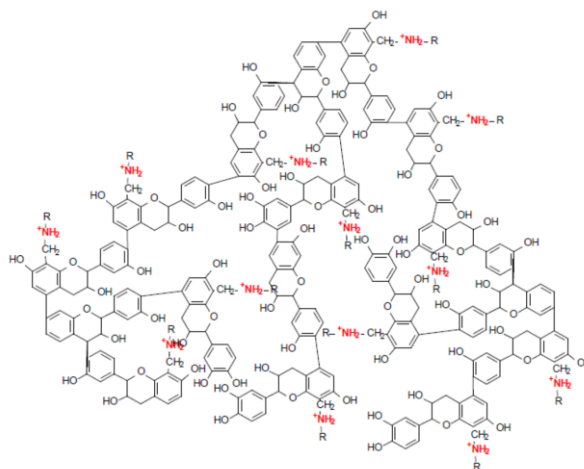
Embora os coagulantes metálicos sejam amplamente utilizados em ETEs de plantas industriais os floculantes naturais têm se apresentado como uma alternativa viável nos sistemas de coagulação (VAZ *et al.*, 2009). Estes produtos naturais são

extraídos diretamente ou manipulados a partir de elementos naturais. Estes produtos apresentam algumas vantagens em relação aos coagulantes químicos, são biodegradáveis e não-tóxicos, além de produzirem lodo em menor quantidade e com menores teores de metais (KAWAMURA, 1991). Os principais coagulantes naturais apresentados na literatura são: Moringa Oleifera (BELTRAN-HEREDIA *et al.*, 2009), Quitosana (CAPELETE, 2011) e Tanino vegetal (SINGH *et al.*, 2016).

No Brasil, o floculante a base de tanino é comercialmente denominado de Tanfloc, produzido pela empresa TANAC S.A. da cidade de Montenegro, RS. A base do polímero é o tanino vegetal, encontrado na casca da acácia negra (*Acacia decurrens*) (TANAC, 2013).

A Figura 2.9 apresenta a provável estrutura polimérica do Tanfloc. No Quadro 2.5 estão apresentadas as propriedades do Tanfloc tipo SG, o qual foi utilizado nesta pesquisa.

Figura 2.9 – Estrutura polimérica do Tanfloc



Fonte: Mangrich *et al.* (2014)

Quadro 2.5 – Propriedades do Tanfloc SG

Propriedades físico-químicas	Líquido	Pó
Umidade ao embalar	-	4,5% - 6,5%
Viscosidade	Máx. 50	-
Sólidos Totais	30% – 34%	-
pH (xarope)	1,3 – 2,3	
pH (solução aquosa)		1,8 – 2,7

Fonte: TANAC (2013)

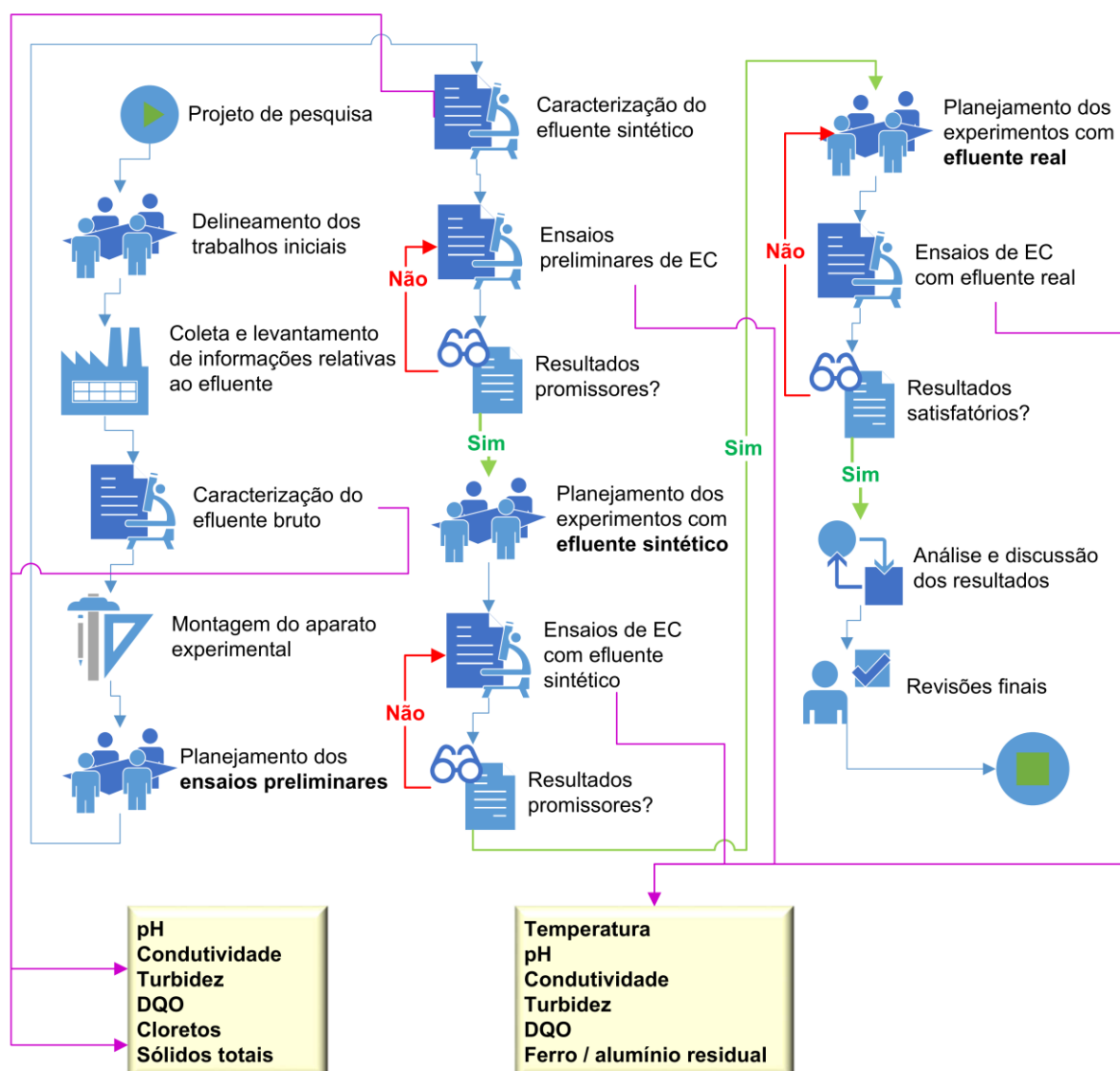
O Tanfloc é produzido pela polimerização do tanino com a adição de formaldeído, nitrogênio quaternário (NH_4Cl) e ácido clorídrico. A mistura desses três produtos químicos é agitada e aquecida; em seguida, é adicionado o extrato de tanino; esse processo leva várias horas até que uma mistura viscosa contenha cerca de 40% de sólidos. A última etapa de produção é a evaporação, para a obtenção do Tanfloc na forma de pó (HAMEED, 2016).

A adição do nitrogênio quaternário no processo de produção confere ao Tanfloc o caráter catiônico. O produto possui baixo peso molecular e atua como floculante e auxiliar de coagulação no tratamento de águas e efluentes em geral (SINGH *et al.*, 2016).

3. METODOLOGIA

Para cumprir com os objetivos propostos nesta pesquisa foram estabelecidas algumas etapas de trabalho, conforme apresentadas na Figura 3.1.

Figura 3.1 – Fluxograma das etapas de pesquisa



Fonte: Autoria própria (2019)

A pesquisa iniciou pelo levantamento de informações relativas à geração e às características do efluente. Após, o efluente coletado e caracterizado em laboratório. Na sequência seguiu-se a montagem dos aparatos experimentais utilizados nos ensaios de eletrocoagulação, definição das metodologias analíticas para avaliar o

processo de tratamento, ensaios de eletrocoagulação em efluente sintético e, por fim, ensaios de eletrocoagulação em efluente real.

3.1 Descrição da indústria de palmito em conserva

3.1.1. Localização e processos

O efluente utilizado neste estudo foi proveniente de uma fábrica de palmitos em conserva, localizada no município de Antonina, litoral do Paraná (Figura 3.2).

Figura 3.2 – Localização da fábrica de palmito em conserva



Fonte: Adaptado de *GoogleEarth* (2019)

A indústria é responsável pela manufatura do palmito de ponta a ponta, desde o cultivo e manejo das palmeiras até a comercialização da conserva. A cultura do palmito é não extrativista, ou seja, os espécimes nativos da palmeira juçara - *Euterpe edulis* - são preservados.

No Quadro 3.1 estão apresentados alguns dados de produção da indústria em questão.

Quadro 3.1 - Produção industrial da fábrica em estudo

Item	Dados de produção
Área plantada (m ²)	600.000
Pés de palmeira plantados (unidade)	200.000
Produtos	Pupunha em conserva: Picado Rodelas Toletes Fios Pupunha <i>in natura</i>

Fonte: Informações retiradas do site comercial da fábrica (2019)

A fábrica tem reconhecimento do IBAMA para o cultivo não predatório, assim como participa do SERFLOR - Sistema de Reposição Florestal - administrado pelo IAP/PR.

O processo de fabricação inicia-se com a colheita do palmito e transporte até a recepção da fábrica. Nesta área é feita uma limpeza parcial da planta, onde são extraídas as bainhas mais externas do caule. O resíduo desta etapa é destinado à alimentação dos animais da região (Fotografia 3.1).

Fotografia 3.1 – Resíduo destinado à alimentação dos animais

Fonte: Autoria própria (2019)

A matéria prima é encaminhada posteriormente para a parte interna da fábrica onde é feita mais uma etapa de limpeza dos talos, posteriormente o material já é

cortado e classificado. Os cortes são em 4 modalidades: picado, rodela, toletes e fios, conforme mostrado na Fotografia 3.2.



Fonte: Retirada do site comercial da fábrica (2019)

Na sequência os palmitos são envasados, a salmoura ácida previamente preparada é adicionada, e os recipientes são fechados. A indústria trabalha com potes de vidro com capacidade para 250 g, 300 g e 1,8 kg.

A próxima etapa é a esterilização comercial e lacre. Neste processo os recipientes são acondicionados em 4 autoclaves industriais com capacidade de 300 L cada. Em seguida, as autoclaves são preenchidas com água da torneira e aquecidos a gás, sendo que os recipientes são fervidos por pelo menos uma hora. Depois desse tempo, o gás é desligado e espera-se o resfriamento natural dos recipientes.

Com os potes resfriados e secos, é aplicada a embalagem de forma manual nos frascos, os quais são armazenados de forma ordenada enquanto aguardam o transporte e comercialização.

A salmoura utilizada para conserva do palmito é preparada na própria indústria, conforme Instrução de Trabalho específica, determinada em conjunto com o Sebrae. A composição da salmoura é de água filtrada, sal (NaCl) e ácido cítrico ($C_6H_8O_7$).

Na Tabela 3.1 são apresentadas as concentrações dos elementos componentes dessa solução.

Tabela 3.1 – Composição da salmoura ácida

Produto	Sal (g.L⁻¹)	Ácido cítrico (g.L⁻¹)
Conserva de palmito em tolete, rodela e picado	35,0	8,5
Conserva de palmito em fios	15,0	7,0

Fonte: Indústria de palmito em parceria com o Sebrae (2018)

O preparo da conserva de fios é recente na fábrica, por isso é esporádica. Portanto, neste estudo a composição da salmoura utilizada foi para a conserva de palmito em tolete, rodela e picado.

3.1.2. Coleta do efluente

A coleta do efluente seguiu os critérios estabelecidos na NBR 9898/1987 (ABNT, 1987), com amostragem simples em recipientes plásticos, com capacidade de 5 L e armazenados sob refrigeração até o momento do uso nos ensaios de caracterização e de tratamento por eletrocoagulação.

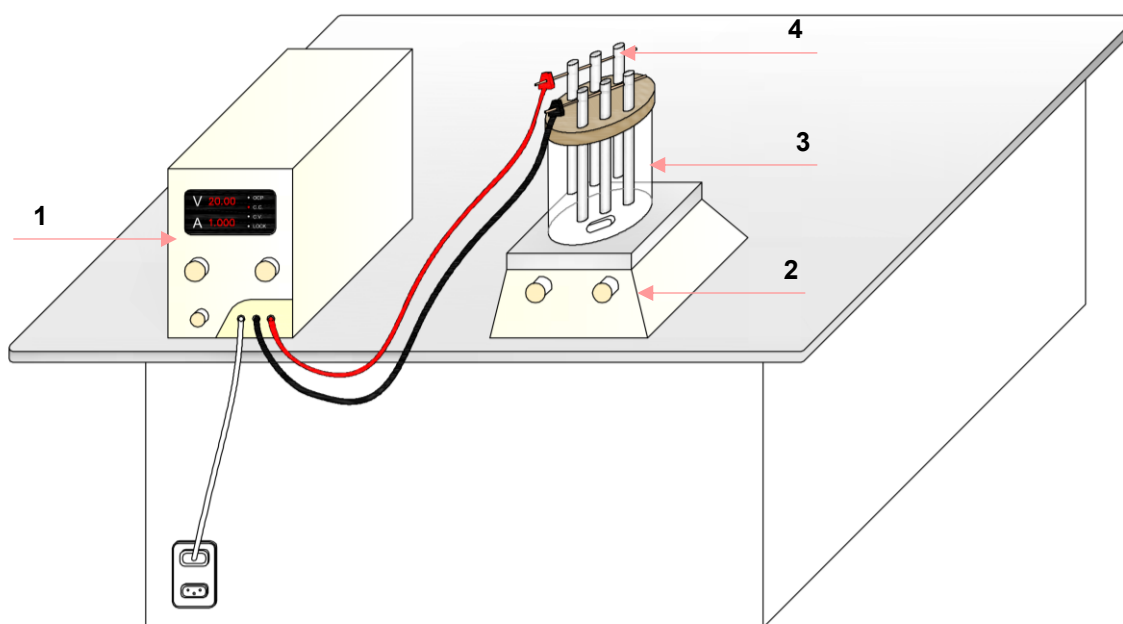
As frações que compuseram o efluente coletado na indústria resultaram do líquido excedente de salmoura preparado para uso no envase do palmito e da água adicionada no interior das autoclaves, utilizada para esterilização do produto pronto e que ficava em contato com os produtos envasados. Ou seja, ela continha resíduos da salmoura e do próprio palmito. Não compõe a amostra a parcela de água contida na região encamisada que circula vapor para transferir calor para a água que está no interior da autoclave, uma vez que esta água normalmente é repostada para completar o volume necessário para o processo.

Em cada autoclave, diariamente, eram utilizados em média de 120 L de água, totalizando 480 L, e, o volume residual médio de salmoura descartado era de 30 L. Portanto, a composição do efluente bruto consistiu de 6% de resíduo de salmoura ácida e 94% de efluente da autoclave. Sendo que para os ensaios de caracterização do efluente fez-se a homogeneização do mesmo.

3.2 Reator de eletrocoagulação

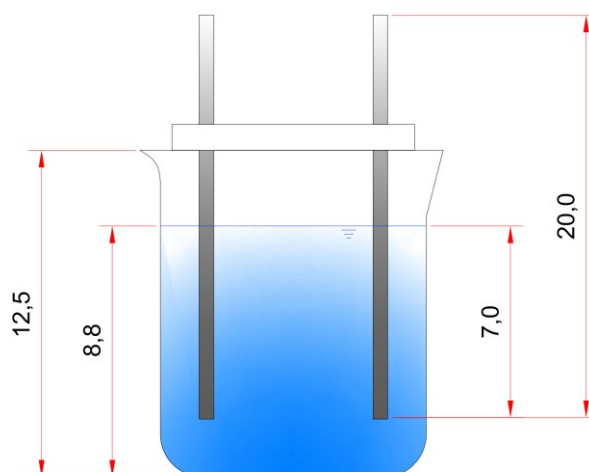
Nas Figura 3.3 a Figura 3.5 estão apresentados desenhos esquemáticos do reator de eletrocoagulação.

Figura 3.3 – Desenho esquemático do aparato experimental



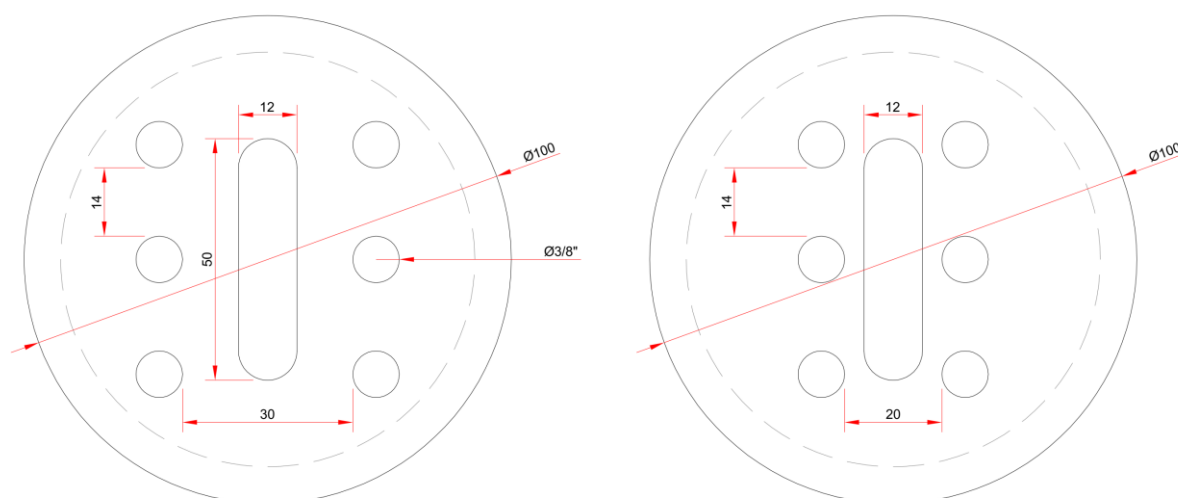
(1) Fonte de alimentação (2) Agitador magnético (3) Reator (4) Eletrodos
Fonte: Autoria própria (2020)

Figura 3.4 – Dimensões dos eletrodos e reator (em cm)



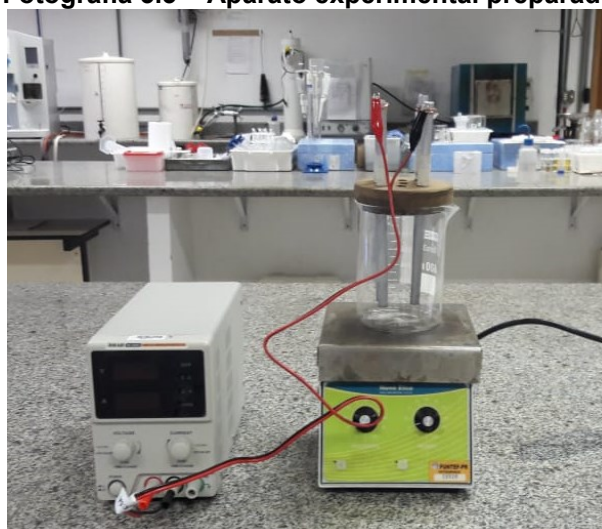
Fonte: Autoria própria (2020)

Figura 3.5 – Desenho esquemático da tampa de apoio para os eletrodos (em mm)



Fonte: Autoria própria (2020)

Fotografia 3.3 – Aparato experimental preparado



Fonte: Autoria própria (2019)

Como indicado na Figura 3.3, o sistema de eletrocoagulação consistiu de um reator de vidro, com volume útil de 600 mL (altura 12,5 cm, diâmetro 8,5 cm), porém nos ensaios de tratamento do efluente por batelada foram usados 500 mL de solução de trabalho; agitador magnético (Nova Ética, modelo 114); fonte de energia de corrente contínua (HIKARI, HF-3203S); eletrodos de ferro e de alumínio, com área imersa na solução de trabalho de 21 cm² cada (Figura 3.4). Todos os experimentos foram realizados em sistema de batelada.

Para cada material foram utilizados 6 eletrodos de ânodos e de cátodos ligados em série, totalizando uma área imersa de 126 cm² (SANTANA *et al.*, 2018). A soma da área dos ânodos é usada para calcular a densidade de corrente de cada ensaio a qual depende da corrente aplicada nos eletrodos. Os eletrodos de ferro e alumínio foram escolhidos por serem os materiais mais usados para tratar efluente de indústria de alimentos (SANTANA *et al.*, 2018; VELI *et al.*, 2018; VALENTE *et al.*, 2015; JOÃO *et al.*, 2018; CAN, 2014) e pela disponibilidade comercial destes materiais.

Na primeira etapa, adotou-se uma distância entre os cátodos e ânodos de 3 cm (SANTANA *et al.*, 2018). Na segunda etapa do estudo, foram verificados os benefícios de utilizar uma distância menor entre os eletrodos, de 2 cm (GARDIMAN JR *et al.*, 2019; LOCKS, 2018) e avaliou-se o efeito da redução da distância quanto à remoção de DQO, turbidez e ferro residual, bem como o consumo de energia (Figura 3.5). Na Fotografia 3.3 apresenta-se o aparato experimental preparado para os experimentos.

3.3 Condições operacionais dos ensaios de eletrocoagulação

Todos os ensaios foram feitos em triplicata. Antes de cada ensaio de eletrocoagulação tanto para os testes preliminares com efluente sintético quanto para o efluente real, os eletrodos receberam tratamento de limpeza para remoção de incrustações e oxidações presentes na sua superfície. E assim permitir a dissolução do ânodo e liberar a superfície do cátodo, para favorecer transferência de elétrons e reações eletrolíticas em sua superfície. Com isso, os mesmos foram lixados com lixa média para metais, banhados em solução de ácido clorídrico 10% por 5 minutos, enxaguados em água corrente e secos com papel absorvente (KOBAYA *et al.*, 2006).

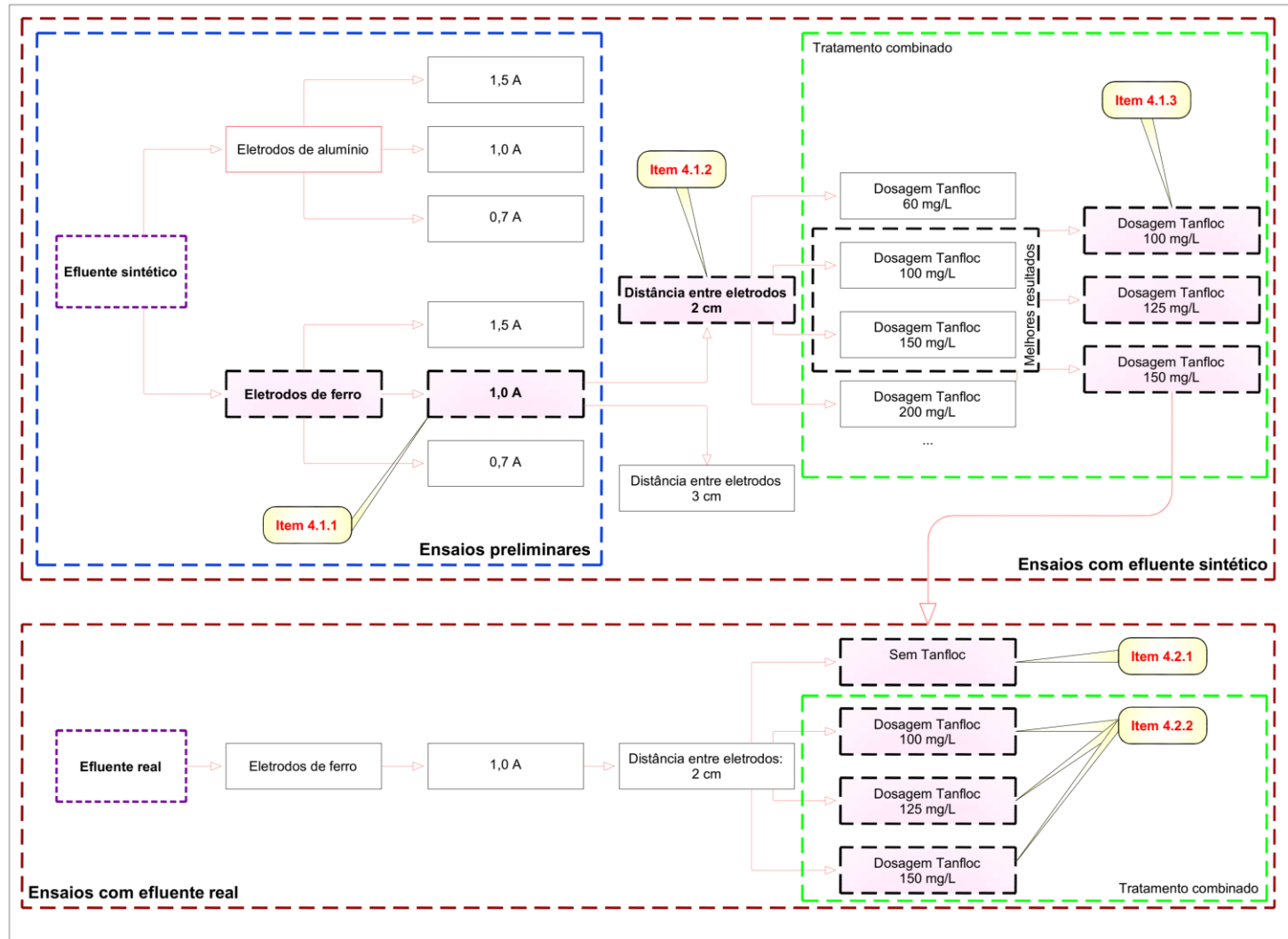
Em todos os ensaios de eletrocoagulação, adotou-se agitação mecânica, utilizando agitador magnético, para promover a melhor interação entre o efluente a ser tratado, as bolhas de gás (H₂ e O₂) e os íons liberados pelos eletrodos, aplicando velocidade média para movimentação suave da massa líquida, 15 rpm, sem promover a quebra dos flocos formados, permitindo sua flotação/decantação.

Os ensaios foram conduzidos por um tempo de 30 minutos. O tempo de cada ensaio foi definido a partir de pré-testes onde foram avaliados os resultados da

eletrocoagulação por até 1h30min, os quais resultaram em uma maior formação de lodo, e acentuado acréscimo na turbidez do efluente tratado.

Durante o experimento, foram retiradas amostras nos tempos de 10, 20 minutos e ao final dos 30 minutos, e reservadas. As análises de pH, DQO, turbidez, ferro e alumínio metal residual foram feitas após um período de 24 horas de decantação de cada amostra.

Figura 3.6 – Fluxograma das condições operacionais definidas durante a pesquisa



Fonte: Autoria própria (2020)

3.3.1. Eletrocoagulação com efluente sintético

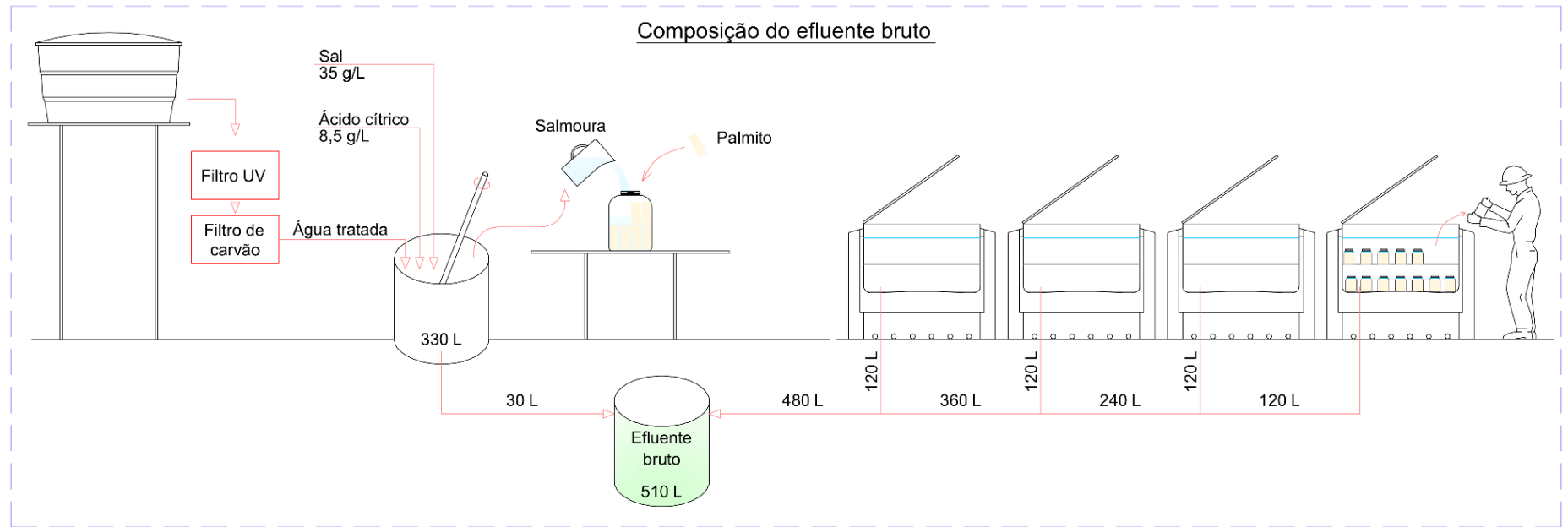
Devido à escassez de referências na literatura sobre o tratamento de efluente do processamento de alimentos em conserva com a eletrocoagulação, a localização da indústria em estudo, dificuldade de acesso e limitação no armazenamento do efluente, optou-se por preparar um efluente sintético a fim de simular as características do efluente bruto e verificar a viabilidade do estudo.

A primeira etapa da pesquisa compreendeu a realização de ensaios de eletrocoagulação com efluente sintético para verificar a viabilidade da aplicação da eletrocoagulação como alternativa para tratamento do efluente da indústria de conserva de palmito.

A preparação do efluente sintético simulou a mesma composição das substâncias adicionadas na formulação da salmoura para conserva de palmito (Figura 3.7), usada pela indústria que forneceu o efluente bruto, sendo que a mesma foi composta por 35 g.L⁻¹ de sal (NaCl), 8,5 g.L⁻¹ de ácido cítrico (C₆H₈O₇) e água destilada.

Considerando os 510 L.dia⁻¹ de efluente gerado no processo, sendo que em 30 L de salmoura descartados é adicionado 1.050 g de NaCl, tem-se uma concentração de 2,0588 g.L⁻¹ de NaCl. Este valor abaixo de 3 g.L⁻¹ de NaCl é considerado ideal pois está abaixo do recomendado para eletrocoagulação evitando o consumo excessivo dos eletrodos devido a corrosão *pitting* (MERZOUK *et al.*, 2009). E partindo de 8,5 g.L⁻¹ de ácido cítrico, tem-se 0,5 g.L⁻¹ diluídos em 510 L de efluente à partir da mistura dos 30 L de salmoura descartados diariamente (Figura 3.7). Com isso preparou-se o efluente sintético utilizado nos ensaios preliminares com água destilada, 2,0588 g.L⁻¹ de NaCl e 0,5 g.L⁻¹ de ácido cítrico.

Figura 3.7 – Composição do efluente bruto



Fonte: Autoria própria (2019)

Nos ensaios preliminares, a corrente fornecida para cada ensaio era fixada no início do tratamento a qual estava dentro da faixa de 0,5 – 1,5 Ampères, e a mesma era mantida fixa durante todo o ensaio de eletrocoagulação. Aplicando estes valores de corrente trabalhou-se com densidade de corrente entre 71 e 33 mA.cm⁻², próxima à utilizada por Li *et al.* (2013) - 40 mA.cm⁻² - em estudo de remoção de DQO de efluente pré-tratado biologicamente contendo ácido cítrico, porém utilizando pH inicial (5,0) diferente do usado nesta pesquisa, que no efluente sintético foi de 3,0.

Neste ponto da pesquisa, ficou definida a melhor corrente elétrica e o material do eletrodo, conforme os resultados apresentados no *Capítulo 4*.

Em uma segunda fase de ensaios, foi avaliada a influência da distância entre os eletrodos, conforme definido no *Item 3.2 Reator de eletrocoagulação*. Na continuidade dos experimentos optou-se por descartar a distância de 3 cm.

A próxima etapa de experimentos com efluente sintético contemplou a utilização de um agente de floculação, de origem orgânica, no caso, o Tanfloc SG, da empresa TANAC, a fim de verificar se o uso do polímero proporcionaria uma melhor remoção da matéria orgânica.

A primeira concentração estudada foi 60 mg.L⁻¹ (CAMPOS *et al.*,2013). Na sequência foram testadas as concentrações de 100 a 600 mg.L⁻¹, sendo que o melhor desempenho do mesmo foi obtido utilizando concentrações de 100 a 150 mg.L⁻¹. Desta forma definiu-se as seguintes concentrações de estudo: 100, 125 e 150 mg.L⁻¹.

O polímero catiônico foi adicionado ao efluente preliminarmente ao tratamento de eletrocoagulação. O efluente permaneceu sob agitação rápida por 60 a 80 rpm, visando distribuir uniformemente o polímero na água e 10 minutos a aproximadamente 25 rpm sob agitação lenta e homogênea.

Na sequência procedeu-se com o ensaio de eletrocoagulação tal como realizado nos ensaios anteriores. Os testes realizados com o efluente sintético permitiram definir os parâmetros de eletrocoagulação que seriam adotados no efluente real, são eles: corrente elétrica, dosagem do agente de coagulação, material e distância entre eletrodos. Os parâmetros monitorados no tratamento foram: pH, temperatura, condutividade, turbidez, DQO, ferro e alumínio residual.

3.3.2. Eletrocoagulação em efluente real

Na segunda etapa da pesquisa utilizou-se efluente real, segundo parâmetros definidos nos ensaios de eletrocoagulação com efluente sintético e conforme o fluxograma apresentado na Figura 3.6.

A coleta e composição do efluente de estudo foram executados conforme descrito no *Item 3.1.2 Coleta do efluente*.

3.4 Métodos analíticos

A eficiência do processo de eletrocoagulação usado para o tratamento do efluente foi avaliada com base no controle analítico descrito a seguir.

3.4.1. Determinação da Demanda Química de Oxigênio (DQO)

A determinação da DQO foi realizada de acordo com metodologia padrão (APHA-5220D, 2012), fundamentada em um processo de digestão em tubo fechado (SOLAB, Dry-Block SL-25/16) seguida de determinação colorimétrica em 620 nm (FEMTO, 600 μ -Plus). A medida de DQO baseia-se na quantidade de dicromato de potássio ($K_2Cr_2O_7$) remanescente após a oxidação da matéria orgânica, sendo que a reação ocorre em condições de acidez controlada (H_2SO_4) e com a ação do catalizador sulfato de prata (Ag_2SO_4) em altas temperaturas ($150^\circ C$) por 120 minutos. Curvas analíticas compreendendo uma faixa de concentração de oxigênio de 50 a 800 $mg.L^{-1}$ foram feitas sempre que eram preparadas novas soluções de reagente.

3.4.2. Determinação da concentração de Carbono Orgânico Total (COT)

A determinação de carbono orgânico total foi realizada em um analisador de carbono orgânico total (Thermo Electron Corporation, modelo Hipertoc), com leitura em duplicata das amostras, seguindo-se a metodologia padrão (APHA-5310B, 2012). Esta técnica fundamenta-se na oxidação catalítica de compostos orgânicos a elevadas temperaturas e na determinação de CO_2 por espectroscopia no infravermelho. O limite de quantificação estabelecido para as análises foi de 1 $mg.L^{-1}$

de carbono orgânico. Esta determinação indica o grau de mineralização dos compostos presentes em uma solução.

3.4.3. Condutividade elétrica

A determinação da condutividade elétrica do efluente foi realizada pela inserção de sondas (condutividade e temperatura) utilizando-se condutivímetro de bancada (Tecnal, TEC 4MP).

3.4.4. pH

A medição do pH era feita com potenciômetro digital de bancada (PHTEK).

3.4.5. Turbidez

Para a medição da turbidez foi utilizado turbidímetro portátil (Policontrol, AP2000). Antes do uso o turbidímetro era calibrado com a solução padrão 0,02 NTU e aferido com os padrões secundários para verificação, 0 – 10 NTU e 0 – 100 NTU.

3.4.6. Alumínio residual

Para a determinação do alumínio residual no efluente tratado foi utilizado fotômetro de bancada multiparâmetro (Hanna, 83099). O método utilizado pelo equipamento é uma adaptação de método SM3500B feito pela HANNA Instruments, onde é utilizado 50 mL de efluente, faz-se a diluição de reagente padrão A (ácido ascórbico), para posterior diluição do reagente padrão B (reagente alumínico). Os dois reagentes combinados ao alumínio causam uma coloração avermelhada na amostra, com resolução de 0,01 mg.L⁻¹ e leitura na faixa de 0 a 1 mg.L⁻¹ de íons Al⁺³ presentes.

3.4.7. Ferro residual

Para a determinação do ferro residual no efluente tratado foi utilizado fotômetro de bancada multiparâmetro (Hanna, 83099). O método utilizado pelo equipamento é fenantrolina, com resolução de 0,01 mg.L⁻¹ e leitura na faixa de

0 a 5 mg.L⁻¹. É utilizado 10 mL de efluente, após, precede-se a diluição de reagente padrão 1, que causa uma coloração laranja na amostra, com resolução de 0,01 mg.L⁻¹ e leitura na faixa de 0 a 5 mg.L⁻¹ de ferro presente na amostra.

3.4.8. Sólidos totais

Utilizando estufa (Medclave, Mod2) e mufla (Zezimaq, FHMP), as amostras foram acondicionadas em cadinhos cerâmicos, secos a 105°C, por 24 horas, sendo colocadas em dissecador e pesadas em balança analítica (Schimadzu BL3200H).

Os parâmetros apresentados, os métodos e suas respectivas referências estão resumidos no Quadro 3.2.

Quadro 3.2 – Parâmetros e métodos para caracterização do efluente

Parâmetro	Unidade	Método	Referência
DQO	mg.L ⁻¹	Colorimétrico	APHA-5220D (2012)
COT	mg.L ⁻¹	Oxidação catalítica	APHA-5310B (2012)
Condutividade	mS.cm ⁻¹ a 25°C	Condutimétrico	APHA-2510B (2012)
pH	-	Eletrométrico	NBR 9251/86 (ABNT, 1986)
Turbidez	NTU	Nefolométrico	-
Alumínio residual	mg.L ⁻¹	Fotométrico	-
Ferro residual	mg.L ⁻¹	Fotométrico	-
Sólidos totais	mg.L ⁻¹	Gravimétrico	APHA-2540 B (2012)

Fonte: Autoria própria (2019)

3.5 Tratamento estatístico

A fim de comparar estatisticamente os resultados encontrados, utilizou-se a ferramenta estatística Teste t de Student.

O teste utiliza de conceitos estatísticos para rejeitar ou admitir uma hipótese quando a estatística de teste (t) segue uma distribuição t de Student. A hipótese estatística é uma suposição sobre algum parâmetro da população, que será posta à prova através do teste de hipóteses. Consideram-se, sempre, duas hipóteses: H₀ e H_a, denominadas, respectivamente, de hipótese nula e hipótese alternativa. A hipótese nula é a que está sendo posta à prova, a hipótese alternativa será aceita se a H₀ for rejeitada (OLIVEIRA, 2017).

Nesta pesquisa, a hipótese nula (H_0) é que os resultados avaliados são iguais, e a hipótese alternativa (H_a) é que há diferença entre os resultados, para um nível de confiança de 95%.

4. RESULTADOS E DISCUSSÃO

Inicialmente estão apresentados os dados da caracterização do efluente sintético, e na sequência encontram-se os resultados preliminares da eletrocoagulação aplicada no efluente sintético, onde o objetivo foi determinar as condições que proporcionaram os melhores desempenhos variando os seguintes parâmetros: material dos eletrodos (ferro ou alumínio), corrente aplicada (de 0,5 à 1,0 mA.cm⁻²) e distância entre os eletrodos (2 e 3 cm).

Posteriormente apresentam-se os resultados dos ensaios de eletrocoagulação com tratamento combinado com a adição de agente floculante, primeiramente para efluente sintético, depois para o efluente real.

Por último, colocam-se as comparações entre os resultados da pesquisa e as discussões referentes aos parâmetros estudados, DQO, turbidez e ferro residual.

4.1 Ensaios de eletrocoagulação em efluente sintético

4.1.1. Ensaios preliminares

Na Tabela 4.1 são apresentados os valores obtidos na caracterização físico-química do efluente sintético.

Tabela 4.1 - Caracterização físico-química do efluente sintético ($\bar{Y} \pm \sigma$)

Parâmetro	Valores
pH	3,0 + 0,05
Condutividade (mS.cm ⁻¹ a 25°C)	4,1 + 0,08
Turbidez (NTU)	1,2 + 0,1
DQO (mg.L ⁻¹)	456 + 6,2
COT (mg.L ⁻¹)	162 + 3,1
Cloretos (mg.L ⁻¹)	303 + 5,0

Fonte: Autoria própria (2019)

O valor do pH da solução sintética do efluente é ácido devido a presença de ácido cítrico em alta concentração, e o mesmo foi mantido neste valor para iniciar todos os experimentos dos ensaios preliminares. A condutividade, também é considerada alta devido à alta concentração de NaCl, e também não foi ajustada, sendo que altas condutividades favorecem a performance do processo de tratamento que depende da presença de eletrólitos na solução de trabalho, favorecendo tanto a passagem de elétrons pela solução quando se aplica diferença de potencial nos eletrodos, quanto a dissolução anódica (HAKIZIMANA *et al.*, 2017; KABDASLI *et al.*, 2012).

A concentração de NaCl confere alta concentração de cloretos que no sistema de eletrocoagulação favorece reações de oxidação pelas espécies formadas (Cl_2 , HClO e OCl^-) além dos cloretos atuarem na redução da camada de passivação do cátodo que levaria a um aumento da voltagem da célula e com isso o consumo de energia (KUOKKANEN *et al.*, 2013; HAKIZIMANA *et al.*, 2017).

Os resultados dos ensaios de eletrocoagulação com eletrodos de alumínio e ferro no tratamento do efluente sintético estão apresentados na Tabela 4.2.

Observa-se que o pH variou consideravelmente em relação ao efluente no início dos ensaios (3,0). Durante o processo de eletrocoagulação o aumento do pH das soluções ao longo do processo pode ser explicado devido à formação de íons hidroxila que ocorre no cátodo (ADHOUM *et al.*, 2004; KOBAYA *et al.*, 2006), dentre outros fenômenos. Outro possível fenômeno para aumento do pH pode ser observado na presença de ânions como Cl^- . Os cloretos podem realizar troca iônica com as hidroxilas presentes no $\text{Al}(\text{OH})_3$, liberando os ânions OH^- para solução, acarretando no aumento do pH (CHEN *et al.*, 2000).

Quando utilizados eletrodos de ferro, o pH teve uma elevação mais pronunciada, ficando acima de 10 quando aplicado uma densidade de corrente maior que $48 \text{ mA}\cdot\text{cm}^{-2}$.

Para os ensaios com eletrodos de alumínio, a elevação do pH foi menos pronunciada, chegando à 8,6 quando aplicado uma densidade de corrente de $71 \text{ mA}\cdot\text{cm}^{-2}$. Após às 24 h de repouso, o pH do efluente aumentou para as correntes aplicadas de 1,5 A e 1 A, chegando à 8,6 para a densidade de $71 \text{ mA}\cdot\text{cm}^{-2}$.

Devido à diferença considerável na solubilidade entre $\text{Fe}(\text{OH})_2$ e $\text{Al}(\text{OH})_3$, os íons OH^- gerados no sistema são preferencialmente ligados aos íons Al^{3+} do que aos íons Fe^{2+} , resultando em um excesso maior de íons OH^- e, conseqüentemente um

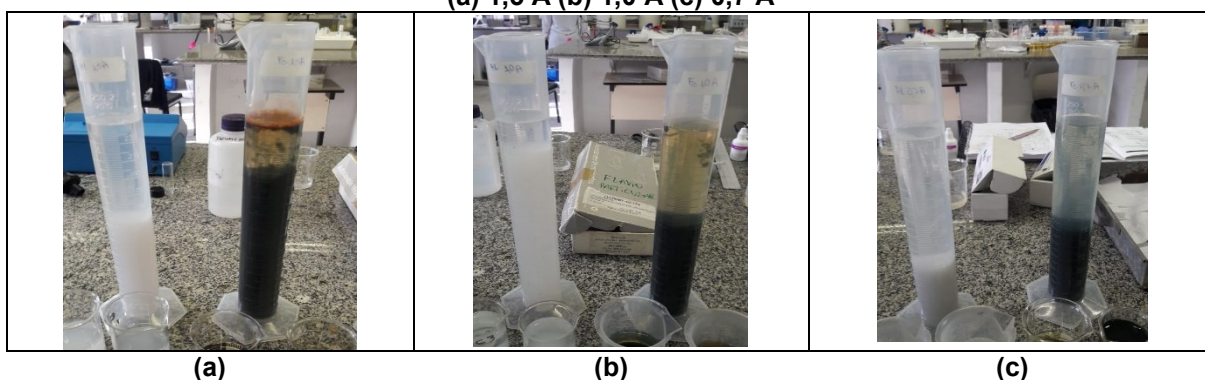
aumento maior de pH na solução, nos ensaios de eletrocoagulação com eletrodos de ferro (DERMENTZIS *et al.*, 2012).

O parâmetro pH influencia diretamente nos resultados da eletrocoagulação, visto que as espécies monoméricas e poliméricas geradas no sistema, resultado da interação entre o íon metálico formado no ânodo e o íon hidroxila resultante das reações no cátodo, são sensíveis ao pH da solução (DERMENTZIS *et al.*, 2012).

Pode-se observar na Fotografia 4.1 que a quantidade de lodo produzido reduziu conforme a corrente aplicada no tratamento também diminuiu, nos sistemas trabalhados com eletrodo de ferro. Já para os eletrodos de alumínio, houve uma maior formação de lodo para a corrente de 1,0 A. Zodi *et al.* (2009) observaram que o tratamento com eletrodos de ferro é mais eficiente quanto ao índice de formação de lodo, em relação ao tratamento com eletrodos de alumínio.

No início da sedimentação do lodo ocorre um curto período de decantação pouco eficiente devido ao movimento browniano das partículas suspensas, esta fase é denominada de coalescência. Nesse instante, não é possível identificar a interface entre os flocos e o sobrenadante, o que observa-se é uma zona transitória entre o sedimento e o sobrenadante, onde flocos de tamanhos diferentes, descem separadamente. Esse fenômeno é mais visível na eletrocoagulação realizada com eletrodos de alumínio cujos hidróxidos poliméricos formam um gel. Num segundo momento a interface sólido líquido começa a ficar mais distinta e a velocidade de sedimentação passa a ser constante. Posteriormente, a sedimentação do lodo entra no período de estabilização, com uma velocidade de sedimentação decrescente (ZODI *et al.* 2009; FONT, 1999).

Fotografia 4.1 – Efluente tratado após 24 h de decantação com eletrodos de alumínio (primeira proveta) e eletrodos de ferro (segunda proveta) aplicando-se corrente de: (a) 1,5 A (b) 1,0 A (c) 0,7 A



Fonte: Autoria própria (2019)

Tabela 4.2 – Resultados dos ensaios preliminares de eletrocoagulação com efluente sintético, com 3 pares de eletrodo de alumínio e ferro, distantes 3 cm, 500 mL de efluente, corrente 1,5, 1,0 e 0,7 A

Eletrodo	Efluente bruto	Efluente tratado com eletrodo de alumínio									Efluente tratado com eletrodo de ferro								
		1,5			1,0			0,7			1,5			1,0			0,7		
Corrente (A)	-	1,5			1,0			0,7			1,5			1,0			0,7		
Densidade de corrente (mA.cm ⁻²)	-	71			48			33			71			48			33		
Tensão inicial (V)	-	31,7			22,9			9,9			30,8			26,7			11,4		
Tensão final (V)	-	28,6			23,0			11,3			29,0			22,9			13,0		
Tempo de ensaio (min)	0	10	20	30	10	20	30	10	20	30	10	20	30	10	20	30	10	20	30
Temperatura (°C)	24,6	34,5	38,3	43,2	24,9	28,4	30,3	23,7	25,1	26,5	32,6	40,2	41,3	24,3	27,2	29,7	24,1	24,9	27,9
Condutividade (mS.cm ⁻¹ a 25°C)	4,1	2,1	2,2	2,2	2,2	2,4	2,4	3,9	3,9	3,9	2,5	2,6	3,2	2,5	2,7	2,9	4,1	4,0	3,9
Turbidez (NTU)	1,2	5,5	157	0,4	3,2	1,7	2,1	14	84,6	4,3	17,5	14,4	21,7	12,2	74,5	16,7	0,02	16,2	21,5
pH (instantâneo)	3,0	8,4	8,2	8,1	4,9	7,6	7,6	4,7	5,7	7,5	10,4	10,7	10,6	7,1	9,6	10,6	4,8	7,5	8,2
pH (após 24 h)	-	-	-	8,6	-	-	8,4	-	-	6,9	-	-	6,4	-	-	6,1	-	-	6,4
DQO (mg.L ⁻¹)	456	129,8	30,2	24,7	39,5	37,6	266,3	714,5	214,7	94,8	33,9	57,9	122,5	113,2	109,5	32,1	666,5	602,0	201,8
Redução de DQO	-	72%	93%	95%	91%	92%	42%	-57%	53%	79%	93%	87%	73%	75%	76%	93%	-46%	-32%	56%
COT (mg.L ⁻¹)	162	-	-	ND	-	-	ND	-	-	ND	-	-	ND	-	-	ND	-	-	41,78
Alumínio / Ferro residual (mg.L ⁻¹)	-	-	-	0,1	-	-	0,4	-	-	0,4	-	-	39,9	-	-	19,4	-	-	9,3

Fonte: Autoria própria (2019). ND: Não Detectável

Nestes ensaios preliminares a corrente foi mantida constante em 0,7, 1,0 e 1,5 A, resultando em densidades de corrente de 33 a 71 mA.cm⁻². Observou-se que as melhores taxas de remoção de matéria orgânica foram obtidas quando aplicada uma densidade de corrente de 71 mA.cm⁻² para os eletrodos de alumínio (remoção de 95%), e 48 mA.cm⁻², para os eletrodos de ferro, considerando um ensaio de 30 minutos (remoção de 93%). Li *et al.* (2013) estudaram ECG com corrente contínua e densidade variando entre 20 e 60 mA.cm⁻², e concluíram que ao usar 40 mA.cm⁻², conseguiram os melhores resultados na remoção de compostos orgânicos das águas residuárias de uma indústria, poluída com ácido cítrico.

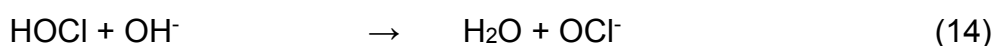
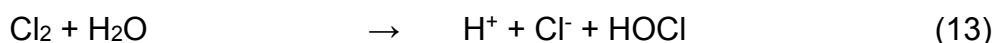
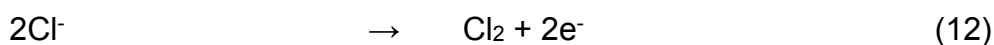
Os valores de turbidez do efluente sintético se apresentaram com valores abaixo de 1,5 NTU, não podendo ser considerado elevado. A Resolução CONAMA 430 (BRASIL, 2011) não estabelece limite de turbidez para lançamento de efluentes em corpos d'água, entretanto a Resolução CONAMA 357 (BRASIL, 2005) estabelece limite de 40 NTU para enquadramento de água doce Classe 1, sendo o menor valor estabelecido na Resolução. Durante a condução dos experimentos, com o efluente sintético, observou-se um aumento na turbidez, seguida por uma redução. Ao final dos ensaios conduzidos com eletrodos de alumínio, a turbidez ficou abaixo de 5 NTU, enquanto que nos ensaios conduzidos com eletrodos de ferro, foi observado um aumento na turbidez, ficando entre 16 e 21 NTU para as diferentes correntes. O mecanismo de remoção dos sólidos em suspensão correspondentes à turbidez na eletrocoagulação é a adsorção das partículas nos flocos de hidróxido de metal produzido no meio. Quanto maior a densidade de corrente do meio, maior quantidade de metal será dissolvido do ânodo de sacrifício e uma quantidade maior de flocos de hidróxido metálico para a remoção de poluentes é formada (KABDASLI *et al.*, 2012).

Em relação aos metais residuais no efluente tratado houve diferença ao utilizar eletrodos de alumínio e ferro. Os ensaios com eletrodos de alumínio resultaram em concentrações finais menores que 0,5 mg.L⁻¹, já para o eletrodo de ferro, a concentração variou entre 9,3 e 40 mg.L⁻¹.

A Resolução CONAMA 430 (BRASIL, 2011) estabelece o limite de 15 mg.L⁻¹ de ferro dissolvido para lançamento de efluente em corpos receptores, e ao realizar os ensaios com 1,5 e 1,0 A foram obtidas concentrações finais deste metal maiores que a permitida. O ensaio com corrente de 0,7 A resultou em 9,3 mg.L⁻¹ de ferro dissolvido, ainda dentro do limite estabelecido pela Resolução.

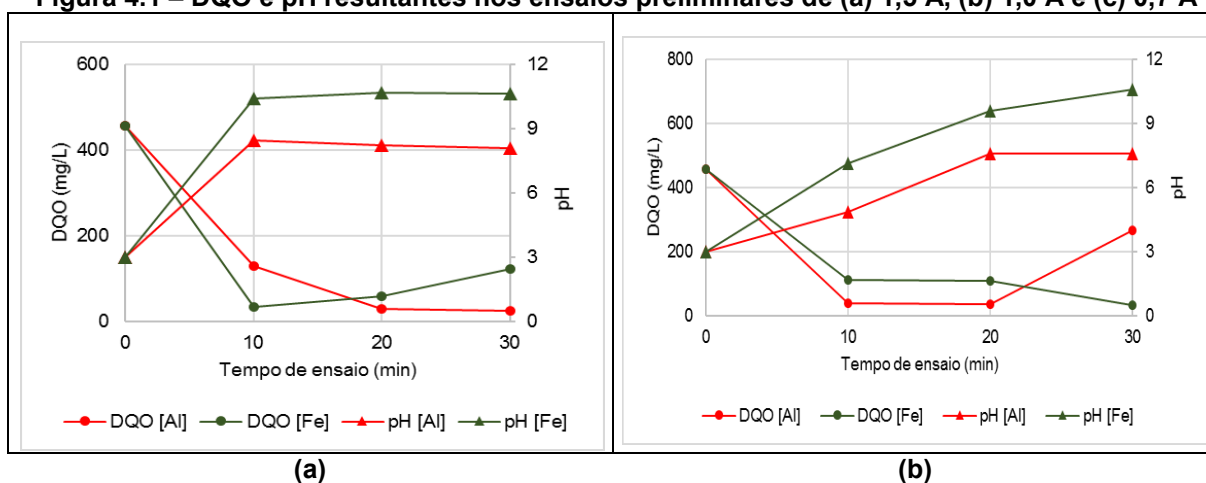
A Resolução não estabelece limite de concentração de alumínio para o lançamento de efluente em corpos d'água.

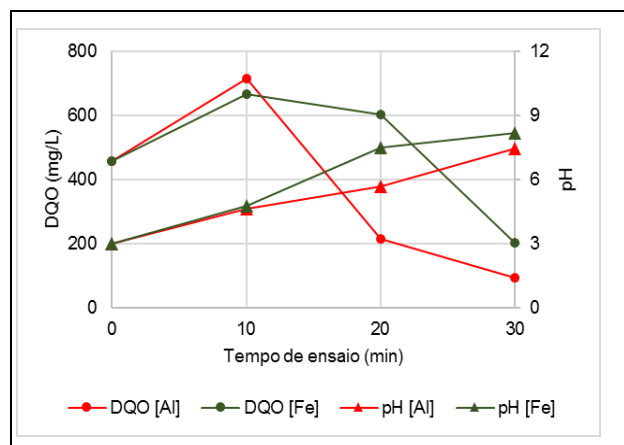
Observa-se que a condutividade praticamente não se alterou nos ensaios com corrente contínua de 0,7 A. Porém, para os ensaios com corrente de 1,0 e 1,5 A observa-se um ligeiro decréscimo na condutividade do efluente tratado o que pode ser um indicativo de redução na concentração de íons cloreto. Durante a eletrocoagulação na presença de NaCl é possível a oxidação dos íons Cl^- em espécies de cloro ativo (ClO e HClO) (Reações 12 a 14), podendo aprimorar as reações de oxidação (Reação 15) e uma melhor remoção da matéria orgânica (KABDASLI *et al.*, 2012; LI *et al.*, 2013b).



Na Figura 4.1 estão apresentadas as concentrações de DQO e o pH durante a execução dos ensaios, com eletrodos de alumínio e ferro.

Figura 4.1 – DQO e pH resultantes nos ensaios preliminares de (a) 1,5 A, (b) 1,0 A e (c) 0,7 A





(c)

Fonte: Autoria própria (2019)

Para todos os ensaios, independentemente da corrente aplicada, observou-se que ao final dos 30 minutos de tratamento os pHs das soluções apresentaram comportamento semelhante para os dois eletrodos, sendo maior do que o valor inicial de pH.

Quanto à DQO, após 30 minutos de tratamento, houve uma remoção de 95% utilizando os eletrodos de alumínio e corrente de 1,5 A. A melhor condição para o eletrodo de ferro na remoção da DQO (93%) foi aplicando corrente de 1,0 A, tempo de eletrólise de 30 minutos.

Ceni *et al.* (2020) observaram uma redução de 98% de DQO no tratamento de efluente sintético semelhante a um efluente de laticínios utilizando a eletrocoagulação, com eletrodos de ferro e 20 minutos de tratamento. Tchamango *et al.* (2010) fizeram igual experimento utilizando eletrodos de alumínio, simulando o efluente de laticínio com solução artificial produzido com leite em pó e foi obtida uma redução de 61% na DQO.

Os íons Fe^{2+} , Fe^{3+} e Al^{3+} são dissolvidos a partir do ânodo, os quais em solução aquosa hidrolisam em hidróxidos poliméricos de ferro ou alumínio. Estes oxihidróxidos poliméricos são excelentes agentes coagulantes (Figura 2.6) (GOMES *et al.*, 2007).

Os íons Al^{3+} na hidrólise podem gerar o complexo aquoso $\text{Al}(\text{H}_2\text{O})_6^{3+}$, em pH menor que 4. À medida que o pH aumenta, o íon de alumínio trivalente hidratado sofre hidrólise novamente formando o íon $\text{Al}(\text{OH})(\text{H}_2\text{O})_5^{2+}$ e depois espécies de hidroxialumínio, como $\text{Al}(\text{OH})^{2+}$, $\text{Al}(\text{OH})^3$ (insolúvel), $\text{Al}(\text{OH})^{4-}$, $\text{Al}_2(\text{OH})_2^{4+}$ e $\text{Al}(\text{OH})_5^{2-}$ e, eventualmente, polímeros hidroxí como $\text{Al}_{13}(\text{OH})_{32}^{7+}$. Entre pH 5 e 6, os produtos

de hidrólise predominantes são $\text{Al}(\text{OH})_2^{2+}$ e $\text{Al}(\text{OH})_2^+$; entre pH 5,2 e 8,8, o $\text{Al}(\text{OH})_3$ sólido é mais prevalente; e acima de pH 9, a espécie solúvel $\text{Al}(\text{OH})_4^-$ é a predominante e a única espécie presente acima de pH 10 (GOMES *et al.*, 2007).

Conforme estudos realizados por Kuan *et al.* (2005), Cherifi *et al.* (2015) e Bodor *et al.* (2002) os complexos formados pela hidrólise entre alumínio e o citrato correspondente ao ácido cítrico são AlCi , AlCiH^+ e AlCi_2^{3-} . Estas formas são predominantes na faixa de pH de 4,5 a 6,5, sendo que na faixa de pH de 3 a 11 também aparecem as espécies $\text{Al}_3(\text{H}_{-1}\text{Cit})_3\text{OH}^{4-}$ e $\text{Al}_3(\text{H}_{-1}\text{Cit})_3\text{OH}^{47-}$.

Também há um estudo realizado por Rodríguez *et al.* (2018) para a remoção do ácido cítrico pela sintetização do hidróxido de alumínio. Segundo os pesquisadores, a remoção do ácido cítrico é governada pela sua adsorção promovida pela ligação do hidrogênio dos grupos hidroxila no hidróxido de alumínio, podendo ser com nos grupos carboxilato ou carboxílicos do ácido cítrico.

O metal ferro pode existir em vários estados de oxidação, entre - 2 até + 6, sendo + 2 e + 3 os estados mais comuns. A cinética de oxidação depende do pH, temperatura e disponibilidade de oxigênio. O Fe (II) tende a ter uma maior solubilidade do que o Fe (III) (ZHANG, 2017). Estes compostos têm forte afinidade por partículas dispersas, bem como contra íons, para causar coagulação (GOMES *et al.*, 2007).

O Fe^{2+} caracteriza-se por uma coloração verde clara, e o Fe^{3+} , cor laranja. Os íons Fe^{2+} são facilmente oxidados a Fe^{3+} (adquirindo configuração eletrônica mais estável). Na Fotografia 4.1 observa-se que o ensaio com eletrodo de ferro e corrente de 0,7 A resultou em um efluente com cor mais esverdeada, o que sugere que há presença de Fe^{2+} , instável, que demanda de oxigênio para adquirir estabilidade eletrônica.

Os principais complexos formados entre o ácido cítrico nas diferentes faixas de pH são $\text{Fe}(\text{Cit})^-$ em pH ~2,5, e este em pH ~5 forma o complexo dinuclear $\text{Fe}_2(\text{Cit})(\text{OH})_3$, por hidrólise e polimerização. Quando há excesso de citrato, o complexo $\text{Fe}_2(\text{Cit})(\text{OH})_3$ que estava no pH ~5 forma o complexo $\text{Fe}(\text{Cit})_2^{5-}$ em pH ~7. Mas em excesso de citrato a espécie $\text{Fe}(\text{Cit})^-$ presente no pH ~3 se converte diretamente para formar o complexo $\text{Fe}(\text{Cit})_2^{5-}$ em valor de pH ~7 (LI e SU, 2018).

Em estudo realizado por Liu *et al.* (2018) em pH 2,5 o ácido cítrico complexa-se facilmente com Fe^{3+} , sendo que neste pH o grupo carboxila do ácido está na forma de íon carboxila o qual tem alta capacidade de combinar o metal.

Moreno-Casillas *et al.* (2007) observaram que dependendo do composto orgânico presente na água associado ao processo de eletrocoagulação, a demanda química de oxigênio pode aumentar (efluente tratado com ferro com 0,7 A), permanecer inalterada, ser parcialmente ou quase completamente removida. Quando os compostos reagem com o íon Fe^{2+} a DQO tende a aumentar, pois as substâncias formadas são solúveis e permanecem na solução. Para alguns compostos, o oposto pode ocorrer, ao reagir com o Fe^{3+} e formar compostos insolúveis, no caso de alguns ácidos, como o cítrico, salicílico, tartárico e oxálico.

O ácido cítrico também pode ser classificado como α -hidroxicarboxílico. Estes são substâncias utilizadas como agentes complexantes de metais e os complexos obtidos são solúveis em água. Os ácidos α -hidroxicarboxílicos mais conhecidos são o cítrico, glicólico, tartárico e mandélico (LIN e NETO, 1998).

O ácido cítrico é composto por três grupos de carboxilas – COOH - que podem perder um próton em soluções e, como consequência, formar um íon citrato. Estes íons formam sais denominados “citrato” ao ligar-se com íons metálicos (CRUZ *et al.*, 2008).

Com a relação DQO/COT pode-se estimar o Número de Oxidação Médio de Carbono Orgânico (NOC). Os valores de NOC residem na faixa entre -4 e 4, sendo 4 referente a CO_2 que é o estado de maior oxidação de carbono, e -4, referente a CH_4 que é o estado mais reduzido. Um aumento no número de oxidação geralmente implica em um aumento na biodegradabilidade do produto (SILVA, 2007).

Verifica-se na Tabela 4.2 que só foi determinado o COT para o ensaio com eletrodo de ferro e corrente de 0,7 A. Comparando-se o NOC do efluente bruto e tratado, observa-se que o número reduziu de -0,23 para -3,24. Podem ocorrer três fenômenos no meio que resultam em uma diminuição do valor de NOC: a redução e remoção física de orgânicos e a descarboxilação. O processo de eletrocoagulação é oxidante dificultando que reações de redução ocorram. A formação e evaporação de compostos voláteis não podem ser descartadas já que o reator usado é aberto. A principal hipótese é que ocorreu a descarboxilação, justificada pela diminuição da concentração de carbono orgânico nas amostras.

Ceni *et al.* (2020) observaram uma redução de 72% de COT no tratamento de efluente sintético semelhante a um efluente de laticínios utilizando a eletrocoagulação.

Nas próximas etapas da pesquisa foram utilizados apenas eletrodos de ferro submetidos a uma corrente de 1 A. A seleção se baseou na correlação entre remoção de DQO, turbidez, quantidade de lodo formado e metal residual.

4.1.2. Variação da distância do eletrodo

Após se ter estabelecido o melhor metal para o eletrodo, foram realizados ensaios com o intuito de avaliar o efeito da variação da distância entre os eletrodos no tratamento do efluente. Na Tabela 4.3 estão apresentados os resultados dos ensaios de eletrocoagulação.

Tabela 4.3 – Resultados dos ensaios de avaliação entre a distância dos eletrodos, com 3 pares de eletrodo de ferro, 500 mL de efluente, corrente 1 A ($\bar{Y} \pm \sigma$)

Parâmetro	Efluente bruto	Distância entre eletrodos					
		3 cm			2 cm		
Tempo de ensaio (min)	0	10	20	30	10	20	30
Tensão inicial (V)	-	16,9 ± 0,6			10,5 ± 0,6		
Tensão final (V)	-	16,3 ± 0,7			11,3 ± 0,6		
Temperatura (°C)	25 ± 0,1	27,9 ± 0,81	30,1 ± 0,8	33,1 ± 0,9	27,4 ± 0,2	28,1 ± 0,4	31 ± 0,5
Condutividade (mS.cm ⁻¹ a 25°C)	3,9 ± 0,02	3,7 ± 0,01	3,7 ± 0,03	4 ± 0,2	3,7 ± 0,05	3,6 ± 0,2	3,9 ± 0,2
Turbidez (NTU)	1,13 ± 0,01	8,3 ± 2,7	63,9 ± 8,8	19,1 ± 3,4	6,5 ± 1,4	55,3 ± 2,1	23,6 ± 3,9
pH (instantâneo)	3,3 ± 0,01	7,5 ± 0,2	8,8 ± 0,1	10,6 ± 0,5	7,3 ± 0,3	8,9 ± 0,4	10,7 ± 0,3
pH (após 24 h)	-	-	-	5,9 ± 0,4	-	-	5,5 ± 0,2
DQO (mg.L ⁻¹)	394,0 ± 3,2	307 ± 8	47 ± 5	25 ± 6	296 ± 10	53 ± 14	30 ± 9
Redução de DQO	-	22% ± 2%	88% ± 1%	94% ± 2%	25% ± 2%	87% ± 3%	92% ± 2%
Ferro residual (mg.L ⁻¹)	-	-	-	14,1 ± 1	-	-	13,1 ± 1,9

Fonte: Autoria própria (2019)

Foi realizado um teste estatístico t-Student para amostras independentes e variâncias desconhecidas e diferentes no que tange à DQO, turbidez e ferro residual, que resultou em hipótese nula, ou seja, não há diferença significativa para as distâncias entre eletrodos estudadas em um nível de confiança de 95%.

O consumo de energia médio também foi verificado, para a distância entre eletrodos de 3 cm, o consumo de energia foi de 16,6 ± 0,6 kWh.L⁻¹, para a distância de 2 cm, o gasto energético resultou em 10,89 ± 0,55 kWh.L⁻¹.

O teste estatístico t-Student, mostrou que as médias do consumo de energia são diferentes, para um nível de significância de 95%.

A distância entre os eletrodos tem um papel importante referente ao aspecto econômico do processo, sabendo que a distância não altera a eficiência do tratamento e sim o consumo de energia (LOCKS, 2018).

Cerqueira *et al.* (2010), avaliaram o efeito da distância entre eletrodos na separação água e óleo da emulsão e concluíram que o benefício de se utilizar uma distância menor entre os eletrodos é devido a economia de energia, não verificaram diferença significativa quanto à qualidade do efluente tratado.

Com o aumento da distância entre os eletrodos, maior é a diferença de potencial aplicada devido a resistividade à passagem de corrente elétrica do sistema. Desse modo, a variação da distância entre eletrodos tende a melhorar a eficiência do tratamento, visto que ao se reduzir a distância, conseqüentemente o potencial a ser aplicado é menor o que acarreta na diminuição do consumo de energia elétrica (DALLAGO *et al.*, 2012)

4.1.3. Eletrocoagulação em efluente sintético combinado com agente de coagulação

Nesta etapa da pesquisa, aplicou-se a eletrocoagulação combinada com um floculante catiônico, orgânico, comercializado como Tanfloc SG. Todos os ensaios foram conduzidos com os seguintes parâmetros pré-estabelecidos: corrente elétrica: 1 A, e eletrodos de ferro distantes 2 cm entre cátodos e ânodos. Após estudo preliminar, foram avaliadas 3 dosagens de floculante: 100 mg.L⁻¹; 125 mg.L⁻¹ e 150 mg.L⁻¹. Na Tabela 4.4 encontram-se os resultados ensaios.

Tabela 4.4 – Resultados dos ensaios de eletrocoagulação com coagulação química combinada - Efluente sintético, com 3 pares de eletrodo de ferro, distantes 2 cm, 500 mL de efluente, corrente 1 A ($\bar{Y} \pm \sigma$)

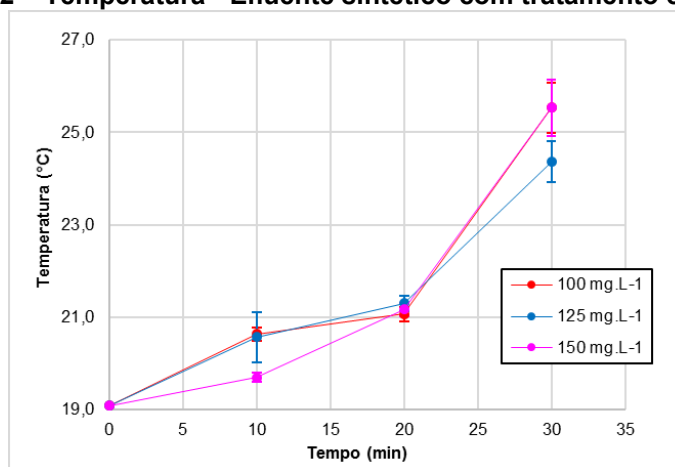
Parâmetros	Efluente bruto	Dosagem Tanfloc SG								
		100 mg.L ⁻¹			125 mg.L ⁻¹			150 mg.L ⁻¹		
Tempo de ensaio (min)	0	10	20	30	10	20	30	10	20	30
Tensão inicial (V)	-	10,5 ± 0,1			11,6 ± 0,2			11,5 ± 0,1		
Tensão final (V)	-	12,4 ± 0,1			12,7 ± 0,1			13 ± 0,1		
Temperatura (°C)	19,1 ± 0,1	20,6 ± 0,2	21,1 ± 0,2	23 ± 0,6	20,6 ± 0,6	21,3 ± 0,2	24,4 ± 0,5	19,7 ± 0,1	21,2 ± 0,2	25,5 ± 0,6
Condutividade (mS.cm ⁻¹ a 25°C)	3,90 ± 0,04	3,85 ± 0,06	3,83 ± 0,07	3,75 ± 0,11	3,91 ± 0,02	3,87 ± 0,02	3,81 ± 0,03	3,85 ± 0,04	3,88 ± 0,07	3,9 ± 0,05
pH (instantâneo)	3,3 ± 0,3	7,2 ± 0,4	7,9 ± 0,4	8,7 ± 0,3	7,6 ± 0,2	7,8 ± 0,1	8,4 ± 0,2	7,8 ± 0,2	8,1 ± 0,1	8,5 ± 0,2
pH (após 24 h) ⁽¹⁾	-	5,9 ± 0,1	6,2 ± 0,3	5,9 ± 0,5	5,8 ± 0,1	6,3 ± 0,1	5,2 ± 0,3	5,3 ± 0,2	5,8 ± 0,1	5,9 ± 0,4
Turbidez (NTU) ⁽¹⁾	1,2 ± 0,2	11,1 ± 3,4	30,5 ± 4,2	11,4 ± 0,9	15,1 ± 2,8	32,5 ± 2,7	13,7 ± 1,1	15,8 ± 0,7	37,7 ± 3,1	9,7 ± 0,3
DQO (mg.L ⁻¹) ⁽¹⁾	401 ± 13	307 ± 8	86 ± 10	39 ± 4	306 ± 9	123 ± 5	26 ± 6	311 ± 3	166 ± 10	29 ± 3
Redução de DQO	-	23% ± 2%	79% ± 3%	90% ± 1%	24% ± 2%	69% ± 1%	93% ± 2%	22% ± 1%	59% ± 2%	93% ± 1%
Ferro residual (mg.L ⁻¹) ⁽¹⁾	-	-	-	15,6 ± 1,2	-	-	18,7 ± 1,2	-	-	18,5 ± 2,2

Fonte: Autoria própria (2020)

Legenda: ⁽¹⁾ Análises feitas após 24 h de decantação

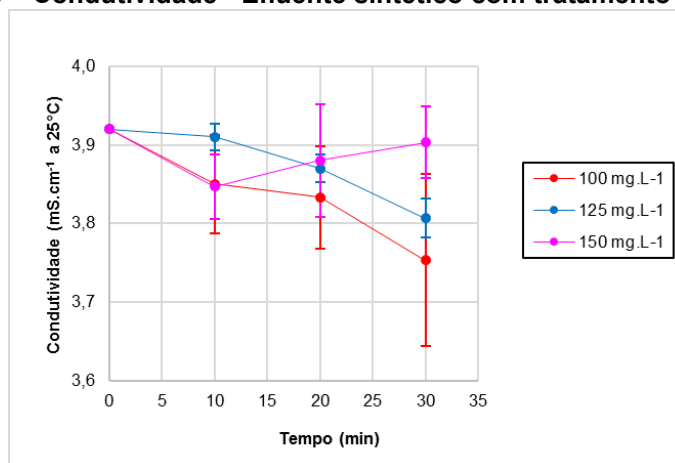
Observando-se os resultados, verifica-se que a temperatura do efluente aumentou durante a realização do experimento, no início do experimento a temperatura era em torno de 19 °C, com pouca variação. No decorrer do tratamento a temperatura chegou a 25,5 °C, utilizando-se dosagem de 150 mg.L⁻¹ de Tanfloc SG. Com a dosagem mais baixa, a temperatura máxima do efluente chegou a 23 °C. Na Figura 4.2 observa-se o gráfico de variação da temperatura para as 3 dosagens de floculante estudadas.

Figura 4.2 – Temperatura - Efluente sintético com tratamento combinado



Fonte: Autoria própria (2020)

Figura 4.3 – Condutividade - Efluente sintético com tratamento combinado



Fonte: Autoria própria (2020)

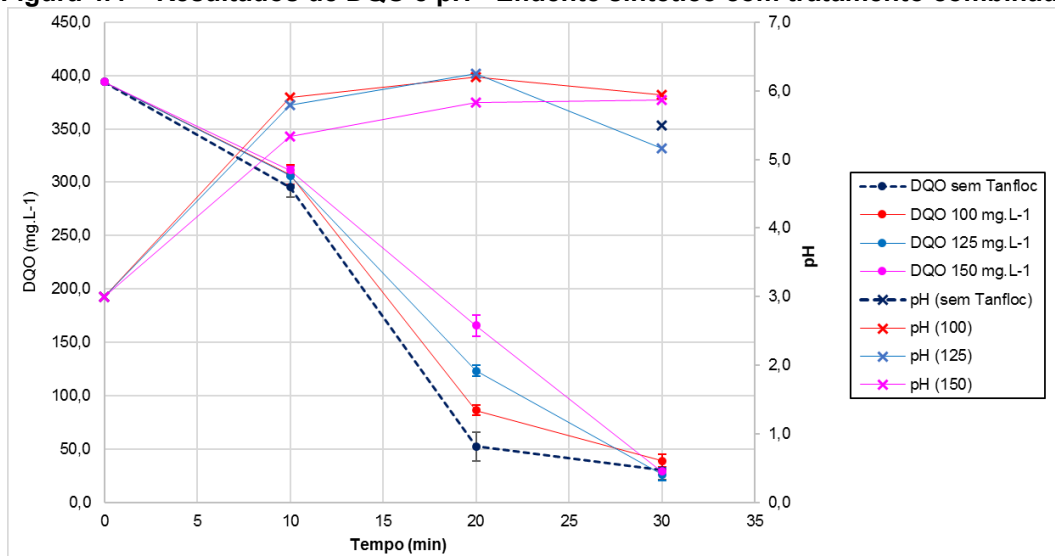
A temperatura do efluente tende a aumentar durante o processo de eletrocoagulação devido às reações eletrolíticas que ocorrem no sistema (ILHAN *et al.*, 2008). A eficiência do tratamento de eletrocoagulação com eletrodos de alumínio aumenta com temperaturas até 60 °C, pois há uma melhor desestabilização da

camada de passivação dos eletrodos. Em temperaturas maiores a solubilidade do alumínio aumenta, reduzindo a eficiência do tratamento (CHEN *et al.*, 2004; SAHU *et al.*, 2014).

A condutividade sofreu pouca variação durante os ensaios, mas observa-se uma tendência ao decréscimo do parâmetro durante a evolução dos experimentos. Santana (2018), não observou significativa variação da condutividade nos ensaios de eletrocoagulação, tratando efluente da indústria de panificação. Após a adição do coagulante Tanfloc, não houve variação da condutividade no efluente, antes do processo de eletrocoagulação.

Segundo a TANAC (2013), o Tanfloc SG não altera o pH da água a ser tratada. O pH do efluente após a adição do floculante e antes da eletrocoagulação aumentou ligeiramente de 3,3 para 3,4.

Figura 4.4 – Resultados de DQO e pH - Efluente sintético com tratamento combinado

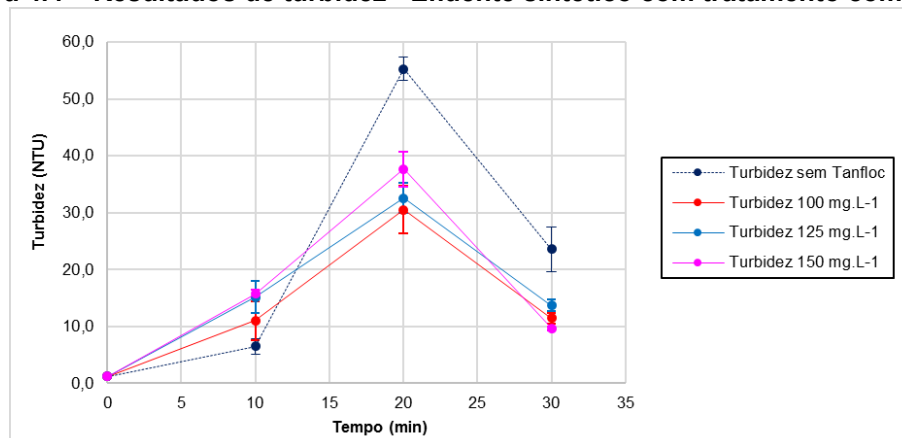


Fonte: Autoria própria (2020)

Observa-se na **Erro! Fonte de referência não encontrada.** que o pH e a DQO do efluente tratado seguiram a mesma tendência para todas as condições analisadas com o efluente sintético, redução da DQO e aumento do pH. O melhor resultado foi utilizando-se a dosagem de 125 mg.L⁻¹, onde obteve-se uma remoção média de 93,4% de DQO. Para os ensaios sem a utilização de Tanfloc, a remoção média foi de 92%, muito próximo aos resultados encontrados com o tratamento combinado. Aplicando o teste t-Student, ao nível de 5%, aos resultados de remoção

de DQO e no efluente tratado, obteve-se que a utilização de Tanfloc SG não veio a influenciar nos resultados.

Figura 4.4 – Resultados de turbidez - Efluente sintético com tratamento combinado

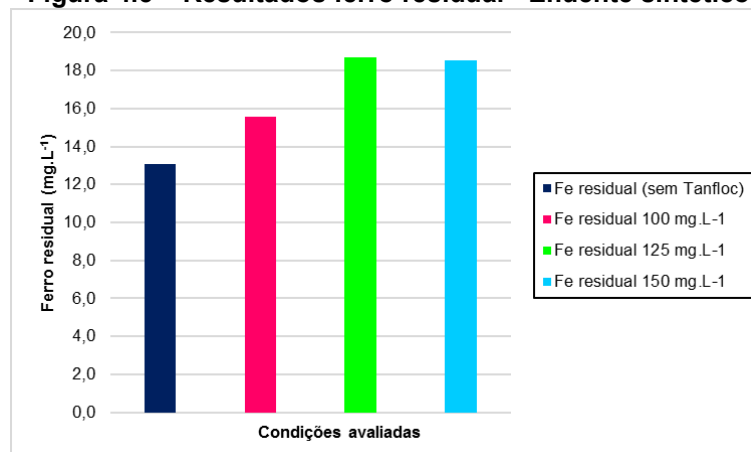


Fonte: Autoria própria (2020)

Observando o comportamento do parâmetro turbidez através da Figura 4.4, observa-se que os ensaios com tratamento combinado obtiveram melhores resultados que os ensaios sem a adição de floculante quanto à turbidez.

Outro ponto a ser destacado, nos primeiros 20 minutos de ensaio, um aumento da turbidez, seguido de uma brusca redução. Esse fenômeno pode ter ocorrido devido ao excesso de partículas em suspensão provenientes da corrosão do eletrodo que tornam a solução mais turva do que o efluente bruto (GODOI, 2019). Ao decorrer do tratamento parte destas partículas sedimentam e parte delas flutam, reduzindo a turbidez, como pode-se observar nos resultados finais.

Figura 4.5 – Resultados ferro residual - Efluente sintético



Fonte: Autoria própria (2020)

Quanto ao ferro residual, houve um aumento na concentração no efluente dos tratamentos combinados. O efluente tratado sem Tanfloc apresentou uma média de $13,1 \text{ mg.L}^{-1}$ de ferro residual, o efluente tratado com floculante combinado (100 mg.L^{-1}) resultou em uma concentração de $15,6 \text{ mg.L}^{-1}$, a concentração de ferro residual entre 125 mg.L^{-1} e 150 mg.L^{-1} resultou praticamente igual, $18,7$ e $18,5$, respectivamente (Figura 4.5).

4.2 Ensaios de eletrocoagulação em efluente real

Na Tabela 4.5 apresenta-se a caracterização do efluente real bruto.

Tabela 4.5 - Caracterização físico-química do efluente real ($\bar{Y} \pm \sigma$)

Parâmetro	Efluente da autoclave	Efluente da salmoura	Efluente bruto final
pH	$4,3 \pm 0,02$	$2,9 \pm 0,02$	$3,5 \pm 0,01$
Condutividade (mS.cm^{-1} a 25°C)	$1,6 \pm 0,03$	$17,3 \pm 0,03$	$4,2 \pm 0,04$
Turbidez (NTU)	$4,3 \pm 0,07$	$0,4 \pm 0,02$	$4,8 \pm 0,01$
DQO (mg.L^{-1})	$945 \pm 6,9$	6.500 ± 23	$931 \pm 4,6$
Cloretos (mg.L^{-1})	$0,6 \pm 0,03$	$21.240 \pm 10,2$	$981 \pm 7,4$
Sólidos totais (mg.L^{-1})	$6,5 \pm 0,08$	$39,4 \pm 0,3$	$6,0 \pm 0,6$

Fonte: Autoria própria (2019)

O pH ácido do efluente da salmoura é devido a presença de ácido cítrico na solução. O efluente da autoclave apresenta acidez pouco mais elevada, porém ainda com caráter ácido, devido a salmoura remanescente nas embalagens de palmito que vão para a autoclave justamente para a esterilização da embalagem.

A diferença da condutividade entre o efluente da autoclave e o da salmoura é devida à concentração de cloretos.

Veneu *et al.* (2018) caracterizaram o efluente de uma indústria de cogumelos em conserva e encontraram valores de DQO entre 538 e 2.168 mg.L^{-1} , e para turbidez os valores variaram entre 43 e 380 NTU .

Huber (2007) caracterizou o efluente de uma indústria de conservas de frutas e vegetais e encontrou uma grande variação de DQO, entre 1.822 e 10.276 mg.L^{-1} .

4.2.1. Eletrocoagulação em efluente real

Nesta fase da pesquisa, os ensaios de eletrocoagulação foram conduzidos com o efluente real, com os seguintes parâmetros pré-estabelecidos: corrente elétrica de 1 A e eletrodos de ferro distantes 2 cm entre cátodos e ânodos.

Na Tabela 4.6 encontram-se os resultados dos ensaios de eletrocoagulação em efluente real, sem tratamento combinado.

Tabela 4.6 – Resultados dos ensaios de eletrocoagulação - Efluente real, com 3 pares de eletrodo de ferro, distantes 2 cm, 500 mL de efluente, corrente 1 A ($\bar{Y} \pm \sigma$)

Parâmetros	Efluente bruto	Efluente tratado			
		0	10	20	30
Tensão inicial (V)	-	14,2 ± 0,03			
Tensão final (V)	-	14,7 ± 0,2			
Tempo de ensaio (min)		0	10	20	30
Temperatura (°C)	21,2 ± 0,3	21,5 ± 0,3	22,6 ± 0,5	26,6 ± 0,5	
Condutividade (mS.cm ⁻¹ a 25°C)	4,2 ± 0,04	4,6 ± 0,1	4,6 ± 0,1	4,9 ± 0,1	
pH (instantâneo)	3,45 ± 0,01	7,8 ± 0,2	7,8 ± 0,4	10,5 ± 0,8	
pH (após 24 h) ⁽¹⁾	-	6,6 ± 0,4	5,8 ± 0,1	5,5 ± 0,1	
Turbidez (NTU) ⁽¹⁾	4,8 ± 0,01	21 ± 0,4	40,8 ± 1,7	18,5 ± 0,4	
DQO (mg.L ⁻¹) ⁽¹⁾	931 ± 4,6	828 ± 14,4	456,3 ± 24	375,2 ± 18,4	
Redução de DQO	-	11,1% ± 1,5%	51% ± 2,6%	59,7% ± 2%	
Ferro residual (mg.L ⁻¹) ⁽¹⁾	-	-	-	18,6 ± 0,5	

Fonte: Autoria própria (2020)

Legenda: ⁽¹⁾ Análises feitas após 24 h de decantação

Pode-se observar que houve um aumento do pH em relação ao efluente bruto (3,5), devido a formação de hidróxidos produzidos durante o processo de oxido-redução (ILHAN, 2008; KUMAR *et al.*, 2004).

A turbidez aumentou nos primeiros 20 minutos de ensaio atingindo 40,8 NTU e na sequência reduziu a 18,5 NTU. O aumento da turbidez no sistema eletrolítico é devido a formação dos flocos de Fe(OH)₂, que após a saturação do sistema, precipitam e levam a clarificação do efluente (CHEN,2004).

Observou-se uma remoção de cerca de 60% da DQO após os 30 minutos de tratamento, chegando a $375,2 \text{ mg.L}^{-1}$ e o pH do efluente aos 30 minutos chegou a 10,5. A partir do pH 8, a concentração de hidróxido de ferro III (Fe(OH)_3) cresce no sistema (FERREIRA, 2013; JOHNSON e AMIRTHARAJAH, 1983). Esse elemento permanece na solução como uma suspensão e atrai as partículas poluentes do efluente.

Nestes ensaios a condutividade aumentou, passando de 4,2 para 4,9 no efluente tratado. Lima (2010) também observou um acréscimo de cerca de 15% na condutividade durante o tratamento eletrolítico de lixiviado de aterro sanitário.

4.2.2. Eletrocoagulação em efluente real combinado com agente de coagulação

Esta etapa compreende a última fase da pesquisa, onde aplicou-se a eletrocoagulação combinada com coagulação química, utilizando-se um floculante orgânico, Tanfloc SG. Todos os ensaios foram conduzidos com os seguintes parâmetros pré-estabelecidos: corrente elétrica de 1 A e eletrodos de ferro distantes 2 cm entre cátodos e ânodos. Foram avaliadas as mesmas dosagens de Tanfloc SG utilizadas com o efluente sintético: 100 mg.L^{-1} ; 125 mg.L^{-1} e 150 mg.L^{-1} , cujos resultados estão apresentados na Tabela 4.7.

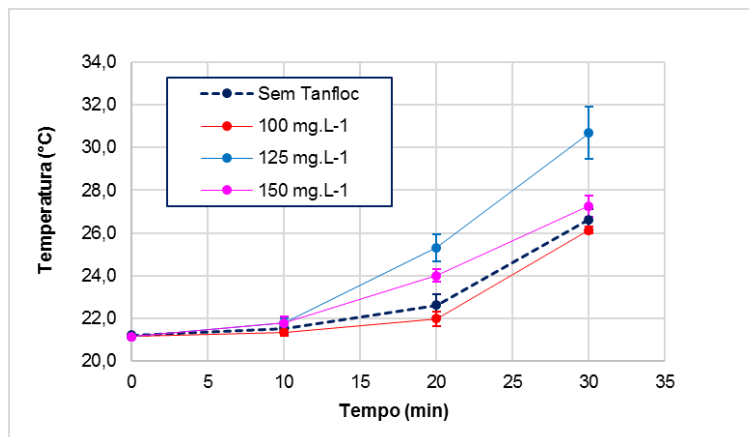
Tabela 4.7 – Resultados dos ensaios de eletrocoagulação com coagulação química combinada - Efluente real, com 3 pares de eletrodo de ferro, distantes 2 cm, 500 mL de efluente, corrente 1 A ($\bar{Y} \pm \sigma$)

Parâmetros	Efluente bruto	Dosagem Tanfloc SG								
		100 mg.L ⁻¹			125 mg.L ⁻¹			150 mg.L ⁻¹		
Tempo de ensaio (min)	0	10	20	30	10	20	30	10	20	30
Tensão inicial (V)	-	14,2 ± 0,1			14,6 ± 0,1			17,2 ± 0,2		
Tensão final (V)	-	14,7 ± 0,2			14,9 ± 0,1			13,2 ± 0,3		
Temperatura (°C)	21,1	21,3 ± 0,2	22 ± 0,4	26,1 ± 0,2	21,8 ± 0,2	25,3 ± 0,6	30,7 ± 1,2	21,8 ± 0,3	24 ± 0,3	27,3 ± 0,5
Condutividade (mS.cm ⁻¹ a 25°C)	4,2 ± 0,04 ⁽²⁾	4,5 ± 0	4,5 ± 0	5 ± 0	4,7 ± 0,1	4,8 ± 0,2	4,7 ± 0,6	4,9 ± 0,2	4,8 ± 0,2	5,1 ± 0,2
pH (instantâneo)	3,5 ± 0,01 ⁽²⁾	7,4 ± 0	7,5 ± 0	11,6 ± 0,2	8,6 ± 0,1	8,8 ± 0,2	8,7 ± 1,3	7,6 ± 0,1	7,8 ± 0,2	10 ± 1,3
pH (após 24 h) ⁽¹⁾	-	5,4 ± 0,1	5,8 ± 0,1	5,9 ± 0,3	6,5 ± 0,5	6,3 ± 0,5	6,2 ± 1,1	5,6 ± 0,2	6,3 ± 0,2	6,7 ± 0,4
Turbidez (NTU) ⁽¹⁾	4,8 ± 0,01 ⁽²⁾	9,4 ± 0,4	38,4 ± 2,2	13,3 ± 0,7	14,5 ± 0,5	20,9 ± 1	15,5 ± 0,5	15,6 ± 1	31,8 ± 3,6	9,0 ± 0,1
DQO (mg.L ⁻¹) ⁽¹⁾	931 ± 4,6 ⁽²⁾	641 ± 14	326 ± 6	276 ± 7	895 ± 10	695 ± 7	564 ± 22	673 ± 3	602 ± 7	547 ± 33
Redução de DQO	-	31% ± 2%	65% ± 1%	70% ± 1%	4% ± 1%	25% ± 1%	40% ± 2%	28% ± 0,4%	35% ± 1%	41% ± 4%
Ferro residual (mg.L ⁻¹) ⁽¹⁾	-	-	-	21,4 ± 2,5	-	-	20,8 ± 1,8	-	-	17,5 ± 1,0

Fonte: Autoria própria (2020)

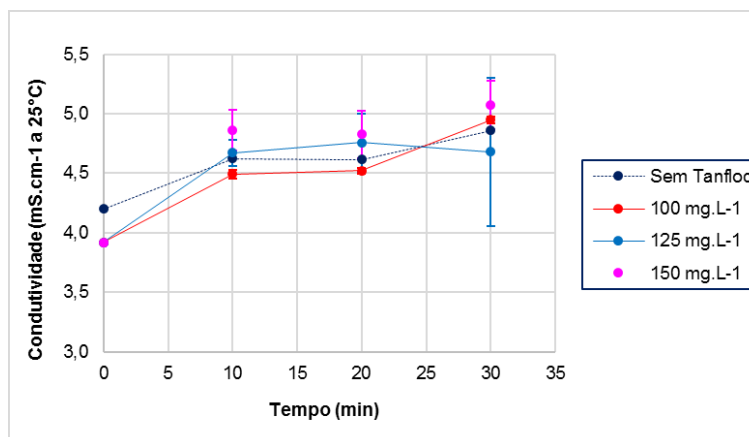
Legenda: ⁽¹⁾ Análises feitas após 24 h de decantação. ⁽²⁾ Caracterização do efluente bruto (Tabela 4.5)

Figura 4.6 – Temperatura - Efluente real com tratamento combinado



Fonte: Autoria própria (2020)

Figura 4.7 – Condutividade - Efluente real com tratamento combinado

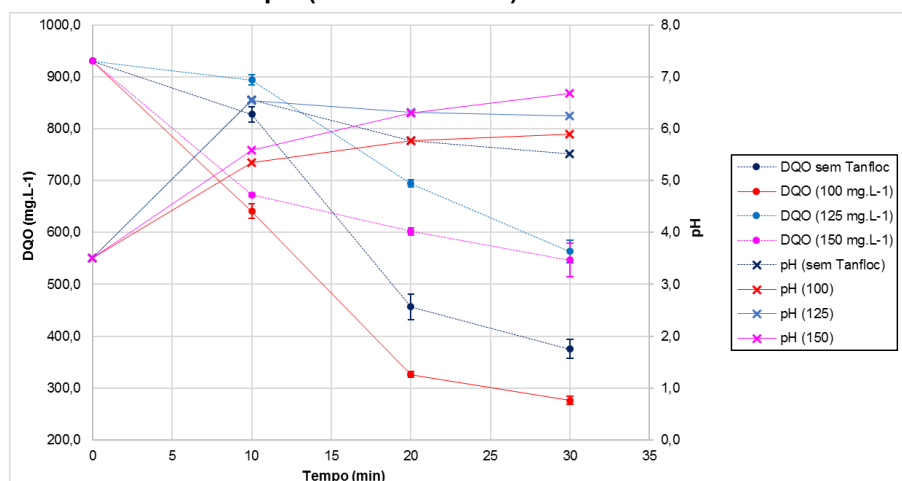


Fonte: Autoria própria (2020)

A temperatura inicial do efluente em todos os ensaios era em torno de 21,1 °C, como esperado observa-se a elevação da temperatura no decorrer do tratamento (Figura 4.6).

A condutividade sofreu pouca variação durante os ensaios, assim como a tensão aplicada no sistema, para os experimentos com 100 e 125 mg.L⁻¹ de Tanfloc, de 4,2 a 5,0 e 4,2 a 4,7 5,1 mS.cm⁻¹ a 25°C, respectivamente. (Figura 4.7). Porém, para os ensaios com floculante a 150 mg.L⁻¹, percebe-se que a condutividade aumentou, de 4,2 a 5,1 mS.cm⁻¹ a 25°C, e a tensão aplicada no sistema diminuiu ao longo do tratamento, de 17,2 a 13,2 V. Segundo a Lei de Ohm, a condutividade é inversamente proporcional à tensão aplicada, uma vez que a condutividade reduz a resistência a passagem de corrente entre ânodo e cátodo (IFSC, 2010).

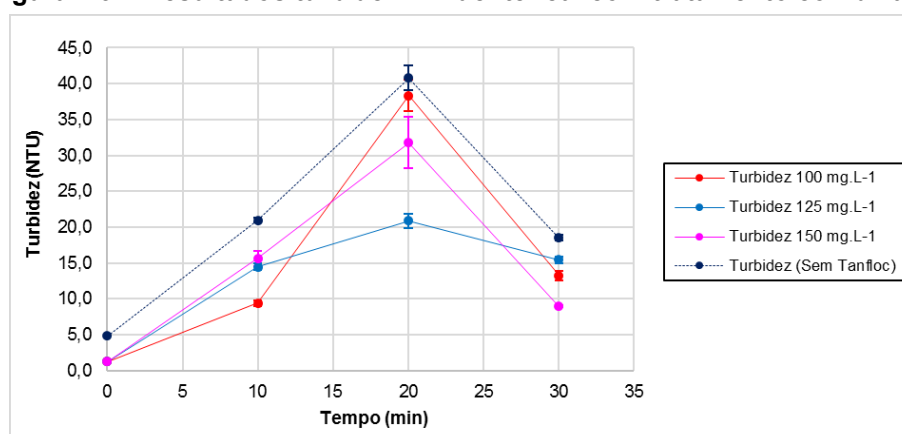
Figura 4.8 – Resultados DQO e pH (valores médios) - Efluente real com tratamento combinado



Fonte: Autoria própria (2020)

Observa-se que a maior taxa de remoção da DQO – 70% - obteve-se com o tratamento combinado, utilizando dosagem de 100 mg.L⁻¹ de Tanfloc. As menores taxas foram com os tratamentos combinados utilizando dosagens de 125 mg.L⁻¹ e 150 mg.L⁻¹, sendo 39% e 41% respectivamente (Figura 4.8). Segundo o teste de hipótese t-Student, ao nível de 5%, os resultados apresentam diferença significativa.

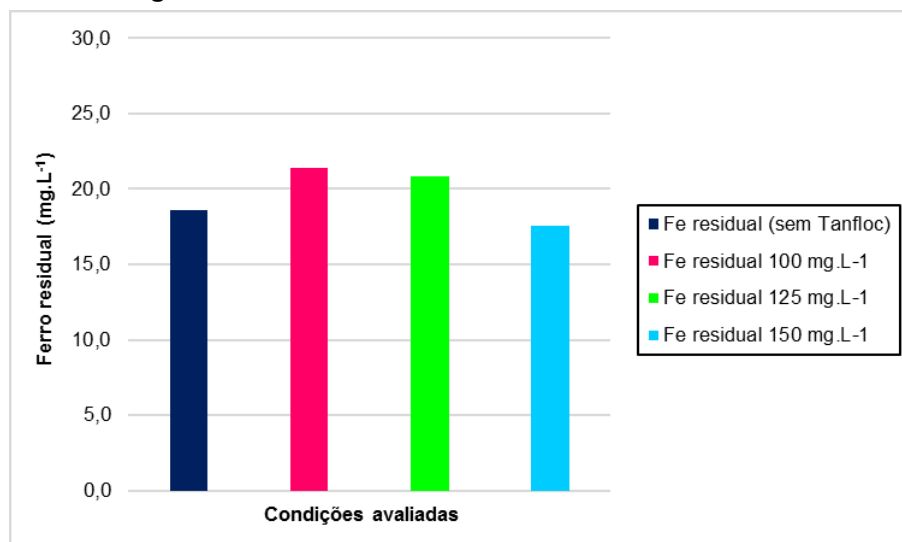
Figura 4.9 – Resultados turbidez - Efluente real com tratamento combinado



Fonte: Autoria própria (2020)

Em relação à turbidez, todos os resultados seguiram o mesmo padrão de comportamento, inicialmente há um aumento no valor, seguido de uma brusca queda (Figura 4.9). Porém, mesmo utilizando-se um floculante não foi possível reduzir a turbidez a valores próximos do efluente bruto.

O ferro residual no efluente tratado ficou na faixa de 17,5 a 21,4 mg.L⁻¹ para todas as condições avaliadas (Figura 4.10).

Figura 4.10 – Resultados ferro residual - Efluente real

Fonte: Autoria própria (2020)

Todos os ensaios resultaram em concentrações de ferro residual acima de 15 mg.L⁻¹, limite estabelecido pela Resolução Conama nº 430 de 2011 (BRASIL, 2011), para padrões de lançamento em corpos receptores. Quanto à presença de ferro no lodo gerado no tratamento, Hansel e Oliveira (2016) ressaltam que não há nenhuma restrição quanto à concentração do metal para descarte no solo agrícola, uma vez que o próprio solo é um óxido de ferro.

4.3 Comparação dos resultados obtidos com o efluente real em relação ao efluente sintético

Os resultados da DQO, turbidez e ferro residual estão apresentados na Tabela 4.8.

Tabela 4.8 – Resumo dos resultados de DQO, turbidez e ferro residual realizados com 3 pares de eletrodo de ferro, distantes 2 cm, 500 mL de efluente, corrente 1 A, 30 minutos de tratamento ($\bar{Y} \pm \sigma$)

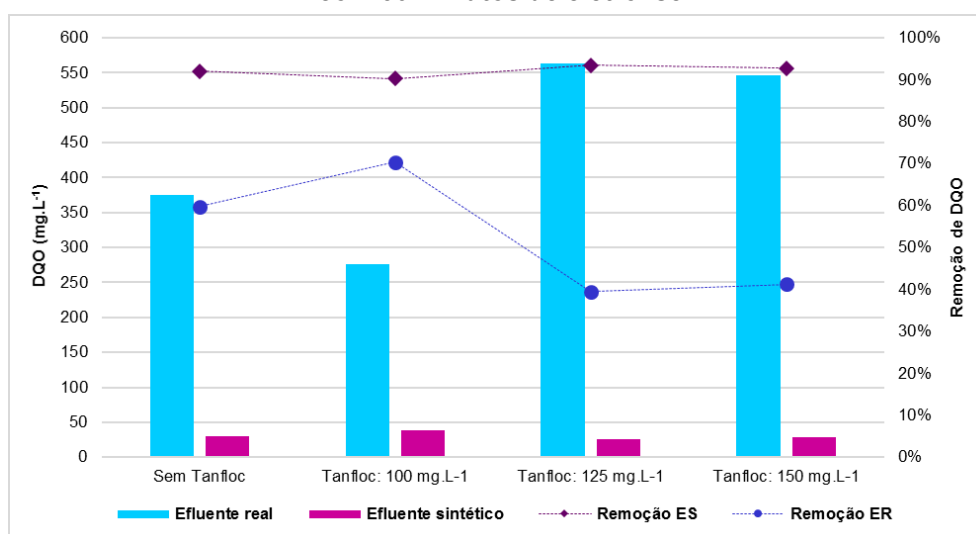
	Experimento	DQO (mg.L ⁻¹)	Redução de DQO	Turbidez (NTU)	Ferro residual (mg.L ⁻¹)
ECG	ES - Sem Tanfloc	30,3 ± 8,7	92% ± 2%	23,6 ± 3,9	13,1 ± 1,9
	ER - Sem Tanfloc	375,2 ± 18,4	59,7% ± 2%	18,5 ± 0,4	18,6 ± 0,5
ECG + CQ	ES – Tanfloc: 100 mg.L ⁻¹	38,9 ± 3,7	90,3% ± 0,9%	11,4 ± 0,9	15,6 ± 1,2
	ER – Tanfloc: 100 mg.L ⁻¹	276,1 ± 7,2	70,3% ± 0,8%	13,3 ± 0,7	21,4 ± 2,5
	ES – Tanfloc: 125 mg.L ⁻¹	26,3 ± 6,1	93,4% ± 1,5%	13,7 ± 1,1	18,5 ± 2,2
	ER – Tanfloc: 125 mg.L ⁻¹	563,5 ± 21,6	39,5% ± 2,3%	15,5 ± 0,5	20,8 ± 1,8
	ES – Tanfloc: 150 mg.L ⁻¹	28,8 ± 3	92,8% ± 0,8%	9,7 ± 0,3	18,7 ± 1,2
	ER – Tanfloc: 150 mg.L ⁻¹	546,7 ± 32,5	41,3% ± 3,5%	9,0 ± 0,1	17,5 ± 1,0

Fonte: Autoria própria (2020) Legenda: ECG: Eletrocoagulação / CQ: Coagulação Química / ER: Efluente Real / ES: Efluente sintético

4.3.1. Matéria orgânica carbonácea

A Demanda Química de Oxigênio (DQO) é a quantificação de oxigênio requerido para a oxidação química da matéria orgânica e inorgânica presente nas águas e efluentes. A DQO é um parâmetro amplamente utilizado pelas principais agências reguladoras mundiais para avaliar a eficiência global dos sistemas de tratamento e indicar o grau de poluição do efluente e potencial impacto ambiental que a descarga deste efluente *in natura* pode provocar nos corpos receptores (GILI, 2015).

Figura 4.11 – Concentração de DQO no efluente tratado e eficiência de remoção, com 30 minutos de eletrólise



Fonte: Autoria própria (2020)

Observa-se na Figura 4.11. que, para o efluente sintético, as taxas de remoção de DQO permaneceram praticamente as mesmas e todas acima de 90%. Os ensaios sem adição de Tanfloc resultaram em uma DQO média de 30,3 mg.L⁻¹, redução de 92% e pH médio final de 5,5. Para os ensaios com adição de Tanfloc a 100 mg.L⁻¹, houve redução de cerca de 90% da DQO, que resultou em uma concentração final média de 38,9 mg.L⁻¹ e pH de 5,9. Já os ensaios com adição de 125 mg.L⁻¹ e 150 mg.L⁻¹ resultaram nos seguintes resultados de DQO, 26,3 (93%) e 28,8 (93%), com pH finais de 5,2 e 5,9, respectivamente. Aplicando-se o teste t-Student para um nível de confiabilidade de 95% verifica-se que não houve diferença significativa entre os resultados.

O efluente real tratado sem a adição de floculante apresentou uma DQO média de 375,2 mg.L⁻¹ (remoção de 60%) e pH final de 5,5. Para os ensaios com a adição de Tanfloc os resultados foram: 276,1 mg.L⁻¹ (redução de 70%) e pH de 5,9; 563,5 mg.L⁻¹ (redução de 39%) e pH de 6,2 e 546,7 mg.L⁻¹ (redução de 41%) e pH de 6,7; para as respectivas concentrações de floculante orgânico: 100 mg.L⁻¹, 125 mg.L⁻¹ e 150 mg.L⁻¹.

Observa-se na Tabela 4.7 que o comportamento do pH indicado nessa pesquisa de “instantâneo” – medido durante a realização dos ensaios – apresentou comportamento semelhante entre as duplas “Sem floculante x Tanfloc a 100 mg.L⁻¹” e “Tanfloc a 125 mg.L⁻¹ x Tanfloc a 150 mg.L⁻¹”. Nota-se que houve um acréscimo

maior de pH na primeira dupla, quando comparado com os outros ensaios, o que refletiu em uma melhor remoção de DQO no efluente tratado, 60% e 70%, respectivamente. Verifica-se na Figura 2.8 que quanto maior o pH do meio maior é a existência de compostos de Fe (III), sendo este mais estável e menos solúvel do que a espécie Fe (II) (MORENO-CASILLAS *et al.*, 2007).

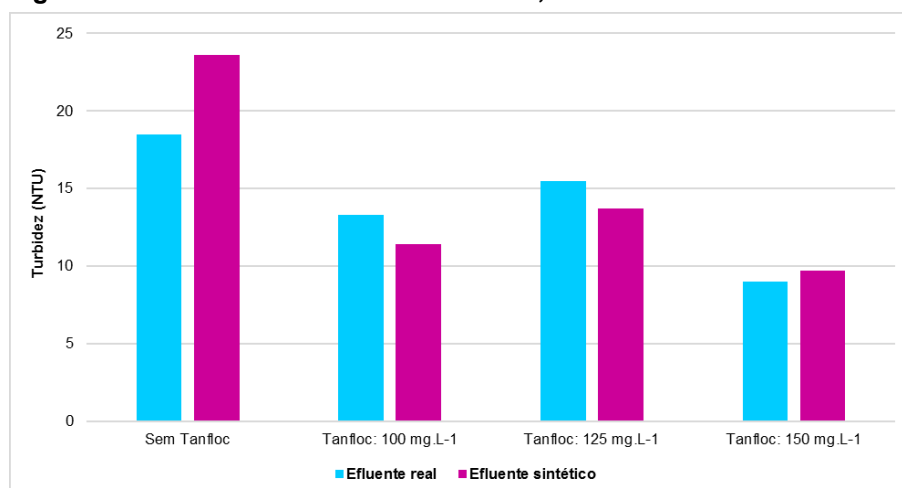
4.3.2. Turbidez

Em todos os ensaios observou-se um significativo aumento da turbidez em relação ao efluente bruto. Como já explicado nos itens anteriores, estes resultados devem-se à elevada dissolução dos íons metálicos na solução em relação ao pH.

A turbidez do efluente sintético bruto é em torno de 1,2 NTU. Ao final dos experimentos, após o tempo de sedimentação de 24 horas, obteve-se 23,6 NTU para o efluente tratado apenas com eletrocoagulação, 11,4 NTU para o efluente tratado com sistemas combinados (dosagem de 100 mg.L⁻¹ de Tanfloc), 13,7 NTU para o efluente do tratamento combinado com dosagem de 125 mg.L⁻¹ de Tanfloc e 9,7 NTU para o tratamento combinado utilizando-se 150 mg.L⁻¹ de concentração de Tanfloc.

Para o efluente real, os resultados foram: 18,5 NTU para o tratamento apenas com eletrocoagulação, 13,3 NTU para o tratamento combinado com 100 mg.L⁻¹ de Tanfloc, 15,5 NTU resultou o efluente do tratamento combinado com 125 mg.L⁻¹ de floculante e, por fim, 9,0 NTU para o tratamento combinado com 150 mg.L⁻¹ de Tanfloc SG.

Figura 4.12 – Turbidez no efluente tratado, com 30 minutos de eletrólise



Fonte: Autoria própria (2020)

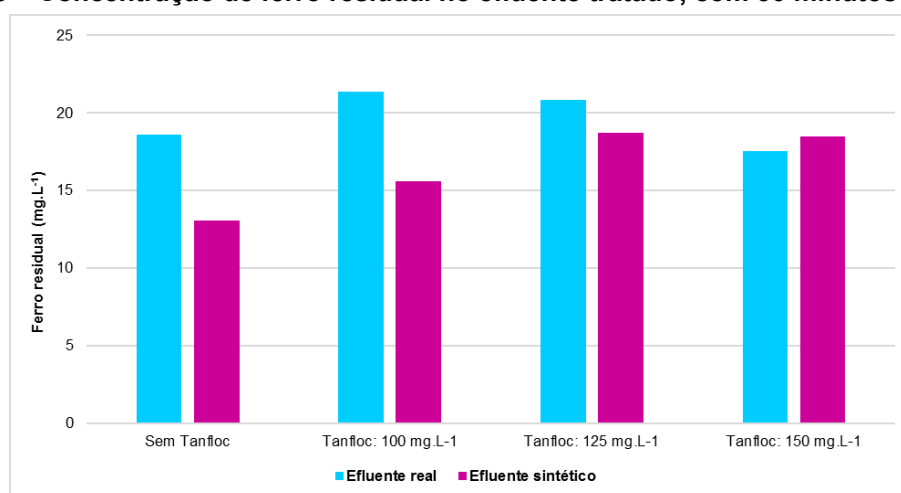
A Figura 4.12 apresenta os resultados da turbidez nas configurações de tratamento avaliadas. Para os ensaios sem adição de floculante o efluente real apresentou turbidez menor que o efluente sintético. Para os ensaios com adição de Tanfloc a 100 e 125 mg.L⁻¹ o efluente sintético apresentou turbidez menor que o efluente real. Os melhores resultados foram com a adição de Tanfloc a uma concentração de 150 mg.L⁻¹, ficando abaixo de 15 NTU. Aplicando-se o teste de hipóteses t-Student ao nível de confiança de 95%, pode-se dizer que não houve significativa variação na turbidez, quando se compara o efluente real com o efluente sintético em cada configuração de ensaio.

Singh *et al.* (2016) ao estudarem a utilização do floculante orgânico Tanfloc para tratamento de efluente sanitário verificaram que elevando-se a concentração do coagulante eleva-se a remoção da turbidez do efluente, onde foram avaliadas concentrações de Tanfloc entre 0 e 20 mg.L⁻¹.

4.3.3. Ferro residual

As concentrações de ferro residual resultantes no efluente tratado estão apresentadas na Figura 4.13.

Figura 4.13 – Concentração de ferro residual no efluente tratado, com 30 minutos de eletrólise



Fonte: Autoria própria (2020)

Para o tratamento combinado, utilizando-se uma concentração de 100 mg.L⁻¹ de coagulante, o efluente sintético ao final do tratamento apresentou 15,6 mg.L⁻¹ de ferro residual e o efluente real 21,4 mg.L⁻¹. Para o tratamento combinado com

dosagem de 125 mg.L⁻¹ de Tanfloc a efluente sintético apresentou concentração de ferro residual de 18,5 mg.L⁻¹ e o efluente real com 20,8 mg.L⁻¹. O tratamento combinado com dosagem de Tanfloc de 150 mg.L⁻¹, resultou em 18,7 mg.L⁻¹ de ferro residual no efluente sintético e 17,5 mg.L⁻¹ no efluente real. Aplicando-se o teste de hipóteses t-Student ao nível de confiança de 95%, pode-se dizer que não houve significativa variação na concentração de ferro residual quando compara-se o efluente real com o efluente sintético em cada configuração de ensaio.

Para o tratamento apenas com eletrocoagulação, o efluente sintético tratado apresentou concentração de 13,1 mg.L⁻¹ de ferro residual, e o efluente real 18,6 mg.L⁻¹. Aplicando-se o teste de hipóteses nesses resultados, verifica-se que as médias são diferentes. Portanto, o tratamento do efluente real resultou em uma maior concentração de ferro solúvel no efluente tratado.

4.4 Perspectivas para o efluente tratado

Dentre todas as configurações de tratamento avaliadas, a que resultou em um efluente real com melhor qualidade foi o tratamento combinado com concentração de 100 mg.L⁻¹ de floculante orgânico. A Tabela 4.9 apresenta as características deste efluente tratado

Tabela 4.9 – Características do efluente real com tratamento combinado e concentração de 100 mg.L⁻¹ de Tanfloc SG ($\bar{Y} \pm \sigma$)

Parâmetro	Efluente tratado
Condutividade (mS.cm ⁻¹ a 25°C)	5 ± 0,1
Turbidez (NTU)	13,3 ± 0,7
pH (após 24 h)	5,9 ± 0,3
DQO (mg.L ⁻¹)	276 ± 7
Ferro residual (mg.L ⁻¹)	21,4 ± 2,5

Fonte: Autoria própria (2019)

A Resolução Federal nº 54 de 2005 (BRASIL, 2005) estabelece algumas diretrizes e critérios gerais para a prática de reuso direto não potável de água, porém

não estabelece os regulamentos técnicos a serem seguidos. As modalidades de reuso previstas na Resolução são: (i) reuso para fins urbanos: irrigação paisagística, lavagem de logradouros públicos e veículos, desobstrução de tubulações, construção civil, edificações, combate a incêndio, dentro da área urbana; (ii) reuso para fins agrícolas e florestais: produção agrícola e cultivo de florestas plantadas; (iii) reuso para fins ambientais: implantação de projetos de recuperação do meio ambiente; (iv) reuso para fins industriais: processos, atividades e operações industriais; (v) reuso na aquicultura: criação de animais ou cultivo de vegetais aquáticos.

A NBR 13969 (ABNT, 1997) apresenta uma classificação de águas de reuso para efluentes tipicamente doméstico de acordo com parâmetros de qualidade e especifica possíveis aplicações.

No Paraná não há uma regulamentação estadual sobre o reuso de efluente. Otsuka (2020) destaca que seria interessante que a instrumentação técnica sobre o reuso de efluente no Estado deveria priorizar as três principais áreas de uso direto da água: abastecimento e saneamento, uso industrial e agropecuária. Na indústria objeto deste trabalho, o efluente tratado poderia ser aplicada em algumas atividades, tais como: lavagem do pátio, irrigação da horta, aquecimentos das autoclaves, porém há falta de regulamentação para o reuso

Diante dos resultados obtidos, pode-se dizer que a eletrocoagulação resultou em uma boa remoção da matéria orgânica presente no efluente bruto (70%) como etapa de pré-tratamento do efluente da indústria de palmito em conserva. Santana (2018), chegou a 41% de remoção de DQO no tratamento de efluente de panificação.

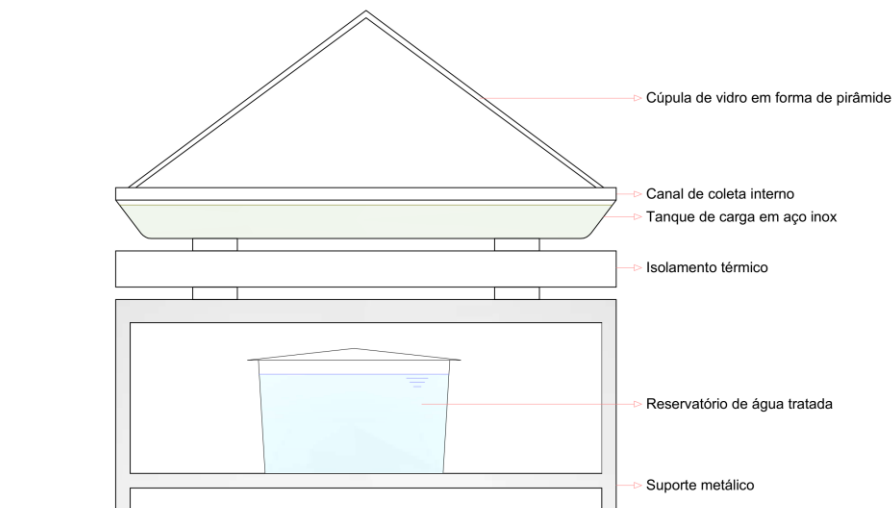
O pré-tratamento proposto não visa a remoção do cloreto de sódio da água. Portanto, uma proposta para o pós-tratamento deste efluente seria a dessalinização. Segundo Gaio (2016), a dessalinização consiste no tratamento de água pela remoção ou redução da concentração de sais e sólidos dissolvidos na água salobra. Neste tratamento podem ser removidos também outros componentes químicos, orgânicos e biológicos.

A dessalinização por processos térmicos ocorre pela destilação da água, baseando-se no ciclo natural da água. O efluente é aquecido até o ponto de ebulição onde ocorre a evaporação, em seguida ocorre a condensação do vapor e precipitação do efluente (GAIO, 2016).

A destilação solar utiliza o calor do Sol como fonte de energia para aquecimento do efluente. A localização da indústria de palmito no litoral é um atrativo

para o estudo deste pós-tratamento, devido a alta exposição solar ao longo do ano. Hoff *et al.* (2019) propuseram um sistema de dessalinização por energia solar em forma de pirâmide de baixo custo (Figura 4.14).

Figura 4.14 – Esquema do sistema de destilação em pirâmide



Fonte: Adaptado de Hoff *et al.* (2019)

O efluente bruto é aquecido por energia solar no tanque de carga, a água evapora e condensa na pirâmide de vidro, fluindo para as calhas de coleta (HOFF *et al.*, 2019).

5. CONCLUSÕES

O objeto desta pesquisa foi avaliar a eficiência da eletrocoagulação como pré-tratamento de efluente proveniente de uma indústria de produção de palmito em conserva, em um reator de eletrolítico em batelada.

Os melhores resultados foram utilizando-se eletrodos de ferro, corrente elétrica constante de 1,0 A e distância entre os eletrodos de 2 cm onde constatou-se uma economia de mais de 34% de energia.

Os materiais dos eletrodos, a configuração do reator, o tempo de tratamento e a adição do Tanfloc tiveram um desempenho eficiente com remoções de DQO de 90% em efluente sintético e de 70% em efluente real.

A melhor configuração de tratamento obtido tanto para o efluente sintético como para o efluente real foi a eletrocoagulação auxiliada com o agente floculante, utilizando-se uma concentração de 100 mg.L⁻¹ de Tanfloc SG. O efluente sintético resultou com 39 mg.L⁻¹ de DQO, 14,4 NTU de turbidez e 15,6 mg.L⁻¹ de ferro residual. O efluente real resultou com 276 mg.L⁻¹ de DQO, 13,3 NTU de turbidez e 21,4 mg.L⁻¹ de ferro residual.

O agente floculante Tanfloc é de origem vegetal, o que proporciona a geração de lodos com maior biodegradabilidade e a possibilidade de uso em práticas agrícolas.

Diante dos resultados finais, conclui-se que o sistema de tratamento de eletrocoagulação é adequado para o efluente de estudo. Apesar do processo de eletrocoagulação requerer a aplicação de energia elétrica, o sistema conta com algumas vantagens, sobretudo em virtude da possibilidade de tratar o efluente bruto sem alteração do pH inicial do mesmo, caracterizado por elevada acidez. O efluente tratado resulta em pH mais próximo à neutralidade (5,9), ficando enquadrado no padrão de lançamento definido pela Resolução CONAMA 430 (BRASIL, 2011). Além disso, o controle do sistema pode ser automatizado e remoto, e facilmente adaptado as variações de vazão e características do efluente.

5.1 Sugestões para trabalhos futuros

Como sugestão para trabalhos futuros, propõe-se:

- Aplicação da eletrocoagulação com eletrodos híbridos de ferro e alumínio;
- Determinar a redução da concentração do ácido cítrico através de ensaios de espectrometria;
- Verificar a influência do modelo do reator;
- Determinar o consumo de energia e custos do processo proposto; e
- Avaliar o pós-tratamento do efluente pelo sistema de dessalinização, visando o reuso do efluente.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ADHOUM, N.; MONSER, L.; BELLAKHAL, N.; BELGAIED, J. E. **Treatment of electroplating wastewater containing Cu^{2+} , Zn^{2+} and Cr (VI) by electrocoagulation.** Journal of hazardous materials, Vol 112, No 3, p 207-213. 2004. DOI: 10.1016/j.jhazmat.2004.04.018. Disponível em: <<https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0304389404002092>>. Acesso em: 27 julho 2020.

ADITIVOS E INGREDIENTES. **O sal e seus substitutos.** Aditivos e Ingredientes. Disponível em: <http://www.insumos.com.br/aditivos_e_ingredientes/materias/246.pdf>. Acesso em: 27 agosto 2019.

AHMED, S. N.; AL KHATEEB, R. T.; SHREESHIVADASAN, C. **Treatment of textile wastewater using a novel electrocoagulation reactor design.** Global Nest Journal, Vol 20, No 3, pp 449-457. 2018. DOI: 10.30955/gnj.002519. Disponível em: <https://journal.gnest.org/publication/gnest_02519>. Acesso em: 27 agosto 2019

AL-RAAD, A. A.; HANAFIAH, M. M.; NAJE, A. S.; AJEEL, M. A.; BASHEER, A. O.; ALJAYASHI, T. A.; TORIMAN, M. E. **Treatment of saline water using electrocoagulation with combined electrical connection of electrodes.** Processes, Vol 7, No 5, p 242. 2019. DOI: 10.3390/pr7050242. Disponível em: <<https://www.mdpi.com/2227-9717/7/5/242>>. Acesso em: 27 agosto 2019.

ARAÚJO, J. M. A. **Química de alimentos: teoria e prática.** 2ª ed. Viçosa: Ed UFV, 1999. 416 p,

ARAÚJO, K. S.; ANTONELLI, R.; GAYDECZKA, B.; GRANATO, A. C.; MALPASS, G. R. P. **Processos oxidativos avançados: uma revisão de fundamentos e aplicações no tratamento de águas residuais urbanas e efluentes industriais.** Ambiente & Água - An Interdisciplinary Journal of Applied Science, Vol 11, No 2, p 387-401. 2016. DOI: 10.4136/1980-993X Disponível em: <<https://www.redalyc.org/pdf/928/92845330013.pdf>>. Acesso em: 27 agosto 2019.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DA INDÚSTRIA DE ALIMENTOS – ABIA. **Indústria de alimentos fecha 2018 com crescimento e geração de empregos.** 2018. Disponível em: <<https://www.abia.org.br/vsn/printnoticia.aspx?id=394>>. Acesso em: 27 agosto 2019.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **ABNT NBR 9251:** Determinação do pH – Método Eletrométrico. Rio de Janeiro: ABNT, 1986.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS - ABNT. **NBR 9898:** Preservação e técnicas de amostragem de afluentes líquidos e corpos receptores – Procedimento. Rio de Janeiro: ABNT, 1987.

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

BELTRAN-HEREDIA, J.; SANCHEZ-MARTÍN, J.; DELGADO-REGALADO, A.; JURADO-BUSTOS, C. **Removal of Alizarin Violet 3R (anthraquinonic dye) from aqueous solutions by natural coagulants.** Journal of Hazardous Materials. Vol 170, p 43–50. 2009. DOI: 10.1016/j.jhazmat.2009.04.131. Disponível em: <<https://acervodigital.ufpr.br/bitstream/handle/1884/50260/R%20-%20E%20-%20WANIA%20KAUANA%20BERNARDI.pdf?sequence=1&isAllowed=y>>. Acesso em: 20 julho 2020

BERNARDI, W. K. **Produção de palmito pupunha no município de Antonina – PR.** 2016. Monografia. Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 2016. Disponível em: <<https://acervodigital.ufpr.br/bitstream/handle/1884/50260/R%20-%20E%20-%20WANIA%20KAUANA%20BERNARDI.pdf?sequence=1&isAllowed=y>>. Acesso em: 27 agosto 2019.

BEZERRIL, P; WIENDL, W. G.; **Tratamento eletrolítico do esgoto urbano – instalação pioneira em Iracemápolis/SP.** Revista DAE, Vol 45, No 143. 1985. Disponível em: <http://revistadae.com.br/artigos/artigo_edicao_143_n_144.pdf>. Acesso em: 27 agosto 2019.

BODOR, A.; BÁNYAI, I.; ZÉKÁNY, L.; TÓTH, I. **Slow dynamics of aluminium-citrate complexes studied by 1H-and 13C-NMR spectroscopy.** Coordination chemistry reviews, Vol 228, No 2, p 163-173. 2002. DOI: 10.1016/S0010-8545(02)00071-1. Disponível em: <<https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0010854502000711>>. Acesso em: 20 julho 2020.

BRAILE, P.; CAVALCANTI, J. **Curtumes. Manual de tratamento de águas residuárias industriais.** São Paulo: CETESB, p 233-278. 1993.

BRASIL. CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE - CONAMA. **Resolução. 357, de 17 de março de 2005.** Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências. Disponível em:

<http://pnqa.ana.gov.br/Publicacao/RESOLUCAO_CONAMA_n_357.pdf>. Acesso em: 27 agosto 2019.

BRASIL. CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE - CONAMA. **Resolução. 430, de 13 de maio de 2011.** Dispõe sobre as condições e padrões de lançamento de efluentes, complementa e altera a Resolução no 357, de 17 de março de 2005, do Conselho Nacional do Meio Ambiente-CONAMA. Disponível em: <<http://www2.mma.gov.br/port/conama/legiabre.cfm?codlegi=646>>. Acesso em: 27 agosto 2019.

BRASIL. Ministério da Saúde Agência Nacional de Vigilância Sanitária. **RDC nº 17 de 19 de novembro de 1999.** Regulamento Técnico referente ao Padrão de Identidade e Qualidade para Palmito em Conserva. Disponível em: <http://portal.anvisa.gov.br/documents/10181/2718376/RDC_17_1999_COMP.pdf/4ecc1852-a924-4668-ac61-d64df55e4fc4>. Acesso em: 22 agosto 2019.

BRASIL. Ministério da Saúde Agência Nacional de Vigilância Sanitária. **RDC nº 259 de 20 de setembro de 2002.** Regulamento Técnico sobre Rotulagem de Alimentos Embalados. Disponível em: <https://lcqa.farmacia.ufg.br/up/912/o/resoluo_rdc_n_259_2002_-_rotulagem_em_geral.pdf>. Acesso em: 22 agosto 2019.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. **Resolução nº 54 de 28 de novembro de 2005.** Estabelece modalidades, diretrizes e critérios gerais para a prática de reúso direto não potável de água, e dá outras providências. Disponível em: <<http://www.ceivap.org.br/ligislacao/Resolucoes-CNRH/Resolucao-CNRH%2054.pdf>>. Acesso em: 22 julho 2020.

CAMPOS, J. C.; MACHADO, B. D. S.; BLONSKI, M. E. D.; BILA, D. M.; FERREIRA, J. A. **Evaluation of coagulation/flocculation process in the landfill leachate treatment at the Municipal Wastewater Treatment Plant.** Revista Ambiente & Água, Vol 8, No 3, p 43-53. 2013. DOI: 10.4136/ambi-agua.1187. Disponível em: <https://www.scielo.br/scielo.php?pid=S1980-993X2013000300004&script=sci_abstract&tlng=pt>. Acesso em: 27 agosto 2019.

CAN, O. T. **COD removal from fruit-juice production wastewater by electrooxidation electrocoagulation and electro-fenton processes.** Desalination and Water Treatment, Vol 52, No 1-3, p 65-73. 2014. DOI: 10.1080/19443994.2013.781545. Disponível em: <<https://www.tandfonline.com/doi/full/10.1080/19443994.2013.781545>>. Acesso em: 27 agosto 2019.

CAÑAZIRES, P.; CARMONA, M.; LOBATO, J.; MARTÍNEZ, F.; RODRIGO, M. A. Electrodeposition of Aluminum Electrodes in Electrocoagulation Processes. Ind. Eng. Chem. Res. Vol 44, p 4178-4185. 2005. DOI: 10.1021/ie048858a. Disponível em: <<https://pubs.acs.org/doi/abs/10.1021/ie048858a>>. Acesso em: 3 fevereiro 2020.

CAPELETE, B. C. **Emprego da quitosana como coagulante no tratamento de água contendo Microcystis aeruginosa-avaliação de eficiência e formação de trihalometanos**. 2011. Dissertação (Mestrado em tecnologia ambiental e recursos hídricos) Departamento de engenharia civil e ambiental. Universidade de Brasília, Brasília, 2011. Disponível em: <https://repositorio.unb.br/bitstream/10482/8637/1/2011_BrunaCescaCapelette.pdf>. Acesso em: 3 julho 2020.

CENI, G.; DALLAGO, R. M.; MORES, R.; STEFFENS, J.; ORO, C. E. D.; DENTI, A. F.; ... TRES, B. P. **Avaliação da eficiência do cloreto férrico como coagulante no tratamento de um efluente sintético pelo método convencional e eletrocoagulação**. Vivências, Vol 16, No 30, p 77-97. 2020. Disponível em: <<http://revistas.reitoria.br/index.php/vivencias/article/view/108>>. Acesso em: 20 junho 2020.

CERQUEIRA, A. A. **Aplicação da técnica de eletrofloculação no tratamento de efluentes têxteis**. 2006. Dissertação (Mestrado em Química ambiental) – Centro de tecnologia e ciências. Universidade do Estado do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2006. Disponível em: <https://s3.amazonaws.com/academia.edu.documents/31211802/Eletrofloc.pdf?response-content-disposition=inline%3B%20filename%3DAplicacao_da_tecnica_de_eletrofloculacao.pdf&X-Amz-Algorithm=AWS4-HMAC-SHA256&X-Amz-Credential=AKIAIWOWYYGZ2Y53UL3A%2F20190910%2Fus-east-1%2Fs3%2Faws4_request&X-Amz-Date=20190910T001557Z&X-Amz-Expires=3600&X-Amz-SignedHeaders=host&X-Amz-Signature=546a9e3a37cac99d03b2f10fd907226a1992aa42719b44832f98161b19767f43>. Acesso em: 27 agosto 2019.

CERQUEIRA, A. A.; MARQUES, M. R. D. C.; RUSSO, C. **Avaliação do processo eletrolítico em corrente alternada no tratamento de água de produção**. Química nova, Vol 34, No 1, p 59-63. 2010. DOI: 10.1590/S0100-40422011000100012. Disponível em: <https://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0100-40422011000100012&lng=pt&nrm=iso&tlng=pt>. Acesso em: 27 agosto 2019.

CHAFI, M.; GOURICH, B.; ESSADKI, A. H.; VIAL, C.; FABREGAT, A. **Comparison of electrocoagulation using iron and aluminium electrodes with chemical coagulation for the removal of a highly soluble acid dye**. Desalination, Vol 281, p 285-292. 2011. Disponível em:

<<https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0011916411006898>>. Acesso em: 3 fevereiro 2020.

CHEN, G. **Electrochemical technologies in wastewater treatment**. Separation and purification Technology. Vol 38, p 11-41. 2004. DOI: 10.1016/j.seppur.2003.10.006. Disponível em: <<https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S1383586603002636>>. Acesso em: 27 agosto 2019.

CHEN, X.; CHEN, G.; YUE, P. L. **Separation of pollutants from restaurant wastewater by electrocoagulation**. Separation And Purification Technology, Vol 19, No 1-2, p.65-76. 2000. DOI: 10.1016/s1383-5866(99)00072-6. Disponível em: <<https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S1383586699000726>>. Acesso em: 20 julho 2020.

CHERIFI, M.; HAZOURLI, S.; PONTVIANNE, S.; LAPICQUE, F.; LECLERC, J. P. **Electrokinetic removal of aluminum and chromium from industrial wastewater electrocoagulation treatment sludge**. Desalination and Water Treatment, Vol 57, No 39, p 18500-18515.2015. DOI: 10.1080/19443994.2015.1094427. Disponível em: <<https://www.tandfonline.com/doi/abs/10.1080/19443994.2015.1094427>>. Acesso em: 20 julho 2020.

COMBATT, M. P. M; MENDONÇA, R. C. S; VALENTE, G. F. S.; SILVA, C. M. **Validation of the electrocoagulation process and evaluation of the electro-dissolution of electrodes in the treatment of poultry slaughterhouse wastewater**. Quim Nova. Vol 40, No 4, p 447-453. 2017. DOI: 10.21577/0100-4042.20170008 (2017). Disponível em: <<http://quimicanova.sbq.org.br/imagebank/pdf/NT20160517.pdf>>. Acesso em: 27 agosto 2019.

CORSO, N. M. **O agronegócio do palmito no Paraná: situação atual e perspectivas**. 2003. Dissertação (Mestrado em Engenharia Florestal). Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 2003.

CRISPILHO, F. N.; REZENDE, M. O. O. **Eletroflotação: Princípios e aplicações**. 1ª ed. São Carlos. Editora Rima, 2004.

CRUZ, T. A.; CAMPOS, T. M. B.; THIM, G. P. **Estudo do comportamento do PVA com aditivos inorgânicos**. In: Anais do 14º Encontro de Iniciação Científica e Pós-Graduação do ITA – XIV ENCITA. São José dos Campos, 2008. Disponível em: <<http://www.bibl.ita.br/xivencita/FUND34.pdf>>. Acesso em: 3 fevereiro 2020.

DALLAGO, R.; DI LUCCIO, M.; KÜHN, M.; KREBS, J.; DO NASCIMENTO, M. S.; BENAZZI, T.; MORES, R. **Eletrofloculação aplicada ao tratamento de efluente de laticínio**. *Perspectiva*, Vol 36, No 135, p. 101-111. 2012. Disponível em: <http://www.uricer.edu.br/site/pdfs/perspectiva/135_294.pdf>. Acesso em: 27 agosto 2019.

DANESHVAR, N.; OLADEGARAGOZE, A.; DJAFARZADEH, N. **Decolorization of basic dye solutions by electrocoagulation: An investigation of the effect of operational parameters**. *Journal of Hazardous Materials*, Vol 112, No 1-3, p 55-62. 2006. DOI:10.1016/j.jhazmat.2005.08.033. Disponível em: <<https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0304389405005030>>. Acesso em: 27 agosto 2019.

DERÍSIO, J. C. **Introdução ao controle ambiental**. LORA, ES *Prevenção e Controle da Poluição nos setores energético, industrial e de Transporte*. Brasília, ANEEL, p 239, 1992.

DERMENTZIS, K.; VALSAMIDOU, E.; MARMANIS, D. **Simultaneous removal of acidity and lead from acid lead battery wastewater by aluminum and iron electrocoagulation**. *Journal of Engineering Science & Technology Review*, Vol 5, No 2, p 1-5, 2012. Disponível em: <<http://citeseerx.ist.psu.edu/viewdoc/download?doi=10.1.1.651.4425&rep=rep1&type=pdf>>. Acesso em: 27 agosto 2019.

DEZOTTI, M. **Processos e técnicas para o controle ambiental de efluentes líquidos**. Rio de Janeiro: E-papers, 2008. Disponível em: <<https://books.google.com.br/books?hl=pt-BR&lr=&id=M3dQhS2sccC&oi=fnd&pg=PA5&dq=Processos+e+t%C3%A9cnicas+para+o+controle+ambiental+de+efluentes+l%C3%ADquidos&ots=McE35r-wNa&sig=fBjz0vR4EcYFnr6BDIHCKORZP1k#v=onepage&q=Processos%20e%20t%C3%A9cnicas%20para%20o%20controle%20ambiental%20de%20efluentes%20l%C3%ADquidos&f=false>>. Acesso em: 27 agosto 2019.

DI BERNARDO, L.; DANTAS, A. D. B. **Métodos e técnicas de tratamento de água**. 2ª ed, Vol 1. São Carlos: RiMa. 2005.

EMBRAPA. **Cidade de São Paulo é a maior consumidora de palmito do mundo**. Autora: Irene Santana (2016). Disponível em: <<https://www.embrapa.br/busca-de-noticias/-/noticia/16598603/cidade-de-sao-paulo-e-a-maior-consumidora-de-palmito-do-mundo>>. Acesso em: 4 de dezembro de 2018

EMBRAPA. **Cultivo de pupunha redesenha a agricultura do litoral do Paraná**. Autora: Katia Pichelli, 2017. Disponível em: <<https://www.embrapa.br/busca-de>

noticias/-/noticia/20828921/cultivo-de-pupunha-redesenha-a-agricultura-do-litoral-do-parana>. Acesso em: 4 de dezembro de 2018

EMBRAPA. **Palmito de pupunha in natura e em conserva**. Coleção Agroindústria Familiar. Brasília, 2009. Disponível em: <<https://www.embrapa.br/busca-de-publicacoes/-/publicacao/126258/palmito-de-pupunha-in-natura-e-em-conserva>>. Acesso em: 27 agosto 2019.

ERDOĞAN, M.; KARAKAYA, E.; ARAS, M. S.; KARAGÜL, S. Ç.; ERSOY, M. K.; ÖZTÜRK, A.; KARAKAYA, I. **Removal of trace amounts of copper from concentrated hydrochloric acid solutions**. International Journal of Electrochemical Science, Vol 13, p 10934-10947. 2018. DOI:10.20964/2018.11.75. Disponível em: <<http://www.electrochemsci.org/papers/vol13/131110934.pdf>>. Acesso em: 27 agosto 2019.

EYVAZ, M. **Treatment of brewery wastewater with electrocoagulation: improving the process performance by using alternating pulse current**. Int J Electrochem Sci, Vol 11, No 6, p 4988-5008. 2016. DOI: 10.20964/2016.06.11. Disponível em: <<http://electrochemsci.org/papers/vol11/110604988.pdf>>. Acesso em: 27 agosto 2019.

FENG, J.; SUN, Y.; ZHENG, Z.; ZHANG, J.; LI, S.; TIAN, Y. **Treatment of tannery wastewater by electrocoagulation**. Journal of Environmental Sciences, Vol 19, No 12, p 1409-1415. 2007. DOI: 10.1016/S1001-0742(07)60230-7. Disponível em: <<https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S1001074207602307>>. Acesso em: 27 agosto 2019.

FERREIRA, D. S. **Estudo comparativo da coagulação/floculação e eletrocoagulação no tratamento de lixiviado de aterro**. 2013 Dissertação (Mestrado em Tecnologia de Processos Químicos e Bioquímicos). Escola de química. Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2013. Disponível em: <<http://epqb.eq.ufrj.br/download/coagulacao-floculacao-e-eletrocoagulacao-no-tratamento-de-lixiviado.pdf>>. Acesso em: 27 agosto 2019.

FLUID BRASIL. **Catálogo de Osmose Reversa**. Jundiaí/SP (2017). Disponível em: <https://www.fluidbrasil.com.br/wp-content/uploads/2017/10/Osmose_reversa_V2.pdf>. Acesso em: 27 agosto 2019.

FONT, R.; GARCIA, P.; RODRIGUEZ, M. **Sedimentation test of metal hydroxides: hydrodynamics and influence of pH**. Colloids and Surfaces A: Physicochemical and Engineering Aspects. Vol 157, No 1-3, p 73-84. 1999. DOI: 10.1016/S0927-7757(99)00091-6. Disponível em:

<<https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0927775799000916>>. Acesso em: 20 julho 2020.

GAIO, S. S. M. **Produção de água potável por dessalinização: tecnologias, mercado e análise de viabilidade económica**. 2016. Dissertação (Mestrado em Engenharia da Energia e do Ambiente). Faculdade de ciências. Universidade de Lisboa, Lisboa, 2016. Disponível em: <<https://core.ac.uk/reader/78465840>>. Acesso em: 20 julho 2020.

GARDIMAN JR, B. S; GARCIA, B. S; REIS, E. F. **Definição do Tempo de Detenção Hidráulico (TDH) e da eficiência no tratamento da água residuária do café por um sistema eletrolítico**. Revista Virtual de Química, Vol 11, No 1, p 82-103. 2019. DOI: 10.21577/1984-6835.20190007. Disponível em: <<http://rvq-sub.sbq.org.br/index.php/rvq/article/view/2627> >. Acesso em: 27 agosto 2019.

GERALDINO, H. C. L.; SIMIONATO, J. I.; FREITAS, T. K. F. S.; GARCIA, J. C.; CARVALHO JÚNIOR, O.; CORRER, C. J.. **Efficiency and operating cost of electrocoagulation system applied to the treatment of dairy industry wastewater**. Acta Scientiarum Technology, Vol 37, No 3, p 401-408. 2015. DOI: 10.4025/actascitechnol.v37i3.26452. Disponível em: <<https://www.redalyc.org/pdf/3032/303241163012.pdf>>. Acesso em: 27 agosto 2019.

GHIMIRE, U.; JANG, M.; JUNG, S. P.; PARK, D.; PARK, S. J.; YU, H.; OH, S. E. **Electrochemical removal of ammonium nitrogen and cod of domestic wastewater using platinum coated titanium as an anode electrode**. Energies, Vol 12, No 5. 2019. DOI:10.3390/en12050883. Disponível em: <<https://www.mdpi.com/1996-1073/12/5/883>>. Acesso em: 27 agosto 2019.

GILI, I. **Tratamento de Efluentes por Eletrólise: Estudo de Caso para Efluentes Têxteis**. 2015. Dissertação (Mestrado em Engenharia química). Centro Tecnológico, Programa de Pós Graduação em Engenharia Química. Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2015. Disponível em: <<https://repositorio.ufsc.br/handle/123456789/136499>>. Acesso em: 3 julho 2020.

GODOI, M. C. S. **Tratamento de lixiviado de aterro sanitário por meio do processo de eletrocoagulação e filtração**. 2019. Trabalho de conclusão de curso (Engenharia ambiental). Universidade Tecnológica Federal do Paraná. Londrina, 2019. Disponível em: <http://repositorio.roca.utfpr.edu.br/jspui/bitstream/1/12442/1/LD_COEAM_2019_1_12.pdf>. Acesso em: 3 fevereiro 2020.

GOERCK, J. **Eletrocoagulação como pós-tratamento do efluente de tanque séptico e de um wetland construído de fluxo vertical**. 2018. Dissertação

(Mestrado em Engenharia civil). Centro de Tecnologia, Programa de Pós-graduação em Engenharia Civil, Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria, 2018. Disponível em: <<https://repositorio.ufsm.br/handle/1/14555>>. Acesso em: 27 agosto 2019.

GOMES, J. A.; DAIDA, P.; KESMEZ, M.; WEIR, M.; MORENO, H.; PARGA, J. R.; COCKE, D. L. **Arsenic removal by electrocoagulation using combined Al-Fe electrode system and characterization of products**. Journal of hazardous materials, Vol 139, p 220-231. 2007. DOI: 10.1016/j.jhazmat.2005.11.108. Disponível em: <<https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0304389406011265?via%3Dihub>>. Acesso em: 27 agosto 2019.

HAKIZIMANA, J. N; GOURICH, B.; CHAFI, M; STIRIBA, Y; VIAL, C; DROGUI, P; NAJA, J. **Electrocoagulation process in water treatment: A review of electrocoagulation modeling approaches**. Desalination, Vol 404, p 1-21. 2017. DOI: 10.1016/j.desal.2016.10.011. Disponível em: <<https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0011916416315971>>. Acesso em: 27 agosto 2019.

HAMEED, Y. T.; IDRIS, A.; HUSSAIN, S. A.; ABDULLAH, N. **A tannin-based agent for coagulation and flocculation of municipal wastewater: Chemical composition, performance assessment compared to Polyaluminum chloride, and application in a pilot plant**. Journal of environmental management. Vol 184, p 494-503. Disponível em: <<https://www-sciencedirect.ez48.periodicos.capes.gov.br/science/article/pii/S0301479716308179?via%3Dihub>>. Acesso em: 20 julho 2020.

HANSEL, F. D.; OLIVEIRA, M. L. **Importância dos micronutrientes na cultura da soja no Brasil**. Informações Agronômicas, No 153. 2016. Disponível em: <[http://www.ipni.net/publication/ia-brasil.nsf/0/E713B266E48E24C983257F850067F82A/\\$FILE/Jornal153.pdf](http://www.ipni.net/publication/ia-brasil.nsf/0/E713B266E48E24C983257F850067F82A/$FILE/Jornal153.pdf)>. Acesso em 20 julho 2020

HOFF, R.; ECHEVERRIA, A. D.; HOFF, G. D.; KNEIP, R. C.; JANK, L.; ARSAND, J.; GONÇALVES, F. F. **Efficiency of a low-cost pyramid-shaped solar still for pesticide removal from highly contaminated water**. Chemosphere. Vol 234, p 427-437. 2019. DOI:10.1016/j.chemosphere.2019.06.062. Disponível em: <<https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0045653519313001>>. Acesso em: 20 julho 2020

HUBER, C.S. **Minimização de afluentes e avaliação de sistema biológico de tratamento de águas residuárias em uma indústria de conservas vegetais**. 2007. Dissertação (Mestrado em Ciências). Programa de Pós-Graduação em

Biotecnologia Agrícola. Centro de Biotecnologia. Universidade Federal de Pelotas. Pelotas, 2007. Disponível em:
<http://guaiaca.ufpel.edu.br/bitstream/123456789/1254/1/dissertacao_charles_huber.pdf>. Acesso em: 27 agosto 2019.

IBEROQUÍMICA. **Ácido cítrico – acidulante**. 2018. Disponível em:
<<https://iberoquimica.com.br/Arquivos/Insumo/arquivo-180244.pdf>>. Acesso em 20 julho 2019

INSTITUTO DE FÍSICA DE SÃO PAULO – IFSC. **Resistência e Corrente Elétrica**. Laboratório de Eletricidade e Magnetismo. Disponível em:
<<http://www.ifsc.usp.br/~strontium/Teaching/Material2010-2%20FFI0106%20LabFisicaIII/04-ResistenciaCorrenteEletrica.pdf>>. Acesso em: 20 julho 2020.

ILHAN, F.; KURT, U.; APAYDIN, O.; GONULLU, T. **Treatment of leachate by electrocoagulation using aluminum and iron electrodes**. Journal of Hazardous Materials, Vol 154, p. 381-389. 2008. DOI: 10.1016/j.jhazmat.2007.10.035. Disponível em: <<https://www-sciencedirect.ez48.periodicos.capes.gov.br/science/article/pii/S0304389407014756?via%3Dihub>>. Acesso em: 27 agosto 2018.

INSTITUTO AGRONÔMICO DO PARANÁ - IAPAR. **Pupunha para palmito. Cultivo no Paraná**. Circular n° 103, Londrina, 1998. Disponível em:
<http://www.iapar.br/arquivos/File/zip_pdf/ct103.pdf>. Acesso em: 27 agosto 2019.

INSTITUTO AMBIENTAL DO PARANÁ – IAP. **Consulta às Licenças Ambientais Concedidas pelo IAP (2020)**. Disponível em: <<http://www.sga.pr.gov.br/sga-iap/consultarProcessoLicenciamento.do?action=iniciar>>. Acesso em: 27 agosto 2020.

INSTITUO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA - IBGE. **Pesquisa Industrial Anual – PIA (2016)**. Produto. Disponível em:
<<https://sidra.ibge.gov.br/tabela/6705#resultado>>. Acesso em 01 maio 2019.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA – IBGE. **Produção Agrícola Municipal**. Rio de Janeiro, Vol. 34 (2007). Disponível em:
<<https://sidra.ibge.gov.br/pesquisa/pam/tabelas>>. Acesso em: 27 agosto 2019.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA – IBGE. **Produção Agrícola Municipal**. Rio de Janeiro, Vol. 43 (2016). Disponível em:
<<https://sidra.ibge.gov.br/pesquisa/pam/tabelas>>. Acesso em: 27 agosto 2019.

IRDEMEZ, Ş.; YILDIZ, Y. S.; TOSUNOĞLU, V. **Optimization of phosphate removal from wastewater by electrocoagulation with aluminum plate electrodes.**

Separation and Purification Technology, Vol 52, No 2, p 394-401. 2006 a. DOI: 10.1016/j.seppur.2006.05.020. Disponível em:

<<https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S1383586606001857>>. Acesso em: 27 agosto 2019.

IRDEMEZ, Ş.; DEMIRCIOĞLU, N.; YILDIZ, Y. Ş.; BINGÜL, Z. **The effects of current density and phosphate concentration on phosphate removal from wastewater by electrocoagulation using aluminum and iron plate electrodes.** Separation and Purification Technology, Vol 52, No 2, p 218-223. 2006.

DOI: 10.1016/j.seppur.2006.04.008. Disponível em:

<<https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S1383586606001389>>. Acesso em: 3 fevereiro 2020.

IZADI, A.; HOSSEINI, M.; DARZI, G. N.; BIDHENDI, G. N.; SHARIATI, F. P.

Treatment of paper-recycling wastewater by electrocoagulation using aluminum and iron electrodes. J. Environ Health Sci, Vol 16, No 2, p 257-264. 2018.

DOI: 10.1007/s40201-018-0341-6. Disponível em:

<<https://link.springer.com/article/10.1007/s40201-018-0314-6>>. Acesso em: 27 agosto 2019.

JATOBÁ QUÍMICA. **Cloreto de sódio.** 2018. Disponível em:

<<http://www.jatobaquimica.com.br/wp-content/uploads/2015/05/CLORETO-DE-S%C3%93DIO.pdf>>. Acesso em: 20 julho 2019

JOÃO, J. J.; EMERICK, T.; S FILHO, U. D.; NISHIHORA, R. K. **Processo de eletrocoagulação-flotação: investigação dos parâmetros operacionais para o tratamento de águas residuais da indústria de pescados.** Química Nova, Vol 41, No 2, p 163-168. 2018. DOI: 10.21577/0100-4042.20170166. Disponível em:

<https://www.scielo.br/scielo.php?pid=S0100-40422018000200163&script=sci_arttext&tlng=pt>. Acesso em: 3 fevereiro 2020..

JOHNSON, P. N.; AMIRTHARAJAH, A. **Ferric chloride and alum as single and dual coagulants.** Research and Technology. Journal AWWA, Vol 75, No 5, p 232-239, 1983. Disponível em:

<https://www.jstor.org/stable/41272974?seq=1#page_scan_tab_contents>. Acesso em: 27 agosto 2019.

JORDÃO, E. P.; PESSOA, C. A. **Tratamento de esgotos domésticos.** 4ª edição. Rio de Janeiro, 2005.

JUMAAH, M. A.; OTHMAN, M. R.; SALIMON, J.; KHALAF, B.; KHALIK, W. M. A. W. M. **Optimization of selected charcoal powder composite electrode for electrochemical treatment of landfill leachate.** Malaysian Journal of Analytical Sciences, Vol 22, No 2, p 249-257. 2018. DOI: 0.17576/mjas-2018-2202-09. Disponível em: <http://www.ukm.my/mjas/v22_n2/pdf/Majd_22_2_9.pdf>. Acesso em: 27 agosto 2019.

KABDASLI, I.; ARSLAN-ALATON, I.; OLMEZ-HANCI, T.; TUNAY, O. **Electrocoagulation applications for industrial wastewaters: a critical review.** Environmental Technology Reviews, Vol 1, No 1, p 2-45. 2012. DOI: 10.1080/21622515.2012.715390. Disponível em: <<https://www.tandfonline.com/doi/full/10.1080/21622515.2012.715390>>. Acesso em: 27 agosto 2019.

KAWAMURA, S. **Effectiveness of natural polyelectrolytes in water treatment.** Journal-American Water Works Association. Vol 83, No 10, p. 88-91, 1991. DOI: 10.1002/j.1551-8833.1991.tb07236.x. Disponível em: <<https://awwa.onlinelibrary.wiley.com/doi/abs/10.1002/j.1551-8833.1991.tb07236.x#:~:text=Natural%20polyelectrolytes%20such%20as%20chitosan,adverse%20effects%20to%20human%20health>>. Acesso em: 20 julho 2020.

KERMET-SAID, H.; MOULAI-MOSTEFA, N. **Optimization of turbidity and COD removal from pharmaceutical wastewater by electrocoagulation. isotherm modeling and cost analysis.** Polish Journal of Environmental Studies, Vol 24, No 3. 2015. DOI:10.15244/pjoes/32334. Disponível em: <<http://www.pjoes.com/Optimization-of-Turbidity-and-COD-Removal-from-Pharmaceutical-Wastewater-by-Electrocoagulation-Isotherm-Modeling-and-Cost-Analysis,50877,0,2.html>>. Acesso em: 27 agosto 2019.

KHEMIS, M.; LECLERC, J.-P.; TANGUY, G.; VALENTIN, G.; LAPICQUE, F. **Treatment of industrial liquid wastes by electrocoagulation: Experimental investigations and an overall interpretation model.** Chemical Engineering Science, Vol 61, No 11, p 3602–3609. 2006. DOI:10.1016/j.ces.2005.12.034. Disponível em: <<https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0009250906000030>>. Acesso em: 27 agosto 2019.

KOBYA, M.; DELIPINAR, S. **Treatment of the baker's yeast wastewater by electrocoagulation.** Journal of Hazardous Materials, Vol 154. No 1-3, p 1133-1140. 2008. DOI: 10.1016/j.jhazmat.2007.11.019. Disponível em: <<https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S030438940701624X>>. Acesso em: 27 agosto 2019.

KOBYA, M.; DEMIRBAS, E.; CAN, O. T.; BAYRAMOGLU, M. **Treatment of levafix orange textile dye solution by electrocoagulation.** Journal of Hazardous Materials, Vol 132, No 2-3, p 183-188. 2006. DOI: 10.1016/j.jhazmat.2005.07.084. Disponível em: <<https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0304389405005947>>. Acesso em: 27 agosto 2019.

KÖNIGSBERGER, L. C.; KÖNIGSBERGER, E.; MAY, P. M.; HEFTER, G. T. **Complexation of iron(III) and iron(II) by citrate. Implications for iron speciation in blood plasma.** Journal of Inorganic Biochemistry, Vol 78, No 3, p 175-184. 2000. DOI: 10.1016/S0162-0134(99)00222-6. Disponível em: <<https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0162013499002226>>. Acesso em: 27 agosto 2019.

KUAN, W. H.; WANG, M. K.; HUANG, P. M.; WU, C. W.; CHANG, C. M.; WANG, S. L. **Effect of citric acid on aluminum hydrolytic speciation.** Water research, Vol 39, No 15, p 3457-3466. 2005. DOI: 10.1016/j.watres.2005.05.052. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0043135405003544>>. Acesso em: 3 fevereiro 2020.

KUMAR, P. R.; CHAUDHARI, S.; KHILAR, K. C.; MAHAJAN, S. P. **Removal of arsenic from water by electrocoagulation.** Chemosphere, Vol 55, No 9, pp 1245-1252. 2004. DOI: 10.1016/j.chemosphere.2003.12.025. Disponível em: <<https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0045653504000591>>. Acesso em: 27 julho 2020

KUOKKANEN, V.; KUOKKANEN, T.; RÄMÖ, J.; LASSI, U. **Recent Applications of electrocoagulation in treatment of water and wastewater – a review.** Green and Sustainable Chemistry, Vol 3, No 2, 33 p. 2013. DOI: 10.4236/gsc.2013.32013. Disponível em: <https://www.researchgate.net/publication/258338067_Recent_Applications_of_Electrocoagulation_in_Treatment_of_Water_and_Wastewater-A_Review>. Acesso em: 27 agosto 2019.

LACASA, E.; CAÑIZARES, P.; SÁEZ, C.; FERNÁNDEZ, F, J.; RODRIGO, M. A. **Electrochemical phosphate removal using iron and aluminium electrodes.** Chemical Engineering Journal, Vol 172, No 1, 9 137-143. 2011. DOI: 10.1016/j.cej.2011.05.080. Disponível em: <https://www.researchgate.net/publication/232412633_Electrochemical_phosphates_removal_using_iron_and_aluminium_electrodes>. Acesso em: 27 agosto 2019.

LI H.; SU, J. **Synthesis of Ferric Citrate Complexes as Potential Draw Solutes for Forward Osmosis.** SF J Material Chem Eng. Vol 1, No 1 p 1008. 2018.

LI, X.; WANG, C.; ZHANG, L.; QIAN, Y.; XUE, F.; WU, Y. **The electrochemical oxidation of biologically treated citric acid wastewater in a continuous-flow three-dimensional electrode reactor (CTDER)**. Chemical Engineering Journal, Vol 232, p 495-502. 2013. DOI: 10.1016/j.cej.2013.08.007. Disponível em: <<https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S1385894713010516>>. Acesso em: 27 agosto 2019.

LI, X.; WANG, C.; QIAN, Y.; WANG, Y.; ZHANG, L. **Simultaneous removal of chemical oxygen demand, turbidity and hardness from biologically treated citric acid wastewater by electrochemical oxidation for reuse**. Separation and Purification Technology, Vol 107, p 281-288. 2013 . DOI: 10.1016/j.seppur.2013.01.008. Disponível em: <<https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S1383586613000233>>. Acesso em: 20 junho 2020.

LIMA, C. M. R. **Aplicabilidade da eletrocoagulação, eletrocoagulação seguida de reativo de fenton e eletrofenton no tratamento de lixiviado de aterro sanitário**. 2010. Dissertação (Mestrado em Química). Centro de Ciências Exatas. Universidade Federal do Espírito Santo, Vitória, 2010. Disponível em: <http://bdtd.ibict.br/vufind/Record/UFES_e7f52b8522fb5d94ff2f40eedd735827>. Acesso em: 27 agosto 2019.

LIN, W. O.; NETO, J. T. X. B. **Agentes complexantes: podante, coronante e criptante classificação e nomenclatura**. Química Nova, Vol 21, No 5, p. 630-634. 1998. Disponível em: <<http://www.scielo.br/pdf/qn/v21n5/2934.pdf>>. Acesso em: 27 agosto 2019.

LIN, C.J; LO, S.L; KUO, C.Y; WU, C.H. **Pilot scale electrocoagulation with bipolar aluminium electrodes for on-site domestic greywater reuse**. Journal of environmental engineering. Vol 131, No 3, p 491 - 495. 2005. DOI: 10.1061/(ASCE)0733-9372(2005)131:3(491). Disponível em: <<https://ascelibrary.org/doi/full/10.1061/%28ASCE%290733-9372%282005%29131%3A3%28491%29>>. Acesso em: 20 junho 2020.

LIU, X.; XU, L.; LIU, Y.; ZHOU, W. **Synthesis of citric acid-modified resins and their adsorption properties towards metal ions**. Royal Society Open Science, Vol 5, No 8, p 171667. 2018. DOI:10.1098/rsos.171667 . Disponível em: <<https://royalsocietypublishing.org/doi/full/10.1098/rsos.171667>>. Acesso em: 20 junho 2020.

LOCKS, M. C. **Eletrocoagulação-flotação aplicada ao tratamento de águas residuais da indústria de laticínios**. Universidade do Sul de Santa Catarina, Tubarão, 2018. Disponível em: <<https://www.riuni.unisul.br/bitstream/handle/12345/5613/Eletrocoagula%c3%a7%c3>>

%a3o-

flota%20aplicada%20ao%20tratamento%20de%20%20c3%a1guas%20residuais%20da%20ind%20c3%bacia%20de%20latic%20c3%adnos.pdf?sequence=4&isAllowed=y>. Acesso em: 27 março 2020.

LU, J.; WANG, Z.; MA, X.; TANG, Q.; LI, Y. **Modeling of the electrocoagulation process: A study on the mass transfer of electrolysis and hydrolysis products.** Chemical Engineering Science, Vol 165, p 165-176. 2017. DOI: 10.1016/j.ces.2017.03.001.

Disponível em:

<<https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0009250917301690>>. Acesso em: 27 agosto 2019.

LUZ-PEDRO, A.; PRIOR, E. F. M.; ARAIZA, M. H. L.; FERRER, S. J.; MONJE, A. E.; BAÑUELOS, J. A.. **Pollutant removal from wastewater at different stages of the tanning process by electrocoagulation.** Journal of Chemistry, Vol 2019. 9 p. 2019. DOI:10.1155/2019/8162931. Disponível em:

<<https://www.hindawi.com/journals/jchem/2019/8162931/abs/>>. Acesso em: 27 agosto 2019.

MAIA, L.; PARENTE, T.; NETO, E. A.; ALEXANDRE, J.; STEFANUTTI, R.; NASCIMENTO, R. **Otimização da técnica de eletrocoagulação/floculação por meio de redução de DQO utilizando eletrodos de aço carbono avaliando redução de concentrações da matéria orgânica.** Blucher Chemical Engineering Proceedings, Vol 1, No 2, p 6843-6850. 2015. Disponível em: <https://www.researchgate.net/profile/Ronaldo_Nascimento/publication/300654417_OTIMIZACAO_DA_TECNICA_DE_ELETROCOAGULACAO_FLOCULACAO_POR_MEIO_DE_REDUCAO_DE_DQO_UTILIZANDO_ELETRODOS_DE_ACO_CARBONO_AVALIANDO_REDUCAO_DE_CONCENTRACOES_DA_MATERIA_ORGANICA/inks/57220f8e08ae586b21d3ba07.pdf>. Acesso em: 3 fevereiro 2020

MANGRICH, A. S.; DOUMER, M. E.; MALLMANN, A. S.; WOLF, C. R. **Química verde no tratamento de águas: uso de coagulante derivado de tanino de Acacia mearnsii.** Revista Virtual de Química, Vol 6, No 1, p 2-15. 2014. DOI: 10.5935/1984-6835.20140002. Disponível em:

<<https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S1385894708007006>>. Acesso em: 3 fevereiro 2020

MERZOUK, B.; GOURICH, B.; SEKKI, A.; MADANI, K.; VIAL, C.; BARKAOUI, M. **Studies on the decolorization of textile dye wastewater by continuous electrocoagulation process.** Chemical Engineering Journal, Vol 149, No 1-3, p 207-214. 2009. DOI: 10.1016/j.cej.2008.10.018.

Disponível em:

<<https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S1385894708007006>>. Acesso em: 27 agosto 2019.

METCALF E EDDY; BURTON, F. L.; STENSEL, H. D.; TCHOBANOGLIOUS, G. Inc. **Wastewater engineering treatment and reuse**. Fourth Edition, McGrawHill, New York (2004).

MÓDENES, A. N.; ESPINOZAQUIÑONES, F.R.; BORBA, F.H.; MANENTI, D.R. **Performance evaluation of an integrated photo-Fenton – Electrocoagulation process applied to pollutant removal from tannery effluent in batch system**. Chemical Engineering Journal, Vol 197, p. 1-9, 2012. Disponível em: <<https://www.sciencedirect.ez48.periodicos.capes.gov.br/science/article/pii/S030147971200151X?via%3Dihub>>. Acesso em: 27 agosto 2019.

MOLLAH, M. Y. A.; SCHENNACH, R.; PARGA, J. R.; COCKE, D. L. **Electrocoagulation (EC) — science and applications**. Journal of Hazardous Materials, Vol 84, p 29-41. 2001. DOI: 10.1016/S0304-3894(01)00176-5. Disponível em: <<https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0304389401001765>>. Acesso em: 27 agosto 2019.

MOON, P. **O futuro incerto do palmito juçara**. Agência FAPESP, 2017. Disponível em: <<http://agencia.fapesp.br/o-futuro-incerto-do-palmito-jucara/25258/>>. Acesso em: 27 agosto 2019

MORAES, R.; MELLO, P. D. A.; ZAKRZEWSKI, C. A.; TREICHEL, H.; KUNZ, A.; STEFFENS, J.; DALLAGO, R. M. **Reduction of soluble organic carbon and removal of total phosphorus and metals from swine wastewater by electrocoagulation**. Brazilian Journal of Chemical Engineering, Vol 35, No 04, p 1231-1240. 2018. DOI: 10.1590/0104-6632.20180354s20170300. Disponível em: <http://www.scielo.br/scielo.php?pid=S0104-66322018000401231&script=sci_arttext>. Acesso em: 27 agosto 2019.

MOREIRA, M. F. **Avaliação do processo anaeróbio de tratamento do efluente industrial existente na fábrica de conservas de peixe. A Poveira e elaboração de recomendações de melhoramento**. 2015. Dissertação (Mestrado em Engenharia do ambiente). Faculdade de engenharia. Universidade do Porto, 2015. Disponível em: <<https://repositorio-aberto.up.pt/bitstream/10216/88784/2/34343.pdf>>. Acesso em: 27 agosto 2019.

MORENO-CASILLAS, H. A.; COCKE, D. L.; GOMES, J. A.; MORKOVSKY, P.; PARGA, J. R.; PETERSON, E. **Electrocoagulation mechanism for COD removal**. Separation and purification Technology, Vol 56, No 2, p 204-211.2007. DOI: 10.1016/j.seppur.2007.01.031. Disponível em: <<https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S1383586607000846>>. Acesso em: 3 fevereiro 2020.

MUCCI, J. L. N. **A dinâmica da autodepuração de águas residuárias da industrialização de palmito.** Revista DAE. São Paulo, Vol 46, No 318. 1986. Disponível em: <<http://bases.bireme.br/cgi-bin/wxislind.exe/iah/online/?IscScript=iah/iah.xis&src=google&base=REPIDISCA&lang=p&nextAction=Ink&exprSearch=114004&indexSearch=ID>>. Acesso em: 27 agosto 2019.

NEVES, E. J. M.; SANTOS, A. F.; RODIGHIERI, H. R.; JÚNIOR, C. C.; BLLETTINI, S.; TESSMANN, D.J. **Cultivo da Pupunheira para Palmito nas Regiões Sudeste e Sul do Brasil.** Circular Técnica 143. Colombo. 2007. Disponível em: <<https://www.embrapa.br/florestas/busca-de-publicacoes/-/publicacao/312909/cultivo-da-pupunheira-para-palmito-nas-regioes-sudeste-e-sul-do-brasil>>. Acesso em: 27 agosto 2019.

OLIVEIRA, M. A. L. **Planejamento e otimização de experimentos.** Universidade Federal de Juiz de Fora. Instituto de Ciências Exatas. Departamento de Química. 2017. Disponível em: <<http://www.ufjf.br/pgquimica/files/2017/03/Estat%C3%ADstica-B%C3%A1sica.pdf>>. Acesso em: 27 agosto 2019.

OTSUKA, B. T. **Estiagem acelera discussão sobre normas de reúso da água no Paraná.** Portal tratamento de água. 2020. Disponível em: <<https://www.tratamentodeagua.com.br/estiagem-normas-reuso-agua-parana/>>. Acesso em: 20 julho 2020.

OTTEWELL, S. **Technology buoys water treatment - Developments spur improvements as plants place higher priority on water.** Chemical Processing. 2016. Disponível em: <<https://www.chemicalprocessing.com/articles/2016/technology-buoys-water-treatment/>>. Acesso em: 27 agosto 2019.

OTTO, D. **Sistema de produção de pupunheira para palmito.** Embrapa, 2005. Fotografia. Disponível em: <<https://www.embrapa.br/busca-de-solucoes-tecnologicas/-/produto-servico/1477/sistema-de-producao-de-pupunheira-para-palmito>>. Acesso em: 9 setembro 2019.

PAIXÃO, F. L. M.; BAGNARA, D. M.; SILVA, L. S.; SILVA, A. S. **Gestão ambiental: O caso de uma indústria de alimentos localizada no município de Sinop-MT.** In: XIII Congresso nacional de meio ambiente de Poços de Caldas. 2016, Poços de Caldas. Disponível em: <<http://www.meioambientepocos.com.br/anais-2016/306.%20GEST%C3%83O%20AMBIENTAL%20O%20CASO%20DE%20UMA%20IND%C3%9ASTRIA%20DE%20ALIMENTOS%20LOCALIZADA%20NO%20MUNIC%C3%8DPIO%20DE%20SINOP.pdf>>. Acesso em: 27 agosto 2019.

PALMITO SUPREMO. **Cortes. Principais Cortes e Aproveitamentos**. Fotografia. Disponível em: < <http://palmitosupremo.com.br/cortes/>>. Acesso em: 9 setembro 2019.

PANTORLAWN, W.; KHANITCHAIDECHA, W.; THRERUJIRAPAPONG, T.; CHANNEI, D.; NAKARUK, A. **Electrocoagulation for spent coolant from machinery industry**. Journal of Water Reuse and Desalination, Vol 8, No4, p 497-506. 2018. DOI:10.2166/wrd.2017.057. Disponível em: <<https://iwaponline.com/jwrd/article/8/4/497/38971/Electrocoagulation-for-spent-coolant-from>>. Acesso em: 27 agosto 2019.

PARANÁ, Conselho Estadual do Meio Ambiente. **Resolução nº 070, de 2009**. Departamento de Imprensa Oficial do Estado do Paraná . Curitiba. Disponível em: <http://www.iap.pr.gov.br/arquivos/File/Legislacao_ambiental/Legislacao_estadual/R ESOLUCOES/resolucao_cema_70_2009.pdf> Acesso em: 27 agosto 2019.

PAULISTA, L. O.; THEODORO, J. D. P.; LORENZETTI, A.; PINHEIRO, N.; THEODORO, P. S. **Tratamento de efluente de frigorífico avícola com eletroflotação e eletrocoagulação**. In: Congresso Técnico Científico da Engenharia e da Agronomia. 2016, Foz do Iguaçu. Disponível em: <<https://docplayer.com.br/37341349-Tratamento-de-efluente-de-frigorifico-avicola-com-eletroflotacao-e-eletrocoagulacao.html>>. Acesso em: 27 agosto 2019.

PELANDA, K. A. **Emissões atmosféricas provenientes do consumo de madeira como biocombustível no Paraná**. Dissertação (Mestrado em Engenharia Florestal). Programa de Pós-Graduação em Engenharia Florestal, Setor de Ciências Agrárias, Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 2016. Disponível em: <<https://acervodigital.ufpr.br/handle/1884/44000>>. Acesso em: 27 agosto 2019.

PEREIRA, J. A. R. **Geração de resíduos industriais e controle ambiental**. Disponível em: <https://www.researchgate.net/profile/Jose_Almir_Pereira/publication/228719448_Geracao_de_residuos_industriais_e_controle_ambiental/links/53d7e6430cf2e38c632dec0b/Geracao-de-residuos-industriais-e-controle-ambiental.pdf>. Acesso em: 02 maio 2019.

RODRIGUES, M. C.; BRITO, R.S.; SINOTI, A. L. L.; SOUZA, M. A. A. **Tratamento eletrolítico de efluentes de reatores anaeróbios**. In: Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, 21ª Feira Internacional de Tecnologias de Saneamento Ambiental, ABES, 2001. Disponível em: <<https://docplayer.com.br/33480295-li-087-tratamento-eletrolitico-de-efluentes-de-efluentes-de-reatores-anaerobios.html>>. Acesso em: 27 agosto 2019.

RODRÍGUEZ, L. E. G.; VENTURA MUÑOZ, M.; GONZÁLEZ SUÁREZ, E.; ROSSELLÓ MATAS, C.; CARBAJAL ARIZAGA, G. **Citric acid removal from aqueous solution with layered aluminum hydroxide crystals**. Iranian Journal of Chemistry and Chemical Engineering (IJCCE), Vol 37, No 4, p 153-161. 2018. Disponível em: <http://www.ijcce.ac.ir/article_31044.html>. Acesso em: 3 fevereiro 2020.

RUEDIGER, A. L. **Avaliação da produção de biogás para fins energéticos de uma lagoa anaeróbia em escala real de indústria de conservas alimentícias**. Trabalho de Conclusão de Curso (graduação). Universidade Federal de Santa Catarina, Centro Tecnológico, Graduação em Engenharia Sanitária e Ambiental, Florianópolis, 2017. Disponível em: <http://150.162.242.35/bitstream/handle/123456789/191282/TCC_Alexia_Ruediger.pdf?sequence=1&isAllowed=y>. Acesso em: 27 agosto 2019.

SANTANA, M. **Avaliação da eletrocoagulação como pré-tratamento de efluente de uma indústria de panificação**. 2018. Dissertação (Mestrado em Engenharia civil). Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil. Universidade Tecnológica Federal do Paraná. Curitiba, 2018. Disponível em: <<http://repositorio.utfpr.edu.br/jspui/handle/1/3155>>. Acesso em: 27 agosto 2019.

SANTANA, M. M.; ZANOELO, E. F.; BENINCÁ, C.; FREIRE, F. B. **Electrochemical treatment of wastewater from a bakery industry: Experimental and modeling study**. Process Saf. Environ, Vol 116, p 685-692. 2018. DOI: 10.1016/j.psep.2018.04.001. Disponível em: <<https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0957582018300880>>. Acesso em: 27 agosto 2019.

SCOPUS. **Elsevier**. 2020. Disponível em: <<https://www-scopus-com.ez48.periodicos.capes.gov.br/search/form.uri?display=advanced&zone=header&origin=resultslst>>. Acesso em: 27 junho 2020.

SEBEN, L.; PAULA, I. C.; VIANA, S. **Análise do processo de beneficiamento da palmeira real da Austrália (palmito em conserva) para determinação das variáveis que influenciam as operações de valorização de seus resíduos**. In: 8º Congresso Brasileiro de Gestão de Desenvolvimento de Produto. Porto Alegre, 2011. Disponível em: <<https://www.lume.ufrgs.br/bitstream/handle/10183/196000/000815875.pdf?sequence=1&isAllowed=y>>. Acesso em: 27 agosto 2019.

SENAI. **Gestão ambiental para micro e pequenas empresas**. Cartilha Empresarial do SENAI. Sistema FIRJAN. 2ª edição. Rio de Janeiro: Sistema FIRJAN. 2014. Disponível em: <

content/uploads/publicacoes/919afcb0db9a4e9b3dc6b096a6d36bcc.pdf>. Acesso em: 27 agosto 2019.

SILVA, M. R. A. **Influência de complexantes de ferro na degradação de compostos orgânicos por processo foto-Fenton/solar**. Tese (Doutorado em Química). Instituto de Química, Universidade Estadual Paulista, Araraquara, 2007. Disponível em: <<https://repositorio.unesp.br/handle/11449/105749>>. Acesso em: 27 agosto 2019.

SILVEIRA, M. P.; ALVES, J. N.; FLAVIANO, V. **Os desafios da implantação de um sistema de gestão ambiental: estudo de caso em uma indústria de laticínios**. R. Gest. Sust. Ambient., Vol 2, No 2. P 88-106. 2014. Disponível em: <http://www.portaldeperiodicos.unisul.br/index.php/gestao_ambiental/article/view/1678/1241>. Acesso em: 27 agosto 2019.

SINGH, R.; KUMAR, S.; GARG, M. **Domestic wastewater treatment using tanfloc: a tannin based coagulant**. In: Geostatistical and Geospatial Approaches for the Characterization of Natural Resources in the Environment. Springer, Cham, p. 349-354. 2016. Disponível em: <https://link.springer.com/chapter/10.1007/978-3-319-18663-4_53>. Acesso em: 27 agosto 2019.

SON, D.; KIM, W.; JUNG, B.; HONG, K. **Removal of nitrogen and phosphate from fertilizer industry wastewater by magnesium ammonium phosphate formation and electrochemical treatment**. International Journal of Electrochemical Science, Vol 14, p 3153-3167. 2019. DOI: 10.20964/2019.04.45. Disponível em: <<http://www.electrochemsci.org/papers/vol14/140403153.pdf>>. Acesso em: 27 agosto 2019.

SOUSA, J. W. B.; OLIVEIRA RIBEIRO, P.; MORAES, A. K. C.; ASSIS, S. M.; MILHOMEM, T. L.; DARWICH, M. S.; MONTEIRO, L. S. **Proposta de gerenciamento dos aspectos ambientais provenientes do processamento do palmito: Estudo de caso em uma indústria alimentícia no estado do Pará**. In: IX jornada de ensino, pesquisa e extensão da UFRPE JEPEX, Recife, 2009. Disponível em: <<http://www.eventosufrpe.com.br/jepeX2009/cd/resumos/R1459-1.pdf>>. Acesso em: 27 agosto 2019.

STRATE, J. **Avaliação do processo de eletrocoagulação / flotação para tratamento de efluente de indústria de laticínios**. Trabalho de Conclusão de Curso. Centro de ciências exatas e tecnológicas. Centro universitário Univates, 2015. Disponível em: <<https://www.gnuteca.univates.br/bdu/bitstream/10737/633/1/2014JulioStrate.pdf>>. Acesso em: 3 fevereiro 2020.

TAKENO, N. **Atlas of Eh-pH diagrams. Geological survey of Japan open file report.** Vol 419, No 102. 2005. Disponível em:

<https://d1wqtxts1xzle7.cloudfront.net/54200401/Eh_pH_Diagrams.pdf?1503348249=&response-content-disposition=inline%3B+filename%3DAtlas_of_Eh-pH_diagrams_Intercomparison.pdf&Expires=1596166996&Signature=XCRwfpbh0JfDXeY9pVopgbhK5w2ep4mwqqEFLxbCD68nltT5W0DumntxleZyKFWVxDHYIjvh-6s4k9n6qmx02M~jqz5hlqhf1o4kFD9RsU7molqOjxaOa8gw8ct7a4LXz8xfkGBoSMcp0vz95qKxw-8cOJfOmvaJVZV~xxY5YgnlkGH6sauHpniKeNFBBy1VoT5LkgXZqSvJ8LmiDsRviYrvMSuY3ZGpLoEvGffEWjqAN0Ndm7ZcarPK2dE1iH-C0QCyZfJiCSaxE4dcDD8ADO4Yrn2H4SWXxxrD57ODEBThjRPGABRUu2v3YYJpCvs~NHfNb4PqGMBC6Otmxuhpw__&Key-Pair-Id=APKAJLOHF5GGSLRBV4ZA>. Acesso em: 3 fevereiro 2020.

TANAC. **Boletim Informativo.** Montenegro. Brasil, 2013. 8p. Disponível em:

<http://www.tanac.com.br/sites/default/files/CT_TANFLOC_SG_PT_0.pdf>. Acesso em: 3 fevereiro 2020.

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

Disponível em:

<<https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0048969709009693#:~:text=Conclusion,efficiency%20is%20only%20about%2061%25.>>. Acesso em: 20 julho 2020.

VALENTE, G. F. S.; MENDONÇA, R. C. S.; PEREIRA, J.A. M. **Avaliação do custo de energia elétrica e de material no tratamento de efluente de laticínios por eletrocoagulação.** Revista Brasileira de Tecnologia Agroindustrial, Vol 9, No 1, p 1696-1709. 2015. DOI: 0.3895/rbta.v9n1.1753. Disponível em:

<https://www.researchgate.net/profile/Gerson_Valente/publication/282512291_AVALIACAO_DO_CUSTO_DE_ENERGIA_ELETRICA_E_DE_MATERIAL_NO_TRATAMENTO_DE_EFLUENTE_DE_LATICINIOS_POR_ELETROCOAGULACAO/links/57c170de08aeb95224d7221c.pdf>. Acesso em: 27 agosto 2019.

VASUDEVAN, S.; OTURAN, A. **Electrochemistry as cause and cure in water pollution. An overview.** Environmental Chemistry Letters, Vol 12, No 1 p 97-108. 2014. DOI: 10.1155/2010/232378. Disponível em:

<<https://link.springer.com/article/10.1007/s10311-013-0434-2>>. Acesso em: 27 agosto 2019.

VAZ, L. G. D. L. **Performance do processo de coagulação/floculação no tratamento do efluente líquido gerado na galvanoplastia.** 2009. Universidade Estadual do Oeste do Paraná. Dissertação (Mestrado em Engenharia química). Departamento de engenharia química. Centro de engenharia e ciências exats. Universidade estadual do Oeste do Paraná, Toledo, 2009. Disponível em:

<<http://131.255.84.103/bitstream/tede/1892/1/Luiz%20G%20de%20Lima%20Vaz.p>>. Acesso em: 27 agosto 2019.

VAZ, L. G.; VEIT, M. T.; KLEN, M. R. F.; BERGAMASCO, R.; HASAN, S. D. M. **Avaliação do processo de coagulação/floculação de um efluente de galvanoplastia.** In: 25º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, 2009. Disponível em: <<http://abes.locaweb.com.br/XP/XP-EasyArtigos/Site/Uploads/Evento11/TrabalhosCompletosPDF/II-482.pdf>>. Acesso em: 27 agosto 2019.

VELI S.; OZBAY, I.; OZBAY, B; ARSLAN A.; CEBI, E. **Optimization of process variables for treatment of food industry effluents by electrocoagulation.** Global Nest Journal, Vol 20, No 3, p 551-557. 2018. DOI: 10.30955/gnj.002640. Disponível em: <https://journal.gnest.org/publication/gnest_02640>. Acesso em: 27 agosto 2019.

VENEU, D. M.; ROCHA, B. C.; MAUAD, C. R.; DOS SANTOS PACHECO, J.; HERTEL, C. **Emprego do sistema de lodo ativado para tratamento de efluentes da indústria de conserva de cogumelos.** Holos Environment, Vol 18, No 1, p 59-67. 2018. DOI: 10.14295/holos.v18i1.1. Disponível em: <<https://www.ceanesp.org.br/holos/article/view/12178>>. Acesso em: 27 agosto 2019.

VILAR, V. J. P.; CAPELO, S. M. S.; SILVA, T. F. C. V.; BOAVENTURA, R. A. R. **Solar photo-Fenton as a preoxidation step for biological treatment of landfill leachate in a pilot plant with CPCs.** Catalysis Today. Vol 161, No 1, p. 228- 234. 2011. Disponível em: <<https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S092058611000550X>>. Acesso em: 27 agosto 2019.

ZENNI, R. S.; HELM, C. V.; TAVARES, L. B. B. **Cascas do processamento de palmito para uso na alimentação humana: uma abordagem socioambiental.** Revista Gestão e Sustentabilidade Ambiental, Vol 7, No 2, p 276-299. 2018. DOI: 10.19177/rgsa.v7e22018276-299. Disponível em: <<https://ainfo.cnptia.embrapa.br/digital/bitstream/item/182540/1/2018-CrisH-RGSA-Cascas.pdf>>. Acesso em: 27 agosto 2019.

ZODI, S.; POTIER, O.; LAPICQUE, F.; LECLERC, J. P. **Treatment of the textile wastewaters by electrocoagulation: Effect of operating parameters on the sludge settling characteristics.** Separation and purification Technology. Vol 69, No 1, p 29-36. DOI: 10.1016/j.seppur.2009.06.028. Disponível em: <<https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S1383586609002615>>. Acesso em: 20 julho 2020.

ZHANG, Z. **Impact of Fe (II) and Fe (III) on scale inhibitor: application to scale control in oil and gas systems**. 2017. Tese. Rice University, Texas, 2017. Disponível em: < <https://scholarship.rice.edu/handle/1911/96137>>. Acesso em: 3 fevereiro 2020.