

**UNIVERSIDADE TECNOLÓGICA FEDERAL DO PARANÁ  
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA CIVIL - PPGE**

**MARCELA MARCONDES DE SANTANA**

**AVALIAÇÃO DA ELETROCOAGULAÇÃO COMO PRÉ-TRATAMENTO  
DE EFLUENTE DE UMA INDÚSTRIA DE PANIFICAÇÃO**

**CURITIBA**

**2018**

**MARCELA MARCONDES DE SANTANA**

**AVALIAÇÃO DA ELETROCOAGULAÇÃO COMO PRÉ-TRATAMENTO  
DE EFLUENTE DE UMA INDÚSTRIA DE PANIFICAÇÃO**

Dissertação de Mestrado apresentada ao Programa de Pós-Graduação de Engenharia Civil da Universidade Tecnológica Federal do Paraná, para obtenção do título de Mestre em Engenharia Civil (Área de concentração: Meio Ambiente. Linha de pesquisa: Saneamento e Recursos Hídricos).

Orientador: Prof. Dr. Flavio Bentes Freire  
Coorientadora: Prof. Dr. Cristina Benincá

**CURITIBA**

**2018**

---

**Dados Internacionais de Catalogação na Publicação**

---

S232a Santana, Marcela Marcondes de  
2018 Avaliação da eletrocoagulação como pré-tratamento  
de efluente de uma indústria de panificação / Marcela  
Marcondes de Santana.-- 2018.  
97 f.: il.; 30 cm.

Disponível também via World Wide Web,  
Texto em português com resumo em inglês.  
Dissertação (Mestrado) - Universidade Tecnológica  
Federal do Paraná. Programa de Pós-graduação em Engenharia  
Civil, Curitiba, 2018.  
Bibliografia: p. 87-97,

1. Efluentes - Estações de tratamento. 2. Panificação.  
3. Alimentos - Indústria. 4. Eletroquímica - Tratamento. 5.  
Águas residuais - Purificação. 6. Flotação. 7. Saneamento.  
8. Eletrocoagulação. 9. Recursos hídricos. 10. Meio ambiente.  
11. Engenharia civil - Dissertações. I. Freire, Flávio Bentes,  
org. II. Benincá, Cristina, coorient. III. Universidade  
Tecnológica Federal do Paraná - Programa de Pós-graduação  
em Engenharia Civil. IV. Título.

CDD: Ed. 22 -- 624

## TERMO DE APROVAÇÃO DE DISSERTAÇÃO Nº

A Dissertação de Mestrado intitulada AVALIAÇÃO DA ELETROCOAGULAÇÃO COMO PRÉ-TRATAMENTO DE EFLUENTE DE UMA INDÚSTRIA DE PANIFICAÇÃO, defendida em sessão pública pelo(a) candidato(a) **Marcela Marcondes de Santana**, no dia 06 de fevereiro de 2018, foi julgada para a obtenção do título de Mestre em Engenharia Civil, área de concentração Meio Ambiente, e aprovada em sua forma final, pelo Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil.

### BANCA EXAMINADORA:

Prof(a). Dr(a). Flavio Bentes Freire - Presidente - UTFPR

Prof(a). Dr(a). André Nagali- UTFPR

Prof(a). Dr(a). Leana Carolina Ferreira- PUC-PR

A via original deste documento encontra-se arquivada na Secretaria do Programa, contendo a assinatura da Coordenação após a entrega da versão corrigida do trabalho.

Curitiba, 06 de fevereiro de 2018.

Carimbo e Assinatura do(a) Coordenador(a) do Programa

## **AGRADECIMENTOS**

LAMAQ - UTFPR (Laboratório Multiusuário de Análises Químicas - UTFPR)

## RESUMO

SANTANA, M. **Avaliação da eletrocoagulação como pré-tratamento de efluente de uma indústria de panificação**. 2018. 97f. Dissertação de Mestrado do Programa de Pós-graduação em Engenharia Civil - Universidade Tecnológica Federal do Paraná. Curitiba, 2018.

O setor alimentício tem grande influência no cenário industrial nacional, possuindo um elevado número de indústrias e conseqüentemente uma alta geração de empregos. Porém, o efluente produzido pela industrialização dos alimentos tem um alto potencial poluidor, caracterizando-se com elevadas concentrações de DQO, e óleos e graxas. No presente trabalho foi avaliada a utilização da eletrocoagulação como pré-tratamento para efluentes provenientes de uma indústria de pães, massas e bolos localizada na Região Metropolitana de Curitiba. Em uma primeira etapa foram estudados a utilização de um conjunto de eletrodos de alumínio e outro conjunto de eletrodos de ferro, modificando-se parâmetros como pH inicial, e condições operacionais como tensão e tempo de tratamento. Os parâmetros selecionados como critério para avaliação do sistema, após a eletrocoagulação, foram pH final, DQO, sólidos e turbidez, sendo o último determinado como fator resposta. Os resultados mostraram que a porcentagem de remoção de DQO foi pequena considerando os dois tipos de eletrodos, o pH final com alumínio manteve-se praticamente estável mas com o ferro houve um acréscimo. A turbidez foi o parâmetro que apresentou a melhor resposta ao tratamento considerando os dois eletrodos testados, sendo o alumínio mais eficaz alcançando 97,91% de remoção com pH inicial de 7, tensão de 12V e tempo de 40min. Após a determinação do material do eletrodo e das condições ótimas de operação, foram realizados os ensaios cinéticos com efluente proveniente de uma segunda coleta no mesmo local. Os mesmos foram realizados em batelada, e com um tempo máximo de operação de 40 minutos, sendo as amostras coletadas a cada 5 minutos. Foram analisados os parâmetros turbidez, pH final, DQO, óleos e graxas totais, cor, cor 254 nm, temperatura, condutividade, cloretos, alumínio residual e geração de lodo, sendo obtidas remoções de 40,8%, 94,38%, 85,6% e 98,24% para DQO, turbidez, cor aparente e óleos e graxas totais respectivamente. Com relação ao pH final da solução houve um acréscimo comparado ao pH inicial, sendo que ao final do tratamento foi medido 8,17. A taxa de geração de lodo foi de 3,73 g/L, o que é considerado pequena comparado a coagulação química. A partir dos resultados apresentados, a eletrocoagulação mostrou-se eficaz para um pré-tratamento de efluente proveniente de indústria alimentícia. Com isso, pode ser considerada uma alternativa de pré-tratamento eficiente, de fácil execução e com menor geração de resíduos comparada com a eletrocoagulação química.

**Palavras-chave:** Tratamento de efluente. Efluente alimentício. Tratamento eletroquímico. Eletrocoagulação/ Eletroflotação.

## ABSTRACT

SANTANA, M. **Avaliação da eletrocoagulação como pré-tratamento de efluente de uma indústria de panificação**. 2018. 97f. Master thesis, Civil Engineering Post Graduation Program - Universidade Tecnológica Federal do Paraná. Curitiba, 2018.

The food sector has great influence in the national industrial scenario, possessing a high number of industries and consequently a high generation of jobs. However, the effluent produced by food industrialization has a high polluting potential, being characterized by high concentrations of COD, and oils and greases. In the present work, the use of electrocoagulation as pre-treatment for effluents from an industry of breads, pastas and cakes was evaluated in the Metropolitan Region of Curitiba. In a first step the use of a set of aluminum electrodes and another set of iron electrodes was studied, modifying parameters such as initial pH, and operating conditions such as voltage and treatment time. The parameters selected as criteria to evaluate the system after electrocoagulation were final pH, COD, solids and turbidity, the latter being determined as a response factor. The results showed that the percentage of COD removal was small considering the two types of electrodes, the final pH with aluminum remained practically stable but with iron there was an increase. The turbidity was the parameter that presented the best response to the treatment considering the two electrodes tested, being the aluminum most effective reaching 97,91% of removal with initial pH of 7, voltage of 12V and time of 40min. After the determination of the electrode material and the optimum conditions of operation, the kinetic tests were conducted with effluent from a second collection at the same site. They were carried out in a batch, with a maximum operating time of 40 minutes, and the samples were collected every 5 minutes. The parameters turbidity, final pH, COD, oils and greases, color, color 254 nm, temperature, conductivity, chlorides, residual aluminum and sludge generation were analyzed, with removals of 40,8%, 94,38 %, 85,6% and 98,24% for COD, turbidity, apparent color and total oils and greases, respectively. Regarding the final pH of the solution, there was an increase compared to the initial pH, and at the end of the treatment it was measured 8,17. The sludge generation rate was 3,73 g / L, which is considered small compared to chemical coagulation. From the results presented, the electrocoagulation was effective for a pre-treatment of effluent from the food industry. Therefore, it can be considered an efficient pre-treatment alternative, of easy execution and with less generation of waste compared to the chemical electrocoagulation.

**Keywords:** Treatment of effluent. Food effluent. Electrochemical treatment. Electrocoagulation / Electroflotation.

## LISTA DE FIGURAS E FOTOGRAFIAS

Figura 1 - Interações que ocorrem no processo de eletrocoagulação/floculação.....	25
Figura 2 - Mecanismos que ocorrem no processo eletrocoagulação/ floculação. ....	26
Figura 3 - Etapas da pesquisa.....	39
Fotografia 1 - Coleta do efluente líquido .....	41
Fotografia 2 - Camada superficial de gordura .....	43
Fotografia 3 - Aparato experimental .....	44
Fotografia 4 - Alteração na coloração do efluente tratado com eletrodos de ferro ....	63
Fotografia 5 - Amostras tratadas com eletrodos de ferro .....	63
Fotografia 6 - Ensaio de sólidos no cone Imhoff. ....	82
Fotografia 7 - Efluente tratado com eletrocoagulação e filtrado. ....	83

## LISTA DE GRÁFICOS

Gráfico 1 - Venda de pães industrializados em 2015 - bilhões US\$.....	18
Gráfico 2 - Vendas de massas alimentícias em 2016 - milhões US\$.....	18
Gráfico 3 - Venda de biscoitos em 2016 - milhões US\$.....	19
Gráfico 4 - Exportação brasileira de biscoitos, massas alimentícias, pães e .....	20
Gráfico 5 - Remoção de DQO em função do pH.....	34
Gráfico 6 - Efeito do H <sub>2</sub> O <sub>2</sub> na remoção de DQO .....	35
Gráfico 7 - Eficiência de remoção com diferentes materiais de eletrodos.....	37
Gráfico 8 - Fatores que influenciam na turbidez - Eletrodos de Alumínio.....	59
Gráfico 9 - Fatores que influenciam no tratamento com eletrodos de ferro.....	64
Gráfico 10 - Índices de remoção de turbidez.....	66
Gráfico 11 - Variação do pH em função do tempo. ....	68
Gráfico 12 - Índices de remoção de DQO .....	70
Gráfico 13 - Índices de remoção de óleos e graxas .....	71
Gráfico 14 - Índices de remoção de cor aparente .....	73
Gráfico 15 - Absorbância Cor 245nm .....	73
Gráfico 16 - Variação da temperatura durante o tempo de operação. ....	75
Gráfico 17 - Concentração de íons Cl <sup>-</sup> durante o tratamento. ....	77
Gráfico 18 - Índices de condutividade .....	77
Gráfico 19 - Concentração de alumínio residual no efluente alimentício.....	79
Gráfico 20 - Diagrama de solubilidade do Al(OH) <sub>3</sub> .....	81

## LISTA DE QUADROS

Quadro 1 - Vantagens e desvantagens da eletrocoagulação.....	29
Quadro 2 - Métodos dos procedimentos .....	41
Quadro 3 - Método dos procedimentos - Ensaio cinético.....	50

## LISTA DE TABELAS

Tabela 1 - Venda nacional de massas, biscoitos, pães, e bolos industrializados - bilhões R\$ .....	17
Tabela 2 - Caracterização do efluente proveniente da industrialização de frutas e vinhos .....	22
Tabela 3 - Caracterização do efluente da panificadora pré-tratado biologicamente..	23
Tabela 4 - Caracterização de efluentes da industrialização de alimentos .....	24
Tabela 5 - Características do efluente proveniente da extração de azeite .....	31
Tabela 6 - Características do efluente proveniente da indústria de processamento de frango .....	32
Tabela 7 - Características da amostra de efluente da indústria de massas e bolachas .....	33
Tabela 8 - Porcentagem de remoção do tratamento eletrocoagulação + H <sub>2</sub> O <sub>2</sub> .....	35
Tabela 9 - Caracterização das amostras dos restaurantes .....	36
Tabela 10 - Caracterização do efluente após a eletrocoagulação.....	37
Tabela 11 - Fatores do planejamento fatorial .....	46
Tabela 12 - Configuração dos ensaios realizados com eletrocoagulação na primeira etapa .....	46
Tabela 13 - Configuração dos ensaios de eletrocoagulação com as variáveis codificadas. ....	47
Tabela 14 - Interações entre os fatores.....	48
Tabela 15 - Caracterização do efluente .....	52
Tabela 16 - Dados dos ensaios com eletrodos de alumínio .....	55
Tabela 17 - Valores de remoção de DQO - Eletrodos de Alumínio .....	57
Tabela 18 - Valores de remoção de turbidez - Eletrodos de Alumínio .....	58
Tabela 19 - Dados dos ensaios com eletrodos de Ferro .....	60
Tabela 20 - Valores de remoção de DQO - Eletrodos de ferro.....	61
Tabela 21 - Valores de remoção de turbidez - Eletrodos de ferro .....	62

## SUMÁRIO

<b>1 INTRODUÇÃO</b> .....	<b>13</b>
<b>2 OBJETIVOS</b> .....	<b>15</b>
2.1 GERAL.....	15
2.2 ESPECÍFICOS.....	15
<b>3 REVISÃO DE LITERATURA</b> .....	<b>16</b>
3.1 PANORAMA DA INDÚSTRIA ALIMENTÍCIA/PANIFICAÇÃO.....	16
3.2 PROCESSOS DE PRODUÇÃO E EFLUENTES GERADOS .....	20
3.3 TRATAMENTO DE EFLUENTES POR ELETROCOAGULAÇÃO .....	25
3.4 APLICAÇÕES DA ELETROCOAGULAÇÃO EM EFLUENTES ALIMENTÍCIOS.....	30
3.4.1 Efluentes de Laticínios.....	30
3.4.2 Efluentes Gerados Através da Extração de Azeite .....	31
3.4.3 Efluente da Indústria de Processamento de Frango .....	32
3.4.4 Efluente de Indústria de Massa e Bolacha.....	33
3.4.5 Efluente de Restaurante .....	36
<b>4 MATERIAIS E MÉTODOS</b> .....	<b>39</b>
4.1 CONSIDERAÇÕES INICIAIS.....	39
4.2 COLETA E CARACTERIZAÇÃO DO EFLUENTE LÍQUIDO.....	40
4.3 ENSAIOS PRINCIPAIS.....	42
4.3.1 Aparato Experimental .....	43
4.4 PLANEJAMENTO FATORIAL.....	45
4.5 TRATAMENTO ESTATÍSTICO .....	47
4.5.1 Cálculo dos efeitos.....	48
4.5.2 Identificação dos efeitos importantes .....	49
4.6 ESTUDO CINÉTICO .....	49
<b>5 RESULTADOS E DISCUSSÕES</b> .....	<b>52</b>
5.1 CARACTERIZAÇÃO DO EFLUENTE LÍQUIDO BRUTO .....	52
5.2 ENSAIOS DE AVALIAÇÃO DOS ELETRODOS .....	55
5.2.1 Ensaios com Eletrodos de Alumínio .....	55
5.2.2 Ensaios com Eletrodos de Ferro.....	60
5.3 ENSAIOS CINÉTICOS.....	65
5.3.1 Turbidez.....	65
5.3.2 pH .....	67
5.3.3 Demanda Química de Oxigênio .....	69
5.3.4 Óleos e graxas totais .....	71
5.3.5 Cor .....	72
5.3.6 Temperatura .....	75
5.3.7 Condutividade .....	76
5.3.8 Alumínio residual .....	79

5.3.9 Geração de lodo .....	81
<b>6 CONCLUSÃO.....</b>	<b>85</b>
<b>REFERÊNCIAS.....</b>	<b>87</b>

## 1 INTRODUÇÃO

A revolução industrial foi um marco para o progresso da humanidade, e atualmente a indústria tem forte participação na economia mundial. A alta demanda por alimentos coloca o setor industrial alimentício na posição de um dos que mais crescem no mundo, proporcionando emprego e renda para a população.

No Brasil o segmento de produtos alimentares obteve um faturamento de R\$497,3 bilhões em 2016 (INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA - IBGE, 2017), estando entre os 5 maiores mercados consumidores mundiais (ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DAS INDÚSTRIAS DA ALIMENTAÇÃO - ABIA, 2015). A indústria paranaense é forte e competitiva no mercado nacional, sendo que o setor de alimentos é o que mais contribui para esse cenário (GOVERNO DO ESTADO DO PARANÁ, 2016).

Composta por 63,2 mil empresas no país, as indústrias de panificação e confeitaria representaram 18,7% do faturamento do setor de alimentos no ano de 2015, com a geração de 818 mil empregos diretos e 1,8 milhão de forma indireta (ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DA INDÚSTRIA DE PANIFICAÇÃO - ABIP, 2016).

A elevada influência que esse setor tem na economia, a grande quantidade de parques industriais, e principalmente a falta de gerenciamento adequado dos resíduos, bem como a precária fiscalização, contribuíram para que a taxa de contaminação das águas brasileiras aumentasse consideravelmente nas últimas décadas. Os efeitos do descarte inadequado dos efluentes industriais nos corpos hídricos atingem desde os ambientes aquáticos, fauna e flora, até a saúde humana (QASIN; MANE, 2013).

A indústria alimentícia consome grande quantidade de água por tonelada de produto comparado com outros tipos de indústrias. Vários contaminantes são encontrados no efluente alimentício, e isso depende do setor no qual ela se enquadra. Geralmente eles são caracterizados com alta biodegradabilidade e não tóxicos, grande quantidade de sólidos suspensos, elevada DQO (Demanda Química de Oxigênio) e DBO (Demanda Bioquímica de Oxigênio), além de óleos e graxas (MOUSSA et al., 2017).

Com isso, as agências de proteção ambiental têm imposto rigorosas exigências, e o tratamento desses efluentes é de crucial importância. Atualmente

existem vários tipos de tratamento de efluente. Eles podem ser biológicos, químicos, físicos, ou uma combinação deles (MOUSSA et al., 2017).

A eletrocoagulação é um tratamento físico-químico que combina os benefícios da coagulação, flotação e da eletroquímica. A principal vantagem em relação a coagulação/floculação química é que nesse processo é utilizado metais, sais ou polieletrólitos, enquanto que na eletrocoagulação os coagulantes são gerados no local pela oxidação dos eletrodos, resultando em uma geração de volume de lodo muito menor. Outra vantagem é o grande potencial de tratar efluente contendo óleos, pois no cátodo são geradas bolhas de gás hidrogênio ( $H_2$ ) promovendo a flotação, ou seja, o arraste da fração oleosa do efluente (MOUSSA et al., 2017). Apesar do uso de energia, o processo tende a ser de baixo custo e com uma alta eficiência energética (BRILLAS; MARTINEZ- HUITLE, 2009; SAHU; MAZUMDAR; CHAUDHARI, 2014)

Essa técnica é bastante utilizada para tratamento de efluentes industriais, principalmente aqueles contendo resíduos de alimentos, óleos, corantes, partículas suspensas, matéria orgânica, detergentes sintéticos dentre outros (MOLLAH et al., 2001).

Embora a eletrocoagulação seja uma tecnologia em evolução que está sendo efetivamente aplicada atualmente para tratamento de águas residuais, a escassez de conhecimento científico dos complexos processos físicos e químicos envolvidos limita o progresso dessa técnica (MOLLAH et al., 2001).

Portanto, o presente trabalho avaliou a eletrocoagulação como alternativa de pré-tratamento do efluente de uma indústria de alimentos situada na região metropolitana de Curitiba. Um dos motivos que determinou a realização dessa pesquisa, é o grande problema que essa indústria tem com o tratamento preliminar do efluente. No local existe um sistema de tratamento biológico que tornou-se ineficiente devido às características do efluente que entrava no sistema. Por isso, foi proposto a utilização da eletrocoagulação como pré-tratamento para melhorar as características do efluente para um posterior tratamento biológico já existente.

## 2 OBJETIVOS

### 2.1 GERAL

Desenvolver um pré-tratamento físico-químico utilizando eletrocoagulação para melhorar as características do efluente líquido da indústria panificadora para um posterior tratamento biológico.

### 2.2 ESPECÍFICOS

Os objetivos específicos são:

- a) caracterizar o efluente líquido bruto da indústria de panificação, com relação aos parâmetros: pH, DQO, sólidos, turbidez, óleos e graxas totais, COT, fosfato, fósforo, nitrito, nitrato e amônia.
- b) avaliar o desempenho de eletrodos de ferro e de alumínio na eletrocoagulação em termos de DQO, turbidez, sólidos e pH;
- c) avaliar a influência do pH inicial, voltagem e do tempo de tratamento no desempenho da eletrocoagulação;
- d) determinar o número adequado de ensaios a partir de planejamento fatorial  $2^3$ ;
- e) avaliar por meio de ensaios cinéticos de eletrocoagulação o comportamento no tempo da turbidez, pH, DQO, óleos e graxas, cor aparente, cor em 254 nm, temperatura, condutividade, cloretos, alumínio residual, além da quantificação da massa de lodo gerada ao final do tratamento.

### 3 REVISÃO DE LITERATURA

#### 3.1 PANORAMA DA INDÚSTRIA ALIMENTÍCIA/PANIFICAÇÃO

No ano de 2015, o setor de alimentos foi um dos que mais cresceu no mundo (DAHER, 2015). O Brasil está entre os maiores produtores mundiais de alimentos. A indústria alimentícia nacional tem grande importância na atividade econômica do país, com grande dinamismo na produção, exportação e progresso técnico de sua cadeia produtiva. Além disso, ela está entre os principais setores responsáveis pelo início da industrialização brasileira. Sua origem está relacionada aos efeitos diretos e indiretos criados pela expansão da economia de exportação nas últimas décadas do século XIX. O crescimento da demanda interna por matéria-prima industrial fez com que os setores que se desenvolveram a partir da Primeira Guerra Mundial já não fossem apenas complementares ou subsidiários à economia exportadora de produtos agrícolas (CUNHA; DIAS; GOMES, 2006).

Alterações significativas na indústria alimentícia nacional ocorreram a partir dos anos noventa, devido a maior inserção da economia do país na economia internacional e da estabilização econômica. Com o processo de liberalização comercial, houve a necessidade de modernização, melhoria de produtos e maior eficiência organizacional para fazer frente à concorrência externa. A exposição do setor ao mercado externo contribuiu para o bom desempenho da indústria alimentícia do Brasil, levando a melhoria contínua da qualidade dos produtos e seus índices de produtividade (CUNHA; DIAS; GOMES, 2006).

No Brasil, segundo a ABIA (2017), a indústria de produtos alimentícios obteve um faturamento líquido de 497,3 bilhões em 2016. O mercado consumidor brasileiro é um dos cinco primeiros do mundo, inclusive em alimentos processados. Nesse cenário, o Paraná é o Estado com a terceira mais forte indústria de transformação do país, atrás apenas de São Paulo e de Minas Gerais. No ano de 2014, ele foi responsável por 8,3% do Valor da Transformação Industrial do Brasil (VTI), somando R\$79,1 bilhões, sendo que a indústria de alimentos é a que tem maior participação, com VTI de R\$ 19,3 bilhões (GOVERNO DO ESTADO DO PARANÁ, 2016).

Inserida no setor de alimentos a indústria de panificação no Brasil, composta pelos segmentos de panificação e confeitaria, está entre os maiores segmentos

industriais do país. É composta por 63,2 mil empresas de porte pequeno, médio e grande, tendo uma geração de 800 mil empregos diretos e 1,8 milhão de forma indireta. As empresas do segmento faturaram em 2016 cerca de R\$ 84,24 bilhões (ABIP, 2017).

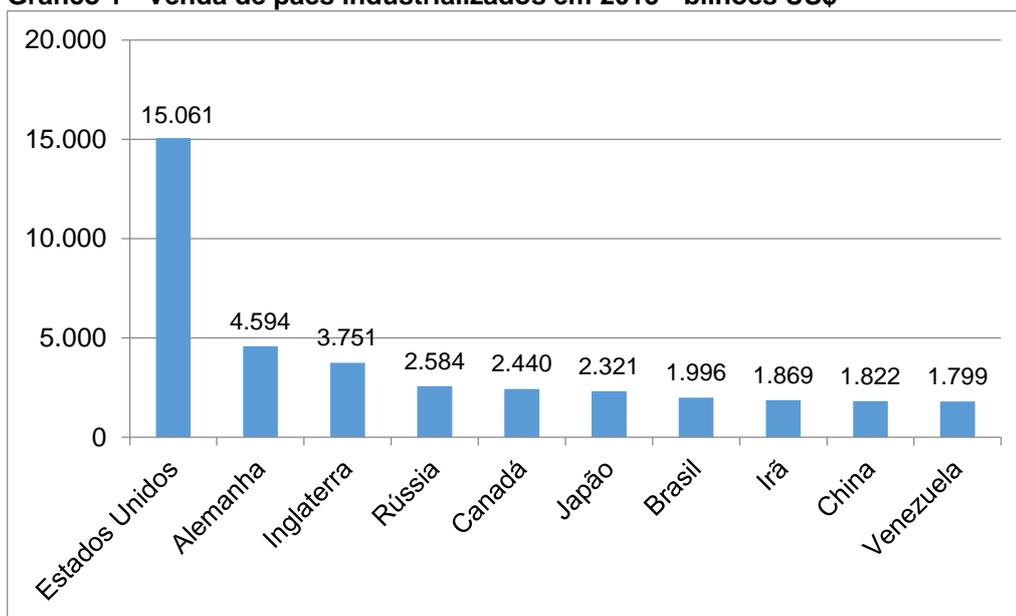
Estão demonstrados na Tabela 1 os volumes de vendas (bilhões R\$) de massas alimentícias, biscoitos, pães e bolos industrializados no ano de referência.

**Tabela 1 - Venda nacional de massas, biscoitos, pães, e bolos industrializados - bilhões R\$**

Produto	2011	2012	2013	2014	2015	2016
Massas alimentícias	6,119	6,499	7,300	8,054	8,280	8,744
Biscoitos	14,197	15,782	17,770	19,641	21,042	21,853
Pães e Bolos industrializados	3,820	4,247	4,927	5,835	6,034	6,265

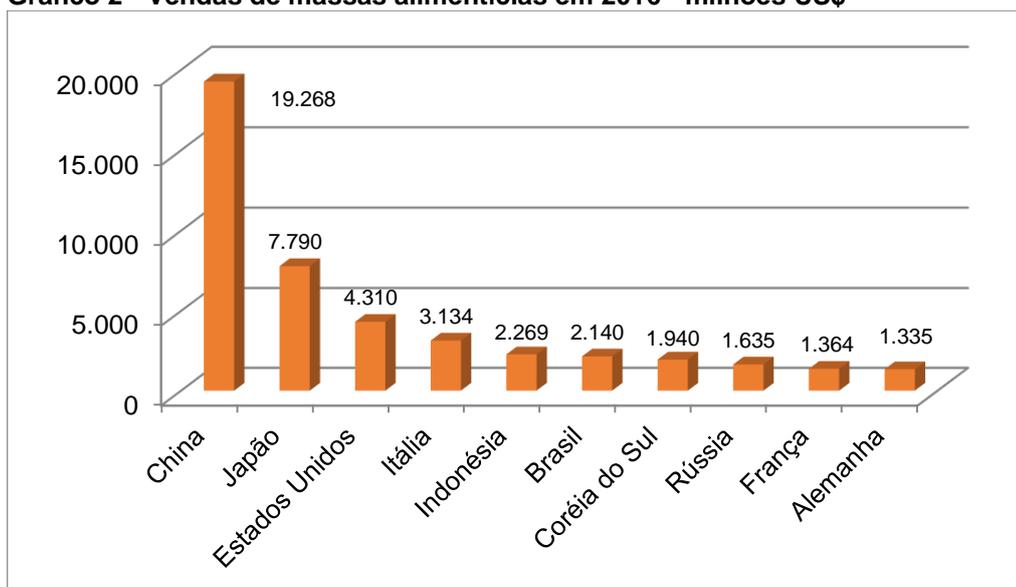
**Fonte: Associação Brasileira das Indústrias de Biscoitos, Massas Alimentícias e Pães & Bolos Industrializados – ABIMAPI (2017).**

Como indicado no Gráfico 1, no ano de 2015 o Brasil ficou entre os maiores produtores mundiais de Pães industrializados, ocupando a 7ª colocação.

**Gráfico 1 - Venda de pães industrializados em 2015 - bilhões US\$**

Fonte: Adaptado de Associação Brasileira das Indústrias de Biscoitos, Massas Alimentícias e Pães & Bolos Industrializados - ABIMAPI (2017).

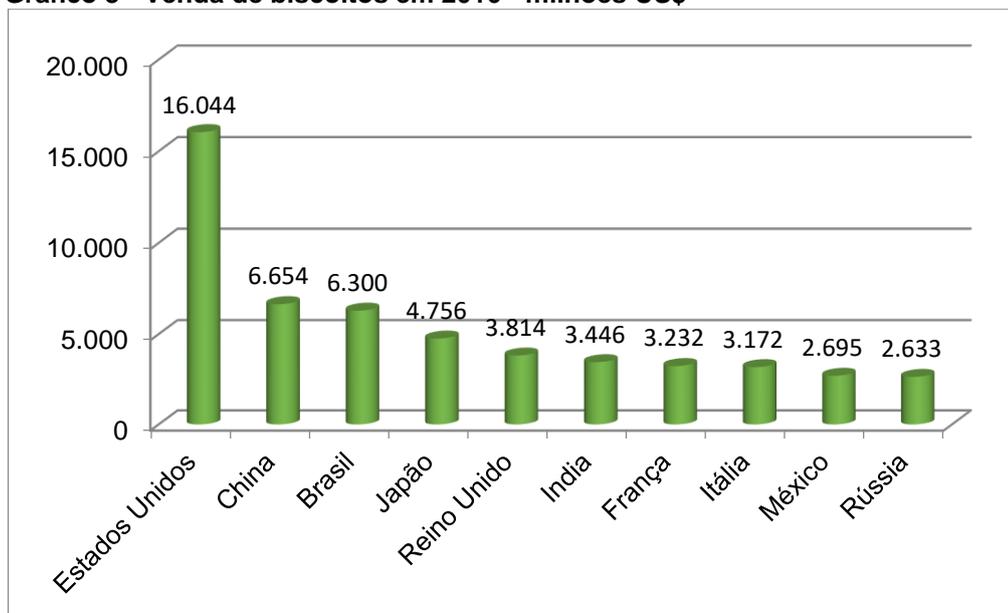
No Gráfico 2 são apresentados os países líderes em vendas de massas alimentícias no ano de 2016. A China foi líder de vendas com aproximadamente 19 milhões de dólares, e o Brasil esteve na 6ª colocação.

**Gráfico 2 - Vendas de massas alimentícias em 2016 - milhões US\$**

Fonte: Adaptado de Associação Brasileira das Indústrias de Biscoitos, Massas Alimentícias e Pães & Bolos Industrializados - ABIMAPI (2017).

No Gráfico 3 são mostrados os volumes de vendas por país. O Brasil está entre os dez países que mais venderam biscoitos no mundo em 2016, atrás apenas de Estados Unidos e China.

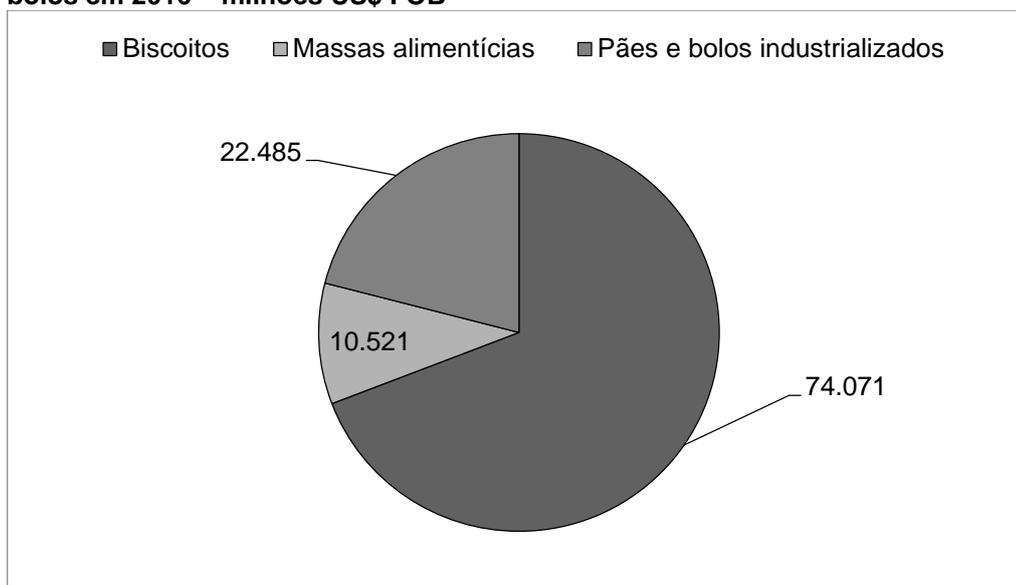
**Gráfico 3 - Venda de biscoitos em 2016 - milhões US\$**



**Fonte: Adaptado de Associação Brasileira das Indústrias de Biscoitos, Massas Alimentícias e Pães & Bolos Industrializados - ABIMAPI (2017).**

As exportações de biscoitos, massas alimentícias e pães e bolos industrializados está representada no Gráfico 4. O biscoito foi o produto mais exportado do grupo em 2016.

**Gráfico 4 - Exportação brasileira de biscoitos, massas alimentícias, pães e bolos em 2016 – milhões US\$ FOB**



**Fonte: Adaptado de Associação Brasileira das Indústrias de Biscoitos, Massas Alimentícias e Pães & Bolos Industrializados - ABIMAPI (2017).**

O Brasil reúne algumas características decisivas para o desempenho da indústria alimentícia, tais como: boas condições climáticas e disponibilidade de recursos naturais (deixando entre os maiores produtores mundiais de commodities), além do grande mercado consumidor. No entanto, algumas características ainda precisam ser melhoradas sob pena de comprometer o desenvolvimento do setor. Como exemplo pode ser citado o modelo de transporte basicamente rodoviário, implicando um entrave ao escoamento de grandes volumes devido ao alto custo, elevados preços dos portos nacionais comparados aos de outros países, dentre outros (CUNHA; DIAS; GOMES, 2006).

### 3.2 PROCESSOS DE PRODUÇÃO E EFLUENTES GERADOS

A água tem um papel importante na indústria alimentícia, sendo utilizada direta ou indiretamente no processo. Diretamente pode-se citar a incorporação nos alimentos, e indiretamente no consumo dos funcionários, para manter a limpeza das instalações, como fluido de transporte, fluido de trocadores de calor (sistema de aquecimento ou resfriamento) com ou sem contato com o produto (BHARATI et al., 2017).

A quantidade de água consumida no processo de fabricação de alimentos é muito alta. Segundo Meneses, Stralton e Flores (2017), 30% de toda a água utilizada pelas indústrias vai para o setor alimentício. Conseqüentemente, o volume de efluente gerado é bastante elevado. Geralmente, para cada tonelada de produto alimentício produzido gera-se de 2 a 73 m<sup>3</sup> de efluente, dependendo das características da indústria (VAN DEN HENDE et al., 2016).

Como o setor de alimentos é bastante diversificado, o efluente gerado durante o processamento industrial também possui diferentes características que variam de acordo com o tipo de produto gerado e com o tipo de processamento que cada empresa utiliza. O volume de efluente também pode variar com a especialidade da indústria e com a época do ano, por isso é difícil generalizar a discussão sobre esse tipo de efluente (DURÁN et al., 2013).

O descarte inadequado e sem tratamento desses efluentes causa grandes impactos ambientais. A Demanda Química de Oxigênio - (DQO) e a Demanda Bioquímica de Oxigênio - DBO<sub>5</sub> de efluentes provenientes do processo de industrialização de alimentos são normalmente elevadas. Comparando esses valores com o do esgoto doméstico, o efluente gerado pela indústria alimentícia tem valor de 10 a 100 vezes maior (NOUKEU et al., 2016).

Usualmente esses efluentes contêm grandes quantidades de sólidos suspensos totais, diversas formas de nitrogênio, fósforo, gorduras, proteínas, óleos e outros tipos de matéria orgânica, além de cloro, e outros químicos utilizados para limpeza e esterilização. O odor também é um típico problema desagradável, e é proveniente de gases que são liberados na decomposição de matéria orgânica (GHIMPUSAN et al., 2016).

Em virtude do seu alto grau de poluição e por leis ambientais cada vez mais rígidas, o estudo das técnicas de tratamento de efluentes alimentícios tem tido grande relevância, principalmente porque a sua vasta diversificação leva a obter tratamentos específicos para cada tipo e volume de efluente (DURÁN et al., 2013).

As principais características de alguns tipos de efluentes provenientes da industrialização de alimentos são mostradas em estudos a seguir.

Em pesquisa realizada por Tedjane et al. (2012) com amostras de efluente de uma indústria de processamento de alimentos na França, os valores de DQO e DBO<sub>5</sub> ficaram entre 6.567 – 9.735 mg/L, e 712 – 1.230 mg/L respectivamente. Nitratos

variaram entre 51 – 70 mg/L, a concentração de amônia ficou entre 0,10 – 0,288 mg/L e o Sulfato 400 – 500 mg/L.

Qasim e Mane (2013) fizeram um estudo visando o tratamento de efluentes por eletrocoagulação e adsorção. Para isso caracterizaram a água residual de 3 tipos de indústrias: laticínios, biscoito doce e de sorvete. Foi mostrado que o pH do efluente de biscoitos e de sorvete era ácido (5,65 e 6,25), enquanto que o de laticínios era neutro. O maior valor de sólidos totais foi observado no efluente de laticínios, enquanto que a turbidez do efluente de biscoitos atingiu o maior valor de 57,2 NTU, indicando uma alta concentração de sólidos e orgânicos.

A DQO e a DBO do efluente de sorvetes foi de 11.900 mg/L e 523,6 mg/L respectivamente, o mais alto índice comparando os 3 diferentes efluentes. Em geral, foi observado que os valores de nitrogênio, sódio e potássio foram altos nos três casos estudados. A conclusão obtida com a caracterização inicial das amostras foi de que o efluente de sorvete é o que tem maior potencial poluidor, mas o que deve ser notado é que esses parâmetros variam de acordo com a época e o tipo de processo utilizado pela indústria.

Outro caso estudado foi o efluente proveniente de uma indústria de enlatados. A água gerada pelo cozimento do atum e de alguns vegetais como tomate, aspargos, cebola, cogumelos, azeitonas e pimentas apresentaram uma DBO que variava entre 3.500 a 10.000 mg/L. As amostras também continham valores significativos de sólidos suspensos, óleos e graxas, matéria orgânica suspensa e dissolvida, e ocasionalmente alto teor de sódio (GHIMPUSAN et al.,2016).

A caracterização do efluente resultante do processamento industrial de frutas e vinhos foi realizada durante o estudo de Durán et al. (2013), e os principais parâmetros estão representados na Tabela 2 que segue:

**Tabela 2 - Caracterização do efluente proveniente da industrialização de frutas e vinhos**

**(continua)**

Parâmetro	Valor	Unidade
pH (23°C)	5,25	
Sólidos totais	4,780	mg/L
Sólidos dissolvidos	3,040	mg/L
Sólidos em suspensão	1,740	mg/L
Carbono orgânico total	2.114	mg/L
DQO	6.720	mg/L

<b>(conclusão)</b>		
Parâmetro	Valor	Unidade
DBO <sub>5</sub>	3.800	mg/L
Cloretos	76	mg/L
Sulfatos	16,5	mg/L
Turbidez	2.120	NTU

**Fonte: Adaptado de Durán et al. (2013).**

Observando os valores da Tabela 2, pode-se concluir que o efluente em questão tem pH ácido, alto teor de sólidos, e valores de DBO<sub>5</sub> e DQO bastante elevados e, por isso, é considerado um efluente de alto grau de poluição.

O efluente de uma panificadora na Turquia foi analisado por Pala e Erden (2005) para um possível pós-tratamento com processo Fenton. Esse tipo de água residuária contém vários tipos de poluentes e geralmente é caracterizado com alta DQO e cor, além de conter poluentes orgânicos não biodegradáveis.

Na Tabela 3 são apresentados os resultados das análises realizadas por Pala e Erden (2005) após o tratamento biológico.

**Tabela 3 - Caracterização do efluente da panificadora pré-tratado biologicamente**

Parâmetro	Valor	Unidade
pH	7,28	
DQO	640	mg/L
TOC	247	mg/L
N – Total	110,4	mg/L
P – Total	23,4	mg/L
NH <sub>4</sub> – N	25,5	mg/L
Cor	1.790	(Pt - Co)
Turbidez	740	NTU
Sólidos totais	3.040	mg/L

**Fonte: Adaptado de Pala e Erden (2005).**

Observando os dados indicados da Tabela 3, constata-se que, mesmo após o tratamento biológico, os parâmetros ainda são muito elevados e possivelmente não atenderiam os padrões para despejo no corpo hídrico.

Um estudo na Dinamarca realizado com amostras de efluente de diferentes indústrias de alimentos foi conduzido por Maya-Altamira et al. (2008) e as

características qualitativas estão apresentadas na Tabela 4. Em geral encontraram uma variação do pH entre os efluentes analisados, e a amostra da água residual da carne de peixe produzida no inverno apresentou o pH mais básico. Já a DQO foi o parâmetro que apresentou a maior variação variando de 4,2 a 17,5 g/L. A amostra de efluente de vegetais, gorduras e óleos teve o valor de Carbono Orgânico Total mais alto, 5,2 g/L.

**Tabela 4 - Caracterização de efluentes da industrialização de alimentos**

Efluente	Parâmetros					
	pH	DQO (g/L)	COT (g/L)	N <sub>org.</sub> (g/L)	Lipídios (g/L)	NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> (g/L)
Vegetais, gorduras e óleos	7,44 +- 0,55	11,3 +- 0,1	5,2	0,1	0,0	259,3 +- 48,5
Empanado de peixe	6,92 +- 0,46	17,5 +- 1,7	0,9	0,1	0,7	244,1 +- 27,6
Ervilhas	6,42 +- 1,83	8,3 +- 0,1	2,9	0,2	2,0	156,4
Alho poró e cebola frita	6,19 +- 0,6	10,3 +- 1,1	3,2	0,0	1,7 +- 0,2	12,5
Carne de peixe (inverno)	9,02 +- 0,21	4,2 +- 0,3	0,5	0,0	1,0 +- 0,1	600,6 +- 23,9
Carne de peixe (verão)	7,8 +- 1,57	3,9	2,1	0,1	0,0	203,5 +- 172,2
Frigorífico	7,34 +- 0,57	1,8 +- 0,2	0,5	0,0	0,0	113,8 +- 26,5

**Fonte: Adaptado de Maya-Altamira et al. (2008).**

Todos esses casos descritos na literatura corroboram o elevado potencial poluidor relacionado aos efluentes da indústria alimentícia, e que o tratamento é indispensável para o descarte. No Brasil, a Resolução CONAMA 430 (BRASIL, 2011) é a que estabelece os parâmetros para descarte do efluente, e no Paraná, alguns deles são regidos pela Portaria CEMA 70 (PARANÁ, 2009).

Também se destaca a extensa gama de alimentos industrializados que, devido a sua composição e o tipo de processo aos quais são submetidos, fazem com que exista uma grande amplitude dos parâmetros a serem observados, o que influencia diretamente no tipo de tratamento a ser empregado.

### 3.3 TRATAMENTO DE EFLUENTES POR ELETROCOAGULAÇÃO

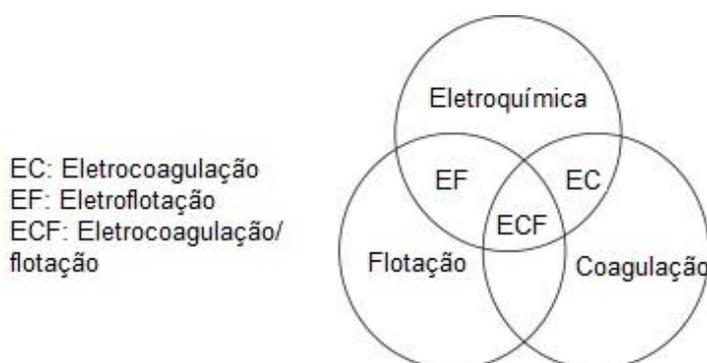
O primeiro tratamento de água utilizando eletricidade foi reportado na Inglaterra em 1889 (COMNINELLIS; CHEN, 2010). A eletrocoagulação com eletrodo de ferro e alumínio foi patenteada nos Estados Unidos em 1909, sendo aplicada pela primeira vez em larga escala em águas de abastecimento em 1946 (CHEN, 2004).

Nas últimas duas décadas esse método ganhou grande importância devido ao aumento da demanda por água potável, leis ambientais para descarte de efluentes cada vez mais restritivas, e a pressão social e econômica para utilização de tratamentos com a melhor tecnologia disponível, com custo acessível, e sem poluição no processo (CHEN, 2004; VASUDEVAN; OTURAN, 2014).

Os principais tratamentos eletroquímicos utilizados para a despoluição da água são: eletrodialise, eletrocoagulação, eletroflotação, processos anódicos e catódicos, e oxidação química avançada (VASUDEVAN; OTURAN, 2014). A palavra “eletrocoagulação” (EC) às vezes pode ser usada com “eletroflotação/ eletrofloculação” (EF), e o processo é conhecido como eletrocoagulação/flotação (ECF) (EMAMJOMEH; SIVAKUMAR, 2009).

As interações que ocorrem entre os diferentes processos podem ser vistas na Figura 1.

**Figura 1 - Interações que ocorrem no processo de eletrocoagulação/floculação**



**Fonte: Emamjomeh; Sivakumar (2009).**

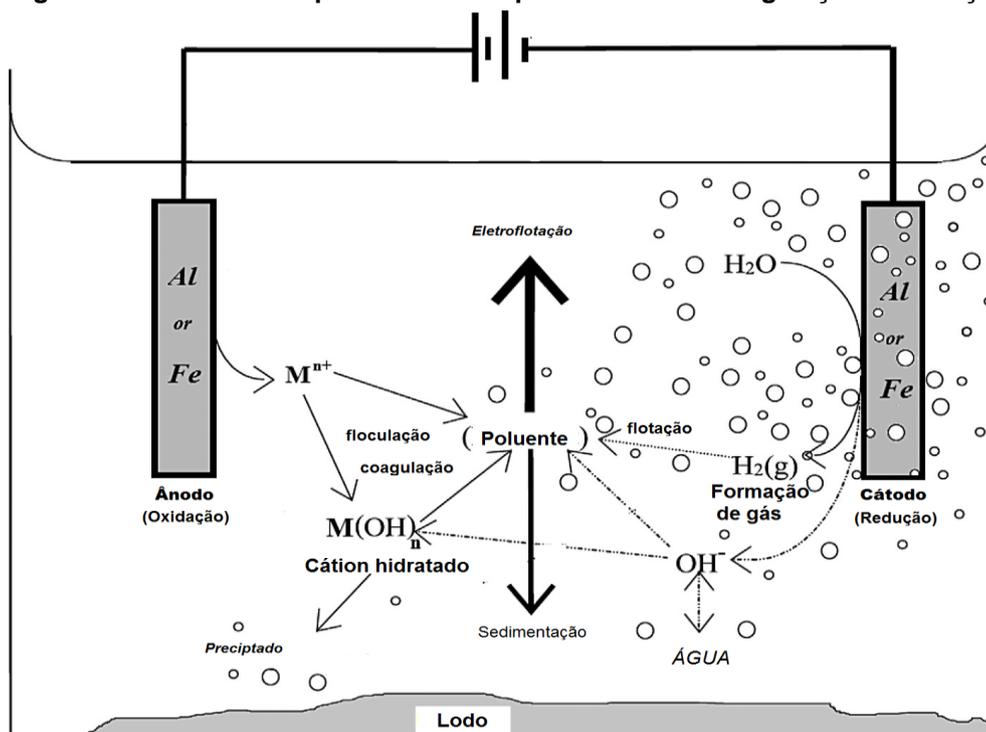
O princípio básico da eletrocoagulação vem da eletrólise, formulada primeiramente por Michael Faraday (AN et al., 2017). É um processo em que íons

metálicos como  $\text{Al}^{3+}$  e  $\text{Fe}^{2+}$  são gerados eletroquimicamente, atuando como agentes coagulantes para a remoção de poluentes (SAHU; MAZUMDAR; CHAUDHARI, 2013).

O sistema é composto por hastes que podem ser de alumínio ou de ferro imersas no efluente. Com a passagem da corrente elétrica pelos eletrodos é gerado um campo elétrico onde são liberados íons de  $\text{Fe(II)}$  e/ou  $\text{Fe(III)}$ , ou  $\text{Al(III)}$ , dependendo do pH do efluente, que servem como coagulante/floculante para a separação dos poluentes da água (BRILLAS; MARTÍNEZ-HUITLE, 2015).

Além disso, a eletroflotação também ocorre quando bolhas de gás hidrogênio – ( $\text{H}_2$ ) que são geradas no cátodo colidem com as partículas coaguladas e as transportam para a superfície da solução, onde elas são separadas (BRILLAS; MARTÍNEZ-HUITLE, 2015). Na Figura 2 é apresentado um esquema exemplificando o processo da eletrocoagulação.

Figura 2 - Mecanismos que ocorrem no processo eletrocoagulação/ floculação.



Fonte: Brillas; Martinez-Huitle (2015).

Os principais mecanismos que ocorrem no processo de eletrocoagulação/floculação dividem-se basicamente em:

- oxidação do eletrodo de sacrifício para formação de coagulantes (hidróxidos metálicos) pela reação entre os íons hidroxila ( $\text{OH}^-$ ), produzidos no cátodo.

- b) geração de bolhas de gás pelo cátodo devido a eletrólise da água.
- c) flotação e sedimentação dos flocos formados (EMAMJOMEH; SIVAKUMAR, 2009).

O metal utilizado como condutor é normalmente conhecido como eletrodo de sacrifício. O ânodo e o cátodo podem ser feitos de materiais diferentes ou iguais. Comumente são utilizados o ferro para tratamento de águas residuais e o alumínio para água potável devido ao primeiro proporcionar um custo mais baixo, mas o eletrodo de alumínio também tem suas aplicações no tratamento de efluentes por ter uma alta eficiência de coagulação (VASUDEVAN; OTURAN, 2014).

A principal desvantagem da utilização do eletrodo de alumínio é o residual presente na água tratada devido a dissolução anódica. Embora ainda não sejam compreendidos exatamente os mecanismos de toxicidade do alumínio, estudos sugerem que o alumínio pode estar associado ao mal de Alzheimer e a alguns tipos de câncer (STAHL et al., 2017). Para superar essa desvantagem do alumínio, recentemente tem-se utilizando ânodos alternativos de magnésio e de zinco (VASUDEVAN; OTURAN, 2014).

Segundo Kobya et al. (2006) as principais reações que ocorrem no eletrodo de alumínio durante o processo de eletrocoagulação são:

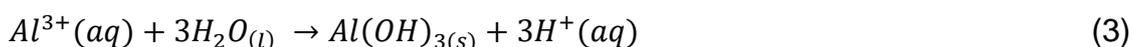
Ânodo:



Cátodo:



Os íons  $Al^{3+}$  e  $OH^{-}$  gerados a partir das reações dos eletrodos (1) e (2) reagem para formar diversas espécies monoméricas como  $Al(OH)^{2+}$ ,  $Al(OH)_2^{+}$ ,  $Al_2(OH)_2^{4+}$ ,  $Al(OH)_4^{-}$  e espécies poliméricas como  $Al_6(OH)_{15}^{3+}$ ,  $Al_7(OH)_{17}^{4+}$ ,  $Al_8(OH)_{20}^{4+}$ ,  $Al_{13}O_4(OH)_{24}^{7+}$ ,  $Al_{13}(OH)_{34}^{5+}$  que finalmente se transformam em  $Al(OH)_3(s)$  de acordo com cinéticas de precipitação complexas.



Os recém formados  $Al(OH)_3$  na reação 3 têm grandes áreas superficiais, o que é benéfico para a rápida adsorção dos materiais orgânicos solúveis e para o aprisionamento das partículas coloidais. Finalmente, esses flocos são removidos facilmente por sedimentação ou flotação por ação do gás hidrogênio (CERQUEIRA; MARQUES, 2009).

O mecanismo para a remoção de poluentes por eletrocoagulação utilizando-se eletrodos de ferro é descrito a seguir. Segundo Farhadi et al. (2012) dois mecanismos foram propostos:

Mecanismo 1:

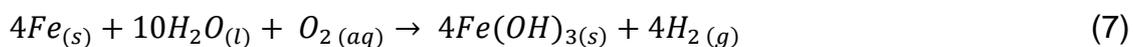
Ânodo:



Cátodo:



No geral tem-se:



Mecanismo 2:

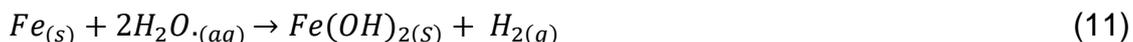
Ânodo:



Cátodo:



No geral tem-se:



Os principais fatores que afetam o desempenho do processo de eletrocoagulação são: pH inicial da solução, voltagem e densidade da corrente. Está estabelecido que o pH é um importante parâmetro pois a cinética da reação de conversão do  $Fe^{2+}$  para  $Fe^{3+}$  é fortemente afetada pelo Potencial Hidrogeniônico: a carga superficial da partícula do coagulante varia de acordo com o pH da solução, o que interfere na remoção de poluentes. A densidade da corrente é um importante parâmetro, pois a quantidade de íons  $Fe^{2+}$  liberados pelo ânodo na solução depende do tempo de eletrólise e da corrente. Conseqüentemente, o aumento da densidade da corrente irá proporcionar um aumento de cargas, conduzindo a uma maior remoção de poluentes (FARHADI et al., 2012).

A seleção do processo de tratamento a ser aplicado envolve vários fatores, como: o tipo de poluente presente no efluente, espaço para a construção da unidade de tratamento, a qualidade desejada do efluente final e os custos de operação do sistema (BHATNAGAR; SILLANPAA, 2010).

As principais vantagens e desvantagens da eletrocoagulação estão descritas no Quadro 1.

**Quadro 1 - Vantagens e desvantagens da eletrocoagulação**

<b>Vantagens</b>	<b>Desvantagens</b>
A eletrocoagulação requer equipamentos simples e de fácil operação.	Os eletrodos de sacrifício são dissolvidos no efluente como resultado da oxidação, por isso devem ser substituídos regularmente.
O efluente tratado por EC é claro, e sem odor. Também possui pouca quantidade de sólidos totais dissolvidos, quando comparado com tratamentos químicos.	O uso de eletricidade pode ser caro em vários lugares.
Há pouca formação de lodo.	A camada impermeável de óxido que se forma no cátodo leva a uma menor eficiência do sistema.
Remove até as menores partículas coloidais.	É necessária uma elevada condutividade para o efluente em suspensão.
Não utiliza substâncias químicas.	Em alguns casos, os hidróxidos gelatinosos tendem a se solubilizar no efluente.
As bolhas de gás produzidas pela eletrólise “carrega” os poluentes para a parte de cima da solução, tornando a remoção mais fácil.	

**Fonte: Adaptado de Mollah et al. (2001).**

Na América do Sul e na Europa vêm crescendo a utilização de eletrocoagulação para tratar efluentes provenientes de indústrias de papel e celulose, alimentícia, têxtil, petrolífera, e farmacêutica. Isso se deve às seguintes razões: processo efetivo na remoção de contaminantes; apresenta baixa produção de lodo; não requer agentes químicos; é de fácil operação e de baixo custo (SAHU; MAZUMDAR; CHAUDHARI, 2013; BENINCÁ et al., 2016; BRILLAS; MARTÍNEZ-HUITLE, 2015).

No geral, a eletrocoagulação é uma técnica eletroquímica que tem várias aplicações, conseguindo remover uma grande variedade de partículas suspensas e dissolvidas na água, por eletrólise. É eficiente no tratamento de efluentes com óleos solúveis e elevadas concentrações de matéria orgânica, em termos de DQO e/ou DBO

(EMAMJOMEH; SIVAKUMAR, 2009), e também na remoção de cor (BRILLAS; MARTÍNEZ-HUITLE, 2015).

### 3.4 APLICAÇÕES DA ELETROCOAGULAÇÃO EM EFLUENTES ALIMENTÍCIOS

O processo de eletrocoagulação é bastante utilizado no tratamento de efluentes industriais. É eficaz na remoção de poluentes em águas residuais de diversas atividades, podendo ser verificado nos estudos de caso apresentados na literatura.

#### 3.4.1 Efluentes de Laticínios

A indústria de laticínios gera efluentes que são de difícil tratamento devido aos seus parâmetros serem bastante elevados. Eles são concentrados e a principal contribuição de carga orgânica vem dos carboidratos, proteínas e gorduras originárias do leite. São caracterizados como efluentes com elevadas DQO e DBO, e pela presença de nitrogênio e fosfato (DEMIREL et al., 2005).

Bensadok et al. (2011) aplicaram a eletrocoagulação no tratamento de efluentes de laticínios para a remoção de DQO, fosfato e turbidez. O estudo mostrou que a eficiência da remoção dependeu do tipo de eletrodo utilizado. A maior eficiência foi obtida utilizando-se ânodo e cátodo de alumínio, com valores de densidade de corrente de  $0,5\text{mA}/\text{cm}^2$ , pH inicial de 6,6, concentração de NaCl de 1,5 g/L e tempo de eletrólise de 2min. Nessas condições de operação a remoção de DQO, fosfato e turbidez foi de 80%, 59% e 96%, respectivamente, enquanto que foi consumido 0,03kWh/Kg de energia na remoção de DQO e 0,04kWh/Kg na de fosfato, o que é considerado pouco comparado a outros tipos de tratamento.

Tchamango et al. (2010) fizeram igual experimento simulando o efluente de laticínio com solução artificial produzido com leite em pó e foi obtida uma redução de 61% na DQO, 89% no fósforo, 81% no nitrogênio e de 100% na turbidez. Além da eletrocoagulação, eles utilizaram a coagulação química para o tratamento do mesmo efluente e comparou os resultados dos dois sistemas de tratamento. Quanto a eficiência de tratamento, as duas técnicas obtiveram praticamente os mesmos resultados, mas o efluente tratado com eletrocoagulação diferenciou-se pelo fato de

possuir menor condutividade elétrica e um pH mais neutro em comparação com o efluente tratado com coagulação química, dando a possibilidade da reutilização da água para alguns usos industriais. Além disso, no processo eletroquímico foi utilizado menos reagente. A massa de alumínio dissolvido foi menor comparado a quantidade de sal de Al usado na coagulação química.

### 3.4.2 Efluentes Gerados Através da Extração de Azeite

A extração do óleo de oliva é feita basicamente por meio do prensamento e da centrifugação. O efluente gerado é ácido, de cor escura e tem um elevado poder de contaminação. As suas características dependem da idade e da variedade das oliveiras, do local onde elas são cultivadas, da estação do ano, e do método de extração do óleo. Comumente esse efluente contém elevada concentração de compostos orgânicos e elevada DBO e DQO. Na região do Mediterrâneo são gerados 30 milhões de m<sup>3</sup> de água residual proveniente dessa atividade, sendo que a maioria das indústrias está localizada perto de regiões turísticas, o que faz com que o tratamento dessa grande quantidade de efluente seja um sério problema (GEBREYHANNES; MAZZEI; GIORNO, 2016).

A eletrocoagulação foi utilizada por Hanafi et al. (2010) para o tratamento de efluente proveniente da extração de azeite. O efluente do estudo foi diluído cinco vezes e a caracterização após a diluição é apresentada na Tabela 5.

**Tabela 5 - Características do efluente proveniente da extração de azeite**

Parâmetro	Valor	Unidade
pH	4,2	
Condutividade elétrica	3,6	mS/cm
DQO	20.000	mg O <sub>2</sub> /L
Polifenóis	260	mg/L
Cloretos (Cl <sup>-</sup> )	1.160	mg/L
Sódio (Na <sup>+</sup> )	639	mg/L
Potássio (K <sup>+</sup> )	465	mg/L

**Fonte: Adaptado de Hanafi et al. (2010).**

Com o tratamento as remoções de DBO, polifenóis e cor foram de mais de 70%. Essa eficiência foi atingida utilizando-se eletrodos de alumínio e com um tempo de eletrólise de 15 min, concentração de 2g/L de NaCl, pH inicial de 4,2 e densidade de corrente 250 A/m<sup>2</sup>. Além das remoções apresentadas o pH final do efluente testado ficou perto do neutro, o que possibilita o posterior tratamento biológico sem correção de pH. Conseqüentemente a eletrocoagulação pode ser considerada uma boa alternativa como pré – tratamento de tratamento biológico.

Ashoum e Monser (2004) obtiveram resultados parecidos utilizando-se do mesmo tipo de efluente e da mesma técnica de tratamento. A remoção de DQO, polifenóis e de cor foi de 76%, 91% e 95% respectivamente. O estudo também mostrou que quando o pH do efluente está entre 4 e 6 a eficiência é maior, e que a densidade da corrente influencia na velocidade do tratamento. Foi identificado que 75 mA/cm<sup>2</sup> é a densidade de corrente que possibilita o tratamento mais rápido com o menor custo de energia.

### 3.4.3 Efluente da Indústria de Processamento de Frango

Uma parcela considerável dos contaminantes presentes no efluente de processamento de frango não é biodegradável e tendem a acumular-se nos organismos vivos. Além disso, a matéria orgânica presente é considerada tóxica e carcinogênica. A quantidade gerada desse efluente é muito grande. Para se ter uma ideia, na Índia gera-se 25 bilhões de litros por ano. Devido ao alto potencial poluidor do efluente e do descarte sem tratamento do mesmo, os impactos causados no meio ambiente são incalculáveis (THIRUGNANASAMBANDHAN et al., 2015).

Thirugnanasambandhan et al. (2014) investigaram a eficiência da eletrocoagulação para o tratamento desse efluente, cujas principais características estão relacionadas na Tabela 6.

**Tabela 6 - Características do efluente proveniente da indústria de processamento de frango (continua)**

Parâmetro	Valor	Unidade
DQO	5.500	mg/L
DBO	2.864	mg/L

<b>(conclusão)</b>		
Parâmetro	Valor	Unidade
Sólidos suspensos totais	1.958	mg/L
Trubidez	785	NTU
Sólidos voláteis totais	658	mg/L
Amônia	12	mg/L

**Fonte: Adaptado de Thiruhnanasambandham et al. (2014).**

Foram investigadas várias condições de operação para o sistema. Diluição de 10 a 30%, pH inicial entre 4 e 9, corrente aplicada entre 10 e 20 mA/cm<sup>2</sup> e dose de eletrólito entre 500 e 1250 mg/L. Ocorreram as remoções máximas de 93% de DQO e 95% de DBO, com o efluente diluído a 30%, pH inicial de 6, corrente aplicada de 14 mA/cm<sup>2</sup> e dose de eletrólito de 1075 mg/L.

Os resultados indicaram que a eletrocoagulação foi um método efetivo no tratamento de água residual dessa indústria.

#### 3.4.4 Efluente de Indústria de Massa e Bolacha

O efluente proveniente da industrialização de massas e bolachas contém elevada carga orgânica, o que representa um risco ao meio ambiente. Em um estudo realizado por Roa-Morales et al. (2007) com efluente desse setor industrial, foi mostrado que processos físicos-químicos como a eletrocoagulação são eficientes para o tratamento dessa água residuária. Na pesquisa os autores aplicaram o processo de eletro-Fenton (eletrocoagulação+H<sub>2</sub>O<sub>2</sub>) no efluente com as características descritas na Tabela 7.

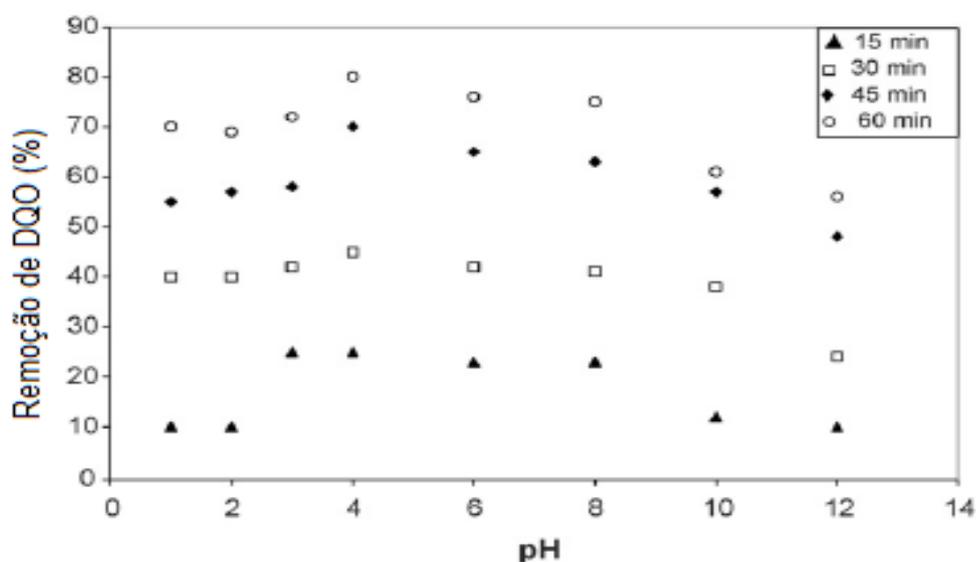
**Tabela 7 - Características da amostra de efluente da indústria de massas e bolachas**

Parâmetro	Valor	Unidade
Cor	35	Pt-Co
Turbidez	1,15	NTU
DQO	7,50	mg/dm <sup>3</sup>
DBO <sub>5</sub>	3,44	mg/dm <sup>3</sup>
Sólidos totais	2,91	mg/dm <sup>3</sup>
Sólidos sedimentáveis	40	mg/dm <sup>3</sup>
Coliformes fecais	11	NMP

**Fonte: Adaptado de Roa-Morales et al. (2007).**

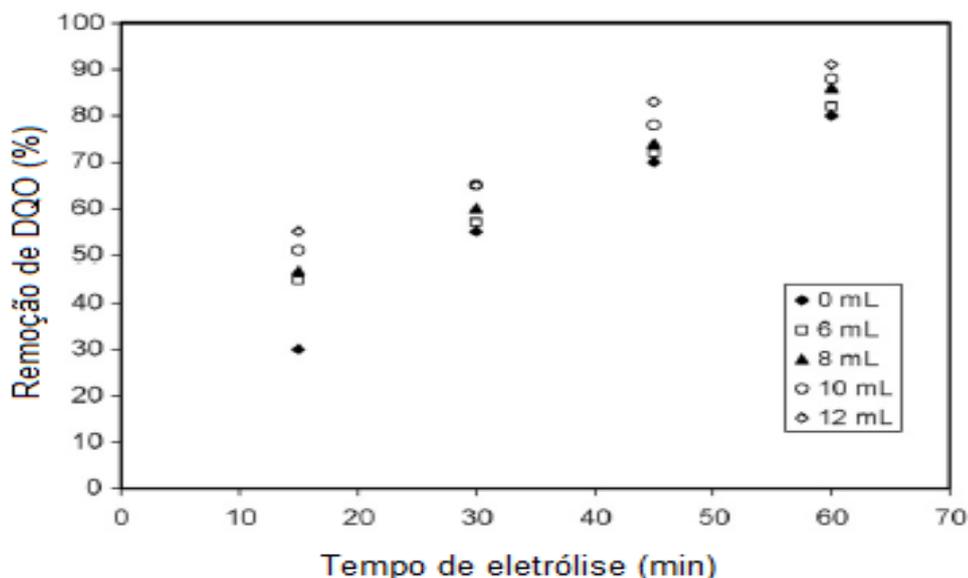
Primeiramente foi aplicado o processo de eletrocoagulação utilizando-se de eletrodos de alumínio e variando o pH inicial da amostra. Conforme observado no Gráfico 5, onde está representada a remoção de DQO em função do pH, o valor de pH que proporcionou a maior remoção foi 4, enquanto que na região entre 3 e 8 a variação desse parâmetro não proporcionou diferenças significativas na remoção de DQO.

Gráfico 5 - Remoção de DQO em função do pH



Fonte: Roa-Morales et al. (2007).

Durante o processo de eletrocoagulação foram adicionadas pequenas quantidades de  $H_2O_2$  (6, 8, 10 e 12 mL). A variação na remoção de DQO está representada no Gráfico 6.

Gráfico 6 - Efeito do H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> na remoção de DQO

Fonte: Roa-Morales et al. (2007).

A eficiência na remoção de DQO utilizando-se apenas a eletrocoagulação com pH inicial 4 foi em torno de 80%, mas subiu para 90% com a adição de H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> no reator eletroquímico. Na Tabela 8 estão apresentadas as eficiências de remoções de outros parâmetros.

Tabela 8 - Porcentagem de remoção do tratamento eletrocoagulação + H<sub>2</sub>O<sub>2</sub>

Parâmetro	Valor (%)
Cor (Pt-Co)	57
Turbidez (NTU)	97
DQO (mg/dm <sup>3</sup> )	90
DBO <sub>5</sub> (mg/dm <sup>3</sup> )	96
Sólidos totais (mg/dm <sup>3</sup> )	95
Sólidos sedimentáveis (mg/dm <sup>3</sup> )	99,9
Coliformes fecais (NMP)	99,9

Fonte: Adaptado de Roa-Morales et al. (2007).

Observa-se com os dados apresentados que o sistema de tratamento proporcionou resultados significativos também na remoção de DBO e coliformes.

### 3.4.5 Efluente de Restaurante

O efluente de restaurante é formado pela água que foi utilizada para a limpeza de alimentos, louças e das instalações. Normalmente é caracterizado com elevada DQO, óleos e graxas, mas a composição pode variar devido as diferenças entre os alimentos servidos em cada tipo de estabelecimento (CHEN et al., 2000).

Chen et al. (2000) coletaram amostras de cinco diferentes restaurantes na China, e as características estão indicadas na Tabela 9.

**Tabela 9 - Caracterização das amostras dos restaurantes**

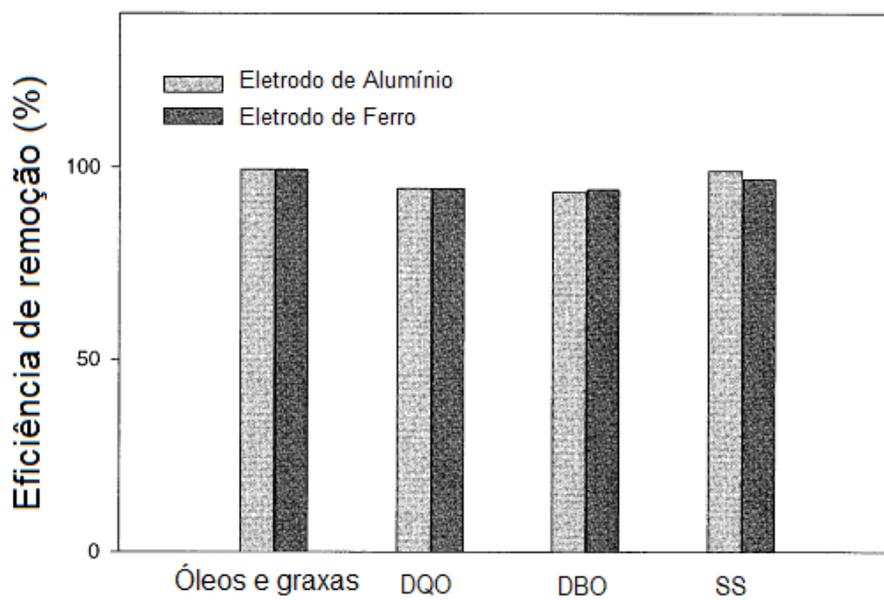
Parâmetro	<i>Chinese restaurant</i>	<i>Western restaurant</i>	<i>American fast-food</i>	<i>Student canteen</i>	<i>UC bistro</i>
pH	6,62 – 7,96	6,94 - 947	6,30 – 7,23	6,82 – 8,79	6,03 – 8,22
DQO (mg/L)	292 - 3390	912 – 3.500	980 – 4.240	900 – 3.250	1.500 – 1.760
Óleos e graxas (mg/L)	120 - 172	52,6 - 2100	158 - 799	415 - 1970	140 - 410
DBO <sub>5</sub> (mg/L)	58 – 1.430	489 - 1410	405 – 2.240	545 – 1.630	451 - 704
Sólidos solúveis (mg/L)	13,2 - 246	152 - 545	68 - 345	124 – 1.320	359 - 567
Condutividade (µs/cm)	227 - 661	261 - 452	254 - 706	233 – 1.570	341 - 514

**Fonte: Adaptado de Chen et al. (2000).**

Analisando os dados apresentados na Tabela 9 é interessante destacar que o efluente do “*American fast-food*” e do “*Western fast-food*” foram os que apresentaram os valores mais elevados de DQO, óleos e graxas.

Após a caracterização das amostras foi realizada a eletrocoagulação alterando-se vários parâmetros operacionais. Um deles foi a composição do eletrodo, que foi testado com alumínio e ferro. A eficiência de cada um deles está representada no Gráfico 7.

Gráfico 7 - Eficiência de remoção com diferentes materiais de eletrodos



Fonte: Chen et al. (2000).

Os dois materiais proporcionaram remoções acima de 90%, mas o que diferencia os dois são as características do efluente tratado. O efluente tratado com eletrodos de Al ficou claro e estável após o tratamento, enquanto que o de Fe teve aparência esverdeada tornando-se amarela e turva após algum tempo. Provavelmente isso se deve aos íons de Fe formados durante o tratamento.

O pH inicial das amostras também foi estudado e a máxima eficiência na remoção de DQO, óleos e graxas foi com o pH por volta de 7. A densidade de corrente ótimas foram 30 e 8 A/m<sup>2</sup> respectivamente.

Os resultados das remoções com a eletrocoagulação estão apresentados na Tabela 10.

Tabela 10 - Caracterização do efluente após a eletrocoagulação

Parâmetro	<i>Chinese restaurant</i>	<i>Western restaurant</i>	<i>American fast-food</i>	<i>Student canteen</i>	<i>UC bistro</i>
pH	7,89 – 8,43	8,31	7,76 - 8,26	8,01 – 8,56	8,6 – 8,66
DQO (mg/L)	139 - 525	320 - 685	367 - 2420	153 - 453	357 - 443
DBO5 (mg/L)	57,3 - 301	117 - 470	224 - 1520	54,2 - 304	173 - 209
Óleos de graxas (mg/L)	0,28 – 3,8	1,17 – 6,6	1,04 – 5,7	0,8 – 8,4	7,5 – 7,9
Sólidos solúveis (mg/L)	5,6 – 6,0	5,0 – 13,2	4,2 – 9,7	5,9 – 9,0	10,0 – 10,4
Condutividade (µs/cm)	242 - 407	223 - 452	596 - 712	470 - 709	339 - 476

Fonte: Adaptado de Chen et al. (2000).

Conforme os dados da Tabela 10, foi obtida uma remoção de DQO acima de 94% em todas as amostras. O estudo experimental também mostrou que a eletrocoagulação pode neutralizar o pH do efluente.

Uma análise com efluente semelhante foi feita por Xu e Zhu (2004), que avaliaram a eletrocoagulação no tratamento de efluente proveniente de um refeitório.

Diferentes condições operacionais do sistema foram analisadas e como principais resultados foi mostrado que a densidade de corrente ótima esteve entre 10 e 14 A/m<sup>2</sup> com 30 minutos de operação. A condutividade teve pouca influência na eficiência do tratamento, embora a adição de sal (cloreto de sódio), como eletrólito tenha diminuído significativamente o consumo de energia. A remoção de DQO e óleos diminuiu tanto quanto a distância entre os eletrodos foi aumentada. A distância ótima foi de 10mm considerando o custo-benefício do equipamento testado. O efeito do pH no desempenho da eletrocoagulação não foi significativo na região que varia entre 3 e 10. Nas condições ótimas de operação, a remoção de óleos e DQO ultrapassou os 95% e 75%, respectivamente.

## 4 MATERIAIS E MÉTODOS

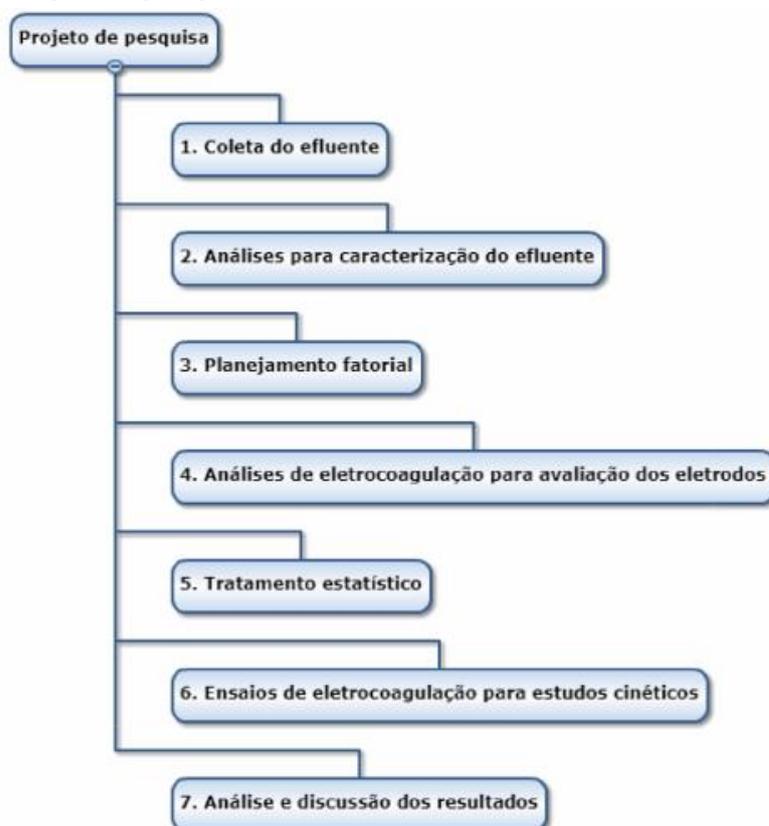
### 4.1 CONSIDERAÇÕES INICIAIS

Para cumprir os objetivos propostos nesse trabalho, foram estabelecidas algumas etapas para subsidiar a execução da pesquisa. Além disso, foi realizado o planejamento fatorial para conceber os experimentos com respaldo estatístico, além de melhor apresentar e qualificar os resultados das análises realizadas.

Como o efluente proposto para o estudo é real, houve a necessidade da realização de uma série de ensaios para a caracterização das amostras previamente a aplicação da eletrocoagulação como forma de tratamento.

Um esquema geral da pesquisa é representado na Figura 3, que contém as seguintes etapas:

**Figura 3 - Etapas da pesquisa**



**Fonte: Autoria própria.**

Os principais procedimentos desenvolvidos em cada etapa são:

ETAPA 1 - COLETA DO EFLUENTE: coleta do efluente em uma indústria de produtos alimentícios.

ETAPA 2 - ANÁLISES PARA CARACTERIZAÇÃO DO EFLUENTE: execução de análises de DQO, pH, sólidos, ácidos, turbidez, amônia, nitrogênio, fósforo, fosfato, nitrito e nitrato para a caracterização do efluente.

ETAPA 3 - PLANEJAMENTO FATORIAL: execução de planejamento fatorial  $2^3$  para os ensaios de eletrocoagulação para avaliação dos eletrodos.

ETAPA 4 - ENSAIOS DE ELETROCOAGULAÇÃO PARA AVALIAÇÃO DOS ELETRODOS: aplicação da eletrocoagulação com eletrodos de alumínio e ferro. Foram avaliados os fatores pH inicial, voltagem e tempo de tratamento. Para análise do efluente tratado, foram feitas análises de DQO, pH, turbidez e sólidos. Levando em consideração os dois tipos de eletrodos e os parâmetros testados em cada um deles, foi feita uma análise dos resultados e proposto a configuração que melhor se adaptou ao efluente em questão.

ETAPA 5 – TRATAMENTO ESTATÍSTICO: foi realizado o tratamento estatístico dos dados resultantes da ETAPA 4 para avaliar quais fatores tiveram maior influência na remoção de turbidez para o eletrodo de alumínio e para o eletrodo de ferro.

ETAPA 6 - ENSAIOS DE ELETROCOAGULAÇÃO PARA ESTUDO CINÉTICO: através da condição ótima definida na etapa 3, foram feitos ensaios cinéticos e analisados os seguintes parâmetros: pH final, DQO, óleos e graxas, cor aparente, cor a 254 nm, temperatura, condutividade, alumínio residual e geração de lodo.

ETAPA 7 – ANÁLISE E DISCUSSÃO DOS RESULTADOS

## 4.2 COLETA E CARACTERIZAÇÃO DO EFLUENTE LÍQUIDO

Em maio de 2017 foi realizada a primeira coleta do efluente líquido em uma fábrica de produtos alimentícios, de porte médio, localizada na Região Metropolitana de Curitiba. A indústria produz pães, massas, doces, assados e congelados, e o efluente é gerado de forma contínua tanto durante o processo de fabricação dos alimentos quanto na lavagem dos equipamentos, totalizando 0,04 m<sup>3</sup>/h (informação cadastral junto ao órgão ambiental).

A coleta foi feita em uma caixa localizada na saída do efluente da fábrica e antes de chegar no sistema de tratamento existente. O efluente foi acondicionado em galões plásticos de 12,5L, quimicamente inertes e vedados, conforme Fotografia 1. Os procedimentos de coleta e amostragem obedeceram a NBR 9898 (ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS - ABNT, 1987).

**Fotografia 1 - Coleta do efluente líquido**



Fonte: Autoria própria.

Em seguida, as amostras seguiram para o Laboratório de Saneamento da UTFPR câmpus Ecoville, onde foram mantidas congeladas até a sua utilização. Devido a necessidade de maior quantidade de efluente, foi realizada uma segunda coleta no mês de julho, a qual seguiu os mesmos procedimentos da primeira.

As análises de caracterização foram realizadas no mesmo laboratório onde encontravam-se as amostras, e os parâmetros analisados com seus respectivos métodos dos procedimentos estão descritos no Quadro 2.

**Quadro 2 - Métodos dos procedimentos**

(continua)

Parâmetro	Método	Referência
Ácidos voláteis totais	SM 4500	APHA (2012)
Amônia (NH <sub>3</sub> – N)	SM 4500/D	APHA (2012)

(conclusão)

Parâmetro	Método	Referência
COT	SM 4500/B	APHA (2012)
DQO	SM 5220/D	APHA (2012)
Fosfato ( $\text{PO}_4^{3-}$ )	SM 4500-P	APHA (2012)
Fósforo (P)	SM 4500-P	APHA (2012)
Nitrato ( $\text{NO}_3^-$ - N)	SM 4500/C	APHA (2012)
Nitrito ( $\text{NO}_2^-$ )	SM 4500/B	APHA (2012)
Óleos e graxas	SM 5520/D	APHA (2012)
pH	SM 4500-H*/B	APHA (2012)
Sólidos sedimentáveis	SM 2540 - F	APHA (2012)
Sólidos dissolvidos fixos	SM 2540-B	APHA (2012)
Sólidos dissolvidos totais	SM 2540-B	APHA (2012)
Sólidos dissolvidos voláteis	SM 2540-B	APHA (2012)
Sólidos suspensos fixos	SM 2540-D	APHA (2012)
Sólidos suspensos totais	SM 2540-D	APHA (2012)
Sólidos suspensos voláteis	SM 2540-D	APHA (2012)
Sólidos totais	SM 2540-B	APHA (2012)
Sólidos totais fixos	SM 2540-G	APHA (2012)
Sólidos totais voláteis	SM 2540-G	APHA (2012)
Turbidez	SM 2130-B	APHA (2012)

**Fonte: Autoria própria.**

### 4.3 ENSAIOS PRINCIPAIS

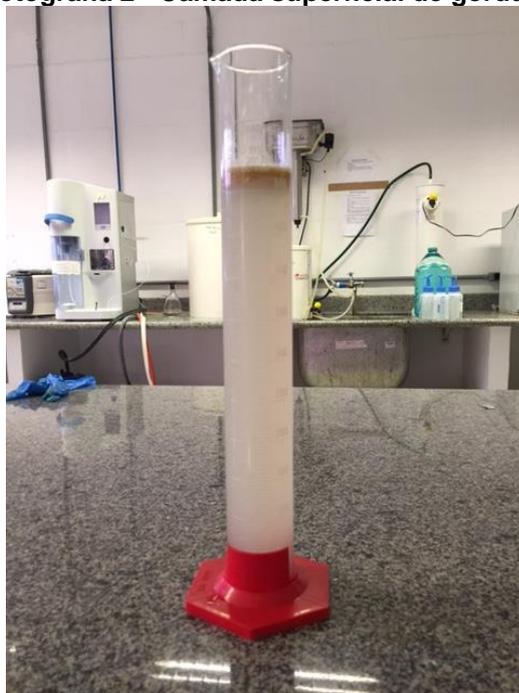
Inicialmente foram feitos os ensaios de caracterização, os quais foram necessários para conhecer os principais parâmetros, assim como as características do efluente que seria estudado. Esses ensaios preliminares foram essenciais para a determinação dos fatores da eletrocoagulação. O tratamento foi realizado utilizando-se dois tipos de eletrodos: de alumínio e de ferro. Para cada ensaio desenvolvido com esse sistema de tratamento, foram feitas análises de turbidez, pH, DQO e sólidos. Com a determinação da configuração de tratamento que obteve maior êxito em

relação ao parâmetro resposta do planejamento fatorial, aplicou-se uma maior variedade de análises para melhor apresentar o resultado.

Os ensaios de caracterização foram desenvolvidos em triplicata, e os de eletrocoagulação em duplicata. Todos eles foram feitos apenas com a parte líquida do efluente, pois a espessa camada superficial composta de gordura e sólidos se direcionou naturalmente à superfície sendo retirada facilmente, e portanto, não havendo a necessidade de entrar no sistema de tratamento.

Na Fotografia 2 é observada essa camada com o efluente dentro de uma proveta.

**Fotografia 2 - Camada superficial de gordura**



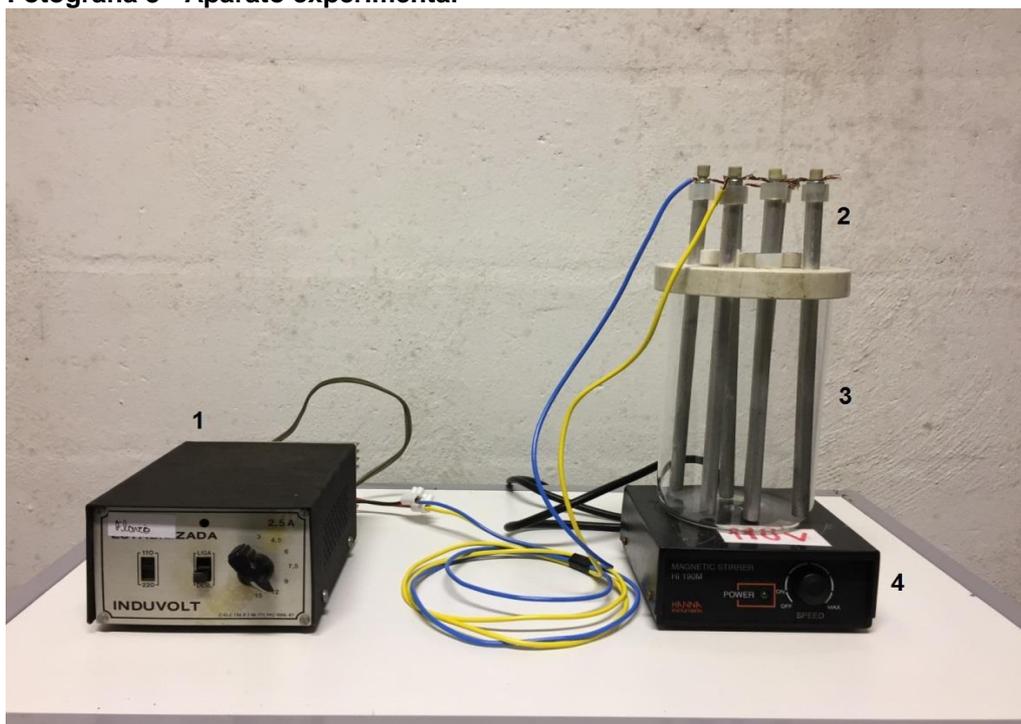
**Fonte: Autoria própria.**

Para atender os limites de abrangência dos equipamentos utilizados para as análises, em algumas delas houve a necessidade da diluição do efluente tanto o bruto como o tratado com água destilada. Esse procedimento ocorreu em concentrações de 1:10, 1:20 e 1:200, variando conforme o parâmetro analisado.

#### 4.3.1 Aparato Experimental

Na Fotografia 3 é apresentado o reator utilizado para o tratamento do efluente.

Fotografia 3 - Aparato experimental



Fonte: Autoria própria.

1 – Fonte de corrente contínua, 2- Eletrodos, 3 – Recipiente cilíndrico, 4 – Agitador magnético

Para a montagem do aparato experimental, utilizou-se um reator de vidro cilíndrico com diâmetro de 10 cm, altura de 15 cm, com capacidade de 1000 mL, entretanto, para cada experimento utilizou-se volume de 500 mL de efluente. Todos os experimentos de eletrocoagulação foram realizados com o efluente sem diluições. A tampa do recipiente foi perfurada no diâmetro dos eletrodos para apoiá-los. A distância entre eles foi de 4 cm na horizontal e 2 cm na vertical de eixo a eixo.

Foram utilizados dois conjuntos de 6 eletrodos de ferro ou alumínio por serem os materiais mais recorrentes na literatura (CHEN, 2004; FENG et al., 2007; IRDEMEZ et al., 2006; VASUDEVAN; OTURAN, 2014) sendo que cada eletrodo individualmente tinha 1,2 cm de diâmetro e 23 cm de altura. Na Fotografia 3 são apresentados os eletrodos juntamente com o restante do aparato utilizado nos experimentos de eletrocoagulação. Entre cada teste de eletrocoagulação os eletrodos eram lavados com acetona para remover a gordura superficial e as impurezas que acumulavam na superfície do alumínio ou do ferro, deixando os eletrodos mergulhados por aproximadamente 5 minutos, sendo após, enxaguados com água corrente

Para promover uma melhor interação entre o efluente e os íons liberados pelos eletrodos, foi colocado um agitador magnético marca HANNA abaixo do reator de

vidro. Em todos os experimentos manteve-se velocidade constante de 200 rpm no agitador magnético, para proporcionar um movimento pequeno na solução de trabalho sem que promovesse a quebra dos flocos formados ou que fosse dificultar a separação das fases que se formavam durante a eletrocoagulação.

A tensão foi fornecida por uma fonte da marca INDUVOLT. A referida fonte permitia a utilização de 6 tensões diferentes: 3; 4,5; 6; 7,5; 9; 12; 15 V. A mesma foi interligada aos eletrodos configurando o cátodo e o anodo através de fios de cobre de 2,5 mm amarelos e azuis, respectivamente, em uma configuração em série.

#### 4.4 PLANEJAMENTO FATORIAL

No presente trabalho foi realizado um planejamento  $2^3$ , onde o “2” representa os níveis, e o “3” os fatores a variar. A escolha dos fatores mais relevantes foi estabelecida após estudo sistemático da literatura relacionada ao assunto, bem como os níveis adotados para cada fator. Para os fatores foram adotados pH, tempo de tratamento e voltagem. Os mesmos também foram adotados por Farhadi et al. (2012), Feng et al. (2007) e Kobya et al. (2003).

O tempo de eletrocoagulação variou de 20 mim a 40 mim, sendo utilizados por Xu e Zhu (2004) e Kobya et al. (2006). Com relação ao pH, no nível baixo foi utilizado o pH do próprio efluente, que é ácido, e para o nível alto foi adicionado solução de NaOH para elevar o pH para a faixa neutra igual a 7.

A variação do pH inicial é bastante comum, e também foi aplicada em trabalhos de Bhagawan et al. (2014), Qasim e Mane (2013) e Roa-Morales et al. (2007). Para a tensão aplicada, a escolha baseou-se nas faixas utilizadas em Farhadi et al. (2012) e Kobya et al. (2006). Cada um deles foi estudado no nível baixo e no nível alto, conforme é apresentado na Tabela 11.

**Tabela 11 - Fatores do planejamento fatorial**

Fatores	Níveis	
	Baixo	Alto
Tempo (min)	20	40
pH	4,3	7
Tensão (V)	6	12

Fonte: Autoria própria.

Na Tabela 12 estão representados os ensaios com as respectivas variações de parâmetros que foram realizados tanto com os eletrodos de ferro quanto os de alumínio numa primeira etapa.

**Tabela 12 - Configuração dos ensaios realizados com eletrocoagulação na primeira etapa**

Ensaio	Tempo (min)	pH	Tensão (V)	Volume (mL)
1	20	4,6	6	500
2	40	4,6	6	500
3	20	7,0	6	500
4	40	7,0	6	500
5	20	4,6	12	500
6	40	4,6	12	500
7	20	7,0	12	500
8	40	7,0	12	500

Fonte: Autoria própria.

Para cada ensaio foram feitas análises de DQO, pH, sólidos e turbidez, sendo esse último determinado como fator resposta por ser o parâmetro compatível com o nível de tratamento desejado (preliminar). Pode-se considerar também que a literatura reporta eficiências maiores para a remoção da turbidez comparada a DQO, e que na indústria onde foi coletado o efluente o problema maior é justamente com gorduras e sólidos, que acabam prejudicando o tratamento secundário.

Portanto, foi através da turbidez que avaliou-se a eficiência do tratamento e a escolha da melhor configuração de ensaio, visto que a turbidez está relacionada com a presença de matéria suspensa e coloidal, podendo ser orgânica e inorgânica, incluindo microrganismos.

Em uma segunda etapa, foram realizados os ensaios cinéticos com o eletrodo e as condições operacionais que apresentaram as melhores condições para o tratamento. Nessa fase foram analisados os parâmetros pH final, DQO, óleos e graxas, cor, temperatura, condutividade, cloretos, alumínio residual e geração de lodo.

#### 4.5 TRATAMENTO ESTATÍSTICO

O tratamento estatístico dos resultados obtidos através dos ensaios de eletrocoagulação revela quais os fatores que mais influenciaram na resposta do tratamento, que no caso o parâmetro escolhido foi a turbidez.

Para a realização dos cálculos, é necessário que as variáveis que compõem a tabela de configuração dos experimentos (Tabela 13) sejam codificadas. Nessa codificação, são convencionalmente adotados os números -1 e 1 para os níveis baixo e alto, respectivamente, conforme Tabela 13.

**Tabela 13 - Configuração dos ensaios de eletrocoagulação com as variáveis codificadas.**

Ensaio	Tempo (min)	pH	Tensão (V)
1	-1	-1	-1
2	1	-1	-1
3	-1	1	-1
4	1	1	-1
5	-1	-1	1
6	1	-1	1
7	-1	1	1
8	1	1	1

Fonte: Autoria própria.

Desta forma, o tempo de 20 minutos foi codificado (-1) e o tempo de 40 minutos (1). Já o pH = 4,6 e pH = 7 foram codificados com (-1) e (1) respectivamente. A tensão foi codificada com (-1) e (1) a de 6 V e 12 V respectivamente.

#### 4.5.1 Cálculo dos efeitos

O efeito que um determinado fator exerce sobre a resposta pode ser calculado como sendo igual a média ( $Y_+$ ) da resposta quando essa variável está no nível alto (1) menos a média ( $Y_-$ ) da resposta quando essa variável está no nível baixo (-1). Na Equação 12 é apresentado como é efetuado o cálculo dos efeitos:

$$Efeito = (Y_+) - (Y_-) \quad (12)$$

Em que:

$Y_+$  = Média da resposta quando a variável em estudo está no nível alto.

$Y_-$  = Média da resposta quando a variável em estudo está no nível baixo.

Os efeitos podem ser:

- a) principais ou de primeira ordem quando é calculado um para cada um dos fatores testados;
- b) secundários ou de segunda ordem quando são calculados os efeitos de interação de segunda ordem entre as variáveis investigadas;
- c) terciários ou de terceira ordem quando são calculados os efeitos de terceira ordem entre as variáveis investigadas.

Na Tabela 14 são mostradas as interações de primeira, segunda e terceira ordem para os ensaios realizados:

**Tabela 14 - Interações entre os fatores**

Interações	Fatores
Primeira ordem	1; 2 e 3
Segunda ordem	12; 13; 23
Terceira ordem	123

Fonte: Autoria própria.

O fator 1 representa o tempo, o fator 2 o pH e o fator 3 a tensão. No cálculo dos efeitos de segunda ordem, os níveis altos e baixos são identificados quando as duas variáveis estão no mesmo nível (-1 e -1 ou 1 e 1) e em níveis diferentes (-1 e 1 ou 1 e -1), respectivamente. Em efeitos de terceira ordem, tal como o 123, os experimentos do nível alto são obtidos quando o resultado da multiplicação dos sinais resultarem positivo, e analogamente, de nível baixo quando resultarem negativo.

#### 4.5.2 Identificação dos efeitos importantes

Existem várias maneiras de identificar se determinados efeitos são ou não importantes. No presente trabalho foi verificado qual é a porcentagem que cada quadrado dos efeitos exerce sobre a soma dos quadrados dos mesmos. Neste caso deve-se elevar ao quadrado cada efeito, calcular a soma e finalmente, calcular a contribuição que cada quadrado exerce sobre a soma, conforme Equação 13:

$$Porcentagem = \left( \frac{Efeito^2}{\sum Efeito^2} \right) \times 100 \quad (13)$$

Desta maneira é possível verificar graficamente qual é a contribuição de cada um dos efeitos na resposta que está sendo avaliada.

#### 4.6 ESTUDO CINÉTICO

A partir dos resultados obtidos na fase de identificação do melhor eletrodo e das melhores condições operacionais, foram realizados os estudos cinéticos que permitiram prever as taxas de remoção no tempo. Os ensaios dessa segunda etapa de estudo foram realizados a partir da condição ótima encontrada na fase de avaliação dos eletrodos.

Essa condição foi determinada a partir do fator resposta apontado no planejamento fatorial (turbidez) e também devido ao fato de que o eletrodo de ferro causou mudança de coloração no efluente tratado. Com isso, os ensaios cinéticos foram realizados em batelada, com eletrodos de alumínio, pH inicial 7, tensão elétrica de 12 V, e tempo de eletrólise de até 40 minutos sendo que amostras foram retiradas a cada 5 minutos para as análises. Nessa fase monitorou-se as evoluções dos

parâmetros turbidez, DQO, temperatura, condutividade, cor aparente, cor 254nm, óleos e graxas, cloretos, alumínio residual, pH e lodo residual.

Os métodos dos procedimentos utilizados para as análises realizadas após os ensaios cinéticos estão descritos no Quadro 3.

**Quadro 3 - Método dos procedimentos - Ensaio cinético**

<b>Parâmetro</b>	<b>Método</b>	<b>Referência</b>
Turbidez	SM 2130-B	APHA (2012)
DQO	SM 5220/D	APHA (2012)
Cor aparente	2120C	APHA (2012)
Cor 254nm	2120C	APHA (2012)
Óleos e graxas	SM 5520/D	APHA (2012)
Cloretos	Método de Mohr	ISO 9297:2000
Alumínio residual	Método da Alizarina red. S. Colorimétrico	LENG et al. (2016)
pH	SM 4500-H*/B	APHA (2012)
Lodo residual	SM 2540 - F	APHA (2012)

**Fonte: Autoria própria.**

Para leitura de temperatura e condutividade, foram feitas medições diretas nos equipamentos apropriados. Nas análises de cor a 254 nm, as amostras foram filtradas em filtros PVDF Millex HV da marca Merck Millipore, com abertura de 0,45 µm e 13 mm de diâmetro. O equipamento utilizado nas análises de alumínio residual e cor aparente foi o espectrofotômetro HACH modelo DR 2700, já para cor a 254 nm e DQO foi utilizado o aparelho HACH modelo DR 5000.

É importante ressaltar que o efluente utilizado nos ensaios cinéticos foi proveniente de uma segunda coleta, feita na mesma indústria e no mesmo ponto, mas por se tratar de um efluente real e devido a diversidade e a sazonalidade dos produtos fabricados alguns parâmetros do efluente sofreram variações, o que justifica determinadas diferenças encontradas nos resultados dessa etapa comparado com a fase de avaliação dos eletrodos.

Devido à escassez de literatura no estudo da eletrocoagulação especificamente para o tratamento de efluente proveniente de indústria de panificação, os resultados apresentados neste trabalho foram discutidos e analisados utilizando-se como parâmetro os resultados de pesquisas com eletrocoagulação no tratamento de diversos outros tipos de efluentes industriais.

## 5 RESULTADOS E DISCUSSÕES

### 5.1 CARACTERIZAÇÃO DO EFLUENTE LÍQUIDO BRUTO

Com relação à caracterização do efluente líquido bruto, os resultados estão apresentados na Tabela 15:

**Tabela 15 - Caracterização do efluente**

Parâmetro	Unidade	Valor
COT	mg/L	6.630
DQO bruta	mgO <sub>2</sub> /L	8.340
DQO filtrada	mgO <sub>2</sub> /L	3.634
pH		4,26
Ácidos voláteis	mg/L	8.222
Turbidez	NTU	488,00
Amônia (NH <sub>3</sub> - N)	mg/L	18,37
Fósforo (P)	mg/L	24,33
Fosfato (PO <sub>4</sub> <sup>-3</sup> )	mg/L	30,33
Nitrito (NO <sup>-2</sup> )	mg/L	0,70
Nitrato (NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> - N)	mg/L	45,33
Óleos e graxas totais	mg/L	747,00
Sólidos totais	mg/L	3,48
Sólidos totais fixos	mg/L	1,28
Sólidos totais voláteis	mg/L	2,19
Sólidos suspensos totais	mg/L	1,59
Sólidos suspensos fixos	mg/L	1,05
Sólidos suspensos voláteis	mg/L	0,53
Sólidos dissolvidos totais	mg/L	1,88
Sólidos dissolvidos fixos	mg/L	0,22
Sólidos dissolvidos voláteis	mg/L	1,66

**Fonte: Aatoria própria.**

O pH apresentou características ácidas com valores em torno de 4,26, similar ao observado por Noukeu et al. (2016) de 4,07, em um estudo de caso no qual analisaram as características físico-químicas dos efluentes de onze diferentes indústrias de alimentos de vários setores. Valores próximos, e com caráter ácido, também foram obtidos por Qasim e Mane (2013), ao caracterizar o efluente proveniente de uma indústria de biscoitos doces, onde o pH encontrado foi de 5,6.

Esse parâmetro é de extrema importância para o tratamento com eletrocoagulação. Dependendo do pH do efluente é um tipo de íon que é liberado na solução, conseqüentemente alterando o processo de coagulação das partículas. Por exemplo, em pH entre 2 e 3, as espécies dominantes de alumínio na solução serão  $\text{Al}^{3+}$  e  $\text{Al}(\text{OH})^{2+}$ , enquanto que entre pH 4 e 9, são formadas várias espécies poliméricas como  $\text{Al}_{13}\text{O}_4(\text{OH})_{24}^{7+}$  e precipitados de  $\text{Al}(\text{OH})_3$ , quando são usados eletrodos de alumínio (KOBAYA et al., 2006).

Nos casos em que a eletrocoagulação é realizada com eletrodos de ferro, o hidróxido de ferro,  $\text{Fe}(\text{OH})_2$  precipita em  $\text{pH} > 5,5$ , o qual permanece em equilíbrio com  $\text{Fe}^{2+}$ , até pH 9,5, ou com espécies monoméricas ( $\text{Fe}(\text{OH})^+$ ,  $\text{Fe}(\text{OH})_2$ ,  $\text{Fe}(\text{OH})_3^-$ ) em valores de pH maiores. Na presença de oxigênio o  $\text{Fe}^{2+}$  é oxidado para a forma insolúvel  $\text{Fe}(\text{OH})_3$ , formando flocos, os quais também podem estar em equilíbrio com espécies monoméricas solúveis como,  $\text{Fe}(\text{OH})_2^+$ ,  $\text{Fe}(\text{OH})_3$ ,  $\text{Fe}(\text{OH})_4^-$ , dependendo do pH do meio. Os hidróxidos insolúveis  $\text{Fe}(\text{OH})_2$  e  $\text{Fe}(\text{OH})_3$  é que se ligam aos compostos coloidais e espécies iônicas formando o lodo, que será removido pela eletroflotação (SIRÉS; BRILLAS, 2012).

O valor da Demanda Química de Oxigênio (DQO) encontrado no efluente alimentício estudado foi de 8.340 mg/L. Valor esse que pode ser considerado alto comparado com outros tipos de efluentes industriais, mas resultados relativamente próximos também foram obtidos por Ghimpusan et al. (2016) de 8.416 mg/L, em análise a efluentes de três diferentes indústrias de alimentos localizadas no noroeste da Itália.

Já valores variando de 3.900 a 17.500 mg/L, foram apresentados no estudo de Maya-Altamira et al. (2008) na caracterização de efluentes de diversas indústrias alimentícias. Portanto, é possível verificar que a concentração de matéria orgânica em termos de DQO varia de acordo o tipo de produto gerado, e pelas condições operacionais relativas a cada indústria, como, por exemplo, a frequência de atividades de limpeza, que ocasionará a diluição da matéria orgânica. Essa situação justifica a diversidade de valores apresentados na literatura.

Para a DQO filtrada foi obtido um valor consideravelmente menor em relação a DQO bruta, de 3.634 mg/L, que pode ser explicado pela presença de sólidos no efluente.

A turbidez de 488 NTU foi inferior ao encontrado por Durán et al. (2013) ao analisar o efluente de uma indústria de processamento de frutas e vinhos, que

encontrou um valor de 2110 NTU, mas em contrapartida foi superior aos 57,2 NTU obtido por Qasim e Mane (2013) no efluente proveniente de uma indústria de biscoitos. A justificativa para essa grande amplitude de valores recorre ao fato de o sistema de produção, o volume de efluente gerado e as características dos produtos utilizados pela indústria influenciarem na quantidade de partículas suspensas e coloidais presentes no efluente.

No efluente em questão foi obtido um valor de 747,00 mg/L para óleos e graxas, o que está dentro da margem encontrada por Ghimpusan et al. (2016), que obtiveram para esse parâmetro uma variação de 10 a 2.000 mg/L. O motivo da diferença entre limite inferior e superior serem bastante distintos é a quantidade de gordura presente nas matérias primas utilizadas.

No presente trabalho, o efluente estudado continha uma camada superficial de gordura bastante espessa que foi retirada antes da realização dos ensaios. Entretanto, constatou-se também que a parte líquida continha gordura dispersa e emulsificada.

Tratando-se de efluente alimentício, a quantidade de óleos e graxas presente foi bastante significativa, e pode ser decisiva na determinação do tratamento. Elas podem ser encontradas de diversas formas: flutuando, dispersas ou emulsificadas; sendo que a última é de mais difícil remoção (ALTAHER et al., 2016).

As concentrações de fósforo e fosfato obtidas foram de 24,33 mg/L e 30,33 mg/L, respectivamente. O fósforo junto com o nitrogênio são um dos principais elementos que causam a eutrofização das águas, principalmente em corpos hídricos fechados. Em águas residuais, o fósforo geralmente é encontrado nas formas de ortofosfato junto com pequenas quantidades de fosfato orgânico (İRDEMEZ; YILDIZ; TOSUNOĞLU, 2006). O valor de fósforo encontrado por Pala e Erden (2005) com efluente pré-tratado de uma panificadora foi de 25,5 mg/L, próximo ao obtido com o efluente alimentício. O fosfato pode ser proveniente do uso de detergentes, que contenham o mesmo em sua formulação, ou de conservantes químicos à base de fosfato que são utilizados como matéria-prima na indústria alimentícia.

O resultado para carbono orgânico total presente no efluente foi de aproximadamente 6.630 mg/L. Valor similar também foi obtido por Maya-Altamira et al. (2008) em efluentes de indústria de processamento de vegetais, gorduras e óleos, de 5.200 mg/L.

A presença de sólidos foi verificada com a determinação dos sólidos totais, suspensos e dissolvidos, podendo estes serem fixos ou voláteis. A concentração de

sólidos totais foi de 3,481 mg/L, desta fração 1,281 mg/L corresponde ao sólidos totais fixos e 2,199 mg/L ao sólidos totais voláteis. Valores aproximados foram obtidos por Roa-Morales et al. (2007) com efluente de indústria de massas e bolachas, encontrando ST de 2,905 mg/L.

A concentração de sólidos suspensos totais no efluente foi de 1,592 mg/L sendo que os suspensos fixos, que corresponde a parte inorgânica, totalizaram 1,053 mg/L e os voláteis, correspondente a fração orgânica, 0,539 mg/L. Thiruhnanasambandham et al. (2014) também obtiveram valores similares de sólidos suspensos com efluente de indústria de processamento de frango, 1,958 mg/L. Os sólidos em suspensão representam os materiais particulados maiores que 1,2  $\mu\text{m}$  (VON SPERLING, 1996).

Já os sólidos dissolvidos totais representam 1,889 mg/L sendo 0,228 mg/L a fração fixa e 1,660 a volátil.

Para o nitrito, nitrato e amônia foram obtidas concentrações de 0,7, 45,33 e 18,37 mg/L, respectivamente, indicando uma maior concentração de  $\text{NO}^{3-}$  - N na solução.

## 5.2 ENSAIOS DE AVALIAÇÃO DOS ELETRODOS

### 5.2.1 Ensaio com Eletrodos de Alumínio

Na Tabela 16 são apresentados os dados dos parâmetros analisados ao final dos ensaios de eletrocoagulação com eletrodos de alumínio.

**Tabela 16 - Dados dos ensaios com eletrodos de alumínio**

(continua)

Parâmetros	Ensaio 1	Ensaio 2	Ensaio 3	Ensaio 4	Ensaio 5	Ensaio 6	Ensaio 7	Ensaio 8
DQO (mg/L)	7872,0	7817,1	7762,2	7718,3	7718,3	7690,3	7696,3	7685,3
pH	4,26	4,33	7	7,1	4,37	4,5	7	7,15
Sólidos totais (mg/L)	2,1267	2,1083	3,2817	3,0000	2,1600	2,3117	2,9533	2,7633
Sólidos totais fixos (mg/L)	0,7217	0,8433	1,5083	1,4800	0,7350	0,6100	1,5600	1,3933
Sólidos totais voláteis (mg/L)	1,4050	1,2650	1,7733	1,5200	1,4250	1,7017	1,3933	1,3700
Sólidos suspensos totais (mg/L)	0,4833	0,3117	0,2450	0,0167	0,2383	0,0833	0,0317	0,0850

<b>(conclusão)</b>								
Parâmetros	Ensaio 1	Ensaio 2	Ensaio 3	Ensaio 4	Ensaio 5	Ensaio 6	Ensaio 7	Ensaio 8
Sólidos suspensos fixos (mg/L)	0,3733	0,0900	0,1733	0,0067	0,0400	0,0267	0,0133	0,0650
Sólidos suspensos voláteis (mg/L)	0,1100	0,2217	0,0717	0,0100	0,1983	0,0567	0,0183	0,0200
Sólidos dissolvidos totais (mg/L)	1,6433	1,7967	3,0367	2,9833	1,9217	0,6100	2,9217	2,6783
Sólidos dissolvidos fixos (mg/L)	0,3483	0,7533	1,3350	1,4733	0,6950	0,5833	1,5467	1,3283
Sólidos dissolvidos voláteis (mg/L)	1,2950	1,0433	1,7017	1,5100	1,2267	1,6450	1,3750	1,3500
Remoção de turbidez (%)	31,17	81,35	42,26	79,52	85,77	96,10	66,70	97,91

**Fonte: Autoria própria.**

Pode-se notar que o pH do efluente após o tratamento não teve variação significativa em nenhum dos ensaios realizados comparado ao pH de entrada. Ou seja, a alcalinidade produzida pelas reações eletroquímicas não foi suficiente para elevar de maneira efetiva o pH. Outro fator que influencia no pH final é o tipo do reator. Em estudo realizado por Vepsalainen (2012), onde foram medidos o pH final dos efluentes após serem submetidos a eletrocoagulação com os mesmos fatores mas em diferentes reatores, mostrou que em cada um dos reatores o pH final encontrado não foi o mesmo. Esse efeito é devido aos diferentes índices de  $Al/OH^-$  produzidos pelos reatores.

Já Feng et al. (2007) e Tchamango et al. (2010) que fizeram ensaios utilizando a eletrocoagulação com eletrodos de alumínio para tratamento de efluente industrial, relataram que houve um aumento do pH final em relação ao de entrada devido a liberação do íon  $OH^-$  durante o processo.

A concentração de sólidos sofreu uma redução significativa em todos os ensaios. Nos sólidos totais a remoção atingiu 39%, e 99% no que se refere aos sólidos suspensos. Resultados satisfatórios de remoções de sólidos também foram atingidos por Phalakornkule et al. (2010) ao aplicar semelhante tratamento em efluente produzido por meio da industrialização do óleo de palma na Tailândia.

As remoções de DQO em cada um dos ensaios estão sendo mostradas na Tabela 17.

Tabela 17 - Valores de remoção de DQO - Eletrodos de Alumínio

Ensaio	Tempo (min)	pH	Voltagem (V)	Remoção de DQO (%)
1	20	4,6	6	5,6
2	40	4,6	6	6,27
3	20	7,0	6	6,93
4	40	7,0	6	7,45
5	20	4,6	12	7,45
6	40	4,6	12	7,79
7	20	7,0	12	7,72
8	40	7,0	12	7,85

Fonte: Autoria própria.

A respeito da DQO, os valores ainda continuam altos. A remoção média ficou em torno de 7,13% sendo que foi no ensaio 8, onde os parâmetros foram pH de 7,0; tempo de 40 min., e voltagem igual a 12 V, que obteve-se a maior remoção com 7,85%.

Uma provável razão para essa baixa eficiência de remoção de DQO está nas características do efluente dessa primeira coleta. Provavelmente a quantidade de sólidos orgânicos dissolvidos era bem elevada, e sabe-se que a eletrocoagulação tem uma melhor atuação nos sólidos suspensos e coloidais. Como nessa pesquisa a eletrocoagulação está sendo estudada para atuar como um pré-tratamento, nesse nível de tratamento não são requisitados grandes remoções de DQO, uma vez que etapas mais efetivas virão posteriormente.

A remoção de DQO realizada com o pH do efluente próximo ao neutro também foi maior no estudo realizado por Kabuk et al. (2013) onde aplicaram o tratamento com eletrocoagulação em chorume. A eficiência de remoção nesse caso ficou em 71%. Combatt (2014) aplicando eletrocoagulação para tratamento de efluente de abatedouro de aves obteve uma remoção média de DQO em torno de 64%, em contrapartida foi aplicado uma densidade de corrente bastante superior, de 30 a 150 A/m<sup>2</sup> e tempo de eletrólise variando de 20 a 60 min.

Observa-se também que ao dobrar o tempo de tratamento de 20 min para 40 min não houve o dobro de remoção de DQO, apenas uma pequena melhora.

Considerando a voltagem, os ensaios com voltagem igual a 12 V foram mais efetivos na remoção de DQO, mas a diferença de remoção entre as duas voltagens testadas não foi muito significativa. O que pode ter ocorrido é que devido a proximidade entre elas, o efeito não foi bastante perceptível.

Comparando-se os ensaios 1 e 3, 2 e 4, 5 e 7, e 6 e 8 em que os parâmetros tempo e voltagem permaneceram os mesmos alterando-se apenas o pH, os ensaios que foram realizados com o pH do efluente igual a 7 proporcionaram remoções superiores. Roa-Morales et al. (2007) observaram que para o efluente de indústrias de massas e bolachas que foi pesquisado, o pH que proporcionou melhores remoções de DQO foi 4, mas que na região de pH que varia entre 3 e 8 a variação na remoção de DQO foi muito pequena.

Segundo Sangal, Mishra e Kushwaha (2013) vários autores relataram que as melhores eficiências de remoção de DQO ocorrem quando o pH inicial varia entre 6,5 e 7,0, ou seja, próximo do neutro.

Tratando-se de turbidez, que é o fator resposta definido no planejamento fatorial, os valores de remoção estão sendo apresentados na Tabela 18.

**Tabela 18 - Valores de remoção de turbidez - Eletrodos de Alumínio**

Ensaio	Tempo (min)	pH	Voltagem (V)	Remoção de turbidez (%)
1	20	4,6	6	31,17
2	40	4,6	6	81,35
3	20	7,0	6	42,26
4	40	7,0	6	79,52
5	20	4,6	12	85,77
6	40	4,6	12	96,10
7	20	7,0	12	66,70
8	40	7,0	12	97,91

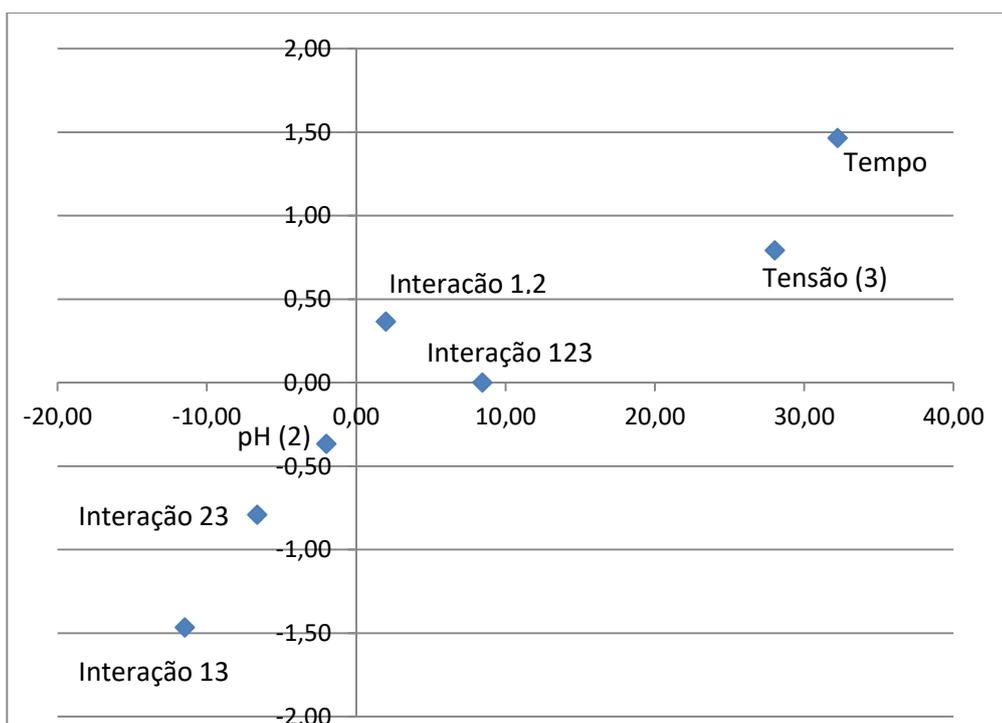
Fonte: Autoria própria.

A remoção média de turbidez ficou em torno de 72 %. No ensaio 8 foi obtida a maior porcentagem de remoção com 97,9%. Remoções acima de 90% também foram

obtidas por Giwa et al. (2012), Meas et al. (2010) e Tchamango et al. (2010) em pesquisas utilizando eletrodos de alumínio.

No Gráfico 8 está apresentado a influência desenvolvida por cada fator na remoção de turbidez no ensaio com eletrodos de alumínio.

**Gráfico 8 - Fatores que influenciam na turbidez - Eletrodos de Alumínio**



Fonte: Autoria própria.

Os fatores que tiveram uma influência maior na remoção da turbidez foram o tempo e a tensão. Para o tempo foi obtido fator de efeito igual a 32,24%, e próximo também ficou tensão com 28,05%. Esses dois fatores foram os que mais interferiram na remoção de turbidez também no estudo feito por Giwa et al. (2012), no qual utilizaram a eletrocoagulação com eletrodos de alumínio para remoção de turbidez em águas residuais de indústria petroquímica. Os autores constataram ainda que a eficiência de remoção e o consumo de energia foram diretamente afetados pelo tempo e pela voltagem aplicada.

Pelo cálculo do  $T_{\text{crítico}}$ , os efeitos cujos valores em módulo forem menores que 15,42% são desprezíveis em termos de remoção de turbidez.

### 5.2.2 Ensaio com Eletrodos de Ferro

Em relação aos ensaios de eletrocoagulação com eletrodos de ferro, os dados obtidos são apresentados na Tabela 19.

**Tabela 19 - Dados dos ensaios com eletrodos de Ferro**

Parâmetros	Ensaio 1	Ensaio 2	Ensaio 3	Ensaio 4	Ensaio 5	Ensaio 6	Ensaio 7	Ensaio 8
DQO (mg/L)	7926,9	8113,5	8047,6	8025,7	7904,9	8025,7	8080,6	8086,1
pH	4,42	4,51	7,3	7,4	4,58	4,96	7,6	8,84
Sólidos totais (mg/L)	2,2533	2,2967	2,9600	3,4633	2,1917	2,4733	2,5550	2,6300
Sólidos totais fixos (mg/L)	0,3540	0,4117	0,9917	0,7367	0,3550	0,4733	0,9133	0,7867
Sólidos totais voláteis (mg/L)	1,8993	1,8850	1,9683	2,7267	1,8367	2,0000	1,6417	1,8433
Sólidos suspensos totais (mg/L)	0,3000	0,3783	0,6783	0,3850	0,3900	0,3517	0,3067	0,2987
Sólidos suspensos fixos (mg/L)	0,2033	0,3050	0,5050	0,2983	0,3433	0,2892	0,2654	0,2381
Sólidos suspensos voláteis (mg/L)	0,0967	0,0733	0,1733	0,0867	0,0467	0,0625	0,0413	0,0606
Sólidos dissolvidos totais (mg/L)	1,9533	1,9183	2,2817	3,0783	1,8017	2,1217	2,2483	2,3313
Sólidos dissolvidos fixos (mg/L)	0,1507	0,1067	0,4867	0,4383	0,0117	0,1841	0,6479	0,5486
Sólidos dissolvidos voláteis (mg/L)	1,8027	1,8117	1,7950	2,6400	1,7900	1,9375	1,6004	1,7827
Remoção de turbidez (%)	1,54	2,15	22,09	81,41	4,20	21,41	84,30	86,13

Fonte: Autoria própria.

O pH do efluente tratado com eletrodo de ferro sofreu um leve aumento comparado ao pH inicial, e esse aumento foi maior nos ensaios em que a tensão foi de 12 V. No ensaio 8 foi que essa variação se destacou mais, passando de 7 para 8,84. Esse aumento também foi relatado por Ilhan et al. (2008) no ensaio de eletrocoagulação com eletrodos de ferro para tratamento de chorume. No estudo também foi verificado que a variação do pH depende da tensão aplicada.

Na Tabela 20 são apresentadas as remoções de DQO relativas a cada ensaio.

**Tabela 20 - Valores de remoção de DQO - Eletrodos de ferro**

Ensaio	Tempo (min)	pH	Voltagem (V)	Remoção de DQO (%)
1	20	4,6	6	4,95
2	40	4,6	6	2,72
3	20	7,0	6	3,51
4	40	7,0	6	3,77
5	20	4,6	12	5,22
6	40	4,6	12	3,77
7	20	7,0	12	3,11
8	40	7,0	12	3,05

Fonte: Autoria própria.

As remoções de DQO ficaram na média de 3,76%, não sofrendo variações significativas, o que são indícios que a grande parcela da DQO é dissolvida.

Valores menos expressivos de remoções de DQO também foram apresentados por Jesus et al. (2011), onde a utilização da eletrocoagulação com eletrodos de ferro para tratamento de lixiviado de aterro sanitário apresentou uma remoção de 3,7%. Resultados mais significativos só foram atingidos com voltagens mais elevadas, atingindo o máximo de 28%.

A partir dos dados expostos, verifica-se que o pH inicial de 4,6 proporcionou uma melhor remoção de DQO comparado ao pH neutro. Em contrapartida Hossain et al. (2013) observaram que o pH inicial próximo do neutro promove uma eficiência maior na remoção de DQO em efluentes têxtil.

Aplicando-se a voltagem de 12 V as remoções de DQO foram em média um pouco maiores comparado a voltagem inferior, mas essa diferença foi bem pequena. É possível atribuir esta remoção de DQO ligeiramente maior, ao aumento da voltagem, pois está ocorrendo a uma maior dissolução do ânodo aumentando assim a formação de hidróxidos catiônicos, além do aumento do número de bolhas, e as mesmas com menor diâmetro (KOBAYASHI et al., 2003; CHEN, 2004).

Para os sólidos foram obtidas concentrações menores após o tratamento, mas em comparação com o eletrodo de alumínio essa remoção foi menor.

Na tabela 21 são mostradas as porcentagens de remoção de turbidez relativas a cada ensaio.

**Tabela 21 - Valores de remoção de turbidez - Eletrodos de ferro**

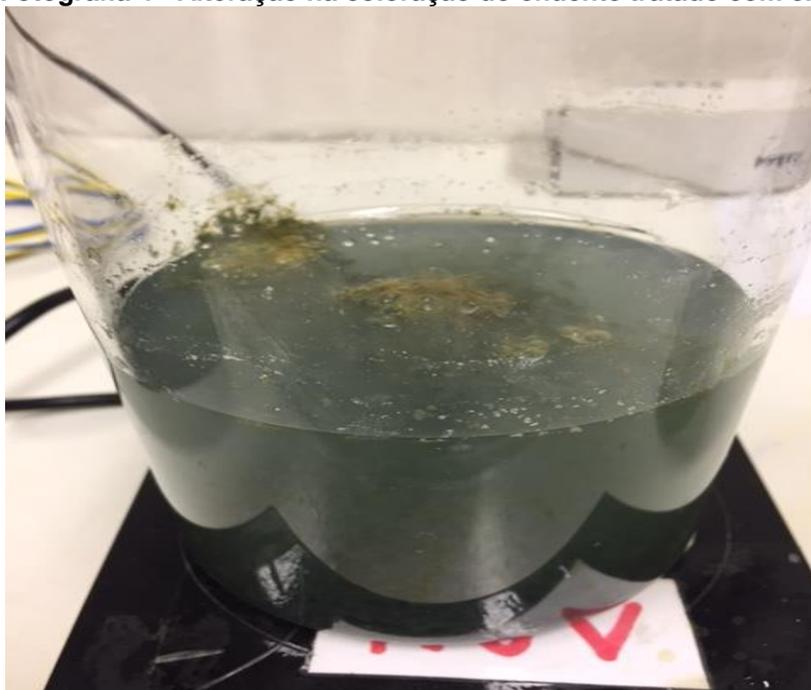
Ensaio	Tempo (min)	pH	Voltagem (V)	Remoção de turbidez (%)
1	20	4,6	6	1,54
2	40	4,6	6	2,15
3	20	7,0	6	22,09
4	40	7,0	6	81,41
5	20	4,6	12	4,20
6	40	4,6	12	21,41
7	20	7,0	12	84,3
8	40	7,0	12	86,13

Fonte: Autoria própria.

A remoção de turbidez chegou ao seu ápice atingindo 86,16% no ensaio 8. Nos ensaios realizados com o efluente no pH de 7 foi verificada uma maior remoção de turbidez comparado aos ensaios realizados no pH natural. Esse fato também ocorreu com Cerqueira et al. (2009) e Kobya et al. (2003) no estudo da aplicação da eletrocoagulação com efluentes têxteis.

Em contrapartida, as amostras tratadas cujo pH inicial era neutro sofreram alteração na coloração. A princípio, durante o tratamento, a coloração aparentou-se “esverdeada”. Na Fotografia 4 é mostrada essa alteração na cor.

**Fotografia 4 - Alteração na coloração do efluente tratado com eletrodos de ferro**



**Fonte: A autoria própria.**

Isso ocorre devido ao desprendimento de ferro do eletrodo. Após algumas horas, essas amostras tornaram-se “amareladas”. Na Fotografia 5 são apresentadas as amostras dos efluentes após a eletrocoagulação.

**Fotografia 5 - Amostras tratadas com eletrodos de ferro**



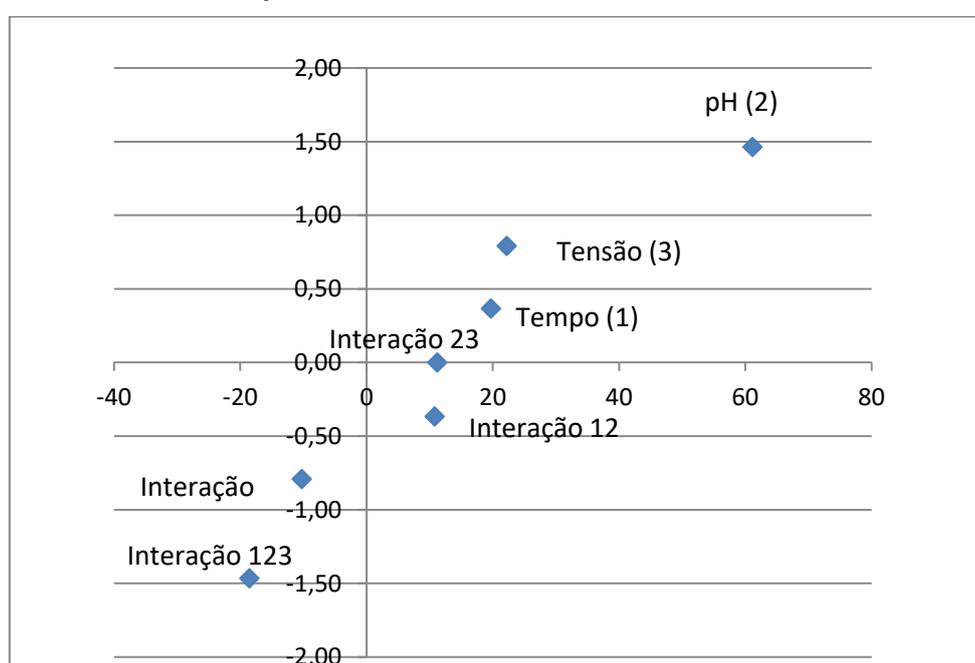
**Fonte: A autoria própria.**

Observa-se que as amostras dos ensaios 3, 4, 7, e 8 apresentaram alteração de cor comparada com as demais. Essa situação também foi descrita por Aswathy et al. (2016) e também por Kobya et al. (2006) no tratamento de efluente proveniente da industrialização de batata tipo “chips”. Segundo os autores, essa cor “esverdeada” e “amarelada” é resultado da liberação dos íons  $\text{Fe}^{2+}$  e  $\text{Fe}^{3+}$  que são comumente gerados na eletrólise com o eletrodo de ferro. Eles são relativamente solúveis em

condições ácidas ou neutras e podem ser facilmente oxidados com a presença de oxigênio na água. Além disso,  $\text{Fe}^{3+}$  existe em partículas finas e amarelas de  $\text{Fe}(\text{OH})_3$  sendo difícil de resolver. Pode-se considerar também que eletrodos de ferro em circuito aberto sofrem corrosão.

No Gráfico 9 são mostrados os parâmetros da que mais influenciaram na remoção de turbidez dentre os fatores estudados, nos ensaios utilizando o conjunto de eletrodos de ferro.

**Gráfico 9 - Fatores que influenciam no tratamento com eletrodos de ferro**



**Fonte: Autoria própria.**

O fator de efeito do pH foi o maior, com 61,15. Em segundo lugar ficaram próximos os fatores corrente e tempo com 22,21 e 19,75 respectivamente. Esse resultado reforça a importância do pH inicial do efluente para o processo de eletrocoagulação conforme foi comentado por Chen (2004), Mollah et al. (2001); Kobya et al. (2003) e Kabdasli et al. (2015).

No estudo de Kobya et al. (2003), para tratamento de efluente de indústria têxtil, em meio neutro para alcalino, (pH entre 7 e 9), com eletrodos de ferro, foi possível conseguir altas eficiências de remoção de DQO e turbidez. Além de remoção satisfatória de DQO, Chen (2004) também ressalta a melhores remoções de cor em efluente de tinturaria e estampagem de tecido

Os outros dois parâmetros que seguem tem relevância praticamente iguais no tratamento com eletrodo de ferro.

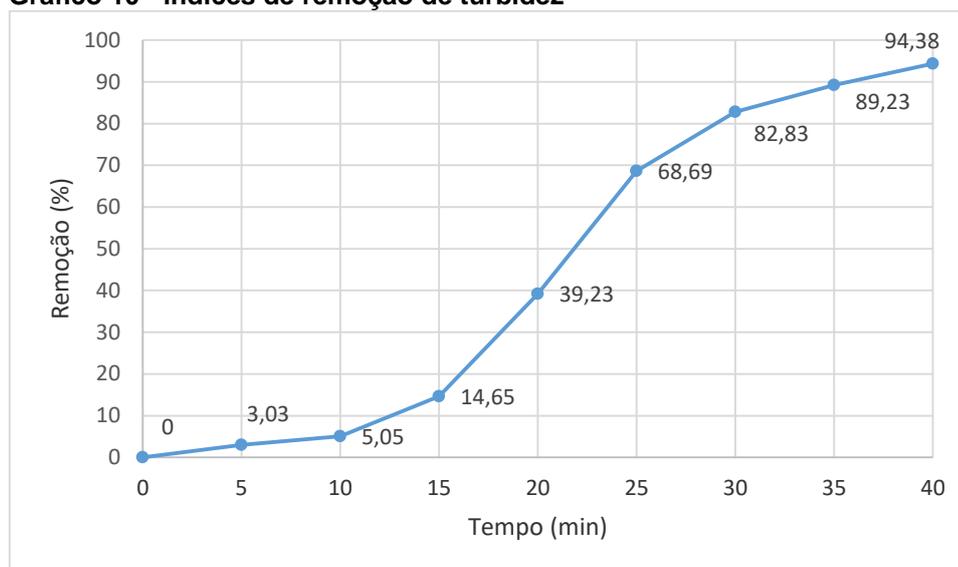
Na etapa de avaliação dos eletrodos, constatou-se que os melhores resultados, principalmente em termos de remoção de turbidez, foram obtidos para o eletrodo de alumínio, além disso, efluente gerado após a eletrocoagulação com eletrodos de ferro sofreu alteração de cor, o que acaba gerando um efeito indesejado no efluente tratado, que é consequência do tipo de material do eletrodo.

Outro fator é que quando é utilizado o ferro como eletrodo não acontecem reações secundárias no ânodo, não havendo a formação de oxigênio. Já no caso do alumínio são formados gases hidrogênio e oxigênio, ajudando assim na remoção dos poluentes, que é o processo conhecido de eletroflotação (RINCÓN; LA MOTTA, 2014). Desta forma, este eletrodo foi o escolhido para a continuidade da pesquisa, caracterizada pela execução dos ensaios cinéticos. Em todos os ensaios cinéticos trabalhou-se com pH inicial de 7,0 e tensão provenientes da fonte de 12 Volts.

## 5.3 ENSAIOS CINÉTICOS

### 5.3.1 Turbidez

No caso do tratamento realizado com efluente de indústria alimentícia, os valores de remoção de turbidez obtidos estão apresentados no Gráfico 10.

**Gráfico 10 - Índices de remoção de turbidez**

Fonte: Autoria própria.

Pode-se observar que a remoção aumentou ao longo do tempo de tratamento. A turbidez inicial da amostra era de 594 NTU e após 40 minutos de tratamento verificou-se 33,4 NTU, o que indica uma remoção de aproximadamente 95%. Os parâmetros operacionais do sistema são determinantes para o sucesso do tratamento. Nesse caso, os fatores operacionais tensão e tempo de operação foram os mais relevantes na remoção de turbidez, conforme apresentado no Gráfico 8 do capítulo de ensaios de avaliação dos eletrodos.

Resultados expressivos para turbidez também foram apresentados por Merzouk et al. (2010) ao analisarem a eletrocoagulação com eletrodos de alumínio em dois tipos de efluentes: um efluente sintético composto de água e sílica gel (1), e outro efluente real proveniente de indústria têxtil (2). A partir dos parâmetros de operação ótimos, sendo pH inicial de 7,6 e 10 minutos de tratamento foram obtidos remoções de turbidez de 89,6% para o efluente (1) e 76,2% para o efluente (2).

Já Meas et al. (2010) aplicaram eletrocoagulação para o tratamento de água residual proveniente de uma indústria de aeronaves e obtiveram 99% de remoção de turbidez com pH inicial variando entre 6,5 e 7,5 e tempo de tratamento variando de 5 a 6 minutos. Os autores observaram também que a partir desse tempo de operação os valores de remoção de turbidez diminuiram, o que provavelmente seja devido a variação do pH da amostra.

Borbón et al. (2014) obtiveram 99,9% de remoção de turbidez ao estudarem o uso da eletrocoagulação para tratamento de efluente de laticínios. No ensaio a

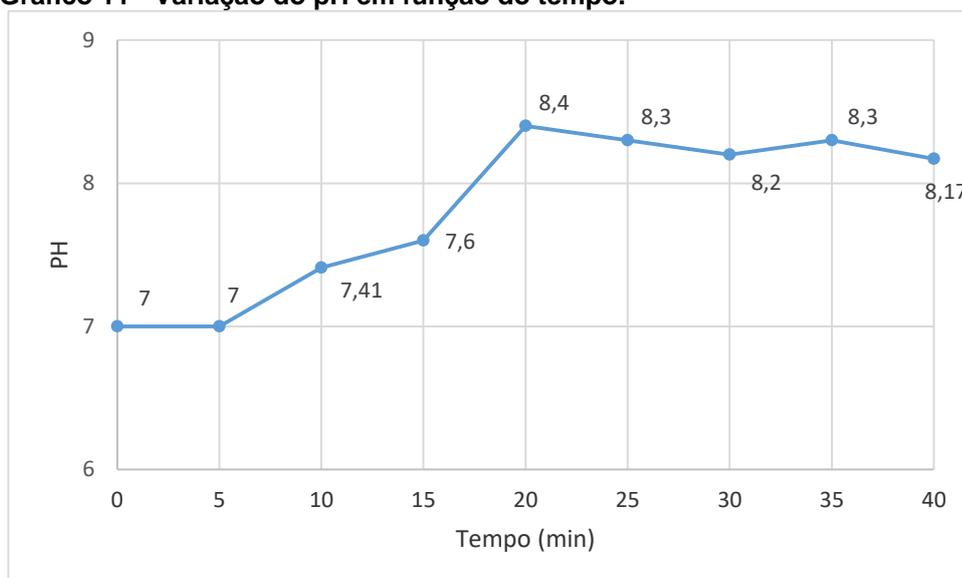
turbidez final do efluente foi de 3 NTU. Para o experimento, o pH inicial da amostra era de 8,27. O tempo de operação foi de 120 minutos, mas os autores observaram que após 60 minutos de operação a porcentagem de remoção não variou significativamente, evoluindo apenas cinco pontos percentuais até o final do tratamento.

A utilização de outros tipos de materiais de eletrodos no processo de eletrocoagulação, como o cobre, também mostrou-se eficiente na remoção de turbidez de efluentes industriais. Garcia et al. (2015) realizaram o tratamento com efluente proveniente de um parque industrial composto por 136 indústrias, onde o efluente continha altas concentrações de matéria orgânica e sais. Eles obtiveram uma remoção de 91% na turbidez aplicando-se tensão de 3 V e pH inicial igual a 4.

Comumente a turbidez é o parâmetro que melhor obtém resultado no processo de tratamento com eletrocoagulação. Ela engloba partículas sólidas e coloidais menores que 0,2  $\mu\text{m}$ . Uma razão pela qual o efluente bruto permanece turvo após sedimentação é que as partículas coloidais interagem de forma a dispersar-se espontaneamente no líquido, formando uma suspensão homogênea e estável (KARPUZCU et al., 2002).

### 5.3.2 pH

No Gráfico 11 são mostrados os dados de leitura do pH em função do tempo de tratamento.

**Gráfico 11 - Variação do pH em função do tempo.**

**Fonte: Autoria própria.**

Conforme apresentado no Gráfico 11, houve um aumento do pH da solução ao final do tempo de tratamento proposto para este estudo. Após os 40 minutos de tratamento o pH subiu de 7 para 8,17. Com 20 minutos de operação foi obtido o pH máximo de 8,4, e a partir daí não sofreu grandes variações comparado aos primeiros 20 minutos.

Segundo Cerqueira et al. (2009) e Elazzouzi et al. (2017) durante a eletrólise com pH inicial próximo ao neutro, o pH final da solução tende a aumentar. Provavelmente isso ocorre devido a produção de  $H_{2(g)}$  no cátodo e pela liberação de  $OH_{(aq)}$ , conforme demonstrado no mecanismo resumido de eletrocoagulação, apresentado na Figura 2 (página 23).

Convém salientar que mesmo obtendo valores mais elevados de pH nos ensaios cinéticos, eles ainda são compatíveis com um provável tratamento biológico posterior. Valores de pH compreendidos entre 6 e 9 são aceitáveis para um tratamento biológico, pois valores de pH muito afastados da neutralidade tendem a afetar as taxas de crescimento dos microrganismos (VON SPERLING, 1996).

Alguns autores relataram esse acréscimo no pH em seus trabalhos, como Ghalwa et al. (2015) que observaram o aumento do pH ao aplicar a eletrocoagulação utilizando-se de eletrodos de alumínio para a remoção de pesticida da água. Elazzouzi et al. (2017) também apresentaram uma variação de pH de 7,4 para 8,1 ao aplicar o tratamento em esgoto com um tempo operacional de 50 minutos. No tratamento de

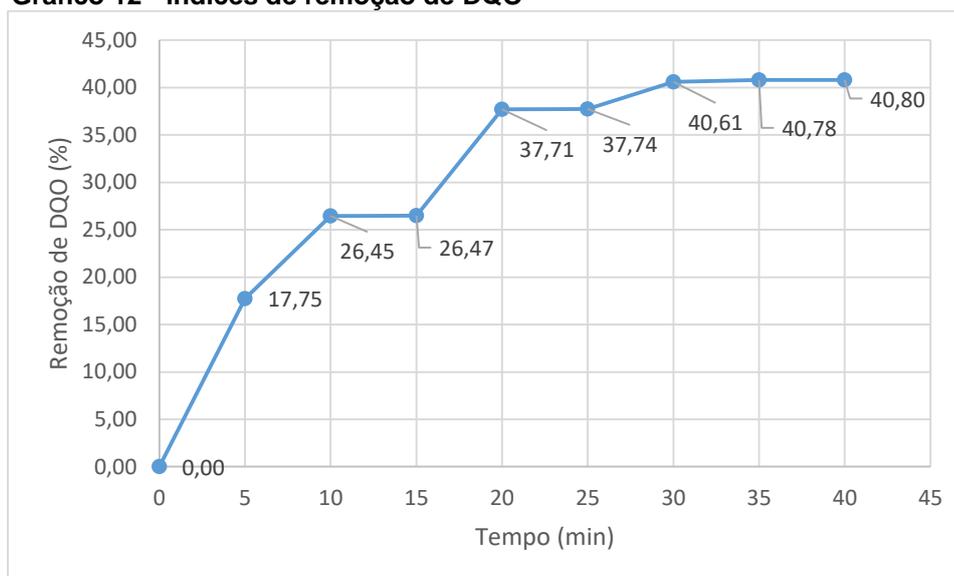
efluente de curtume, Feng et al. (2007) obtiveram um aumento de pH de 7,85 para 8,7 utilizando-se eletrodos de alumínio e tempo operacional de 60 minutos. No estudo também foi observado que a partir de aproximadamente 25 minutos de operação o pH final estabilizou.

O pH da solução de reação muda durante o processo de eletrocoagulação (aumentando ou diminuindo com o tempo operacional). Essa variação do pH inicial da solução depende do material do eletrodo, do material adsorvente e o pH inicial do efluente afetando diretamente a performance do tratamento (CHEN et al., 2000; GHALWA et al., 2015; KABDASLI et al., 2012). Segundo Kobya et al. (2006), esse comportamento obtido para o pH é atribuído a capacidade tamponante do sistema  $Al^{3+}/ Al(OH)_3$ . Na pesquisa realizada por eles, foi mostrado que para eletrodos de alumínio quando o pH inicial for inferior a 8, o pH final aumenta. Já acima desse ponto o pH final diminui.

Para cada intervalo de pH é uma espécie de alumínio que é liberada, por exemplo: quando o pH está no intervalo entre 2–3 predominam as espécies  $Al^{3+}$  e  $Al(OH)_2^+$ , já quando o pH está entre 4-9 são gerados íons  $Al^{3+} OH^-$  pelos eletrodos que reagem formando espécies como  $Al(OH)_2^+$ ,  $Al(OH)_2^{2+}$ ,  $Al_6(OH)_{15}^{3+}$ ,  $Al_7(OH)_{17}^{4+}$ ,  $Al_{13}(OH)_{34}^{5+}$  que finalmente se transformam em  $Al(OH)_3$  mediante mecanismos complexos de polimerização/precipitação. Para pH maiores que 8 a concentração do ânion  $Al(OH)_4^-$  aumenta, reduzindo significativamente a concentração de  $Al(OH)_3$  (MERZOUK et al., 2010). Além do exposto acima, quando o pH do efluente permanece na faixa entre 7 e 8, o mecanismo de floculação por varredura é favorecido, principalmente se a forma sólida do hidróxido de alumínio  $Al(OH)_3$  prevalecer no meio líquido (CHAWALOESPHOSIYA et al., 2015)

### 5.3.3 Demanda Química de Oxigênio

No que diz respeito a remoção de DQO, no Gráfico 12 são apresentados os índices de remoção em função do tempo de operação:

**Gráfico 12 - Índices de remoção de DQO**

Fonte: Autoria própria.

Após 40 minutos de operação observou-se uma remoção máxima de 40,8%. Deve-se destacar também que a partir dos 20 minutos de tratamento até o final evoluiu apenas três pontos percentuais, o que pode-se concluir que a maior parte da remoção ocorreu nos primeiros 20 minutos de operação.

Diferente do que foi apresentado no ensaio de avaliação dos eletrodos, nesse caso houve uma significativa remoção da matéria orgânica. Essa diferença pode ter ocorrido em virtude de diferentes características do efluente, uma vez que os ensaios de avaliação dos eletrodos foram realizados com o efluente da primeira coleta, e os ensaios cinéticos foram realizados com o efluente da segunda coleta.

Valores relevantes de remoção de DQO com eletrocoagulação foram encontrados por Shivaprasad e Bhagwat (2017) no tratamento de efluente têxtil, obtendo-se 90% de remoção de DQO, utilizando eletrodos de alumínio, tempo de tratamento de 40 minutos, aplicando tensão de 12 V, pH 8,0 e distância entre os eletrodos de 3 cm.

Em outro trabalho apresentado por Tchamango et al. (2010), a remoção de DQO de efluente de laticínio diluído em 1 g/L foi de 61%. Na pesquisa foi utilizado um par de eletrodos de alumínio de 10 cm x 4 cm x 0,5 cm e 30 minutos de operação. Eles atribuíram este baixo percentual de remoção de DQO à presença de carboidratos e também de compostos orgânicos dissolvidos.

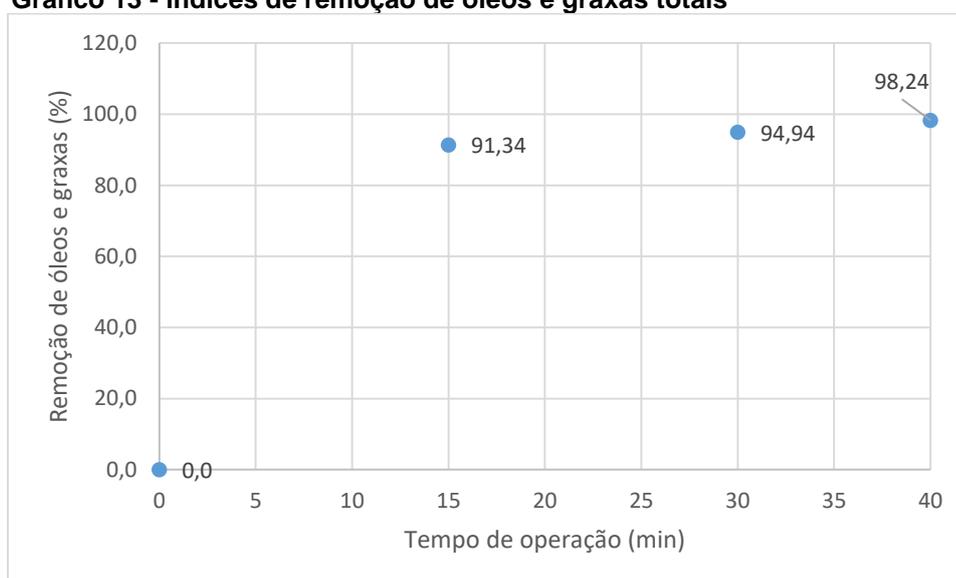
Inan et al. (2004) estudaram a eletrocoagulação para tratamento de efluente de azeite de oliva. O experimento com 30 minutos de tratamento, eletrodos de alumínio

e pH inicial de 6,2, tensão de 12 V, e, efluente diluído em 10%, também proporcionou uma baixa remoção de DQO de 52%.

### 5.3.4 Óleos e graxas totais

No Gráfico 13 são apresentados os índices de remoção de óleos e graxas totais do efluente bruto, e nos tempos de 15, 30, e 40 minutos de tratamento.

**Gráfico 13 - Índices de remoção de óleos e graxas totais**



**Fonte: Autoria própria.**

O efluente bruto utilizado para essa análise continha 1.486,9 mg/L de óleos e graxas. Com apenas 15 minutos de tratamento houve uma remoção de 91,34%, reduzindo para 128,7 mg/L. No tempo de 30 minutos esse índice passou para 94,94% com 75,2 mg/L de óleos e graxas no efluente. A remoção máxima (de 98,24%) foi obtida aos 40 minutos de tratamento. A partir do gráfico conclui-se também que a maior parte da remoção aconteceu nos primeiros 15 minutos de tratamento, sendo que a partir desse ponto até o final a remoção aumentou apenas 6,9 pontos percentuais.

Índices elevados de remoção de óleos e graxas totais também foram apresentados por Xu e Zhu (2004) que aplicaram eletrocoagulação utilizando-se eletrodos de ferro para tratamento de efluente proveniente de um refeitório. De acordo com os autores, a água continha quantidades elevadas de óleos e graxas. A remoção

ultrapassou 99% na condição ótima (pH de 6, tempo de operação de 60 minutos), sendo que a principal remoção ocorreu entre 20 e 30 minutos de tratamento.

Outro estudo realizado por Chen et al. (2000) com efluentes de vários tipos de restaurantes mostrou que a eletrocoagulação obteve eficiências acima de 95% para remoção de óleos e graxas em todos os efluentes testados. Na pesquisa foram utilizados diversos materiais para os eletrodos, sendo o alumínio o que proporcionou os melhores resultados considerando os diversos parâmetros estudados.

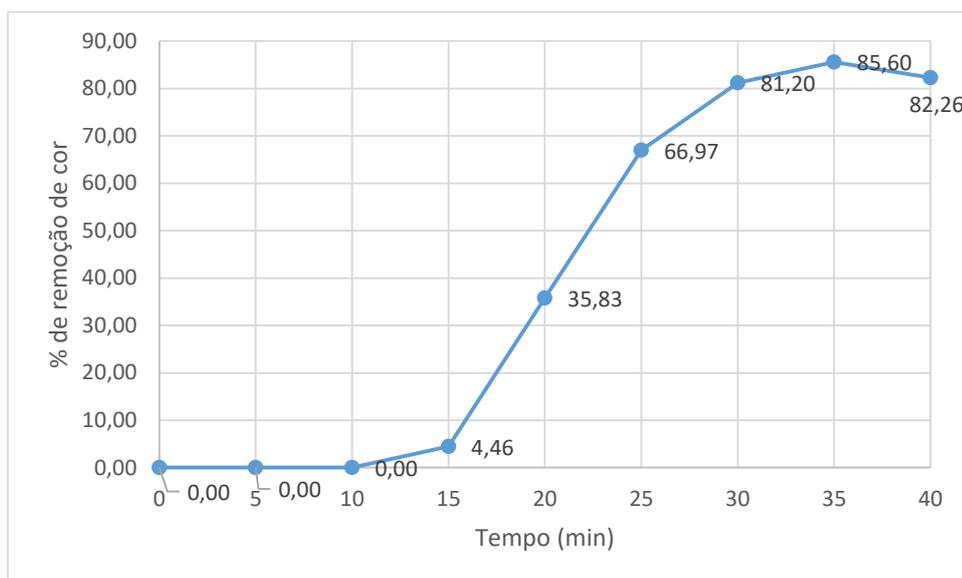
Bensadok et al. (2008) aplicaram a eletrocoagulação com eletrodos de alumínio em um efluente sintético preparado a base de óleo mineral. Na pesquisa os ensaios foram realizados com efluentes nas concentrações de 2%, 4% e 6% de óleo. Os autores observaram que quanto maior a proporção de óleo no efluente menor foi a remoção de DQO e turbidez obtida pelo tratamento.

Óleos e graxas são um dos mais importantes hidrocarbonetos do mundo moderno. Eles são encontrados no efluente de diversos tipos de indústrias, sendo a indústria alimentícia uma das principais devido a sua grande utilidade na fabricação dos alimentos (KAJITVICHYANUKUL et al., 2011). Ao ser descartado sem tratamento no meio ambiente, esse efluente causa a formação de filmes superficiais e depósitos de crostas impactando diretamente o meio ambiente, contaminando assim tanto as águas superficiais quanto o lençol freático, podendo afetar os sistemas aquáticos e a saúde humana (FOX et al., 2016).

A remoção de óleos e graxas totais de águas contaminadas é um dos principais desafios das práticas de tratamento (BRATSKAYA et al., 2006). A eletrocoagulação é uma alternativa disponível, sendo que recentemente está tendo uma grande tendência da utilização desse tratamento na remoção de óleos e graxas de efluentes. A remoção desses poluentes por eletrocoagulação é um complicado processo que envolve vários fenômenos químicos e físicos, que são controlados pela ação dos parâmetros da eletroquímica, fisicoquímica e da hidrodinâmica (AN et al., 2017; BENSADOK et al., 2011; UN et al., 2009).

### 5.3.5 Cor

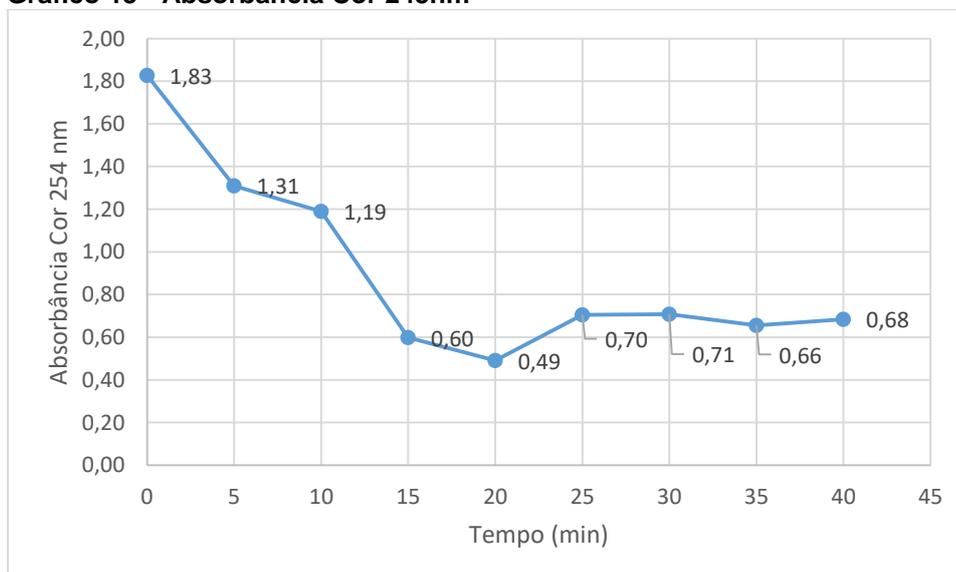
No Gráfico 14 estão indicados os índices de remoção de cor aparente.

**Gráfico 14 - Índices de remoção de cor aparente**

Fonte: Autoria própria.

Para o efluente bruto e nos primeiros 10 minutos de operação, a absorvância do efluente coletado ultrapassou a capacidade de leitura do aparelho, que é de 3.500 mg/L de PtCo, portanto foi considerado 0% de remoção. A partir dos 10 minutos de tratamento os índices de remoção foram aumentando até atingir 85,6% com 35 minutos de tratamento.

Já no Gráfico 15 estão apresentados os resultados para as leituras em espectrofotômetro de cor a 254nm.

**Gráfico 15 - Absorvância Cor 254nm**

Fonte: Autoria própria.

No início do tratamento a absorvância do efluente era de 1,83. Com 20 minutos de tratamento foi obtida a menor leitura de absorvância, atingido o índice de 0,49, correspondendo à 73,22% de remoção de cor nesse comprimento de onda. A partir desse ponto os valores aumentaram oscilando em entre 0,6 e 0,7.

Tal eficiência também foi relatada por Fajardo et al. (2017) ao analisarem a eficiência da eletrocoagulação na remoção do corante preto. Foram testados vários parâmetros operacionais, como pH inicial, rotação do agitador, densidade de corrente, concentração do corante, e material do eletrodo. Além disso, a pesquisa foi realizada a partir de dois sistemas: batelada e com recirculação de efluente. As maiores remoções para ambos os sistemas foram obtidas com pH inicial de 6, concentração de corante de 100 mg/L, velocidade do agitador magnético de 800 rpm (no caso do sistema em batelada) e a utilização de eletrodos de alumínio. Com essa configuração houve uma remoção de cor de 97%, porém diferenciaram-se no tempo de tratamento e na energia gasta para atingir índices consideráveis de remoção. Nesse caso o sistema com recirculação foi mais eficiente.

Em outro estudo realizado por Naje et al. (2016), foi avaliada a eletrocoagulação para tratamento de efluente têxtil. No reator utilizado pelos autores havia rotação dos próprios eletrodos, não havendo assim a necessidade de agitador magnético. Foi obtida uma remoção de 98,5% de cor na condição ótima, utilizando-se 10 minutos de operação, rotação de 150 rpm e pH inicial de 4,57.

Khataee et al. (2009) utilizaram vários tipos de tratamento físico-químico, dentre eles a eletrocoagulação, para a remoção de corante azul da água. Os pesquisadores mesclaram eletrodos de ferro e de aço para o tratamento. A remoção de cor foi de 97,26% com apenas 8 minutos de operação.

Kac et al. (2017) aplicaram eletrocoagulação para remoção de substâncias húmicas de uma solução preparada com concentração de 30 mg/L, eletrodos de alumínio, 25 min de tratamento e pH inicial de 4,0. Obtiveram remoção de cor em 254nm de 96,5%.

A cor é um parâmetro que a legislação Brasileira ainda não regulamentou os níveis adequados e seguros para descarte, porém pode ser interpretado como uma indicação da ineficiência do sistema de tratamento.

A presença de cor no efluente é um problema sério, pois além de afetar a estética desencoraja os habitantes de utilizarem a água do corpo receptor. Outros fatores como solubilidade e transparência também são afetados com a presença de

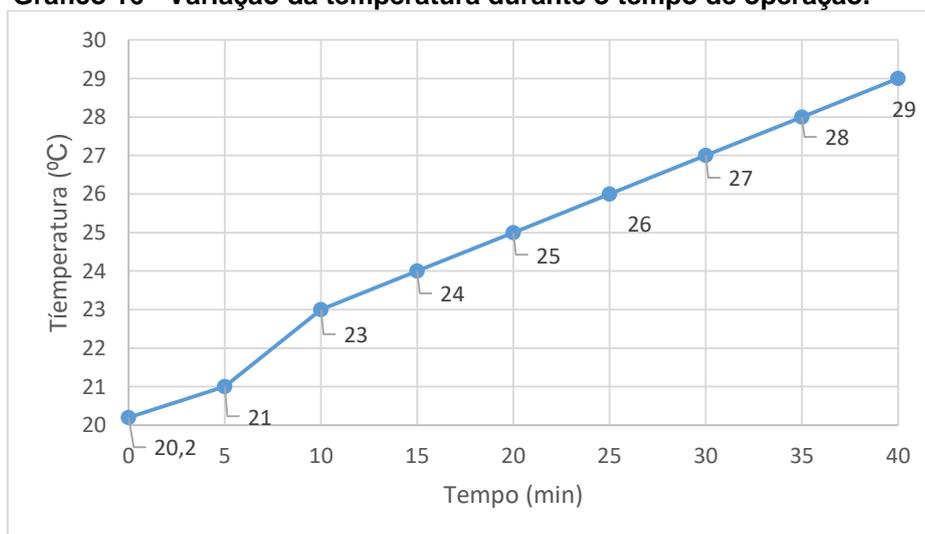
corantes mesmo que em pequenas quantidades ou concentrações. Indústrias como têxtil, cosméticos, papel, petroquímica, farmacêutica e de alimentos produzem grandes volumes de efluentes contaminados com altas concentrações de corantes (BRILLAS; MARTÍNEZ-HUITLE, 2015).

Nesse trabalho, a cor foi avaliada em dois parâmetros: cor aparente e cor a 254nm. O comprimento de onda UV254 representa a matéria orgânica cuja estrutura seja C=C e C=O, tendo forte absorbância a 254 nm (TRIPATHI et al, 2011). Quando utiliza-se o parâmetro de turbidez para monitorar a eficiência de um tratamento de água ou efluente, principalmente por coagulação/floculação, considera-se que poderão estar sendo removidas substâncias orgânicas e inorgânicas, além de contaminantes particulados. Ao utilizar a leitura em espectrofotômetro, em comprimento de onda de 254 nm (região UV), mede-se o conteúdo aromático da matéria orgânica presente na amostra (ASSMANN; SCOTT; BILLER, 2017), ou seja, juntamente com a remoção da turbidez, é possível obter redução na cor da amostra medindo esta em 254 nm de comprimento de onda.

### 5.3.6 Temperatura

No Gráfico 16 é possível observar a variação da temperatura durante o tempo de tratamento do efluente por eletrocoagulação.

**Gráfico 16 - Variação da temperatura durante o tempo de operação.**



**Fonte: Autoria própria.**

O efluente estava na temperatura ambiente no início do tratamento, ou seja, em torno de 20°C. Conforme verifica-se no gráfico, houve uma elevação de temperatura de 1°C a cada 5 minutos. Após os 40 minutos de operação o efluente estava a uma temperatura de 29°C. Comparado ao efluente inicial houve uma variação de aproximadamente 9°C até o final do tratamento.

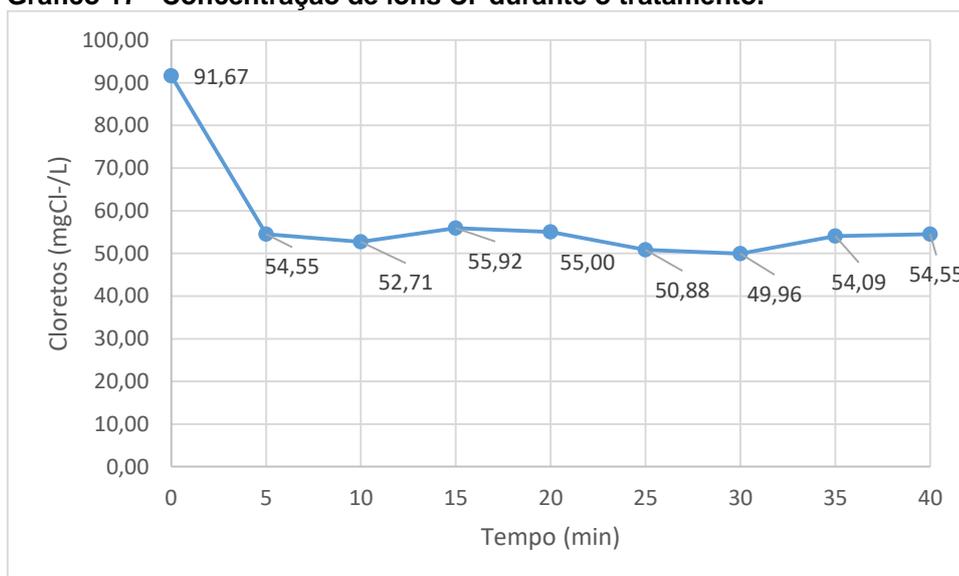
Fenômeno semelhante ocorreu no tratamento de chorume com eletrocoagulação. Foram testados dois materiais de eletrodos, o ferro e o alumínio, e duas densidades de corrente. Foi observado que a utilização do alumínio elevou mais a temperatura comparado ao ferro. Também foi possível verificar que tensões mais elevadas provocam um maior aumento de temperatura (ILHAN et al., 2008).

O efeito da temperatura na eletrocoagulação não é muito investigado, embora essa técnica não seja tão recente. Porém, para o tratamento de água, a literatura mostra que a eficiência do alumínio como coagulante aumenta com temperaturas até 60°C. Esse efeito foi atribuído ao aumento da atividade de destruição do filme de óxidos de alumínio na superfície dos eletrodos, os quais induzem a passivação. Já quando a temperatura é muito alta, há um encolhimento dos poros de  $\text{Al}(\text{OH})_3$ , resultando em flocos mais compactos que são facilmente depositados na superfície do eletrodos. Entretanto, o aumento da temperatura aumenta a solubilidade do alumínio. A temperatura também interfere na condutividade do efluente, permitindo assim uma redução no consumo de energia. Portanto, o efeito da temperatura na eletrocoagulação tem aspectos positivos e negativos (CHEN et al., 2004; SAHU et al., 2014).

Para Ilhan et al. (2008) a temperatura do efluente no reator tende a aumentar devido as reações eletrolíticas que acontecem durante o tratamento. Esse acréscimo na temperatura depende do tempo de contato, do tipo de eletrodo e da tensão aplicada.

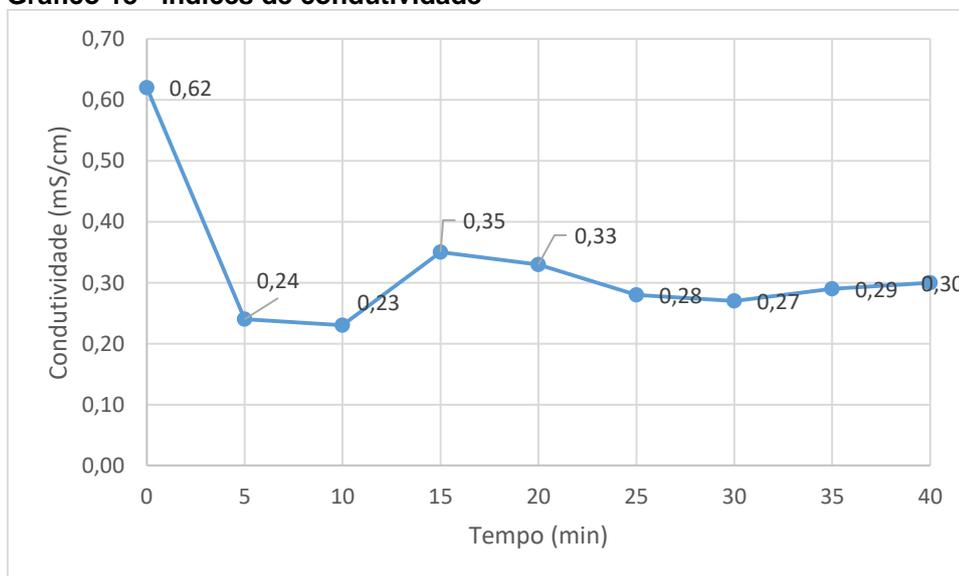
### 5.3.7 Condutividade

No Gráfico 17 são apresentadas as concentrações de cloretos contidas no efluente:

**Gráfico 17 - Concentração de íons Cl<sup>-</sup> durante o tratamento.**

Fonte: Autoria própria.

No Gráfico 18 são apresentados os índices de condutividade no efluente em função do tempo de tratamento.

**Gráfico 18 - Índices de condutividade**

Fonte: Autoria própria

No presente trabalho não foi adicionado nenhum eletrólito no efluente para conduzir o tratamento com eletrocoagulação. O efluente alimentício, por ser gerado em uma fábrica de alimentos, já contém algumas substâncias como o NaCl que servem como eletrólitos.

Nos Gráficos 17 e 18 observa-se que os índices de cloretos de condutividade reduziram simultaneamente nos primeiros 5 minutos de tratamento, e praticamente mantiveram comportamento constante até o final do tempo de tratamento.

Koby et al. (2006) estudaram a influência da condutividade na remoção de corante laranja em efluente têxtil. No estudo foram testados vários níveis de condutividade aplicando-se NaCl como eletrólito. Foi revelado que a medida que a condutividade aumentava, a eficiência de tratamento e a voltagem diminuía. Segundo os autores, isso pode ser atribuído às mudanças que ocorrem na força iônica com a variação da condutividade do meio aquoso.

Shalaby et al. (2014) verificaram que aumentando a dose de NaCl de 0,5 para 5,0 g/L, também aumentava a quantidade de alumínio desprendida do eletrodo, melhorando a eficiência do processo de eletrocoagulação para remoção de fosfato de efluente, e ao mesmo tempo obtinha-se a redução do consumo de energia elétrica.

Já Xu e Zhu (2004) observaram que a condutividade teve pouco efeito na remoção de DQO e óleos e graxas em efluente gerado por um refeitório. No estudo foi utilizado o NaCl como eletrólito e a condutividade variou de 300 a 3500  $\mu\text{S}/\text{cm}$ . Apesar de a adição de sal no efluente não ter ajudado na eficiência do tratamento, ela pode reduzir significativamente o consumo de energia.

Zongo et al. (2009) estudaram a aplicação de eletrocoagulação em dois tipos de efluente têxtil, os quais apresentavam condutividade inicial de 2.8 mS/cm e 2.4 mS/cm, respectivamente. Em estudo sobre consumo de energia elétrica, estimaram que seria possível diminuí-lo em 30%, com adição de 1,0 g/L de NaCl, duplicando a condutividade do efluente.

A condutividade é outro parâmetro que pode influenciar na eficiência do processo de eletrocoagulação. Ela é a capacidade do efluente de conduzir corrente elétrica, sendo esta, diretamente proporcional a quantidade de íons presentes nele. O aumento da força iônica pode causar um aumento da densidade de corrente aplicando-se a mesma voltagem ou também a voltagem diminui com o aumento da condutividade a uma densidade de corrente constante. Por esse motivo é necessário investigar o efeito da condutividade na eletrocoagulação para a remoção de poluentes.

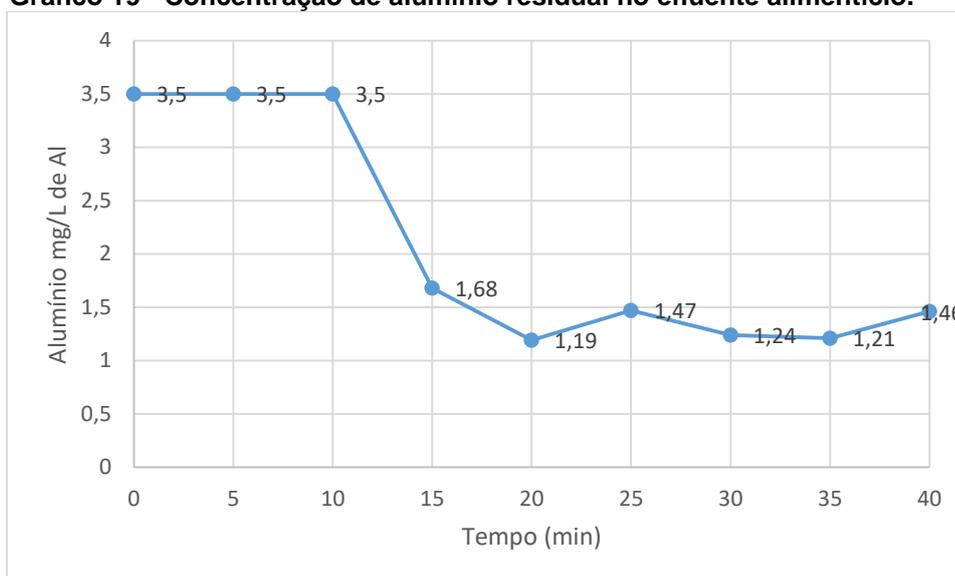
A condutividade da solução depende do tipo e da concentração de eletrólitos. Existem vários compostos que atuam como eletrólitos, é o caso de: NaCl, BaCl<sub>2</sub>, KCl, Na<sub>2</sub>SO<sub>4</sub> e KI (SAHU et al., 2006). Normalmente utiliza-se sal de cozinha (NaCl) para o aumento da condutividade no tratamento de águas e efluentes. Além da sua

contribuição iônica no aumento da carga elétrica, estudos mostraram que os íons cloretos podem reduzir significativamente o efeito desfavorável de outros ânions como  $\text{HCO}_3^-$  e  $\text{SO}_4^{2-}$ . A presença de íons carbonato ou sulfato podem conduzir a precipitação do  $\text{Ca}^{2+}$  ou  $\text{Mg}^{2+}$  evitando a formação de uma camada desses materiais nos eletrodos. A adição de NaCl pode também diminuir o consumo de energia devido ao aumento da condutividade (CHEN, 2004). Além disso, a presença de eletrólitos promove o transporte elétrico assegurando melhor dissolução química do alumínio (BOUGUERRA et al., 2014).

### 5.3.8 Alumínio residual

No Gráfico 20 são apresentadas as concentrações de alumínio residual presente no efluente alimentício tratado com eletrocoagulação:

**Gráfico 19 - Concentração de alumínio residual no efluente alimentício.**



**Fonte: Autoria própria.**

Nos primeiros 10 minutos de tratamento a concentração de alumínio residual ultrapassou o limite de quantificação admitido pelo aparelho de leitura, portanto foi considerado o máximo de 3,5 mg/L de Al. Nos 5 minutos seguintes a concentração caiu para 1,68 mg/L, sofrendo apenas pequenas variações até completar os 40 minutos de tratamento.

Tendo em vista que o alumínio é agregado ao poluente durante a coagulação e que juntos eles flutam devido a ação dos gases fazendo parte do lodo, considera-se que a partir de 10 minutos de tratamento grande parte do alumínio que foi liberado pelos eletrodos, ou que estava presente no efluente antes do início do tratamento, está presente na parte sólida eletroflotada.

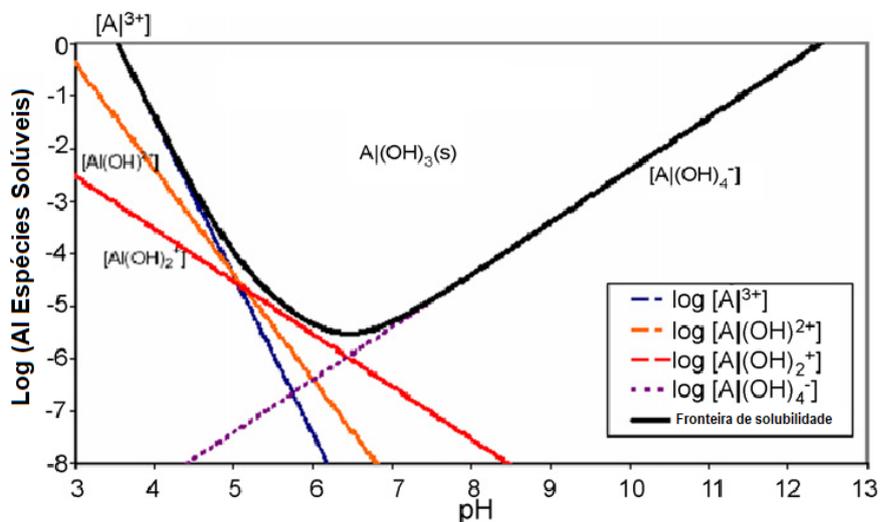
Deve-se considerar que na eletrocoagulação, a quantidade de  $Al^{3+}$  liberada pelo eletrodo, que irá formar os coagulantes responsáveis pela remoção dos poluentes, é proporcional ao aumento da voltagem aplicada ao sistema. Além disso, concomitante ao aumento da voltagem, tem-se aumento do consumo de energia elétrica, juntamente com o consumo do material do eletrodo, ou seja, com o tempo de tratamento o mesmo irá diminuir de peso, devido à oxidação eletrolítica (BAZRAFESHAN, et al., 2012).

Vepsalainen et al. (2012) analisaram a concentração de alumínio residual após aplicarem a eletrocoagulação em água coletada de um rio da Finlândia. Por meio dos ensaios foi identificado que quanto mais elevada era a voltagem aplicada aos eletrodos, maior era a concentração de alumínio residual. Nesse estudo também verificou-se que quando o pH inicial da amostra era muito baixo ( $pH < 3$ ), uma menor quantidade de alumínio foi produzido na superfície do cátodo. Com relação ao pH final, as amostras em que o pH final da água era baixo houve uma maior concentração de metal residual.

A eletrocoagulação é um processo que envolve a geração de coagulantes devido a ação da corrente elétrica aplicada aos eletrodos (ELNENAY et al., 2017). No caso de eletrodos de alumínio, as principais reações (1), (2), (3), (4) (KOBAYA et al., 2006), que ocorrem durante o processo, foram descritas previamente na revisão de literatura.

As espécies complexas de alumínio agindo como coagulantes são absorvidas pelas partículas e assim neutralizam as cargas do colóide, resultando em uma desestabilização da emulsão. As bolhas de hidrogênio formadas no cátodo absorvem as partículas floculadas e as induzem a flotação (BENSADOK et al., 2008).

Os íons metálicos que são formados durante a hidrólise produzem várias espécies de hidróxidos metálicos que variam dependendo do pH da solução (BENSADOK et al., 2008). No Gráfico 19 são mostradas as espécies de hidróxidos de alumínio que são formados de acordo com o pH da solução:

Gráfico 20 - Diagrama de solubilidade do  $\text{Al}(\text{OH})_3$ 

Fonte: Adaptado de Holt, Barton e Mitchell (2005).

Considerando apenas espécies mononucleares, Holt et al. (2005) calcularam a concentração das várias formas de Al presentes na solução dependendo do pH conforme é demonstrado no Gráfico 20.

A utilização de eletrodos de alumínio no tratamento com eletrocoagulação é comum, porém, como ocorre com todos os outros materiais utilizados, haverá sempre uma parcela de alumínio residual presente na solução, ao final do tratamento.

### 5.3.9 Geração de lodo

Nesta pesquisa, um litro do efluente alimentício foi tratado com eletrocoagulação, homogeneizado e colocado no cone Imhoff para a verificação dos sólidos. Na Fotografia 6 pode-se observar esse ensaio.

**Fotografia 6 - Ensaio de sólidos no cone Imhoff.**

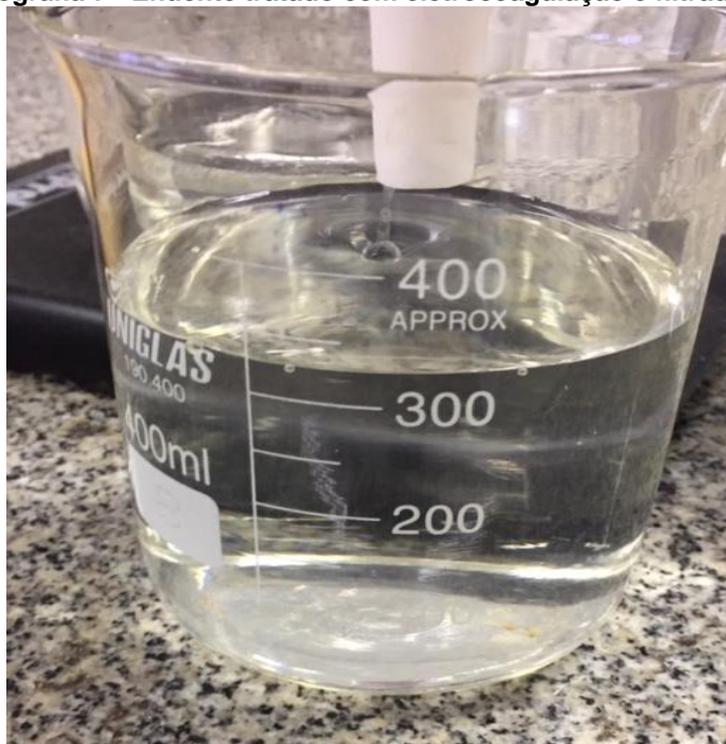


**Fonte: Autoria própria.**

Mesmo após a homogeneização da amostra e a tentativa de retirar as bolhas e gases presentes, uma parte do lodo produzido flutuou (250 mL) enquanto que 54 mL sedimentaram, somando-se assim 304mL/L de lodo formado. Para a determinação da massa de lodo seco presente, o efluente foi filtrado com filtros qualitativos, seco por 24 horas em estufa a 105°C e logo após pesados. Foi verificada a presença de 3,73 g de sólidos, ou seja, o processo de eletrocoagulação com o efluente alimentício em questão gerou 3,73 g de lodo para cada litro de efluente tratado.

Na Fotografia 7 é mostrado o efluente após a eletrocoagulação e filtração em filtro qualitativo.

Fotografia 7 - Efluente tratado com eletrocoagulação e filtrado.



Fonte: Autoria própria.

Na filtração, os flocos de poluentes formados com o tratamento ficaram retidos, com isso pode-se observar a limpidez da água tratada.

Analisando a literatura, Aswathy et al. (2016), ao tratarem esgoto doméstico com eletrocoagulação, verificaram a presença de 200 mL/L de lodo gerado. Ilhan et al. (2008) aplicaram a eletrocoagulação com eletrodos de ferro e alumínio e a coagulação química utilizando-se  $\text{Fe}_2(\text{SO}_4)_3$  e  $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3 \cdot 18\text{H}_2\text{O}$  no tratamento de chorume. Com relação a produção de lodo, foi verificado que a eletrocoagulação com eletrodos de alumínio teve a menor taxa de geração de lodo, enquanto que o tratamento com coagulação química utilizando-se  $\text{Fe}_2(\text{SO}_4)_3$  proporcionou o pior resultado dentre os 4 tratamentos analisados.

Chen et al. (2000) também verificaram a quantidade de lodo gerado no processo de eletrocoagulação no tratamento de efluente de restaurantes. Após os sólidos serem secos em estufa a  $105^\circ\text{C}$  por 10 h e em mufla a  $550^\circ\text{C}$  por 1 h, a quantidade residual de lodo foi de apenas  $0,108 \text{ kg/m}^3$  de efluente.

Durante um tratamento, seja ele de água ou de efluente, a geração de lodo é praticamente inevitável, pois os poluentes presentes no material a ser tratado não desaparecem durante o processo de tratamento. Com a eletrocoagulação não é diferente. Similar ao que acontece com a coagulação química, acompanhado do

processo de tratamento do efluente tem a geração de lodo. Aproximadamente 2/3 do lodo produzido sofre flotação e é retirado facilmente. O outro 1/3 é gerado após a sedimentação. Alguns dos componentes desse lodo são: sólidos suspensos como óleos e graxas e hidróxido de alumínio (CHEN et al., 2000).

Devido a essa composição, ele é facilmente removido, comparando-se com a coagulação química. Os flocos formados pela eletrocoagulação tendem a ser maiores, conter menos água, ser resistentes a ácidos, e mais estáveis, podendo ser separados rapidamente por filtração. Uma vantagem da eletrocoagulação é que ela consegue remover até as pequenas partículas coloidais, facilitando a coagulação (ASWATHY et al., 2016). A vantagem de gerar pouco lodo pela eletrocoagulação é apontada por diversos autores que também utilizaram efluente industrial para testar esta técnica de tratamento (MEAS, et al., 2010; KOBAYASHI, et al., 2007; RAJKUMAR, et al., 2016).

## 6 CONCLUSÃO

O estudo da utilização da eletrocoagulação como um pré-tratamento para efluentes alimentícios foi dividido em duas etapas: em uma primeira fase, realizada com efluente proveniente de uma primeira coleta, foi avaliado o desempenho de dois materiais de eletrodos (ferro e alumínio) em termos de DQO, turbidez, sólidos e pH.

Para a DQO, embora as porcentagens médias de remoções (7,13% e 3,76% para o eletrodo de alumínio e de ferro, respectivamente) não sejam tão expressivas em relação a DQO de entrada, que é considerada alta, alguns ensaios proporcionaram uma quantidade significativa de remoção de matéria orgânica em termos de DQO.

O pH do efluente após o tratamento com eletrodo de alumínio não sofreu variação significativa. Já com o eletrodo de ferro ele sofreu um leve aumento principalmente nos ensaios onde a tensão foi de 12 V.

Os maiores índices de remoção foram constatados na turbidez, com valor máximo de 97,91% para o eletrodo de alumínio e 86,13% para o eletrodo de ferro.

Ainda nessa primeira etapa, através do tratamento estatístico, foram avaliados os fatores pH inicial, voltagem e tempo de tratamento no desempenho da eletrocoagulação.

Os três fatores tiveram diferentes relevâncias para cada material de eletrodo utilizado no reator. Dentre os fatores analisados que interferiram na remoção da turbidez, para o eletrodo de alumínio o tempo foi o mais relevante com um fator de efeito de 32,24%, já para o eletrodo de ferro foi o fator pH com 61,15%.

Com o intuito de deixar os ensaios mais concisos e os resultados com uma melhor representatividade, para a primeira etapa da pesquisa, onde foram realizados os ensaios de avaliação dos eletrodos, foi feito o planejamento fatorial  $2^3$  e determinado que a turbidez seria o fator resposta do tratamento.

Como o fator resposta do planejamento fatorial era a remoção de turbidez, e, levando em consideração que os ensaios que obtiveram maiores remoções de turbidez com o eletrodo de ferro os efluentes sofreram alteração da cor, os eletrodos de alumínio foram escolhidos para a realização dos ensaios cinéticos. Estes ensaios foram executados com tensão de 12 V, pH inicial de 7 e tempo de operação de 40 minutos.

Os índices de remoção obtidos nos ensaios cinéticos foram 94,38%, 40,8%, 98,24%, 82,26% para turbidez, DQO, óleos e graxas, e cor aparente, respectivamente.

O pH final do efluente tratado subiu em relação ao pH inicial, ficando em torno de 8,17. A temperatura da solução após os 40 minutos de operação foi de 29°C, ou seja, 8,8°C superior a temperatura de entrada. Durante o tratamento foram gerados 3,73 g/L de lodo, o que é considerado uma quantidade de massa pequena por litro, comparado a coagulação química.

Diante dos resultados obtidos, conclui-se que a eletrocoagulação se mostra adequada como etapa de pré-tratamento do efluente da indústria panificadora, sobretudo em virtude das elevadas remoções de turbidez e óleos e graxas, os quais são parâmetros relevantes a ser considerado para um posterior tratamento biológico. Com isso, a eletrocoagulação pode ser considerada como uma alternativa de pré-tratamento de efluente de indústria de panificação, uma vez que mostrou-se eficiente, de fácil execução, e com menor geração de resíduos comparado a coagulação química convencional.

Desta forma, recomenda-se para trabalhos futuros:

- Aplicar a eletrocoagulação em outros tipos de efluentes;
- Utilizar eletrodos híbridos;
- Verificar a influência da distância entre os eletrodos;
- Verificar a influência da forma dos eletrodos;
- Verificar a influência do modelo do reator;
- Analisar a influência da adição de eletrólitos;
- Determinar o gasto de energia;
- Quantificar o custo do tratamento;

Com o estudo dos itens propostos, o sistema de tratamento poderá ser aperfeiçoado e melhor investigado quanto a utilização em outros tipos de efluentes, quanto aos parâmetros do sistema e as características do reator, e também com relação a viabilidade econômica do tratamento com eletrocoagulação.

## REFERÊNCIAS

ADHOUM, N.; MONSE, L. Decolorization and removal of phenolic compounds from olive mill wastewater by electrocoagulation. **Chemical Engineering and Processing**, v. 43, p. 1281-1287, 2004.

ALTAHER, H. et al. Investigation of the Electrocoagulation Treatment Technique for the Separation of Oil from Wastewater. **Journal of Environmental Science and Technology**, v. 9, n. 1, p.62-74, 2016

AN, C.; HUANG, G.; YAO, Y.; ZHAO, S. Emerging usage of electrocoagulation technology for oil removal from wastewater: A review. **Science of the Total Environment**, v. 579, p. 537-556, 2017.

APHA (2002). Standard Methods for the examination of water and wastewater. **American Public Health Association, American Water Works Association, Water Environmental Federation**, 22 ed. Washington.

ASSMANN, C.; SCOTT, A.; BILLER, D. Online total organic carbono (TOC) monitoring for water and wastewater treatment plants processes and operations optimization. **Drinking Water Engineering and Science**, v.10, p. 61-68, 2017.

Associação Brasileira das Indústrias de Biscoitos, Massas Alimentícias e Pães & Bolos Industrializados - ABIMAPI. **Estatísticas de mercado do setor**. São Paulo, 2017. Disponível em: <<https://www.abimapi.com.br/estatistica-geral.php>>. Acesso em: 12 abril 2017.

Associação Brasileira das Indústrias de Alimentação - ABIA. **Números do setor**. São Paulo, 2017. Disponível em: <[http://www.abia.org.br/vsn/tmp\\_6.aspx?id=16#sthash.Zs9Oz8ld.dpbs](http://www.abia.org.br/vsn/tmp_6.aspx?id=16#sthash.Zs9Oz8ld.dpbs)>. Acesso em: 12 abril 2017.

Associação Brasileira das Indústrias de Panificação e Confeitaria - ABIP. **Indicadores do setor**. São Paulo, 2017. Disponível em: <<http://www.abip.org.br/site/indicadores-2016/>>. Acesso em: 12 abril 2017.

ASWATHY, P.; GANDHIMATHI, R., RAMESH, S. T.; NIDHEESH, P. V. Removal of organics from bilge water by batch electrocoagulation process. **Separation and Purification Technology**, v. 156, p. 108-115, 2016.

BAZRAFESHAN, E.; MOEIN, H.; MOSTAFAPOUR, F. K.; NAKHAIE, S. Application of electrocoagulation process for dairy wastewater treatment. **Journal of Chemistry**, v. 2013, p. 1-8, 2012.

BENINCÁ, C.; VARGAS, F. T.; MARTINS, M. L.; GONÇALVES, F. F.; VARGAS, R. P.; FREIRE, F. B.; ZANOELO, E. F. Removal of clomazone herbicide from a synthetic effluent by electrocoagulation. **Water Science & Technology**, v. 73, p. 2944-2952, 2016.

BENSADOK, K.; BENAMMARA, S.; LAPICQUE, F.; NEZZAL, G. Electrocoagulation of cutting oil emulsions using aluminum plate electrodes. **Journal of Hazardous Materials**, v. 152, p. 423-430, 2008.

BENSADOK, K.; EL HANAFI, N.; LAPICQUE, F. Electrochemical treatment of dairy effluent using combined Al and Ti/Pt electrodes system. **Desalination**, v. 280, p. 244-251, 2011.

BHAGAWAN, D.; POODARI, S.; POTHURAJU, T.; SRINIVASULU, D.; SHANKARAI AH, G.; RANI, M. Y.; HIMABINDU, V.; VIDYAVATHI, S. Effect of operational parameters on heavy metal removal by electrocoagulation. **Environ Sci. Pollut. Res.** v. 21, p. 14166-14173, 2014.

BHARATI, R.; SUNDARAMURTHY, S.; THAKUR, C. Nanomaterials and food-processing wastewater. **Water Purification**, p. 479-516, 2017.

BHATNAGAR, A.; SILLANPAA, M. Utilization of agro-industrial and municipal waste materials as potential adsorbents for water treatment – A review. **Chemical Engineering Journal**, v. 157, p. 277-296, 2010.

BORBÓN, B.; OROPEZA-GUZMAN, M. T.; BRILLAS, E.; SIRÉS, I. Sequential electrochemical treatment of dairy wastewater using aluminum and DAS-type anodes. **Environ. Sci Pollut. Res.**, v. 21, p. 8573-8584, 2014.

BOUGUERRA, W.; AFEF, B.; LIMAM, A.; HAMROUNI, B. Optimization of the Electrocoagulation Process for the Removal of Lead and Copper Ions from Aqueous Solutions Using Aluminum Electrodes. **International Journal of Engineering Research and Technology**, v 3, p. 2917-2922, 2014

BRASIL. **Resolução do Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA), nº430.** Dispõe sobre as condições e padrões de lançamento de efluentes, complementa e altera a Resolução nº 357, de 17 de março de 2005. 13 de maio de 2011.

BRATSKAYA, S.; AVRAMENKO, V.; SCHWARS, S.; PHILIPPOVA, I. Enhanced flocculation of oil in-water emulsions by hydrophobically modified chitosan derivatives. **Colloids Surf. A Physicochem. Eng. Asp**, v. 275, p. 168-176, 2006.

BRILLAS, E.; MARTINEZ-HUITLEB, C. A. Decontamination of wastewaters containing synthetic organic dyes by electrochemical methods. An update review. **Applied Catalysis B: Environmental**, v. 166-167, p. 603-643, 2015.

CERQUEIRA, A.; RUSSO, C.; MARQUES, M. R. C. Electroflocculation for textile wastewater treatment. **Brazilian Journal of Chemical Engineering**, v. 26, p. 659-668, 2009.

CHAWALOESPHOSIYA, N.; MONGKOLNAUWARAT J.; PROMMAJUN, C.; WONGWAILIKHIT, K.; PAINMANAKUL P. Treatment of cutting-oily wastewater by electrocoagulation-flotation (ECF) process: Modeling approach. **Environmental Engineering Research**, v. 20, p. 392-396, 2015.

CHEN, G. Electrochemical technologies in wastewater treatment. **Separation and Purification Technology**, v.38, p. 11-41, 2004.

CHEN, X.; CHEN, G.; YUE, P. L. Separation of pollutants from restaurant wastewater by electrocoagulation. **Separation and Purification Technology**, v. 19, p. 65-76, 2000.

COMBATT, M. P. M. **APLICAÇÃO DA TÉCNICA DE ELETROCOAGULAÇÃO NO TRATAMENTO DE EFLUENTES DE ABATEDOUROS DE AVES.** 2014. 1 v. Tese (Doutorado) - Curso de Programa de Pós- Graduação em Ciência e Tecnologia de Alimentos, Universidade Federal de Viçosa, Viçosa - Minas Gerais, 2014.

COMNINELLIS, C.; CHEM, G. Basic Principles of the Environment Mineralization of Organic Pollutants for Wastewater Treatment. **Electrochemistry for the Environment.** SPRINGER, 2010

CUNHA, D. A.; DIAS, R. S.; GOMES, A. P. Uma análise sistêmica da indústria alimentícia brasileira. In: CONGRESSO DA SOBER, XLIV, 2006. Fortaleza. **Anais...** Viçosa - MG: Universidade Federal de Viçosa, 2006.

DEMIREL, B.; YENIGUN, O.; ONAY, T. T. Anaerobic treatment of dairy wastewaters: a review. **Process Biochemistry**, v. 40, p. 2583-2595, 2005.

DAHER, R. Setor de alimentos é um dos que mais cresce no Brasil e no mundo. Carta Capital, São Paulo, 17 abril. 2015. Disponível em: <<https://www.cartacapital.com.br/economia/setor-de-alimentos-e-um-dos-que-mais-cresce-no-brasil-e-no-mundo-8009.html>>. Acesso em 15 nov. 2016.

DURAN, A.; MONTEAGUDO, J. M.; SANMARTIN, I.; GÓMEZ, P. Homogeneous sonophotolysis of food processing industry wastewater: Study of synergistic effects, mineralization and toxicity removal. **Ultrasonics Sonochemistry**, v. 20, p. 785-791, 2013.

EIMEKAWY, A.; SRIKANTH, S.; BAJRACHARYA, S.; HEGAB, H. M. NIGAM, P. S.; SINGH, A.; VENKATA, S.; PANT, D. Food and agricultural wastes as substrates for bioelectrochemical system (BES): The synchronized recovery of sustainable energy and waste treatment. **Food Research International**, v. 73, p. 213-225, 2015.

ELAZZOUI, M.; HABOUBIB, K.; ELYOUBIA, M. S. Electrocoagulation flocculation as a low-cost process for pollutants from urban wastewater. **Chemical Engineering Research and Design**, v. 117, p. 614-626, 2017.

ELNENAY, A. M. H.; NASSEF, E.; MALASH, G. F. Treatment of drilling fluids wastewater by electrocoagulation. **Egyptian Journal of Petroleum**, v. 26, p. 203-208, 2017.

EMANJOMEH, M. M.; SIVAKUMAR, M. Review of pollutants removed by electrocoagulation and electrocoagulation/flotation process. **Journal of Environmental Management**, v. 90, p. 1663-1679, 2009.

FARHADI, S.; AMINZADEH, B.; TORABIAN, A.; KHATIBIKAMAL, V.; FARD, M. A. Comparison of COD removal from pharmaceutical wastewater by electrocoagulation, photoelectrocoagulation, peroxi-electrocoagulation and peroxi-photoelectrocoagulation process. **Journal of Hazardous Materials**, v. 219-220, p. 35-42, 2012.

FENG, J.; SUN, Y.; ZHENG, Z.; ZHANG, J.; LI, S.; TIAN, Y. Treatment of tannery wastewater by electrocoagulation. **Journal of Environmental Sciences**, v. 19, p.1409-1415, 2007

FOX, C. H.; O'HARA, P.; BERTAZZON, S.; MORGAN, K.; UNDERWOOD, F. E.; PAQUET, P. C. A preliminary spatial assessment of risk: marine birds and chronic oil pollution on Canada's Pacific coast. **Science of the Total Environment**, v. 573, p. 799-809, 2016.

GEBREYOHANNES, A. Y.; MAZZEI, R.; GIORNO, L. Trends and current practices of olive mill wastewater treatment: Application of integrated membrane process and its future perspective. **Separation and Purification Technology**, v. 162, p. 45-60, 2016.

GHALWA, A.; NASSER, M.; FARHAT, N. B. Removal of Abamectin Pesticide by Electrocoagulation Process Using Stainless Steel and Iron Electrodes. **Environmental Analytical Chemistry**, v. 2, p. 1-7, 2015.

GHIMPUSAN, M.; NECHIFOR, G.; NECHIFOR, A.; DIMA, S.; PASSERI, P. Case studies on the physical-chemical parameters variation during three different purification approaches destined to treat wastewaters from food industry. **Journal of Environmental Management**, In press, 2016.

GIWA, S.O.; ERTUNC, S.; ALPHAZ, M.; HAPOGLU, H. Electrocoagulation Treatment of Turbid Petrochemical Wastewater. **International Journal of Advances in Science and Technology**, v. 5, 2012.

HANAFIA, F.; ASSOBEIB, O.; MOUNTADARA, M. Detoxification and discoloration of Moroccan olive mil wastewater by electrocoagulation. **Journal of Hazardous Materials**, v. 174, p. 807-812, 2010.

HOLT, P. K.; BARTON, G. W.; MITCHELL, C. A. The future for electrocoagulation as a localised water treatment technology. **Chemosphere**, v. 59, p. 355-367, 2005.

HOSSAIN, M.; MAHMUD, I.; PARVEZ, S.; CHO, H. M. Impact of Current Density, Operating Time and pH of Textile Wastewater Treatment by Electrocoagulation Process. **Environ. Eng. Res.**, v. 18, p. 157-161, 2013.

ILHAN, F., KURT, U.; APAYDIN, O., GONULLU, T. Treatment of leachate by electrocoagulation using aluminum and iron electrodes. **Journal of Hazardous Materials**, v. 154, p. 381-389, 2008.

INAN, H.; DIMOGLO, A.; SIMSEK, H.; KARPAZCU, M. Olive oil mill wastewater treatment by means of electrocoagulation. **Separation and Purification Technology**, v. 36, p. 23-31, 2004.

İRDEMEZ, Ş.; YILDIZ, Y. S.; TOSUNOĞLU, V. Optimization of phosphate removal from wastewater by electrocoagulation with aluminum plate electrodes. **Separation and Purification Technology**, v. 52, p. 394-401, 2006.

JESUS, H. C. et al. Influência da densidade de corrente na eletrocoagulação de lixiviado de aterro sanitário. In: REUNIÃO ANUAL DA SOCIEDADE BRASILEIRA DE QUÍMICA, 34., 2011, Vitória - Es. **Anais...** . Vitória - Es: Ufes, 2011. p. 1 - 5.

KABDASLI, I.; ARSLAN-ALATON, I.; OLMEZ-HANCI, T.; TUNAY, O. Electrocoagulation applications for industrial wastewaters: a critical review. **Environmental Technology Reviews**, v. 1, p. 2-45, 2012.

KABUK, H.A.; ILHAN, F.; AVSAR, Y.; KURT, U.; APAYDIN, O.; GONULLU, M.T. Investigation of Leachate Treatment With Electrocoagulation and Optimization by Response Surface Methodology. **Clean – Soil, Air, Water**, v. 41, p. 1-7, 2013.

KAC, F. U.; KOBYA, M.; GENGEÇ, E. Removal of humic acid by fixed-bed electrocoagulation reactor: studies on modelling, adsorption kinetics and HPSEC analyses. **Journal of Electroanalytical Chemistry**, v. 804, p. 199-211, 2017.

KAJITVICHYANUKUL, P., HUNG, Y.T., WANG, L. In: WANG, L., CHEN, J., HUNG, Y.T., SHAMMAS, N. (Eds.), Membrane and Desalination Technologies. **Humana Press**, p. 639–668, 2011.

KARPUZCU M.; DIMOGLO A.; AKBULUT H.Y. Purification of agro-industrial wastewater from the grease–protein mixture by means of electrocoagulation. **Water Science Technology**, v. 45, 2002.

KHATAEE, A. R.; VETANPOUR, V.; GHADIM, A. R. A. Decolorization of C.I. Acid Blue 9 solution by UV/Nano-TiO<sub>2</sub>, Fenton, Fenton-like, electro-Fenton and electrocoagulation process: A comparative study. **Journal of Hazardous Materials**, v. 161, p. 1225-1233, 2009.

KOBYA, M.; BAYRAMOGLU, M.; EYVAZ, M. Techno-economical evaluation of electrocoagulation for the textile wastewater using different electrode connections. **Journal of Hazardous Materials**, v. 148, p- 311-318, 2007.

KOBYA, M.; CAN, O. T.; BATRAMOGLU, M. Treatment of textile wastewaters by electrocoagulation using iron and aluminum electrodes. **Journal of Hazardous Materials**, v. 100, p. 163-178, 2003.

KOBYA, M.; DEMIRBAS, E.; CAN, O. T.; BAYRAMOGLU, M. Treatment of levafix Orange textile dye solution by electrocoagulation. **Journal of Hazardous Materials**, v. B132, p. 183-188, 2006.

KOBYA, M.; HIZ, H.; SENTURK, E.; AYDINER, C.; DEMIRBAS, E. Treatment of potato chips manufacturing wastewater by electrocoagulation. **Desalination**, v. 190, p. 201-211, 2006.

LENG, F.; JING, Y.; WEI, Q.; WANG, Y.; LV, Y.; WANG, X.; ZHU, X. Spectrophotometric method for determination of trace aluminum with application of Alizarin Red S. **Bulgarian Chemical Communications**, v. 48, p. 159-164, 2016.

MAGID, M. H. A. Treatment of drilling fluids wastewater by electrocoagulation. **Egyptian Journal of Petroleum**, v. 26, p. 203-208, 2017.

MAYA-ALTAMIRA, L.; BAUN, A.; ANGELIDAKI, I.; SCHMIDT, J. E. Influence of wastewater characteristics on methane potential in food-process in industry wastewaters. **Water Research**, v. 42, p. 2195-2203, 2008.

MEAS, Y.; RAMIREZ, J. A.; VILLATON, M. A.; CHAPMAN, T. W. Industrial wastewaters treated by electrocoagulation. **Electrochimica Acta**, v.55, p. 8165-8171, 2010.

MENEDES, Y.; STRATTON, J.; FLORES, R. A. Water reconditioning and reuse in the food processing industry: Current situation and challenges. **Trends in Food Science & Technology**, v. 61, p. 72-79, 2017.

MERZOUK, B.; MADANI, K.; SEKKI, A. Using electrocoagulation-electroflotation technology to treat synthetic solution and textile wastewater, two case studies. **Desalination**, v.250, p.573-577, 2010.

MOLLAH, M. Y. A.; SCHENNACH, R. Electrocoagulation (EC) – science and applications. **Journal of Hazardous Materials**, v. 84, p. 29-41, 2001.

MOUSSA, D. T.; EL-NAAS, M. H.; NASSER, M.; AL-MARRI, M. A comprehensive review of electrocoagulation for water treatment: Potentials and challenges. **Journal of Environmental Management**, v. 186, p. 24-41, 2017.

NAJE, A. S.; CHELLIAPAN, S.; ZAKARIA, Z.; ABBAS, S. A. Electrocoagulation using a rotated anode: A novel reactor design for textile wastewater treatment. **Journal of Environmental Management**, v.176, 34-44, 2016.

NOUKEU, N. A.; GOUADO, I.; PRISO, R. J.; NDONGO, D.; TAFFOUO, V. D.; DIBONG, S. D.; EKODECK, G. E. Characterization of effluent from food processing industries and stillage treatment trial with *Eichhornia crassipes* (Mart.) and *Panicum maximum* (Jacq.). **Water Resource and Industry**, v. 16, p. 1-18, 2016.

PALA, A.; ERDEN, G. Decolorization of baker's yeast industry effluent by Fenton oxidation. **Journal of Hazardous Materials**, v. 127, p. 141-148, 2005.

PEREIRA FILHO, E.R. **Planejamento fatorial em química: Maximizando a obtenção de resultados**. São Carlos: EduFSCar, 2015.

PHALAKORNKULE, C.; MANGMEENAK, J.; INTRACHOD, K.; NUNTAKUMJON, B. Pretreatment of palm oil mill effluent by electrocoagulation and coagulation. **ScienceAsia**, v. 36 p. 142-149, 2010.

QASIM, W.; MANE, A.V. Characterization and treatment of selected food industrial effluents by coagulation and adsorption techniques. **Water Resources and Industry**, v. 4, p. 1-12, 2013.

RAJKUMAR, K.; GANESH, K. P.; SIVARASAN, G.; MUTHUKUMAR, M.; SIVAKUMAR, R. **Journal of Industrial Pollution Control**, v. 32, p. 562-571, 2016.

RINCÓN, G.; LA MOTTA, E. J. Simultaneous removal of oil and grease, and heavy metals from artificial bilge water using electro-coagulation/flotation. **Journal of Environmental Management**, v. 144, p. 42-50, 2014.

ROA-MORALES, G.; MEDINA, E. C.; AGUILERA-COTERO, J.; BILYEU, B.; BARREIRA-D'iaz, C. Aluminum electrocoagulation with peroxide applied to wastewater from pasta and cookie processing. **Separation and Purification Technology**, v. 54, p. 124-128, 2007.

SAHU, O.; MAZUMDAR, B.; CHAUDHARI, P. K. Treatment of wastewater by electrocoagulation: a review. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 21, p. 2397-2413, 2014.

SANGAL, V. K.; MISHRA, I. M.; KUSHWAHA, J. P. Electrocoagulation of Soluble Oil Wastewater: Parametric and Kinetic Study. **Separation Science and Technology**, v. 48, n. 7, p.1062-1072, 2013.

SHALABY, A.; NASSEF, E.; MUBARK, A.; HUSSEIN, M. Phosphate removal from wastewater by electrocoagulation using aluminum electrodes. **American Journal of Environmental Engineering and Science**, v.1, p 90-98, 2014.

SHIVAPRASAD, K. S.; BHAGWA, T. N. Electrocoagulation to treat textile wastewater: a comparative study of electrodes. **International Journal of Scientific Research in Engineering** v. 1, p 16-26, 2017.

SIRÉS, I.; BRILLAS, E. Remediation of water pollution caused by pharmaceutical residues based on electrochemical separation and degradation technologies: A review. **Environment International**, v 40, p. 212-229, 2012.

SPERLING, M.V. **Princípios do Tratamento Biológico de Águas Residuárias: Introdução à Qualidade das Águas e ao Tratamento de Esgotos**. 2a Ed. Belo Horizonte: DESA/UFMG,1996.

STAHL, T. et al. Migration of aluminum from food contact materials to food - a health risk for consumers? Part I of III: exposure to aluminum, release of aluminum, tolerable weekly intake (TWI), toxicological effects of aluminum, study design, and methods. **Environmental Sciences Europe**, v. 29, p. 1-8, 2017.

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**, v. 408, p. 947–952, 2010.

TEDJANIA, F.; KHOUIDERA, A.; GHOUALEMA, H. Anaerobic Treatment of Food-Processing Effluent. **Procedia Engineering**, v. 33, p. 215-219, 2012.

THIRUGNANASAMBANDHAM, K.; SIVAKUMAR, V.; MARAN, J. P. Efficiency of electrocoagulation method to treat chicken processing industry wastewater – modeling and optimization. **Journal of the Taiwan Institute of Chemical Engineers**, v. 45, p. 2427-2435, 2014.

THIRUGNANASAMBANDHAM, K.; SIVAKUMAR, V.; MARAN, J. P. Optimization of process parameters in electrocoagulation treating chicken industry wastewater to recover hydrogen gas with pollutant reduction. **Renewable Energy**, v. 80, p. 101-108, 2015.

TRIPATHI, S.; TRIPATHI, D. M.; TRIPATHI, B. D. Removal of organic content and color from secondary treated wastewater in reference with toxic potential of ozone during ozonation. **Hydrology Current Research**, v. 2, p. 1-6, 2011.

UN, U. T.; KOPARAL, A. S.; OGUTVEREN, U. B. Electrocoagulation of vegetable oil refinery wastewater using aluminum electrodes. **Journal of Environmental Management**, v. 90, p. 428-433, 2009.

VAN DEN HENDE, S.; BEELEN, V.; JULIEN, L.; LEFOULON, A.; VANHOUCHE, T.; COOLSAET, C.; SONNENHOLZNER, S.; VERVAEREN, H.; ROUSSEAU, D. P. L. Technical potential of microalgal bacterial floc raceway ponds treating food-industry effluents while producing microalgal bacterial biomass: An outdoor pilot-scale study. **Bioresource Technology**, v.218, p. 969-979, 2016.

VASUDEVAN, S.; OTURAN, A. Electrochemistry as cause and cure in water pollution. An overview. **Environmental Chemistry Letters**, v. 12, p. 97-108, 2014.

VEPSALAINEN, M. Electrocoagulation in the treatment of industrial Waters and wastewaters. **Science**, v,19, p. 50-96, 2012.

VEPSALAINEN, M.; PULLIANEN, M.; SILLANPAA, M. Effect of electrochemical cell structure on natural organic matter (NOM) removal from surface water through electrocoagulation (EC). **Separation and Purification Technology**, v. 99, p. 20-27, 2012.

XU, X.; ZHU, X. Treatment of refractory oily wastewater by electro-coagulation process. **Chemosphere**, v. 56, p. 889-894, 2004.

ZONGO, I.; MAIGA, A. H.; WÉTHÉ, J.; VALENTIN, G.; LECLERC, J-P.; PATERNOTTE, G.; LAPICQUE, F. Electrocoagulation for the treatment of textile

wastewaters with Al or Fe electrodes: compared variations of COD levels, turbidity and absorbance. **Journal of Hazardous Materials**, v 169, p. 70–76, 2009.