

**UNIVERSIDADE TECNOLÓGICA FEDERAL DO PARANÁ**

**RUAN BOCCHI**

**OTIMIZAÇÃO DO SISTEMA DE TRATAMENTO COMPOSTO POR  
REATOR ELETROQUÍMICO SEGUIDO POR FLOTAÇÃO POR AR  
DISSOLVIDO: APLICAÇÃO EM EFLUENTE DE FRIGORÍFICO E  
MATADOURO DE SUÍNOS**

**DISSERTAÇÃO**

**MEDIANEIRA  
2022**

**RUAN BOCCHI**

**OTIMIZAÇÃO DO SISTEMA DE TRATAMENTO COMPOSTO POR REATOR  
ELETROQUÍMICO SEGUIDO POR FLOTAÇÃO POR AR DISSOLVIDO:  
APLICAÇÃO EM EFLUENTE DE FRIGORÍFICO E MATADOURO DE SUÍNOS**

**Optimization of the treatment system composed by electrochemical  
reactor followed by dissolved air flotation: application in  
slaughterhouse wastewater**

Dissertação apresentada como requisito parcial para obtenção do título de Mestre em Tecnologias Ambientais, do Programa de Pós-Graduação em Tecnologias Ambientais – PPGTAMB – da Universidade Tecnológica Federal do Paraná – UTFPR –, *Campus Medianeira*.

Discente: Ruan Bocchi

Orientador: Dr. Eduardo Eyng

Coorientadora: Dra. Juliana Bortoli Rodrigues Mees

**MEDIANEIRA  
2022**



[4.0 Internacional](https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Esta licença permite que outros remixem, adaptem e criem a partir do trabalho licenciado para fins não comerciais, desde que atribuam ao autor o devido crédito e que licenciam as novas criações sob termos idênticos.



RUAN BOCCHI

**OTIMIZAÇÃO DO SISTEMA DE TRATAMENTO COMPOSTO POR REATOR ELETROQUÍMICO SEGUIDO POR FLOTAÇÃO POR AR DISSOLVIDO: APLICAÇÃO EM EFLUENTE DE FRIGORÍFICO E MATADOURO DE SUÍNOS**

Trabalho de pesquisa de mestrado apresentado como requisito para obtenção do título de Mestre Em Tecnologias Ambientais da Universidade Tecnológica Federal do Paraná (UTFPR). Área de concentração: Tecnologias Ambientais.

Data de aprovação: 08 de Agosto de 2022

Dr. Eduardo Eyng, Doutorado - Universidade Tecnológica Federal do Paraná

Dr. Fabio Orssatto, Doutorado - Universidade Tecnológica Federal do Paraná

Dr. Leandro Fleck, Doutorado - Universidade Estadual do Mato Grosso do Sul - Uems

Documento gerado pelo Sistema Acadêmico da UTFPR a partir dos dados da Ata de Defesa em 19/09/2022.

## **AGRADECIMENTOS**

Agradeço a Deus por guiar meus caminhos e ajudar nas minhas conquistas.

Agradeço ao meu orientador Professor Doutor Eduardo Eyng pelo apoio na realização da pesquisa e por confiar em mim durante toda a trajetória do trabalho.

Agradeço ao aluno de iniciação científica Christian C. Schimitz pela ajuda no desenvolvimento da pesquisa no laboratório.

Agradeço aos meus pais pelo incentivo, carinho e por acreditarem em mim.

Agradeço a Universidade Tecnológica Federal do Paraná (UTFPR), Campus Medianeira, e aos professores, servidores e funcionários pela atendimento fornecido e conhecimento transmitido que colaboraram para meu crescimento acadêmico e profissional.

A todos colegas do Programa de Pós-Graduação de Tecnologias Ambientais.

E a todos que auxiliaram de alguma forma para o desenvolvimento da pesquisa e que me acompanharam até a minha formação.

## RESUMO

Uma atividade com expressiva importância econômica para o Brasil é a indústria de abate de animais e o beneficiamento da carne. No entanto, este setor é responsável pela geração de resíduos em grande escala, com águas residuárias apresentando altas concentrações de matéria orgânica. O tratamento deste efluente é requerido para proporcionar o descarte correto, ou ainda, seu reuso. A utilização de tecnologias combinadas no tratamento de efluentes pode ser uma opção atrativa para se alcançar a eficiência de tratamento associada a economia de recursos. Deste modo, o objetivo do trabalho foi avaliar o desempenho da eletrocoagulação em um reator em batelada cilíndrico seguido pela flotação por ar dissolvido no tratamento de efluentes de um frigorífico e matadouro de suínos. Por meio de um Delineamento Composto Central Rotacional (DCCR) foi possível avaliar os efeitos do tempo de eletrólise e da densidade de corrente elétrica para etapa da eletrocoagulação e pressão de saturação e tempo de detenção hidráulica para etapa da flotação por ar dissolvido. Os resultados obtidos com os ensaios realizados indicam que o processo de eletrocoagulação se apresentou promissor para remoção de DQO, turbidez e cor em efluente de frigorífico e matadouro de suínos, com resultados eficientes para remoção de tais parâmetros (eficiência superior a 80%). Em relação ao consumo de energia na etapa da eletrocoagulação, observou-se que ela se apresentou alta, onde para cada ( $m^3$ ) de efluente de frigorífico e matadouro de suínos tratados gastou-se um consumo de energia que variou na faixa de 447,20 a 2060,97 Wh. $m^{-3}$ . Na questão da concentração residual do alumínio verificou-se uma variação de 13,2 a 34,2 mg.L<sup>-1</sup> na etapa da eletrocoagulação ao analisar o efluente tratado. Já para a etapa da flotação por ar dissolvido, os resultados demonstraram uma melhora na qualidade do efluente de frigorífico e matadouro de suínos e atuou em complemento ao tratamento por eletrocoagulação, aumentando a eficiência de 93% para remoção da cor e da turbidez e de 78% para remoção da DQO.

**Palavras-chaves:** associação de tecnologias; otimização de processos; tratamento físico-químico de efluentes.

## ABSTRACT

An activity with significant economic importance for Brazil is the animal slaughter industry and meat processing. However, this sector is responsible for the generation of waste on a large scale, with wastewater presenting high concentrations of organic matter. The treatment of this effluent is required to provide the correct disposal, or even its reuse. The use of combined technologies in the treatment of effluents can be an attractive option to achieve treatment efficiency associated with resource savings. Thus, the objective of this work was to evaluate the performance of electrocoagulation in a cylindrical batch reactor followed by dissolved air flotation in the treatment of effluents from a swine slaughterhouse and slaughterhouse. Through a Central Composite Rotational Design (CCRD) it was possible to evaluate the effects of electrolysis time and electric current density for the electrocoagulation step and saturation pressure and hydraulic retention time for the dissolved air flotation step. The results obtained with the tests carried out indicate that the electrocoagulation process was promising for the removal of COD, turbidity and color in effluent from a refrigerator and swine slaughterhouse, with efficient results for the removal of such parameters (efficiency greater than 80%). Regarding the energy consumption in the electrocoagulation stage, it was observed that it was high, where for each ( $m^3$ ) of effluent from the refrigerator and slaughterhouse of treated swine, an energy consumption that varied in the range of 447.20 was spent. at 2060.97  $Wh.m^{-3}$ . Regarding the residual aluminum concentration, a variation from 13.2 to 34.2  $mg.L^{-1}$  was observed in the electrocoagulation stage when analyzing the treated effluent. As for the dissolved air flotation stage, the results showed an improvement in the quality of the effluent from the swine slaughterhouse and slaughterhouse and acted as a complement to the electrocoagulation treatment, increasing the efficiency of 93% for color and turbidity removal and 78 % for COD removal.

**Keywords:** technology association; process optimization; physical-chemical treatment of effluent.

## LISTA DE FIGURAS

Figura 1 - Modelo de reator eletrolítico.....	7
Figura 2 - Esquema de um sistema de flotação por ar dissolvido (FAD).....	15
Figura 3 - Fluxograma da estação de tratamento de efluentes no frigorífico e matadouro de suínos da empresa.....	20
Figura 4 - Representação do módulo experimental da eletrocoagulação.....	22
Figura 5 - Ilustração do módulo experimental do tratamento de efluentes por eletrocoagulação seguido por um sistema de flotação por ar dissolvido.....	22
Figura 6 - Representação do módulo experimental da flotação por ar dissolvido.....	23
Figura 7 - Modelo de jarro adaptado ao sistema da flotação por ar dissolvido.....	24
Figura 8 - Esquema da câmara de saturação utilizada para realizar os ensaios da flotação por ar dissolvido.....	25

## LISTA DE TABELAS

Tabela 1 - Trabalhos de caracterização do efluente de frigorífico e matadouro de suínos.....	5
Tabela 2 - Trabalhos que aplicaram a eletrocoagulação para tratamento de efluentes.....	10
Tabela 3 - Análises físico-químicas para caracterização do efluente de frigorífico e matadouro de suínos.....	21
Tabela 4 - Matriz do delineamento experimental dos valores codificados e reais utilizados no DCC.....	27
Tabela 5 - Matriz do delineamento experimental dos valores codificados e reais utilizados no DCCR nos ensaios da eletrocoagulação.....	28
Tabela 6 - Matriz do delineamento experimental dos valores codificados e reais utilizados no DCCR nos ensaios da flotação por ar dissolvido.....	31
Tabela 7 - Valores de caracterização do efluente de frigorífico e matadouro de suínos.....	32
Tabela 8 - Matriz do delineamento experimental e porcentual de remoção dos parâmetros.....	33
Tabela 9 - Coeficiente de regressão para remoção das variáveis respostas.....	34
Tabela 10 - Análise de variância para remoção das variáveis respostas.....	35
Tabela 11 - Valores de caracterização do efluente de frigorífico e matadouro de suínos utilizado nos ensaios do DCCR da eletrocoagulação e da FAD.....	37
Tabela 12 - Eficiência de remoção da DQO, cor e turbidez realizado nos ensaios da eletrocoagulação.....	39
Tabela 13- Valores do consumo de energia obtido em cada ensaio realizado na etapa da eletrocoagulação.....	41
Tabela 14 - Concentração residual do alumínio obtido na etapa da eletrocoagulação.....	43
Tabela 15 - Coeficiente de regressão para remoção das variáveis respostas.....	45
Tabela 16 - Coeficiente de regressão ajustados para remoção das variáveis respostas.....	47



Tabela 17 - Análise de variância das variáveis respostas.....	48
Tabela 18 - Valores de caracterização físico-química e do consumo de energia do efluente de frigorífico e matadouro de suínos tratados por eletrocoagulação nas condições ótimas.....	52
Tabela 19 - Valor predito obtido nos modelos válidos estatisticamente em comparação com os ensaios de validação e ao seu erro percentual na etapa da eletrocoagulação.....	52
Tabela 20 - Caracterização físico-química dos ensaios realizados na etapa da flotação por ar dissolvido após ser tratado nas condições ótimas por eletrocoagulação.....	54
Tabela 21 - Eficiência de remoção da DQO, cor e turbidez realizados nos ensaios de flotação por ar dissolvido após ser tratado nas condições ótimas por eletrocoagulação.....	55
Tabela 22 - Coeficiente de regressão para remoção das variáveis respostas.....	56
Tabela 23 - Análise de variância das variáveis respostas.....	57
Tabela 24: Valores da caracterização do efluente de frigorífico e matadouro de suínos tratado por eletrocoagulação nas condições ótimas e por flotação por ar (FAD).....	58
Tabela 25 - Valor da caracterização e da eficiência de remoção da cor no efluente de frigorífico e matadouro de suínos tratado por eletrocoagulação nas condições ótimas e por flotação por ar dissolvido (FAD).....	59
Tabela 26 - Valor da caracterização e da eficiência de remoção da turbidez no efluente de frigorífico e matadouro de suínos tratado por eletrocoagulação nas condições ótimas e por flotação por ar dissolvido (FAD).....	60
Tabela 27 - Valor da caracterização e da eficiência de remoção da DQO no efluente de frigorífico e matadouro de suínos tratado por eletrocoagulação nas condições ótimas e por flotação por ar dissolvido (FAD).....	61

## LISTA DE GRÁFICOS

Gráfico 1 - Eficiência de remoção da DQO, cor e turbidez dos ensaios preliminares.....	33
Gráfico 2 - Gráfico de superfície de resposta para remoção de cor.....	36
Gráfico 3 - Gráfico de superfície de resposta para remoção da DQO.....	36
Gráfico 4 - Eficiência de remoção da turbidez, cor e DQO nos ensaios realizados por eletrocoagulação.....	39
Gráfico 5 - Valores do consumo de energia obtidos em cada ensaio realizado na etapa da eletrocoagulação.....	40
Gráfico 6 - Concentração residual do alumínio obtido na etapa da eletrocoagulação.....	42
Gráfico 7 - Gráficos de contorno e sua superfície de resposta para a remoção da cor.....	49
Gráfico 8 - Gráficos de contorno e sua superfície de resposta para a remoção da DQO.....	49
Gráfico 9 - Gráfico de contorno e sua superfície de resposta para o consumo de energia.....	50
Gráfico 10 - Gráfico de contorno e sua superfície de resposta para a concentração residual de alumínio.....	51

## SUMÁRIO

<b>1 INTRODUÇÃO.....</b>	<b>1</b>
<b>2 OBJETIVOS.....</b>	<b>3</b>
2.1 OBJETIVO GERAL.....	3
2.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS.....	3
<b>3 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA.....</b>	<b>4</b>
3.1 CARACTERÍSTICAS DOS EFLUENTES DOS FRIGORÍFICOS DE SUÍNOS.....	4
3.2 ELETROCOAGULAÇÃO.....	6
3.3 ESTUDOS DE APLICAÇÃO DA ELETROCOAGULAÇÃO.....	10
3.4 FLOTAÇÃO POR AR DISSOLVIDO.....	13
3.5 ESTUDOS DE APLICAÇÃO DA FLOTAÇÃO POR AR DISSOLVIDO.....	17
<b>4 MATERIAIS E MÉTODOS.....</b>	<b>20</b>
4.1 CARACTERIZAÇÃO DO LOCAL E DO PONTO DE COLETA.....	20
4.2 SISTEMA DE TRATAMENTO INTEGRADO EM SÉRIE.....	21
4.3 PROCEDIMENTO PARA REALIZAÇÃO DOS ENSAIOS DA ELETROCOAGULAÇÃO.....	24
4.4 PROCEDIMENTO PARA REALIZAÇÃO DOS ENSAIOS DA FAD.....	24
4.5 PLANEJAMENTO EXPERIMENTAL.....	26
4.5.1 Testes preliminares para a etapa da eletrocoagulação.....	26
4.5.2 Planejamento experimental e otimização da etapa da eletrocoagulação.....	27
4.5.2.1 Consumo energético da etapa de eletrocoagulação.....	29
4.5.3 Planejamento experimental para a etapa da flotação por ar dissolvido.....	30
<b>5 RESULTADOS E DISCUSSÃO.....</b>	<b>32</b>
5.1 CARACTERIZAÇÃO DO EFLUENTE BRUTO PARA O DCC.....	32
5.2 EFICIÊNCIA DA REMOÇÃO DA DQO, COR E TURBIDEZ NA ETAPA DE TRATAMENTO POR ELETROCOAGULAÇÃO (TESTES PRELIMINARES).....	32
5.3 ANÁLISE ESTATÍSTICA DO DCC PARA ETAPA DA ELETROCOAGULAÇÃO.....	34
5.4 CARACTERIZAÇÃO DO EFLUENTE BRUTO UTILIZADO PARA TESTES DA ELETROCOAGULAÇÃO E FAD.....	37

5.5 ENSAIOS REALIZADOS NA ETAPA DA ELETROCOAGULAÇÃO.....	38
5.6 CONSUMO DE ENERGIA ELÉTRICA UTILIZADO DURANTE A REALIZAÇÃO DOS ENSAIOS POR ELETROCOAGULAÇÃO.....	40
5.7 CONCENTRAÇÃO RESIDUAL DO ALUMÍNIO DURANTE A REALIZAÇÃO DOS ENSAIOS POR ELETROCOAGULAÇÃO.....	42
5.8 OTIMIZAÇÃO DA ETAPA DE ELETROCOAGULAÇÃO.....	44
5.9 DEJEJABILIDADE E VALIDAÇÃO DOS ENSAIOS POR ELETROCOAGULAÇÃO.....	51
5.10 DCCR DA FLOTAÇÃO POR AR DISSOLVIDO.....	53
5.11 OTIMIZAÇÃO DA ETAPA DE TRATAMENTO REALIZADO POR FLOTAÇÃO POR AR DISSOLVIDO.....	55
<b>6 CONSIDERAÇÕES FINAIS.....</b>	<b>62</b>
<b>REFERÊNCIAS.....</b>	<b>64</b>

## 1 INTRODUÇÃO

O setor de abate de animais produz grande volume de água residuária devido aos processos de limpeza, abate dos animais e processamento industrial da carne, sendo que este setor faz parte de grandes indústrias em diversos países no mundo (BUSTILLO-LECOMPETE; MEHRVAR, 2015). As operações de limpeza são as principais responsáveis pelo elevado consumo de água nos abatedouros, pois os pisos no setor industrial devem sempre ser lavados e sanitizados pelo menos uma vez por dia. A água consumida nas operações de limpeza e lavagem das carcaças representa mais de 80% da água consumida (ENVIROWISE, 2000 apud KRIEGER, 2007).

A carne suína por exemplo, está em terceiro lugar na classificação de maior produção no setor de pecuária em nível mundial, tendo uma produção de 102 milhões de toneladas no ano de 2019, ficando atrás apenas dos frangos e bovinos (USDA, 2020).

Segundo a Associação Brasileira de proteína animal (ABPA, 2021), o Brasil ocupa o quarto lugar no ranking de produtores de suínos com cerca de 4 milhões de toneladas e é o quarto maior exportador de carne suína no mundo. Esta atividade fornece grandes ganhos econômicos, porém utiliza grandes volumes de água e gera efluentes (BILLOTA *et al.*, 2017).

Segundo a Cetesb (2006) tanto o abate como o processamento da carne são realizados em frigoríficos e abatedouros, cujas atividades consistem na separação da carne e vísceras, industrialização e produção de derivados e produtos. Vale ressaltar ainda que estas atividades geram grande volume de efluente ao longo do seu processo produtivo, ou seja, para abate mais industrialização da carne estima-se um consumo de 500 a 1.500 litros de água por cabeça de suíno abatido (CETESB, 2006).

Já nos estudos realizados por Souza (2015) relata que a indústria de abate de suínos consome em média de 1093 a 1125 litros de água por animal abatido no frigorífico levando em consideração todos processos operacionais e de higienização da indústria.

As características das águas residuárias geradas nos frigoríficos de suínos são complexas e o tratamento de efluente é necessário para não ocorrer o lançamento destes poluentes diretamente no meio ambiente (CHENG *et al.*, 2019; LUO, 2018). Os principais contaminantes presentes neste efluente são sangue, gordura, sólidos em suspensão, ácidos graxos, proteínas, nitrogênio da matéria orgânica, coliformes fecais e fósforo (FOLINO *et al.*, 2020).

Uma proposta de tratamento das águas residuárias geradas nos frigoríficos de suínos se dá por meio da eletrocoagulação, uma técnica que consiste em conectar eletrodos de forma imersa no efluente ligado a uma fonte de corrente contínua. Deste modo, ocorre a passagem da corrente elétrica pelos eletrodos positivos e negativos que resultam em reações de redução e oxidação, que resulta na formação de compostos coagulantes que são responsáveis em formar os flocos a partir dos sólidos suspensos presente no efluente.

Outra tecnologia importante para o tratamento de efluentes é a flotação por ar dissolvido (FAD) que é um processo aplicado na remoção de uma ampla variedade de sólidos em suspensão (turbidez, algas, óleos, graxos e precipitados, etc). A remoção dos sólidos em suspensão ocorre por meio de pequenas bolhas de ar que são formadas a partir da despressurização de uma corrente de água saturada com ar a elevadas pressões. Assim, as microbolhas geradas são as responsáveis por remover o material em suspensão disperso em uma fase líquida (CRITTENDEN *et al.*, 2012).

Mediante a isto, a presente proposta do trabalho foi a aplicação da eletrocoagulação seguida pela flotação por ar dissolvido (FAD) no tratamento de efluentes de frigoríficos e matadouro de suínos. Este processo pode possibilitar trabalhar em condições mais brandas que reduziriam o custo do processo sem perder a qualidade do tratamento aplicado.

Desse modo, acredita-se que o uso das duas tecnologias possa trazer vários benefícios para o tratamento de efluentes de forma que diminua as concentrações dos poluentes presentes. Espera-se que ao realizar o uso das duas tecnologias (eletrocoagulação seguida pela flotação por ar dissolvido) seja possível trabalhar com densidade de corrente elétrica e pressão de saturação em condições ideais. Esta possibilidade implicaria em uma redução do consumo energético do processo.

## 2 OBJETIVOS

### 2.1 OBJETIVO GERAL

Avaliar o desempenho da eletrocoagulação em um reator batelada cilíndrico seguido pela flotação por ar dissolvido no tratamento de efluentes de um frigorífico e matadouro de suínos.

### 2.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS

- Avaliar a eficiência de remoção da turbidez, cor e demanda química de oxigênio (DQO) do efluente de frigorífico e matadouro de suínos a partir de um sistema de tratamento em série.
- Avaliar o consumo energético e a concentração residual do alumínio para a etapa de eletrocoagulação.
- Otimizar as variáveis independentes por meio da modelagem empírica em função dos fatores relacionados as condições operacionais (tempo de eletrólise, densidade de corrente elétrica, tempo de detenção hidráulica e pressão de saturação).
- Aplicar a otimização global no sistema de tratamento buscando maximizar as remoções de turbidez, cor e DQO, além de minimizar o consumo energético e a concentração residual de alumínio.

### 3 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

#### 3.1 CARACTERÍSTICAS DOS EFLUENTES DOS FRIGORÍFICOS DE SUÍNOS

Os frigoríficos de suínos geram grandes volumes de água residuárias e com elevado teor de poluição. A composição do efluente líquido proveniente do abate de suínos, é produzida pela mistura da água de processamento tanto na linha de abate, como na limpeza das vísceras dos animais, que causa um aumento na quantidade de matéria orgânica, sendo este um dos poluentes gerados nos abatedouros de suínos (MORALES *et al.*, 2009).

Nos frigoríficos de suínos também ocorre o uso intensivo da água nos processos industriais desde a lavagem antes/após abate, lavagem das carcaças, pocilga e de outras operações realizadas (KRIEGER, 2007).

Yamanaka (2008) destaca também que os efluentes do processo de abate são divididos em duas linhas, a verde e a vermelha. Na linha verde são despejados os efluentes líquidos que não apresentam sangue, como nos currais, recepção e na área de condução. Já a linha vermelha é constituída pelos efluentes que contém sangue. Os tratamentos das duas linhas são bem semelhantes e tem como objetivo promover um melhor tratamento primário e físico-químico para ter uma boa eficiência no tratamento biológico que ocorre após a equalização dos efluentes gerados nas duas linhas do abate (MORALES *et al.*, 2009; PACHECO; YAMANAKA, 2008).

Esses efluentes podem apresentar elevados valores de Demanda Química de Oxigênio, fósforo, sólidos suspensos, voláteis e sedimentáveis, nitrogênio orgânico e gordura. Esta variedade de constituintes do efluente é prejudicial devido presença de materiais indesejáveis, patógenos, gordura e produtos de limpeza. Assim o tratamento e o descarte dos efluentes nos frigoríficos de suínos é uma necessidade e deve ser realizado para manter o bem-estar da saúde pública e a proteção do meio ambiente (BUSTILLO-LECOMPTE, 2015).

Deste modo sabe-se que os efluentes gerados nos frigoríficos e matadouros de suínos tem um grande potencial poluidor devido a elevada



presença de matéria orgânica, na qual foram caracterizados por diferentes autores seus principais parâmetros como o pH, DQO, Nitrogênio, turbidez e cor.

**Tabela 1 - Trabalhos de caracterização do efluente de frigorífico e matadouro de suínos**

Referências	Efluente	Caracterização do Efluente					
		pH	DQO (mg/L)	NTK (mg/L)	Cor (UC)	Condutividade elétrica (mS.cm <sup>-1</sup> )	Turbidez (UNT)
Kobyá <i>et al.</i> , (2006)	Matadouro e Frigorífico	*	*	*	*	1,99	*
Palastsi <i>et al.</i> , (2010)	Frigorífico	*	*	150	*	*	*
Awang <i>et al.</i> , (2014)	Matadouro de suínos	7,84	970	*	*	*	156
Bazrafshan <i>et al.</i> , (2012)	Frigorífico	7,31	5817	137	*	9,14	*
Pan <i>et al.</i> , (2014)	Frigorífico	*	6057	172,6	*	*	*
Bustilho-Lecomp & Mehvar (2015)	Frigorífico	4,9-7,81	500-15900	50-841	175-400	*	200-300
Orssato (2017)	Matadouro e Frigorífico	6,46	4730	289,8	11000	3,91	1525
Orssato <i>et al.</i> , (2018)	Matadouro e Frigorífico	6,46	*	289,8	*	3,91	*
Orssato <i>et al.</i> , (2019)	Matadouro e Frigorífico	8,71	2185	*	5000	*	434
Chollom <i>et al.</i> , (2019)	Matadouro de suínos	6,9	4326,6	83,4	*	*	*

\*Parâmetro não caracterizado pelos autores

Fonte: Autoria Própria (2022)

### 3.2 ELETROCOAGULAÇÃO

A eletrocoagulação é um processo eletrolítico de tratamento de efluentes que vem sendo pesquisado e aprimorado com o surgimento de novas tecnologias. Esta técnica consiste em um sistema composto por um cátodo e um ânodo em solução aquosa, onde ocorre a aplicação do potencial elétrico que ocasionará a deposição e redução do elemento metálico (MOLLAH *et al.*, 2004; TONES, 2015).

A eletrocoagulação trata-se de um processo eletroquímico baseado na geração de bolhas de hidrogênio e hidroxilas que substituem os aditivos flocculantes presentes na solução. Este processo ocorre por meio da geração das bolhas de ar que em contato com as partículas em suspensão onde ocasionará a adsorção das pequenas bolhas de gás que se aderem na superfície das partículas que resulta na ascensão do conjunto das bolhas e partículas ocasionada pelo material eletrolítico aplicado (PASCHOAL; TREMILIOSI-FILHO, 2005).

No mecanismo da eletrocoagulação a formação de coagulantes ocorre devido aos processos de oxidação eletrolítica dos eletrodos de sacrifício, desestabilização do poluente e da suspensão das partículas com a quebra de emulsão, agregação das fases desestabilizadas com a formação de flocos maiores e remoção destes flocos por flotação ou sedimentação (KOBYA *et al.*, 2006).

O processo de eletrocoagulação tem sido aplicado como uma forma eficaz para tratamento de efluentes industriais (têxteis, papel de indústria de tintas, domésticos, etc) (BAZRAFESHAN *et al.*, 2008).

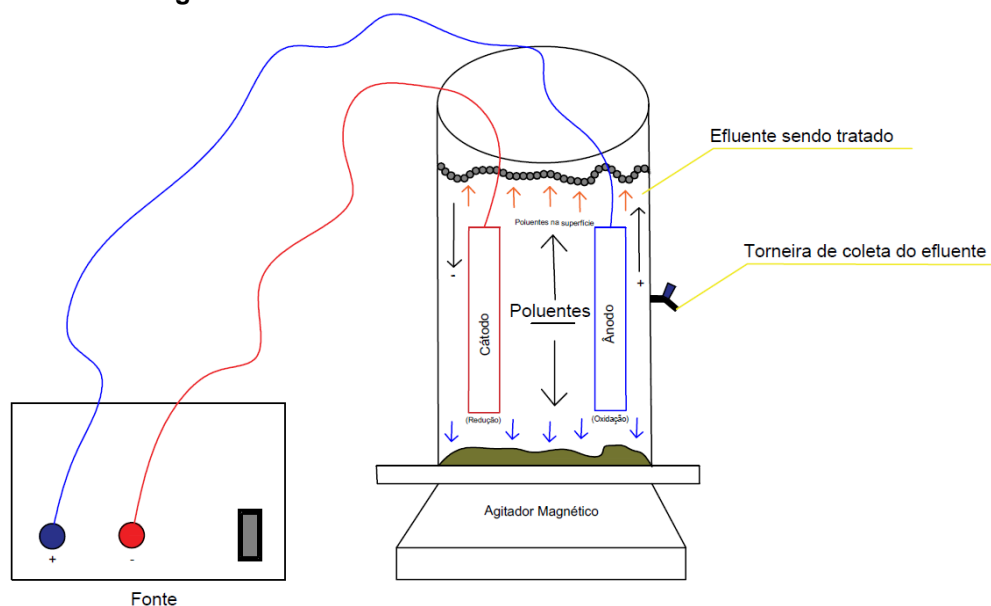
Vale ressaltar que no processo de eletrocoagulação, os eletrodos de carga positiva podem entrar contato com eletrodos de cargas negativas quando mergulhados em uma solução aquosa, onde ocorre a hidrólise que libera os íons de alumínio, que realiza a remoção dos poluentes presentes no efluente utilizado no processo (BRITO *et al.*, 2012). Além do coagulante, a geração simultânea de microbolhas de oxigênio (O<sub>2</sub>) que ocorre no ânodo, e a geração de hidrogênio (H<sub>2</sub>) no cátodo possibilita a flotação dos compostos de poluentes a serem removidos (AN *et al.*, 2017). As partículas de impurezas desestabilizadas pelo coagulante, são aglutinadas em flocos, em que as microbolhas de gases geradas

no processo eletrolítico favorecem o processo da flotação para remoção dos poluentes, gerando um efluente de melhor qualidade para disposição final (OMWENE; KOBYA; CAN, *et al.*, 2018).

Outro ponto importante é que as reações da eletrólise dependem da condutividade elétrica, pH no meio, tipos de sais dissolvidos, da diferença de potencial elétrico aplicado entre os eletrodos, do tempo de retenção do reator, tipo de corrente aplicada, do material componente dos eletrodos, do formato do reator de electrocoagulação e da natureza da composição presente na solução a ser tratada (MOLLAH *et al.*, 2001).

Ticianelli *et al.*, (2005) explicaram que para ocorrer a eletrólise é necessário que tenha o espaçamento entre os eletrodos e que estejam mergulhados em um eletrólito, contido em um recipiente de célula unitária, onde estes eletrodos serão ligados em polos de corrente contínua com o polo positivo que liga-se ao ânodo e ao negativo ao cátodo (Figura 1).

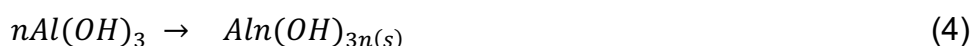
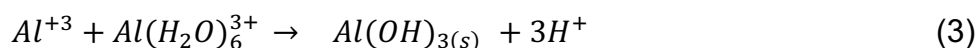
**Figura 1 - Modelo de reator eletrolítico.**



**Fonte: Adaptado por Mollah *et al.*, (2004) e Monego (2007)**

Conforme a Figura 1, ao se aplicar uma tensão entre os eletrodos forma-se um campo elétrico que irá permitir a oxidação no ânodo e a redução no cátodo, sendo que os eletrólitos usados participam no transporte de cargas elétricas geradas (TICIANELLI *et al.*, 2005).

No caso dos eletrodos constituídos de alumínio, após a eletrólise este metal pode coexistir em diferentes formas na solução onde possa ocorrer sua oxidação conforme as equações 1 a 4:



Em pH ácido o alumínio se apresenta no estado iônico ( $Al^{+3}$ ) e assim que o pH começa se elevar o cátion  $Al^{+3}$  combina-se com íons  $OH^{-}$  formando as espécies iônicas de  $Al(OH)_2^{+}$  e  $Al(OH)_4^{-}$ . Além disto, a solubilidade pode aumentar com a formação do  $Al(OH)_4^{-}$  (MOLLAH *et al.*, 2001). Os cátions  $Al^{3+}$  reagem com água e vários ânions presentes em solução para formar complexos inorgânicos que podem reagir com alumínio e formar compostos complexos em meio neutro ou ácido (BENNAJAH, 2007).

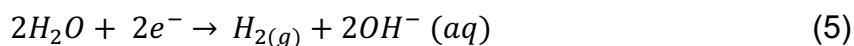
De acordo com Avsar *et al.*, (2007), o pH do meio tende a aumentar durante o processo eletroquímico devido a evolução de hidrogênio no cátodo sendo que ele pode aumentar em efluentes ácidos e diminuir em efluentes alcalinos. A formação do  $Al(OH)_3^{+}$  próximo ao ânodo libera o  $H^{+}$  que ocasiona a queda do pH, enquanto que no cátodo pode haver a evolução do oxigênio que também ajuda na diminuição do pH (KOBYA *et al.*, 2006).

Já na etapa da eletrofloculação ocorre o processo de aglutinação das partículas desestabilizadas pelos hidróxidos de alumínio que são coagulantes que favorecem a formação e crescimento dos flocos que podem ser removidos em etapas seguintes do tratamento (SILVA, 2002; MOLLAH *et al.*, 2004; CERQUEIRA *et al.*, 2009).

Porém, para ocorrer, o processo de eletrofloculação depende das reações químicas envolvidas no meio aquoso, pH presente, condutividade elétrica aplicada, tamanho das partículas e suas concentrações (MOLLAH *et al.*, 2001).

Mollah *et al.*, (2004) explica também que quando um potencial é aplicado de uma fonte externa, o material do ânodo é oxidado, enquanto o cátodo se reduz, ou seja, ocorre a deposição redutiva dos metais elementares.

Por fim, na eletroflotação ocorre a formação de microbolhas de hidrogênio e oxigênio no cátodo, que sobem na superfície onde serão adsorvidas pelos flocos, que os carregam junto com as partículas e impurezas em suspensão presentes (KATAL; PAHLAVANZADEH, 2011), conforme demonstrado na equação 5:



Durante a eletroflotação, pode ocorrer também oxidação da matéria orgânica, a qual pode ocorrer de forma direta e indireta, sendo que na forma direta os poluentes podem ser adsorvidos na superfície do ânodo e depois destruídos pelas transferências dos elétrons e na indireta pode ser gerados oxidantes fortes como hipoclorito e o cloreto que destroem os contaminantes por oxidação (CUNHA; DUTRA, 2014).

Parsa *et al.*, (2011) destacam também que o uso de eletrodos de alumínio em relação aos eletrodos de ferro está relacionado ao fato do eletrodo de alumínio necessitar de menos gasto de energia para realizar a eletrofloculação em relação ao ferro, devido à alta capacidade do alumínio em ser oxidado e liberado na solução.

A eletrocoagulação oferece ainda algumas vantagens a mais do que a coagulação química tradicional como a desobrigação do uso de produtos químicos no processo do tratamento, a não formação de odores, tempo de detenção hidráulica menor, simplicidade de operação e automação, utilização de elétrons como reagente, uso de catalisadores com revestimento de elétrons metálicos, menor espaço físico requerido e segurança do processo (BAZRAFESHAN *et al.*, 2015; ELAZZOUZI *et al.*, 2017).

Porém, a eletrocoagulação pode apresentar algumas desvantagens, como: os eletrodos podem sofrer oxidação e precisam ser substituídos regularmente, dependendo do local, o custo de utilização da eletricidade pode ser caro, um filme de óxido impermeável pode ser formado no cátodo causando perda da eficiência na unidade onde é necessário que efluente tenha uma maior condutividade e o risco da contaminação da biomassa devido ao aumento dos

íons metálicos no eletrodo quando se usam corrente com alta intensidade durante muito tempo (MOLLAH *et al.*, 2001; UDUMAN *et al.*, 2011).

Assim, a eletrocoagulação é uma boa alternativa para a remoção da DQO (Kushwaha *et al.*, 2010 ), bactérias e algas (Bensadok *et al.*, 2011 ), turbidez, suspensão de gordura e óleo (Carmona *et al.*, 2006 ), graxa (Ghahremani *et al.*, 2012 ) e metais pesados (Melchior *et al.*, 2016 ) em amostras de águas residuárias, pois a sua aplicação ajuda na diminuição das cargas dos poluentes presentes nos efluentes industriais para poder minimizar os impactos ambientais adversos e diminuir os problemas de poluição hídrica.

### 3.3 ESTUDOS DE APLICAÇÃO DA ELETROCOAGULAÇÃO

A eletrocoagulação é uma forma de tratamento de águas residuárias aplicada para remoção de poluentes, sendo que varios autores utilizaram esta técnica em suas pesquisas. Na Tabela 2 são apresentados alguns trabalhos de aplicação da eletrocoagulação para remoção de poluentes presentes em efluentes.

**Tabela 2 - Trabalhos que aplicaram a eletrocoagulação para tratamento de efluentes**

<b>Referências</b>	<b>Efluente</b>	<b>Eletrodo</b>	<b>Condições Operacionais</b>	<b>Parâmetros de remoção</b>
Liakos & Lazaridis (2014)	Vinhoto	Alumínio	Tempo de eletrólise de 60 min, volume de efluente de 250 ml e corrente de 0,5 A	Remoção de 90 % de cor
Brito <i>et al.</i> , (2012)	Biodiesel	Alumínio	Tempo de eletrólise de 24 h, volume de efluente de 1 L e corrente de 0,1 A	Remoção de 98 % de turbidez
Asselin <i>et al.</i> , (2008)	Frigorífico de suínos	Alumínio	Tempo de eletrólise de 60 a 90 min,	Remoção de 99% de óleos e graxas, 86

Ensano <i>et al.</i> , (2019)	Água residuaria municipal	Alumínio	volume de efluente de 1,71 L e corrente de 0,3 A Densidade de corrente de 0,3 mA/cm <sup>2</sup> , pH 7 e Tempo de eletrólise de 3 h	% de DBO, 90 % de SST, 90 % de turbidez e 82 % de DQO Remoção de 50 % de antibióticos
Mukimin <i>et al.</i> , (2020)	Efluente farmacêutico	Alumínio	ddp de 6 V	Remoção de 100 % dos antibióticos
Baran <i>et al.</i> , (2018)	Efluente farmacêutico	Alumínio	pH igual 6,5 e ddp de 7 V	Remoção de 100 % dos antibióticos
Pauli <i>et al.</i> , (2012)	Frigorífico de aves	Alumínio	pH igual a 5 e corrente elétrica de 4 A	Remoção de 94 % de cor, 98 % de turbidez e 87% de DQO
Bayramoglu <i>et al.</i> , (2006)	Frigorífico de aves	Alumínio	Densidade de corrente de 15 mA. cm <sup>-2</sup> e pH igual a 3	Remoção de 93% de DQO
Valente <i>et al.</i> , (2012)	Frigorífico de laticínio	Ferro	pH entre 5 e 9, tempo de eletrólise de 5 a 20 min e densidade de corrente de 31 a 61 A/m <sup>2</sup>	Remoção de 58 % de DQO e 95 % de turbidez
Khenoussi <i>et al.</i> , (2013)	Matadouro de suínos	Ferro	Tempo de eletrólise de 25 min, volume de efluente de 1 L e ddp de 12 V	Remoção de 92,6 % de DQO, 76,2 % de Nitrogênio total, 62,5 % de óleos e graxas e 95,4 % de

Ahmadian <i>et al.</i> , (2012)	Frigorífico de suínos	Ferro	Tempo de eletrólise de 50 min e densidade de corrente de 10 A.m <sup>-2</sup>	ortofosfatos Remoção de 84 % de Nitrogênio Total
Bazrafshan <i>et al.</i> , (2012)	Frigorífico de suínos	Alumínio	ddp de 40 V	Remoção de 99,78 % de DQO, 97,47% de sólidos suspensos totais, 94,89 % de NTK e 99,61% de DBO
Moraes <i>et al.</i> , (2016)	Frigorífico de suínos	Alumínio	Tempo de eletrólise de 80 min e densidade de corrente de 50 mA. cm <sup>-2</sup>	Remoção de 93,6 % de fósforo total
Biassi (2014)	Frigorífico de suínos	Alumínio	ddp de 27 V e tempo de eletrólise de 20 min	Remoção de 98 % da cor, 99 % da turbidez e 81 % para DQO
Bui (2018)	Matadouro de suínos	Ferro	Tempo de eletrólise de 30 min	Remoção de 97,3 % de DQO

Fonte: Autoria Própria (2022).

Deste modo, nota-se que cada vez mais estão sendo realizados estudos da aplicação da eletrocoagulação, devido à grande vazão de efluentes que são gerados nos processos operacionais na indústria, em que a partir de um tratamento eletroquímico pode-se ter a possibilidade de obter uma boa eficiência de remoção da DQO, óleos e graxas totais, DBO, cor, turbidez, concentração de sólidos totais, para garantir uma melhor qualidade do efluente final, de modo



que seja lançado nos corpos hídricos sem causar danos ao meio ambiente.

### 3.4 FLOTAÇÃO POR AR DISSOLVIDO

A flotação é um processo de separação mediante a introdução de bolhas de gás (ar), como meio de transporte das partículas suspensas, sendo estas condicionadas ou hidrofóbicas, onde estas partículas anexadas as bolhas formam aglomerados de densidade bem parecidos com a água, levando a flutuar na superfície onde forma uma capa de lodo com espessura que aumenta e é removida por raspadores superficiais (KYZAS; MATIS, 2018).

Os sistemas de flotação por ar dissolvido (FAD) são formados por um tanque de pressurização com injeção de ar. Estes sistemas comparados a filtração e as tecnologias de membranas são considerados de custos moderados e são designados como uma tecnologia eficiente porque usa menores quantidades de ar e coagulantes/floculantes, tempo de baixa retenção e superfícies de alta carga hidráulica com boa eficiência de separação e custo de capital baixo (ORTIZ-OLIVEIRA E FLORES-ESPINOSA, 2019).

Os princípios operacionais da flotação por ar dissolvido (FAD) são simples, pois depende do contato das partículas sólidas e as bolhas de ar formado para ocorrer à flutuação e remoção dos contaminantes na superfície (ALIFF, 2016). Em condições operacionais bem controladas a flotação tem um potencial maior de remover as partículas coloidais e reduzir o tempo gasto com a floculação e detenção da clarificação (TEIXEIRA, 2020).

Os sistemas de flotação por ar dissolvido permitem também a dissolução do ar e geração de bolhas que aceleram a separação dos poluentes, minerais, algas, espessamento de lodo ativado, hidrocarbonetos entre outros (ORTIZ-OLIVEROS *et al.*, 2012; ZHANG *et al.*, 2019).

Na flotação por ar dissolvido a injeção das microbolhas na fase líquida provoca a ascensão do material particulado, na qual as bolhas são formadas a partir da pressurização do ar, sendo liberado para atmosfera. Assim, os flocos tendem a ascender e se separarem na fase líquida, na qual a redução das massas específicas dos flocos ocorre pela adesão das partículas liberadas pelo ar na fase líquida sob condições controladas (FERREIRA FILHO, 2017). A separação das partículas ocorre de forma rápida na flotação por ar dissolvido

devido ao baixo tempo de retenção da água no flotador pela ação das microbolhas que reduzem a densidade das partículas. Já a etapa de formação das microbolhas é essencial na flotação, pois o seu tamanho influencia na separação das partículas (FONSECA, 2017).

As bolhas de ar têm papel fundamental de coletar e transportar as partículas suspensas à superfície do tanque de flotação, sendo que ocorre a formação da espuma que permite que ocorra a separação das partículas. Deste modo, a utilização da aeração no sistema da flotação é de suma importância pois possibilita o controle do tamanho da formação das bolhas, para que possa ter uma separação no processo de tratamento de efluentes (PENNA *et al.*, 2003).

O diâmetro das bolhas é uma variável importante no processo da FAD, pois podem influenciar na separação da mistura em contato com ar. Quando introduz o gás ele é encaminhado até a fase líquida e com isto a fração volumétrica é deslocada, na qual ocorre a mistura do gás e líquido. Assim ocorre o arranjo das partículas que demanda um tamanho das bolhas que aumente a captura e arraste das partículas na parte das bolhas fazendo com que a flotação seja otimizada (GARDUSI *et al.*, 2014).

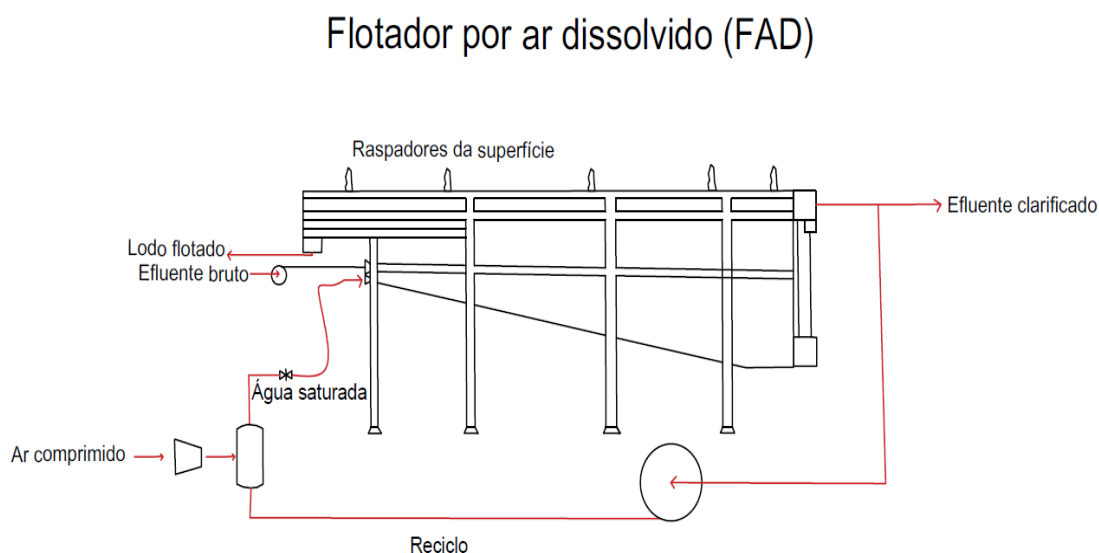
O tamanho das bolhas é controlado pelo ajuste de pressão e vazão na emissão de ar, sendo que um número maior de bolhas de menor diâmetro proporciona área superficial maior que um número mais reduzido de bolhas, com diâmetro maior, facilitando assim a coleta das partículas suspensas com base no volume de ar, onde o processo de flotação se torna mais eficiente, sendo que um menor volume de bolha com diâmetro menor, apresentam uma colisão entre bolha e partícula maior. Porém, bolhas com tamanho minúsculo apresentam velocidade de ascensão baixa o que pode ocasionar a perda das partículas hidrofóbicas durante escoamento do material flotado (PENNA *et al.*, 2003).

As bolhas de ar menores são formadas no flotador a partir da redução da pressão de saturação na água com variações nas faixas de 3 a 6 bar, onde forma-se por meio da cavitação resultante da queda de pressão no dispositivo de restrição de fluxo. A água saturada então é forçada através dos dispositivos (válvulas), e as bolhas pequenas são geradas e liberadas na coluna do tanque do flotador (AZEVEDO *et al.*, 2017).

No processo de tratamento o efluente que já passou pelas etapas de coagulação e floculação seguem para tanque de flotação onde seu princípio de funcionamento é subdividido em zonas (Figura 2).

Na primeira zona, conhecida como zona de contato, as microbolhas de ar são introduzidas na parte inferior do tanque, junto com o efluente coagulado, onde ocorre processos de adesão e colisão com as bolhas de ar e os flocos presentes surgem, onde a densidade relativa dos aglomerados formados é menor e com isto são arrastados na superfície de contato na qual os flocos mais densos ascendem ao invés de sedimentarem (FONSECA, 2017).

**Figura 2 - Esquema de um sistema de flotação por ar dissolvido (FAD)**



**Fonte: Adaptado de FONSECA (2017)**

O efluente em tratamento e as camadas das partículas flutuantes, denominado de lodo, são direcionados para defletor presente no flotação, adentrando na zona de separação, onde nesta etapa o lodo é removido usando um raspador automático e água clarificada na parte inferior do tanque. Parte do efluente tratado é então utilizado para alimentar os vasos de saturação que ocorre a injeção de ar comprimido para que possa ser dissolvido na água que será recirculada (FERREIRA FILHO, 2017).

Vale ressaltar também que os tanques da flotação por ar dissolvido requerem áreas menores e tem o custo reduzido na implantação, além de serem satisfatórios para tratamento de efluentes com elevada turbidez, desde que seja

realizado as etapas anteriores de forma correta (coagulação/floculação) (RICHTER, 2009).

A flotação por ar dissolvido é conhecida também como um dos tratamentos mais eficazes para purificar e eliminar poluentes por meio do efeito da flutuabilidade (KWAK; KIM, 2017). Porém, a energia necessária para produzir microbolhas diminui com a tensão do ar/água e o aumento das diferenças de pressão da água com a pressão da atmosfera, na qual a concentração de equilíbrio do ar dissolvido depende da temperatura da água e pressão do gás que entra em contato com o contaminante.

A FAD tem sido aplicada ainda com sucesso na área industrial (fábricas de curtumes, oficinas mecânicas, fábricas de celulose e papel, etc.) e em unidades de tratamento de água para abastecimento urbano (Al-ZOUBI *et al.*, 2015). Também tem sido aplicado na área de mineração, e é ainda uma excelente alternativa para melhorar a qualidade de corpos de água para abastecimento e também para realizar o seu reuso (COUTO *et al.*, 2014).

A FAD também pode ser utilizada para a remoção de óleos emulsificados de águas residuais geradas em refinarias de petróleo, indústrias petroquímicas, alimentícias e metal mecânica (ZODI *et al.*, 2013).

A literatura indica ainda que os principais problemas para a aplicação da FAD e melhorias no tratamento de efluente são a otimização da geração das microbolhas e energia necessária para ela se formar levando em consideração a interação bolha e partícula bolha, zona de separação e contato (EDZWALD, 2010).

Em relação às vantagens da FAD, considera-se que ela tem baixo tempo de detenção hidráulica, requer pequenos tanques de floculação, altas taxas de carregamento, menores custos de operação, produção de pequenas bolhas, maior área de contato entre bolha-partícula e uma moderna cinética de separação de partículas superiores a da sedimentação (EDZWALD, 2010; SILVA *et al.*, 2010; COUTO *et al.*, 2014; PALANIANDY *et al.*, 2017).

Dentre outras vantagens da FAD, destacam-se que ela é mais eficiente na remoção de flocos de baixa densidade, o efluente tratado apresenta turbidez e quantidade de partículas baixas, promove a remoção de alguns compostos de sabor e odor e de alguns patógenos e os lodos flotados apresentam maior teor de sólidos (EDZWALD; HAARHOFF, 2012).

Em contraste, no processo de FAD o custo do saturador pressurizado usado para misturar o ar com a água é alto, além da possibilidade de rupturas das partículas coaguladas e dispersão das partículas coloidais na zona da coleta (FÉRIS, 2001).

Outro ponto importante é que a técnica de FAD possui algumas limitações, ou seja, ela não é adequada para efluentes que contenham sólidos suspensos com alta densidade e deve ser protegida para evitar o assentamento dos flocos sólidos na superfície (CROSSLEY E VALADE, 2006; EDZWALD, 2007).

Então, embora a FAD seja um processo aplicado para tratamento de efluentes, nota-se que ainda faltam estudos em relação a dinâmica física, devido à presença de complexos de fluxo multifásicos e hidrodinâmicos em relação ao movimento das bolhas e das partículas, das interações da bolha-partícula e a reações químicas de contato superficial relacionado (WANG *et al.*, 2018).

### 3.5 ESTUDOS DE APLICAÇÃO DA FLOTAÇÃO POR AR DISSOLVIDO

Na última década a flotação por ar dissolvido foi utilizada em usinas de dessalinização para pré-tratar a água antes das unidades de osmose reversa para impedir o entupimento das membranas e auxiliar na remoção de partículas suspensas presentes no efluente industrial (PELEKA, 2008). Com relação aos avanços atuais nas aplicações da FAD, há uma necessidade na elaboração de projetos existentes, uma vez que os efluentes industriais possuem características diferentes em termos de parâmetros biológicos e físico-químicos (HAARHOFF, 2013).

Kawahara *et al.* (2009) examinou o efeito da salinidade da água do mar por meio da FAD em uma coluna de flutuação com distribuição de microbolhas e observou que a salinidade pode reduzir o tamanho e a velocidade das microbolhas formadas. Li *et al.* (2013) também estudaram o impacto da salinidade da água subterrânea na distribuição do tamanho em uma coluna de flotação e encontraram uma redução no tamanho à medida que a salinidade aumenta. Em outro estudo, Kim *et al.* (2017) verificaram o efeito da salinidade da água do mar na distribuição do tamanho das microbolhas em um reator de flotação por ar dissolvido, onde obteve uma redução do tamanho das bolhas causado pela salinidade.

Tansel e Pascual (2011) aplicaram a flotação por ar dissolvido para remover combustíveis emulsificados na água salobra onde comprovaram que a técnica pode ser eficaz com ou sem uso de coagulantes para remover petróleo de águas salobras e lagos.

Karhu *et al.* (2014) aplicaram FAD para o tratamento de emulsões de óleo com concentrações altas. Seus resultados mostraram que a redução foi de 70% com aplicação de uma dosagem ideal de cloreto com valores bastante neutralizado (KARHU *et al.*, 2014).

A flotação por ar dissolvido foi usado também para engrossar lodo secundário e trouxe como resultados vários pontos positivos em relação aos decantadores como, menores requisitos volumétricos, menor tempo de retenção hidráulica e uma boa separação do espessamento do lodo de até 7% de sólidos (BOLTO; GREGORY, 2007).

Em outros estudos a flotação por ar dissolvido foi aplicada para remoção de *Cryptosporidium* spp, *Giardia* spp, e cistos anaeróbio de um UASB piloto. Os resultados foram positivos, pois a FAD foi capaz de alcançar 2 logs de remoção do cisto (99%) (OLIVEIRA, 2019).

A flotação por ar dissolvido também é uma técnica ambientalmente sustentável, sendo explorada para aplicação de biossurfactantes para reduzir o impacto ambiental deste tipo de atividade tendo maior credibilidade a flotação como um bom método de separação (VECINO *et al.*, 2013).

Reali *et al.*, (2001) aplicou a flotação de ar dissolvido para tratamento de efluentes de frigorífico operando com sistema ligado ao reator UASB, onde obtiveram a remoção de 47% de fosfatos, 75% da DQO e 74% de remoção dos sólidos totais com dosagem de 65 mg L<sup>-1</sup> de cloreto férrico com tempo de floculação de 15 minutos e flotação com taxa de aplicação de ar de 19 g/m<sup>3</sup> de efluente.

Schoenhals (2006) estudou a eficiência do processo de flotação por ar dissolvido aplicado em tratamento primário de efluentes em frigorífico avícola e encontrou resultados satisfatórios para remoção dos parâmetros físico-químicos, onde alcançaram 90% de remoção de óleos e graxas, 97% remoção de turbidez e 82% de remoção de DQO total, utilizando coagulantes comerciais e com aplicação de 0,2 L.min<sup>-1</sup> de ar na câmara de flotação.

Outro estudo foi realizado em efluente de matadouro de bovinos com objetivo de aumentar a capacidade da flotação em bancada onde os resultados foram otimizados, obtendo eficiências de 68% de remoção de óleos e graxas, 53% de remoção de DQO e 78% de remoção da turbidez com tempo de flotação de 1 minuto para mistura rápida do gradiente de  $250 \text{ s}^{-1}$ , 5 minutos para tempo de floculação e flotação, onde foi coagulado com dosagem de 30 a  $70 \text{ mg L}^{-1}$  de cloreto férrico (SILVA *et al.*, 2007).

Maeng *et al.*, (2017) trabalharam com efluentes sintéticos na faixa de 300 NTU, onde obtiveram boa eficiência de remoção da turbidez com a aplicação da flotação por ar dissolvido. Já Fonseca (2017) também preparou soluções suspensas e sintéticas que apresentaram turbidez entre 5 e 100 NTU, que com a aplicação da flotação por ar dissolvido este valor se reduziu a 90%, onde estas faixas variam de acordo com a caracterização do efluente.

Assim, a flotação por ar dissolvido pode ser aplicada em várias condições para manter um tratamento mais eficiente dos efluentes industriais, removendo a DQO, turbidez, fósforo, protozoários patogênicos bem como a *Giardia* ssp. e cistos de águas residuárias (SANTOS, 2017). Portanto, deve ser realizados cada vez mais estudos da aplicação da flotação por ar dissolvido, pois é uma técnica que fornece uma melhoria na qualidade da água e ajuda a diminuir os impactos no meio ambiente.

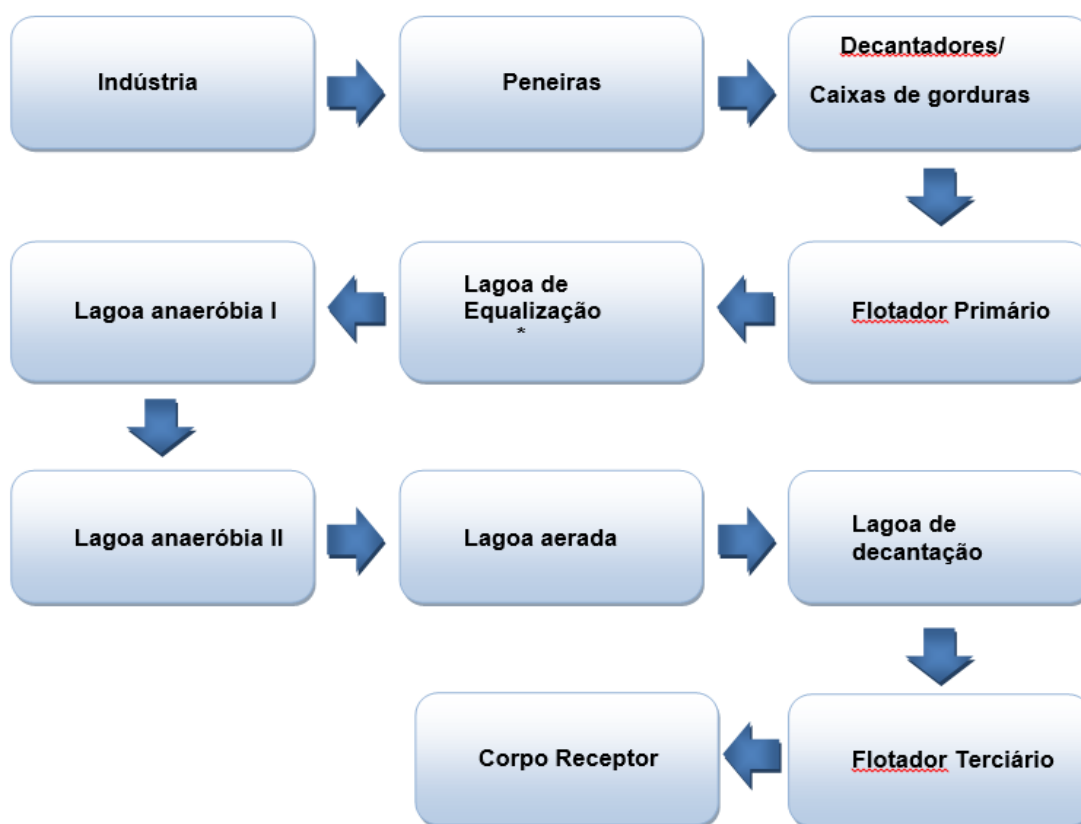
## 4 MATERIAIS E MÉTODOS

### 4.1 CARACTERIZAÇÃO DO LOCAL E DO PONTO DE COLETA

O efluente utilizado na pesquisa foi coletado em um frigorífico e matadouro de suínos localizado no Oeste do Paraná. Esta indústria abate 6.900 animais por dia, e tem uma vazão de aproximadamente 5.280 m<sup>3</sup> de efluente dia.

A estação de tratamento de efluentes da empresa é composta por peneiras, decantadores, caixa de gorduras, flotor físico-químico primário, lagoa de equalização, duas lagoas anaeróbias em sequência, lagoa aerada, lagoa de decantação e flotação físico-químico terciário. Na figura 3, observa-se o fluxograma ilustrativo da estação de tratamento de efluentes do frigorífico e matadouro de suínos.

**Figura 3 - Fluxograma da estação de tratamento de efluentes no frigorífico e matadouro de suínos da empresa**



Legenda:\* Ponto de coleta do efluente.  
Fonte: Autoria própria (2022)



O efluente utilizado para os testes da eletrocoagulação e da flotação por ar dissolvido foi coletado no final do tratamento primário em uma lagoa de equalização, sendo armazenado em galões de plástico com volume de aproximadamente 5 L em um período de 2 horas, obtendo a quantidade final de 50 L, sendo o material caracterizado de acordo com seus parâmetros físico-químicos (Tabela 3).

**Tabela 3 - Análises físico-químicas para caracterização do efluente de frigorífico e matadouro de suínos**

Parâmetros	Unidades	Métodos	Protocolo APHA (2012)
pH	-	Potenciométrico	4500 – H <sup>+</sup> B
Condutividade elétrica	mS cm <sup>-1</sup>	Condutímetro	2510 B
Turbidez	UNT	Nefelométrico	2130 B
Cor	UC	Espectrometria	2120 B
Alumínio total	mg L <sup>-1</sup>	Espectrometria de emissão ótica com plasma	-
DQO	mg L <sup>-1</sup>	Colorimétrico	5220 D

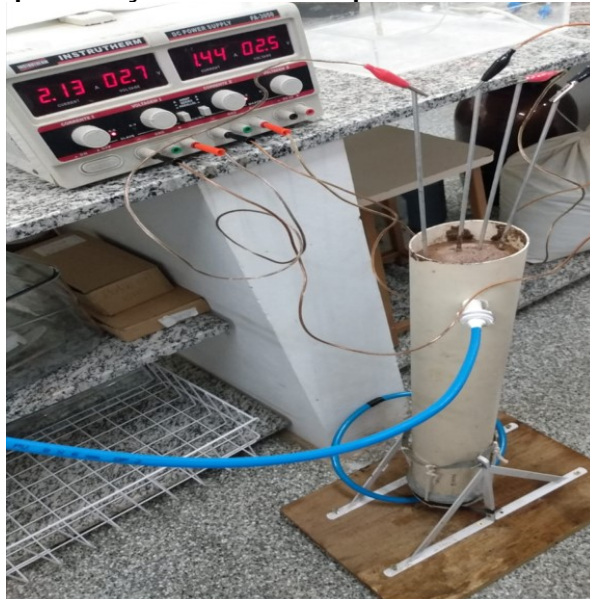
Fonte: Autória própria (2022)

#### 4.2 SISTEMA DE TRATAMENTO INTEGRADO EM SÉRIE

O sistema de tratamento construído foi um reator em batelada de eletrocoagulação que leva eletrodos de sacrifício de alumínio, conectados a uma fonte de corrente elétrica contínua. O reator consiste em um tubo de PVC, com 100 mm de diâmetro, e outros três tubos de alumínio, com diâmetros de 75 mm, 50 mm e 25 mm, e um cilindro maciço de alumínio com diâmetro de 10 mm, onde esses tubos de alumínio tem comprimento de 50 cm cada (Figura 4 e 5). Na parte superior do reator foram soldadas 4 hastes metálicas compridas de alumínio para poder facilitar a ligação dos eletrodos positivos e negativos.

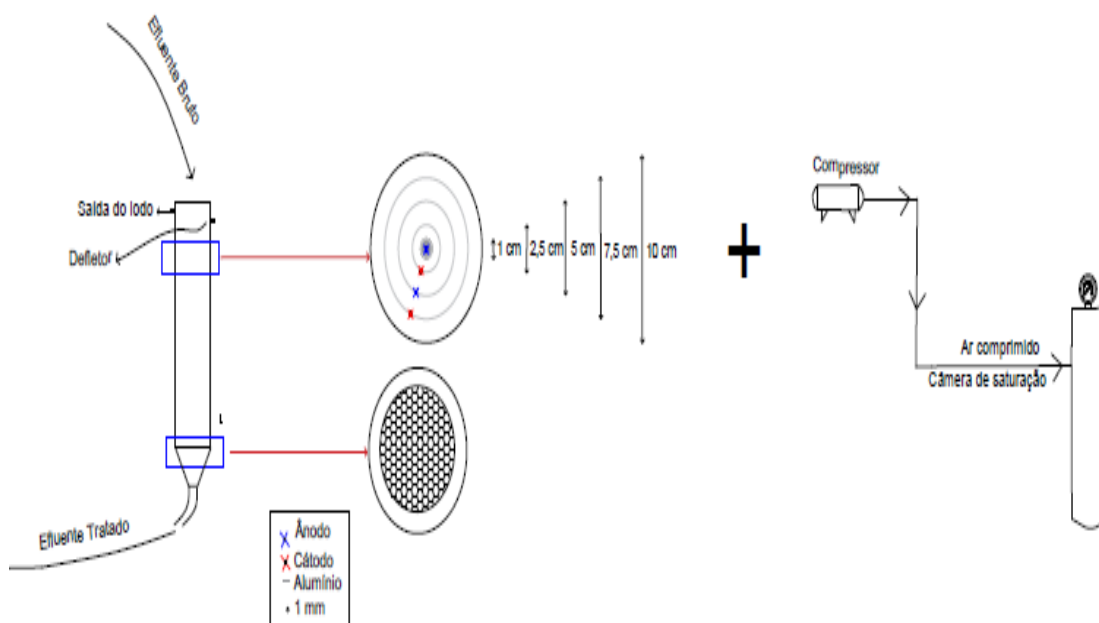
O reator tem capacidade de receber 4 litros de efluente por batelada, com o efluente tratado de cada batelada sendo armazenado em frascos de vidros para realização das respectivas análises físico-químicas. Na lateral superior foi instalado um defletor, destinado a separar o lodo gerado do efluente tratado.

Figura 4 - Representação do módulo experimental da eletrocoagulação



Fonte: Autoria própria (2021)

Figura 5 - Ilustração do módulo experimental do tratamento de efluentes por eletrocoagulação seguido por um sistema de flotação por ar dissolvido



Fonte: Autoria própria (2021)

Vale destacar que em cada batelada realizada o efluente foi alimentado na parte superior do reator. Ao final da batelada o efluente é descarregado por gravidade na parte inferior do reator passando por uma placa de acrílico perfurada com orifícios de diâmetro de 1 mm.

Na sequência o efluente tratado pela eletrocoagulação é pressurizado em uma câmara de saturação cilíndrica fechada ligada num compressor, onde o ar dissolvido no efluente é liberado na forma de microbolhas, contribuindo para remoção dos flocos e impurezas que permaneceram após o tratamento eletroquímico com intuito de aumentar a eficiência e qualidade do tratamento final do efluente (Figura 6).

**Figura 6 - Representação do módulo experimental da flotação por ar dissolvido**



**Fonte: Autoria própria (2021)**

O equipamento utilizado para realizar os ensaios com a flotação por ar dissolvido é composto por uma câmara de saturação ligada a um compressor de ar. A câmara foi construída com material de aço inox, com espessura da parede de 1 mm, seção transversal circular com diâmetro de 125 mm, com volume interno de aproximadamente 12,2 L e altura de 1 m. Estima-se uma pressão máxima de operação no equipamento de 800 KPa. A câmara é suspensa por uma estrutura metálica específica para facilitar o processo de agitação e homogeneização durante a realização dos ensaios com as amostras de efluentes.

Também foi adaptado um jar-test ligado a câmara de saturação por uma mangueira, para realizar a despressurização do efluente e então promover a flotação (Figura 7).

**Figura 7 - Modelo de jarro adaptado ao sistema da flotação por ar dissolvido**



**Fonte: Aatoria própria (2022)**

#### 4.3 PROCEDIMENTO PARA REALIZAÇÃO DOS ENSAIOS DA ELETROCOAGULAÇÃO

O procedimento para a realização dos ensaios da eletrocoagulação foi realizado em uma bancada experimental. Para cada ensaio, o reator era carregado com 4 L de efluente sem tratamento.

Na sequência, a fonte de corrente contínua era conectada aos eletrodos por intermédio das hastes de alumínio. Procedia-se a eletrocoagulação nas condições de densidade de corrente elétrica e tempo de eletrólise conforme definidas na matriz do delineamento experimental.

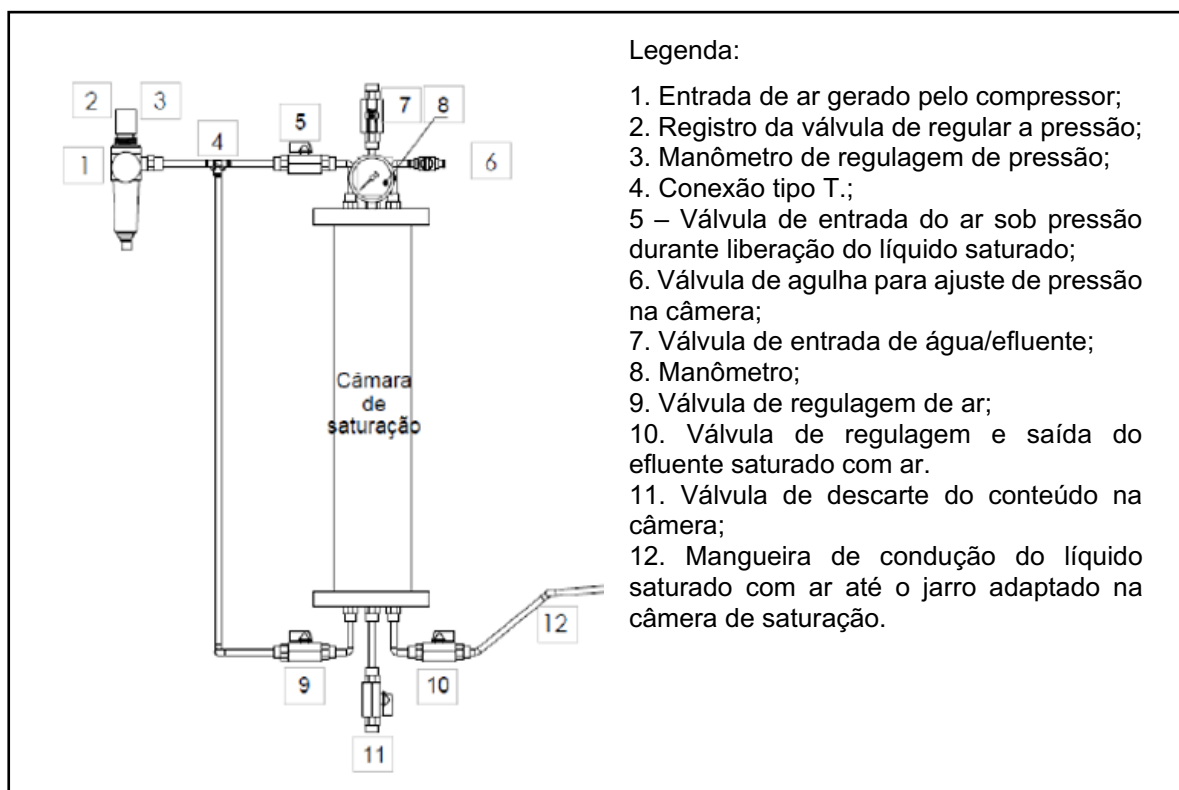
Após a realização de cada batelada a coleta do efluente tratado era feita pela parte inferior do reator. Em cada batelada realizada era descartado o lodo gerado e lavado o reator antes de iniciar um novo ensaio, para evitar problemas de interferências nos resultados dos respectivos ensaios, pelo fato de serem realizados em faixas de corrente elétrica e tempo de eletrólise diferentes.

#### 4.4 PROCEDIMENTO PARA REALIZAÇÃO DOS ENSAIOS DA FAD

A descrição da etapa de operação dos ensaios realizados pela flotação por ar dissolvido segue esquema definido em escala experimental. No processo

de identificação o número corresponde a identificação dos componentes de operação da câmara de pressurização indicado pela Figura 8.

**Figura 8 - Esquema da câmara de saturação utilizada para realizar os ensaios da flotação por ar dissolvido**



Fonte: Adaptado por Centurione Filho e Di Bernardo (2003)

A primeira etapa operacional na etapa da FAD consiste em encher a câmara de saturação com o efluente tratado pela eletrocoagulação. Para esta etapa foi adaptado um funil na válvula 7 para carregar a câmara com o efluente para evitar perdas das amostras. Durante o processo de preenchimento da câmara com efluente as válvulas 6 e 7 eram abertas e as válvulas 5, 9, 10 e 11 fechadas, até que o volume de líquido fosse suficiente para realização dos ensaios (9 litros de efluente).

Na sequência era conectada a mangueira de ar comprimido do compressor na entrada de ar (1). O compressor era ligado, sendo ajustada a pressão desejada na câmara de saturação.

A regulagem da pressão para cada ensaio era realizada no registro (2) e no manômetro (3). Era realizado o giro do registro (2) no sentido horário para mantê-lo inalterado pressionando e deslocando para baixo.

Na etapa seguinte era aberta totalmente a válvula 9. Para poder atingir a pressão desejada em cada ensaio no interior da câmara, utilizava-se a válvula 6 para melhor ajuste no manômetro. Após encontrar a faixa de pressão desejada fechava-se a válvula 6.

Ao final do tempo de saturação era fechada novamente a válvula 9. Após, agitava-se a câmara de saturação por 2 minutos para homogeneizar melhor o efluente tratado. Após este procedimento, conectava-se uma mangueira na válvula 10 e num jarro jar-test para poder realizar a despressurização do efluente e promover a flotação. Nesta etapa era realizado o ajuste da vazão de modo a respeitar o TDH desejado para cada ensaio experimental.

#### 4.5 PLANEJAMENTO EXPERIMENTAL

##### 4.5.1 Testes preliminares para a etapa da eletrocoagulação

O delineamento utilizado para realizar os testes preliminares foi o DCC (Delineamento Composto Central), no qual foi trabalhado com duas variáveis independentes (Densidade de Corrente e Tempo de Eletrólise), com um esquema fatorial de  $2^2$ , incluindo-se 3 repetições no ponto central, totalizando 7 ensaios. As variáveis respostas escolhidas no tratamento foram a remoção de cor, demanda química de oxigênio (DQO) e turbidez para verificar a eficiência do tratamento do efluente em estudo.

A Tabela 4 apresenta a matriz do delineamento experimental do DCC com os valores codificados e os valores reais, definidos para testes preliminares com o efluente. Os testes preliminares foram utilizados para definir os valores de densidade de corrente elétrica e tempo de eletrólise empregadas posteriormente em um DCCR, visando a otimização da etapa de eletrocoagulação.

**Tabela 4 - Matriz do delineamento experimental dos valores codificados e reais utilizados no DCC**

Ensaio	Densidade de corrente ( $X_1$ )	Densidade de corrente ( $\text{mA}\cdot\text{cm}^{-2}$ )	Tempo de eletrólise ( $X_2$ )	Tempo de eletrólise (min)
1	-1	3	-1	5
2	+1	10	-1	5
3	-1	3	+1	15
4	+1	10	+1	15
5	0	6,5	0	10
6	0	6,5	0	10
7	0	6,5	0	10

Fonte: Autoria própria (2021)

Os valores das variáveis respostas foram analisados pelo Software Protimiza em relação a modelagem empírica, considerando os modelos significativos com p-valores menores que 0,05. O DCC foi um teste preliminar realizado para entender os efeitos das respectivas variáveis independentes sobre as variáveis respostas para encontrar as faixas ideais para realizar os ensaios do DCCR com intuito de se obter uma melhor eficiência de tratamento do efluente no processo.

#### 4.5.2 Planejamento experimental e otimização da etapa da eletrocoagulação

Visando realizar a otimização da etapa da eletrocoagulação segue-se para a segunda etapa para a realização do DCCR (Delineamento Composto Central Rotacional) com duas variáveis independentes (densidade de corrente elétrica e tempo de eletrólise) com  $2^2$  ensaios fatoriais incluindo 4 pontos axiais e 3 repetições no ponto central, totalizando 11 ensaios.

As variáveis respostas para verificar a eficiência do tratamento do efluente em estudo foram as remoções médias de cor, demanda química de oxigênio (DQO) e turbidez, concentração residual do alumínio e consumo de energia elétrica.

A Tabela 5 apresenta a matriz do delineamento experimental para o DCCR com os valores codificados e os valores reais, definidos para testes com o efluente nos ensaios na eletrocoagulação.

**Tabela 5 - Matriz do delineamento experimental dos valores codificados e reais utilizados no DCCR nos ensaios da eletrocoagulação**

Ensaio	Densidade de Corrente (X <sub>1</sub> )	Densidade de Corrente (mA.cm <sup>-2</sup> )	Tempo de eletrólise (X <sub>2</sub> )	Tempo de eletrólise (min)
1	+1	9	-1	6,45
2	-1	4	-1	6,45
3	+1	9	+1	13,55
4	-1	4	+1	13,55
5	-1,41	3	0	10
6	+1,41	10	0	10
7	0	6,5	-1,41	5
8	0	6,5	+1,41	15
9	0	6,5	0	10
10	0	6,5	0	10
11	0	6,5	0	10

Fonte: Autoria própria (2021)

A partir dos resultados obtidos é possível avaliar, por meio da análise de variância (ANOVA), se os efeitos dos valores estudados são estatisticamente significativos e se o modelo gerado para uma determinada resposta é válido estatisticamente. Os valores obtidos nas variáveis respostas foram avaliados no software Statistica® 11 em relação a modelagem empírica, sendo significativos os termos com p-valores menores que 5%.

A representação gráfica do modelo consiste em gráficos de superfície que auxiliam a encontrar os pontos de uma região ótima para operação do sistema. A análise de regressão dos dados foi obtida mediante os testes do DCCR que permite o melhor ajuste do modelo quadrático das variáveis respostas em função dos fatores estudados e suas interações. A equação 6 representa o modelo codificado geral obtido, mediante os testes na análise de regressão.

$$Y_i = a_0 + a_1x_1 + a_2x_2 + a_{12}x_1.x_2 + a_{11}X_1^2 + a_{22}X_2^2 \quad (6)$$

Na equação 6 o  $Y_i$  é a variável dependente,  $a_{ij}$  são os coeficientes de regressão,  $X_1$  é o valor codificado da densidade de corrente elétrica e  $X_2$  é o valor codificado do tempo de eletrólise na etapa da eletrocoagulação. Com este trabalho avaliou-se os dois parâmetros da eletrocoagulação para obter a otimização necessária para a remoção da DQO, cor, turbidez, do consumo de energia e da concentração residual do alumínio no efluente de frigorífico e matadouro de suínos.



A partir dos modelos gerados é possível avaliar estatisticamente a sua validade por meio da análise de variância da ANOVA e se os efeitos são ou não significativos com intervalo de confiança de 95%.

Como o trabalho pretende avaliar a eficiência do reator eletroquímico na remoção de três parâmetros, além da concentração residual do alumínio e o consumo energético é necessário aplicar a otimização global das variáveis-respostas. Para isto foi aplicado a função de desejabilidade criada por Derringer e Suich (1980). Este método busca avaliar os conjuntos das respostas para determinar as condições mais adequadas das variáveis estudadas. Então, a função de desejabilidade varia de acordo com cada resposta obtida com valores aceitáveis ou não para atingir um ponto mais desejável.

No estudo este método busca um ótimo global visando maximizar as respostas da remoção de turbidez, cor e DQO. Também busca um ponto de mínimo para minimizar as respostas da concentração residual de alumínio e consumo energético do processo.

Após a verificação da validade do modelo predito mediante a otimização das variáveis, é possível realizar os ensaios de validação. Nestes ensaios verifica-se a proximidade entre os valores preditos com valores reais obtidos experimentalmente. Com os resultados é possível calcular o erro médio vinculado ao modelo (Equação 7).

$$\text{Erro porcentual médio} = \frac{(\text{Valor observado} - \text{Valor predito})}{(\text{Valor Observado})} \times 100 \quad (7)$$

#### 4.5.2.1 Consumo energético da etapa de eletrocoagulação

O consumo de energia elétrica de qualquer tratamento de efluente é um critério importante para a avaliação da aplicabilidade do método que será utilizado na indústria em relação a sua escala tradicional, pois permite a comparação físico e química entre os métodos de tratamento de efluentes, para poder realizar a análise precisa do consumo energético, onde os parâmetros de grande relevância são a quantidade de material utilizado para fabricação do eletrodo e a quantidade de energia consumida (CRESPILHO; REZENDE, 2004).

Para o sistema de tratamento proposto neste trabalho o consumo de energia elétrica é calculado com base na energia elétrica que é consumida por metro cúbico de efluente tratado (KWh.m<sup>-3</sup>). Para o cálculo do consumo de energia elétrica tem-se a equação 8, descrita por Módenes (2017).

$$CE = \frac{(V.i.t)}{Vol} \quad (8)$$

Onde:

- CE: Consumo de energia elétrica (KWh.m<sup>-3</sup>);
- V: Tensão (V);
- i= Média da intensidade de corrente empregada (A);
- t<sub>eletr</sub>= Tempo da eletrocoagulação (min);
- Vol= Volume de efluente tratado (m<sup>3</sup>);

#### 4.5.3 Planejamento experimental para a etapa da flotação por ar dissolvido

Na etapa da Flotação por ar dissolvido foi realizado o DCCR (Delineamento Composto Central Rotacional) com duas variáveis independentes (Tempo de detenção hidráulica e pressão de saturação) com 2<sup>2</sup> ensaios fatoriais incluindo 4 pontos axiais e 4 repetições no ponto central totalizando 12 ensaios.

As variáveis respostas para verificar a eficiência do tratamento do efluente em estudo foram as remoções médias de cor, demanda química de oxigênio (DQO) e turbidez.

A Tabela 6 apresenta a matriz do delineamento experimental para o DCCR com os valores codificados e os valores reais, definidos para testes com o efluente nos ensaios da flotação por ar dissolvido.

**Tabela 6 - Matriz do delineamento experimental dos valores codificados e reais utilizados no DCCR nos ensaios da flotação por ar dissolvido**

Ensaio	Pressão (X <sub>1</sub> )	Pressão (Psi)	Tempo de detenção hidráulica (X <sub>2</sub> )	Tempo de detenção hidráulica (min)
1	-1	22,3	-1	8,9
2	+1	57,7	-1	8,9
3	-1	22,3	+1	13,1
4	+1	57,7	+1	13,1
5	0	40	0	11
6	0	40	0	11
7	0	40	0	11
8	0	40	0	11
9	-1,41	15	0	11
10	+1,41	65	0	11
11	0	40	-1,41	8
12	0	40	+1,41	14

Fonte: Autoria própria (2022)

Assim como para a etapa de eletrocoagulação, para a etapa de FAD, com base nos resultados obtidos com a execução da matriz do delineamento experimental, é possível realizar a análise dos efeitos e ajuste dos modelos empíricos.

A equação 9 representa o modelo codificado geral obtido, mediante os testes na análise de regressão.

$$Y_i = a_0 + a_1x_1 + a_2x_2 + a_{12}x_1.x_2 + a_{11}X_1^2 + a_{22}X_2^2 \quad (9)$$

Na equação 9 o  $Y_i$  é a variável dependente,  $a_{ij}$  são os coeficientes de regressão,  $X_1$  é o valor codificado da pressão de saturação e  $X_2$  e o valor codificado do tempo de detenção hidráulica na etapa da flotação por ar dissolvido.

## 5 RESULTADOS E DISCUSSÃO

### 5.1 CARACTERIZAÇÃO DO EFLUENTE BRUTO PARA O DCC

Na Tabela 7 podem ser observados os valores dos parâmetros físico-químicos do efluente de frigorífico e matadouro de suínos antes do tratamento, utilizados na etapa do DCC, onde percebe-se que o mesmo apresenta valores elevados de turbidez, cor e DQO, demonstrando assim a necessidade de se aplicar um tratamento adequado para poder ser lançado no corpo receptor.

**Tabela 7 - Valores de caracterização do efluente de frigorífico e matadouro de suínos**

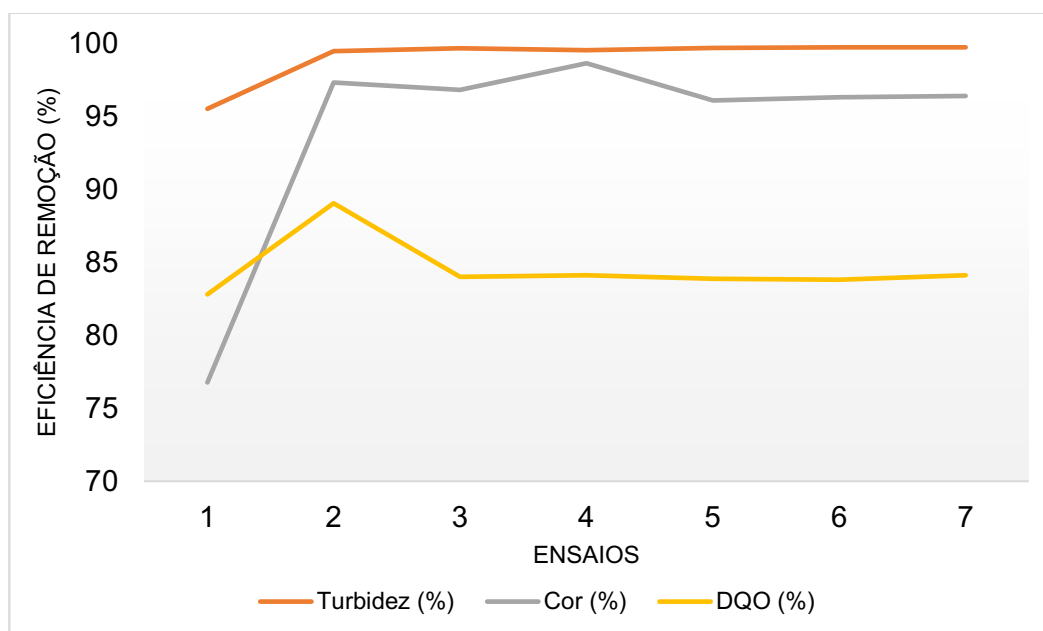
<b>Parâmetros</b>	<b>Valores médios</b>	<b>Unidades</b>
<b>Turbidez</b>	2462,00 ± 220,33	UNT
<b>Condutividade elétrica</b>	3,21 ± 0,04	mS cm <sup>-1</sup>
<b>Cor</b>	3192,80 ± 95,36	UC
<b>pH</b>	6,39 ± 0,01	-
<b>Demanda química de oxigênio (DQO)</b>	13452,5 ± 224,6	mg.L <sup>-1</sup>

**Fonte: Autoria própria (2021)**

### 5.2 EFICIÊNCIA DA REMOÇÃO DA DQO, COR E TURBIDEZ NA ETAPA DE TRATAMENTO POR ELETROCOAGULAÇÃO (TESTES PRELIMINARES)

Os resultados da eficiência de remoção média da DQO, cor e turbidez da etapa dos ensaios preliminares será apresentado no Gráfico 1 e Tabela 8.

**Gráfico 1 - Eficiência de remoção da DQO, cor e turbidez dos ensaios preliminares**



Fonte: Autoria própria (2021)

**Tabela 8 - Matriz do delineamento experimental e porcentual de remoção dos parâmetros**

Ensaio	Densidade de corrente ( $X_1$ )	Tempo de eletrólise ( $X_2$ )	Remoção turbidez(%)	Remoção Cor (%)	Remoção DQO (%)
1	-1	-1	95,51	76,77	82,8
2	+1	-1	99,45	97,3	89,04
3	-1	+1	99,66	96,8	83,99
4	+1	+1	99,53	98,63	84,12
5	0	0	99,68	96,09	83,87
6	0	0	99,71	96,3	83,8
7	0	0	99,72	96,39	84,11

Fonte: Autoria própria (2021)

Analisando o Gráfico 1 e a Tabela 8 é possível perceber que a eficiência de remoção da DQO, cor e turbidez são semelhantes em alguns ensaios. Nota-se claramente que o ensaio 2 realizado com uma densidade de corrente de  $10 \text{ mA.cm}^{-2}$  por 5 minutos, obteve o maior valor de remoção para DQO com 89% de remoção, e o ensaio 4 com densidade de corrente de  $10 \text{ mA.cm}^{-2}$  por 15 minutos obteve o maior valor de remoção para cor com 98,6% de remoção, e para turbidez os maiores valores de remoção ocorreram nas repetições do ponto central com densidade de corrente de  $6,5 \text{ mA.cm}^{-2}$  por 10 minutos, obtendo-se valor médio de 99,71% de remoção.

### 5.3 ANÁLISE ESTATÍSTICA DO DCC PARA ETAPA DA ELETROCOAGULAÇÃO

Por meio dos resultados obtidos foi possível avaliar se os modelos matemáticos gerados para remoção da turbidez, cor e DQO são válidos. Na Tabela 9 está descrito os coeficientes do modelo de regressão, a partir da matriz de codificação e os termos lineares ajustados aos termos quadráticos. Os valores com p-valor inferior a 5% são considerados significativos.

**Tabela 9 - Coeficiente de regressão para remoção das variáveis respostas**

Parâmetros	Variável	Coeficiente	Erro Padrão	t calculado	p-valor
Turbidez	Media	99,04	0,33	297,27	0,0000
	X <sub>1</sub>	0,95	0,44	2,16	0,1194
	X <sub>2</sub>	1,06	0,44	2,40	0,0959
	X <sub>1</sub> .X <sub>2</sub>	-1,02	0,44	-2,31	0,1042
Cor	Media	94,04	1,11	84,64	0,0000
	X <sub>1</sub>	5,59	1,47	3,80	*0,0319
	X <sub>2</sub>	5,34	1,47	3,63	*0,0359
	X <sub>1</sub> .X <sub>2</sub>	-4,68	1,47	-3,18	0,0501
DQO	Media	84,53	0,31	275,15	0,0000
	X <sub>1</sub>	1,59	0,41	3,92	*0,0296
	X <sub>2</sub>	-0,93	0,41	-2,29	0,1055
	X <sub>1</sub> .X <sub>2</sub>	-1,53	0,41	-3,76	*0,0329

X<sub>1</sub>-Densidade de corrente (mA.cm<sup>-2</sup>); X<sub>2</sub>-Tempo de eletrólise (min);

\* termos significativos com p-valor < 0,05.

Fonte: Autoria Própria (2021)

Por meio dos resultados apresentados na Tabela 9, pode-se observar que as variáveis resposta para densidade de corrente (X<sub>1</sub>) e tempo de eletrólise (X<sub>2</sub>) não foram significativas para modelo que corresponde a resposta de remoção da turbidez (p-valor>0,05). Já para a remoção da cor as duas variáveis foram significativas (p-valor<0,05) e para remoção de DQO a variável X<sub>1</sub> foi significativa (p-valor<0,05) enquanto que a variável X<sub>2</sub> não foi significativa (p-valor>0,05). Já a interação das duas variáveis também não foi significativa para o modelo de turbidez e da cor (p-valor>0,05), mas foram significativas para modelo que corresponde a resposta de remoção da DQO (p-valor<0,05).

Na tabela 10 é representado a análise da variância (ANOVA) onde os modelos não são estatisticamente válidos com p-valor<0,05, ou de acordo com teste da razão de F (F<sub>cal</sub>>F<sub>tab</sub>). Vale ressaltar que mesmo que alguns termos foram não significativos a 95% de confiança, todos eles foram mantidos nos

modelos ajustados com intuito de maximizar a fração do fenômeno explicada de tais modelos para aumentar o valor do coeficiente de determinação do  $R^2$ .

**Tabela 10 - Análise de variância para remoção das variáveis respostas**

Parâmetros	Fonte de variação	SQ	GL	Fcalculado	Ftabelado	p-valor
Turbidez	Regressão	7413	3	5,2	9,276628	0,10389
	Resíduos	1419	3			
	Total	8832	6			
Cor	Regressão	33277,4	3	12,5	9,276628	0,03332
	Resíduos	26544,8	3			
	Total	359322,1	6			
DQO	Regressão	415240,2	3	11,6	9,276628	0,03708
	Resíduos	35826,2	3			
	Total	451066,4	6			

% Regressão explicada ( $R^2$ ) 83,93% para turbidez, ( $R^2$ ) 92,61% para cor e ( $R^2$ ) 92,06% para DQO

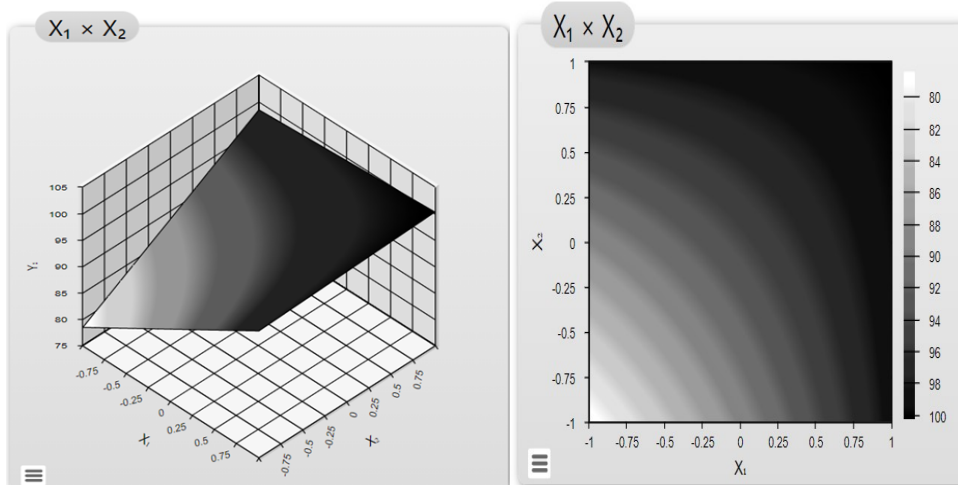
\*SM= Soma dos quadrados; GL= Grau de liberdade; QM= Quadrado médio; Fcal= Fcalculado

Fonte: Autoria própria (2021)

Observa-se na tabela 10 que o F calculado para a regressão é altamente significativo e a regressão explicada ( $R^2$ ) foi acima de 90% para remoção da cor e da DQO. Como os modelos tiveram p-valor menor que 0,05 e o  $F_{cal} > F_{tab}$  para a remoção da cor e DQO pode-se concluir que os modelos que ajustam os dados do experimento são estatisticamente válidos. Já para a turbidez como o p-valor foi maior que 0,05, pode-se concluir estatisticamente que o modelo que ajusta os dados desta variável não é válido.

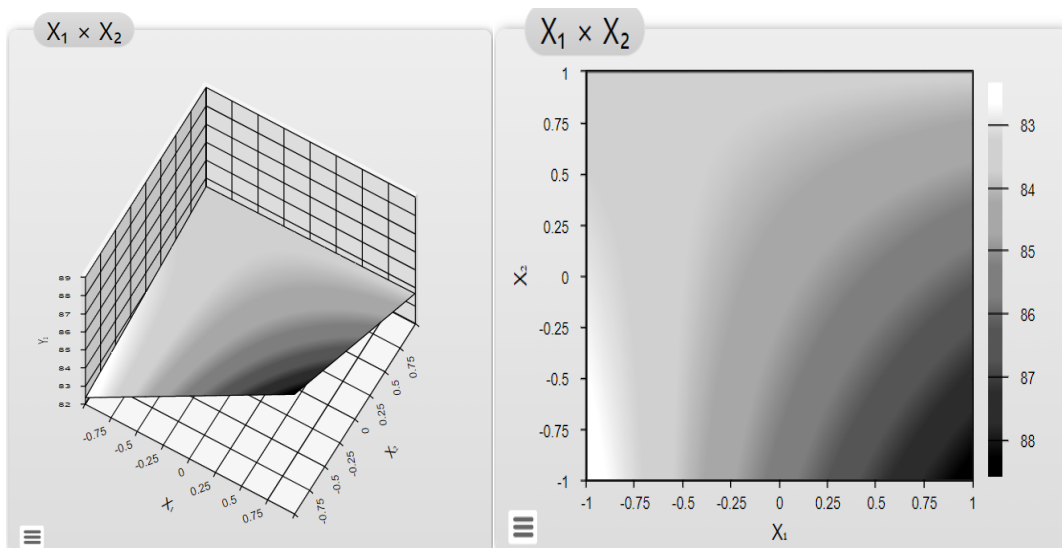
A representação do modelo matemático válido para remoção da cor e DQO é ilustrado nos gráficos 2 e 3.

**Gráfico 2 - Gráfico de superfície de resposta para remoção de cor**



Fonte: Autoria própria (2021)

**Gráfico 3 - Gráfico de superfície de resposta para remoção da DQO**



Fonte: Autoria própria (2021)

Pode-se concluir no Gráfico 2 que os maiores valores de remoção da cor aparente podem ser obtidos aumentando a corrente aplicada e o tempo de eletrólise. Além disso, a área que possui melhores indicadores de remoção de cor está dentro da faixa de 9,125 a 10 mA.cm<sup>-2</sup> para densidade de corrente e tempo de eletrólise de 13,75 a 15 minutos.



Já para DQO pode-se observar no gráfico 3 que a região com maior percentual de remoção encontra-se dentro da faixa de 9,12 a 10 mA.cm<sup>-2</sup> de densidade de corrente elétrica e 5 a 6,25 minutos de reação de eletrólise.

#### 5.4 CARACTERIZAÇÃO DO EFLUENTE BRUTO UTILIZADO PARA TESTES DA ELETROCOAGULAÇÃO E FAD

Na Tabela 11 podem ser observados os valores dos parâmetros físico-químicos do efluente de frigorífico e matadouro de suínos antes do tratamento, utilizados para realizar os testes da eletrocoagulação e da FAD, onde percebe-se que o mesmo apresenta valores elevados de turbidez, cor e DQO, demonstrando assim a necessidade de se aplicar um tratamento adequado.

**Tabela 11 - Valores de caracterização do efluente de frigorífico e matadouro de suínos utilizado nos ensaios do DCCR da eletrocoagulação e da FAD**

Parâmetros	Valores médios	Unidades
Turbidez	2104,6 ± 26,7	UNT
Condutividade elétrica	3,93 ± 0,13	mS cm <sup>-1</sup>
Cor	3082,80 ± 47,29	UC
pH	6,46 ± 0,07	-
Demanda química de oxigênio (DQO)	11020,0 ± 9,3	mg.L <sup>-1</sup>
Alumínio	Não detectado	mg.L <sup>-1</sup>

Fonte: Autoria própria (2021)

Pode-se verificar que os valores de caracterização foram elevados e isto pode estar relacionado com a presença elevada de carga orgânica, gordura, sangue e outros poluentes presentes no efluente.

Silva *et al.*, (2019) citam em seu trabalho que os efluentes de frigoríficos e matadouro de suínos podem apresentar valores elevados onde foram encontrados valores de DQO igual a 2185 mg.L<sup>-1</sup>, pH de 8,71, cor de 5000 UC e turbidez de 434 UNT. Ao ser comparado os resultados encontrados com os dos autores, observa-se que a DQO e a turbidez apresentaram valores maiores enquanto que a cor e o pH apresentaram valores menores.

Orssatto (2017), em seu trabalho caracterizou o efluente de frigorífico e

matadouro de suínos, e encontrou em média uma DQO de 2402,5 mg.L<sup>-1</sup>, pH de 7,13, cor de 2790 UC, condutividade elétrica de 3,91 mS cm<sup>-1</sup> e turbidez de 380 UNT.

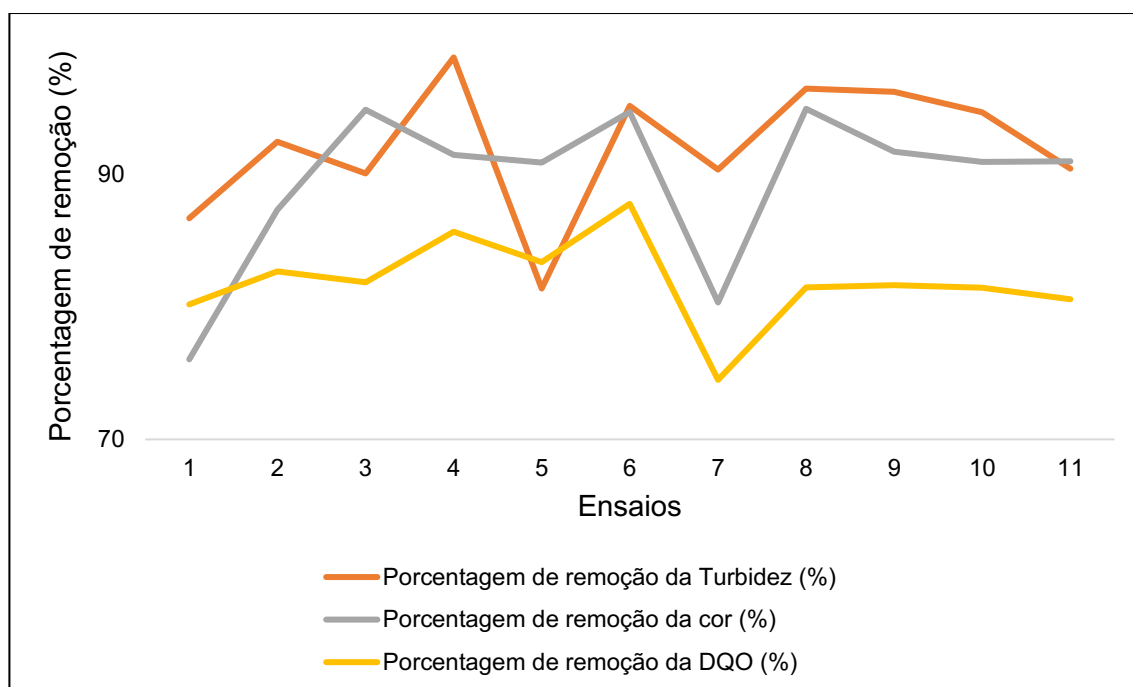
Já Paloschi (2020), realizou a caracterização de efluente de matadouro e frigorífico de suínos, onde realizou testes em dois dias e encontrou no primeiro dia uma DQO de 2964,25 mg.L<sup>-1</sup> pH de 6,95, cor de 2285 UC e turbidez de 472 UNT, enquanto no segundo dia de teste foi encontrados valores de DQO de 4489,25 mg.L<sup>-1</sup>, pH de 6,95, cor de 3370 UC e turbidez de 593 UNT.

A partir deste fato pode-se observar que as características dos efluentes podem variar de acordo com tipo de indústria, uso e gerenciamento a ser aplicado, onde a eficiência final do tratamento pode ser influenciada pelos parâmetros físico-químicos, se não ocorrer o monitoramento e operação adequada dos equipamentos (VALERO *et al.*, 2011).

## 5.5 ENSAIOS REALIZADOS NA ETAPA DA ELETROCOAGULAÇÃO

Antes de realizar a etapa da FAD, foi executado o experimento através de um DCCR para os ensaios por eletrocoagulação aplicado no tratamento de efluente, com testes em 5 faixas diferentes de tempo de eletrólise e densidade de corrente elétrica. Os resultados para eficiência de remoção média da DQO, cor e turbidez obtidos na etapa dos ensaios por eletrocoagulação é apresentado na Tabela 12 e no Gráfico 4.

**Gráfico 4 - Eficiência de remoção da turbidez, cor e DQO nos ensaios realizados por eletrocoagulação**



Fonte: Autoria própria (2021)

**Tabela 12 - Eficiência de remoção da DQO, cor e turbidez realizado nos ensaios da eletrocoagulação**

Ensaio	Remoção da Turbidez (%)	Remoção da cor (%)	Remoção da DQO (%)
1	86,71	76,05	80,20
2	92,50	87,33	82,70
3	90,10	94,91	81,88
4	98,86	91,49	85,70
5	81,40	90,93	83,40
6	95,20	94,73	87,80
7	90,38	80,34	74,50
8	96,50	94,98	81,48
9	96,26	91,73	81,65
10	94,72	90,97	81,47
11	90,47	91,01	80,58
Média ± Desvio Padrão	92,1 ± 5,03	89,5 ± 6,10	81,95 ± 3,35

Fonte: Autoria própria (2021)

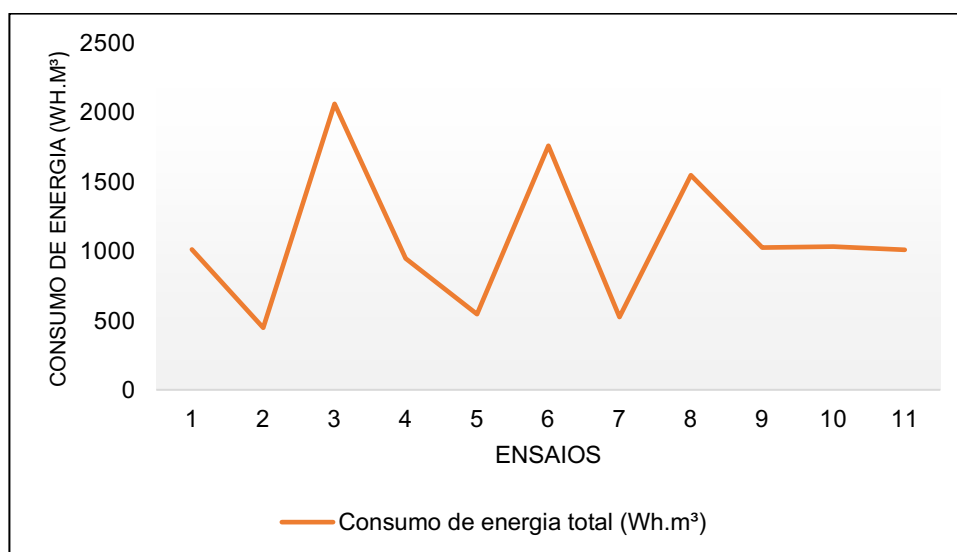
Analisando os dados do Gráfico 4 e da Tabela 12 é possível perceber que a eficiência de remoção da DQO, cor e turbidez foi semelhante em alguns ensaios. Nota-se claramente que o ensaio 6 realizado com uma densidade de corrente de  $10 \text{ mA.cm}^{-2}$  por 10 minutos, obteve o maior valor de remoção para DQO com 87,81% de remoção, enquanto que o ensaio 8 com densidade de corrente de  $6,5 \text{ mA.cm}^{-2}$  por 15 minutos obteve o maior valor de remoção para cor com 94,98% de remoção, e por fim no ensaio 4 com densidade de corrente de  $4 \text{ mA.cm}^{-2}$  por 13,55 minutos obteve-se o maior valor de remoção para turbidez, com 98,86% de remoção.

## 5.6 CONSUMO DE ENERGIA ELÉTRICA UTILIZADO DURANTE A REALIZAÇÃO DOS ENSAIOS POR ELETROCOAGULAÇÃO

Para a realização do cálculo do consumo de energia na etapa da eletrocoagulação foram considerados os valores da corrente elétrica, diferença de potencial (DDP), tempo dos ensaios da eletrocoagulação e o volume do efluente tratado, utilizando-se a equação 8. Foi considerado para cálculo um volume de efluente tratado de 2,5 L por batelada de ensaio realizado.

No Tabela 13 e no Gráfico 5 é apresentado os valores do consumo de energia obtidos nos ensaios realizados na etapa da eletrocoagulação.

**Gráfico 5 - Valores do consumo de energia obtido em cada ensaio realizado na etapa da eletrocoagulação**



Fonte: Autória propia (2022)

**Tabela 13- Valores do consumo de energia obtido em cada ensaio realizado na etapa da eletrocoagulação**

Ensaio	Densidade de Corrente (X <sub>1</sub> )	TDH (X <sub>2</sub> )	Consumo de energia total (Wh.m <sup>-3</sup> )
1	1	-1	1012,10
2	-1	-1	447,20
3	1	1	2060,97
4	-1	1	946,98
5	-1,41	0	545,97
6	1,41	0	1758,40
7	0	-1,41	523,48
8	0	1,41	1547,68
9	0	0	1024,20
10	0	0	1031,79
11	0	0	1009,03
<b>Média ± Desvio Padrão</b>	-	-	<b>1082,53 ± 516,66</b>

Fonte: Autória própria (2022)

Analisando os dados da Tabela 13 e do Gráfico 5 é possível perceber que a média de consumo de energia nos ensaios da eletrocoagulação foi de 1.082,53 Wh.m<sup>-3</sup>. Nota-se claramente também que o ensaio 2 realizado com densidade de corrente de 4 mA.cm<sup>-2</sup> e tempo de eletrólise de 6,5 minutos, foi o que teve menor consumo de energia elétrica. Já o ensaio 3 realizado com densidade de corrente de 9 mA.cm<sup>-2</sup> por tempo de eletrolise de 13,55 minutos, foi o que teve maior consumo de energia elétrica.

Silva (2018), ao realizar um estudo de pós-tratamento anaeróbio de abatedouro e frigorífico de suínos por eletrocoagulação, obteve uma faixa de consumo de energia de 820,31 a 5262,50 Wh.m<sup>-3</sup> operando com DDP na faixa de 0,30 a 0,73 V e tempo de eletrolise de 10 a 20 minutos.

Já Alves (2017), ao aplicar a eletrocoagulação-flotação no tratamento de águas residuais de frigorífico de suínos numa faixa de DDP de 5,6 V, tempo de eletrolise de 1 hora com volume de 3,5 L, obteve um consumo de energia de 4,8 kWh.m<sup>-3</sup>.

Orssatto (2017) ao realizar o tratamento de efluente de frigorífico e matadouro de suínos com diferença de potencial de 20 volts e tempo de eletrolise de 20 minutos obteve um consumo de energia elétrica de  $10,75 \text{ kWh.m}^{-3}$ .

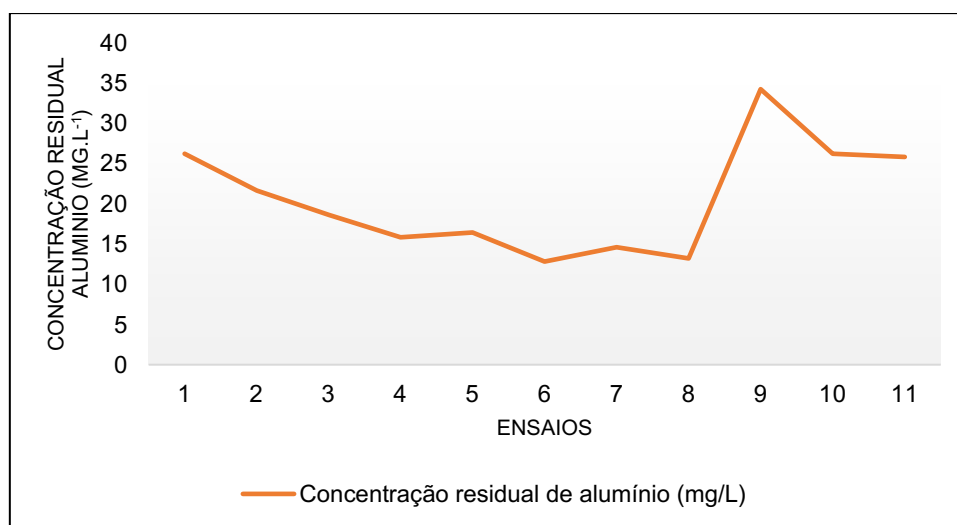
Já Paloschi (2020), ao realizar os ensaios de tratamento de efluente de frigorífico e matadouro de suínos a uma faixa de densidade de corrente de  $15,66 \text{ mA.cm}^{-2}$  e tempo de eletrolise de 26 minutos obteve um consumo de energia no processo de  $3996,96 \text{ kWh.m}^{-3}$ .

Assim, a partir dos dados obtidos, pode-se verificar que o consumo de energia varia conforme as faixas adotadas para realização de cada ensaio do tratamento por eletrocoagulação, na qual esta variável deve ser otimizada para encontrar o ponto ótimo que se obtenha menor consumo de energia por metro cúbico de efluente tratado.

## 5.7 CONCENTRAÇÃO RESIDUAL DO ALUMÍNIO DURANTE A REALIZAÇÃO DOS ENSAIOS POR ELETROCOAGULAÇÃO

Antes da etapa da FAD, foram realizados os ensaios do DCCR por eletrocoagulação aplicado no tratamento de efluente de frigorífico e matadouro de suínos, na qual é analisado a concentração residual do alumínio obtida em cada teste. Os resultados da concentração residual de alumínio obtido nos ensaios da eletrocoagulação é apresentado no gráfico 6 e tabela 14.

**Gráfico 6 - Concentração residual do alumínio obtido na etapa da eletrocoagulação**



Fonte: Autória própria (2021)

**Tabela 14 - Concentração residual do alumínio obtido na etapa da eletrocoagulação**

Ensaio	Densidade de Corrente (X <sub>1</sub> )	Tempo de eletrólise (X <sub>2</sub> )	Concentração residual de alumínio (mg.L <sup>-1</sup> )
1	1	-1	26,2
2	-1	-1	21,6
3	1	1	18,6
4	-1	1	15,8
5	-1,41	0	16,4
6	1,41	0	12,8
7	0	-1,41	14,6
8	0	1,41	13,2
9	0	0	34,2
10	0	0	26,2
11	0	0	25,8
<b>Média ± Desvio Padrão</b>	-	-	<b>20,50 ± 6,87</b>

Fonte: Autória própria (2021)

Observa-se no Gráfico 6 e na Tabela 14 que os valores da concentração residual do alumínio variaram de 12,8 a 34,2 mg.L<sup>-1</sup>, sendo que o ensaio que apresentou a maior concentração residual de alumínio foi o 9, com densidade de corrente de 6,5 mA.cm<sup>-2</sup> e tempo de eletrólise de 10 minutos, e a menor concentração residual do alumínio foi encontrado no ensaio 6 com densidade de corrente de 10 mA.cm<sup>-2</sup> e tempo de eletrolise de 10 minutos.

A resolução CONAMA N°357/05 e a N°430/11 não menciona padrão específico de lançamento para o alumínio. Apenas para águas doce de classe III a resolução CONAMA N°357/05 destaca que concentração máxima do alumínio é de 0,2 mg.L<sup>-1</sup>.

Deste modo, observa-se nos resultados do gráfico 6 e da tabela 14 a presença residual do alumínio presente no efluente tratado proveniente da etapa da eletrocoagulação, que pode ser considerado um fator desfavorável devido ao grande potencial poluidor e toxicidade do alumínio nos corpos hídricos e no solo. Porém para tentar diminuir a concentração do alumínio residual é possível a aplicação de outras tecnologias de tratamento após a eletrocoagulação para diminuição da concentração deste parâmetro.

Em um estudo realizado por Alves (2017) encontrou-se no tratamento de águas residuárias de frigorífico de suínos uma concentração de  $9,52 \text{ mg.L}^{-1}$  de Al.

Já Orsatto (2017) ao realizar um estudo da aplicação da eletrocoagulação no tratamento de efluente de frigorífico e matadouro de suínos encontrou concentração residual de alumínio que variou de  $15,254$  a  $54,291 \text{ mg.L}^{-1}$  operando numa faixa de 10 a 30 V e tempo de eletrolise de 10 a 30 minutos.

## 5.8 OTIMIZAÇÃO DA ETAPA DE ELETROCOAGULAÇÃO

Por meio dos resultados obtidos nos ensaios, foi possível avaliar se os modelos matemáticos gerados para remoção de turbidez, cor e DQO, consumo energético e concentração residual do alumínio são válidos. Na tabela 15 estão descritos os coeficientes do modelo de regressão, com base na matriz de codificação dos ensaios. Os valores com p-valor inferior a 5% (0,05) são considerados significativos.



**Tabela 15 - Coeficiente de regressão para remoção das variáveis respostas**

Parâmetros	Variável	Coefficiente	Erro Padrão	t calculado	p-valor
DQO	Media	111,9374	25,0593	5,01186	0,000
	X <sub>1</sub>	0,0017	0,00169	0,000337	0,986072
	X <sub>1</sub> <sup>2</sup>	32,3920	32,39196	6,463067	0,051751
	X <sub>2</sub>	26,4390	26,43899	5,275290	0,070052
	X <sub>2</sub> <sup>2</sup>	11,3448	11,34485	2,263603	0,192779
	X <sub>1</sub> .X <sub>2</sub>	0,4356	0,43560	0,086914	0,779986
Cor	Media	371,5872	38,3992	7,6768	0,000
	X <sub>1</sub>	0,7848	0,7848	0,10219	0,762138
	X <sub>1</sub> <sup>2</sup>	0,0487	0,0487	0,00633	0,939649
	X <sub>2</sub>	239,0117	239,0117	31,12199	*0,002551
	X <sub>2</sub> <sup>2</sup>	35,2153	35,2153	4,58542	0,085171
	X <sub>1</sub> .X <sub>2</sub>	38,3992	54,0225	7,03433	*0,045305
Turbidez	Media	252,1550	166,0700	33,21400	0,000
	X <sub>1</sub>	3,0200	3,02004	0,090927	0,775141
	X <sub>1</sub> <sup>2</sup>	34,2635	34,26355	1,031600	0,356384
	X <sub>2</sub>	42,3504	42,35037	1,275076	0,310061
	X <sub>2</sub> <sup>2</sup>	0,0705	0,07054	0,002124	0,965026
	X <sub>1</sub> .X <sub>2</sub>	2,2052	2,20522	0,066394	0,806930
Consumo de energia	Media	2669301	2629	526	0,000
	X <sub>1</sub>	1439453	1439453	2737,883	*0,000
	X <sub>1</sub> <sup>2</sup>	28517	28517	54,240	*0,000725
	X <sub>2</sub>	1122926	1122926	2135,840	*0,000
	X <sub>2</sub> <sup>2</sup>	903	903	1,718	0,246936
	X <sub>1</sub> .X <sub>2</sub>	75375	75375	143,365	*0,000072
Alumínio Residual	Media	471,8691	161,7273	32,3455	0,000
	X <sub>1</sub>	0,6771	0,6771	0,020935	0,890609
	X <sub>1</sub> <sup>2</sup>	168,8417	168,8417	5,219952	0,0711117
	X <sub>2</sub>	29,6331	29,6331	0,916145	0,3872447
	X <sub>2</sub> <sup>2</sup>	191,1929	191,1929	5,910966	0,059289
	X <sub>1</sub> .X <sub>2</sub>	0,8100	0,8100	0,025042	0,880455

**X<sub>1</sub>-Densidade de corrente (mA.cm<sup>-2</sup>); X<sub>2</sub>-Tempo de eletrólise (min);**

**\* Termos significativos com p-valor < 0,05.**

**Fonte: Autoria própria (2021)**

Analisando os dados da Tabela 15 percebe-se que a variável X<sub>1</sub> que corresponde à densidade de corrente tem efeito positivo para todos os parâmetros analisados, ou seja, quando aumenta a densidade de corrente ocorre um aumento nos níveis de remoção da turbidez, cor e DQO e influencia na maior geração da concentração do alumínio residual e do consumo energético. Isto vale para a variável X<sub>2</sub> que corresponde ao tempo de eletrólise que também teve um efeito positivo para todos os parâmetros, ou seja, à medida que aumenta o tempo do efluente no reator ocorre um aumento na remoção da turbidez, cor e DQO e do consumo de energia e da concentração residual do alumínio.

O termo linear ( $X_1$ ) e quadrático ( $X_1^2$ ) que corresponde a variável de densidade de corrente elétrica foi significativo ( $p\text{-valor}<0,05$ ) para o consumo energético de energia, enquanto que para as variáveis cor, turbidez, DQO e alumínio residual isto não se confirmou ( $p\text{-valor}>0,05$ ).

Já o termo linear ( $X_2$ ) que corresponde a variável tempo de eletrólise foram significativos ( $p\text{-valor}<0,05$ ) para o consumo energético e remoção da cor, enquanto que para as variáveis turbidez, DQO e alumínio residual isto não se confirmou ( $p\text{-valor}>0,05$ ). Por outro lado, o termo quadrático ( $X_2^2$ ) não foi significativo para nenhuma das variáveis analisadas ( $p\text{-valor}>0,05$ ).

Em relação a interação entre os termos ( $X_1.X_2$ ) pode-se verificar que ele foi significativo para a variável que corresponde a remoção da cor e do consumo de energia ( $p\text{-valor}>0,05$ ), enquanto que para as variáveis turbidez, DQO e alumínio residual isto não se confirmou ( $p\text{-valor}>0,05$ ).

Mediante a isto os termos das variáveis respostas que não foram significativos foram removidos dos modelos e suas contribuições incorporadas aos resíduos.

Assim, os modelos gerados foram ajustados para as variáveis-respostas de remoção da cor e DQO, consumo de energia e concentração residual de alumínio e são apresentados na Tabela 16. Para a variável resposta da remoção da turbidez mesmo com ajustes do modelo e exclusão dos termos não significativos não foi possível obter modelo válido estatisticamente para este parâmetro.

Tabela 16 - Coeficiente de regressão ajustados para remoção das variáveis respostas

Parâmetros	Variável	Coeficiente	Erro Padrão	t calculado	p-valor
DQO	Media	79,89750	0,902330	88,54580	0,000
	X <sub>1</sub> <sup>2</sup>	2,81932	1,734704	3,25049	*0,011692
	X <sub>2</sub>	1,82064	1,519690	2,39607	*0,043442
Cor	Media	91,33501	0,995444	91,75302	0,000
	X <sub>2</sub>	5,47409	1,676513	6,53032	*0,000325
	X <sub>2</sub> <sup>2</sup>	-2,53443	1,913714	-2,64871	*0,033004
	X <sub>1</sub> .X <sub>2</sub>	3,67500	2,367417	3,10465	*0,017210
Consumo de energia	Media	1033,474	10,20174	101,3037	0,000
	X <sub>1</sub>	424,816	17,18161	49,4501	*0,000000
	X <sub>1</sub> <sup>2</sup>	67,649	19,61256	6,8986	*0,000458
	X <sub>2</sub>	375,213	17,18161	43,6761	*0,000000
	X <sub>1</sub> .X <sub>2</sub>	137,272	24,26230	11,3157	*0,000029
Alumínio Residual	Media	28,7080	2,834629	10,12760	0,000
	X <sub>1</sub> <sup>2</sup>	-5,49006	4,148864	-2,64654	*0,029413
	X <sub>2</sub> <sup>2</sup>	-5,84215	4,148864	-2,81627	*0,022624

X<sub>1</sub>-Densidade de corrente (mA.cm<sup>-2</sup>); X<sub>2</sub>-Tempo de eletrólise (min);

\* Termos significativos com p-valor < 0,05.

Fonte: Autoria própria (2021)

Analisando os dados da Tabela 16, pode-se verificar que com os ajustes realizados nas variáveis respostas todos os parâmetros analisados em relação a remoção da DQO, cor, consumo energético e concentração residual do alumínio são significativos (p-valor<0,05). Assim quando se tem alguns termos quadráticos significativos para remoção da cor, turbidez, DQO, consumo de energia e concentração residual de alumínio aumenta-se a probabilidade da otimização ser bem sucedida, pois indica a não linearidade do processo.

Deste modo os modelos ajustados para as variáveis respostas da DQO, cor, consumo de energia e da concentração residual do alumínio estão apresentados nas equações 10, 11, 12 e 13.

$$\text{Remoção da DQO (\%)} = 79,89750 + 1,82064X_2 + 2,81932X_1^2 \quad (10)$$

$$\text{Remoção da Cor (\%)} = 91,33501 + 5,47409X_2 + 3,67500X_1 \cdot X_2 - 2,53443X_2^2 \quad (11)$$

$$\begin{aligned} \text{Consumo de energia (Kwh. m}^{-3}\text{)} \\ = 1033,474 + 424,816X_1 + 375,213X_2 + 137,272X_1 \cdot X_2 \\ + 67,649X_1^2 \end{aligned} \quad (12)$$

$$\text{Concentração do alumínio (mg. L}^{-1}\text{)} = 28,7080 - 5,49006X_1^2 - 5,84215X_2^2 \quad (13)$$

Na Tabela 17 é representado a análise da variância (ANOVA) onde os modelos são estatisticamente válidos com  $p\text{-valor} < 0,05$ , ou de acordo com teste da razão de F ( $F_{\text{cal}} > F_{\text{tab}}$ ).

**Tabela 17 - Análise de variância das variáveis respostas**

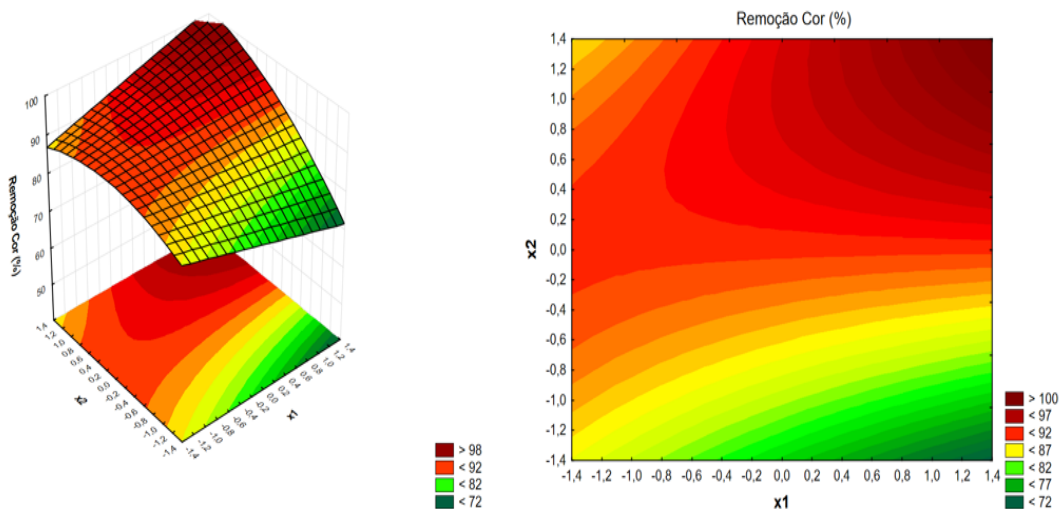
Parâmetros	Fonte de variação	SQ	GL	Fcalculado	Ftabelado	p-valor
Turbidez	Regressão	81,910	5	0,592	4,387	0,7092
	Resíduos	166,070	6			
	Total	247,98	11			
Cor	Regressão	332,355	3	22,590	4,066	0,0003
	Resíduos	39,233	8			
	Total	371,588	11			
DQO	Regressão	75,096	2	9,173	4,256	0,007
	Resíduos	36,841	9			
	Total	111,937	11			
Consumo de energia	Regressão	2665768,77	4	1320,825	4,120	$3,788 \times 10^{-6}$
	Resíduos	3531,955	7			
	Total	2669300,73	11			
Aluminio Residual	Regressão	360,035	2	8,401	4,256	0,009
	Resíduos	192,848	9			
	Total	552,883	11			

\*SM= Soma dos quadrados; GL= Grau de liberdade; Fcal= Fcalculado.  
Fonte: Autoria própria (2021)

Observa-se na tabela 17 que o F calculado para a regressão é altamente significativo para remoção da cor e da DQO e também para o consumo de energia e da concentração residual de alumínio. Como os modelos tiveram p-valor menor que 0,05 e o  $F_{\text{cal}} > F_{\text{tab}}$  para a remoção da cor e DQO, consumo de energia e concentração residual do alumínio pode-se concluir que os modelos que ajustam os dados do experimento são válidos. Já para a remoção da turbidez o modelo gerado que ajusta os dados do experimento não é válido porque o  $F_{\text{cal}} < F_{\text{tab}}$  e o p-valor foi menor que 0,05.

Nos gráficos 7, 8, 9 e 10 são apresentadas as superfícies de respostas dos modelos matemáticos válidos das porcentagens de remoção da cor, DQO, consumo de energia e a concentração residual do alumínio em função da densidade de corrente elétrica e do tempo de eletrólise.

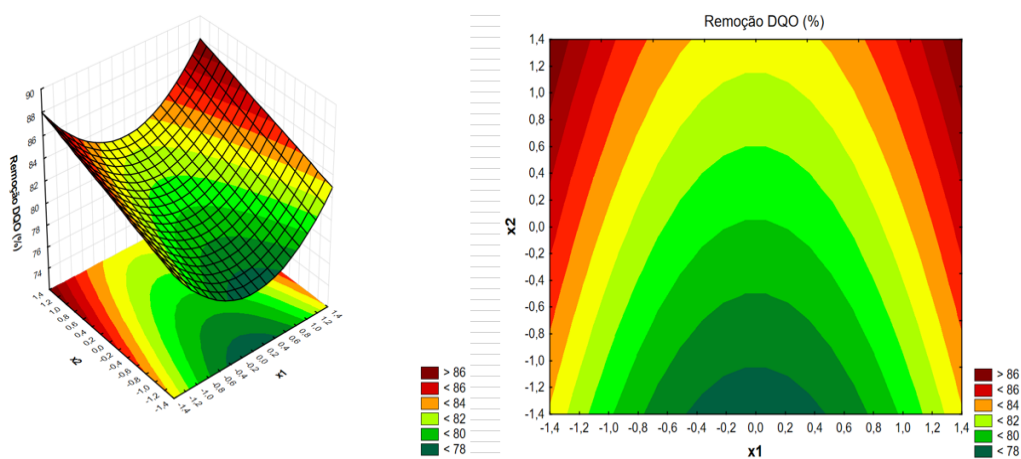
**Gráfico 7 - Gráficos de contorno e sua superfície de resposta para a remoção da cor**



**Fonte: Autoria própria (2021)**

Pode-se concluir no gráfico 7 que as maiores faixas de remoção da cor são obtidas na medida que aumenta a corrente elétrica aplicada e o tempo de eletrólise. Além disto, a região que possui melhores resultados de remoção da cor está na faixa de 9,73 a 10 mA.cm<sup>-2</sup> para a densidade de corrente elétrica e tempo de eletrólise de 12,84 a 14,96 minutos.

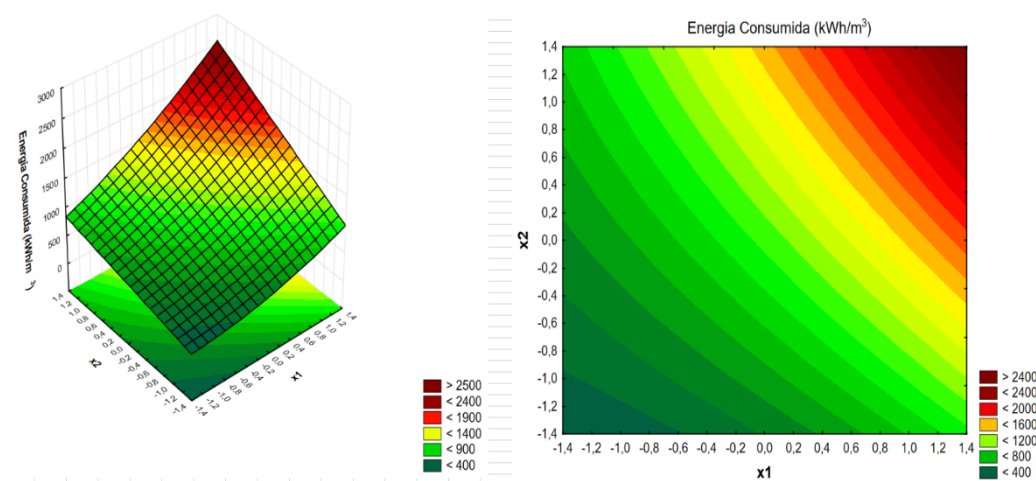
**Gráfico 8 - Gráficos de contorno e sua superfície de resposta para a remoção da DQO**



**Fonte: Autoria própria (2021)**

Pode-se concluir no Gráfico 8 que as maiores faixa de remoção da DQO são obtidas na medida que aumenta a corrente elétrica aplicada e o tempo de eletrólise. Além disto, a região que possui os melhores resultados de remoção da DQO está na faixa de 9,48 a 10 mA.cm<sup>-2</sup> para a densidade de corrente elétrica e tempo de eletrólise de 14,25 a 14,96 minutos.

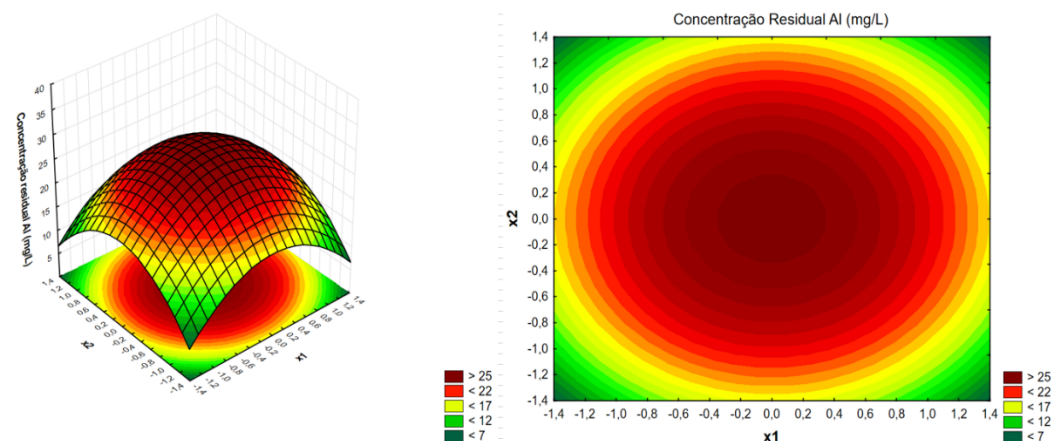
**Gráfico 9 - Gráfico de contorno e sua superfície de resposta para o consumo de energia**



Fonte: Autoria própria (2021)

Pode-se concluir no Gráfico 9 que as menores faixas de consumo de energia são obtidas na medida que diminui a corrente elétrica aplicada e o tempo de eletrólise. Além disto, a região que possui a menor faixa de consumo de energia está dentro da faixa de 3,03 a 5,02 mA.cm<sup>-2</sup> para a densidade de corrente elétrica e tempo de eletrólise de 5,04 a 6,81 minutos.

**Gráfico 10 - Gráfico de contorno e sua superfície de resposta para a concentração residual de alumínio**



**Fonte: Autoria própria (2021)**

Pode-se concluir no Gráfico 10 que as menores faixas de concentração residual do alumínio são obtidas na medida que diminui a corrente elétrica aplicada e o tempo de eletrólise. Além disto, a região que possui a menor faixa da concentração residual de alumínio está dentro da faixa de 3,03 a 3,28 mA.cm<sup>-2</sup> para a densidade de corrente elétrica e tempo de eletrólise de 5,04 a 5,40 minutos.

Assim, pode-se observar nos gráficos que os maiores valores de remoção da cor e DQO podem ser obtidos conforme aumenta a corrente aplicada e o tempo de eletrólise. Já para consumo de energia e da concentração residual do alumínio os menores valores podem ser obtidos à medida que diminui a corrente elétrica e o tempo de eletrólise. Deste modo há a necessidade de se aplicar a otimização global por meio da função desejabilidade com objetivo de buscar as condições ótimas que equilibram os valores das variáveis respostas.

## 5.9 DEJEJABILIDADE E VALIDAÇÃO DOS ENSAIOS POR ELETROCOAGULAÇÃO

Analisando os resultados do DCCR nos ensaios realizados pela eletrocoagulação, considerando as variáveis respostas e os modelos válidos estatisticamente (remoção da DQO, cor, consumo de energia e a concentração residual do alumínio), foi utilizado a ferramenta do Solver no Excel para achar os pontos ótimos do DCCR na etapa da eletrocoagulação, que chegou a uma

densidade de corrente elétrica de 3 mA.cm<sup>-2</sup> ( $X_1 = -1,41$ ) e tempo de eletrolise de 10 minutos ( $X_2 = -1,41$ ).

Após determinado os valores ótimos foram realizados 5 ensaios de validação nestas condições. Também foi realizado 12 bateladas nas condições ótimas (densidade de corrente elétrica de 3 mA.cm<sup>-2</sup> e tempo de eletrólise de 10 minutos), que foram coletados para serem usados nos ensaios da flotação por ar dissolvido. Na Tabela 18 é apresentado os valores da caracterização físico-química e do consumo de energia do efluente tratado por eletrocoagulação na condição ótima.

**Tabela 18 - Valores de caracterização físico-química e do consumo de energia do efluente de frigorífico e matadouro de suínos tratados por eletrocoagulação nas condições ótimas**

Parâmetros	Média ± desvio-padrão	Unidade
DQO	2929,5 ± 62,35	mg.l <sup>-1</sup>
Cor	237,8 ± 10,53	UC
Turbidez	112,4 ± 15,21	UNT
pH	7,322 ± 0,072	-
Condutividade Elétrica	2,764 ± 0,047	mS.cm <sup>-1</sup>
Consumo de energia	333,796 ± 3,17	Kwh.m <sup>3</sup>

Fonte: Autoria própria (2022)

Na tabela 19 é possível comparar o valor predito obtido nos modelos válidos estatisticamente com os ensaios da validação na etapa da eletrocoagulação em relação ao seu erro percentual médio.

**Tabela 19 - Valor predito obtido nos modelos válidos estatisticamente em comparação com os ensaios da validação e ao seu erro percentual na etapa da eletrocoagulação**

Parâmetro	Valor Real	Valor Predito do modelo	Erro percentual (%)
DQO	84,05 % ± 0,287	82,93%	1,34
Cor	93,55% ± 0,344	85,88%	8,20
Consumo de energia	333,76 Wh.m <sup>3</sup> ± 0,515	312,84 Wh.m <sup>3</sup>	6,27

Fonte: Autória própria (2022)

Podemos observar nos resultados que as condições ótimas de validação para os parâmetros tiveram valor maior do que obtido no modelo estatístico, com percentagem de remoção média da DQO de 84,05%, cor de 93,55% e consumo de energia de 333,76 Wh.m<sup>3</sup>. Nota-se também que o erro percentual médio obtido em relação aos modelos válidos foi baixo para todos parâmetros



significativos na qual houve pouca influencia no processo de validação dos ensaios realizados nas condições ótimas na etapa por eletrocoagulação.

No trabalho realizado por Paulista *et al.*, (2017) usando efluente de aves para avaliar a eficiência máxima da eletrocoagulação encontrou valores de porcentagem de remoção de 80,82 % para DQO e 94 % para cor nas condições de 0,24 A e tempo de 15 minutos.

Ja Tak *et al.*, (2015) ao empregar a técnica da eletrocoagulação em efluente de pecuária numa condição de 30 minutos de tempo de eletrólise e densidade de corrente de 30 mA.cm<sup>-2</sup> obteve uma remoção de 93% de cor e 95,3 % de DQO. Comparando-se os resultados do autor com o obtido no trabalho nota-se que apesar dos ensaios serem realizados em condições diferentes de densidade de corrente elétrica e tempo de eletrólise os resultados da porcentagem de remoção da cor foram semelhantes, enquanto que na DQO foi mais distante, devido ao fato de serem muito mais brandas as faixas de operação.

#### 5.10 DCCR DA FLOTAÇÃO POR AR DISSOLVIDO

Após a realização da etapa do tratamento do efluente por eletrocoagulação foram realizados um DCCR do tratamento por flotação por ar dissolvido, com 12 ensaios com faixas diferentes, na qual foi realizado as respectivas caracterização de alguns parâmetros físico-químico (Tabela 20).

**Tabela 20 - Caracterização físico-química dos ensaios realizado na etapa da flotação por ar dissolvido após ser tratado nas condições ótimas por eletrocoagulação**

Ensaio	Pressão (Psi)	TDH (min)	DQO (mg.L <sup>-1</sup> )	Cor (UC)	Condutividade de elétrica (mS. cm <sup>-1</sup> )	Turbidez (UNT)	pH
1	22,3	8,9	2049,5	165	2,632	70,38	7,45
2	57,7	8,9	2088	169,2	2,718	68,16	7,38
3	22,3	13,1	2203	145,2	2,65	86,36	7,62
4	57,7	13,1	2253,5	170,2	2,622	106,2	7,61
5	40	11	2094,5	126,6	2,68	57,52	7,54
6	40	11	2212,5	104,4	2,73	63,92	7,46
7	40	11	1838	124,6	2,636	75,02	7,56
8	40	11	1866,5	155,2	2,726	88,8	7,45
9	15	11	2204	100,2	2,646	42	7,54
10	65	11	2064,5	159	2,748	52,74	7,72
11	40	8	1945,8	137,8	2,766	49,2	7,61
12	40	14	2154,5	119	2,732	39,2	7,62

**Fonte: Autória própria (2022)**

Observa-se na Tabela 20 que os valores das faixas dos ensaios da cor e da DQO estão bem próximos. Porém observa-se que nos ensaios realizados com a FAD obteve valores menores do que os obtidos por eletrocoagulação nas condições ótimas, porém serviu de complemento para melhorar a qualidade do efluente tratado final.

Os resultados da eficiência de remoção média da cor, turbidez e DQO obtidos nos ensaios por flotação por ar dissolvido são apresentados na tabela 21.

**Tabela 21 - Eficiência de remoção da DQO, cor e turbidez realizado nos ensaios da flotação por ar dissolvido após ser tratado nas condições ótimas por eletrocoagulação**

<b>Ensaio</b>	<b>Remoção da Turbidez (%)</b>	<b>Remoção da cor (%)</b>	<b>Remoção da DQO (%)</b>
1	37,38	30,61	30,04
2	39,36	28,85	28,73
3	23,17	38,94	24,80
4	5,52	28,43	23,08
5	48,83	46,76	28,50
6	43,13	56,10	24,48
7	33,26	47,60	37,26
8	65,12	49,96	26,46
9	21,00	34,74	36,29
10	62,63	57,86	24,77
11	53,08	33,14	29,53
12	56,23	42,05	33,58
<b>Média ± Desvio Padrão</b>	<b>40,73 ± 17,96</b>	<b>41,26 ± 10,40</b>	<b>28,96 ± 4,69</b>

**Fonte: Autoria própria (2022)**

Analisando os dados da Tabela 21 é possível perceber que o ensaio realizado com pressão de saturação de 40 Psi e tempo de detenção hidráulica de 11 minutos obteve o maior valor de remoção de turbidez com 65,12%, enquanto que no ensaio 10 com pressão de saturação de 65 Psi e tempo de detenção hidráulica de 11 minutos obteve uma remoção maior da cor com 57,86%, e por fim no ensaio 7 com pressão de saturação de 40 Psi e tempo de detenção hidráulica de 11 minutos obteve maior valor de remoção da DQO com 37,26 % de remoção.

#### 5.11 OTIMIZAÇÃO DA ETAPA DE TRATAMENTO REALIZADO POR FLOTAÇÃO POR AR DISSOLVIDO

Por meio dos resultados obtidos nos ensaios da flotação por ar dissolvido, foi possível avaliar se os modelos gerados para remoção da DQO, cor e turbidez são válidos. Na Tabela 22 está descrito os coeficientes dos modelos de regressão, com base na matriz de codificação dos ensaios. Os valores com p-valor inferior a 0,05 (5%) são considerados significativos.

Tabela 22 - Coeficiente de regressão para remoção das variáveis respostas

Parâmetros	Variável	Coeficiente	Erro Padrão	t calculado	p-valor
Turbidez	Media	47,64961	10,25929	4,64453	0,003524
	X <sub>1</sub>	5,39505	14,53059	0,74258	0,485781
	X <sub>1</sub> <sup>2</sup>	-8,43762	16,28928	-1,03597	0,340151
	X <sub>2</sub>	-5,46874	14,53059	-0,75272	0,480098
	X <sub>2</sub> <sup>2</sup>	-1,98016	16,28928	-0,24312	0,816008
	X <sub>1</sub> .X <sub>2</sub>	-4,90658	20,51877	-0,47825	0,649397
Cor	Media	50,13545	4,636614	10,81294	0,000037
	X <sub>1</sub>	2,54911	6,566996	0,77634	0,467039
	X <sub>1</sub> <sup>2</sup>	-4,49237	7,361822	-1,22045	0,268078
	X <sub>2</sub>	2,56714	6,566996	0,464039	0,464039
	X <sub>2</sub> <sup>2</sup>	-8,87082	7,361822	0,052577	0,052577
	X <sub>1</sub> .X <sub>2</sub>	-2,18671	9,273310	0,653863	0,653863
DQO	Media	29,18613	2,814853	10,36862	0,000047
	X <sub>1</sub>	-2,41748	3,986773	-1,21275	0,270803
	X <sub>1</sub> <sup>2</sup>	-0,43043	4,469306	-0,19262	0,853613
	X <sub>2</sub>	-0,64894	3,986773	-0,32555	0,755821
	X <sub>2</sub> <sup>2</sup>	0,08638	4,469306	0,03866	0,970419
	X <sub>1</sub> .X <sub>2</sub>	-0,10241	5,629755	0-0,03638	0,972159

X<sub>1</sub>-Pressão de saturação (Psi); X<sub>2</sub>-Tempo de detenção hidráulica (min);

\* Termos significativos com p-valor < 0,05.

Fonte: Autoria própria (2022)

Analisando os dados da Tabela 22 percebe-se que nenhum termo tem se mostrado significativo (p-valor>0,05) para as variáveis resposta da remoção da cor, turbidez, e DQO. Isto indica que para as faixas dos valores estudados para pressão de saturação e TDH, não houveram impactos significativos nos parâmetros indicativos da eficiência do tratamento nesta etapa.

Na Tabela 23 é representado a análise da variância (ANOVA) onde os modelos são estatisticamente válidos com p-valor<0,05, ou de acordo com teste da razão de F (Fcal>Ftab). Vale ressaltar que mesmo não sendo significativos, realizou-se o teste F com todos os termos considerados no modelo.

Tabela 23 - Análise de variância das variáveis respostas

Parâmetros	Fonte de variação	SQ	GL	Fcalculado	Ftabelado	p-valor
Turbidez	Regressão	1043,744	5	0,496	4,387	0,770
	Resíduos	2526,119	6			
	Total	3569,863	11			
Cor	Regressão	751,053	5	1,747	4,387	0,257
	Resíduos	515,966	6			
	Total	1267,019	11			
DQO	Regressão	51,239	5	0,323	4,387	0,882
	Resíduos	190,165	6			
	Total	241,404	11			

\*SM= Soma dos quadrados; GL= Grau de liberdade; Fcal= Fcalculado.

Fonte: Autoria própria (2022)

Observa-se na tabela 23, que os modelos matemáticos para a remoção da cor, DQO e turbidez tiveram p-valor maior que 0,05 e o  $F_{cal} < F_{tab}$  onde pode-se concluir que os modelos que ajustam os dados dos experimentos não são válidos estatisticamente.

Observando que os resultados não tiveram muita variação, foi realizado a comparação da remoção da cor, DQO e turbidez encontradas na etapa da eletrocoagulação nas condições ótimas e da flotação por ar dissolvido, conforme demonstrado na tabela 24. Nos ensaios da FAD foram considerados o valores do DCCR da caracterização físico-química.

**Tabela 24: Valores da caracterização do efluente de frigorífico e matadouro de suínos tratado por eletrocoagulação nas condições ótimas e por flotação por ar dissolvido (FAD)**

Ensaio	Cor (UC)	DQO (mg.L <sup>-1</sup> )	Turbidez (UNT)	Condutividade elétrica (mS.L <sup>-1</sup> ) <sup>1)</sup>	pH
Valor médio ensaio eletrocoagulação condições ótimas	237,8	2929,5	112,4	2,77	7,33
Ensaio 1 FAD	165	2049,5	70,38	2,632	7,45
Ensaio 2 FAD	169,2	2088	68,16	2,718	7,38
Ensaio 3 FAD	145,2	2203	86,36	2,65	7,62
Ensaio 4 FAD	170,2	2253,5	106,2	2,622	7,61
Ensaio 5 FAD	126,6	2094,5	57,52	2,68	7,54
Ensaio 6 FAD	104,4	2212,5	63,92	2,73	7,46
Ensaio 7 FAD	124,6	1838	75,02	2,636	7,56
Ensaio 8 FAD	155,2	1866,5	88,8	2,726	7,45
Ensaio 9 FAD	100,2	2204	42	2,646	7,54
Ensaio 10 FAD	159	2064,5	52,74	2,748	7,72
Ensaio 11 FAD	137,8	1945,8	49,2	2,766	7,61
Ensaio 12 FAD	119	2154,5	39,2	2,732	7,62

**Fonte: Autoria própria (2022)**

A partir dos dados analisados percebe-se que a etapa da FAD auxiliou no processo do tratamento de efluentes de frigorífico e matadouros de suínos contribuindo para a qualidade do tratamento final do efluente.

Na tabela 25, 26 e 27 será demonstrado os valores empregados no estudo para comparar a eficiência média de remoção da cor, DQO e turbidez em relação ao efluente bruto, tratado por eletrocoagulação nas condições ótimas e tratado por FAD.

**Tabela 25 - Valor da caracterização e da eficiência de remoção da cor no efluente de frigorífico e matadouro de suínos tratado por eletrocoagulação nas condições ótimas e por flotação por ar dissolvido (FAD)**

<b>Ensaio</b>	<b>Cor UC (efluente sem tratamento)</b>	<b>Cor UC (efluente pós eletrocoagulação nas condições ótimas)</b>	<b>Cor UC (efluente pós etapa FAD)</b>	<b>Remoção de Cor pós eletrocoagulação nas condições ótimas (%)</b>	<b>Remoção da cor pós etapa da FAD (%)</b>
1			165,00		94,65
2			169,20		94,52
3			145,20		95,30
4			170,00		94,48
5			126,60		95,90
6	3082,80	237,80	104,40	92,80	96,62
7			124,60		95,96
8			155,20		94,97
9			100,20		96,75
10			159,00		94,85
11			137,80		95,54
12			119,00		96,14

**Fonte: Autoria própria (2022)**

**Tabela 26 - Valor da caracterização e da eficiência de remoção da turbidez no efluente de frigorífico e matadouro de suínos tratado por eletrocoagulação nas condições ótimas e por flotação por ar dissolvido (FAD)**

<b>Ensaio</b>	<b>Turbidez UNT (efluente sem tratamento)</b>	<b>Turbidez UNT (efluente pós eletrocoagulação nas condições ótimas)</b>	<b>Turbidez UNT (efluente pós etapa FAD)</b>	<b>Remoção da Turbidez pós eletrocoagulação nas condições ótimas (%)</b>	<b>Remoção da Turbidez pós etapa da FAD (%)</b>
1			70,38		96,66
2			68,16		96,77
3			86,36		95,90
4			106,2		94,96
5			57,52		97,27
6	2104,60	112,40	63,92	94,70	96,97
7			75,02		96,44
8			88,80		95,79
9			42,00		98,00
10			52,74		97,50
11			49,20		97,67
12			39,20		98,14

**Fonte: Autoria própria, (2022)**



**Tabela 27 - Valor da caracterização e da eficiência de remoção da DQO no efluente de frigorífico e matadouro de suínos tratado por eletrocoagulação nas condições ótimas e por flotação por ar dissolvido (FAD)**

<b>Ensaio</b>	<b>DQO mg.L<sup>-1</sup> 1 (efluente sem tratamento)</b>	<b>DQO mg.L<sup>-1</sup> (efluente pós eletrocoagulação nas condições ótimas)</b>	<b>DQO mg.L<sup>-1</sup> (efluente pós etapa FAD)</b>	<b>Remoção da DQO pós eletrocoagulação nas condições ótimas (%)</b>	<b>Remoção da DQO pós etapa da FAD (%)</b>
1			2049,50		81,41
2			2088,00		81,06
3			2203,00		80,00
4			2253,50		79,56
5			2094,50		80,99
6	11020,0	2929,5	2212,50	73,42	79,93
7			1838,00		83,33
8			1866,50		83,07
9			2204,00		80,00
10			2064,50		81,27
11			1945,80		82,45
12			2154,50		80,45

**Fonte: Autoria própria (2022)**

Analisando os dados das tabelas 25, 26 e 27 foi possível perceber que o sistema de tratamento aplicado no estudo obteve uma eficiência de remoção maior que 90% para a turbidez e cor e maior que 78% para a DQO após o tratamento por eletrocoagulação nas condições ótimas seguido em série pela flotação por ar dissolvido. Com resultados acima de 93% para turbidez e cor e uma melhora significativa da DQO pode-se concluir que o sistema foi eficiente e melhorou a qualidade do efluente final de matadouro e frigorífico de suínos.

## 6 CONSIDERAÇÕES FINAIS

A aplicação da técnica da eletrocoagulação no tratamento de efluente de frigorífico e matadouro de suínos demonstrou-se eficiente e pode ser utilizada para remoção da cor, turbidez e DQO. Os resultados obtidos pelo DCCR por eletrocoagulação indicaram uma boa remoção com maiores valores de remoção para cor de 94,98%, DQO de 87,8% e turbidez de 98,96%.

As condições otimizadas para o tratamento do efluente de frigorífico e matadouro de suínos foram com densidade de corrente de  $3 \text{ mA.cm}^{-2}$  e tempo de eletrólise de 10 minutos. Observou-se que nas condições ótimas a remoção média da cor aparente foi de 93,55% e DQO de 84,05% com consumo de energia de  $333,76 \text{ Wh.m}^3$ .

Em relação ao consumo de energia na etapa da eletrocoagulação, observou-se que para cada ( $\text{m}^3$ ) de efluente de frigorífico e matadouro de suínos tratado foram consumidos de 447,20 a  $2060,97 \text{ Wh.m}^{-3}$ .

Na questão da concentração residual do alumínio verificou-se que esta variou de 13,2 a  $34,2 \text{ mg.L}^{-1}$  na etapa da eletrocoagulação ao analisar o efluente tratado em cada ensaio realizado, na qual os valores foram equivalentes aos encontrados na literatura. Porém com uma avaliação mais detalhada da concentração do alumínio é possível adotar um sistema que diminuía a sua toxicidade após o tratamento realizado pela eletrocoagulação.

Os testes do DCCR por eletrocoagulação indicam que os resultados podem ser utilizados de forma sequencial por flotação por ar dissolvido para remover cor aparente, DQO e turbidez do efluente de frigorífico e matadouro de suínos obtendo resultados eficazes para remoção destes parâmetros com eficiência de remoção maior que 90% para cor e turbidez e maior que 78% para a DQO.

O trabalho segue a ideia de combinar o tratamento da eletrocoagulação com a flotação por ar dissolvido em reator em batelada, utilizando o Delineamento Composto Central Rotacional (DCCR) como método de avaliar os parâmetros estudados, buscando maximizar a eficiência de remoção da turbidez, cor e DQO presente no efluente de frigorífico e matadouro de suínos, onde verificou que na etapa da FAD não foi possível atingir resultados ideais para

validar estatisticamente os modelos. Porém a etapa realiza na FAD pode ajudar a aumentar a eficiência de remoção da cor, DQO e turbidez provenientes dos ensaios das condições ótimas por eletrocoagulação.

Espera-se que com a continuação deste estudo, utilizando condições de operação mais baixas na etapa da eletrocoagulação, visando a diminuição da concentração residual do alumínio e do consumo energético, focando mais na etapa da flotação por ar dissolvido, seja possível atingir uma condição melhor para tratamento de efluente de frigorífico e matadouro de suínos.

## REFERÊNCIAS

ABPA - ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE PROTEÍNA ANIMAL. **Relatório anual 2019**. Disponível em: <http://abpa-br.org/wp-content/uploads/2019/08/Relatório-Anual-2019.pdf>. Acesso em: 22 abr. 2020.

AHMADIAN, M.; YOUSEFI, N.; VAN GINKEL, S.W.; ZARE, M. R.; RAHIMI, S.; FATEHIZADEH, A. Kinetic study of slaughterhouse wastewater treatment by electrocoagulation using Fe electrodes. **Water science & technology**. v. 66 n.4, p. 754 – 760, 2012.

ALIFF RADZUAN, M. R.; ABIA-BITEO BELOPE, M. A.; THORPE, R. B. Removal of fine oil droplets from oil-in-water mixtures by flotation of dissolved air. **Chem eng res des**. n.115 p.19-33, 2016.

ALMEIDA, D. G.; SOARES DA SILVA, R.; LUNA, J. M. Biosurfactants: promising molecules for the advances of petroleum biotechnology. **Front microbiol**, 2016.

ALVES, V. A. **Eletrocoagulação-Flotação aplicada ao tratamento de águas residuais de frigorífico de suínos**. Relatório Técnico/Científico apresentado ao Curso de Química Industrial da Universidade do Sul de Santa Catarina, 40 p. Universidade do Sul, Santa Catarina, 2017.

AL-ZOUBI, H.; IBRAHIM, K. A.; ABU-SBEIH, K. A., 2015. Removal of heavy metals from water by economical polymeric collectors using dissolved air flotation. **J. Water process. Eng**. n.8, 19 – 27 p.

AN, C.; HUANG, G.; YAO, Y.; ZHAO, S. Emerging use of electrocoagulation technology to remove oil from wastewater: a review. **Sci. Total environ**. n.579, p.537-566, 2017.

APHA. American Public Health Association. **Standard methods for the examination of water and wastewater**. 21 ed. Washington: APHA, 2005.

Associação Brasileira de Proteína Animal – ABPA. **Relatório anual**, 75 p. Disponível em: [https://abpa-br.org/wp-content/uploads/2021/04/ABPA\\_Relatorio\\_Anual\\_2021\\_web.pdf](https://abpa-br.org/wp-content/uploads/2021/04/ABPA_Relatorio_Anual_2021_web.pdf). Acesso em: 25 abr. 2021.

ASSELIN, M.; DROGUI, P.; BENMOUSSA, H.; BLAIS, J. F. (2008) Effectiveness of the electrocoagulation process in removing organic compounds from slaughterhouse wastewater using monopoly and bipolar electrolytic cells. **Chemosphere**. n.72, p. 1727–1733. 2008.

AVSAR, Y., KURT, U.; GONULLU, T. Comparison of classical chemical and electrochemical processes for treating rose processing wastewater. **Journal of hazardous materials** 148, p. 340-345, 2007.

AWANG, Z. B. *et al.*, Post-treatment of slaughterhouse wastewater using electrochemical oxidation. **Research journal of chemistry and environment**,

v. 15, n. 2, p. 229-237, 2011.

AZEVEDO, A.; ETCHEPARE, R.; RUBIO, J. Raw water clarification by flotation with microbubbles and nanobubbles generated with a multiphase pump. **Water science & technology**, 2017; 2342 – 2349 p.

BARAN, W.; ADAMEK, E.; JAJKO, M.; SOBCZAK, A. Removal of veterinary antibiotics from wastewater by electrocoagulation. **Chemosphere**. n. 194 p.381 - 389, 2018.

BAYAR, S.; YILDIZ, Y. S.; YILMAZ, A. E.; IRDEMEZ, S. The effect of stirring speed and current density on removal efficiency of poultry slaughterhouse wastewater by electrocoagulation method. **Desalination**. n. 280, p. 103 – 107, 2011.

BAYRAMOGLU, M.; KOBYA, M.; EYVAZ, M.; SENTURK, E. Technical and economic analysis of electrocoagulation for the treatment of poultry slaughterhouse wastewater. **Separation and purification technology**. v. 51, p. 404 – 408. 2006.

BAZRAFESHAN, E.; MAHVI, A. H.; NASERI, S.; MESDAGHINIA, A. R. Performance evaluation of the electrocoagulation process for removing chromium (VI) from synthetic chromium solutions using iron and aluminum electrodes. **Turco J eng environ sci**. n.32, p.59–66, 2008.

BAZRAFESHAN, E.; MOSTAFAPOUR, F. K.; FARZADKIA, M.; OWNAGH, K. A.; MAHVI, A. H. Slaughterhouse wastewater treatment by combined chemical coagulation and electrocoagulation process. **Plos one**. v. 7, n. 6, p. 1 – 8. 2012.

BAZRAFESHAN, E.; ALIPOUR, M. R.; MAHVI, A. H. 2016. Textile wastewater treatment by application of combined chemical coagulation, electrocoagulation, and adsorption processes. **Desalin. Water. Treat** n.57, 203-215 p.

BENNAJAH, M. **Traitement des rejets industriels liquid par electrocoagulation (électroflotation) en réacteur airlift**. Institut National Polytechnique de Toulouse, Tese de doutorado, 204 p. 2007.

BENSADOK, K.; HANAFI, N. E.; LAPICQUE, F. Electrochemical treatment of dairy effluents using combined system of Al and Ti / Pt electrodes. **Desalination**. n. 280, p.244–251, 2011.

BIASSI, B. F. **Tratamento de efluente de matadouro e frigorífico de suíno em reator batelada de eletrofloculação**. Trabalho de conclusão de Curso (Tecnologia em Gestão Ambiental), Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Medianeira, 2014. Disponível em: [http://repositorio.roca.utfpr.edu.br/jspui/bitstream/1/5528/1/MD\\_2014\\_2\\_08.pdf](http://repositorio.roca.utfpr.edu.br/jspui/bitstream/1/5528/1/MD_2014_2_08.pdf). Acesso em: 29 out. 2020.

BILOTTA, P., STEINMETZ, R. L. R.; KUNZ, A.; MORES, R. Swine effluent post-treatment by alkaline control and UV radiation combinado for water reuse, **J. Clean. Prod**. n. 140, p. 1247-1254, 2017.

BOLTO, B.; GREGORY, J. Organic polyelectrolytes in water treatment. **Water res.** n.41, p.2301 – 2324, 2007.

BRASIL. Ministério da Agricultura, do abastecimento da Reforma Agrária (1995). Portaria nº 711 de 1º de novembro de 1995. **Normas de instalações de equipamentos para abate e industrialização de suínos**. Disponível em: [http://www.3.servicos.ms.gov.br/iagro\\_ged/pdf/714\\_GED.pdf](http://www.3.servicos.ms.gov.br/iagro_ged/pdf/714_GED.pdf). Acesso em: 29 out. 2020.

BRITO, J. F.; FERREIRA, L. O.; SILVA, J. P. Tratamento da água de purificação do biodiesel utilizando eletrofloculação. **Química nova**. v. 35, n. 4, p. 728 – 732, 2012.

BUI, HA MANH. Applying response surface methodology to optimize the treatment of swine slaughterhouse wastewater by electrocoagulation. **Polish journal of environmental studies**, v. 27, n. 5, p. 1975-1981, 2018.

BUSTILLO-LECOMPTE, C. F.; MEHRVAR, M. Slaughterhouse wastewater characteristics, treatment, and management in the meat processing industry: A review on trends and advances. **Journal of environmental management**. n. 161, p. 287 – 302, 2015.

CERQUEIRA, A; RUSSO, C., MARQUES, M. R. C. Electroflocculation for textile wastewater treatment. **Brazilian journal of chemical engineering**, v. 26, n. 4, p. 659-668, 2009.

CERQUEIRA, A. A.; MARQUES, M. R. C.; RUSSO, C. Avaliação do processo eletrolítico em corrente alternada no tratamento de água de produção. **Química nova**. v. 34, n. 1, p. 59 – 63, 2011.

CHENG, D. L.; Cheng D. L.; NGO, W. S.; GUO, S. W.; CHANG, D. D.; NGUYEN, S. M. Microalgae biomass from swine wastewater and its conversion to bioenergy. **Bioresource technolol.** n.275, p.109–122, 2019.

CHOLLOM, M., RATHILAL, S., SWALAHA, F. M., BAKARE, B., & TETTEH, E. K. Anaerobic treatment of slaughterhouse wastewater: Evaluating operating conditions. **WIT transactions on ecology and the environment**, v. 239, p. 251-262, 2019.

**CONSELHO NACIONAL DO MEIO (CONAMA)**. Resolução 357. Classificação das águas, de 17 de março de 2005, Diário Oficial da União, Brasília, DF, 31 mar. 2005. Seção 1.

**CONSELHO NACIONAL DO MEIO (CONAMA)**. Resolução 430. Dispõe sobre as condições e padrões de lançamento de efluentes, de 13 de maio de 2011, Diário Oficial da União, Brasília, DF, 13 mai. 2011. Seção 1.

Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental (CETESB). **Guia técnico ambiental de abate (bovino e suíno)** – Série P + L, Governo do Estado de São Paulo, 2006.

COUTO, H.; FRANÇA, S.; BARBOSA, R., 2014. O uso de DAF (ar dissolvido flotação) como um tratamento alternativo para águas residuais de lama vermelha. In: **XXVII Congresso internacional de processamento mineral**, 2014, Santiago, Chile. Procedimentos IMPC Chile 2014. Publicações Gecamin, Santiago, Chile, pp. 1 - 10.

CRESPILHO, F. N.; REZENDE, M. O. O. **Eletroflotação: princípios e aplicações**. 1 ed. São Carlos: Rima, 2004.

CRITTENDEN, J. C. *et al.*. **Water treatment: Principles and design**. 3. ed. New Jersey: John Wiley & Sons, 2012.

CROSSLEY, I. A.; VALADE, M. T. A review of technological developments in dissolved air flotation. **J. Water supply res.** n. 55, p.479 e 491, 2006.

CUETOS, M. J.; GOMEZ, X.; OTERO, M.; MORAN, A. Digestão anaeróbia de resíduos de matadouros sólidos (PCS) a escala de laboratório: Influência da co-digestão com a fração orgânica de resíduos sólidos urbanos. **Biochem eng J**, v.40, p.99-106, 2014.

CUNHA, G. S.; DUTRA, A. J. B. Avaliação da eletroflotação no tratamento de água produzida de petróleo. **Holos**, ano 30, v. 3 – Edição Especial – XXV ENTMME/VII MSHNT, p. 212-219, 2014.

De RIJK *et al.* Bubble size in flotation thickening. **Water research**, Great Britain, v.28, p. 465-473, 1994.

DERMENTZISA, K., MARMANIS, D., CHRISTOFORIDIS, A., MOUMTZAKIS, A. Photovoltaic electrocoagulation process for remediation of chromium plating wastewaters. **Desalination and water treatment**. v.56, n. 5, p. 1413-1418, 2015.

DERRINGER, G.; SUICH, R. Simultaneous optimization of several response variables. **Journal of quality technology**. v.12, n.4, p. 214-219, 1980.

DI BERNARDO, L.; DI BERNARDO, A.; CENTURIONE FILHO, P. L. Ensaios de tratabilidade de água e dos resíduos gerados em estação de tratamento de água. In: \_\_. **Procedimentos para realização de ensaios de tratabilidade de águas de abastecimento**. São Carlos: RIMA, 2002, cap 5. P. 199-168.

EDZWALD, J. K. Developments of high dissolved air flotation rate for drinking water treatment. **Journal of water supply: Research and technology water**, n.56, p. 399-409, 2007.

EDZWALD, J. K. (2010). Flotation of dissolved air. **Water research**. n.44, p.2077-2106, 2010.

EDZWALD, J. K.; HAARHOFF, J. **Dissolved air flotation for water clarification**. Denver: American Water Works Association; New York: McGraw-Hill, 2012.

ELAZZOUI, M.; HABOUBI, K.; ELYOUBI, M. S. "Electrocoagulation flocculation as a low-cost process for pollutants removal from urban wastewater". **Chemical engineering research and design**, vol. 117, pg. 614-626, 2017.

EMAMJOMEH, M. M.; SIVAKUMAR, M. Review of pollutants removed by electrocoagulation and electrocoagulation/flotation processes. **Journal of environmental management**. v.90, n.5, p. 1663 – 1679, 2009.

ENSANO, B. M. B. *et al.* **Applicability of the electrocoagulation process in the treatment of real municipal wastewater containing pharmaceutical active compounds**, J. Hazard. Mater. v. 361. p. 367-373, 2018.

ENSANO, B. M. B.; BOREA, L.; NADDEO, V.; BELGIORNO, M. D.G.; LUNA, M. BALAKRISHNAN, F. C.; BALLESTEROS, J. R. Applicability of the electrocoagulation process in the treatment of real municipal wastewater containing active pharmaceutical compounds. **J. Hazard. Mater.** n.361, p.367-373, 2019.

FÉRIS, L.; GALLINA, C.; RODRIGUES, R.; RUBIO, J. Optimizing the dissolved air through a flotation and saturation project. **Water sci technol**, n.43, p.145 – 157, 2001.

FERNANDES, F. T. **Avaliação de um reator de fluxo contínuo para eletrofloculação de afluente da purificação do biodiesel**. 2016. 118 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Química) – Centro de Ciências e Tecnologia, Universidade Federal da Campina Grande, Campina Grande, 2016.

FERREIRA FILHO, S.F. **Tratamento de Água: Concepção, projeto e operação de estações de tratamento - um guia prático para alunos e profissionais**. Elsevier Brasil, 2017.

FIESP/CIESP, Federação das Indústrias do Estado de São Paulo/ Centro das Indústrias do Estado de São Paulo, 2004. "**Conservação e reuso da água**", Manual de Orientações para o Setor Industrial, v.1. Disponível em: <http://www.cetesb.sp.gov.br>. Acesso em: 15 jun. 2016.

FOLINO, A.; ZEMA, D. A.; CALABRO, P. S. Removal of organic matter and ammonia recovery by optimized treatment of swine wastewater. **J. Environ manage**. n. 270, p.110-692, 2020.

FONSECA, R. R. **Monitoramento e controle avançado aplicados à flotação por ar dissolvido**. 2017. 159 f. Tese de Doutorado (Doutorado em Engenharia Química) - Faculdade de Engenharia Química da Universidade Estadual de Campinas, Campinas, São Paulo, 2017.

GARDUSI, F.; FILHO, A.M.R.; LUZ, P.H.M.; CARVALHO, G.R.L.; REIS, A.S.; BARROZO, M.A.S. Avaliação da distribuição do diâmetro de bolhas em coluna de flotação. **XIX jornada de engenharia química**, UFU, Uberlândia (MG), 2014.



GATSIOS, E.; HAHLADAKIS, J. H.; GIDARAKOS, E. Optimization of electrocoagulation (EC) process for the purification of a real industrial wastewater from toxic metals. **Journal of environmental management**. v.154, p. 117 – 127, 2015.

GERBENS-LEENES, P. W.; MEKONNEN, M. M.; HOEKSTRA, A. Y. The water footprint of poultry, pork and beef: a comparative study in different countries and production systems. **Water resources and industry**. v. 1 e 2, p. 25 – 36, 2013.

GHAHREMANI, H.; BAGHERI, S.; HASSANI, S. M. Dairy sewage treatment using an electrocoagulation process. **Adv environ biol** 6: p.1897–1901, 2012.

GOBBI, L. C. A. **Tratamento de água oleosa por eletrofloculação**. Dissertação (Mestrado em Energia). 120 f. Programa de Pós-Graduação em Energia, Universidade Federal do Espírito Santo, UFES, São Mateus, 2013.

HAN, M. *et al.*, Effect of pressure on bubble size in dissolved air flotation. **Water science and technology**, Great Britain, v.2, n. 5-6, p. 41-46, 2002.

HAARHOFF, J.; EDZWALD, J. K. Adapting dissolved air from flotation by clarifying sea water cation. **Dessalinization**. n.311, p.90-94, 2012. 90 – 94.

IPPC – Integrated Pollution Prevention And Control. **Reference document on best available techniques in the slaughterhouses and animal by-products industries**. Sevilha: EIPPCB, 2005.

KARHU, M.; LEIVISKA, T.; TANSKANEN, J. (2014). Improved DAF in breaking oil-in-water emulsions. **Separation and purification technology**. n.122, p. 31-241, 2014.

KATAL, R.; PAHLAVANZADEH, H. Influence of different combinations of aluminum and iron electrode on electrocoagulation efficiency: Application to the treatment of paper mill wastewater. **Desalination**, v. 265, p. 199-205, 2011.

KAWAHARA, A. *et al.* Prediction of micro-bubble dissolution features in water and seawater. **Exp. therm. fluid sci**. n.33, p. 883-894, 2009.

KHENNOUSSI, A.; CHAOUCH, M.; CHAHLAOUI, A. Treatment of the effluent from a red meat slaughterhouse by electrocoagulation flotation with iron electrodes. **Revue des sciences de l'Eau**. v. 26, n. 2, p. 135 – 150, 2013.

KIM, T. *et al.* Physical characteristics of bubbles in dissolved air flotation process in seawater reverse osmosis desalination plants, desalin. **Water treatment**. n.70, p. 19-23, 2017.

KOBYA, M.; SENTURK, E.; BAYRAMOGLU, M. Treatment of poultry slaughterhouse wastewater by electrocoagulation. **Journal of hazardous materials**. v. 133, p. 172 – 176, 2006.

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

KRIEGER, E. I. F. **Avaliação do consumo de água, racionalização do uso e reúso do efluente líquido de frigorífico de suínos na busca sustentabilidade socioambiental da empresa.** Tese (Doutorado). Instituto de Biociências da Universidade Federal do Rio Grande do Sul, 2007.

KUSHWAHA, J. P.; SRIVASTAVA, V. C.; MALL, I. D. Removal of organics from dairy effluents by electrochemical treatment and waste disposal. **Sep purif technol.** V.76, p.198–205, 2010.

KWAK, D. H.; KIM, M. S. 2017. Estimation and evaluation of self-control of algae occluded in harvest using the population balance in the model of turbulence in the flotation process. **Water sci. technol.** n.77, p. 165-1178, 2017.

KYZAS, G.; MATIS, K. **Flotation in water and wastewater treatment.** Processes, [s.l.], v. 6, n. 8, p.116-132, 7 ago. 2018.

LI, H.; HU, L.; XIA, Z. Impact of groundwater salinity on intensified bioremediation by micro-nano bubbles, **Materials** 6, p.3676-3687, 2013.

LIAKOS, T. I.; LAZARIDIS, N. K. Melanoidins removal from simulated and real wastewaters by coagulation and electro-flotation. **Chemical engineering journal.** v. 242, p. 269 – 277, 2014.

LUO, P.; LIU, F.; ZHANG, S.; LI, H.; CHEN, X.; WU, L.; JIANG, Q.; XIAO, R.; WU, J. Evaluating the organic removal performance of pre-treated swine wastewater in ponds in wet areas built with a three-stage surface flow on a pilot scale. **Chemosphere.** n. 211, p.286-293, 2018.

MAENG, M. *et al.* Effect of DAF configuration on the removal of phosphorus and organic matter by a pilot plant treating combined sewer overflows. **International biodeterioration & biodegradation**, v. 124, p. 17-25, out. 2017.

MEKONNEN, M. M.; HOEKSTRA, A. Y. A global assessment of the water footprint of farm animal products. **Ecosystems.** v. 15, n. 3, p. 401 – 415, 2012.

MELCHIORS, M. S.; PIOVESAN, M.; BECEGATO, V. R. et al (2016) Treatment of effluent from the dairy industry with electroflocculation and recovery of solid serum. **J environ manag.** n.182: p.574–580, 2016.

MIRANDA, R.; NEGRO, C.; BLANCO, A. Internal treatment of process water in paper production by dissolved air flotation with recently developed chemicals. 2° Field trials. **Ind eng chem res.** n.48, p. 3672 - 3677, 2009.

MOLLAH, M. Y. A.; SCHENNACH, R.; PARGA, J. R.; COCKE, D. L. Electrocoagulation (EC) — science and applications. **Journal of hazardous materials**, 1, 84, 2001.

MOLLAH, M. Y. A.; MORKOVSKY P.; GOMES, J. A. G.; KESMEZ, M.; PARGA, J.; COCKE, D. L. Fundamentals, present and future perspectives of electrocoagulation. **Journal of hazardous materials.** v. B114, p. 199-210, 2004.

MONEGO, M. L. C. D. **Degradação eletroquímica de corantes e efluentes da indústria têxtil**. Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Departamento de Pesquisa e Pós-Graduação, Programa de Pós-Graduação em Engenharia Mecânica e de Materiais. Curitiba. Dissertação (Mestrado) 105p. 2007.

MORES, R.; TREICHEL, H.; ZAKRZEWSKI, C. A.; KUNZ, A.; STEFFENS, J.; DALLAGO, R. M. Remove of phosphorous and turbidity of swine wastewater using electrocoagulation under continuous flow. **Separation and purification technology**. v. 171, 2016.

MORALES, M. M. et al. Avaliação dos resíduos líquidos em um sistema de abate de bovinos. **Estudos de biologia**, v. 31, n. 73/75, p. 111–115, 2009.

MÓDENES, N. *et al.* **Aplicação da técnica de eletrocoagulação no tratamento de abatedouro de aves**. Toledo, PR. v.22 n.3 p. 573, 2017. Disponível em: file:///E:/TCC/Projetos%20de%20eletrofloculacao/1809-4457-esa-22-03-00571.pdf. Acesso em: 20 jul. 2021.

MOUSSA, D. T. *et al.* **A comprehensive review of electrocoagulation for water treatment: potentials and challenges**, J. environ. Gerir. 186 v., p. 24-41, 2017.

MUKIMIN, A.; VISTANTY, H.; ZEN, N.; Hybrid advanced oxidation process (HAOP) highly efficient and powerful treatment for complete antibiotic demineralization. **Sep. purif. technol.** n.241, (2020). Disponível em: <https://doi.org/116710.111016/j.seppur.112020.116728>. Acesso em: 30 out. 2020.

NASRULLAH, M. *et al.* **High performance electrocoagulation process in palm oil mill effluent treatment using current density application**, Chin J. Chem. Eng. J. 1281 v, 2018.

OLIVEIRA, G. L.; DANIEL, L. A. Removal of giardia spp. cysts and cryptosporidium spp. anaerobic effluent cysts by dissolved air flotation. **Environ technol.** 2019,1 -7 p.

OMWENE, P. I.; KOBYA, M.; CAN, O.T. Phosphorus removal from domestic wastewater in an electrocoagulation reactor using hybrid aluminum and iron plate anodes. **Ecol. eng.** n.123, p.65 – 73, 2018.

ORTIZ-OLIVEROS, H. B.; FLORES-ESPINOSA, R. M.; JIMÉNEZES-DOMÍNGUES, H.; JIMENEZES-MOLEOLON, M. C.; CURZ-GONZALEZ, D. Flotation of dissolved air for wastewater treatment in the nuclear industry: preliminary results. **J. radioanal. nucl. chem.** n.292, p.957-965, 2012.

ORTIZ-OLIVEROS, H. B.; FLORES-ESPINOSA, R. M. Simultaneous removal of oil, total radioactive liquid waste by fluctuation of dissolved air. **Int. J. environ. sci. technol.** n.16, p.3679-3686, 2019.

ORSSATTO, F.; **Otimização do tratamento de efluente de matadouro e frigorífico de suínos pela eletrofloculação e combinação eletrofloculação/coagulação orgânica**. Tese (doutorado em engenharia

- agrícola) 103 f., Programa de pós-graduação em engenharia agrícola, Universidade Estadual do Oeste do Paraná, Unioeste, Cascavel, 2017.
- ORSSATTO, F.; TAVARES, F. H. M; SILVA, M. F.; EYNG, E.; FLECK, F. Otimização da remoção de nitrogênio e fósforo de suínos abatedouro e esgoto da planta de embalagem por meio de eletrocoagulação em um reator em lote. *Revista Interdisciplinar de Ciências Aplicadas. Ambiente & água*. 2018, 10p.
- ORSSATTO, F.; SILVA, M. F.; EYNG, E; FRARE, M. L.; FLECK, L. **Avaliação da eletrocoagulação no tratamento de efluente anaeróbio de abatedouro e frigorífico de suínos e potencial de produção de metano**. 30° Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental (ABES). Natal- RN, 2019, 9p. Disponível em: <http://abes.locaweb.com.br/XP/XP-EasyArtigos/Site/Uploads/Evento45/TrabalhosCompletosPDF/II-017.pdf>. Acesso em: 16 mar. 2021.
- PACHECO, J. W.; YAMANAKA, H.T. **Guia técnico ambiental de abate (bovino e suíno)**. São Paulo: CETESB, p. 95, 2008.
- PALANIANDY, P. A.; ABDUL, A. A. A.; MOHAMAD, F. M.; HUNG, Y., 2017. **Dissolved air flotation (DAF) for wastewater treatment**. In: Waste treatment in the service and public service industries. Edited by Yung-Tse, Lawrence K. Wang, Mu – Hao sung wang, Nazih K. Shamas and Jiaping. Paul Chen, 145-182 p., CRC Press 2017.
- PALATSI, J.; VIÑAS, M.; GUIVERNAU, M.; FERNANDEZ, B.; FLOTATS, X. Anaerobic digestion of slaughterhouse waste: Main process limitations and microbial community interactions. *Bioresource technology*. v. 102, p. 2219 – 2227, 2011.
- PALOSCHI, N. V. **Tratamento de matadouro e frigorífico de suínos utilizando a eletrocoagulação: Avaliação dos parâmetros operacionais**. Dissertação (Programa de Pós-graduação de mestrado em Tecnologias Ambientais), 63 p., Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Medianeira, 2020.
- PAN, M; WEN, X.; WU, G.; ZHANG, M.; ZHAN, X. Characteristics of nitrous oxide (N<sub>2</sub>O) emission from intermittently aerated sequencing batch reactors (IASBRs) treating slaughterhouse wastewater at low temperature. *Biochemical engineering journal*. n. 86, p. 62 – 68, 2014.
- PASCHOAL, F. M. M. e TREMILIOSI-FILHO, G. **Aplicação da tecnologia de eletrofloculação na recuperação do indicador de corante azul a partir de efluentes industriais**. *Quím. nova* [online]. 2005, vol.28, n.5, p.766-772.
- PAULI, A. R.; ESPINOZA-QUINONES, F. R.; MÓDENES, A. N.; BORDA, C. E.; THEODORO, P. S. Aplicação do planejamento experimental no método de eletro-coagulação para remoção de matéria orgânica de efluentes de frigoríficos. *Engevista*. v.14, n.3, p. 293-301, 2012. Disponível em: [www.uff.br/engevista/seer/index.php/engevista/article/download/386/210](http://www.uff.br/engevista/seer/index.php/engevista/article/download/386/210). Acesso em: 27 out. 2020.

- PELEKA, E. N.; MATIS, K. A. Flotation application as a pre-treatment process during desalination. **Desalination**. n.222, p. 1-8, 2008.
- PENNA, R.; OLIVEIRA, M. L. M.; VALADÃO, G. E. S.; PERES, A. E. C. Estudo comparativo entre dois sistemas de aeração de coluna de flotação. **Revista escola de minas**, v. 56, n. 3, 2003.
- REALI, M. A. P.; CAMPOS, J. R.; PENETRA, R. G. **Sewage treatment by anaerobic biological process associated with dissolved air flotation**. IWA Publishing, London UK, 2001.
- RICORDEL, C.; DARCHEN, A.; HADJIEV, D. Electrocoagulation–electroflotation as a surface water treatment for industrial uses. **Separation and purification technology**. v. 74, p. 342 – 347, 2010.
- RICHTER, Carlos A. **Água: Métodos e tecnologia de tratamento**. 1. ed. São Paulo: Blucher, 2009.
- SAHU, O.; MAZUMDAR, B.; CHAUDHARI, P. K. Treatment of wastewater by electrocoagulation: A review. **Environmental science and pollution research**, v. 21, n. 4, p. 2397–2413, 2014.
- SARI, M. A.; CHELLAM, S. Mechanisms of boron removal from hydraulic fracturing wastewater by aluminum electrocoagulation. **Journal of colloid and interface science**. v. 458, p. 103 – 111, 2015.
- SANTOS, P. R.; DANIEL, L. A. Flotation by dissolved air as a potential treatment process to remove giardia cysts from anaerobically treated sewage. **Environ. technol.** n.38, 2017, 2392–2399 p.
- SCHOENHALS, M. **Avaliação da eficiência do processo de flotação aplicado ao tratamento primário de efluentes de abatedouro avícola**. Dissertação de pós-graduação para obtenção de título de mestre em Engenharia Química. Universidade Federal de Santa Catarina. Universidade Federal de Santa Catarina. Florianópolis, 2006.
- SILVA, A. L. C., **Processo eletrolítico: Uma alternativa para o tratamento de águas residuárias**, 60f. Monografia de Especialização em Química Ambiental, Universidade do Estado do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, RJ, Brasil, 2002.
- SILVA, W. T. P.; GOMES, L. A.; SANTOS, A. A. **Aplicação da capacidade de flotação de uma ETE de uma indústria frigorífica, usando tratamento físico-químico**. 24° Congresso Brasileiro de Engenharia Ambiental – ABES, 2007.
- SILVA, R.; CADORIN, L.; RUBIO, J. Removal of sulfate ions from aqueous solution: Co-precipitation with salts containing hydrolyzed aluminum. **Miner. Eng.** n.23, p. 1220 – 1226, 2010.
- SILVA, Flavia Manente da; **Avaliação da eletrofloculação no pós-tratamento de efluente anaeróbico de abatedouro e frigorífico de suínos**; 2018, 44 fl. Trabalho de conclusão de curso (engenharia ambiental). Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Medianeira, 2018.

SILVA, M. F.; ORSSATTO, F.; EYNG, E.; FRARE, M. L.; FLECK, L. **Avaliação da eletrocoagulação no tratamento de efluente anaeróbio de abatedouro e frigorífico de suínos e potencial de produção de metano**. 30° Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental (ABES). Natal- RN, 2019, 9p. Disponível em: <http://abes.locaweb.com.br/XP/XP-EasyArtigos/Site/Uploads/Evento45/TrabalhosCompletoPDF/II-017.pdf>. Acesso em: 16 mar. 2021.

SOUZA, C. A. **Consumo de água e energia: Uma análise sob a ótica do licenciamento ambiental na indústria de abate de animais no estado da Bahia**. Dissertação- Programa de Pós-Graduação de Engenharia Civil e Ambiental- Universidade Estadual de Feira de Santana. Feira de Santana – Bahia, 2015, 102 p.

TAK, B.; TAK, B.; KIM, Y.; PARK, Y.; YOON, Y.; MIN, G. Optimization of color and COD removal from livestock wastewater by electrocoagulation process: Application of Box- Behnken desing (BBD). **Journal of industrial and engineering chemistry**. n. 28, p. 307 – 315, 2015.

TANSEL, B.; PASCUAL, B. Removal of emulsified fuel oils from brackish water and ponds by flotation of dissolved air with and without the use of polyelectrolytes: Investigation on a pilot scale for estuarine and near shore applications. **Chemosphere**. n.85, p. 1182-1186, 2011.

TEZCAN, U.; KOPARAL, A. S.; BAKIR, O. U. Hybrid processes for the treatment of bovine and slaughterhouse effluents using aluminum and iron electrodes. **J hazard mater** v.164, p.580-586, 2009.

TEIXEIRA, R. M. **Remoção de nitrogênio de efluentes da indústria frigorífica através da aplicação dos processos de nitrificação e desnitrificação em biorreatores utilizados em um sistema de lagoas de tratamento**. Tese apresentada ao Curso de Pós-Graduação em Engenharia Química como requisito parcial para a obtenção do título de Doutor em Engenharia Química – Universidade Federal de Florianópolis, 2006.

TEIXEIRA, M. R.; ROSA, M. J. Comparing dissolved air flotation and conventional sedimentation to remove cyanobacterial cells from *Microcystis aeruginosa*: Part II. The effect of organic water background. **Sep. purif. technol.** n.53, p. 126 – 134, 2020.

TICIANELLI, E. A.; CAMARA, G. A.; SANTOS, L. G. R. A. Eletrocatalise das reações de oxidação de hidrogênio e de redução de oxigênio, **Química nova**, Vol. 28, No. 4, São Paulo, 664-669, 2005.

TONES, A. R. M. **Estudo da aplicação da técnica de eletrofloculação na remoção da cor em misturas de corantes têxteis**. Dissertação (Mestrado em Tecnologias Ambientais). Universidade Tecnológica Federal do Paraná – UTFPR. Medianeira, 2015.

TSIOPTSIAS, C.; PETRIDIS, D.; ATHANASAKIS, D.; LEMONIDIS, I.; DELIGIANNIS, A.; SAMARAS, P. Post-treatment of molasses wastewater by electrocoagulation and process optimization through response surface analysis. **Journal of environmental management**. n.164, p. 104 – 113, 2015.

- UDUMAN, N.; BOURNIQUEL, V.; DANQUAH, M. K.; HOADLEY, A. F. (2011). A parametric study of electrocoagulation as a recovery process of marine microalgae for biodiesel production. **Chemical engineering journal**, n.174, 249–257 p.
- USDA - U. S. DEPARTMENT OF AGRICULTURE. Livestock and poultry: Worldmarkets and trade. **United states department of agriculture and foreign agricultural service**, p. 31, 2020.
- VALERO, D.; ORTIZ, J. M.; GARCIA, V.; EXPÓSITO, E.; MONTIEL, V.; ALDAZ, A. Electrocoagulation of wastewater from almond industry. **Chemosphere**, v. 84, n. 9, p. 1290 – 1295, 2011.
- VALENTE, F. S. G. (2012), **Avaliação da eletrocoagulação no tratamento de efluentes líquidos da indústria de laticínio**. Viçosa, MG, Universidade Federal de Viçosa (Tese de doutorado).
- VALENTE, G. de F. S.; MENDONÇA, R. C. S.; PEREIRA, J. A. M.; The efficiency of electrocoagulation using aluminum electrodes in treating wastewater from a dairy industry; **Ciência rural**, v. 45, n. 9., 2015.
- VECINO, X.; DEVESA-REY, R.; CRUZ, J. M.; MOLDES, A. B. Evaluation of the biosurfactant obtained from lactobacillus pentosus as a foaming agent in flotation foam. **J. environ. gerir.** n.128, p.655 – 660, 2013.
- VON SPERLING, M (1996). **Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos**, Vol. 1. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental – UFMG.
- WANG, L. K.; SHAMMAS, N. K.; SELKE, W. A.; AULENBACH, D. B. Flotation technology. **Springer**, 2010.
- WANG, G.; GE, L.; MILTRA, S.; EVANS, G. M.; JOSHI, J. B.; CHEN, S. A review of the CFD in modeling studies on the flotation process. **Eng.** n.127, p. 153-177, 2018.
- ZHANG, Y.; JANG, H.; WANG, C. Separation of hazardous polyvinyl from plastic waste chloride by assisted flotation with ammonium persulfate surface modification: Process and mechanism. **J. hazard. mater.** n.389, 2020.
- ZODI, S.; MERZOUK, B.; POTIER, O.; LAPIQUE, F.; LECLERA, J. P. Direct red 81 dye removal by a continuous flow electrocoagulation/flotation reactor. **Sep. purif. technol.** 2013, n.108, p. 215–222. p.

