MINISTÉRIO DA EDUCAÇÃO
UNIVERSIDADE TECNOLÓGICA FEDERAL DO PARANÁ
CÂMPUS MEDIANEIRA

VANESSA NAYARA PALOSCHI

TRATAMENTO DE EFLUENTE DE MATADOURO E FRIGORÍFICO DE SUÍNOS UTILIZANDO A ELETROCOAGULAÇÃO: AVALIAÇÃO DOS PARÂMETROS OPERACIONAIS

DISSERTAÇÃO

MEDIANEIRA
2020

VANESSA NAYARA PALOSCHI

TRATAMENTO DE EFLUENTE DE MATADOURO E FRIGORÍFICO DE SUÍNOS UTILIZANDO A ELETROCOAGULAÇÃO: AVALIAÇÃO DOS PARÂMETROS OPERACIONAIS

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 – Câmpus Medianeira.

Discente: Vanessa Nayara Paloschi

Orientador: Prof. Dr. Fábio Orssatto

MEDIANEIRA
2020

Dados Internacionais de Catalogação na Publicação

Paloschi, Vanessa Nayara
Tratamento de efluente de matadouro e frigorífico de suínos utilizando a eletrocoagulação: avaliação dos parâmetros operacionais / Vanessa Nayara Paloschi. – Medianeira, 2020.
1 arquivo de texto (63 f):PDFA ; 1,68 MB.

Orientador: Fábio Orssatto
Dissertação (Mestrado) – Universidade Tecnológica Federal do Paraná. Programa de Pós-Graduação em Tecnologias Ambientais, Medianeira, 2020.
Inclui bibliografias.

1. Resíduos industriais. 2. Águas residuais – Purificação - FLoculação. 3. Tecnologias Ambientais - Dissertações I. Orssatto, Fábio, orient. II. Universidade Tecnológica Federal do Paraná. Programa de Pós-Graduação em Tecnologias Ambientais. III. Título.

Biblioteca da UTFPR - Câmpus Medianeira
Bibliotecária/Documentalista:
Marci Lucia Nicodem Fischborn – CRB-9/1219

Ministério da Educação
Universidade Tecnológica Federal do Paraná - Câmpus Medianeira
Programa de Pós-Graduação em Tecnologias Ambientais

TERMO DE APROVAÇÃO

TRATAMENTO DE EFLUENTE DE MATADOURO E FRIGORÍFICO DE SUÍNOS UTILIZANDO A ELETROCOAGULAÇÃO: AVALIAÇÃO DOS PARÂMETROS OPERACIONAIS

Por

VANESSA NAYARA PALOSCHI

Essa dissertação foi apresentada às 14 horas, do dia 25 de agosto de dois mil e vinte, como requisito parcial para a obtenção do título de Mestre em Tecnologias Ambientais, Linha de Pesquisa Tecnologias de Tratamento e Valorização de Resíduos, no Programa de Pós-Graduação em Tecnologias Ambientais, da Universidade Tecnológica Federal do Paraná. A candidata foi arguida pela Banca Examinadora composta pelos professores abaixo assinados. Após deliberação, a Banca Examinadora considerou o trabalho aprovado.

_____
Prof. Dr. Fábio Orssatto (Orientador – PPGTAMB)

_____
Prof. Dr. Eduardo Eyng (Membro Interno– UTFPR)

_____
Prof. Dr. Leandro Fleck (Membro Externo – UEMS)

A Folha de Aprovação assinada encontra-se na Coordenação do Programa

“Mas em todas estas coisas, somos mais que vencedores, pela virtude daquele que nos amou”.

Romanos 8,37

AGRADECIMENTOS

Agradeço primeiramente a Deus e a intercessão de Nossa Senhora Aparecida, por guiar meus caminhos e agraciar minhas conquistas.

Agradeço ao meu orientador Prof. Dr. Fábio Orssatto, pelo apoio, dedicação e confiança conferida a mim em minha trajetória, desde a graduação até no mestrado.

Aos alunos de iniciação científica Flavia Manente da Silva e Vitor Perez pelo auxílio no desenvolvimento dos trabalhos de laboratório.

Ao meu esposo Anderson, pelo incentivo, carinho e compreensão.

Ao meu Pai pelo apoio e auxílio no desenvolvimento do sistema de agitação.

Ao meu irmão, minha irmã e minha mãe por sempre estarem presente, me auxiliando, consolando e motivando.

À Universidade Tecnológica Federal do Paraná (UTFPR), Câmpus Medianeira, professores do PPGTAMB, servidores e funcionários em geral, pela estrutura e atendimento fornecidos, pelo conhecimento transmitido, e pela colaboração e auxílio em geral.

A todos os colegas do corpo discente do programa de Pós-Graduação em Tecnologias Ambientais.

Enfim, a todos que contribuíram, direta ou indiretamente, para o desenvolvimento deste trabalho e fizeram parte da minha formação, muito obrigada!

RESUMO

PALOSCHI, Vanessa N. **Tratamento de efluente de matadouro e frigorífico de suínos utilizando a eletrocoagulação: avaliação dos parametros operacionais** 2020. f. Dissertação (Programa de Pós-Graduação em Tecnologias Ambientais), Universidade Tecnológica Federal do Paraná. Medianeira, 2020.

O efluente provindo de frigoríficos e matadouros de suínos, é rico em matéria orgânica e carga microbiana, necessitando um tratamento adequado para poder ser despejado em um corpo hídrico. Assim objetivou-se neste trabalho avaliar as melhores condições do tratamento das águas residuárias do matadouro e frigorífico de suínos, através da aplicação do processo de eletrocoagulação, determinar o custo energético e avaliar o lodo gerado pelo processo. O estudo foi realizado em duas etapas onde elaborou-se um planejamento fatorial completo 2^3 para cada uma das etapas. Nesta abordagem, um sistema de eletrocoagulação com capacidade de 1 L, foi elaborado para operação em batelada, utilizou-se eletrodos de alumínio e uma pá agitadora, visando a remoção de Cor, Turbidez e Demanda Química de Oxigênio (DQO). Inicialmente, no planejamento da primeira etapa, foram avaliados parâmetros de operação na eficiência de remoção dos parâmetros respostas, onde a distância dos eletrodos foi fixada em 5 cm, pH inicial de 6,76,temperatura de 23ºC e tempo de eletrólise de 5 a 30 minutos, corrente elétrica aplicada de 0,4 a 1,0 A e rotação de 15 a 90 rpm. Os resultados obtiveram uma boa remoção com eficiências em torno de 97% para Cor e Turbidez e para a DQO de 80%. O lodo gerado nesta primeira etapa da eletrocoagulação também foi analisado, quantificando o alumínio (4,1mg kg^{-1}) presente no mesmo. Posteriormente, os experimentos foram conduzidos em uma segunda etapa, com base nos resultados da etapa anterior, os valores das variáveis independentes foram ajustados, para obter os modelos das variáveis respostas e consequentemente alcançar a desejabilidade global do sistema. Desta vez variando a intensidade da corrente (0,01 a 0,7 A) e alterando a rotação (15 a 100 rpm). Assim pode-se determinar a condição ideal para tratamento do efluente de matadouro e frigorífico de suíno por eletrocoagulação, onde a densidade de corrente foi de 15,66 mA cm^{-2} , pH inicial 6,95, distância entre eletrodos de 0,5 cm durante 26 minutos de operação, rotação de 93 rpm e corrente elétrica de 0,47 A, que apresentou remoção média de 71,12%, 87,38% e 98,50% que correspondem a DQO, cor e turbidez, respectivamente. Além destes parâmetros de remoção, também foi quantificada a remoção de Nitrogênio total Kjeldahl (34,17%) e Fósforo Total (99,56%). Essa mesma condição apresentou 3996,96 KWh por metro cúbico tratado de energia elétrica e $4{,}91981 \times 10^{-4}$ g m³ de alumínio, com custo de R$ 2,07 sem impostos e R$ 3,19 com impostos. A eletrocoagulação demonstrou ser um eficiente método de remoção de poluentes oriundo de efluentes de matadouro e frigorífico de suínos, especialmente quando os parâmetros apropriados foram aplicados.

Palavras-chave: planejamento experimental, tratamento de efluente, eletrofloculação.

ABSTRACT

PALOSCHI, Vanessa N. **Slaughterhouse effluent treatment using electrocoagulation: evaluation of operational parameters** 2020. f. Dissertação (Programa de Pós-Graduação em Tecnologias Ambientais), Universidade Tecnológica Federal do Paraná. Medianeira, 2020.

The effluent from swine slaughterhouses, is rich in organic matter and microbial load, requiring adequate treatment to be able to be dumped into a water body. Thus, the objective of this work was to evaluate the best conditions for the treatment of wastewater from swine slaughterhouse, through the application of the electrocoagulation process, determine the energy cost and evaluate the sludge generated by the process. The study was carried out in two stages, where a complete factorial design 2^3 was prepared for each of the stages. In this approach, an electrocoagulation system with a capacity of 1 L was elaborate for batch operation, using aluminum electrodes and a stirring paddle, aiming at removing Color, Turbidity and Chemical Oxygen Demand (COD). Initially, in the planning of the first stage, operating parameters were evaluated in terms of the efficiency of removing the response parameters, where the distance of electrodes was fixed at 5 cm, initial pH of 6.76, temperature of 23ºC and electrolysis time of 5 to 30 minutes, electric current applied from 0,4 to 1,0 A and rotation from 15 to 90 rpm. The results showed a good removal with efficiencies around 97% for Color and Turbidity and 80% for COD. The sludge generated in this first stage of electrocoagulation was also analyzed, quantifying the aluminum (4.1mg kg^{-1}) present in it. Subsequently, the experiments were conducted in a second stage, based on the results of the previous stage, the values of the independent variables were adjusted to obtain the models of the response variables and consequently achieving the overall desirability of the system. This time varying the intensity of the current (0.01 to 0.7 A) and changing the rotation (15 to 100 rpm). Thus, it was possible to determine the ideal condition for treating the swine slaughterhouse effluent by electrocoagulation, where the current density was 15.66mA cm^{-2}, initial pH 6.95, distance between electrodes of 0.5 cm during 26 minutes of operation, rotation of 93 rpm and electric current of 0.47 A, that had an average removal of 71.12%, 87.38% and 98.50% that corresponds to COD, color and turbidity, respectively In addition to these removal parameters, the removal of total Kjeldahl Nitrogen (34.17%) and Total Phosphorus (99.56%) was also quantified. This same condition presented 3996,96 KWh per cubic meter of electricity and $4{,}91981 \times 10^{-4}$ g m³ of aluminum, at a cost of R$ 2.07 excluding taxes and R$ 3.19 with taxes. Electrocoagulation proved to be an efficient method of removing pollutants from swine slaughterhouse effluents, especially when the appropriate parameters have been applied.

Keywords: experimental planning, effluent treatment, electroflocculation.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 – Diagrama esquemático de um equipamento de eletrocoagulação de bancada com dois eletrodos.....10
Figura 2 – Fluxograma da estação de tratamento do efluente da indústria.....14
Figura 3 – Sistema Contínuo de eletrocoagulação.....16
Figura 4 – Eficiência da remoção (%) da primeira etapa.....25
Figura 5 – Influência do Tempo em min (x1), Agitação em RPM (x2) e Corrente A(x3) sobre a remoção de Cor (a), Turbidez (b) e DQO (c) da etapa 1. 29
Figura 6 – Mapa de distribuição de Al trocável, ($cmol_c dm^3$) no Estado do Paraná....35
Figura 7 – Eficiência de remoção (%) da etapa 2.....39
Figura 8 – Influência do Tempo em min (x1), Agitação em RPM (x2) e Corrente A(x3) sobre a remoção de Cor (a), Turbidez (b) e DQO (c) da etapa 2. 43
Figura 9 – Gráficos da superfície de resposta para remoção de Cor. 45
Figura 10 – Gráfico da superfície de resposta para remoção da Turbidez.....45
Figura 11 – Gráfico da superfície de resposta para remoção da DQO. 45
Figura 12 – Gráfico da desejabilidade.....46
Figura 13 – Gráficos da superfície de resposta.....48
Figura 14 – Porcentagem máxima das variáveis respostas em relação ao valor obtido na desejabilidade. 49

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 – Características das águas residuais de diferentes matadouros e frigoríficos. 5
Tabela 2 – Utilização da eletrocoagulação em efluentes de matadouros e frigoríficos 13
Tabela 3 – Análise físico-química para caracterização do efluente.....15
Tabela 4 – Valores reais das variáveis independentes para o DCCR 1.....18
Tabela 5 – Valores reais das variáveis independentes para o DCCR 2.....18
Tabela 6 – Parâmetros físico-químicos dos água resídual da etapa 1.....24
Tabela 7 – Estatística descritiva da remoção (%) de Cor, Turbidez e DQO da etapa 1 25
Tabela 8 – Coeficientes de regressão para remoção da Cor da etapa 1 26
Tabela 9 – Coeficientes de regressão para remoção da Turbidez da etapa 1 27
Tabela 10 – Coeficientes de regressão para remoção de DQO da etapa 1.....27
Tabela 11 – Análise de Variância para a remoção de Cor da etapa 1. 29
Tabela 12 – Análise de Variância para a remoção de Turbidez da etapa 1 29
Tabela 13 – Análise de Variância para a remoção de DQO da etapa 1.....30
Tabela 14 – Média e Desvio Padrão dos Sólidos Totais (ST), Sólidos Voláteis (SV) e Sólidos Fixos (SF) existentes no lodo gerado na eletrocoagulação.....31
Tabela 15 – Resultados da análise de alumínio.....32
Tabela 16 – Interpretação de parâmetros baixo, médio e alto de teores de Al (mg kg^{-1}) no solo 34
Tabela 17– Concentração de alumínio no solo do Estado do Paraná.....34
Tabela 18 – Parâmetros físico-químicos da água residual da etapa 2.....37
Tabela 19 – Valores codificados relacionados às respectivas remoções dos parâmetros respostas.....38
Tabela 20 – Estatística descritiva da remoção (%) de Cor, Turbidez e DQO da etapa 2 39
Tabela 21 – Coeficientes de regressão para as variáveis respostas da remoção da Cor, etapa 2.....40

Tabela 22 – Coeficientes de regressão para as variáveis respostas da remoção de Turbidez, etapa 2 41
Tabela 23 – Coeficientes de regressão para as variáveis respostas da remoção de DQO, etapa 2 41
Tabela 24 – Análise de Variância para a remoção de Cor da etapa 2 44
Tabela 25 – Análise de Variância para a remoção de Turbidez da etapa 2 44
Tabela 26 – Análise de Variância para a remoção de DQO da etapa 2.....44
Tabela 27 – Condições ótimas encontradas na desejabilidade.....47
Tabela 28 – Eficiência da remoção (%) dos parâmetros respostas da condição ótima 48

SUMARIO

LISTA DE FIGURAS viii

SUMARIO xi

1 INTRODUÇÃO 1

2 OBJETIVOS 3

2.1 OBJETIVO GERAL 3

2.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS 3

3 REVISÃO BIBLIOGRAFICA 4

3.1 CARACTERÍSTICAS DAS ÁGUAS RESIDUÁRIAS DE MATADOUROS E FRIGORÍFICOS 4

3.2 IMPACTOS DO EFLUENTE DE FRIGORIFICO SOBRE O ECOSSISTEMA. .. 5

3.3 TRATAMENTO ELETROLÍTICO 7

3.3.1 Princípio e funcionamento 8

3.3.2 Desgaste dos eletrodos 11

3.3.3 O Alumínio e seus resíduos 11

3.4 APLICAÇÃO NO TRATAMENTO DE ÁGUAS RESIDUÁRIAS DE MATADOUROS E FRIGORÍFICOS 13

4 MATERIAIS E MÉTODOS 14

4.1 CARACTERIZAÇÃO DO EFLUENTE 14

4.2 SISTEMA DE TRATAMENTO 15

4.3 SISTEMA DE AGITAÇÃO 16

4.4 PLANEJAMENTO EXPERIMENTAL 17

4.4.2 Caracterização do lodo, Sólidos totais, fixos e voláteis 19

4.4.3 Determinação do alumínio presente no lodo 20

4.5 CUSTO OPERACIONAL DA ELETROCOAGULAÇÃO 20

4.6 DESEJABILIDADE GLOBAL DO SISTEMA 22

4.7 VALIDAÇÃO EXPERIMENTAL 23

5 RESULTADOS E DISCUSSÃO 24

5.1 CARACTERIZAÇÃO DO EFLUENTE BRUTO UTILIZADO NO PRIMEIRO PLANEJAMENTO 24

5.2 EFICIÊNCIA DE REMOÇÃO DA ETAPA 1 24

5.2.1 Otimização do processo de eletrocoagulação da etapa 1. 26

5.3 SÓLIDOS TOTAIS, FIXOS E VOLATEIS DO LODO GERADO 30

5.4 ALUMÍNIO RESIDUAL 32

5.5 CARACTERIZAÇÃO DO EFLUENTE BRUTO UTILIZADO NO SEGUNDO PLANEJAMENTO 37

5.6 EFICIÊNCIA DE REMOÇÃO DA ETAPA 2 38

5.6.1 Otimização do processo de eletrocoagulação da etapa 2 40

5.7 CONDIÇÕES ÓTIMAS DE OPERAÇÃO DO REATOR DE ELETROCOAGULAÇÃO 46

5.8 ENSAIO DE VALIDAÇÃO DAS CONDIÇÕES ÓTIMAS 48

5.9 CUSTOS OPERACIONAIS DA ELETROCOAGULAÇÃO 50

6 CONCLUSÃO 51

REFERÊNCIAS 52

1 INTRODUÇÃO

A poluição das águas por efluentes industriais tem acarretado preocupação há algum tempo. As indústrias utilizam os recursos hídricos em suas diversas atividades, consequentemente gerando efluentes que devem ser tratados, para que posteriormente possam ser liberados em corpos receptores. Assim, a grande maioria das indústrias possui estações de tratamento de efluentes (GIL & FIORI, 2013).

As águas residuárias apresentam características de acordo com o processo industrial utilizado, para tanto, cada indústria deve analisar o tratamento empregado separadamente de acordo com o seu efluente (CRESPILHO & REZENDE, 2004).

Após serem tratados são liberados em corpos receptores, devendo atender a legislação onde se determinam os padrões de lançamento de efluentes, de acordo com as respectivas classes (CONAMA, 2005).

Os abatedouros e processamentos de carnes também produzem grandes volumes de águas residuais, devido ao abate dos animais, limpeza das instalações do abatedouro e processamento da carne. Este setor faz parte de uma grande indústria muito comum a diversos países do mundo, onde a carne é parte importante da dieta (BUSSTILLO-LECOMPETE; MEHRVAR, 2015).

No Brasil para este setor, destacam-se, as carnes bovina, suína e de frango, que de acordo com dados do Departamento de Agricultura dos Estados Unidos (USDA), o Brasil posicionou-se no ano de 2016, como o segundo maior produtor de carne bovina mundial, com 16,3% do total produzido, e em quarto lugar como maior produtor mundial de carne suína com 3,3% e na produção da carne de frango o Brasil ocupa a segunda colocação no ranking mundial, com 15,1% (DA SILVA et al., 2020).

Diversas são as alternativas para tratamento destes efluentes, no Brasil comumente utilizam-se os sistemas de lagoas, estas ocupam demasiadas áreas e podem gerar mau odor, causando desconforto para o convívio nas adjacências. A eletrocoagulação vem como uma alternativa, pois este sistema utiliza uma pequena área para tratar um grande volume de águas residuárias e não gera gases causando incômodos (ORSSATTO, 2017).

Por meio da eletrocoagulação pode-se fazer o tratamento destes efluentes, removendo espécies coloidais da água. Este tratamento vem sendo estudado e

aplicado em vários tipos de águas residuais, alcançando uma alta eficiência. Dentre estes, é possível citar o tratamento de águas residuais de lixiviados de aterros, águas residuais alimentares e proteicas, águas residuais de fábricas de pasta e papel, águas residuais têxteis, águas residuais salinas, águas residuais com flúor, águas residuais contendo corantes, nitratos e águas residuais portadoras de arsênico (OZIONAR & KARAGOZOGLU, 2011).

Para realizar o tratamento destes efluentes com a eletrocoagulção, eletrodos são inseridos na água residual a ser tratada. Aplica-se uma corrente elétrica nestes eletrodos e através deles cria-se um campo elétrico e faz com que a eletrólise da água e a dissolução do ânodo sacrificial formem um coagulante. Os coagulantes são assim eletrogerados “in situ” e de maneira contínua durante a aplicação do processo, para a desestabilização de materiais suspensos e coloidais, formando flocos que podem ser removidos por decantação ou flotação, em função da massa e estabilidade do floco (STAICU, 2015 ; MOUSSA et al., 2017).

Devido à sua comprovada capacidade para remover poluentes de forma eficaz e sem gastos exorbitantes para uma variedade extremamente diversificada de efluentes, por apresentar uma taxa de reação rápida, juntamente com a sua simplicidade de confecção e operação, a eletrocoagulação vem sendo aplicada e estudada de forma que seu processo seja cada vez mais otimizado em favor de se minimizarem o consumo de energia e maximizadas as taxas de remoção de poluentes (PALAHOUANE et al., 2015).

As aplicações da eletrocoagulação são diversas e estão em constante desenvolvimento, principalmente nas áreas de remoção de contaminantes e fenômenos de superfície com o uso de eletrodos inertes, caracterizada pela utilização de eletrodos de sacrifício (alumínio) com outros eletrodos mais resistentes à corrosão. Em relação à técnica de eletrocoagulação, evidencia-se a versatilidade para a remoção de diferentes tipos de contaminantes e a capacidade de integração com outros processos (FERNANDES et al., 2019).

Assim foi desenvolvido um experimento, com objetivo de otimizar as condições ideais para tratamento do efluente de matadouro e frigorifico de suínos utilizando a técnica de eletrocoagulação, bem como determinar o custo energético e avaliar o lodo gerado pelo processo.

2 OBJETIVOS

2.1 OBJETIVO GERAL

- Avaliar as melhores condições operacionais do sistema de tratamento das águas residuárias de matadouro e frigorífico de suínos aplicando a técnica de eletrocoagulação.

2.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS

- Otimizar as variáveis independentes, como a corrente elétrica, tempo de eletrólise e velocidade de agitação;
- Avaliar a remoção de demanda química de oxigênio, turbidez e cor;
- Avaliar a concentração de alumínio residual no lodo gerado;
- Obter um modelo matemático válido para os parâmetros estudados;
- Determinar os custos de gasto de energia e consumo dos eletrodos por m^3 de efluente tratado por eletrólise.

3 REVISÃO BIBLIOGRAFICA

3.1 CARACTERÍSTICAS DAS ÁGUAS RESIDUÁRIAS DE MATADOUROS E FRIGORÍFICOS

Nos abatedouros de suíno é intensa a utilização de água em seus diversos setores, como na primeira e segunda lavagem pré-abate, lavagem pré-escaldagem, lavagem de carcaças, dentre todos os outros processos de lavagem das pocilgas e materias utilizados (KRIEGER, 2007).

Os resíduos provenientes do abate geralmente são: esterco de currais, vômitos, conteúdo estomacal, intestinal e resíduos do tanque de purificação de gorduras. Tem-se também os resíduos gerados fora do processamento do abatedouro que são o lixo comum, esgotos sanitários e o lodo do sistema de tratamento da água industrial (SCARASSAT et al., 2003).

Os efluentes gerados em um abatedouro, contém grandes quantidades de demanda bioquímica de oxigênio (DBO), demanda química de oxigênio (DQO), carbono orgânico total (COT), nitrogênio total (NT), fósforo total (PT) e total de sólidos em suspensão (SST). O seu pH é variável devido ao uso de agentes de limpeza ácidos e alcalinos. Sendo assim, conferem um odor desagradável, pois toda essa matéria orgânica entra em um rápido processo de decomposição (PACHECO, 2008).

Mas essa variedade de efluente é considerada prejudicial, devido à sua complexa composição de gorduras, proteínas e fibras, além da presença de orgânicos, nutrientes, microrganismos patogênicos e não patogênicos, detergentes e desinfetantes usados para atividades de limpeza e produtos farmacêuticos para uso veterinário. Portanto, o tratamento e o descarte de águas residuais de matadouros e frigoríficos de carnes são uma necessidade econômica e de saúde pública (BUSTILLO-LECOMPTE et al., 2016).

Na Tabela 1 estão representados alguns trabalhos onde os autores descrevem as características das águas residuais de diferentes matadouros e frigoríficos.

Tabela 1 – Características das águas residuais de diferentes matadouros e frigoríficos.

Referência	Elfuente	Características
AHMADIAN et al. (2012)	Matadouro	pH de 7,1 ± 0,3, DBO5 2.060 ± 429 mg L^{-1}, DQO 2.770 ± 537mg L^{-1}, SST de 3.130 ± 541mg L^{-1} e NT 101 ± 26 mg L^{-1}
AWANG et al. (2011)	Matadouro de suíno	pH 7.84, Cor 120 Pt-Co, DBO5 940mg L^{-1}, DQO 970 mg L^{-1}, Turbidez 156 FAU e SST 120 mg L^{-1}.
ÜN et al. (2009)	Matadouro de bovino	pH 7,8, DQO 4.200mg L^{-1},340 NTU, 2 m S cm – 1.
OZYONAR & KARAGOZOGLU (2014)	Matadouro de bovino	pH entre 6,72 e 7,27 mg L^{-1}, DQO 3.337 à 4.150 mg L^{-1}, SST 1.950 à 2.640 mg L^{-1}, 275 à 376 mL^{-1}graxa/óleo, CE 1.616 à 2.270 mS/cme, Turbidez 265 à 356 NTU.
DAVARNEJAD & NASIRI (2017)	Matadouro de frango	pH 6.27, DQO 2.932 mg L^{-1}, SST 1.872 mg L^{-1}
CHOLLOM et al. (2019)	Matadouro de suíno	pH 6,9, DQO 4326.3 mg L^{-1}, NTK 83,4 mg L^{-1}. SST 2352.4 mg L^{-1}.

Fonte: Autoria própria (2020).

3.2 IMPACTOS DO EFLUENTE DE FRIGORIFICO SOBRE O ECOSSISTEMA.

O abate de suínos, assim como de outras espécies de animais, é realizado para obtenção de carne e de seus derivados, destinados ao consumo humano, este processo é regulado por normas sanitárias destinadas a dar segurança alimentar aos seus consumidores (PACHECO, 2006).

A forma como estes matadouros e frigoríficos despejam seus resíduos no ambiente tem influência direta para os três meios que o compõem (físico, biótico e socioeconômico) acarretando danos muitas vezes irreparáveis para as comunidades em seu entorno (DA SILVA et. al.,2019).

Assim como em várias indústrias alimentícias, os aspectos e os impactos ambientais gerados pela atividade de frigoríficos e abatedouros estão relacionados com o alto consumo de água, a geração de resíduos sólidos, efluentes líquidos com alta carga poluidora e emissões gasosas oriundos de diversas etapas do processo produtivo (SCHENINI E ROSA, 2014).

A indústria de processamento de carne consome 29% do total de água doce utilizada pelo setor agrícola em todo o mundo e o número de instalações de matadouros vem aumentando, o que resulta em um maior volume de efluentes gerados, seu descarte inadequado é uma das razoes para a desoxigenação dos rios e poluição das aguas subterrâneas. Os frigoríficos, tem suas atividades caracterizadas como sendo de alto risco para o meio ambiente, podendo gerar impactos ambientais relacionados ao ar, água e solo (LECOMPTE & MEHRVAR, 2016; LOREZENTTI & ROSSATO, 2010).

A descarga do efluente bruto em corpos d'água influencia na qualidade da água, pois causa redução do oxigênio dissolvido (OD), o que pode levar a morte da vida aquática. Os macronutrientes, como nitrogênio e fósforo, presentes no efluente, podem causar eutrofização. Estes nutrientes desencadeia um crescimento excessivo de algas e subsequente decomposição. Desta forma a mineralização das algas pode levar a degradação da vida aquática em razão do esgotamento dos níveis de OD. O efluente pode conter compostos como cromo e amônia não ionizada que são tóxicos para a vida aquática, além da adição de surfactantes devido aos processos de limpeza, onde são os principais componentes dos detergentes, que podem causar mudanças de curto e longo prazo. Pode existir microrganismos patogénicos capazes de promover fenómenos de bioacumulação que, além de prejudicial para a fauna aquática, pode ser diretamente prejudicial ao homem (LECOMPTE & MEHRVAR, 2016).

Para que se possa preservar a qualidade da água no país, estes efluentes devem atender Resolução CONAMA nº 357 de 2005, que dispõe sobre a classificação dos corpos hídricos (águas doces, salinas, salobras), enquadramento das águas superficiais (classe especial, classe 1, classe 2, classe3, classe 4) e os padrões de lançamentos de efluente a Resolução nº 430 de 2011 do CONAMA onde prevê em seu Art. 3º que os efluentes de qualquer fonte poluidora somente poderão ser lançados diretamente nos corpos hídricos receptores após o devido tratamento e

desde que obedeçam as condições, padrões e exigências dispostos nesta resolução e em outras normas aplicáveis.

3.3 TRATAMENTO ELETROLÍTICO

O processo eletrolítico por tratamentos físico-químicos está sendo uma alternativa que amplia as capacidades dos tratamentos tradicionais, pois utiliza os mesmos fundamentos básicos de coagulação e floculação, além disso, potencializa o método pela geração de oxigênio e hidrogênio nas reações de eletrólise, um fluxo ascendente de bolhas é formado que interage com o efluente e facilita a floculação e a flotação dos poluentes (FORNARI, 2008). Este processo pode ter diversos nomes associados, dentre os mais frequentemente utilizados estão a eletrocoagulação, eletrofloculação e eletroflotação (HOLT et al., 2002).

Em 1888, na Inglaterra, segundo Hemkemeier (2001), foi desenvolvido por Leeds o processo de separação eletrolítica e em 1889 aplicado para tratar esgotos com aplicação da água do mar. Elmore, em 1904, patenteou a aplicação da eletrolise com objetivo de recuperar minerais valiosos das águas resíduais de extração e beneficiamento destes (COMETTI et al., 2015).

Atualmente o tratamento eletrolítico tem se mostrado uma técnica com baixo impacto ambiental, pela utilização de elétrons como reagente e pela baixa geração de resíduo. A baixa geração de lodo residual também é uma vantagem em relação a um tratamento biológico, neste sentido, Gili (2015) constatou que o tratamento eletrolítico gera cerca de 30% de lodo em comparação ao processo de lodos ativados.

A eletrocoagulação de tratamento de água e efluente industriais está tendo um importante papel, devido a sua versatilidade no modo operacional, como na eficiência de remoção de contaminantes. Dentre as tecnologias relacionadas à eletrocoagulação, a que mais se destacaram foram as de tratamento de águas residuais e da modificação do ânodo e/ou do cátodo (CRESPILHO & REZENDE, 2004; FERNANDES et al., 2019).

3.3.1 Princípio e funcionamento.

A eletrocoagulação envolve muitos fenômenos químicos e físicos onde ocorre o processo que desgastam os eletrodos para fornecer íons para o fluxo de águas residuais. Os íons de coagulação são produzidos 'in situ' pela dissolução de metal do ânodo com formação simultânea de íons hidroxila e gás hidrogênio no cátodo. Esse processo produz os hidróxidos e/ ou poli-hidróxidos de alumínio ou ferro. O gás gerado também ajuda a flutuar as partículas floculadas na superfície da água (MORENO-CASILLAS et al., 2007).

Esse processo pode ocorrer em três etapas: formação de coagulantes por oxidação eletrolítica do eletrodo de sacrifício, desestabilização das suspensões e emulsões de contaminantes, agregação das fases desestabilizadas e formação de flocos (MOLLAH et al., 2004).

Quando se usa eletrodos de sacrifício de alumínio, este é carregado positivamente e reage com partículas de cargas negativas, esse fenômeno ocorre com baixas concentrações de alumínio. Um importante resultado da hidrólise é que gere o hidróxido de alumínio ($Al(OH)_3$) sendo este composto o principal responsável por remover as impurezas do efluente. Crespilho & Rezende (2004), descrevem as etapas da hidrólise onde a Equação 1 representa a oxidação do alumínio sólido (Reação Anódica), a Equação 2 refere-se à solvatação do cátion formado, a Equação 3 demonstra as formações do agente coagulante e a Equação 4 é sobre as reações secundárias.

$$Al \rightarrow Al^{3+} + 3e^- \quad (1)$$

$$Al^{3+} + 6H_2O \rightarrow Al(H_2O)_6^{3+} \quad (2)$$

$$Al(H_2O)_6^{3+} \rightarrow Al(OH)_3(s) + 3H^+ \quad (3)$$

$$nAl(OH)_3 \rightarrow Al_n\,(OH)_{3n}\,(s) \quad (4)$$

As reações secundárias podem formar vários complexos de alumínio e estes podem configurar uma característica gelatinosa ao meio. Os complexos removem os contaminantes através da adsorção das partículas, formando assim os flocos (CRESPILHO & REZENDE, 2004).

A eletrocoagulação gera microbolhas de gases (H_2 e O_2), formadas na superfície dos eletrodos. Quando estes gases entram em contato com os compostos particulados os deslocam para a superfície, que posteriormente são removidos. Portanto formam microbolhas de hidrogênio, conforme a reação da Equação 5 e no anodo conforme a Equação 6.

$$2H_2O_{(l)} + 2e^- \rightarrow H_{2(g)} + 2OH^-_{(aq)} \quad (5)$$

$$2H_2O_{(l)} \rightarrow 4H^+_{(aq)} + O_{2(g)} + 4e^- \quad (6)$$

Na eletrocoagulação, os complexos de hidróxido de alumínio que removem as partículas coloidais podem ser removidos por decantação, flotação ou filtração.

Os flocos formados resultam da hidrólise do alumínio no qual depende do pH e da concentração de íons Al^{3+}, estes são transportados e entram em contato com as impurezas ocorrendo a floculação. Tem de se ter um cuidado com o sistema coloidal do tipo do efluente a ser tratado, para assim ter um melhor controle nesta etapa.

Através do movimento browniano as partículas coloidais se aproximam, ocorrendo a interação entre as camadas difusas, que leva a repulsão pela força eletrostática entre elas (CRESPILHO; REZENDE, 2004).

Na Figura 1 é possível observar como ocorre a eletrocoagulação em um reator de bancada.

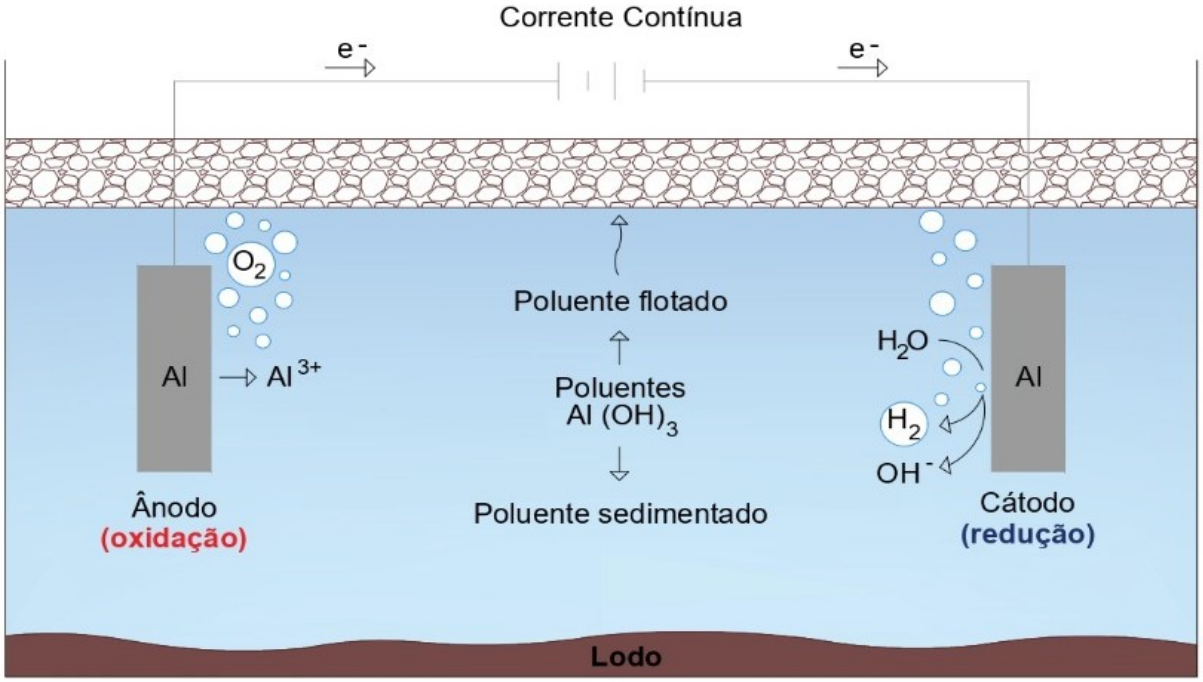


Figura 1 – Diagrama esquemático de um equipamento de eletrocoagulação de bancada com dois eletrodos.
Fonte: Autoria própria (2020).

A eletrofloculação conta com algumas vantagens quando comparadas com as formas tradicionais dos tratamentos de efluentes pois ela requer equipamento simples e de fácil operação, onde a corrente e o potencial aplicado podem ser medidos e monitorados de maneira automatizada. Na liberação do agente coagulante tem-se um maior controle comparado com os processos físico-químicos convencionais. Os flocos formados são semelhantes aos flocos formados com agentes químicos, mas são mais estáveis e podem ser removidos por filtração. Consegue remover as partículas coloidais menores, pois o campo elétrico aplicado promove mais rapidamente o contato entre elas, facilitando a coagulação. Evita usos de produtos químicos, não tendo problemas de neutralizar o excesso de produtos químicos e assim evitando poluição secundária causada por substâncias químicas adicionadas em concentração elevada. As bolhas de gás produzidas durante a eletrólise podem levar o contaminante ao topo da solução, onde pode ser concentrado e removido mais facilmente, por flotação. Os processos eletrolíticos na célula EF são controlados eletricamente, sem outros acessórios, requerendo assim menos manutenção e esta técnica pode ser utilizada em áreas rurais, mesmo se não houver eletricidade, uma

vez que um painel solar ligado à unidade pode ser suficiente para realizar o processo. Mas esta técnica também possui suas desvantagens pois os eletrodos sofrem oxidação e precisam ser substituídos regularmente. Dependendo do lugar o custo da utilização da eletricidade pode ser caro. Um filme de óxido impermeável pode ser formado sobre cátodo, causando à perda de eficiência da unidade de EF e é necessário que o efluente possua alta condutividade (MOLLAH et al., 2001).

3.3.2 Desgaste dos eletrodos.

O consumo de elétrons segundo a Lei de Faraday é associado a quantidade total de substâncias reagentes. Atrelado a este fato esta o desgaste do eletrodo ou corrosão no processo de geração do agente coagulante. Isto significa que a geração de alumínio em solução está intimamente relacionada a carga, e esta, pode ser controlada pela corrente aplicada. Assim, a corrente medida por um multímetro no processo de eletrocoagulação é, a princípio, proporcional à quantidade de alumínio carregado gerado em solução (MENESES et al., 2012).

Através de cálculos matemáticos sabe-se a quantidade de íons do metal necessária para que se tenha a coagulação das impurezas, é exequível estabelecer a corrente a ser aplicada para um intervalo de tempo pré-determinado, e a área dos eletrodos que estarão envolvidos no processo da eletrólise para que haja uma expectativa desejada de vida útil desses eletrodos (CRESPILHO & REZENDE, 2004).

3.3.3 O Alumínio e seus resíduos.

O alumínio é um metal acinzentado, dúctil, maleável. Em temperatura ambiente é sólido e está naturalmente presente na crosta terrestre. O alumínio e seus compostos compreendem cerca de 8% da superfície da terra, e é um dos elementos

mais reativos (IPCS, 1997). Seu número atômico é 13, e peso molecular de 26,98 (MONDOLFO, 1976).

Ocorre na natureza na forma de silicatos, óxidos e hidróxidos, combinado com outros elementos como sódio ou flúor, ou formando complexos com matéria orgânica. Na maioria das vezes é através dos processos naturais que ocorre a redistribuição do alumínio no meio ambiente (KREWSKI et al., 2007).

Não é possível encontrá-lo em estado de metal livre, devido à sua reatividade. Possui apenas um estado de oxidação na natureza (Al^{3+}), e seu transporte e distribuição dependerá das características ambientais (IPCS, 1997).

Os primórdios de sua manipulação e aplicação industrial iniciaram há mais de cem anos e a partir daí tem se utilizado em diversos usos industriais, mas também suas implicações à saúde e ambientais vem sendo questionados (HACHEZ-LEROY, 2013). A sua intensa utilização acabou por aumentar a carga corporal de alumínio nos seres humanos. Achados epidemiológicos e experimentais indicam que o alumínio não é tão inofensivo quanto se pensava, e que ele pode favorecer para o desenvolvimento e o avanço da doença de Alzheimer (BONDY, 2016).

Entretanto o alumínio é 100% reciclável e à medida que mais empresas buscam inovações de economia de energia em seus produtos e mecanismos de fabricação, fazendo com que cresça a indústria do alumínio (ALUMINUM ASSOCIATION, 2020).

Devido a estes fatores, estudar o alumínio é importante porque além de ser ubíquo no ambiente e em nosso corpo, será possível identificar onde este metal de fato é precursor de danos à saúde (EXLEY, 2001).

Ma & Gang (2016), ao analisar o lodo coletado do fundo do eletrocoagulador, mostrou que a concentração dos elementos Al e Fe no lodo foram maiores do que no efluente filtrado.

Drogui (2009), destaca que a eletrofloculação foi eficaz para remoção da maioria dos compostos orgânicos observados. Para análise da lama ou lodo foi realizada a desidratação da mesma. Constatou teores relativamente altos de alumínio (163 g kg^{-1} de Al) medido para lodo metálico desidratado. Além disso, teor de carbono de 20%, nitrogênio de 1,0% e enxofre de 0,56% foram medidos. Considerou-se que a composição do lodo não é perigosa e poderia ser descartado como sólidos em aterros sanitários de acordo a legislação do país de origem destas análises.

3.4 APLICAÇÃO NO TRATAMENTO DE ÁGUAS RESIDUÁRIAS DE MATADOUROS E FRIGORÍFICOS

Na Tabela 2 estão representados alguns trabalhos em que os autores utilizaram a eletrocoagulação para remoção de poluentes em diferentes tipos efluentes de matadouros e ou frigoríficos.

Tabela 2 – Utilização da eletrocoagulação em efluentes de matadouros e frigoríficos

Referências	Efluente	Eletrodo	TDH, volume e densidade de corrente ou corrente	Parâmetros analisados e remoção
Bayar (2014)	Frigorífico de aves	Alumínio	20 min 850ml 1A cm^2	85% DQO
Bayramoglu (2006)	Frigorífico de aves	Alumínio e Ferro	25min, 250ml e 150 A m^{-2}	DQO 93% Óleo e graxas 98%
Bayar (2011)	Frigorífico de aves	Alumínio	30min, 850ml e 1,0 mA cm^{-2}	85% DQO 98% Turbidez
Bazrafshan et al. (2012)	Matadouro de bovinos	Alumínio e cloreto de polialumínio	60 min, 2L e 40 Volts	99% DQO
Simas et al. (2018)	Matadouro de suínos	Ferro e Alumínio	60 min, 1,9L e 44 mA cm^{-2}	99,99% de Escherichia coli
Eryuruk et al. (2011)	Matadouro de bovinos	Ferro e adição de polielétrolitos	90 min, 800ml e 40mA cm^2	DQO de 72%
Asselyn et al. (2008)	Matadouro	Aço carbono e alumínio	60 min 1,7L e 0,3 A	DBO 86 ± 2% Óleos e graxas 99 ± 1%
Bui (2018)	Matadouro de suíno	Ferro	30 min, 4L e 130 Acm^2	DQO de 97,3%

Fonte: Autoria própria (2020).

4 MATERIAIS E MÉTODOS

4.1 CARACTERIZAÇÃO DO EFLUENTE

Para realização deste estudo utilizou-se o efluente de um matadouro e frigorífico de suínos localizado na região Oeste do Paraná. A empresa abate cerca de 6.500 animais e produz uma vazão de 5.200m³ de efluente por dia.

Na Figura 2, observa-se o fluxograma ilustrativo da estação de tratamento do efluente do matadouro e frigorífico.

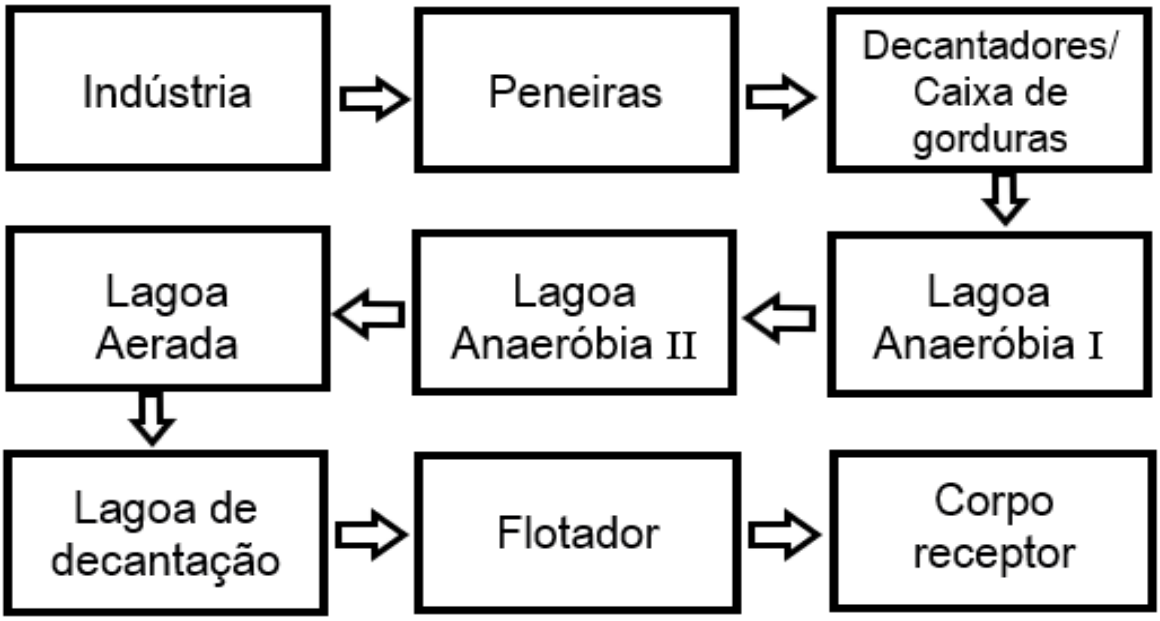


Figura 2 – Fluxograma da estação de tratamento do efluente da indústria.
Fonte: Autoria própria (2020).

O efluente utilizado para os ensaios de eletrocoagulação foi coletado durante um período de 12 horas, onde de hora em hora coletava-se 4,16 L, sendo todas as coletas despejadas em um mesmo recipiente plástico, obtendo a quantidade final de 50 L, correu desta forma para buscar uma melhor representatividade do efluente durante um dia de operação da indústria. Foi realizada a coleta duas vezes, uma para

cada etapa desenvolvida, sendo efetuadas em um único ponto após a saída dos decantadores/caixa de gordura, posteriormente o efluente coletado foi caracterizado de acordo com os parâmetros apresentados na Tabela 3.

Tabela 3 – Análise físico-química para caracterização do efluente

Parâmetro	Unidade	Métodos	Protocolo APHA (2012)
Condutividade	mS cm^{-1}	Condutivímetro	2510 B
Cor	UC	Espectrometria	2120 B
Demanda química de oxigênio	mg L^{-1}	Colorimétrico	5220 D
Nitrogênio Total Kjeldahl	mg L^{-1}	Kjeldahl	4500- N_{org} B
Fósforo Total	mg L^{-1}	Ácido Ascórbico	4500- P E
pH	-	Potenciométrico	4500 – H^+ B
Turbidez	UNT	Nefelométrico	2130 B

Fonte: Autoria própria (2020).

4.2 SISTEMA DE TRATAMENTO

Para a construção do reator batelada de bancada utilizou-se um copo béquer de 1 L. Os eletrodos utilizados foram confeccionados de chapas de alumínio com as dimensões de 7 cm de comprimento por 5 cm de largura, com uma área total de 35cm² e dispostos a uma distância de 5 cm, esta distância se dá devido ao diâmetro do copo béquer onde ficam alocados. Os eletrodos foram presos a um suporte de metal isolado por um isolante plástico que fixava a sua posição, este suporte ficou posicionado na borda do béquer.

Adicionou-se ao béquer 800 mL do efluente e submergiram-se os eletrodos ao efluente, onde estes passaram a ter uma área de superfície de contato de 30cm^2.

A pá agitadora foi colocada no sistema com sua haste entre os eletrodos ficando ao fundo do béquer. Para fornecimento de energia aos eletrodos utilizou-se uma fonte de corrente contínua (Fonte de alimentação Modelo FA-3050, Marca: *Instrutherm*). A Figura 3 ilustra o sistema descrito.

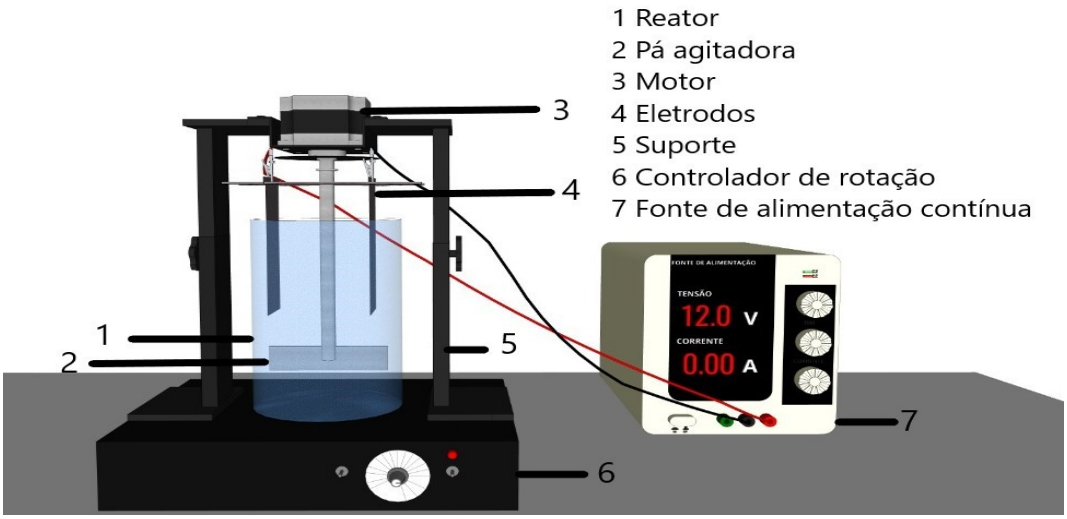


Figura 3 – Sistema Contínuo de eletrocoagulação.
Fonte: Autoria própria (2020).

Após cada ensaio, o copo béquer permaneceu em repouso por 5 minutos, para após realizar a coleta da água residuária, onde a mesma, foi coletada através de uma mangueira por sucção, para que o lodo formado na superfície não se mistura-se ao meio e armazenada em recipientes plásticos que foram refrigerados para posteriormente proceder as análises físico-químicas.

4.3 SISTEMA DE AGITAÇÃO

Construiu-se, um equipamento com a capacidade de fazer a agitação do efluente durante o processo de eletrocoagulação.

Faz parte deste equipamento um motor de precisão chamado de motor de passo, que permite com precisão definir a rotação a qual será trabalhada. Possui um circuito eletroeletrônico que tem a finalidade de promover a rotação deste motor, com uma sequência de pulsos devidamente controlados que permite através de uma chave seletora de funções e um potenciômetro, aumentar ou diminuir a referência de velocidade e assim, pode-se criar as graduações necessárias para as velocidades específicas do projeto. Este equipamento também possui uma pá de agitação presa a uma haste móvel a qual é afixada no eixo do motor.

Tanto o motor quanto a haste são de fácil remoção da estrutura que os prende, a fim de colocar ou retirar o recipiente béquer do equipamento, podendo assim ser feito a manutenção ou higienização. A pá agitadora possui dimensões de 9 cm de comprimento e 3 cm de altura e a haste de 16 cm de altura, sendo constituída de material plástico para não ocorrer interferência durante o processo de eletrocoagulação. Este equipamento tanto pode trabalhar em 110 v ou 220 v através de uma chave seletora.

A rotação pode ser definida e fica compreendida entre 10 a 120 rpm conforme as necessidades dos testes envolvidos, uma vez definida a velocidade permanece constante.

4.4 PLANEJAMENTO EXPERIMENTAL

O Delineamento composto central rotacional (DCCR), foi utilizado como ferramenta para o planejamento experimental deste estudo, sendo um fatorial completo 2^3 com 6 pontos axiais e 3 repetições no ponto central, sendo 17 experimentos realizados em duplicata, totalizando 34 ensaios. As variáveis independentes escolhidas para o tratamento foram o tempo da eletrolise (min), rotação (RPM) e a corrente elétrica (A). E considerou-se para as variáveis repostas a remoção média de turbidez (T), cor (C) e demanda química de oxigênio (DQO). Os testes demonstraram que não houve a necessidade de adição de cloreto de sódio, demonstrando assim que o efluente possui condutividade elétrica necessária para que ocorresse a eletrocoagulação.

Os valores das variáveis respostas foram analisados no software Statistica® 11 (Copyright 1984-2007 by Statsoft, Inc) em relação à modelagem empírica, sendo considerados significativos os parâmetros com p – valores menores que 5%. A temperatura dos ensaios foi de aproximadamente 23°C conforme o clima ambiente. Para a execução do DCCR 1 foram definidos os valores reais conforme a Tabela 4.

Tabela 4 – Valores reais das variáveis independentes para o DCCR 1

Níveis	TDH (min)	Rotação (RPM)	Corrente (A)
-1,68	5’	15	0,4
-1	10’04’’	30	0,52
0	17’30’’	52,5	0,7
1	24,56’’	74,82	0,88
1,68	30’	90	1,0

Fonte: Autoria própria (2020).

O DCCR 1 foi um teste preliminar para entender o efeito das variáveis independentes sobre as variáveis dependentes e/ou variáveis respostas. Assim com base nestes resultados definiu-se a faixa para os ensaios do DCCR 2.

4.4.1 Etapa 2 (DCCR 2)

Visando a melhoria das condições da técnica de eletrocoagulação para as faixas pré-determinados, seguiu-se para uma segunda etapa em um DCCR 2^3, com 4 repetições no ponto central, com 18 ensaios ou corridas experimentais, realizados em duplicata, totalizando 36 ensaios. Definiu-se os valores dos níveis das variáveis independentes conforme os efeitos avaliados na primeira etapa. A temperatura da água residual foi de aproximadamente 17°C.

Na Tabela 5 estão representados os valores reais relacionados aos seus respectivos níveis utilizados para aplicabilidade deste estudo.

Tabela 5 – Valores reais das variáveis independentes para o DCCR 2

Níveis	TDH (min)	Rotação (RPM)	Corrente (A)
-1,68	5’	15	0,01
-1	10’04’’	32	0,15
0	17’30’’	57,5	0,35
1	24,56’’	83	0,55
1,68	30’	100	0,7

Fonte: Autoria própria (2020).

Com base nos resultados, foi possível calcular os efeitos das variáveis, os respectivos erros e a análise de variância (ANOVA) para verificar a qualidade do ajuste

do modelo obtido, o qual relacionou a variável-resposta às variáveis independentes testadas, assim como o efeito entre estas. A representação gráfica deste modelo constituiu um gráfico de superfície, que auxiliou na determinação da região ótima de operação do sistema.

A análise de regressão dos dados obtidos com DCCR possibilitou os ajustes dos parâmetros de modelos quadráticos das variáveis-resposta em função dos fatores estudados e suas interações. A Equação 7 representa um modelo geral a ser obtido, sendo que os parâmetros β foram ajustados mediante análise de regressão.

$$Y_i = \beta_0 + \beta_1 x_{i1} + \beta_2 x_{i2} + \beta_3 x_{i3} + \beta_{11} x^2_{i1} + \beta_{22} x^2_{i2} + \beta_{33} x^2_{i3} + \beta_{12} x_{i1} x_{i2} + \beta_{13} x_{i1} x_{i3} + \beta_{23} x_{i2} x_{i3} + \varepsilon_i \quad (7)$$

Sendo, Y_i a variável dependente, β os coeficientes de regressão, X_{i1}, X_{i2} e X_{i3} os níveis das variáveis independentes e εi o erro do modelo.

4.4.2 Caracterização do lodo, Sólidos totais, fixos e voláteis

Para a determinação dos sólidos seguiu-se a metodologia descrita no STANDARD methods for the examination of water and wastewater (APHA, 2012). Para cada ensaio, foi coletada a água residuária do reator utilizando uma mangueira para sugar somente o efluente tratado e armazenado separadamente, em seguida o lodo que ficou ao fundo do béquer foi coletado e armazenados em recipientes plásticos devidamente identificados e congelados para posteriormente realizar o processo de pesagem da massa seca do lodo.

4.4.3 Determinação do alumínio presente no lodo

Para determinação da concentração de alumínio no sedimento, foi utilizada metodologia descrita pelos padrões descritos no Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater (APHA, 2012). Para quantificar o alumínio para digestão por via úmida e após as amostras foram diluídas e filtradas para que posteriormente realizar a leitura das amostras em Espectrômetro de Absorção Atômica (APHA, 3111 D).

4.5 CUSTO OPERACIONAL DA ELETROCOAGULAÇÃO

Este trabalho foi realizado em escala de bancada e considerou-se os principais custos envolvidos no processo de eletrocoagulação, sendo os parâmetros de consumo de energia elétrica e desgaste dos eletrodos de alumínio para calcular o custo do processo. Para calcular o consumo de energia elétrica utilizou-se a Equação 8:

$$Ce = U \cdot i \cdot t / v \qquad (8)$$

Onde:
CE: consumo de energia (Wh m^{-3});
U: diferencial aplicado no sistema (V);
i: corrente elétrica aplicada (A);
t: tempo de aplicação (h);
V: volume do efluente tratado(m^3);

Pode-se quantificar a massa do eletrodo (Mecl) por volume, durante a eletrocoagulação da seguinte forma, como demonstrado na Equação 9:

$$Mcel = (i . t . M) / (F . n) \quad (9)$$

Onde:

Mcel: massa consumida do eletrodo por volume (Kg m^{-3});

i: corrente elétrica aplicada (A);

t: tempo de aplicação (s);

M: massa molar do elemento predominante do eletrodo (26,98g mol^{-1});

F constante de Faraday (96. 485,3329 s A mol^{-1})

n: número de elétrons envolvidos na reação de oxidação do anodo (3);

Os custos da operação podem ser calculados utilizando os valores da massa do eletrodo e do consumo de energia elétrica, utilizando a Equação 10:

$$Co = \alpha Ce + \beta Mcel \quad (10)$$

Onde:

Co: consumo de operação (R$ m^{-3});

α: custo de energia elétrica (R$ 0,51761 kWh^{-1} COPEL, 2019)

Ce: consumo de energia (kWh m^{-3})

β: custo mássico do alumínio (R$7,88 kg^{-1} LME, 2020)

Mcel: Massa de alumínio consumida (Kg m^{-3})

4.6 DESEJABILIDADE GLOBAL DO SISTEMA

A metodologia de otimização simultânea foi proposta por Derringer e Suich (1980). É um método de multicritério adequado para avaliar um conjunto de respostas simultaneamente, e possibilita a determinação do conjunto de condições mais desejável para as propriedades estudadas (VAN GYSEGHEM et al., 2004).

Este método se baseia na definição de uma função de desejabilidade para cada resposta com valores restritos ao intervalo [0,1], onde zero significa um valor inaceitável, e um o valor mais desejável.

Utiliza-se A como o valor alvo ótimo, situado em algum ponto dentro da faixa de aceitação, cujo limite inferior e superior é representado por LI e LS, respectivamente. A função desejabilidade da resposta é definida pelas Equações 11 a 13.

$$d = (\hat{y}-LI / A-LI)\ s, \text{ para } LI \leq \hat{y} \leq A \quad (11)$$

$$d = (\hat{y}-LS / A-LS)\ \tau, \text{ para } A \leq \hat{y} \leq LS \quad (12)$$

$$d = 0, \text{ para } \hat{y} \text{ fora do intervalo } (LI, LS) \quad (13)$$

No qual, $\hat{y}$ é a resposta e s e τ são coeficientes. À medida que o valor de ŷ se afasta do alvo A, o valor da desejabilidade diminui, tornando-se zero quando um dos limites da faixa de aceitação for alcançado. Depois que tenham sido especificadas as funções de desejabilidade para todas as respostas, deve-se combiná-las numa desejabilidade global, normalmente dada pela média geométrica das m desejabilidades individuais (Neto et al., 2004), conforme a Equação 14.

$$D = \sqrt[m]{d_1 d_2 \ldots d_m} \quad (14)$$

Como resultante da média geométrica representada pela equação 14, o valor de D avalia de maneira geral os níveis do conjunto combinado de respostas. É um índice também pertencente ao intervalo [0,1] e será maximizado quando todas as respostas se aproximarem o máximo possível de suas especificações (PAIVA, 2008).

4.7 VALIDAÇÃO EXPERIMENTAL

Os ensaios de validação confirmam experimentalmente os resultados (condições otimizadas) obtidos pela análise de superfície de respostas (RODRIGUES & LEMMA, 2014).

Assim a partir das análises da superfície de resposta e da desejabilidade foi possível determinar as condições de processo em que se obtêm simultaneamente a melhor remoção dos poluentes (Cor, Turbidez e DQO) com os melhores parâmetros independentes do Tempo (min), Rotação (RPM) e Corrente (A). Logo, os experimentos de validação foram realizados nas condições de otimização definidas, dentro da faixa de estudo, através das análises feitas no software Statistica® 11. Os experimentos foram conduzidos em batelada conforme descrito no delineamento composto central rotacional.

5 RESULTADOS E DISCUSSÃO

5.1 CARACTERIZAÇÃO DO EFLUENTE BRUTO UTILIZADO NO PRIMEIRO PLANEJAMENTO

As características físico-químicas da água residual do frigorífico e matadouro de suínos utilizados na primeira etapa do DCCR 1 precedente ao tratamento estão representadas na Tabela 6.

Tabela 6 – Parâmetros físico-químicos dos água resídual da etapa 1

Parâmetros	Valores 1°Etapa	Unidades
Condutividade	5,52	mS cm^{-1}
Cor	5370	UC
Demanda Química de Oxigênio	6352,50	mg O_2 L^{-1}
Turbidez	1905	UNT
pH	6,76	-

Fonte: Autoria própria (2020).

5.2 EFICIÊNCIA DE REMOÇÃO DA ETAPA 1

Os resultados da eficiência de remoção média da Cor, Turbidez e DQO da primeira etapa estão representados na Figura 4.

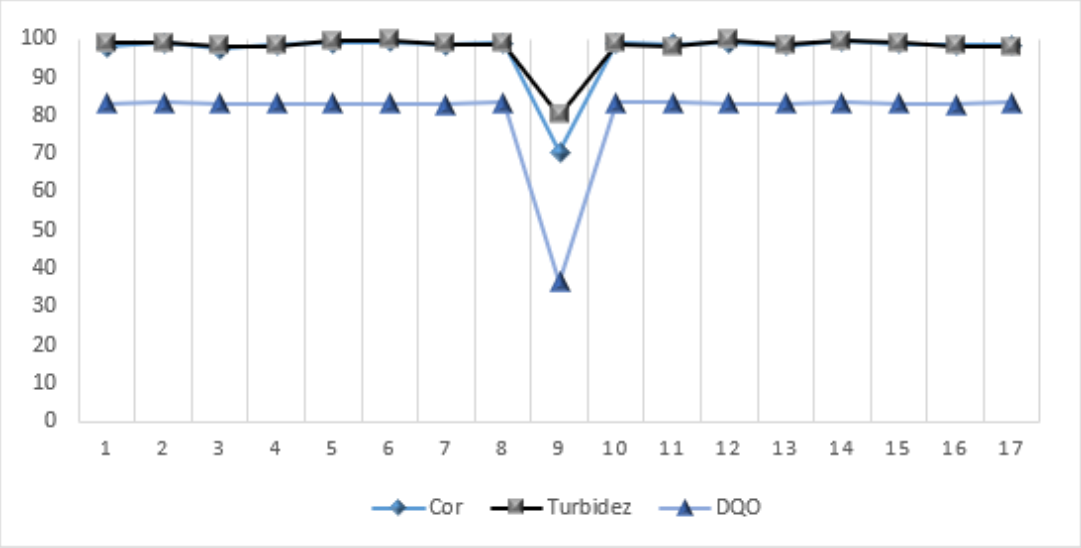


Figura 4 – Eficiência da remoção (%) da primeira etapa.
Fonte: Autoria própria (2020).

O ensaio com o menor tempo de eletrolise (ensaio 9), com tempo de 5 minutos, correspondeu a menor remoção de cor (70,56%), turbidez (80,02%) e DQO (36,60%).

As remoções mais altas de cor, turbidez e DQO foram 99,39%, 99,74% e 83,45% respectivamente. Pode se constatar que os níveis de remoções foram satisfatórios na aplicação do tratamento de eletrocoagulação. Na Tabela 7 está representada a estatística descritiva das eficiências de remoção para os parâmetros analisados nesta etapa.

Tabela 7 – Estatística descritiva da remoção (%) de Cor, Turbidez e DQO da etapa 1

	Médias	Desvio – Padrão	Mínimo	Máximo
Cor	97,03	6,84	70,56	99,39
Turbidez	97,67	4,58	80,02	99,74
DQO	80,50	11,31	36,59	83,44

Fonte: Autoria própria (2020).

Conforme a Tabela 8 observa-se que as remoções de cor e turbidez obtiveram a média acima de 97%, apenas o ensaio 9 ficou abaixo destes valores. Para a DQO a média das remoções foram 80%, o ensaio 9 também ficou abaixo destas porcentagens seguindo o mesmo comportamento das remoções de cor e turbidez.

5.2.1 Otimização do processo de eletrocoagulação da etapa 1.

Por meio dos resultados obtidos foi possível avaliar modelos matemáticos para remoção de cor, turbidez e DQO. Nas Tabelas 8, 9 e 10 está descrito os coeficientes do modelo regressão a partir da matriz codificada, os termos lineares estão associados à letra L e os termos quadráticos a letra Q. Os parâmetros com p – valor, inferiores a 5% foram considerados significativos.

Tabela 8 – Coeficientes de regressão para remoção da Cor da etapa 1

					Estimativas por intervalo (95%)	
Fatores	Coeficiente de regressão	Erro Padrão	t (2)	p – valor	Limite inferior	Limite superior
Média	98,33477	0,106062	927,1468	0,000001	97,87842	98,79111
*X1 (L)	7,39280	0,099673	74,1704	0,000182	6,96394	7,82166
*X1 (Q)	-7,71256	0,109808	-70,2369	0,000203	-8,18502	-7,24009
X2 (L)	-0,19080	0,099673	-1,9142	0,195696	-0,61965	0,23806
*X2(Q)	2,25775	0,109808	20,5609	0,002357	1,78528	2,73021
*X3 (L)	0,71639	0,099673	7,1874	0,018814	0,28753	1,14525
*X3 (Q)	2,20145	0,109808	20,0483	0,002479	1,72899	2,67392
X1 X2	-0,00467	0,130172	-0,0359	0,974625	-0,56476	0,55541
X1 X3	-0,28037	0,130172	-2,1539	0,164083	-0,84046	0,27971
X2 X3	-0,02336	0,130172	-0,1795	0,874092	-0,58345	0,53672

X1-Tempo (min); X2-Rotação (RPM); X3-Corrente Elétrica; * termos significativos com p-valor < 0,05.
Fonte: Autoria própria (2020).

Conforme observado na Tabela 9 as variáveis respostas do Tempo Linear e Quadrático, Rotação Quadrática e Corrente elétrica Linear e Quadrática foram considerados significativos para o modelo que corresponde à variável reposta da Cor. Já o fator Rotação Linear e as interações não foram significativas para o modelo. Na Tabela 10 encontram-se os coeficientes de regressão para as variáveis respostas da Turbidez.

Tabela 9 – Coeficientes de regressão para remoção da Turbidez da etapa 1

					Estimativas por intervalo (95%)	
Fatores	Coeficiente de regressão	Erro Padrão	t (2)	p – valor	Limite inferior	Limite superior
Média	98,15272	0,322104	304,7241	0,000011	96,76682	99,53862
*X1 (L)	4,65768	0,302702	15,3870	0,004197	3,35526	5,96010
*X1 (Q)	-4,92257	0,333480	-14,7612	0,004558	-6,35742	-3,48772
X2 (L)	-0,01729	0,302702	-0,0571	0,959653	-1,31971	1,28514
*X2 (Q)	1,78567	0,333480	5,3546	0,033152	0,35082	3,22052
X3 (L)	0,58511	0,302702	1,9330	0,192939	-0,71731	1,88754
*X3 (Q)	1,94329	0,333480	5,8273	0,028208	0,50844	3,37814
X1 X2	-0,02671	0,395325	-0,0676	0,952286	-1,72765	1,67424
X1 X3	0,04377	0,395325	0,1107	0,921955	-1,65718	1,74471
X2 X3	-0,12920	0,395325	-0,3268	0,774839	-1,83014	1,57175

X1-Tempo (min); X2-Rotação (RPM); X3-Corrente Elétrica; * termos significativos com p-valor < 0,05.
Fonte: Autoria própria (2020).

As variáveis repostas que foram consideradas significativas conforme representado na Tabela 9 são Tempo linear e quadrático, Rotação quadrática e Corrente elétrica quadrática. As demais varáveis respostas e as interações não foram significativas para o modelo.

Os coeficientes de regressão para as variáveis repostas da remoção da DQO estão expressos na Tabela 11.

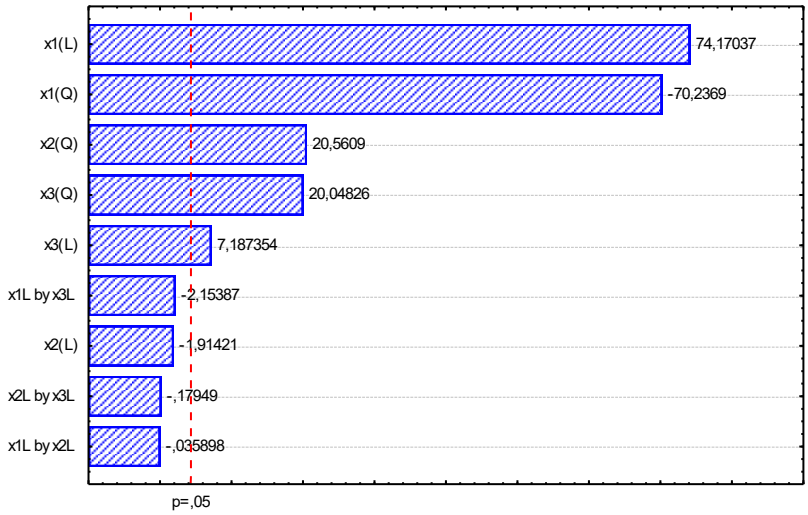
Tabela 10 – Coeficientes de regressão para remoção de DQO da etapa 1

					Estimativas por intervalo (95%)	
Fatores	Coeficiente de regressão	Erro Padrão	t (2)	p – valor	Limite inferior	Limite superior
Média	82,5998	0,164025	503,5791	0,000004	81,8940	83,3055
*X1 (L)	11,6025	0,154146	75,2696	0,000176	10,9392	12,2657
*X1 (Q)	-12,7301	0,169819	-74,9630	0,000178	-13,4608	-11,9994
X2 (L)	-0,0917	0,154146	-0,5950	0,612191	-0,7550	0,5715
*X2 (Q)	3,7569	0,169819	22,1228	0,002037	3,0262	4,4875
X3 (L)	0,0377	0,154146	0,2447	0,829477	-0,6255	0,7010
*X3 (Q)	3,7429	0,169819	22,0407	0,002052	3,0123	4,4736
X1 X2	0,0443	0,201312	0,2199	0,846335	-0,8219	0,9104
X1 X3	0,1131	0,201312	0,5620	0,630678	-0,7530	0,9793
X2 X3	0,0640	0,201312	0,3177	0,780833	-0,8022	0,9301

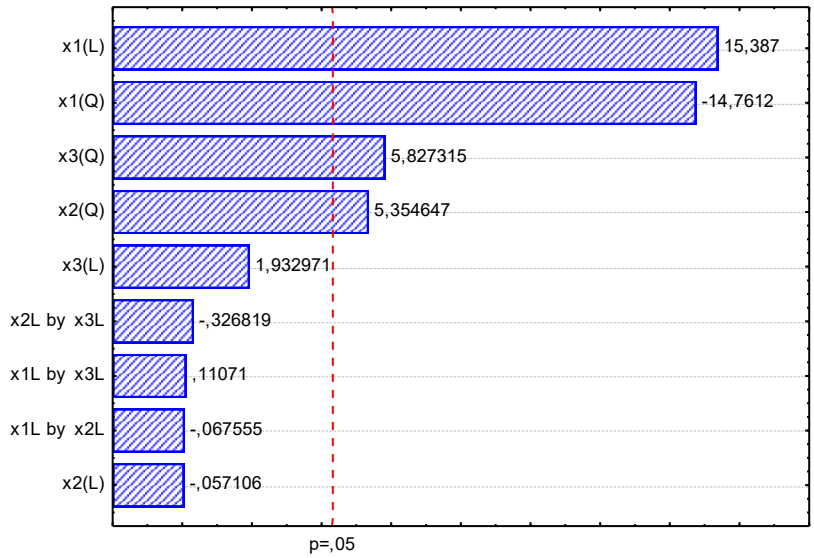
X1-Tempo (min); X2-Rotação (RPM); X3-Corrente Elétrica; * termos significativos com p-valor < 0,05.
Fonte: Autoria própria (2020).

As variáveis respostas do Tempo linear e quadrático, Rotação quadrática e Corrente elétrica quadrática exerceram influência significativa sobre a eficiência de remoção da DQO, considerando um intervalo de confiança de 95%.

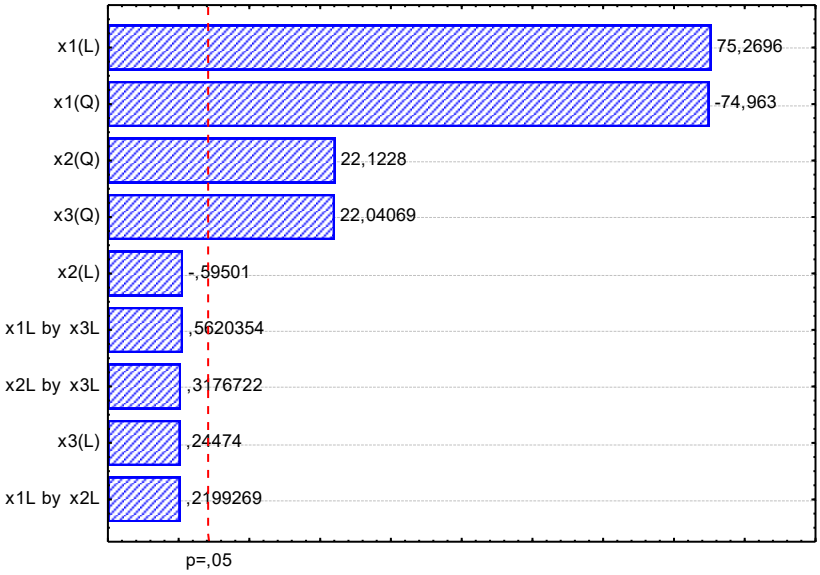
No gráfico de Pareto estão representados os efeitos padronizados estimados (razão entre os efeitos estimados e o desvio padrão) que cada variável exerce nas variáveis respostas, com significância estatística de 95% (p< 0,05). Na Figura 6 observa-se os resultados de remoção de Cor, Turbidez e DQO respectivamente.



a) Efeito Padronizado Estimado (Valor Absoluto).



(b) Efeito Padronizado Estimado (Valor Absoluto).



(c)

Figura 5 – Influência do Tempo em min (x1), Agitação em RPM (x2) e Corrente A(x3) sobre a remoção de Cor (a), Turbidez (b) e DQO (c) da etapa 1.
Fonte: Autoria própria (2020).

Verifica-se conforme demonstrado nas figuras acima, que a variável independente que mais influenciou as variáveis respostas foi o tempo.

Conforme representado nas Tabelas 11, 12 e 13 estão os resultados da análise de variância (ANOVA), onde não são estatisticamente válidos a 95% ($p<0,05$), de acordo com o teste da razão F(Fcal>Ftab).

Tabela 11 – Análise de Variância para a remoção de Cor da etapa 1.

Fonte de Var.	SQ	GL	MQ	Fcalculado	Ftabelado	p-valor
Regressão	383,599	8	47,950	**1,319**	**3,438**	**0,352317**
Resíduos	290,802	8	36,350			
Total	674,401	16	84,300			

% Regressão explicada (R^2)61,122%. Fonte: Autoria própria (2020).

Tabela 12 – Análise de Variância para a remoção de Turbidez da etapa 1

Fonte de Var.	SQ	GL	MQ	Fcalculado	Ftabelado	p-valor
Regressão	162,891	8	20,361	**1,182**	**3,438**	**0,409401**
Resíduos	137,812	8	17,226			
Total	300,703	16	37,588			

% Regressão explicada (R^2)59,012%. Fonte: Autoria própria (2020).

Tabela 13 – Análise de Variância para a remoção de DQO da etapa 1

Fonte de Var.	SQ	GL	MQ	Fcalculado	Ftabelado	p-valor
Regressão	993,796	8	124,225	**1,167**	**3,438**	**0,416196**
Resíduos	851,561	8	106,445			
Total	1845,357	16	230,670			

% Regressão explicada (R^2)58,423%. Fonte: Autoria própria (2020)

Analisando as tabelas acima, observa-se que os F calculados para regressão não são significativos e as porcentagens de variação explicada (R^2) são para a cor, turbidez e DQO de 61,122%, 59,012% e 58,423%, respectivamente. Já era esperado que estes modelos não fossem validos em função da alta remoção dos parâmetros repostas em quase todos os ensaios.

5.3 SÓLIDOS TOTAIS, FIXOS E VOLATEIS DO LODO GERADO

Os poluentes são separados do efluente durante o processo de eletrocoagulação e flotam para a superfície formando o lodo. Este lodo produzido corresponde às características do efluente bruto, sólidos sedimentáveis, matéria desestabilizada por coagulação, é proporcional à densidade de corrente e ao tempo de tratamento (KOBYA et al., 2006).

A determinação da concentração de sólidos totais abrange a toda existência de matéria orgânica e inorgânica no lodo analisado. Essa determinação é bastante relevante, pois, com uma metodologia simples, propicia boas informações sobre a quantidade de resíduos presentes nos efluentes (APHA, 2007). Os sólidos fixos retratam a existência de materiais inorgânicos existentes no meio. Conforme a Tabela 14 pode-se observar os valores médios e o desvio padrão em mg L^{-1} dos Sólidos Totais (ST), Sólidos Voláteis (SV) e os Sólidos Fixos (SF) presentes no lodo analisado.

Tabela 14 – Média e Desvio Padrão dos Sólidos Totais (ST), Sólidos Voláteis (SV) e Sólidos Fixos (SF) existentes no lodo gerado na eletrocoagulação

Código	Média	Desvio Padrão
ST	24,17	8,82
SV	16,55	6,12
SF	7,61	4,64

Fonte: Autoria própria (2020).

Os valores relacionados ao desvio padrão apresentam que há uma pequena variação dos valores com relação à média, este fato deve estar relacionado ao emprego das diferentes variáveis aplicadas no processo eletrolítico, indicando similaridade dos resultados.

Devido à fração sólida ser em maior parte orgânica, uma possível recomendação para o uso deste lodo é compostagem. Sendo também um indicativo para o uso de técnica de estabilização da matéria orgânica, pois o teor de sólido orgânico é superior ao percentual inorgânico.

Damaraju (2019) em seus experimentos encontrou o 22,5 gm L^{-1} de sólidos totais no lodo gerado na eletrocoagulação do efluente de óleo de palma utilizando eletrodos de ferro.

Drogui (2009) obteve uma média de 70 a 1680 gm L^{-1} de sólidos totais, utilizando eletrodos de alumínio no lodo gerado da eletrocoagulação da água de lastro.

Analisando diversos estudos na literatura encontra-se resultados de análises de lodo de frigorífico, mas a imensa maioria relacionada às propriedades químicas elementares, onde o foco é a determinação de elementos químicos presentes para possível destinação, como material para queima em caldeira ou como material de compostagem agrícola (JUNIOR, 2019).

De acordo com os critérios de classificação de resíduos sólidos da NBR 10004/2004, o lodo desidratado (seco) é um resíduo não perigoso, classe II. Este resíduo desidratado pode ser aproveitado como combustível para fornalhas, e as cinzas geradas na combustão podem ser misturadas com o barro para fazer tijolos e/ou cerâmicas comerciais (HEIKAL, 2010).

5.4 ALUMÍNIO RESIDUAL

Para análise de alumínio residual presente no lodo, produzido durante o tratamento do efluente pelo processo da eletrocoagulação da primeira etapa (não foram realizadas as análises com o lodo da segunda etapa), selecionou-se as amostras 1A e 1B para análise da concentração de alumínio. As duas amostras foram obtidas sob mesmas condições, haja vista que os ensaios foram realizados em duplicata. Neste primeiro planejamento não foi possível obter uma melhor condição dos parâmetros respostas de cor, turbidez e DQO, para tanto o critério de escolha da amostra selecionada foi o ensaio que obteve o menor custo energético para o tratamento do mesmo. Para esta amostra obteve-se através da equação 9 o consumo médio dos eletrodos de 2,11098 x 10^{-4} g/m³. Na Tabela 15 é possível constatar a presença de alumínio residual do lodo, a qual se dá por concentração em ppm convertidos para mg Kg^{-1}.

Tabela 15 – Resultados da análise de alumínio

Amostra	Alumínio (mg kg^{-1})
Ensaio 1A	4,1
Ensaio 1B	4,1

Fonte: Autoria própria (2020).

O alumínio encontrado no lodo seco corresponde a aproximadamente 4,62 % do lodo obtido nas condições aplicadas no DCCR relacionadas ao ensaio 1.

Drogui (2009) obteve teores relativamente altos de Al no lodo desidratado de 16,3000mg kg^{-1}para águas residuais de lastro e considerou que a quantidade de alumínio se elevava proporcionalmente ao aumento do tempo em que o efluente foi tratado até a saturação em 60 minutos.

Ma & Gang (2016) encontraram teores de 6,3 mg kg^{-1}Al no lodo do efluente com corante simulando efluente têxtil e 0,3 mg kg^{-1}Al com eletrodos de hidrogel composto de Al.

Kuokkanen (2015) encontrou no lodo em escala de laboratório concentrações de 12,100 a 14,300mg kg^{-1}de Al, com tempo de 30 minutos de tratamento e corrente de 25 A m^2 a 100 A m^2.

Araujo (2020), obteve em seus estudos a concentração de 0,023mg L^{-1} de Al em 1 grama de lodo seco obtido na eletrocoagulação de efluente de esgoto. Para efluente de lixiviado de aterro sanitário, Betim (2016) encontrou no lodo aproximadamente 135 mg L^{-1} de Al.

João et al. (2018) ao tratar água residual de uma indústria de pescados obteve aproximadamente 0,35 mg kg^{-1} de lodo seco por m^3 de efluente que corresponde a lodo total produzido por processos convencionais de coagulação/flotação utilizando aditivos químicos. Entretanto, a concentração de alumínio residual no lodo seco foi de 8,5%.

Para uma possível utilização empregando-se este lodo no solo deve-se determinar a verificação Al^{3+} presente no terreno, para que não exceda a capacidade do mesmo.

Caires et al. (1998), nos traz que a concentração de alumínio tem relação com a mudança textural do solo, prevalecendo as classes de solo mais arenosas e consideradas menos interessante ao cultivo agrícola é também aquelas comumente mais afetadas pelos efeitos contrários ocasionados por esse elemento. Tendo sob a ótica o Estado do Paraná, de acordo com EMBRAPA (2007), o estado possui 0,78% de sua área Total classificada com tipo do solo Nitossolo Háplicos Alumínicos, que são caracterizados pela alta concentração de alumínio, afetando o desenvolvimento de raízes e atividade de argila menor do que 20 $cmol_c$kg.

A ausência de valores de referência para íons metálicos disponíveis em solos na região Oeste do Paraná restringe os estudos dessa região a comparações com litologias distintas. Para tanto a Resolução 420/2009 CONAMA, sugere que estados da federação realizem a determinação de seus valores de referência de qualidade (CASSOL et al.,2018).

O Guia Prático para interpretação de Resultados de Análises de solo estabelece valores de mol_cAldm^3, transformados em mg kg^{-1} na tabela 16 a fim de se comparar com os valores obtidos nas análises (SOBRAL, 2015).

Tabela 16 – Interpretação de parâmetros baixo, médio e alto de teores de Al (mg kg^{-1}) no solo

Baixo	Médio	Alto
< 45*	45-90*	>90*

Fonte: SOBRAL, 2015.

Na Tabela 17 constam valores de concentração de Alumínio encontrados em estudos do solo, realizados no Estado do Paraná. Os valores foram todos transformados para mesma unidade mg Kg^{-1} para fins de comparação.

Tabela 17– Concentração de alumínio no solo do Estado do Paraná

Autores	Região	Concentração de Al
CAIRES et al. (1998)	Ponta Grossa	54 mg kg^{-1}
ZAMBROSI et al. (2007)	Ponta Grossa	27 mg kg^{-1}entre 10 a 20cm de profundidade.
CASSOL (2018)	Em determinados pontos do Estado.	126,61mg kg^{-1} a 489,28 mg kg^{-1}
MELO (2016)	Castro	Não foi encontrado teor de alumínio no solo, esta área analisada possui vários anos de adubação com intensa rotação de culturas típicas da região
RIBAS (2010)	Guarapuava	1,8 mg kg^{-1}
CASTRO et al. (2017)	Londrina	18 mg kg^{-1}
RAMIRO et al. (2018)	Santa Fé	45 mg Kg^{-1} até 10 cm de profundidade.

Fonte: Autoria Própria, 2020.

Na Figura 6 está representada, um mapa contendo a determinação de Al trocável no Estado do Paraná, onde utilizou-se 306 amostras de solo, para realizar este levantamento (MINEROPAR, 2005).

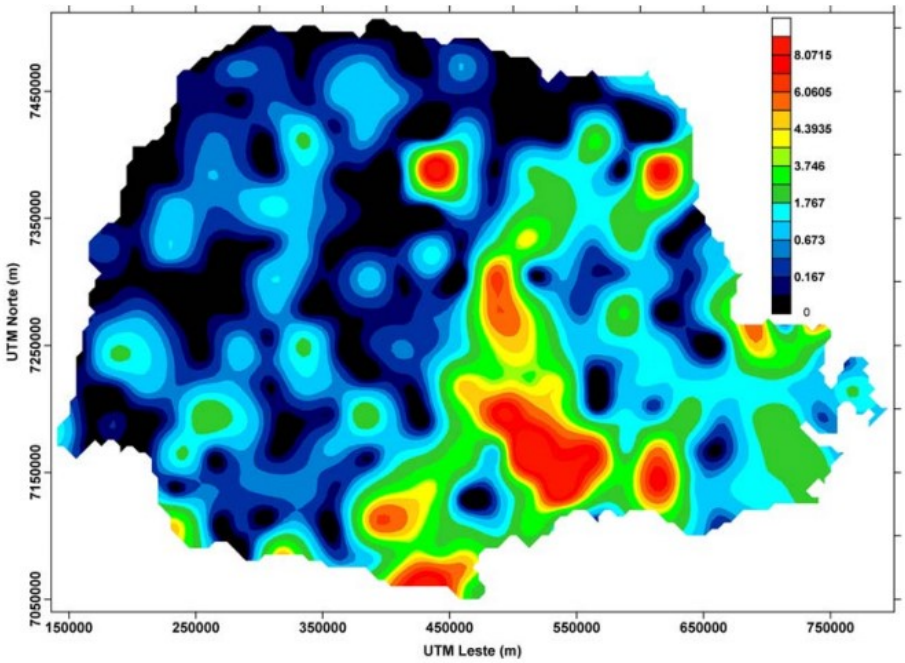


Figura 6 – Mapa de distribuição de Al trocável, ($cmol_c dm^3$) no Estado do Paraná.
Fonte: MINEROPAR 2005.

Levando em considerações os teores de parâmetros baixo, médio e alto dos teores de Al (mg kg^{-1}) no solo representados na tabela 15, constata-se que o valor da análise do alumínio no lodo obtido por meio do tratamento de eletrocoagulação pode ser considerado baixo, mas para sua deposição em determinado solo, deve ser considerado a carga de Al que já se encontra no solo, para não extrapolar o valor estabelecido.

Uma alternativa de destaque é a de recuperação de Al por via ácida, que garante a sua recuperação e promove o tratamento do lodo a ser utilizado ou descartado. A recuperação do Al presente nos lodos de tratamento de água é analisada no Brasil, tendo como exemplo, o estudo de Freitas et al. (2005), que mostrou a eficiência do processo por via ácida na recuperação de coagulantes, proporcionando a redução do volume e teor de sólidos do lodo, como diminuição do custo de transporte e destinação final do lodo.

Estudos sobre a recuperação de Al presente no lodo de ETEs, ainda são pouco difundidos na literatura científica da área, sendo a grande maioria dos estudos sobre os lodos das ETAs, visto que tais estações geram lodo rico em metais e em maiores quantidades, devido ao uso de coagulantes químicos em praticamente todas as estações de tratamento, sendo o sulfato de Al o coagulante mais utilizado. Após o

tratamento da água para abastecimento, o lodo gerado tem em sua composição os hidróxidos metálicos oriundos dos coagulantes, que chegam a representar 50% a 75% dos sólidos presentes no lodo (GUIMARÃES, 2005).

Ainda, pode se considerar a dinâmica da solução do solo com alterações devido à elevação na concentração da matéria orgânica, gerando alterações na atividade e toxidez de elementos como o alumínio trocável. Consequentemente, a resistência das plantas aos elementos tóxicos também deve ser analisada. Fazendo-se essencial estudar a dinâmica dos nutrientes disponíveis e sua relação com os elementos fitotóxicos através do equilíbrio entre as espécies que prevalecem em solução e os ligantes provenientes de resíduos ou fertilizantes orgânicos, que pode reduzir sua atividade e ação na solução do solo (NOLLA et al.,2015).

Os aspectos da flora devem ser levados em consideração observando a tratativa de compostagem. Camargo et al. (1999) traz que o valor maior ou igual 2 mg kg^{-1}, já apresentam grau de limitação de crescimento das raízes de cultivares de trigo de "*Anahuac*".

A avaliação do solo é necessária para analisar a reação do solo, caso seja acida, neutra ou alcalina, a capacidade de troca e de ânions, a quantidade de nutrientes no solo e estabelecer o tipo e a quantidade de produto deve ser aplicado no solo para alcançar a produtividade desejada.

Os solos brasileiros normalmente são ácidos com o pH entre 4,5 e 5,5. Os solos ácidos restringem o desenvolvimento das plantas pelo baixo valor de pH, onde as plantas não conseguem fazer a absorção de diversos nutrientes devido a toxidez causada com a existência de alumínio trocável e também a falta de nutrientes, sendo solos pobres em fósforo e potássio (COUTINHO et al., 2009).

O Al^{3+} é um cátion e junto com o H^{+} é o maior responsável pela alteração do pH do solo e tende a diminuir o valor deste tornando-o ácido, se o pH do solo menor que 5,3 o alumínio torna mais tóxico, ainda quando esse pH cai, as concentrações de alumínio em forma trocável (Al^{3+}) aumentam, porém quando o pH tende a ficar maior que o valor de 5,3 o alumínio do solo torna-se insolúvel, e em consequência da elevação do pH diminui-se seu efeito tóxico, assim a calagem no solo é um fator determinante para as concentrações de alumínio, visto que tem potencial de elevar o pH, tanto em aplicação no solo quanto diretamente no lodo (FAQUIN, 2019).

5.5 CARACTERIZAÇÃO DO EFLUENTE BRUTO UTILIZADO NO SEGUNDO PLANEJAMENTO

O planejamento experimental foi realizado ao longo de dois dias, neste período o efluente ficou armazenado a temperatura ambiente, assim os valores das características do efluente bruto foram medidos no primeiro e segundo dia do tratamento. As características físico-químicas da água residual do frigorífico e matadouro de suíno da segunda etapa do DCCR 2 precedente ao tratamento estão representadas na Tabela 18.

Tabela 18 – Parâmetros físico-químicos da água residual da etapa 2

Parâmetros	Valores 1° dia	Valores do 2º dia	Unidades
Cor	2285	3370	UC
Demanda Química de Oxigênio	2964,25	4489,25	mg O_2 L^{-1}
Turbidez	472	593	UNT
Ph	6,95	6,95	-
Temperatura	17	18	Cº
Nitrogênio Total kjeldahl	-	199,92	mg L^{-1}
Fósforo Total	-	25,000	mg L^{-1}

Fonte: Autoria própria (2020).

Ao analisarmos a água residual bruta da etapa 2 em relação a água residual bruta da etapa 1 onde seus parâmetros físico-químicos estão representados na tabela 7 percebemos a variabilidade das suas características, devido as diversificações das etapas do processo industrial.

De acordo com Pereira et. Al (2016), os procedimentos no abate e processamento gerou uma água residual com diferentes características, não reproduzíveis, levando em consideração que estes valores podem variar de acordo com os fatores intrínsecos de cada agronegócio.

A carga poluidora e o volume das águas residuais de qualquer frigorifico dependem dos processos industriais em curso, como a quantidade e tipo de carne processada em um dia de operação, das condições e tipos de equipamento utilizados, das práticas da carga poluidora e do volume de efluente , do gerenciamento de postura da indústria quanto às práticas de gestão ambiental da quantidade de águas utilizadas nas limpezas e/ou sanitização e no sistema de refrigeração, dentre outros. Assim

pode-se dizer que estes parâmetros devem ser analisados com valores médios pois variam de forma significativa (CAVALCANTE E BRAILE, 1993 *apud* RIGO, 2004).

5.6 EFICIÊNCIA DE REMOÇÃO DA ETAPA 2

Os valores médios percentuais da remoção dos parâmetros Cor Aparente, Turbidez e DQO relacionados a matriz do DCCR estão representados na Tabela 19.

Tabela 19 – Valores codificados relacionados às respectivas remoções dos parâmetros respostas

‘	Tempo(x1)	Rotação(x2)	Corrente(x3)	Cor %	Turbidez%	DQO%
1	-1	-1	-1	59,68	62,92	58,87
2	1	-1	-1	74,01	74,47	61,36
3	-1	1	-1	23,87	64,83	58,95
4	1	1	-1	93,90	77,15	72,73
5	-1	-1	1	71,62	68,75	58,49
6	1	-1	1	88,56	95,02	64,14
7	-1	1	1	93,21	74,28	65,71
8	1	1	1	97,49	93,84	75,82
9	-1,68	0	0	65,92	53,37	56,25
10	1,68	0	0	97,28	93,93	74,54
11	0	-1,68	0	90,87	71,33	66,55
12	0	1,68	0	91,79	81,37	73,01
13	0	0	-1,68	34,29	2,36	41,88
14	0	0	1,68	96,67	94,10	72,70
15	0	0	0	76,62	83,69	58,40
16	0	0	0	72,16	83,69	56,21
17	0	0	0	73,38	83,69	56,42
18	0	0	0	73,02	81,67	58,70

Fonte: Autoria própria (2020).

A Figura 7 representa os resultados da eficiência de remoção da cor, turbidez e DQO, sendo possível observar a similaridade da remoção entre os parâmetros respostas da segunda etapa.

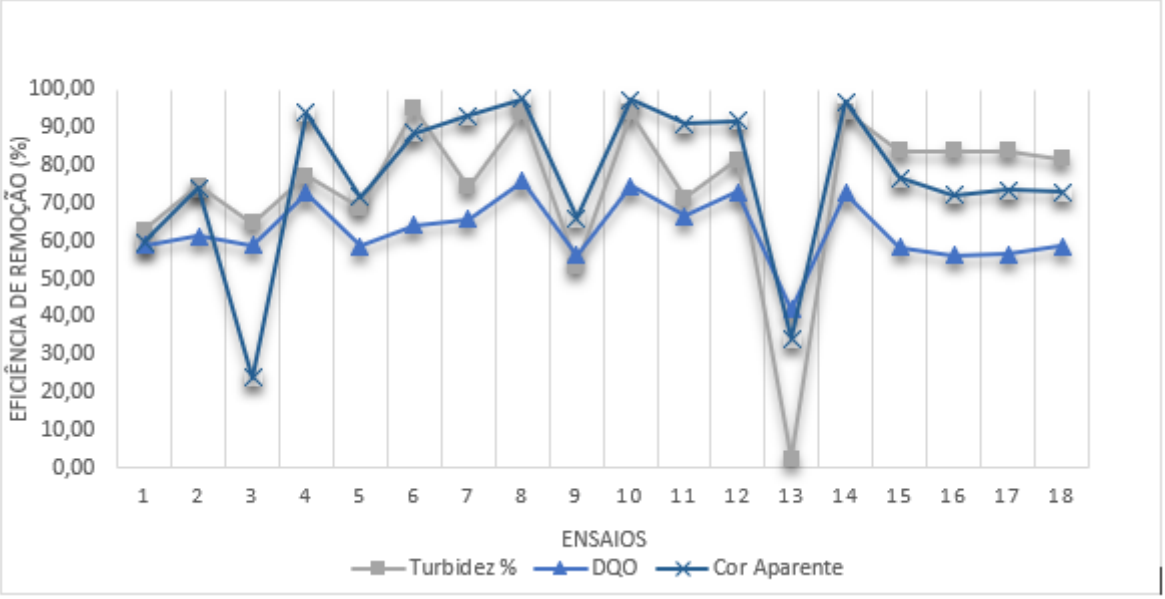


Figura 7 – Eficiência de remoção (%) da etapa 2.
Fonte: Autoria Própria (2020).

Os parâmetros de remoção obtiveram comportamentos semelhantes entre si tanto nos ensaios A e B de cor e turbidez e DQO. Os valores centrais dos ensaios 15, 16, 17 e 18 realizados na etapa 2 apresentaram-se semelhantes o que evidencia uma boa repetibilidade do processo.

Na Tabela 20 está representada a estatística descritiva das eficiências de remoção para os parâmetros analisados na etapa 2.

Tabela 20 – Estatística descritiva da remoção (%) de Cor, Turbidez e DQO da etapa 2

	Médias	Desvio – Padrão	Mínimo	Máximo
Cor	76,35	20,95	23,87	97,48
Turbidez	74,47	21,47	2,36	95,02
DQO	62,82	8,69	41,88	75,82

Fonte: Autoria própria (2020).

A maior remoção de cor (97,48%) e DQO (75,82%) correspondem ao ensaio 8, para turbidez (95,02%) corresponde ao ensaio 6. O ensaio 13 teve a menor porcentagem de remoção de turbidez (2,17%) e DQO (41,88%) a qual foi aplicado à menor corrente, para cor a menor remoção (23,87%) foi obtida no ensaio 3.

5.6.1 Otimização do processo de eletrocoagulação da etapa 2.

Para calcular o coeficiente de regressão das variáveis respostas utilizou-se o erro puro, considerando que as análises foram feitas em duplicata. Os parâmetros com p – valor, inferiores a 5% foram considerados significativos. Na Tabela 21 encontra-se os coeficientes de regressão para a remoção de cor.

Tabela 21 – Coeficientes de regressão para as variáveis respostas da remoção da Cor, etapa 2

					Estimativas por intervalo (95%)	
Fatores	Coeficiente de regressão	Erro Padrão	t (3)	p – valor	Limite inferior	Limite superior
Média	74,0218	0,974560	75,9541	0,000005	70,9203	77,1233
*X1 (L)	23,1943	1,056988	21,9438	0,000207	19,8305	26,5581
*X1 (Q)	3,5581	1,099421	3,2363	0,047984	0,0593	7,0570
X2 (L)	2,3665	1,056988	2,2389	0,111078	-0,9974	5,7303
*X2 (Q)	10,4527	1,099421	9,5074	0,002467	6,9538	13,9515
*X3 (L)	29,9352	1,056988	28,3213	0,000097	26,5714	33,2990
*X3 (Q)	-7,8629	1,099421	-7,1519	0,005629	-11,3618	-4,3641
*X1 X2	10,7596	1,380412	7,7945	0,004395	6,3665	15,1527
*X1 X3	-15,7840	1,380412	-11,4343	0,001436	-20,1771	-11,3909
*X2 X3	11,6114	1,380412	8,4116	0,003525	7,2184	16,0045

X1-Tempo (min); X2-Rotação (RPM); X3-Corrente Elétrica; * termos significativos com p-valor < 0,05.
Fonte: Autoria própria (2020).

Para a variável resposta da remoção de Cor as variáveis independentes do Tempo linear e quadrático, Rotação quadrática, Corrente elétrica linear e quadrática as suas interações, foram consideradas significativas para o modelo. As variáveis, Corrente elétrica linear e a interação das variáveis (Tempo – Rotação), apresentam um efeito negativo, os demais fatores apresentam um efeito positivo ao modelo. A Tabela 22 representa os coeficientes de regressão para as variáveis respostas da turbidez.

Tabela 22 – Coeficientes de regressão para as variáveis respostas da remoção de Turbidez, etapa 2

					Estimativas por intervalo (95%)	
Fatores	Coeficiente de regressão	Erro Padrão	t (3)	p – valor	Limite inferior	Limite superior
Média	82,6122	0,502385	164,4400	0,000000	81,0134	84,2110
*X1 (L)	20,2031	0,544876	37,0784	0,000043	18,4691	21,9372
*X1 (Q)	-1,7930	0,566751	-3,1637	0,050727	-3,5967	0,0106
*X2 (L)	3,7817	0,544876	6,9404	0,006134	2,0476	5,5157
X2 (Q)	0,1189	0,566751	0,2099	0,847225	-1,6847	1,9226
*X3 (L)	30,2889	0,544876	55,5885	0,000013	28,5548	32,0229
*X3 (Q)	-19,8072	0,566751	-34,9487	0,000052	-21,6108	-18,0035
X1 X2	-1,4842	0,711601	-2,0857	0,128306	-3,7488	0,7805
*X1 X3	5,4916	0,711601	7,7173	0,004523	3,2270	7,7563
X2 X3	-0,0574	0,711601	-0,0806	0,940803	-2,3220	2,2072

X1-Tempo (min); X2-Rotação (RPM); X3-Corrente Elétrica; * termos significativos com p-valor < 0,05.
Fonte: Autoria própria (2020).

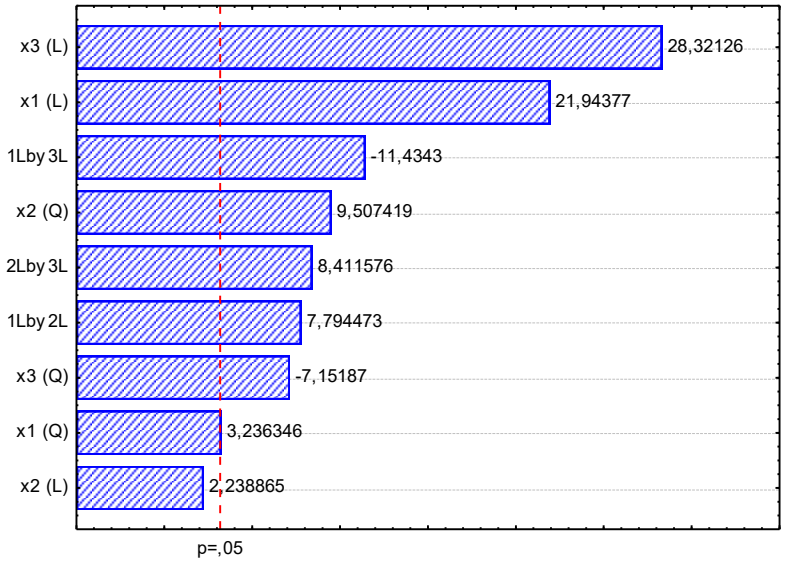
Os fatores Tempo linear e quadrático, Rotação linear, Corrente elétrica linear e quadrática e a interação (Tempo – Rotação), foram significativas para o modelo. Os fatores Tempo quadrático, Corrente quadrática e as interações (Tempo – Rotação e Rotação – Corrente elétrica) representam um efeito negativo ao modelo. A Rotação quadrática e as interações (Tempo – Rotação e Rotação – Corrente elétrica), não se apresentam significativas a 95% de confiança. Os coeficientes de regressão para as variáveis repostas da remoção da DQO estão expressos na Tabela 23.

Tabela 23 – Coeficientes de regressão para as variáveis respostas da remoção de DQO, etapa 2

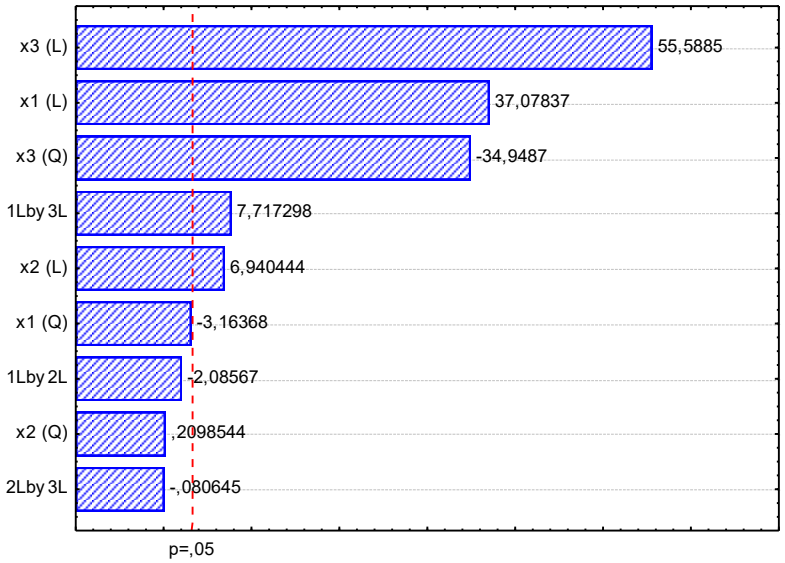
					Estimativas por intervalo (95%)	
Fatores	Coeficiente de regressão	Erro Padrão	t (3)	p – valor	Limite inferior	Limite superior
Média	57,43782	0,648391	88,58515	0,000003	55,37435	59,50129
*X1 (L)	9,19857	0,703232	13,08043	0,000965	6,96057	11,43657
*X1 (Q)	5,60966	0,731463	7,66909	0,004605	3,28182	7,93750
*X2 (L)	6,04108	0,703232	8,59045	0,003316	3,80308	8,27907
*X2 (Q)	8,71728	0,731463	11,91759	0,001271	6,38944	11,04512
*X3 (L)	9,38645	0,703232	13,34759	0,000909	7,14845	11,62444
X3 (Q)	-0,13204	0,731463	-0,18052	0,868250	-2,45989	2,19580
*X1 X2	3,93640	0,918411	4,28610	0,023340	1,01361	6,85919
X1 X3	-0,12665	0,918411	-0,13790	0,899052	-3,04945	2,79614
X2 X3	1,86177	0,918411	2,02717	0,135714	-1,06102	4,78457

X1-Tempo (min); X2-Rotação (RPM); X3-Corrente Elétrica; * termos significativos com p-valor < 0,05.
Fonte: Autoria própria (2020).

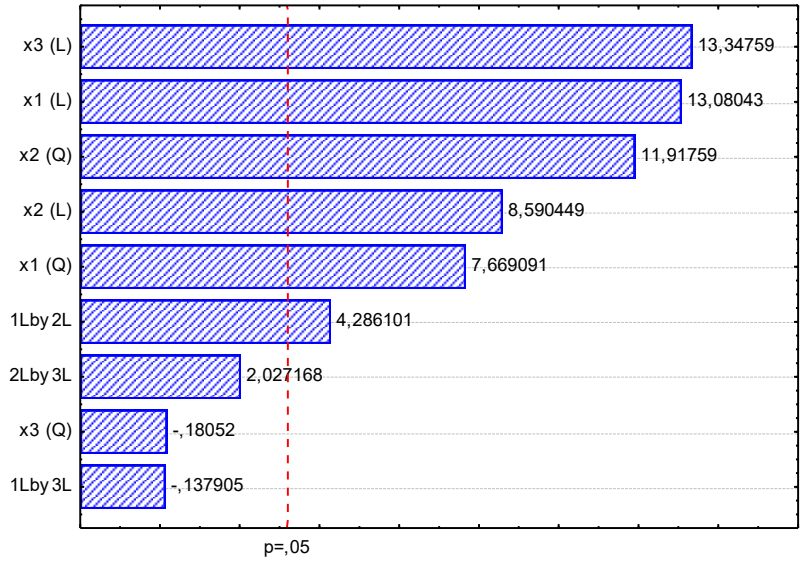
Para a variável resposta remoção de DQO os fatores de Tempo linear e quadrático, Rotação linear e quadrática, Corrente elétrica linear e a interação dos fatores (Tempo – Rotação), são significativos. E estes apresentam um efeito positivo ao modelo. Os fatores da Corrente elétrica quadrático e as interações (Tempo – Corrente Elétrica e Rotação – Corrente elétrica), não foram significativos. Nos gráficos de Pareto estão representados os efeitos padronizados estimados para cada fator avaliado, com significância estatística de 95% ($p < 0,05$), conforme a Figura 8 que correspondem aos parâmetros respostas de cor, turbidez e DQO respectivamente.



(a) Efeito Padronizado Estimado (Valor Absoluto)



(b) Efeito Padronizado Estimado (Valor Absoluto)



(c) Efeito Padronizado Estimado (Valor Absoluto)

Figura 8 – Influência do Tempo em min (x1), Agitação em RPM (x2) e Corrente A(x3) sobre a remoção de Cor (a), Turbidez (b) e DQO (c) da etapa 2.
Fonte: Autoria própria (2020).

Pode-se verificar conforme a figura 8, que a variação da corrente elétrica apresenta a maior influência nas variáveis respostas apresentadas, seguida do tempo. E a rotação obteve a menor significância, a qual se pode considerar que a faixa de estudo deste parâmetro pode ser melhor ajustada. Para Bayar (2011), quando a velocidade de agitação foi aumentada de 100 rpm a 150 rpm, tornou a precipitação mais fácil e quando a velocidade de agitação era elevada de 150 rpm para 250 rpm, os flocos são degradados e os poluentes adsorvidos são dessorvidos, causando uma diminuição de eficiência na remoção.

Os modelos ajustados para as variáveis-repostas, cor, turbidez e DQO estão representados pelas Equações 18, 19 e 20. Todos os termos foram mantidos para que o erro do modelo seja minimizado.

Remoção de Cor: $74{,}0218 + 23{,}1943x_1 + 2{,}3665x_2 + 29{,}9352x_3 + 3{,}5581x_1^2 + 10{,}4527x_2^2 - 7{,}8629x_3^2 + 10{,}7596x_1x_2 - 15{,}7840x_1x_3 + 11{,}6114x_2x_3.$ (18)

Remoção de Turbidez: $82{,}6122 + 20{,}2031x_1 + 3{,}7817x_2 + 30{,}2889x_3 - 1{,}4842x_1.x_2 + 5{,}4916x_1x_3 - 0{,}0574x_2.x_3 - 1{,}7930x_1^2 + 0{,}1189x_2^2 - 19{,}8072x_3^2$ (19)

Remoção da DQO: $57,43782 + 9,19857x_1 + 6,04108x_2 + 9,38645x_3 + 5,60966x_1^2 + 8,71728x_2^2 - 0,13204x_3^2 + 3,93640x_1x_2 - 0,12665x_1x_3 + 1,86177x_2x_3$. (20)

Conforme representado na Tabela 24, 25 e 26 observam-se que os resultados da análise de variância (ANOVA), são estatisticamente confiáveis a 95% ($p<0,05$), de acordo com o teste da razão F(Fcal>Ftab).

Tabela 24 – Análise de Variância para a remoção de Cor da etapa 2

Fonte de Var.	SQ	GL	MQ	Fcalculado	Ftabelado	p-valor
Regressão	6489,880	8	811,235	8,660	3,230	0,00197
Resíduos	843,045	9	93,672			
Total	7332,926	17	904,907			

% Regressão explicada (R^2) 88,704%. Fonte: Autoria própria (2020).

Tabela 25 – Análise de Variância para a remoção de Turbidez da etapa 2

Fonte de Var.	SQ	GL	MQ	Fcalculado	Ftabelado	p-valor
Regressão	5882,502	8	735,313	3,490	3,230	0,040236
Resíduos	1896,283	9	210,698			
Total	7778,784	17	946,011			

% Regressão explicada (R^2) 75,803%. Fonte: Autoria própria (2020).

Tabela 26 – Análise de Variância para a remoção de DQO da etapa 2

Fonte de Var.	SQ	GL	MQ	Fcalculado	Ftabelado	p-valor
Regressão	1090,495	8	136,312	5,510	3,230	0,009745
Resíduos	222,670	9	24,741			
Total	1313,164	17	161,053			

% Regressão explicada (R^2) 82,663%. Fonte: Autoria própria (2020).

Para um intervalo de confiança de 95% de confiança o teste F considera-se um modelo valido para gerar superfície, pois o $F_{calculado}$ é maior que o $F_{tabelado}$ nas variáveis respostas. Os modelos possuem a porcentagem de regressão explicada (R^2) 88,704%, 75,803% e 82,663% de cor, turbidez e DQO respectivamente.

As Figuras 9, 10 e 11 apresentam as superfícies de respostas, que mostra o comportamento da porcentagem de remoção dos parâmetros cor, turbidez e DQO em função das variáveis independentes, tempo, rotação e corrente elétrica.

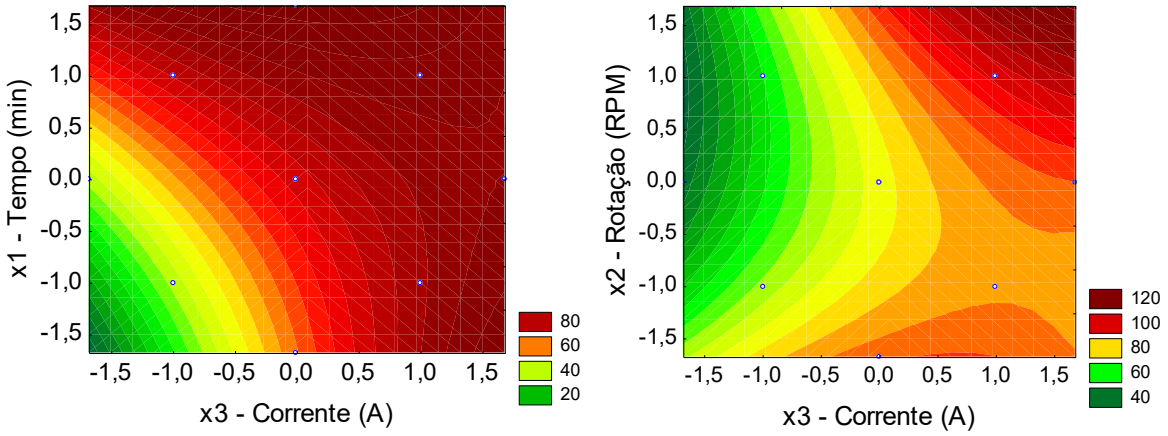


Figura 9 – Gráficos da superfície de resposta para remoção de Cor.
Fonte: Autoria própria (2020).

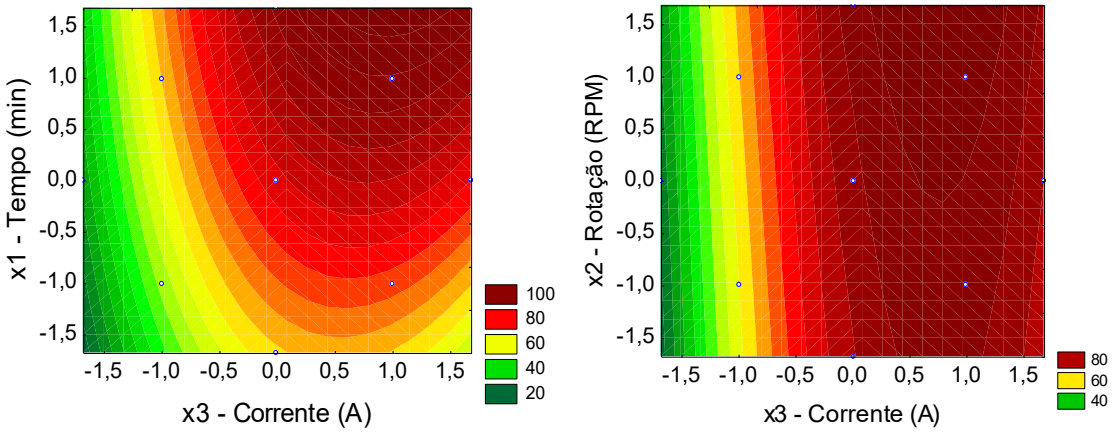


Figura 10 – Gráfico da superfície de resposta para remoção da Turbidez.
Fonte: Autoria própria (2020).

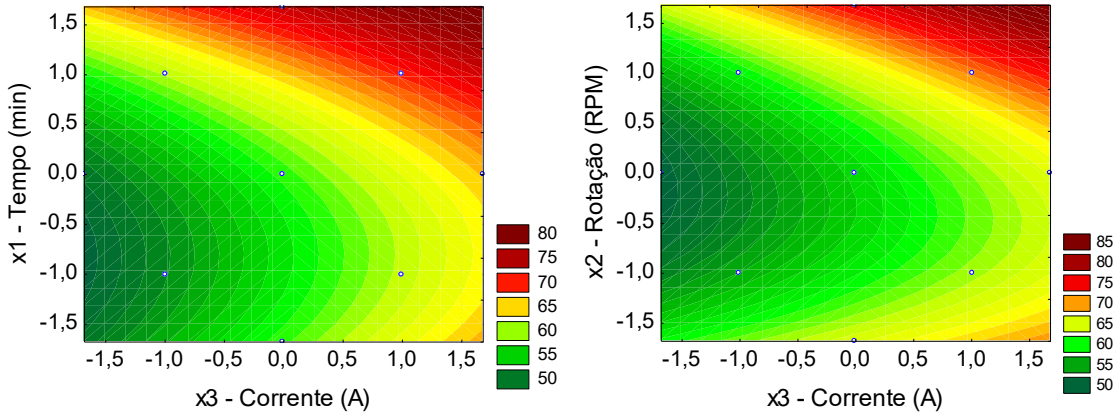


Figura 11 – Gráfico da superfície de resposta para remoção da DQO.
Fonte: Autoria própria (2020).

Observando as figuras 14,15 e 16, pode-se predizer uma melhor remoção entre 0,35 A e 0,55 A para a corrente elétrica e tempo da eletrólise de 17,5 a 30 minutos.

5.7 CONDIÇÕES ÓTIMAS DE OPERAÇÃO DO REATOR DE ELETROCOAGULAÇÃO

Buscando encontrar as melhores condições de Tempo, Rotação e Corrente elétrica para remoções da Cor, Turbidez e DQO, realizou-se a desejabilidade global do sistema, através dos modelos matemáticos obtidos, que pode ser observado na Figura 12.

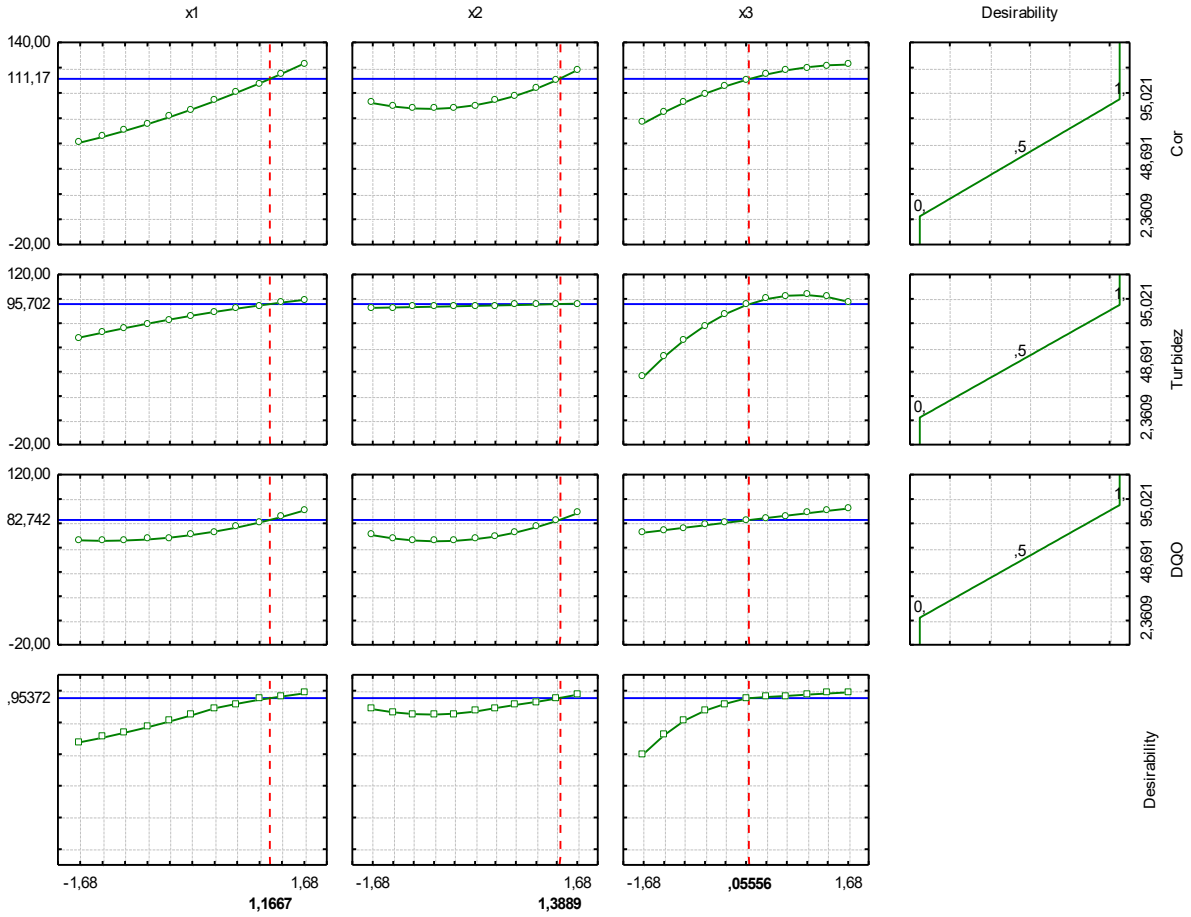


Figura 12 – Gráfico da desejabilidade.
X1-Tempo (min); X2-Rotação (RPM); X3-Corrente Elétrica.
Fonte: Autoria própria (2020).

O fator crucial para determinação do ponto ótimo é a corrente elétrica, pois representa as inclinações mais profundas no gráfico. Tais inclinações são esclarecedoras, porque fornecem uma ideia de margem de manobra que existe em torno das condições ótimas (Neto et al., 2010).

O gráfico da desejabilidade em função de Rotação demonstra que este fator pode variar numa faixa razoável sem prejudicar muito o valor de desejabilidade. Nota-se que as linhas tracejadas verticais sinalizam as condições de máxima da desejabilidade global, que chegou a 0,95 como mostra a última linha do gráfico é obtida conforme os valores codificados na Figura 17 e na Tabela 27 estão representados os valores ótimos codificados e descodificados (valor real) das variáveis independentes.

Tabela 27 – Condições ótimas encontradas na desejabilidade

	Codificado	Valor Real
Tempo	1,1667	26 min
Rotação	1,3889	92,63 RPM
Corrente	0,5556	0,47 A

Fonte: Autoria própria (2020).

A Desejabilidade global alcançada foi de 0.5556 para a corrente elétrica, que corresponde a 0,47 A e uma densidade de corrente igual 15,66mA cm^2. Para o tempo o valor codificado é de 1,1667 o que corresponde a 26 minutos e a rotação de 1,3889 correspondendo ao valor de 92,63 rpm. A Figura 13 apresenta a superfície de resposta para a desejabilidade, auxiliando a visualização dos dados apresentados no gráfico anterior.

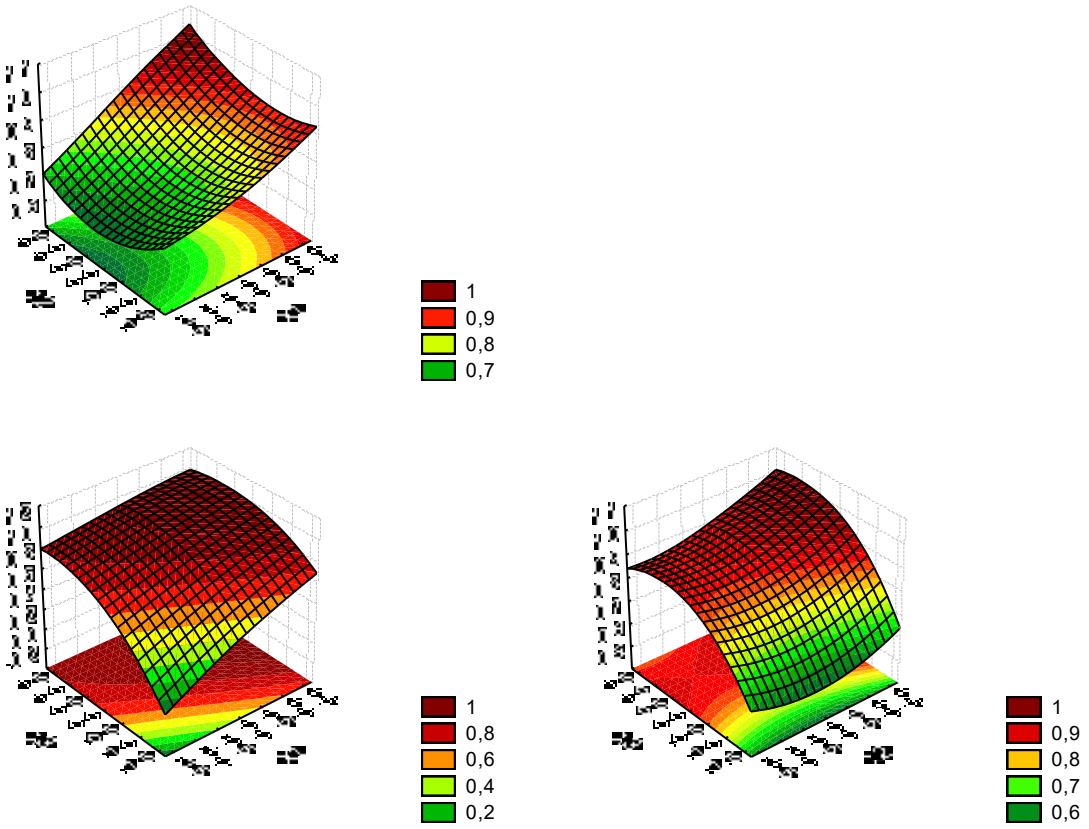


Figura 13 – Gráficos da superfície de resposta.
Fonte: Autoria própria (2020).

5.8 ENSAIO DE VALIDAÇÃO DAS CONDIÇÕES ÓTIMAS

Utilizando os valores ótimos encontrados na desejabilidade, realizou-se 4 ensaios de validação destas condições. O efluente usado é o mesmo da etapa 2, o qual foi armazenado em um refrigerador. Conforme a Tabela 28 está representada os valores da eficiência de remoção dos parâmetros respostas, nas condições ótimas.

Tabela 28 – Eficiência da remoção (%) dos parâmetros respostas da condição ótima

Ensaios	Cor %	Turbidez %	DQO%	N T K %	P T %
1	97,23	98,35	71,26	28,85	99,56
2	97,40	98,55	71,01	32,49	99,56
3	97,53	98,55	71,01	36,13	99,56
4	97,36	98,55	71,18	39,21	99,56
Média	97,38	98,5	71,115	34,17	99,56
Desvio Padrão	0,123558	0,1	0,125565	4,48583	0

Fonte: Autoria própria (2020).

Observando os ensaios de validação com as suas condições ótimas podemos notar que a Demanda Química de Oxigênio obteve a menor porcentagem de remoção com a média de 71,12%, seguida da Cor com 87,38% e a Turbidez alcançou a maior média de 98,50%.

Para os valores de NTK a média 34,17% de remoção, e para PT os valores foram de 99,56% apresentando uma boa porcentagem de remoção.

Com a dissolução do anodo, ocorre à liberação de Al^{+3} para o meio, o que caracteriza a geração do agente coagulante in situ (MORENO-CASILLAS et al., 2007). Esse agente também é capaz de promover a precipitação e posterior remoção do fósforo, que dificilmente é suprimido nos processos convencionais de tratamento. Se quantidades substanciais de P estiverem presentes nas massas de água (tão baixo quanto 0,02 mg L^{-1}), a eutrofização pode ser desencadeada, resultando em uma reprodução anormal de algas e microrganismos. Isso pode levar a uma redução de oxigênio e gerar toxinas acarretando a morte de peixes e danificando a vida selvagem (LI et al., 2016).

Na Figura 14 é possível comparar o valor máximo de remoção dos parâmetros de cor, turbidez e DQO alcançados nos ensaios do DCCR 2^3 da segunda etapa com o valor médio encontrado no ensaio de validação.

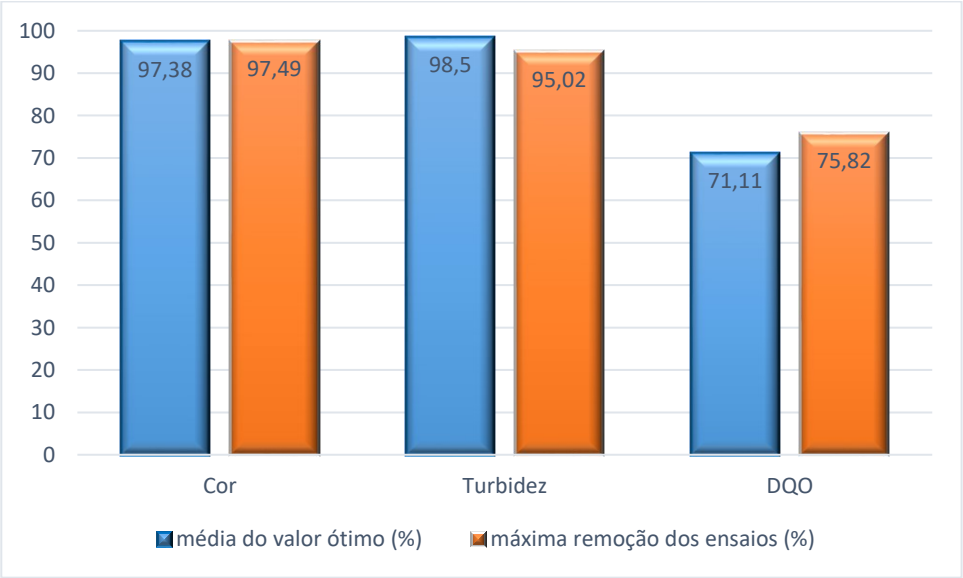


Figura 14 – Porcentagem máxima das variáveis respostas em relação ao valor obtido na desejabilidade.
Fonte: Autoria própria (2020).

Analisando a figura 14, concluí-seque o valor alcançado para as variáveis respostas na desejabilidade, foram muito próximo aos valores máximos de cada parâmetro nos ensaios do DCCR 2^3.

O valor máximo de remoção da Cor é de 87,49% no ensaio 9 para o valor médio da desejabilidade de 97,38%, para a turbidez é 95,02% no ensaio 6 para 98,05 no valor ótimo e de 75,82% para DQO no ensaio 6 para 71,11% no valor predito. Assim os valores ótimos das variáveis independentes conseguem predizer o modelo.

5.9 CUSTOS OPERACIONAIS DA ELETROCOAGULAÇÃO

Para os cálculos do custo operacional da eletrocoagulação foram utilizados os valores de energia elétrica e consumo de alumínio, calculados com as equações 8, 9 e 10. Utilizando a melhor condição encontrada na desejabilidade calculou-se o custo operacional, a qual foi de 26 minutos do tempo de detenção hidráulica de 0,47 A de corrente elétrica o que corresponde a 15,7 volts para o ddp média e uma densidade de corrente igual a 15,66mA cm^{-2}. Utilizando a equação 8 com os valores acima, obteve-se o valor de 3996,96 kWh m^{-3} de consumo de energia elétrica e utilizando a equação 9 obteve-se o valor de 4,91981 x 10^{-4} g/m^3 do consumo dos eletrodos de alumínio.

Segundo London Metal Exchage (LME, 2020) o custo do quilograma do alumínio no mês de Junho de 2020 é de R$ 7,88 e o valor do kWh para a indústria é de R$ 0,51761 (resolução ANNEL n°2.559/19) e de R$ 0,79878 com impostos, estes valores em reais estão disponíveis no site da companhia de energia elétrica do Paraná (COPEL, 2019). Assim de acordo com a equação 10 para estimar o custo de energia elétrica e alumínio para tratar 1 m^3 de efluente do matadouro e frigorífico de suínos nas condições otimizadas foi de R$ 2,07 sem impostos e R$ 3,19 com impostos.

6 CONCLUSÃO

Através deste estudo foi possível otimizar as variáveis independentes do Tempo (min), Rotação (RPM) e Corrente (A), aplicados no DCCR2[3], através das melhores condições de remoção determinadas pelas variáveis repostas de cor, turbidez e DQO. Na primeira etapa as porcentagens de remoção da cor e turbidez demonstram uma boa remoção sendo a média dos valores acima de 97%. O lodo e/ou resíduo gerado ao final do procedimento evidenciou um percentual de alumínio inferior aos relatados em outros estudos. Os resultados apontam para uma possível utilização na forma desidratada na agricultura. Contudo uma avaliação mais detalhada é necessária levando em consideração outros fatores como o a concentração de Al já presente no solo a ser aplicado, bem como a variedade e ou espécie da planta a ser utilizada.

Para a segunda etapa as maiores porcentagem da remoção foram para cor 97,48%, turbidez 95,02% e DQO 75,82%. Utilizando a análise estatística foi possível obter modelos matemáticos para remoção de cor, turbidez e DQO. Através da função de desejabilidade calculou-se as condições ideais para remoção dos parâmetros, as condições otimizadas de tratamento foram o tempo de 26 minutos, rotação de 92,63 rpm, intensidade de corrente de 0,47 A, uma densidade de corrente igual a 15,66mA cm^{-2}.

Os parâmetros de NTK e PT analisados no ensaio de validação correspondem a 37,14% e 99,56% de remoções respectivamente. Além de que os parâmetros respostas obtidos com os valores calculados na desejabilidade correspondem à máxima eficiência de remoção realizada na segunda etapa do planejamento experimental.

A cada m^3 tratado considerando os valores de energia elétrica e consumo do alumínio obteve-se um custo de R$2,07 sem impostos e R$3,19 com impostos. Os resultados demonstram a eficiência da técnica da eletrocoagulação no tratamento do efluente de matadouro e frigorífico de suíno.

REFERÊNCIAS

ABIPECS - ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DAS INDUSTRIAS PRODUTORAS E EXPORTADORAS DE CARNE SUÍNA. São Paulo, 2011. Disponível em: <http://abpa-br.com.br/setores/suinocultura/publicacoes/relatorios-anuais/2018> Acesso em: 01 de set. 2019.

ABNT, NBR. 10004: 2004. Resíduos sólidos: Classificação. Associação Brasileira de Normas**, 2004.**

AHMADIAN, M., YOUSEFI, N., VAN GINKEL, S. W., ZARE, M. R., RAHIMI, S., &FATEHIZADEH, A. (2012). Kinetic study of slaughterhouse wastewater treatment by electrocoagulation using Fe electrodes. ***Water Science and Technology****,* v. 66, n. 4, p. 754-760, 2012.

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.

ARAÚJO, Tulio Campos de et al. Recuperação de alumínio contido no lodo de processo de eletrocoagulação. 2020.

ASSELIN, M., DROGUI, P., BENMOUSSA, H., & BLAIS, J. F. Effective nessofelectro coagulation process in removing organic compounds from slaughterhouse wastewater using monopolar and bipolar electrolyticcells. **Chemosphere**, v.*72,* n.11 p.1727-1733, 2008.

ASSOCIATION, A. History of aluminum. Disponível em: <https://www.aluminum.org/aluminum-advantage/history-aluminum> . Acesso em: 04 Ago. 2020.

SOBRAL, L. F., BARRETO, M. D. V., Da Silva, A. J., & Dos Anjos, J. L. Guia prático para interpretação de resultados de análises de solos. **Embrapa Tabuleiros Costeiros-Documentos (INFOTECA-E)**, 2015

BAYAR, S., YILDIZ, Y., YILMAZ, A., & KOPARAL, A. S. The effect of initial pH on treatment of poultry slaughterhouse wastewater by electrocoagulation method **Desalination and Water Treatment**, v. 52, n. 16-18, p. 3047-3053, 2014.

BAYAR, S., YILDIZ, Y. Ş., YILMAZ, AE, & İRDEMEZ, Ş. The effect of stirring speed and current density on removal efficiency of poultry slaughterhouse wastewater by electrocoagulation method **Dessalinização**, v *280*, n. 1-3, p103-107, 2011.

BAYRAMOGLU, M., KOBYA, M., EYVAZ, M., & SENTUR, Mahmut et al. Technical and economic analysis of electrocoagulation for the treatment of poultry slaughterhouse wastewater. **Separation and Purification Technology**, v. 51, n. 3, p. 404-408, 2006

BAZRAFSHAN, E., MOSTAFAPOUR, F. K., FARZADKIA, M., OWNAGH, K. A., & MAHVI, A. H. Slaughterhouse wastewater treatment by combined chemical coagulation and electrocoagulation process **Plo Sone**, v. 7, n. 6, p. e40108, 2012

BONDY, STEPHEN C. Baixos níveis de alumínio podem levar a alterações comportamentais e morfológicas associadas à doença de Alzheimer e à neuro degeneração relacionada à idade. **Neurotoxicology**, v. 52, p. 222-229, 2016.

BRASIL. CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE. Resolução n. º 430, de 13 de maio de 2011. Dispõe sobre as condições e padrões de lançamento de efluentes, complementa e altera a Resolução n. º 357, de 17 de março de 2005, do Conselho Nacional do Meio Ambiente-CONAMA. **Diário Oficial da União**, n. 92, 2011.

BRITO, J. F.; FERREIRA, L. O.; SILVA, J. P.; RAMALHO, T. C. Tratamento da água de purificação do biodiesel utilizando eletrofloculação. **Quím. 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.; MERHVAR, MSlaughterhouse wastewater characteristics, treatment, and management in the meat processing industry: A review on trends and advances. **Journal of environmental management**, v. 161, p. 287-302, 2015

BUSTILLO-LECOMPTE, Ciro; MEHRVAR, Mehrab; QUIÑONES-BOLAÑOS, Edgar. Slaughterhouse wastewater characterization and treatment: an economic and public health necessity of the meat processing industry in Ontario, Canada. **Journal of Geoscience and Environment Protection**, v. 4, n. 4, p. 175-186, 2016.

CAIRES, E. F., CHUEIRI, W. A., MADRUGA, E. F., & FIGUEIREDO, A. Alterações de características químicas do solo e resposta da soja ao calcário e gesso aplicados na superfície em sistema de cultivo sem preparo do solo. Revista Brasileira de Ciência do Solo, 22(1), 27-34, 1998.

CAMARGO C. E De. O.; FILHO W. P. F e FELICIO J. C.; **Herança Da Tolerância Ao Alumínio Em Trigo; Sci. agric.**, Piracicaba, v. 56, n. 2, p. 429-435, 1999.

CASSOL, Cleidimar João et al. Determinação de íons metálicos disponíveis e parâmetros físico-químicos em solos com cobertura vegetal natural do oeste do Paraná. Dissertação de Mestrado. Universidade Tecnológica Federal do Paraná. 2018

CASTRO, C. de; OLIVEIRA JUNIOR, A. de; DE OLIVEIRA, F. A. Resposta de híbridos de girassol ao teor de alumínio no solo. In: **Embrapa Soja-Artigo em anais de congresso (ALICE)**. In: REUNIÃO NACIONAL DE PESQUISA DE GIRASSOL, 22.; SIMPÓSIO NACIONAL SOBRE A CULTURA DO GIRASSOL, 10., 2017, Lavras. Anais... Londrina: Embrapa Soja, 2017. p. 15-20. (Embrapa Soja. Documentos, 395). Editado por Regina Maria Villas Bôas de Campos Leite., 2017.

CHEN, G. Electrochemical technologies in wastewater treatment. **Separation and purification Technology**, v. 38, n. 1, p. 11-41, 2004.

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 AMBIENTE - CONAMA (Brasil). Resolução nº 357, de 17 de março de 2005. Resolução n. 357. de 17 de março de 2005. Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências. 2005. Disponível em: **<http://www. mma. gov. br/port/conama/res/res05/res35705.pdf**>
Acesso em: 06 de set. 2018.

COMPANHIA DE ENERGIA ELÉTRICA DO PARANÁ– COPEL
Disponível em: <https://www.copel.com/hpcopel/root/nivel2.jsp?endereco=%2Fhpcopel%2Froot%2Fpagcopel2.nsf%2F5d546c6fdeabc9a1032571000064b22e%2F8c04fbf11f00cc5703257488005939be>
Acesso em: 29. ago. 2019.

CRESPILHO, F. N; REZENDE, M. O. O. Eletroflotação: Princípios e Aplicações. Editora Rima, São Carlos, 1ª Ed., 96 p. 2004.

CRESPILHO, F. N; SANTANA, C. G; REZENDE, M. O. O. Tratamento de efluente da indústria de processamento de coco utilizando eletroflotação. **Quím. Nova** vol.27 no.3 São Paulo Mai/Jun 2004

COMETTI, M. F.; NASCIMENTO, I. L.; MATTEDI, E. V. O; PAIVA, W. V; ROCHA, S. M. S. ELETROFLOCULAÇÃO COM DIFERENTES ELETRODOS DE ALUMÍNIO. **Blucher Chemical Engineering Proceedings**, v. 1, n. 2, p. 8900-8907, 2015

COMPANHIA, DE TECNOLOGIA DE SANEAMENTO AMBIENTAL. Guia técnico ambiental de frigoríficos: industrialização de carne bovina e suína. **São Paulo: CETESB**, 2008.

COUTINHO, E. F; RIBEIRO, F. C; CAPPELLARO, T. H. Cultivo de oliveira (Olea europaea L.). **Embrapa Clima Temperado-Sistema de Produção (INFOTECA-E)**, 2009.

DA SILVA, Andresa Carolina; DE OLIVEIRA NETO, Odilon José; FIGUEIREDO, Reginaldo Santana. Mercado brasileiro de carnes: transmissão de preços/Brazilian meatmarket: pricetransmission. **Brazilian Journal of Development**, v. 6, n. 3, p. 15870-15892, 2020.

DA SILVA, Gilvanele Silva Oliveira; NETO, Osman José de Aguiar Gerude. Análise dos impactos socioambientais gerados por descartes de efluentes de abatedouros no bairro Maracanã, São Luis–MA. **Revista Interdisciplinar em Cultura e Sociedade**, v. 4, n. Espec, p. 533-543, 2019

DAVARNEJAD, REZA; NASIRI, SAMANEH. Slaughterhouse wastewater treatment using an advance doxidation process: optimizationstudy. **Environmental pollution**, v. 223, p. 1-10, 2017.

FERNANDES, F. D. T., DA NÓBREGA SOUZA, C. C., ALEXANDRE, G. B., & SILVA, J. N ESTUDO E MONITORAMENTO TECNOLÓGICO DO TRATAMENTO DE EFLUENTES POR ELETROCOAGULAÇÃO. **Cadernos de Prospecção**, v. 12, n. 2, p. 388, 2019.

DAMARAJU, M., YOSHIHARA, H., BHATTACHARYYA, D., PANDA, TK, &KURILLA, KK (2019). Phosphorus recovery from the sludge generated from a continuous bipolar mode electrocoagulation (CBME) system. **Water Science and Technology**, v. 79, n. 7, p. 1348-1356, 2019

DROGUI, P., ASSELIN, M., BRAR, S. K., BENMOUSSA, H., & BLAIS, J. F. Electrochemical removal of organics and oil from sawmill and ship effluents. **Canadian Journal of Civil Engineering**, v. 36, n. 3, p. 529-539, 2009.

ERYURUK, K., TEZCAN, U., & OGUTVEREN, U. B. (2011). Treatment of cattle-slaughter tubular electrocoagulator. **IPCBEE**, v. 23, p. 134-137, 2011.

EXLEY, C. Aluminium and Alzheimer's Disease: The science that describes the link. 1. ed. [s.l.] Elsevier B.V., 2001.

FAQUIN V. **Nutrição Mineral de Plantas,** Universidade Federal de Lavrras, FAEPE Lavras – MG 2005, Disponível em <http://www.dcs.ufla.br/site/_adm/upload/file/pdf/Prof_Faquin/Nutricao%20mineral%20de%20plantas.pdf> Acesso em 05 de Agosto de 2019.

FORNARI, T. M. M. Aplicação da técnica de eletro-floculação no tratamento de efluentes de curtume. Dissertação (Mestre em Engenharia Química) - Universidade Estadual do Oeste do Paraná, Campus Toledo, Toledo-PR, 2008.

FREITAS, J. G. de; FERREIRA FILHO, S. S.; PIVELI, R. P. Viabilidade técnica e econômica da regeneração de coagulantes a partir de lodos de estações de tratamento de água. Engenharia Sanitaria e Ambiental, v. 10, n. 2, p. 137–145, 2005.

GIL, A. S. L; FIORI, S. Uso da água no processo produtivo de abatedouro. XX Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos, [S.l.]: [s.n.]. Nov de 2013.

GILI, I. Tratamento de efluentes por eletrólise: estudo de caso para efluentes têxteis. Dissertação (Mestrado) – Universidade Federal de Santa Catarina, - Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis-SC 2015.

GUIMARÃES, D. D., AMARAL, G. F., MAIA, G. B. D. S., LEMOS, M. L. F., ITO, M.; CUSTODIO, S. Suinocultura: estrutura da cadeia produtiva, panorama do setor no Brasil e no mundo e o apoio do BNDES. 2017.

HACHEZ-LEROY, F. Aluminium in health and food: a gradual global approach. European Review of History: Revue europeenned'histoire, v. 20, n. 2, p. 217– 236, abr. 2013.

HEIKAL, Mohamed. Effect of temperature on the physico-mechanical and mineralogical properties of Homra pozzolanic cement pastes. **Cement and Concrete Research**, v. 30, n. 11, p. 1835-1839, 2000.

HEMKEMEIER, M. Estudo do tratamento eletrolítico aplicado a efluente liquido de abatedouro avícola. Tese (Doutorado). Universidade Estadual de Campinas, Campinas-SP. 249 p, 2001.

HOLT, P. K., BARTON, G. W., WARK, M., & MITCHELL, C. A. A quantitativecomparisonbetweenchemicaldosingandelectrocoagulation. **Colloids and Surfaces A: Physico chemical and Engineering Aspects**, v. 211, n. 2-3, p. 233-248, 2002.

IPCS, OMS. Environmental health criteria 194: aluminum. **World Health Organisation, International Programme on Chemical Safety. htpp://www. inchem. org/fullist. html**, 1997.

JOÃO,J .J.,EMERICK, T., FILHO, S. D U., NISHIHORA, K. R. Processo de eletrocoagulação-flotação: investigação dos parâmetros operacionais para o tratamento de águas residuais da indústria de pescados. **Quím. Nova** v.41 n.2 SP, 2018.

JÚNIOR, D. S. G. P., VICENTE, G. O., & TREVISAN, M. F. Utilização de escória de alumínio como adição na argamassa: análise no estado fresco e endurecido. **Revista Científica ANAP Brasil**, v. 12, n. 27, 2019.

KOBYA, Mehmet; SENTURK, Elif; BAYRAMOGLU, Mahmut. Treatment of poultry slaughterhouse wastewaters by electrocoagulation. **Journal of hazardous materials**, v. 133, n. 1-3, p. 172-176, 2006.

KREWSKI, D., YOKEL, RA, NIEBOER, E., BORCHELT, D., COHEN, J., HARRY, J., RONDEAU, V. **Jornal de Toxicologia e Saúde Ambiental, Parte B**, v. 10, n. S1, p. 1-269, 2007.

KRIEGER, E. I. F. Avaliação do Consumo de Água, racionalização do uso e reuso do efluente líquido de frigorifico de suínas na busca sustentabilidade socioambiental da empresa. Tese (Doutorado). Instituto de Biociências da Universidade Federal do Rio Grande do Sul, 2007.

KUOKKANEN, V., KUOKKANEN, T., RÄMÖ, J., LASSI, U., & ROININEN, J. Removal of phosphate from wastewaters for further utilization using electrocoagulation with hybrid electrodes–Techno-economic studies. **Journal of Water Process Engineering**, v. 8, p. e50-e57, 2015.

LI, RONGHUA ET AL. Recovery of phosphate from aqueous solution by magnesium oxide decorated magnetic biochar and its potential as phosphate-based fertilizer substitute. **Bioresource technology**, v. 215, p. 209-214, 2016.

LONDON METAL EXCHANGE (LME). Disponível em: <https://www.lme.com/>
Acesso em: 13 de Jun. de 2020.

LORENZETT, D. B.; ROSSATO, M.V. A gestão de Resíduos em Postos de Abastecimento de Combustível – Revista de Gestão Ambiental. Ponta Grossa – Paraná - Brasil/ v.06, n.02: p.110 – 125 - 2010.

MA, Si Si; GANG ZHANG, Yong. Electrolytic removal of alizarinred S by Fe/Al composite hydrogel electrode for electrocoagulation toward a new wastewater treatment. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 23, n. 22, p. 22771-22782, 2016.

MELO, Dirceu de et al. Plantas de cobertura em áreas de produção de soja no verão e silagem de milho no inverno, com aplicação de água residuária de suinocultura. 2016.

MENESES, J. M. D., VASCONCELOS, R. D. F., FERNANDES, T. D. F., & ARAÚJO, G. T. D. Tratamento do efluente do biodiesel utilizando a eletrocoagulação/flotação: investigação dos parâmetros operacionais. **Química Nova**, v. 35, n. 2, p. 235-240, 2012.

MINERAIS, DO PARANÁ SA-MINEROPAR; PARANÁ, S. A. Geoquímica de solo–horizonte B: Relatório Final de Projeto. **Curitiba: Mineropar**, v.2, 2005.

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. 114, n. 1-3, p. 199-210, 2004.

MOLLAH, M. Y. A; SCHENNACH, R; PARGA, J. R; COCKE, D. L. Electrocoagulation (EC)—science and applications. **Journal of hazardous materials**, v. 84, n. 1, p. 29-41, 2001.

MONDOLFO, L. F. Aluminium alloys: structure and properties. 2. ed. [s.l.] Butterworth & Co, 1976.

MORENO-CASILLAS, H. A., COCKE, D. L., GOMES, J. A., MORKOVSKY, P., PARGA, J. R., & PETERSON. E Electrocoagulation mechanism for COD removal. **Separation and purification Technology**, v. 56, n. 2, p. 204-211, 2007.

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

NETO, B. B., SCARMINIO, I. S., BRUNS, R. E. Como fazer experimentos: pesquisa e desenvolvimento na ciência e na indústria. 4. ed. Porto Alegre: Bookman, 2010.

NOLLA, A., ANGHINONI, I., CASTALDO, J. H., ALVES, E. O. S., MOTA NETO, L. V., SILVA, M. A. G., & MUNIZ, A. S. Disponibilidade de nutrientes e fito toxidez de alumínio: influência da complexação por ligantes na solução do solo. J AgronSci, 4, 1-16, 2015.

ORSSATTO, F. Otimização do tratamento de efluente de matadouro e frigorífico de suínos pela eletrofloculação e combinação eletrofloculaçào/coagulação orgânica. Tese (Doutorado) – Universidade Estadual do Oeste do Paraná, Campus de Cascavel, Cascavel-PR, 2017.

OZYONAR F.; KARAGOZOGLU, B. Operating cost analysis and treatment of domestic wastewater by electrocoagulation using aluminum electrodes. **Pol. J. Environ. Stud**, v. 20, n. 1, p. 173, 2011.

OZYONAR, Fuat; KARAGOZOGLU, Bunyamin. Investigation of technical and economic analysis of electrocoagulation process for the treatment of great and small cattle slaughterhouse wastewater. **Desalination and Water Treatment**, v. 52, n. 1-3, p. 74-87, 2014.

PACHECO, J. W. Guia técnico ambiental de frigoríficos-industrialização de carnes (bovina e suína). **São Paulo: CETESB**, 2006.

PAIVA, Emerson José de. Otimização de processos de manufatura com múltiplas respostas baseada em índices de capacidade. 2008.

PALAHOUANE, B., DROUICHE, N., AOUDJ, S., &BENSADOK, K. Cost-effective electrocoagulation process for the remediation of fluoride from pretreated photovoltaic wastewater. **Journal of Industrial and Engineering Chemistry**, v. 22, p. 127-131, 2015.

PEREIRA, E. L., DE PAIVA, T. C. B., & DA SILVA, F. T. Physico-chemical and ecotoxicological characterization of slaughterhouse wastewater resulting from green line slaughter. **Water, Air, & Soil Pollution**, v. 227, n. 6, p. 199, 2016.

RAMIRO, L. C. F., DE LIMA, R. K., DECCO, H. F., &VENDRAME, P. R. S. CARACTERIZAÇÃO QUÍMICA E IDENTIFICAÇÃO DE SOLOS DESENVOLVIDOS DE ARENITO EM UMA PEDOSSEQUÊNCIA LOCALIZADA NO MUNICÍPIO DE SANTA FÉ, PR. **Simpósio Nacional de Geografia e Gestão Territorial e Semana**

Acadêmica de Geografia da Universidade Estadual de Londrina, v. 1, p. 786-795, 2018.

SCHENINI, P. C.; ROSA, A.L.M.; RIBEIRO, M.M.A. O Mecanismo de Desenvolvimento Limpo como Atrativo ao Investimento Ambiental: Estudo de Caso em um Frigorífico de Bovinos. In: SEGeT – Simpósio de Excelência em Gestão e Tecnologia, 3, 2014, Florianopolis. Anais... Florianópolis, 2014.

RIBAS, CILTON. "Caracterização da fertilidade atual dos solos da região de Guarapuava/PR." *Universidade do Centro-Oeste* (2010).

RIGO, E. **Aplicação de lipases como auxiliary no pré-tratamento de efluentes de frigoríficos de suínos e bovinos**. Tese de Doutorado. Dissertação (Maestría), URI, Erechim. RS, 2004.

RODRIGUES, M. I.; IEMMA, A. F. Planejamento de experimentos e otimização de processos. 3ª. **Campinas/SP**, 2014.

SIMAS, A., MORES, R., STEFFENS, J., DALLAGO, R. M., KUNZ, A., MICHELON, W., ... & VIANCELLI, A. Electrodisinfection of real swine wastewater for water reuse. **Environmental Chemistry Letters**, v. 17, n. 1, p. 495-499, 2019.

STAICU, L.C. LENS, L.N.P.; OTURAN, A.M. Electrocoagulation of colloidal biogenics elenium. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 22, n. 4, p. 3127-3137, 2015.

STANDARD methods for the examination of water and wastewater. 22nd. Washington, DC: American Public Health Association, 2012. 1 v. (várias paginações) ISBN 0-87553-047-8.

ÜN, Ümran Tezcan; KOPARAL, A. Savaş; ÖĞÜTVEREN, Ülker Bakir. Hybrid processes for the treatment of cattle-slaughterhouse wastewater using aluminum and iron electrodes. **Journal of Hazardous Materials**, v. 164, n. 2-3, p. 580-586, 2009.

VAN GYSEGHEM, Elke et al. Selectionofreversed-phaseliquidchromatographiccolumnswithdiverseselectivitytowardsthepotentialseparationofimpurities in drugs. **Journal of Chromatography A**, v. 1042, n. 1-2, p. 69-80, 2004.

VON SPERLING, Marcos. Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos: princípios do tratamento biológico de águas residuárias. **Belo Horizonte: UFMG**, v. 1, p. 452, 2005.

Zambrosi, F. C. B., Alleoni, L. R. F., & Caires, E. F. Teores de alumínio trocável e não trocável após calagem e gessagem em Latossolo sob plantio direto. Bragantia, 66(3), 487-495, 2007.

ZUCCARI, M. L., GRANER, CELSO A. F., LEOPOLDO, P. R. Determinação da demanda química de oxigênio (DQO) em águas e efluentes por método colorimétrico alternativo. **Embrapa Territorial-Artigo em periódico indexado (ALICE)**, 2005.