



MINISTÉRIO DA EDUCAÇÃO UNIVERSIDADE  
TECNOLÓGICA FEDERAL DO PARANÁ  
Programa de Pós-Graduação em Engenharia  
Ambiental



**BRUNA RAÑA CRIVILIM**

**ELETROCOAGULAÇÃO SEGUIDA DE FILTRAÇÃO DIRETA PARA  
TRATAMENTO DE EFLUENTE DE SUINOCULTURA**

**LONDRINA**

**2021**

**BRUNA RAÑA CRIVILIM**

**ELETROCOAGULAÇÃO SEGUIDA DE FILTRAÇÃO DIRETA PARA  
TRATAMENTO DE EFLUENTE DE SUINOCULTURA**

**ELECTROCOAGULATION FOLLOWED BY DIRECT FILTRATION TO TREAT  
SWINE WASTEWATER**

Dissertação apresentada como requisito à obtenção do grau de Mestre em Engenharia Ambiental, do Programa de Pós-graduação em Engenharia Ambiental, Universidade Tecnológica Federal do Paraná. Área de Concentração: Saneamento Ambiental

Orientador: Profa. Dra. Edilaine Regina Pereira.

Co-orientadora: Profa. Dra. Joseane Debora Peruco Theodoro

**LONDRINA**

**2021**



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

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

Conteúdos elaborados por terceiros, citados e referenciados nesta obra não são cobertos pela licença.



MINISTÉRIO DA EDUCAÇÃO UNIVERSIDADE  
TECNOLOGICA FEDERAL DO PARANÁ  
Programa de Pós-Graduação em Engenharia  
Ambiental Câmpus Apucarana e Londrina



## **TERMO DE APROVAÇÃO**

### **ELETROCOAGULAÇÃO SEGUIDA DE FILTRAÇÃO DIRETA PARA TRATAMENTO DE EFLUENTE de SUINOCULTURA**

por

**BRUNA RAÑA CRIVILIM**

Dissertação de Mestrado apresentada no dia 19 de fevereiro de 2021, como requisito para a obtenção do título de MESTRE EM ENGENHARIA AMBIENTAL pelo Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental, Câmpus Apucarana e Londrina, da Universidade Tecnológica Federal do Paraná. A mestranda foi arguida pela Banca Examinadora composta pelos membros abaixo assinados. Após avaliação da Dissertação, a Banca Examinadora considerou a Dissertação **APROVADA**. O presente termo assinado ficará depositado na Coordenação do Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental – PPGEA.

---

Profa. Dra. Edilaine Regina  
(PPGEA UTFPR - Câmpus Londrina)

---

Prof. Dr. Ariovaldo Jose da Silva  
(Universidade Estadual de Campinas - UNICAMP)

---

Prof. Dr. Ricardo Nagamine Costanzi  
(PPGEA UTFPR - Câmpus Londrina)

## **AGRADECIMENTOS**

Primeiramente agradeço a Deus que, em meio a pandemia do COVID-19, me abençoou e permitiu que eu executasse e concluísse mais esta etapa da minha carreira acadêmica.

Agradeço a minha querida orientadora Edilaine Regina Pereira, que me apoiou e me deu todo o suporte para que este trabalho pudesse ser concluído da melhor forma possível.

Agradeço a minha coorientadora Joseane Debora Peruço Theodoro, por compartilhar seu conhecimento e por todo o auxílio prestado na execução deste trabalho.

Agradeço ao professor Edmilson Canesin, da UTFPR campus Apucarana, por colaborar com as análises de metais deste trabalho.

Agradeço a UTFPR, ao PPGEA e todo o seu corpo docente por proporcionar o desenvolvimento de trabalhos como este e subsidiar o desenvolvimento de cada aluno.

Agradeço a minha família por estar sempre presente e fornecendo todo o apoio necessário nesta caminhada. Em especial, ao meu marido, Ryander, que me auxiliou na montagem do experimento.

Agradeço a proprietária da propriedade Patricia, que forneceu o efluente para que esta pesquisa pudesse ser realizada.

Agradeço a todos os funcionários do Laboratório Multiusuário do Campos Londrina (LabMult-LD) pelo apoio e toda colaboração. Assim como agradeço a todos os meus amigos e colegas do PPGEA que de alguma forma participaram desta jornada comigo. Em especial, Fellipe e Ana, que me ajudaram na coleta do efluente e na execução das análises.

CRIVILIM, B. R. **Eletrocoagulação seguida de filtração direta para tratamento de efluente de suinocultura**. 135 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental), Universidade Tecnológica Federal do Paraná (UTFPR). Londrina, 2021.

## RESUMO

A vigência de políticas voltadas ao desenvolvimento sustentável dos países resultou em mudanças importantes no processo de descarte consciente dos efluentes industriais. No âmbito das agroindústrias, as que realizam o abate de suínos ganham destaque, uma vez que esses dejetos são ricos em matéria orgânica e carga microbiana que, quando não tratados, representam um problema econômico e ambiental devido sua alta toxicidade, elevado potencial de poluição das águas e constante ameaça à saúde pública. Dentre os diversos métodos de tratamentos de efluente, o uso da eletrocoagulação (EC) apresenta-se como uma alternativa por ser uma técnica diversificada e pela eficiência na remoção de diversos poluentes orgânicos ou inorgânicos. Assim, objetivou-se verificar se o processo de eletrocoagulação com a utilização de eletrodos de alumínio e ferro seguido de filtração direta em areia pode vir a ser uma tecnologia eficaz e eficiente para o tratamento de efluentes provenientes da suinocultura. Os tratamentos envolveram a realização da EC seguida da filtração. Na primeira etapa, a EC foi realizada em diferentes condições de pH variando de 5,12 a 11,17 (ácido – 5,12, neutro – 8,17 e básico – 11,17) e tempos (20,40 e 60 minutos) além da análise de dois tipos de eletrodos (alumínio e ferro). A segunda etapa baseou-se na realização da filtração direta do efluente tratado, utilizando-se filtros de areia de granulometria entre 0,4 e 0,85mm. Após os ensaios foram analisados os parâmetros: cor aparente, turbidez, pH, Demanda Química de Oxigênio (DQO), nitrogênio total, condutividade elétrica, sólidos totais (ST) e os metais alumínio, ferro, cobre e zinco. As amostras e suas réplicas foram submetidas ao planejamento experimental, baseando-se na variação de duas variáveis (tempo e pH) em 3 níveis, somando um total de 9 ensaios para cada eletrodo e pH a ser estudado, totalizando 54 ensaios. Quanto aos resultados, obteve-se uma eficiência global para cor aparente, turbidez, N-amoniaco, DQO, ST de 91%, 87%, 28%, 11% e 38%, respectivamente, para o efluente com pH neutro (8,17); 65%, 70%, 75%, 79% para pH básico (11,17) e 99%, 99%, 67%, 86% e 33%, respectivamente, para pH ácido (5,12). Estatisticamente, para um nível de significância de  $p=0,05$ , a alteração do pH foi significativa, porém do tempo não, sendo o pH ácido o que apresentou melhora nos resultados. Quando avaliado a presença de metais após o tratamento do efluente, foi possível notar que mediante o tratamento por eletrocoagulação com a utilização de ambos os eletrodos (alumínio e ferro) nenhum metal analisado foi detectado durante as análises. Conclui-se que o tratamento proposto se mostrou parcialmente eficaz, uma vez que mesmo após o tratamento com eletrocoagulação e da filtração direta como pós tratamento ainda foi detectado no efluente final concentrações remanescentes de nitrogênio amoniacal superior à aceitável na legislação ambiental, bem como concentrações elevadas de matéria orgânica e sólidos totais, sendo evidenciado assim a importância do pós tratamento e a necessidade da inclusão do tratamento de polimento para que o efluente tratado da maneira proposta possa ser recomendado a uso.

**Palavras-chave:** Suinocultura. Tratamento de efluentes. Eletrocoagulação. Filtração.

CRIVILIM, B. R. **Electrocoagulation followed by direct filtration to treat swine wastewater**. 135 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental), Universidade Tecnológica Federal do Paraná (UTFPR). Londrina, 2021.

## ABSTRACT

The existence of policies aimed at the sustainable development of countries has resulted in important changes in the process of conscious disposal of industrial effluents. In the scope of agro-industries, those that perform the slaughter of pigs are highlighted, since these wastes are rich in organic matter and microbial load that, when not treated, represent an economic and environmental problem due to their high toxicity, high pollution potential and constant threat to public health. Among the various methods of effluent treatments, the use of electrocoagulation (EC) is presented as an alternative because it is a diversified technique and the efficiency in the removal of various organic or inorganic pollutants. Thus, the objective was to verify if the electrocoagulation process with the use of aluminium and iron electrodes followed by direct filtration in sand can become an effective and efficient technology for the treatment of effluents from pig farming. The treatments involved performing EC followed by filtration. In the first stage, EC was performed under different pH conditions (acid, neutral and basic) and times (20.40 and 60 minutes) in addition to the analysis of two types of electrodes (aluminium and iron). The second stage was based on the direct filtration of the treated effluent, using sand filters with particle sizes between 0.4 and 0.85 mm. After the tests, the parameters: apparent color, turbidity, pH, Chemical Oxygen Demand (COD), total nitrogen, electrical conductivity, total solids (ST) and the metals aluminium, iron, copper, and zinc were analysed. The samples and their replicates were submitted to experimental planning, based on the variation of two variables (time and pH) in 3 levels, adding up to a total of 9 tests for each electrode and pH to be studied, totalling 54 tests. As for the results, it was obtained an overall efficiency for apparent color, turbidity, N-ammoniacal, COD, ST of 91%, 87%, 28%, 11% and 38%, respectively, for the effluent with neutral pH; 65%, 70%, 75%, 79% for basic pH and 99%, 99%, 67%, 86% and 33%, respectively, for acid pH. Statistically, for a significance level of  $p = 0.05$ , the change in pH was significant, but not over time, with acidic pH showing the best results. When the presence of metals was evaluated after the treatment of the effluent, it was possible to notice that, through the treatment by electrocoagulation with the use of both electrodes (aluminium and iron), no analysed metal was detected during the analysis. It is concluded that the proposed treatment proved to be partially effective, since even after the treatment with electrocoagulation and direct filtration as after treatment, remaining concentrations of ammoniacal nitrogen higher than acceptable in environmental legislation, as well as high concentrations, were still detected in the final effluent. of organic matter and total solids, thus showing the importance of post-treatment and the need to include polishing treatment so that the effluent can be recommended for use.

**Keywords:** Pig farming. Wastewater treatment. Electrocoagulation. Filtration.

## LISTA DE FIGURAS

Figura 1 - Ilustração do processo de EC. ....	33
Figura 2 - Imagem aérea da Granja escolhida como local de estudo. ....	39
Figura 3 - Visão geral dos locais de coleta das amostras. ....	40
Figura 4 - Reator para a realização dos ensaios de eletrocoagulação. ....	42
Figura 5 - Eletrodos bipolares utilizados no estudo. ....	43
Figura 6 - Esquematização da montagem do experimento. ....	44
Figura 7 - Esquematização da montagem do experimento distinto entre Eletrodos de Alumínio e Eletrodos de Ferro. ....	44
Figura 8 - Estrutura dos filtros utilizados no experimento. ....	45
Figura 9 - Montagem da fase de filtração do efluente. ....	46
Figura 10 - Pesagem do eletrodo de Alumínio (a) e eletrodo de Ferro (b) após experimento para realização do cálculo de custos. ....	48
Figura 11 - Floculação em eletrodo de Alumínio para promover a flotação. ....	51
Figura 12 - Comparação de tons entre amostras que foram submetidas a 20 minutos e 60 minutos de eletrocoagulação. ....	52
Figura 13 - Turbidez das amostras após eletrocoagulação. ....	53
Figura 14 - Amostras após 24 horas de repouso decorrente da decantação/sedimentação. ....	53
Figura 15 - Comparação dos valores do parâmetro cor aparente de acordo com o nível de tratamento. Ensaio com pH do efluente bruto neutro (8,17). ....	64
Figura 16 - Comparação dos valores do parâmetro turbidez de acordo com o nível de tratamento. Ensaio com pH do efluente bruto. ....	64
Figura 17 - Comparação das concentrações do parâmetro nitrogênio amoniacal de acordo com o nível de tratamento. Ensaio com pH do efluente bruto. ....	65
Figura 18 - Comparação das concentrações do parâmetro DQO de acordo com o nível de tratamento. Ensaio com pH do efluente bruto. ....	67
Figura 19 - Comparação das concentrações do parâmetro sólidos totais de acordo com o nível de tratamento. Ensaio com pH do efluente bruto. ....	67
Figura 20 - Comparação dos valores do parâmetro cor aparente de acordo com o nível de tratamento. Ensaio com efluente com pH básico. ....	69

Figura 21 - Comparação dos valores do parâmetro turbidez de acordo com o nível de tratamento. Ensaio com efluente com pH básico. ....	70
Figura 22 - Comparação dos valores do parâmetro nitrogênio amoniacal de acordo com o nível de tratamento. Ensaio com efluente com pH básico. ....	71
Figura 23 - Comparação dos valores do parâmetro DQO de acordo com o nível de tratamento. Ensaio com efluente com pH básico. ....	71
Figura 24 - Comparação dos valores do parâmetro sólidos totais de acordo com o nível de tratamento. Ensaio com efluente com pH básico. ....	72
Figura 25 - Comparação dos valores do parâmetro cor aparente de acordo com o nível de tratamento. Ensaio com efluente com pH ácido. ....	74
Figura 26 - Comparação dos valores do parâmetro turbidez de acordo com o nível de tratamento. Ensaio com efluente com pH ácido. ....	74
Figura 27 - Comparação dos valores do parâmetro nitrogênio amoniacal de acordo com o nível de tratamento. Ensaio com efluente com pH ácido. ....	75
Figura 28 - Comparação dos valores do parâmetro DQO de acordo com o nível de tratamento. Ensaio com efluente com pH ácido. ....	76
Figura 29 - Comparação dos valores do parâmetro sólidos totais de acordo com o nível de tratamento. Ensaio com efluente com pH ácido. ....	77
Figura 30 - Colmatação do filtro da amostra do Eletrodo de Alumínio. ....	79
Figura 31 - Comparação dos valores do parâmetro cor aparente de acordo com o nível de tratamento. Ensaio com pH do efluente bruto. ....	88
Figura 32 - Comparação dos valores do parâmetro turbidez de acordo com o nível de tratamento. Ensaio com pH do efluente bruto. ....	89
Figura 33 - Comparação dos valores do parâmetro nitrogênio amoniacal de acordo com o nível de tratamento. Ensaio com pH do efluente bruto. ....	90
Figura 34 - Comparação dos valores do parâmetro DQO de acordo com o nível de tratamento. Ensaio com pH do efluente bruto. ....	91
Figura 35- Comparação dos valores do parâmetro sólidos totais de acordo com o nível de tratamento. Ensaio com pH do efluente bruto. ....	91
Figura 36 - Comparação dos valores do parâmetro cor aparente de acordo com o nível de tratamento. Ensaio do efluente com pH básico. ....	93
Figura 37 - Comparação dos valores do parâmetro turbidez de acordo com o nível de tratamento. Ensaio do efluente com pH básico. ....	93

Figura 38 - Comparação dos valores do parâmetro nitrogênio amoniacal de acordo com o nível de tratamento. Ensaios do efluente com pH básico. ....	94
Figura 39 - Comparação dos valores do parâmetro DQO de acordo com o nível de tratamento. Ensaios do efluente com pH básico. ....	95
Figura 40 - Comparação dos valores do parâmetro sólidos totais de acordo com o nível de tratamento. Ensaios do efluente com pH básico. ....	95
Figura 41 - Comparação dos valores do parâmetro cor aparente de acordo com o nível de tratamento. Ensaios do efluente com pH ácido. ....	97
Figura 42 - Comparação dos valores do parâmetro turbidez de acordo com o nível de tratamento. Ensaios do efluente com pH ácido. ....	97
Figura 43 - Comparação dos valores do parâmetro nitrogênio amoniacal de acordo com o nível de tratamento. Ensaios do efluente com pH ácido. ....	98
Figura 44 - Comparação dos valores do parâmetro DQO de acordo com o nível de tratamento. Ensaios do efluente com pH ácido. ....	99
Figura 45 - Comparação dos valores do parâmetro sólidos totais de acordo com o nível de tratamento. Ensaios do efluente com pH ácido. ....	100
Figura 46 - Gráficos de curvas de contorno dos ensaios de eletrocoagulação utilizando o eletrodo de alumínio, para o parâmetro a) pH pós-tratamento; b) Cor aparente; c) Turbidez; d) Nitrogênio amoniacal; e) DQO; f) Condutividade elétrica; g) Corrente elétrica. ....	104
Figura 47 -Gráfico de Pareto obtido pelos ensaios de tratabilidade de eletrocoagulação com eletrodo de alumínio para os parâmetros a) pH pós-tratamento; b) Cor aparente; c) Turbidez; d) Nitrogênio amoniacal; e) DQO; f) Condutividade elétrica; g) Corrente elétrica. ....	107
Figura 48 - Gráficos de curvas de contorno dos ensaios de eletrocoagulação utilizando o eletrodo de ferro, para o parâmetro a) pH pós-tratamento; b) Cor aparente; c) Turbidez; d) Nitrogênio amoniacal; e) DQO; f) Condutividade elétrica; g) Corrente elétrica. ....	109
Figura 49 - Gráfico de Pareto obtido pelos ensaios de tratabilidade de eletrocoagulação com eletrodo de alumínio para os parâmetros a) pH pós-tratamento; b) Cor aparente; c) Turbidez; d) Nitrogênio amoniacal; e) DQO; f) Condutividade elétrica; g) Corrente elétrica. ....	111

Figura 50 - Consumo médio de energia elétrica em KWh m <sup>-3</sup> aplicando tratamento de eletrocoagulação com eletrodo de alumínio e a) pH neutro, b) pH básico e c) pH ácido.....	112
Figura 51 - Custo médio em reais por m <sup>-3</sup> de efluente aplicando tratamento de eletrocoagulação com eletrodo de alumínio e a) pH neutro, b) pH básico e c) pH ácido.....	114
Figura 52 - Consumo médio de energia elétrica em KWh m <sup>-3</sup> aplicando tratamento de eletrocoagulação com eletrodo de ferro e A) pH neutro, B) pH básico e C) pH ácido. .....	115
Figura 53 - Custo médio em reais por m <sup>-3</sup> de efluente aplicando tratamento de eletrocoagulação com eletrodo de ferro e a) pH neutro, b) pH básico e c) pH ácido. .....	116

## LISTA DE TABELAS

Tabela 1 - Produção e Exportação de carne suína no ano de 2019 (mil toneladas).	18
Tabela 2 Características do Efluente de Suínos (Fezes + Urinas).....	24
Tabela 3 - Fontes totais de dejetos e os volumes gerados por matriz (por suíno) alojada.....	25
Tabela 4 - Fontes de dejetos e os volumes gerados por suíno.....	25
Tabela 5 - Análises dos dejetos em relação a fase de produção.....	26
Tabela 6 - Granulometria da areia para a confecção dos filtros de água.....	37
Tabela 7 - Equipamentos e metodologia utilizados para os ensaios experimentais..	41
Tabela 8 - Dimensões dos eletrodos que foram utilizados.....	43
Tabela 9 - Características físico-química do efluente bruto neutro das lagoas de estabilização na granja.....	49
Tabela 10 - Característica do efluente bruto antes dos ensaios de tratabilidade.....	51
Tabela 11 - Valores médios dos parâmetros e eficiência de remoção após tratamento por eletrocoagulação com eletrodo de alumínio e efluente com pH bruto neutro (8,17).....	54
Tabela 12 - Valores médios dos parâmetros e eficiência de remoção após tratamento por eletrocoagulação com eletrodo de alumínio e efluente com pH básico (11,17) e eficiência de remoção.....	57
Tabela 13 - Valores médios dos parâmetros e eficiência de remoção após tratamento por eletrocoagulação com eletrodo de alumínio e efluente com pH ácido e eficiência de remoção.....	59
Tabela 14 - Valores médios dos parâmetros após tratamento por eletrocoagulação com eletrodo de alumínio/filtração direta utilizando efluente com pH bruto neutro e a eficiência média de remoção do sistema de filtração direta.....	62
Tabela 15 - Valores médios dos parâmetros após tratamento por eletrocoagulação com eletrodo de alumínio/filtração direta utilizando efluente com pH básico. E a eficiência média do sistema de filtração direta.....	68
Tabela 16 - Valores médios dos parâmetros após tratamento por eletrocoagulação com eletrodo de alumínio/filtração direta utilizando efluente com pH ácido. E a eficiência média do sistema de filtração direta.....	73

Tabela 17 - Eficiência global dos ensaios de tratabilidade por eletrocoagulação com eletrodo de alumínio seguido de filtração direta. ....	78
Tabela 18 - Valores médios dos parâmetros e eficiência de remoção após tratamento por eletrocoagulação com eletrodo de ferro e efluente com pH bruto e eficiência. ....	80
Tabela 19 - Valores médios dos parâmetros e eficiência de remoção após tratamento por eletrocoagulação com eletrodo de ferro e efluente com pH básico e eficiência. ....	82
Tabela 20 - Valores médios dos parâmetros e eficiência de remoção após tratamento por eletrocoagulação com eletrodo de ferro e efluente com pH ácido e eficiência. ....	85
Tabela 21 - Valores médios dos parâmetros após tratamento por eletrocoagulação com eletrodo de ferro/filtração direta utilizando efluente com pH bruto. E a eficiência média do sistema de filtração direta. ....	87
Tabela 22 - Valores médios dos parâmetros após tratamento por eletrocoagulação com eletrodo de ferro/filtração direta utilizando efluente com pH básico. E a eficiência média do sistema de filtração direta. ....	92
Tabela 23 - Valores médios dos parâmetros após tratamento por eletrocoagulação com eletrodo de ferro/filtração direta utilizando efluente com pH ácido. E a eficiência média do sistema de filtração direta. ....	96
Tabela 24 - Eficiência global dos ensaios de tratabilidade por eletrocoagulação com eletrodo de ferro seguido de filtração direta. ....	101
Tabela 25 - Resultados das concentrações médias de metais pesados. ....	102
Tabela 26 - Modelos estatísticos das variáveis respostas dos ensaios de eletrocoagulação com eletrodo de alumínio. ....	106
Tabela 27 - Modelos estatísticos das variáveis respostas dos ensaios de eletrocoagulação com eletrodo de ferro. ....	110

## LISTA DE SIGLAS

ABNT	Associação Brasileira de Normas
CONAMA	Conselho Nacional do Meio Ambiente
CEMA	Conselho Estadual do Meio Ambiente
DBO	Demanda Bioquímica de Oxigênio
DQO	Demanda Química de Oxigênio
EUA	Estados Unidos da América
WTF	Wean to Finish
NBR	Norma Brasileira de Regulamentação
PIB	Produto Interno Bruto
PEAD	Polietileno de Alta Densidade
SISCAL	Sistema Intensivo de Criação ao Ar Livre
SST	sólidos suspensos totais
EU	União Europeia
UNCED	Nações Unidas sobre o Meio Ambiente e Desenvolvimento
UPD	Unidade Produtora de Desmamados
UPL	Unidade Produtora de Leitão
UT	Unidade de Terminação

## LISTA DE ABREVIações

CH <sub>4</sub>	Metano
°C	Graus Celsius
Cu	Cobre
EC	Eletrocoagulação
Fe	Ferro
g	Gramas
H <sub>2</sub> O	Água
kg	Quilograma
l	Litros
ml	Mililitros
mg	Miligramas
NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>	Amônio
N <sub>2</sub>	Nitrogênio
N <sub>2</sub> O	Óxido Nitroso
NTU	Turbidez
NaCl	Cloreto de Sódio
PP	Polipropileno
ppm	Partes por Milhão
UC	Cor Aparente
V	Volt
Wh	Watt-Hora
Zn	Zinco
µS	Microsiemens
DQO	Demanda Química de Oxigênio

## SUMÁRIO

<b>1.</b>	<b>INTRODUÇÃO</b> .....	<b>14</b>
<b>2.</b>	<b>OBJETIVOS</b> .....	<b>17</b>
2.1.	OBJETIVO GERAL .....	17
2.2.	OBJETIVO ESPECÍFICO.....	17
<b>3.</b>	<b>REFERENCIAL TEÓRICO</b> .....	<b>18</b>
3.1.	SUINOCULTURA.....	18
3.1.1	PRODUÇÃO DE SUÍNOS .....	19
3.2	EFLUENTE DE SUINOCULTURA.....	22
<b>3.3</b>	<b>TRATAMENTO DE EFLUENTES</b> .....	<b>29</b>
3.3.1	Eletrocoagulação .....	31
3.3.2	Filtração .....	35
<b>4</b>	<b>METODOLOGIA</b> .....	<b>39</b>
4.1	LOCAL DE ESTUDO .....	39
4.2	COLETA DAS AMOSTRAS DE EFLUENTES .....	40
4.1	ENSAIO LABORATORIAL .....	41
4.2	ENSAIOS DE ELETROCOAGULAÇÃO.....	41
4.3	PLANEJAMENTO EXPERIMENTAL.....	45
4.4	FILTRAÇÃO .....	45
4.5	ANÁLISE E DETERMINAÇÃO DA PRESENÇA DE METAIS .....	47
4.6	CUSTO DE OPERAÇÃO DO PROCESSO DE ELETROCOAGULAÇÃO .....	47
<b>4.</b>	<b>RESULTADOS E DISCUSSÃO</b> .....	<b>49</b>
<b>5.</b>	<b>CONCLUSÃO</b> .....	<b>118</b>
	<b>REFERÊNCIAS</b> .....	<b>120</b>
	<b>APÊNCICE B</b> .....	<b>131</b>
	<b>APÊNCICE C</b> .....	<b>133</b>
	<b>APÊNCICE D</b> .....	<b>135</b>

## 1. INTRODUÇÃO

No início da década de 90 foi realizada no Rio de Janeiro a Conferência das Nações Unidas sobre o Meio Ambiente e Desenvolvimento – UNCED, que ficou conhecida como Rio 92 – a mais importante reunião para discutir mecanismos para a promoção de um modelo sustentável de desenvolvimento já realizada. Um dos principais resultados da Rio 92 foi o documento Agenda 21, que apresentou o conceito de desenvolvimento sustentável como sendo a capacidade de satisfazer as necessidades da geração atual sem comprometer as oportunidades das gerações futuras (UNCED, 1992).

A Agenda 21 é um documento que visa planejar sociedades sustentáveis conciliando de maneira integrada e equilibrada as questões relativas ao meio ambiente e ao desenvolvimento econômico e social. Em seu capítulo 4, foi determinado que é necessária uma mudança de hábito em relação a produção e consumo para colaborar com a redução de impactos e também ter responsabilidade com o desenvolvimento sustentável de seus países, ou seja, optar por produtos, atividades e processos que causem uma menor degradação do meio ambiente (UNCED, 1992).

Assim, com a preocupação em trabalhar o desenvolvimento sustentável, tal tema passou a ser o foco em âmbito mundial. Além da Agenda 21 a Organização das Nações Unidas (ONU) em uma reunião da "Cúpula do Milênio da ONU" no ano de 2000 com os representantes de 189 países, discutiram e estabeleceram os oito Objetivos de Desenvolvimento do Milênio até 2015, que tratavam das metas a serem atingidas em diversas áreas. Contudo, esses objetivos não foram atingidos como era esperado, fazendo com que fosse convocada uma nova reunião no ano de 2015 participando 193 países, incluindo o Brasil.

Baseando-se nos resultados obtidos com os oito Objetivos de Desenvolvimento do Milênio criados em 2000, foi decidido uma nova agenda com dezessete objetivos para alcançar até 2030, surgindo assim uma nova agenda sustentável nomeada da seguinte maneira: "Transformando Nosso Mundo: A Agenda 2030 para o Desenvolvimento Sustentável" (ONU, 2015).

A agenda em questão objetiva evoluir nos objetivos alcançados com os Objetivos de Desenvolvimento do Milênio e buscar inovar os demais previstos da Agenda 2030. As ações são voltadas a resultados positivos frente à pobreza,

promover a prosperidade e o bem-estar de todos, proteger o ambiente e combater as alterações climáticas, buscando assim o desenvolvimento de todos os países (ONU, 2015). Ao todo existem 17 objetivos integrados e indivisíveis de Desenvolvimento Sustentado na Agenda 2030 de forma que todos os países possam adequar a sua realidade construindo um ideal de parceria global com os demais. Desses, é importante destacar os seguintes objetivos: “Fome zero e Agricultura Sustentável; Água potável e Saneamento; Consumo de Produtos responsável; Ação contra mudança global do clima; Vida na água”, cada um desses objetivos contém metas, somando 169 metas dos 17 objetivos que deverão ser alcançados tanto no âmbito público como no privado (PNUD, 2016).

Desde então, as indústrias passaram a se preocupar mais em atingir e demonstrar desempenho ambiental correto, que seja coerente com a política adotada pela empresa e seus objetivos ambientais, por meio do controle dos impactos sobre o meio ambiente. Agem assim dentro do contexto da legislação cada vez mais exigente, do desenvolvimento de políticas econômicas, e outras medidas visando adotar a proteção ao meio ambiente, e da crescente preocupação das partes interessadas em relação às questões ambientais e ao desenvolvimento sustentável (NBR ISO 14001, 2004).

Especificamente referindo-se nas indústrias ou agroindústrias que realizam o abate de suínos, estas precisam, entre outros aspectos, minimizar a geração de efluentes por meio de práticas economicamente vantajosas, as quais oferecem possibilidade do controle ambiental, uma vez que os efluentes dos matadouros podem ser considerados agentes de poluição das águas, e conseqüentemente uma ameaça à saúde pública.

A geração de efluente, em média, por abate de cabeça de suíno é de 700 a 1200 litros dependendo da técnica a ser utilizada (FEISTEL, 2011; KRIEGER, RODRIGUEZ, 2007). Sendo assim, o volume final de efluente gerado representa um problema econômico e ambiental para a agroindústria, pois ela precisa adequar o efluente aos padrões de lançamento estabelecidos pela legislação vigente Resolução Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA) nº357 de 2005 (BRASIL, 2005) complementada pela CONAMA nº 430 de 2011 (BRASIL, 2011) para que ele seja liberado nos corpos hídricos.

Buscando a adequação dos parâmetros físico-químicos do efluente gerado para viabilizar o seu lançamento nos corpos d'água dentro dos parâmetros legais,

uma das possíveis alternativas para o tratamento dos efluentes que já está sendo estudada em agroindústrias, é o uso da eletrocoagulação (EC).

A EC consiste em um tratamento físico-químico que pode ser aplicado em um gama bastante diversificada de efluentes, além de poder ser realizada tanto em batelada quanto em processo contínuo. Esta técnica utiliza-se dos processos químicos de troca iônica entre ânions e cátions para a formação de flocos que posteriormente serão sedimentados, flotados ou filtrados.

A EC é um tratamento eletroquímico que vem chamando atenção nos últimos anos pela sua alta eficiência de remoção para diversos poluentes, sejam eles orgânicos ou inorgânicos. Além disso, a EC apresenta várias vantagens como: ausência de poluição secundária, por não utilizar adição de compostos químicos como coagulantes; possui uma operação fácil e simples, além de poder ser um processo totalmente automatizado; os efluentes tratados pela EC costumam reduzir significativamente sua cor e odor; os flocos formados na EC são maiores que os formados nos processos comuns de coagulação e floculação, além de serem mais estáveis (MOUSSA et al., 2017).

Nos últimos anos, de acordo com o mesmo autor, a EC vem sendo estudada e aplicada em vários tratamentos, entre eles: tratamento de água contaminada com metais pesados, tratamento de efluentes de indústrias têxtil, de alimentos, de papeis e refinarias.

Diante disso, esta pesquisa tem por objetivo verificar se o processo de eletrocoagulação seguido pelo processo de filtração direta pode vir a ser uma tecnologia eficaz e eficiente para o tratamento de efluentes provenientes da suinocultura.

## 2. OBJETIVOS

### 2.1. OBJETIVO GERAL

O objetivo geral deste trabalho é avaliar os resultados obtidos após o tratamento de efluente proveniente de uma granja suinícola utilizando os processos de eletrocoagulação com a utilização de eletrodos de alumínio e ferro seguido de filtração direta em areia.

### 2.2. OBJETIVO ESPECÍFICO

Para se atingir o objetivo geral, o presente trabalho consiste dos seguintes objetivos específicos:

- Tratar o efluente através dos processos de eletrocoagulação e filtração direta, variando tempo, pH e material trocador de íons (eletrodos de ferro e alumínio).
- Avaliar os parâmetros físico-químicos resultantes dos tratamentos estudados (processos de eletrocoagulação e filtração) a partir da análise do pH, cor, turbidez, sólidos totais (ST), Condutividade elétrica, Nitrogênio amoniacal e a Demanda Química de Oxigênio (DQO).
- Comparar os resultados obtidos com a legislação vigente Resolução CONAMA n°357 de 2005 e Resolução CONAMA n°430 de 2011, pertinentes ao lançamento de efluente em corpos hídricos.
- Analisar a eficiência da filtração direta através da verificação da retenção de metais em seu meio filtrante.
- Verificar os parâmetros operacionais do processo de eletrocoagulação com o uso dos eletrodos de ferro e alumínio e analisar custo relacionado ao consumo de energia por volume de cada tratamento.

### 3. REFERENCIAL TEÓRICO

#### 3.1. SUINOCULTURA

O Brasil está entre um dos maiores produtores e exportadores mundiais de proteína animal. Neste contexto, a suinocultura se destaca como uma das principais atividades geradoras de renda no meio agropecuário. No ano de 2019, a produção de carne suína foi de 3.975 milhões de toneladas, desses, 81% (3.116 milhões de toneladas) foram destinados para consumo em mercado interno e 19% (861 mil toneladas) para exportação, apresentando um aumento na produção de 0,22%, e da exportação em 16% quando comparado com o ano de 2018 (MAPA, 2020).

Atualmente o país ocupa o quarto lugar no ranking mundial tanto na produção quanto na exportação de carne suína, no primeiro semestre de 2020, as exportações da carne suína somaram mais de 1 bilhão de dólares. No quantitativo, o país fica atrás apenas da China, União Europeia (UE) e Estados Unidos da América (EUA), conforme identificado na Tabela 1 (MAPA, 2020; BIASI et al., 2018).

**Tabela 1** - Produção e Exportação de carne suína no ano de 2019 (mil toneladas).

<b>País</b>	<b>Produção</b>	<b>País</b>	<b>Exportação</b>
China	42.550	União Europeia	3.551
União Europeia	23.935	Estados Unidos da América	2.867
Estados Unidos da América	12.542	Canadá	1.284
Brasil	3.975	Brasil	861
Rússia	3.321	México	230

Fonte: USDA, 2020.

É possível identificar a predominância da atividade da suinocultura no Brasil no ano de 2019 pelos Estados de Santa Catarina (produção: 27,15%; exportação: 55,50%), Paraná (produção: 20,42%; exportação:15,76%) e Rio Grande do Sul (produção: 18,45%; exportação:22,91%), principais responsáveis pela produção e exportação no país (MAPA, 2020).

A importância social e econômica dessa atividade produtiva reflete no crescimento do Produto Interno Bruto (PIB) brasileiro, influenciando de forma direta na geração de empregos e renda, faz-se necessário uma ressalva quanto aos

impactos resultantes dessa produção. Uma vez que o avanço econômico evolui de forma paralela à grande pressão sobre os recursos ambientais (ABPA, 2018).

Diante da evolução da suinocultura brasileira é necessário a implantação de medidas de sustentabilidade que priorizem a biossegurança, a sanidade, o bem-estar animal, o uso racional de antimicrobianos e o investimento em mão de obra qualificada. Dentre essas medidas, é importante ressaltar que essa atividade produtiva resulta em um dos maiores volumes de dejetos por unidade de área ocupada, em especial na produção intensiva, apesar de possuírem uma quantidade de nutrientes importantes pode ser responsável por danos ambientais, principalmente, no solo e a água (BARROS et al., 2019).

Por isso os órgãos de fiscalização e controle ambiental classificaram a suinocultura como uma atividade com alto potencial poluidor, sendo relevante a utilização de novos sistemas de tratamento para que os dejetos não ofereçam impactos e riscos para o meio ambiente (BARROS et al., 2019).

### 3.1.1 Produção de suínos

Os sistemas de criação dos suínos podem ser classificados conforme o controle dos animais. Dentre essas formas é possível identificar a extensiva definida como primitiva ou de subsistência, sem presença de tecnologia e com baixos índices de produtividade, visando a produção de carne e banha para consumo local (FORMIGONI; FONTES, 2014).

Desta forma, a vantagem desse modo de produção é a disponibilidade de um amplo espaço e a presença de um rebanho relativamente pequeno, facilitando assim as formas de decomposição natural dos dejetos, minimizando os riscos e as agressões ambientais (FORMIGONI; FONTES, 2014).

A outra forma de produção é conhecida como sistema intensivo, definido como a concentração dos suínos em um espaço restrito, visando a produção e a economia. Esse sistema pode ser subdividido em Sistema Confinado de Alta Tecnologia, caracterizado pelo confinamento dos suínos em locais que permitam o controle das condições e danos ambientais, melhoria no potencial genético do animal e contenção de doenças, menores oscilações nos volumes dos dejetos, alto custo para implantação.

O outro sistema é o Confinado de Baixa Tecnologia definido por instalações simples, tradicionais e de baixo custo, incorporação de tecnologias de forma parcial quando comparado ao volume de dejetos do Sistema Confinado de Alta Tecnologia, considera-se um aumento dessa quantia e maiores riscos ao meio ambiente.

O Sistema de semiconfinamento difere do sistema Confinado de Baixa Tecnologia no momento de confinamento, pois os animais serão confinados somente para a engorda e durante os demais períodos ficam em pequenas áreas ao ar livre. Esse sistema influencia positivamente na produção de dejetos, uma vez que pela mobilidade do animal há uma desconcentração no local de descarte, minimizando os riscos ambientais.

Por fim, o Sistema Intensivo de Criação ao Ar Livre (SISCAL) definido como um sistema de baixo custo, baixa manutenção e produção. Os animais são criados em áreas livres sendo confinados somente para a engorda sendo realizado a rotação das áreas em que os animais ocupam, apontando assim, poucas referências frente aos impactos no ambiente.

Ainda no modelo intensivo de criação é abordado as fases de desenvolvimento da suinocultura em confinamento, quando apontado sobre as fases de produção suína é possível identificar a fase de gestação composta por fêmeas nos estágios de desenvolvimento dentre os 114 dias com pesos variando entre 140 e 280 kg (ABCS; SEBRAE, 2016).

A fase definida como a de maternidade é composta por fêmeas que estão próximas do parto, cerca de 5 dias anteriores, pesando em média 280 kg. Após o parto, os leitões permanecem nesta fase até que o desmame seja feito (cerca de 21 a 28 dias) (ABCS; SEBRAE, 2016).

A fase da creche consiste na preparação das fases de crescimento e engorda após o desmame, sendo utilizado como fonte de alimento a ração. Essa fase é considerada como um momento crítico na vida do leitão, requisitando então, cuidados com a nutrição e aspectos sanitários e imunológicos. Permanecem nessa fase até cerca de 63 dias de vida ou até possuírem peso entre 21 a 23kg (ABCS; SEBRAE, 2016).

Fase de terminação ocorre após a saída das creches, cujos leitões são encaminhados para esse setor em torno de 110 dias atingindo o peso médio de 120kg será entregue para o abate (ABCS; SEBRAE, 2016).

E quando abordado as unidades é possível classificar as granjas da seguinte maneira, sendo a Unidade Produtora de Leitão (UPL) caracterizada pela produção de leitões com cerca de 22 a 26 kg, e após a fase de creche são encaminhados a Unidade de Terminação (UT).

A Unidade Produtora de Desmamados (UPD), diferente das UPL, não possui a fase de creche, ou seja, os leitões são produzidos usualmente com 6kg aos 21 dias. Após essa etapa, são encaminhados para crechários ou para granjas *wean to finish*. No crechário os leitões desmamados são recebidos e entregam leitões de 22 a 26 kg para as Unidades de Terminação.

Já a definida como UT se caracteriza pela engorda dos leitões oriundos das granjas de Unidade Produtora de Leitão ou crechários, assim sendo, recebem leitões com 22 a 26 kg e entregando suínos para o abate. Unidade *Wean to Finish* (WTF) cujos leitões não passam pela creche após o desmame, ou seja, seguem para a granja WTF onde permanecem até o abate minimizando estresses de transporte ao animal. Nessa unidade é possível acomodar leitões de até que atinjam 125-145kg.

E por fim, a unidade de Ciclo Completo cujas fases de produção ocorrem em um único local, sendo que o animal nasce e permaneça na mesma granja até o abate (ABCS; SEBRAE, 2016).

Durante as fases de produção dos suínos é importante destacar a necessidade de alternativas voltadas às melhorias no manejo dos dejetos refletindo na redução do impacto ambiental. A escolha da forma de criação é de extrema importância no planejamento desse manejo, uma vez que as quantidades de dejetos produzidos variam de acordo com a fase de desenvolvimento do animal nas granjas (BARROS et al., 2019).

O volume de dejetos de uma criação terá relação direta com a qualidade da água desperdiçada nos bebedouros, assim como a quantidade de água utilizado na higienização das granjas. Desta forma, a compreensão da forma de produção dos dejetos suínos e a relação com as fases de desenvolvimento do animal é essencial para o planejamento de instalações de coleta e estocagem (BARROS et al., 2019).

A gestão dos dejetos face ao volume produzido e às quantidades de nutrientes liberadas para o meio ambiente assume assim uma importância significativa na atividade, evidenciando que os tratamentos dos dejetos são tão

importantes quanto os cuidados nas fases de evolução do animal e fazem parte da cadeia de produção da suinocultura (FATMA, 2014).

Sendo assim os esforços não devem ser direcionados apenas na fase posterior a geração dos resíduos e sim em todo o ciclo de produção iniciando no uso dos insumos, passando pelo tratamento dos resíduos gerados, até chegar na destinação adequada e racional dos produtos do processo de tratamento (FATMA, 2014).

### 3.2 EFLUENTE DE SUINOCULTURA

Na década de 70 os dejetos não eram considerados como um fator de risco de poluição, visto que a quantidade de cultura de suínos era consideravelmente menor do que atualmente. Na época os dejetos eram utilizados como fertilizante agrícola, entretanto, após a modernização do sistema de produção visando o regime de criação intensivo e confinado aumentou o retorno econômico.

Porém isso resultou em um aumento considerável de dejetos, que quando não tratados corretamente e tendo seu manejo inadequado influenciam negativamente na absorção dos componentes utilizados como adubo orgânico, resultando na contaminação do solo e de possíveis mananciais de água próximo a área em questão. Entretanto, esse problema permanece na cultura atual e atinge níveis de contaminação preocupantes (PITZ; POSSAMAI; PEREIRA, 2009).

É possível associar a poluição ambiental proveniente dos dejetos suínos ao elevado índice de contaminantes que compõe esse resíduo, influenciando na degradação do ar, do solo e em especial a contaminação dos recursos hídricos. Quando não tratados, são lançados no solo e em regiões próximas a mananciais de água, resultando assim em importantes desequilíbrios ambientais, agindo de forma direta na sociedade urbana e rural refletindo em riscos para a saúde de toda a população e do ambiente (BARROS et al., 2019).

Quando apontado os danos ambientais é possível identificar a presença de gases gerados pela decomposição dos dejetos da suinocultura, dentre eles o amônio ( $\text{NH}_4$ ). Genova; Pucci e Sarubbi (2015) associam em seus estudos a presença desse gás com a chuva ácida. Lopes, Filho e Alves (2013) apontam que o metano ( $\text{CH}_4$ ), associado com amônio ( $\text{NH}_4^+$ ), óxido nitroso ( $\text{N}_2\text{O}$ ) e nitrogênio ( $\text{N}_2$ ), sendo responsáveis pelo efeito estufa.

A crescente difusão da produção suína utilizando métodos de confinamento em quase todas as fases da criação de suíno tem como consequência o acúmulo dos dejetos por unidade de área e tempo. A concentração dos animais em pequenas áreas de produção classificou a atividade como potencialmente degradadora, isso ocorreu devido ao aumento da produção de dejetos com altas cargas de nutrientes podendo citar o fósforo e o nitrogênio, causando prejuízos ambientais pela poluição dos recursos naturais (KUNZ; HIGARASHI; OLIVEIRA, 2005).

No contexto dos recursos hídricos, segundo a Resolução CONAMA 430/2011, o efluente que corresponde a todo despejo líquido oriundo de vários processos ou atividades. A escolha de cada tratamento terá relação direta com a análise prévia da composição desses efluentes, podendo ser adotadas diferentes tecnologias de tratamento.

Em relação a composição, Zonzen (1997) evidencia a presença dos seguintes elementos no efluente suíno: esterco, urina, água não utilizada em bebedouros e após a higienização dos locais de confinamento, restos de alimentação ou ração, entre outros, estando presente, matéria orgânica, nitrogênio, fósforo, potássio, cálcio, sódio, magnésio, manganês, ferro, zinco, cobre e outros elementos proveniente das dietas dos animais. É possível avaliar as características físico-químicas desse efluente da Tabela 2.

**Tabela 2** Características do Efluente de Suínos (Fezes + Urinas)

Parâmetro	Unidade	Valor <sup>1</sup>
Urina	Kg	39
Fezes	Kg	45
Densidade	Kg/m <sup>3</sup>	990
Sólidos Totais (ST)	Kg	11
Sólidos Voláteis	Kg	8,5
DBO5	Kg	3,1
DQO	Kg	8,4
PH	-	7,5
Nitrogênio Total	Kg	0,52
Nitrogênio Amoniacal	Kg	0,29
Fósforo Total	Kg	0,18
Potássio Total	Kg	0,29
Cálcio	Kg	0,33
Magnésio	Kg	0,07
Enxofre	Kg	0,076
Sódio	Kg	0,067
Cloro	Kg	0,26
Ferro	Mg	16
Manganês	Mg	1,9
Zinco	Mg	5
Cobre	Mg	1,2

**Nota:** (1): 1000 Kg de peso vivo

**Fonte:** Adaptado ASAE (1993), apud PERDOMO.C.C et al. (2001)

A Tabela 2 expressa as características do efluentes a partir da análise dejetos de suínos (fezes + urina), expresso por 1000 Kg de peso vivo, segundo informações de ASAE (1993), apud PERDOMO, et al. (2001).

Além disso, apresenta uma grande diluição, apresentando um teor de água (H<sub>2</sub>O) de 95% ou mais. Desta forma, quando a produção de excrementos suínos atinge 1000 litros, em geral é composto por aproximadamente 950 litros de água e 50 kg de nutrientes (DAI PRÁ et al., 2009).

Um dos fatores que influenciam diretamente no volume de dejetos líquidos é a produção de urina que depende diretamente da quantidade de ingestão de água. Para ele, em geral cada litro de água consumido por um suíno resulta em 0,6 L de dejetos líquidos (MAPA, 2016).

Froese (2003), aborda possibilidade da redução da quantidade de água utilizada na atividade produtiva em especial na fase de terminação. O autor aponta ainda que o uso racional deste recurso natural resultará em uma redução do volume de dejetos produzidos em até 25%. Evidenciando assim que o manejo nutricional eficiente e o manejo correto da água nos locais de criação podem influenciar, de forma positiva, no potencial poluente desses resíduos (MAPA, 2016).

Em relação as diferentes fontes de diluição dos dejetos, Oliveira (2007) aponta, na Tabela 3, os principais componentes e o volume gerado, dentre eles, as fezes e a urina são os itens que geram maiores volumes, seguidos então pela água decorrente da limpeza do local de confinamento e por último a perda por meio dos bebedouros. Um suíno produz efluente equivalente a 2,5 pessoas, sendo o volume de dejetos proporcional a fase da vida em que se encontra.

**Tabela 3** - Fontes totais de dejetos e os volumes gerados por matriz (por suíno) alojada.

<b>Categoria dos suínos</b>	<b>Fezes e urina (L.dia<sup>-1</sup>)*</b>	<b>Água de higiene (L.dia<sup>-1</sup>)*</b>	<b>Perda de bebedouros (L.dia<sup>-1</sup>)*</b>
Unidade de produção de leitões (por matriz alojada)	19,0	16,0	7,9
Unidade de terminação (por suíno alojado)	6,8	2,8	1,3
Unidade de ciclo completo (por matriz alojada)	55,0	32,0	15,5

Nota: \*Litros por suíno por dia  
Fonte: Oliveira, 2007.

Quando abordado a produção diária de dejetos líquidos, a Tabela 4 aponta o volume gerado por dia em uma propriedade, sendo possível identificar a influência direta da fase de criação com a quantidade dos efluentes (DIAS et al., 2011).

**Tabela 4** - Fontes de dejetos e os volumes gerados por suíno.

<b>Categoria dos suínos</b>	<b>Produção diária de dejetos (L.dia<sup>-1</sup>)</b>
Unidade de ciclo completo (por matriz alojada)	100 litros por matriz alojada
Unidade de produção de leitões (por matriz alojada)	60 litros por matriz alojada
Unidade de terminação (por suíno alojado)	7,5 litros por animal alojado

Fonte: Dias et al., 2011.

Segundo Dias et al., (2011), as análises dos componentes dos dejetos sofrem variações quantitativa e qualitativamente de acordo com fatores zootécnicos (tamanho, peso e raça do animal), a alimentação empregada levando em conta a presença de fibras e vitaminas além do teor de digestibilidade nas dietas, os fatores ambientais e os sistemas de criação em que os animais estão inseridos e com a quantidade de água ingerida, refletindo então no volume de produção.

Oliveira (2007) aponta que a produção dos dejetos está ligada de forma direta ao peso do animal, sendo em torno de 7% do peso por dia. Na Tabela 5 é possível comparar a fase de produção em que o animal se encontra com a quantidade de dejetos que será produzido.

**Tabela 5** - Análises dos dejetos em relação a fase de produção.

<b>Categoria animal</b>	<b>Esterco + urina (kg.dia<sup>-1</sup>)</b>	<b>Dejetos líquidos (L.dia<sup>-1</sup>)</b>
Suínos	4,90	7,0
Porca – gestação	11,00	16,0
Porca – lactação + leitões	18,00	27,0
Cachaço	6,00	9,0
Leitões na creche	0,95	1,4

Fonte: Zonzen<sup>1</sup> (1980) *apud* Fernandes (2012).

O pico da produção de dejetos ocorre durante a fase de lactação, quando a produção de esterco e urina pode chegar a 18 kg/dia e em relação a dejetos líquidos, essa fase de desenvolvimento é responsável por cerca de 27 litros (FERNANDES, 2012). Além da produção de efluentes pela urina e pela relação de consumo de água pelos animais, a quantidade utilizada na manutenção e limpeza das instalações influencia no volume dos dejetos, representando em média 3,5% do total de água utilizada na suinocultura (TAVARES et al., 2014).

Visto isso, o setor agropecuário é responsável pela demanda de elevada quantidade de água, em 2019 consumiu cerca de 70% da água doce no Brasil, representado por cerca de 7 trilhões de litros são destinados à agricultura, que acaba desperdiçando cerca de 3 trilhões de litros devido falta de controle de utilização do recurso natural (BRASIL, 2019).

<sup>1</sup> KONZEN, E. A. **Avaliação quantitativa e qualitativa dos dejetos de suínos em crescimento e terminação, manejados em forma líquida**. 56 f. Dissertação (Mestrado em Zootecnia) – Universidade Federal de Minas Gerais. Belo Horizonte, 1980.

Esses valores refletem não somente no consumo animal, mas no manejo e cuidado do produtor frente ao uso de grandes volumes de água potável para limpeza, instalações hidráulicas inadequadas. Na suinocultura os desperdícios de água são frequentes nas diversas propriedades, e provém da execução rudimentar das instalações, muitas vezes com material de baixa qualidade, falta de manutenção de equipamentos e de edificações, e, falta de planejamento (BARROS et al., 2019).

Além das medidas que visem a redução do consumo de água na suinocultura, a alimentação fornecida aos animais influencia também na produção dos seus dejetos. Medidas que visem a redução do potencial poluente desses efluentes é abordado em diversos estudos. Segundo Formigoni; Fontes (2014), as alterações alimentares buscando aumentar a digestibilidade da matéria seca da dieta de 85% para 90%, promove a queda de cerca de 30%, na excreção de matéria seca nas fezes.

Quando utilizado dieta contendo 15% de proteína bruta suplementada com aminoácidos em relação as dietas contendo 18% de proteína bruta sem suplementação de aminoácidos, o alimento bruto suplementado com aminoácidos proporciona a diminuição da excreção de nitrogênio em até 35% (FORMIGONI; FONTES, 2014).

Sendo possível então, relacionar a restrição ou alterações alimentares dos suínos com a redução da quantidade de dejetos e a minimização de nutrientes excretados nesse processo (MARCATO; LIMA, 2005).

Além da geração de efluentes suínos decorrentes das fases de desenvolvimento do animal, Maldaner (2008) aponta a produção de dejetos a partir do abate suíno, sendo constituído pelas seguintes etapas:

- Águas de banho: utilizadas para lavar e acalmar os animais antes do abate, possuem fezes e terra.
- Lavagem de pocilgas e currais: normalmente são feitas lavagens semanais após a remoção do esterco (raspagem de sólidos).
- Lavagem da sala de sangria: esta lavagem é realizada continuamente e representa o processo que mais contribui para a elevação da carga orgânica do efluente devido ao alto volume de sangue.
- Lavagem da carcaça: água contaminada com resíduos estomacais e sangue.

- Limpeza dos equipamentos: lavagem das instalações do abatedouro e limpeza final. Representa o maior volume de efluente gerado.
- Limpeza da graxaria: água de condensação dos digestores e drenagem dos decantadores de graxas.
- Águas de cozimento: utilizadas principalmente no cozimento para produção de embutidos.

Em indústrias de abate, assim como vários outros tipos de indústrias, o alto consumo de água na produção gera altos volumes de efluentes (cerca de 80 - 95% da água consumida), estes efluentes são ricos em sangue que trazem altas concentrações de Demanda Química de Oxigênio (DQO) e nutrientes (MORES et al., 2016), caracterizando-se principalmente por apresentar: gorduras, graxas e material flutuante; e concentrações elevadas de nitrogênio e fósforo.

Tanto na fase de desenvolvimento quanto no abate, os resultantes da suinocultura representam um potencial agravante para o meio ambiente, contudo, os dejetos podem ser utilizados como fontes de biomassa para a produção de novas fontes de energia e no beneficiamento do solo. A biomassa é definida como um material com propriedades de decomposição por efeitos biológicos, os efluentes suínos são classificados como biomassa (STAISS; PEREIRA, 2001).

Quando abordado o uso de biodigestores, tecnologias adotadas para reduzir os impactos causados por esse efluente, atuam degradando os resíduos gerados em condições anaeróbias, proporcionando assim, que as matérias orgânicas geradas pelos processos de criação, em especial a dos suínos, sejam transformadas em biogás e em biofertilizante (STAISS; PEREIRA, 2001).

O biogás é definido como uma fonte de energia alternativa, é semelhante ao gás natural, podendo ser convertido em energia elétrica, térmica ou mecânica. A vantagem de utilizar esse os dejetos para produção de biogás não são apenas em relação ao aspecto financeiro de redução de gastos com a geração de energia, mas também em relação à diminuição de impactos ambientais. Dessa forma, parte dessa energia poderia ser usada para suprir a necessidade nos sistemas de tratamentos, e outra nas instalações dos animais ou demais necessidades dentro da propriedade agrícola (BIASI et al., 2018).

A utilização do biofertilizante é feita a partir do manejo com a fertirrigação, que consiste na irrigação sob forma de mistura do fertilizante produzido a partir dos efluentes, proporcionando assim uma medida sustentável para a utilização desse

produto da suinocultura. Oferecendo como vantagem a eficácia da absorção pelas plantas, a economia para o produtor quanto a compra de fertilizantes convencionais, diminui o consumo de água e minimiza a disposição inadequada dos dejetos (MAPA, 2016).

A utilização consciente dos efluentes da suinocultura proporciona oportunidades de utilização desse meio como fonte para novos produtos que podem ser utilizados no âmbito agropecuário, contudo é importante medidas que minimizem a produção desses dejetos para que haja preservação dos recursos.

### 3.3 TRATAMENTO DE EFLUENTES

Em 17 de março de 2005, o Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA) publicou a Resolução nº357/2005 que realizou o enquadramento dos corpos d'água em classes que variam pela qualidade da água e conseqüentemente o uso a que se destina. Em relação ao lançamento de efluentes, a Resolução basicamente estabeleceu que o efluente pode ser lançado desde mantenha as condições e padrões de enquadramento do corpo hídrico.

Ou seja, a Resolução CONAMA nº 357/2005 não define os parâmetros que devem ser analisados do efluente antes do lançamento. Para isso, publicou-se a Resolução CONAMA nº 430 de 2011, em complemento a Resolução CONAMA nº357/2005, e estabelece que, independentemente da classe do corpo d'água, somente poderão ser lançados os efluentes nas seguintes condições:

- a) pH entre 5 e 9;
- b) temperatura inferior a 40°C, sendo que a variação de temperatura do corpo receptor não deverá exceder a 3°C no limite da zona de mistura;
- c) materiais sedimentáveis até 1 mL.L<sup>-1</sup> em teste de 1 hora em cone Imhoff. Para o lançamento em lagos e lagoas, cuja velocidade de circulação seja praticamente nula, os materiais sedimentáveis deverão estar virtualmente ausentes;
- d) regime de lançamento com vazão máxima de até 1,5 vez a vazão média do período de atividade diária do agente poluidor, exceto nos casos permitidos pela autoridade competente;
- e) óleos e graxas: óleos minerais: até 20 mg.L<sup>-1</sup>; óleos vegetais e gorduras animais: até 50 mg.L<sup>-1</sup>;
- f) ausência de material flutuante;

g) Demanda Bioquímica de Oxigênio por 5 dias a 20° C ( $DBO_{5,20}$ ) com remoção mínima de 60% de DBO sendo que este limite só poderá ser reduzido no caso de existência de estudo de autodepuração do corpo hídrico que comprove atendimento às metas do enquadramento do corpo receptor.

Além destas condições, a Resolução CONAMA nº430/2011 estabelece também alguns padrões de lançamento para parâmetros inorgânicos e orgânicos, como exemplo o limite de 20,0  $mg.L^{-1}$  de nitrogênio amoniacal total, 1,0  $mg.L^{-1}$  de cobre dissolvido, 15,0  $mg.L^{-1}$  de ferro dissolvido e 5,0  $mg.L^{-1}$  de zinco total.

Vale ressaltar que a Resolução CONAMA nº430/2011 não substitui a Resolução CONAMA nº357/2005 e sim complementa, ou seja, ambas devem ser levadas em consideração para o lançamento de efluente em qualquer corpo hídrico.

No Estado do Paraná, o Conselho Estadual do Meio Ambiente (CEMA), é um pouco mais restritivo em relação ao padrão de lançamento em sua Resolução nº70/2009, estabelecendo em seu Anexo 7 uma  $DBO_{5,20}$  máximas de 60 $mg.L^{-1}$  e uma Demanda Química de Oxigênio (DQO) máxima de 200  $mg.L^{-1}$ .

Para que se atenda as legislações e que ocorra o menor dano possível ao meio ambiente, é necessário que haja um tratamento dos efluentes antes do seu lançamento. Este tratamento poderá ser um processo simplificado ou bastante complexo dependendo das características do efluente.

Segundo Von Sperling (2005), os sistemas de tratamento dos efluentes podem ser divididos em basicamente 4 níveis, são eles:

a) Tratamento preliminar: o objetivo principal é a remoção de sólidos grosseiros (materiais de maiores dimensões e areia), por ação física;

b) Tratamento primário: predominam mecanismos físicos removendo sólidos sedimentáveis e parte da matéria orgânica;

c) Tratamento secundário: predominam mecanismos biológicos na remoção da matéria orgânica dissolvida e em suspensão e ainda de nutrientes (fósforo e nitrogênio) por meio da transformação desta em sólidos sedimentáveis (flocos biológicos), ou gases. Predominam-se as lagoas de estabilização.

d) Tratamento terciário/avançado ou pós-tratamento: visa a remoção de poluentes específicos (usualmente compostos não biodegradáveis ou usualmente tóxicos) ou ainda a remoção complementar de poluentes que não foram eficientemente removidos no tratamento secundário.

Neste sentido, a eletrocoagulação, por se tratar de um sistema de tratamento que combina mecanismos eletroquímicos (e.g. dissolução do metal, oxidação de poluentes e eletro-redução) químicos (e.g. equilíbrio ácido/base com alteração de pH, precipitação de hidróxido, reação redox) e físicos (e.g. adsorção, coagulação, flotação), vem sendo utilizada como uma forma de substituição dos tratamentos primários e secundários (HAKIZIMANA et al., 2017). Nesta substituição, busca-se uma melhor eficiência com um menor custo-benefício em relação aos tratamentos convencionais, como observado por outros autores (MODENES et al., 2017).

Em alguns casos, é possível que haja a necessidade de um tratamento avançado, como a filtração, por exemplo, após a eletrocoagulação para se obter resultados mais satisfatórios.

### 3.3.1 Eletrocoagulação

A eletrocoagulação pode ser utilizada tanto para o tratamento de água potável quanto para o tratamento de efluentes, podendo ser realizada em sistema de batelada ou processo contínuo (HAKIZIMANA et al., 2017). Basicamente, o processo da eletrocoagulação consiste no fluxo de troca de íons entre ânions e cátions, ou seja, pela utilização de eletrodos metálicos que conduzam corrente e proporcionem este fluxo.

A EC tem se mostrado como uma tecnologia promissora para a remoção de poluentes em efluentes, isto devido a algumas vantagens como (KARICHAPPAN et al., 2014; BAYAR, et al., 2011):

- Não adição de aditivos químicos;
- Operação simples;
- Alta eficiência;
- Baixa produção de lodo;
- Adequada para diversos efluentes.

Comumente, utilizam-se eletrodos de mesmo material, apesar da dissolução normalmente ocorrer apenas no ânodo. Os eletrodos mais utilizados nos processos de eletrocoagulação são os de Alumínio e Ferro por diversos fatores, que serão apresentados nas próximas sessões, mas principalmente pela sua abundância, baixo custo, sua não toxicidade (precipitado relativamente não tóxico) e alta valência

que contribui para a eficiência de remoção dos poluentes (BAYAR et al., 2011; HAKIZIMANA et al., 2017).

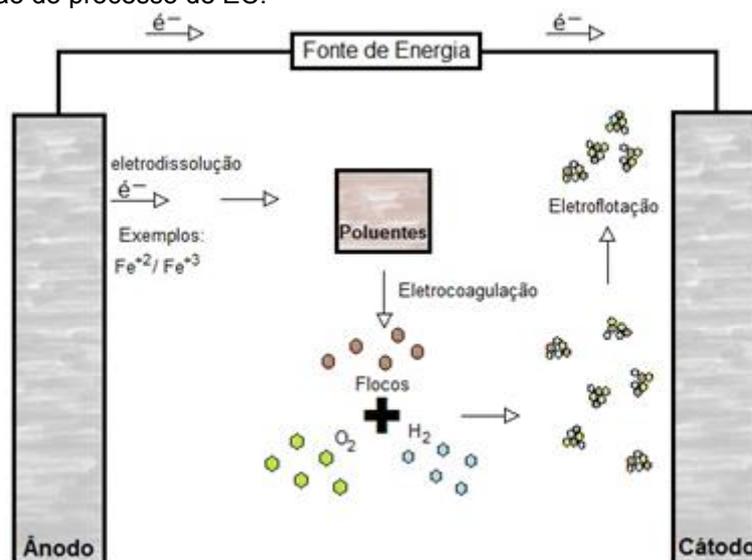
Além disso, segundo Bayar, et al. (2011), o uso do eletrodo de alumínio, por exemplo, produz o mesmo efeito do uso de coagulantes químicos a base de alumínio comumente utilizados nos tratamentos convencionais.

Conforme explicado por Cañizares et al. (2005), e ilustrado na Figura 1, no processo de eletrocoagulação, ocorre a passagem de eletricidade pela água desestabilizando a solução e coagulando os contaminantes. Estes contaminantes são colocados sob fortes campos elétricos propiciando reações de oxirredução sendo levados a estados químicos menos reativos, insolúveis e de maior estabilidade.

Paralelamente, ocorre a formação de flocos insolúveis coagulados, na forma de agregados de contaminantes, que poderão ser removidos facilmente por sedimentação, flotação ou filtração (Figura 1) (CAÑIZARES et al., 2005).

Em relação ao processo físico-químico que ocorre na eletrocoagulação, a transferência de íons é o principal fenômeno que leva a coagulação. A EC consiste em gerar coagulantes por oxidação eletrolítica de materiais anódicos sacrificiais acionados por corrente elétrica aplicada através dos eletrodos (Figura 1). Os íons metálicos gerados pela dissolução eletroquímica de um ânodo consumível sofrem espontaneamente hidrólise em água, dependendo do pH, formando várias espécies coagulantes, incluindo precipitados de hidróxido (capazes de remover poluentes por adsorção/sedimentação) e outros íons metálicos. Além disso, a reação catódica simultânea permite a remoção de poluentes por deposição no eletrodo catódico ou por flotação (evolução do hidrogênio no cátodo) (HAKIZIMANA et al., 2017).

**Figura 1** - Ilustração do processo de EC.



Fonte: Elaborado pelo autor, 2019.

Conforme ilustrado na Figura 1, no processo existem o ânodo e o cátodo, sendo que o primeiro é o agente redutor e sofre oxidação, enquanto o segundo é o agente oxidante que sofre redução. A oxidação é a perda de elétrons, a redução é o ganho de elétrons e a reação de oxirredução é a troca de elétrons (CAÑIZARES et al., 2005).

A redução ocorre no cátodo carregado negativamente, com elétrons sendo transferidos desse eletrodo para uma espécie química na célula. A oxidação ocorre no ânodo positivamente carregado, com elétrons de uma espécie química sendo transferidas a este eletrodo.

Segundo Cañizares et al. (2005), estas reações são reações reagente-favorecidas, ou seja, ou potencial é negativo e, portanto, é necessário que seja fornecido energia (gerar uma diferença de potencial) para que ocorra os processos de oxirredução.

As reações de dissolução anódica do metal, atreladas à hidrólise da água, provocam a formação de hidróxidos metálicos gelatinosos que desestabilizam a suspensão e agregam as partículas, promovendo a remoção dos poluentes. Entre as principais vantagens deste método, tem-se a reduzida quantidade ou até mesmo a não utilização de reagentes químicos, aplicação para diversos tipos efluentes e reduzida geração de volume de rejeitos (SILVA et al., 2012; FERREIRA et al., 2013)

### 3.3.1.1 Mecanismos de coagulação química e Eletrocoagulação

A eletrocoagulação é composta basicamente por três processos (eletroquímico, coagulação e hidrodinâmico) de forma interdependentes entre si e operando de forma sinérgica para remover poluentes e resíduos (BAZRAFESHAN et al., 2013).

Esse tratamento demonstra-se uma alternativa ao uso de sais de metais ou polímeros e adição de polieletrólitos para quebrar as emulsões estáveis e suspensões. É possível identificar a sua atuação na remoção de metais pesados, sólidos coloidais, as partículas e os poluentes inorgânicos solúveis em meios aquosos através da introdução de alguns elementos com altas cargas de hidróxidos metálicos e seus polímeros (BENAZZI, 2012).

A condução eletrolítica proporciona reações químicas de oxidação-redução na superfície dos eletrodos, gerando além dos íons coagulantes ( $Al^{3+}$  ou  $Fe^{3+}$ ), gases ( $H_2$  e  $O_2$ ) provenientes da dissociação eletrolítica da água. Os cátions de alumínio e ferro formados adsorvem poluentes, tornando-os excelentes coagulantes (SHEN et al., 2003).

A eficiência do processo de eletrocoagulação está relacionada ao controle de vários parâmetros, dentre eles a densidade da corrente, espaçamentos entre eletrodos, eletrólitos, alterações do pH, efeito da temperatura, material dos eletrodos, passivação dos eletrodos, tempo de permanência na célula, tamanho das partículas e concentração dos poluentes (BENSADOK et al., 2008; JIMENEZ IZQUIERDO et al., 2010).

### 3.3.1.2 Custo Operacional da Eletrocoagulação

O processo de eletrocoagulação gera desgaste das placas metálicas devido a passagem da corrente elétrica, assim gerando custo pelo desgaste da placa e pelo consumo da energia. Para dimensionar os custos de operação foram calculados o desgaste teórico dos eletrodos, o consumo da energia elétrica e por fim o custo de operação, para isso foram utilizadas as seguintes equações (1), (2) e (3) (MOLLAH, 2004).

$$M_{el} = \frac{i \times t \times M}{F \times n} \quad (\text{Equação 1})$$

Sendo:  $M$  é o desgaste teórico do eletrodo (g);  $i$  é a corrente elétrica (A);  $t$  é o tempo de aplicação da corrente ou tempo do processo (s);  $M$  é a massa molar do elemento predominante do eletrodo ( $\text{g}\cdot\text{mol}^{-1}$ );  $F$  é a constante de Faraday ( $F = 9,65 \times 10^4 \text{ C}\cdot\text{mol}^{-1}$ ); e  $n$  é o número de elétrons envolvidos na reação de oxidação do ânodo.

$$C = \frac{U \times i \times t}{v} \quad (\text{Equação 2})$$

Sendo:  $C$  é o consumo de energia ( $\text{Wh}\cdot\text{m}^{-3}$ );  $U$  é a tensão elétrica aplicada (V);  $i$  é a corrente elétrica (A);  $t$  é o tempo de aplicação da corrente ou tempo do processo (h); e  $v$  é o volume do efluente tratado ( $\text{m}^3$ ).

$$C_{oper} = a \times C_{energ} + b \times C_{elet} \quad (\text{Equação 3})$$

Sendo:  $C_{oper}$  é o custo total de operação do sistema ( $\text{R}\$. \text{m}^{-3}$ );  $a$  é o custo de energia elétrica ( $\text{R}\$. \text{kWh}^{-1}$ );  $C_{energ}$  é o consumo de energia elétrica ( $\text{kWh}\cdot\text{m}^{-3}$ );  $b$  é o custo dos eletrodos ( $\text{R}\$. \text{kg eletrodo}^{-1}$ );  $C_{elet}$  é o consumo do eletrodo ( $\text{kg}\cdot\text{m}^{-3}$  tratada).

### 3.3.2 Filtração

O uso do método de filtração para o tratamento de efluentes consiste em um processo físico capaz de remover partículas suspensas e coloidais, além da remoção bacteriana, eucariótica e viral presentes na água que escoam através de um meio granular a fim de reter impurezas com dimensões menores que as da camada filtrante (BAUER et al., 2011).

No processo de filtração as partículas são retidas e seu acúmulo proporciona o aumento da perda de carga, de forma que reduz ainda mais o diâmetro dos poros dos filtros, restando assim partículas com diâmetros ainda menores, resultando no aumento da eficiência da remoção de sólidos no sistema. O processo é finalizado quando é evidenciado a obstrução do filtro, de forma que resulte em velocidades de

escoamento do líquido em tratamento consideradas muito baixas. (POVINELLI; MARTINS, 1973).

Pizarro Cabelo (1996) aponta ainda que a retenção dos sólidos suspensos em meio poroso ocorre a partir de três ações:

- Peneiramento ou coamento: fenômeno superficial que retêm as partículas que apresentam tamanho superior aos poros.
- Sedimentação: a passagem da água em meio filtrante permite que os poros atuem como decantadores, proporcionando assim a diminuição da velocidade da água.
- Adesão e coesão: o contato entre uma partícula em suspensão com o grão do material filtrante cria forças de atração elétrica, justificando assim a forma que os filtros retêm partículas muito menores que o tamanho dos poros.

Visto isso, esse processo pode ser realizado de formas diferenciadas, entre elas: com baixa taxa superficial (filtros lentos) ou com alta taxa superficial (filtros rápidos), em meios porosos (camadas argilosas, filtro de papel) ou em meios granulares (areia, antracito, cascalho e combinados), com fluxo ascendente, descendente e misto (parte ascendente e parte descendente), podendo ser utilizados sozinhos ou combinados em dupla ou tripla camadas. Além disso, o filtro pode trabalhar à pressão e por gravidade, dependendo da magnitude da carga hidráulica que exista sobre o leito filtrante (SALCENDO; TESTEZLAF; MESQUITA, 2011).

Além da escolha da forma e dos elementos utilizados para a filtração, as propriedades do material também são importantes uma vez que terá relação direta com a vazão e retirada do tamanho das partículas. Desta forma, o aperfeiçoamento desse sistema quando aplicado no tratamento de efluentes apontam a necessidade de propriedades diferenciadas do meio filtrante utilizado, assim como do design do filtro, taxa de carga hidráulica e qualidade da água a ser tratada previamente (LANGENBACH, 2009).

Nos últimos anos o sistema de filtração em areia tem ganhado muita visibilidade. Embora a filtração em areia tenha sido utilizada por muito tempo para tratamento de água, atualmente, esse processo vem sendo amplamente utilizada como tratamento quaternário de águas residuárias.

Dentre os principais motivos para utilização desse elemento como meio de filtração estão o baixo custo operacional, manutenção mais viável, operação mais simples quando comparado a outros sistemas, além de apresentarem um desempenho superior em reter material orgânico quando comparado com outros tipos de filtros (LI, 2018). Por isso o presente estudo optou por utilizar filtros de areia.

A areia é constituída por fragmentos de minerais ou de rochas, o mais comum é o dióxido de silício ou sílica. Contudo, dependendo da rocha-fonte e das condições locais, essas partículas podem apresentar composições altamente variável, assim como diferentes tamanhos (granulometria). A granulometria é um fator de grande importância dentro do processo de tratamento de água, uma vez que apresenta relação com a eficácia da filtração (DI BERNARDI, 2004).

No estudo feito por Lima et al. (2014), os autores estudam a influência da granulometria sobre a eficiência da filtração nas Estações de Tratamento de Água (ETA), chegando à conclusão de que a ETA de estudo não apresentava granulometria definida, destacando assim que a areia de diferentes granulometrias influem no processo de filtração.

No estudo feito por Testezlaf (2008), para a seleção correta da areia é necessário a utilização de dois parâmetros distintos, dentre eles: o diâmetro efetivo médio das partículas e o coeficiente de uniformidade. Para Brinck (2009), a eficácia do material granular como meios de filtração depende de variáveis como: tamanho do elemento, uniformidade e composição dos grãos.

No Brasil, segundo a ABNT, o tamanho dos grãos podem ser divididos conforme apresentado na Tabela 6.

**Tabela 6** - Granulometria da areia para a confecção dos filtros de água.

<b>Grão</b>	<b>Tamanho das partículas (mm)</b>
Seixos	entre 60 e 200
Pedregulho	entre 2,00 e 60
Areia Grossa	entre 2,00 e 0,60
Areia Média	entre 0,60 e 0,20
Areia Fina	entre 0,20 e 0,006

Fonte: ABNT NBR 6502/95.

O uso de material filtrante de menor granulometria proporciona a produção de um efluente mais depurado, contudo, é possível identificar uma maior perda de

carga nas camadas superiores da coluna filtrante, o que leva a períodos menores de operação do filtro. Quando utilizado material filtrante com granulometria maior é possível identificar uma penetração de partículas ao longo do perfil do meio filtrante, maior volume de vazios (porosidade) para remoção e armazenamento das partículas suspensas, maiores períodos de operação do filtro e mais fácil limpeza por reversão do fluxo, porém, o resultado desse processo apresenta uma diminuição na eficiência de remoção de Sólidos Suspensos Totais (SST) (LO MONACO, 2004).

Bertoncini (2008) em seu estudo aponta que os filtros proporcionam efluentes praticamente isentos de sólidos, contudo os teores de nitrogênio, fósforo e patógenos devem ser avaliados para verificar sua qualidade e confrontá-la com o que consta na legislação que regulamenta seu descarte.

O uso de uma granulometria de areia mais fina, associado a maiores taxas de filtração, resulta em maiores perdas de pressão, o que proporciona uma maior remoção de partículas (MESQUITA et al., 2012). Segundo Puig-Bargués et al. (2005), o filtro de areia apresenta eficiência positiva na remoção de partículas a partir de 25  $\mu\text{m}$  e pode atingir até 100% de eficiência a partir do diâmetro de 125  $\mu\text{m}$ . Nos estudos de Ribeiro e Kowata (1998), foram analisados os valores de pH, cor aparente e turbidez da água filtrada por filtros diretos ascendentes bem como da água bruta analisada. No caso da água bruta, houve redução progressiva na cor aparente, turbidez em virtude da recirculação, ou seja, a água filtrada era encaminhada para o reservatório de água bruta, promovendo a diluição. A remoção da cor e da turbidez, em um intervalo de 100 horas, foi de 69% e 82% respectivamente. (SALCEDO et al., 2011).

## 4 METODOLOGIA

### 4.1 LOCAL DE ESTUDO

As coletas das amostras de efluentes foram realizadas em um criadouro suíno, localizado no Município de Ibiporã, na região Norte do Estado do Paraná, ao Sul do Brasil conforme destacado na Figura 2, cujas coordenadas geográficas são: latitude de 23°12'30".1"S, e longitude de 51°05'12".5"W.

**Figura 2** - Imagem aérea da Granja escolhida como local de estudo.



Fonte: Google Earth, 2020.

A Granja possui em sua instalação:

- 1 barracão de matrizes;
- 1 barracão de berçário;
- 1 barracão de creche;
- 4 barracões de engorda;
- 3 casas, sendo 2 dos proprietários e 1 para funcionários;
- 2 barracões de silagem;
- 1 poço artesiano que supre a demanda atual de água da granja;
- 3 lagoas de estabilização do efluente gerado na granja.

## 4.2 COLETA DAS AMOSTRAS DE EFLUENTES

As amostras foram coletadas de acordo com a Norma Brasileira de Regulamentação (NBR) 9898/1987 (preservação e técnicas de amostragem de efluentes líquidos e corpos receptores).

Os pontos/locais de coleta das amostras, identificado na Figura 3, foram no início do tratamento secundário – lagoas de estabilização, contudo foi considerada como efluente bruto no decorrer do texto e no estudo por não haver nenhum emprego de métodos de tratamento de água. Foram coletados volumes de 50L de amostra simples por vez, em tambor plástico de Polietileno de Alta Densidade (PEAD), no período da manhã. O efluente bruto foi coletado da primeira lagoa de estabilização.

**Figura 3** - Visão geral dos locais de coleta das amostras.



Fonte: O autor (2020).

As amostras coletadas foram coletadas em um único momento e encaminhadas ao Laboratório de Recursos Hídricos da Universidade Tecnológica Federal do Paraná – Campus Londrina, localizado à latitude  $23^{\circ}18'25,7''S$  e longitude  $51^{\circ}06'57,6''O$ , onde foram executadas as análises experimentais.

Antes da realização dos ensaios de tratabilidade, foi realizada análise das características físico-químicas do efluente bruto no dia da coleta. Esse processo visou avaliar a eficácia dos tratamentos posteriores. Para a realização dos tratamentos, as amostras foram armazenadas no Laboratório de Recursos Hídricos da Universidade Tecnológica Federal do Paraná – Campus Londrina em

temperatura ambiente. O tratamento das amostras foi realizado 24 horas após a coleta e primeira análise, antes da realização do primeiro tratamento (eletrocoagulação).

#### 4.1 ENSAIO LABORATORIAL

Primeiramente, foi realizado as análises dos efluentes nas condições em que foram coletados (bruto), seguindo os métodos especificados no Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater (APHA, 2012) (Tabela 7). Os parâmetros analisados foram: cor aparente, turbidez, pH, Demanda Química de Oxigênio (DQO), Nitrogênio Total, condutividade elétrica, sólidos dissolvidos totais e os metais alumínio, ferro, cobre e zinco. As avaliações seguem o fluxograma presente no Apêndice 3.

**Tabela 7** - Equipamentos e metodologia utilizados para os ensaios experimentais.

<b>Parâmetro</b>	<b>Equipamentos</b>	<b>Metodologia</b>
Cor aparente	Espectrofotômetro HACH DR-5000	2120 C
Turbidez	Turbidímetro Policontrol AP-2000	2030 B
pH	pH-metro mPA-210	4500 H <sup>+</sup> B
Sólidos Dissolvidos Totais	Estufa SL 100, Mufla MA 385, Balança AW 220	2540 A
Condutividade elétrica	Condutivímetro Mca 150	2510 B
DQO	Digestão em Refluxo Fechado – Colorimétrico	5220D
Nitrogênio Total	Destilador de Nitrogênio	4500C
Metais (Al, Cu, Zn, Fe)	Espectrofotômetro de absorção atômica com chama (Thermo Scientific ICE 3500)	3111B

Fonte:(APHA, 2012).

Foi realizada a repetição do experimento variando-se o pH em 3 níveis, -1, 0 e 1, ou seja 5,2 considerado como ácido, 8,17 neutro e 11,17 básico. Os valores do pH será tratado respectivamente como ácido, bruto neutro e básico no decorrer das análises e do estudo.

#### 4.2 ENSAIOS DE ELETROCOAGULAÇÃO

Para a realização da eletrocoagulação, foi preparado um reator utilizando-se um b quer plástico com capacidade para 2L e uma torneira de bebedouro instalada a meia altura do volume útil (Figura 4).

**Figura 4** - Reator para a realiza o dos ensaios de eletrocoagula o.



Fonte: O autor (2020).

Como eletrodos bipolares, foram utilizados 4 eletrodos de cada material a ser estudado (Alumínio e Ferro). O eletrodo de Ferro foi feito a partir de chapas de A o Carbono A36. Destes 4 eletrodos, dois correspondem a ânodos e os outros dois a cátodos.

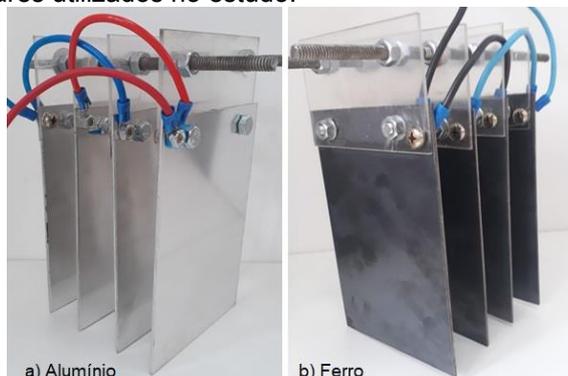
Em rela o ao arranjo dos eletrodos, quando a corrente elétrica passa por dois eletrodos, os lados neutros da placa se transformam em lados carregados com a carga oposta   do eletrodo paralelo. Desta forma, quando a corrente elétrica atravessa os dois eletrodos, os lados neutros da placa adquirem carga oposta   do eletrodo monopolar, favorecendo a ocorrência das rea o es de oxida o e redu o (CRESPILHO; SANTANA; REZENDE, 2004; FERREIRA, 2014).

Além disso, escolha pelo eletrodo bipolar ocorrer devido a facilidade de manuten o, a distância entre cada eletrodo   um parâmetro importante, uma vez que influencia de forma direta no tratamento do efluente, assim como em seus custos.

Esse aumento ocorre quando a distância aumenta, assim a circula o de íons produzidos torna-se mais lenta e poderá surgir oportunidades para produzir e agregar flocos capazes de adsorver mais moléculas. Na literatura encontram-se valores de distância entre os eletrodos variando geralmente de 1 a 4 cm (MERZOUK et al., 2009; ZODI, et al., 2013;

A distância entre eletrodos foi baseando-se principalmente na literatura de Zodi et al. (2013), Souza (2012) e Ferreira (2014), desta forma utilizou-se uma distância de 1,7 cm entre cada placa conforme identificado na Figura 5.

**Figura 5** - Eletrodos bipolares utilizados no estudo.



Nota: Eletrodo a): alumínio; Eletrodo b): ferro.  
Fonte: O autor (2020).

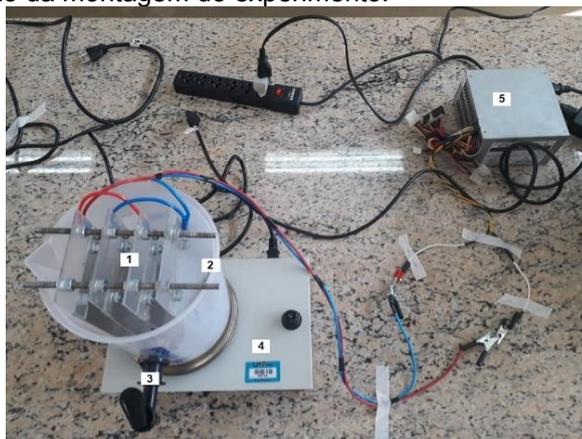
**Tabela 8** - Dimensões dos eletrodos que foram utilizados.

	Formato	Tamanho (cm)	Espaçamento entre eletrodos	Área de contato total
<b>Alumínio</b>	Chapas retangulares	14 x 9 x 0,2	1,7 cm	126 cm <sup>2</sup>
<b>Ferro</b>	Chapas retangulares	14 x 9 x 0,2	1,7 cm	126 cm <sup>2</sup>

Fonte: O autor (2020).

Foi utilizada uma fonte simples de energia de 12V, não sendo realizado o controle de densidade de corrente elétrica, porém com uma saída de aproximadamente 1A. Essa fonte foi responsável por fornecer a corrente elétrica contínua aos eletrodos e um agitador magnético para que o efluente se mantivesse em movimento, aumentando assim o contato com os eletrodos (Figura 6). Foram utilizados reatores e agitadores distintos para os eletrodos de alumínio e de ferro conforme evidenciado na Figura 7.

**Figura 6** - Esquematização da montagem do experimento.



**Nota:** 1- Eletrodos de Alumínio; 2- Reator; 3- Torneira para coleta; 4- Agitador magnético; 5- Fonte de energia 12V.

Fonte: O autor (2020).

**Figura 7** - Esquematização da montagem do experimento distinto entre Eletrodos de Alumínio e Eletrodos de Ferro.



Nota: 1- Eletrodos de Alumínio; 2 Eletrodos de Ferro.

Fonte: O autor (2020).

Foram realizados ensaios em triplicatas com a duração variando em 3 níveis, -1, 0, 1, (20, 40 e 60 minutos), sendo que o nível 0 corresponde ao melhor tempo obtido com um pré-ensaio de 80 minutos com coletas a cada 10 minutos que foi realizado com cada eletrodo. Já os níveis -1 e 1 são uma variação para cima e para baixo do nível 0.

Ao final de cada experimento os eletrodos foram raspados, de forma que os materiais mantivessem a superfície da placa inicial, além de tentar evitar a contaminação da amostra.

A cada coleta para análise da qualidade do efluente, o material ficou em repouso por 10 minutos para que ocorresse a sedimentação/flotação da amostra.

### 4.3 PLANEJAMENTO EXPERIMENTAL

As amostras foram submetidas ao planejamento experimental elaborado pelo programa Statistica 7.0, conforme consta no Apêndice A deste estudo, onde consiste em realizar amostras em triplicatas, baseadas na variação de duas variáveis (tempo e pH) em 3 níveis, e as réplicas dessas amostras, somando um total de 9 ensaios para cada eletrodo e pH a ser estudado, totalizando 54 ensaios.

### 4.4 FILTRAÇÃO

Após o tratamento com a EC foi realizada a filtração direta do efluente tratado utilizando três filtros semelhantes, confeccionados a partir de uma proveta de Polipropileno (PP) com volume de 1000ml, preenchido com o meio filtrante conforme ilustrado na Figura 8 e seguindo recomendações de Pereira et al. (2019).

**Figura 8** - Estrutura dos filtros utilizados no experimento.



Fonte: Modelo Pereira et al. (2019) adaptado pelo autor (2020)

Assim como o estudo feito por Pereira et al. (2019), Di Bernardo et al. (2003), para a confecção do filtro deste estudo utilizou-se papel não tecido de fibras naturais e/ou sintéticas a base de celulose e/ou de fibras de polímeros sintéticos com poros de largura média de 0,1mm (filtro de café), brita, areia de 0,6 a 0,85 e areia de 0,4 a 0,7mm. Entre as areias e acima da última camada foi utilizado uma membrana de geotêxtil não tecidos agulhado de gramatura 500 g.m<sup>-2</sup>.

A confecção das unidades piloto demandou alguns cuidados, dentre eles a higienização da areia com água corrente, de forma que fosse possível eliminar elementos que pudessem afetar a eficiência do tratamento das amostras. Em seguida, estas foram acondicionadas por 24 horas, em uma estufa a uma temperatura de 110°C para que fosse realizado a secagem. Após esses procedimentos, a areia foi dividida em duas porções com diferentes granulometrias, sendo 0 a 0,425 mm e 0,850 a 1,700 mm, intituladas como G1 e G3 respectivamente.

Segundo Freitas (2003), normalmente, para a função de filtração são utilizados geotêxteis não tecidos, uma vez que não atuam como uma simples interface, mas sim como um meio tridimensional, possuindo a espessura como parâmetro complementar. Desta forma a inclusão da manta geotêxtil não tecidos agulhado de gramatura 500 g.m<sup>-2</sup> junto ao meio filtrante se justifica pelo aprimoramento do desempenho da filtração conforme apontado pelo autor.

Após a confecção dos filtros, para que fosse possível o processo de filtração foi necessário a utilização de uma estrutura metálica com capacidade de suportar 6 filtros de forma paralela (Figura 9).

**Figura 9** - Montagem da fase de filtração do efluente.



Fonte: O autor (2020).

Após o processo de eletrocoagulação as amostras foram reservadas para que houvesse o processo de decantação, e a partir disso foi utilizado o sobrenadante para que fosse realizado o processo de filtração. Após o término desse processo, as amostras foram coletadas para análise.

#### 4.5 ANÁLISE E DETERMINAÇÃO DA PRESENÇA DE METAIS

Foi realizada a análise de presença de metais para identificar Alumínio (Al), Ferro (Fe), Zinco (Zn) e Cobre (Cu). Para a determinação destes metais nas amostras foi utilizado um espectrofotômetro de absorção atômica (Thermo Scientific ICE 3500) que utiliza o software SOOLAR para otimizar automaticamente as condições ideais da mistura ar/acetileno ou acetileno/óxido nitroso com sistema com lâmpada de deutério para correção de fundo.

As amostras previamente filtradas foram acidificadas com ácido nítrico ultrapuro (1% v/v). Para a construção das curvas, foram estabelecidas soluções preparadas pela diluição de padrões a 1000 partes por milhão (ppm) e um branco com ácido-nítrico ultrapuro a 0,5%.

As concentrações analíticas utilizadas para a elaboração das curvas foram:

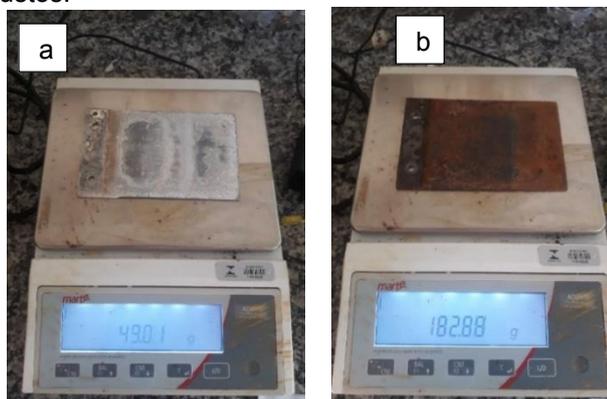
- Para Fe e Cu foram usadas soluções de 0,0; 1,0; 3,0; 5,0 e 6,0 ppm, chama ar/acetileno com fluxo do acetileno em  $1,2 \text{ L min}^{-1}$  e limite de detecção de 0,025 ppm para o Fe e 0,010 ppm para o Cu. A otimização do sinal analítico foi realizada com solução 3,0 ppm de Cu e Fe.
- Para Zn foram usadas soluções 0,1; 0,5; 1,0; 1,5 e 2,0 ppm com chama ar/acetileno, usou-se chama ar/acetileno com fluxo do acetileno em  $1,1 \text{ L min}^{-1}$  e limite de detecção de 0,010 ppm. A otimização do sinal analítico foi realizada com solução 1,0 ppm de Zn.
- Para Al, as concentrações utilizadas foram de 5,0; 10,0; 15,0; 20,0 e 30,0 ppm com chama óxido nitroso/acetileno com fluxo de acetileno em  $4,2 \text{ L min}^{-1}$  e limite de detecção de 2,5 ppm. A otimização do sinal analítico foi realizada com solução 15,0 ppm de Al.

#### 4.6 CUSTO DE OPERAÇÃO DO PROCESSO DE ELETROCOAGULAÇÃO

Foram realizados os cálculos de custo operacional de cada tratamento do processo de eletrocoagulação para verificar o custo-benefício de cada um deles. Para o cálculo deste custo operacional foi necessário estimar o gasto energético e a

perda de massa do eletrodo. Utilizou-se uma balança para a pesagem de cada eletrodo conforme Figura 10a e 10b.

**Figura 10** - Pesagem do eletrodo de Alumínio (a) e eletrodo de Ferro (b) após experimento para realização do cálculo de custos.



Fonte: O autor (2020).

A pesagem foi necessária para o cálculo do custo após o experimento de eletrocoagulação. Para tanto, utilizou-se a Equação 01 para quantificar o consumo de energia:

$$M_{el} = \frac{i \times t \times M}{F \times n} \quad (\text{Equação 1})$$

A Equação 02 para o desgaste do eletrodo:

$$C = \frac{U \times i \times t}{v} \quad (\text{Equação 2})$$

E a Equação 03 para o custo de operação:

$$C_{oper} = a \times C_{energ} + b \times C_{elet} \quad (\text{Equação 3})$$

## 4. RESULTADOS E DISCUSSÃO

### 5.1 CARACTERIZAÇÃO DO EFLUENTE BRUTO

As características físico-químicas do efluente utilizado para o desenvolvimento deste experimento estão descritas na Tabela 9.

**Tabela 9** - Características físico-química do efluente bruto neutro das lagoas de estabilização na granja.

Parâmetro	Valor
pH	8,17
Cor aparente (UC)	2.933
Turbidez (NTU)	251
DQO (mg L <sup>-1</sup> )	525
Nitrogênio amoniacal (NH <sub>3</sub> - N mg L <sup>-1</sup> )	672
Sólidos totais (mg L <sup>-1</sup> )	14.400
Condutividade elétrica (µS m <sup>-1</sup> )	5,5

Fonte: O autor (2020).

De acordo com as análises realizadas, o efluente oriundo da suinocultura, mesmo após o tratamento secundário por lagoas de estabilização, apresentou uma elevada carga poluidora, como verificado na Tabela 9, não podendo este ser lançado em um corpo hídrico receptor sem um tratamento complementar.

A Resolução CONAMA nº 430/2011 (BRASIL, 2011), estabelece que para o lançamento de efluentes no corpo hídrico, o pH do efluente deve estar entre 5,0 e 9,0. Na análise realizada o pH do efluente deste estudo foi de 8,17, sendo esse considerado como pH bruto neutro (Tabela 8), enquadrando-se no estabelecido pela legislação. Dal Bosco et al. (2008) avaliaram a característica do efluente de suinocultura e encontraram valor de pH de 8,10, enquanto nos estudos de Souza et al. (2013) e Batista et al. (2017) os valores de pH obtidos nos trabalhos foram de 7,46 e 7,54.

De acordo com a Resolução CONAMA nº 430/2011 (BRASIL, 2011) a concentração máxima de nitrogênio amoniacal para lançamento em corpos hídricos deve ser inferior a 20 mg L<sup>-1</sup>. Analisando a Tabela 9, é possível averiguar que a concentração deste parâmetro no efluente foi superior, sendo de 672 mg L<sup>-1</sup>. Não se encontrando dentro dos padrões estabelecido pela Lei. Maggi et al. (2011) ao

analisarem o efluente de suinocultura identificaram uma elevada concentração de nitrogênio amoniacal, sendo de 466,45 mg L<sup>-1</sup>.

Caso este efluente seja lançado em um corpo hídrico, a presença de nitrogênio em concentrações elevadas pode desencadear, a ocorrência do processo de eutrofização, ou seja, o crescimento intenso de macrófitas, impactando desta maneira no ambiente aquático e nos usos múltiplos da água, como previsto pela Resolução CONAMA n° 357/2005 (BRASIL, 2005).

A concentração de matéria orgânica determinada pela Demanda Química de Oxigênio (DQO) no efluente bruto de suinocultura obtido neste trabalho foi de 525 mg L<sup>-1</sup> (Tabela 9), valor este inferior ao encontrado em outros estudos, como os de Maggi et al., (2011) que apresentaram valor de DQO de 1322,1 mg L<sup>-1</sup> e Pereira et al. (2016) que obtiveram DQO de 2160 mg L<sup>-1</sup>.

A Resolução CONAMA n° 430/2011 não estabelece um limite máximo de concentração para o parâmetro DQO, entretanto, o Instituto Água e Terra (IAT, 2004) desenvolveu um documento que estabelecia os aspectos legais, critérios, procedimentos e premissas para a concessão de Licenciamento e/ou Autorização Ambiental de Empreendimentos de Suinocultura, estabelecendo assim, as características do efluente para o lançamento em corpos hídricos, neste documento foi estabelecido o limite máximo para o parâmetro DQO, de 150 mg L<sup>-1</sup>.

O efluente bruto apresentou turbidez de 251 NTU, como verificado na Tabela 8. Segundo o estudo de Maggi et al. (2011) o efluente de suinocultura analisado apresentou turbidez de 393 NTU, enquanto no trabalho de Souza et al. (2013) a turbidez encontrada foi de 560 NTU, valores superiores ao obtido no presente estudo.

O efluente analisado apresentou elevado valor de cor aparente, 2933 UC (Tabela 9), indicando a presença de sólidos suspensos e dissolvido no efluente. De acordo com a análise realizada, a concentração de sólidos totais no efluente foi de 14400 mg L<sup>-1</sup>, valor superior ao encontrado por Souza et al. (2013) que foi de 6579 mg L<sup>-1</sup>.

## 5.2 ENSAIOS DE TRATABILIDADE DO EFLUENTE DE SUINOCULTURA POR ELETROCOAGULAÇÃO

Antes da realização dos ensaios de tratabilidade, foi realizada análise das características físico-químicas do efluente bruto coletado, visando avaliar a eficiência do tratamento conforme destacado na metodologia, assim, as características dos efluentes empregados nos ensaios de tratabilidade estão descritos na Tabela 10.

**Tabela 10** - Característica do efluente bruto antes dos ensaios de tratabilidade.

pH	Cor Aparente (UC)	Turbidez (NTU)	Sólidos Totais (mg L <sup>-1</sup> )	Condutividade Elétrica ( $\mu\text{S m}^{-1}$ )	Nitrogênio amoniacal (mg L <sup>-1</sup> )	DQO (mg L <sup>-1</sup> )
<b>Efluente Bruto com pH neutro (8,17)</b>						
8,17	2933	251	14400	5,5	672	525
<b>Efluente Bruto com pH básico (11,17)</b>						
11,17	1381	158	14257	12	616	9288
<b>Efluente Bruto com pH ácido (5,12)</b>						
5,12	2549	320	13571	10	560	2892

Fonte: O autor (2020).

Os cátions de alumínio e ferro formados adsorvem poluentes, tornando-os excelentes coagulantes (SHEN et al., 2003). Atualmente, o mecanismo mais aceito é o de adsorção seguido de precipitação. Os cátions metálicos e os íons hidrogênio formados nos eletrodos reagem formando espécies monoméricas e poliméricas que são transformadas em  $\text{Al}(\text{OH})_3(\text{s})$  e  $\text{Fe}(\text{OH})_3(\text{s})$  (Figura 11) que são compostos que apresentam alta capacidade de absorção, uma vez que a diferença de potencial entre anodo e catodo é necessária para que ocorra as reações de oxirredução (GROCH et al., 2008).

**Figura 11** - Flocculação em eletrodo de Alumínio para promover a flotação.



Fonte: O autor (2020).

Na Figura 11 é possível identificar claramente os polos positivos e negativos do eletrodo, sendo realizado a doação e recepção de elétrons. O reator de eletrocoagulação está projetado para permitir que ocorra a floculação no local, e isso acontece por meio da formação das bolhas de gás produzidas durante a eletrólise resultando assim na absorção dos sólidos promovendo a flotação.

Os principais fatores que influenciam no processo de eletrocoagulação são o pH, a presença de NaCl (ou outros sais) pode ser um fator para o aumento da condutividade elétrica, a densidade de corrente e tempo de processo. Visto isso, na Figura 12 é possível identificar a diferença entre a coloração das amostras do Eletrodo de Alumínio e do Eletrodo de Ferro após a eletrocoagulação, entretanto, a referida diferença ocorre pelo tempo de eletrocoagulação de cada amostra.

**Figura 12** - Comparação de tons entre amostras que foram submetidas a 20 minutos e 60 minutos de eletrocoagulação.



**Nota:** (1): indica o resultado da eletrocoagulação de 20 minutos em amostras dos Eletrodos de Alumínio; (2): indica o resultado da eletrocoagulação de 60 minutos em amostras dos Eletrodos de Alumínio; (3): indica o resultado da eletrocoagulação de 20 minutos em amostras dos Eletrodos de Ferro; (4): indica o resultado da eletrocoagulação de 60 minutos em amostras dos Eletrodos de Ferro. Fonte: O autor (2020).

A partir da análise da Figura 12 é possível verificar que as amostras que permaneceram por 60 minutos (2 e 4) no tratamento por eletrocoagulação apresenta tons mais claros do que quando comparado as que permaneceram somente 20 minutos (1 e 3), e essa alteração aconteceu em ambas as amostras não variando conforme o Eletrodo utilizado. É importante ressaltar que nesta etapa o processo de filtração não havia sido realizado.

Após a retirada das amostras de efluente do reator foi possível identificar que a amostra do Eletrodo de Alumínio apresentava-se mais turva e a do Eletrodo de Ferro mais translúcida conforme identificados na Figura 13.

**Figura 13** - Turbidez das amostras após eletrocoagulação.



**Nota:** (1): indica o resultado eletrocoagulação dos Eletrodos de Alumínio; (2): indica o resultado eletrocoagulação dos Eletrodos de Ferro.  
Fonte: O autor (2020).

Contudo, após aguardar o tempo proposto para a decantação/sedimentação das amostras, período de 10 minutos, as amostras correspondentes ao eletrodo de alumínio apresentava uma clarificação quando comparado aos de Ferro.

Desta forma, optou-se por realizar a decantação/sedimentação das amostras por 10 minutos conforme metodologia, contudo, no decorrer da avaliação foi deixado uma amostra em decantação/sedimentação por 24 horas para avaliação de possíveis modificações das amostras. A presente metodologia não previa esse tempo de repouso, contudo, foi realizado este ensaio em algumas amostras para analisar se haveria alguma diferença significativa. O resultado da decantação/sedimentação de 24 horas está registrado na Figura 14.

**Figura 14** - Amostras após 24 horas de repouso decorrente da decantação/sedimentação.



**Nota:** (1): indica o resultado da decantação/sedimentação de 24 horas em amostras dos Eletrodos de Alumínio; (2): indica o resultado da decantação/sedimentação de 24 horas em amostras dos Eletrodos de Ferro.  
Fonte: O autor (2020).

A partir da análise das amostras foi possível ratificar o resultado obtido a partir do processo de decantação/sedimentação previsto na metodologia, cuja amostra do Eletrodo de Alumínio apresentava maior clarificação e alteração de turbidez quando comparada a amostra de Ferro.

Desta forma é necessário apontar que para trabalhos futuros deva ser levado em conta novos tempos de decantação/sedimentação, pois as amostras que permaneceram por 24 horas apresentam melhores resultados quando comparados a clarificação dos efluentes em repouso de 10 minutos.

## 5.2.1 Eletrocoagulação com eletrodo de alumínio

### 5.2.1.1 Ensaio de eletrocoagulação em pH neutro e eletrodo de alumínio

Na Tabela 11 é apresentado os resultados dos ensaios de eletrocoagulação com eletrodo de alumínio e com o pH do efluente bruto neutro, ou seja, sem correção que foi de 8,17.

**Tabela 11** - Valores médios dos parâmetros e eficiência de remoção após tratamento por eletrocoagulação com eletrodo de alumínio e efluente com pH bruto neutro (8,17).

Parâmetros	Efluente Bruto Neutro	Tempo de eletrocoagulação (min)			Eficiência (%)		
		20	40	60	Ensaio 1	Ensaio 2	Ensaio 3
pH do efluente	8,17	8,53	8,68	8,93			
Cor aparente (UC)	2933	823	508	338	72	83	88
Turbidez (NTU)	251	159	88	39	37	65	84
Condutividade elétrica ( $\mu\text{S m}^{-1}$ )	5,5	7,07	6,42	6,73			
N-amoniaco ( $\text{mg L}^{-1}$ )	672	714	775	301	-	-	55
DQO ( $\text{mg L}^{-1}$ )	525	630	459	159	-	13	70
ST ( $\text{mg L}^{-1}$ )	14400	8938	8720	8787	38	39	39
Corrente elétrica (A)	Na	3,11	3,82	3,85			

**Nota:** (-): indica aumento da concentração após o tratamento; (1): Ensaio com 20 minutos de eletrocoagulação; (2): Ensaio com 40 minutos de eletrocoagulação; (3): Ensaio com 60 minutos de eletrocoagulação; (na): Não se aplica.

Fonte: O autor (2020).

Mediante aos dados obtidos, o sistema de tratamento analisado não proporcionou variação no valor do pH do efluente final, onde este permaneceu entre 8,50 e 9,00 (Tabela 11), enquadrando-se na faixa de valores estabelecida pela

Resolução CONAMA nº 430/2011 (BRASIL, 2011), que é de 5,00 a 9,00. João et al. (2020) ao analisarem o tratamento de efluente de frigorífico por eletrocoagulação, também verificou o aumento no valor do pH do efluente, onde passou de 7,4 para 9,8. De acordo com Gatsios et al. (2015) o aumento do pH está associado com a formação de hidróxido de alumínio na solução em virtude da liberação de íons de alumínio (Al) no eletrodo do ânodo, formação de gás hidrogênio e íons hidroxila no eletrodo de cátodo durante a eletrocoagulação.

Verificando a Tabela 11, é possível inferir que dentre os ensaios de tratabilidade, o ensaio 3, com tempo de eletrocoagulação de 60 minutos, apresentou os melhores resultados na redução dos valores dos parâmetros cor aparente, turbidez e DQO (Figura 14), atingindo eficiências na ordem de 88%, 84% e 70%, respectivamente. Entretanto, o valor residual desses parâmetros ainda é significativo.

Mores (2017) em seu estudo acerca do tratamento de efluente de suinocultura com eletrocoagulação utilizando eletrodo de alumínio, efluente com pH 6,0 e tempo de tratamento de 60 minutos, obteve eficiências superiores a 90% na redução dos valores do parâmetro turbidez, valor próximo ao obtido neste trabalho. João et al. (2020) ao aplicar no tratamento o efluente com pH 7,4 e corrente elétrica de 3 A, apresentou eficiência de 97% na redução da turbidez, obtendo um efluente com turbidez residual de 3,6 NTU, enquanto para o parâmetro cor aparente, a eficiência foi de 94% e um efluente com cor aparente residual de 12,3 UC.

Tezcan Un et al. (2009) ao avaliarem o sistema de eletrocoagulação com eletrodo de alumínio no tratamento de efluente de matadouro bovino, obteve uma eficiência de 78,8% na redução da matéria orgânica presente no efluente, valor próximo ao obtido neste estudo. Para obter tal eficiência Tezcan Un et al. (2009) o pH do efluente bruto foi 7,8 e o tempo de eletrocoagulação foi 60 minutos. Ao reduzir o tempo de eletrocoagulação para 20 minutos, a eficiência foi reduzida para a faixa entre 40 e 50%. Como é possível verificar na Tabela 11, ao se reduzir o tempo de eletrocoagulação a eficiência sofre um declínio, indicando que, ao se empregar no tratamento o efluente com pH bruto, o tempo de eletrocoagulação influencia na eficiência, sendo necessário tempo superior a 60 minutos.

João et al. (2020) ao promover o tratamento de seu efluente com pH 7,4 e corrente elétrica de 3 A obteve eficiência de 89% na redução da DQO, obtendo um efluente com DQO residual de 246 mg L<sup>-1</sup>.

Com relação ao nitrogênio amoniacal, apenas o ensaio 3 proporcionou uma redução na concentração deste parâmetro, obtendo um efluente com uma concentração residual de  $301 \text{ mg L}^{-1}$  e eficiência na ordem de 55% (Tabela 10). Apesar da eficiência considerável, a concentração no efluente final foi superior a estabelecida pela Resolução CONAMA nº 430/11 (BRASIL, 2011), que recomenda uma concentração máxima de  $20 \text{ mg L}^{-1}$  para que este seja lançado em corpos hídricos uma vez que concentrações significativas de nitrogênio e fósforo nos corpos hídricos podem desencadear o processo de eutrofização, prejudicando desta forma os usos múltiplos destes.

Os demais ensaios de tratabilidade promoveram um aumento na concentração do nitrogênio no efluente final, podendo este aumento estar relacionado com mudança do pH, é possível haver a solubilização ou precipitação, podendo então influenciar na amostragem.

O efluente bruto apresentou uma concentração significativa de sólidos totais, o tratamento por eletrocoagulação não permitiu uma remoção significativa destes sólidos. Nos ensaios descritos na Tabela 11, as eficiências obtidas pelo sistema analisado ficaram entre 38% (ensaio 1) e 39% (ensaios 2 e 3, mesmo no ensaio com um maior tempo de contato com o eletrodo de alumínio). Os ensaios 2 e 3 que obtiveram a maior redução na concentração do parâmetro, apresentaram um residual de 8720 e 8787  $\text{mg L}^{-1}$ , respectivamente (Tabela 11).

O tratamento analisado proporcionou um aumento do valor da condutividade elétrica do efluente final, apresentando valores na faixa de 6,42 a 7,07  $\mu\text{S m}^{-1}$  (Tabela 11). Este parâmetro está relacionado com a presença de sais dissolvidos na água, assim, pode-se inferir que possivelmente houve um aumento da concentração de sais no efluente, possivelmente de alumínio, devido ao eletrodo do sistema.

#### 5.2.1.2 Ensaio de eletrocoagulação em pH básico e eletrodo de alumínio

Os resultados obtidos pelos ensaios de tratabilidade utilizando efluente com pH básico de 11,17, com eletrodos de alumínio estão descritos na Tabela 12.

**Tabela 12** - Valores médios dos parâmetros e eficiência de remoção após tratamento por eletrocoagulação com eletrodo de alumínio e efluente com pH básico (11,17) e eficiência de remoção.

Parâmetros	Efluente Bruto Básico	Tempo de eletrocoagulação (min)			Eficiência (%)		
		20	40	60	Ensaio 4	Ensaio 5	Ensaio 6
pH do efluente	11,17	11,93	10,97	11,40			
Cor aparente (UC)	1381	826	858	750	40	38	46
Turbidez (NTU)	158	72	112	77	54	29	51
Condutividade elétrica ( $\mu\text{S m}^{-1}$ )	12	18,60	13,97	16,20			
N-amoniacal ( $\text{mg L}^{-1}$ )	616	429	261	361	30	58	41
DQO ( $\text{mg L}^{-1}$ )	9288	488	1420	718	95	85	92
ST ( $\text{mg L}^{-1}$ )	14257	8938	18981	18368	37	-	-
Corrente elétrica (A)	Na	4,34	4,36	4,22			

**Nota:** (-): indica aumento da concentração após o tratamento; (4): Ensaio com 20 minutos de eletrocoagulação; (5): Ensaio com 40 minutos de eletrocoagulação; (6): Ensaio com 60 minutos de eletrocoagulação; (na): Não se aplica.

Fonte: O autor (2020).

Ao se elevar o pH do efluente bruto neutro (8,17), não foi possível a obtenção de um efluente final com valores de pH dentro da faixa estabelecida pela Resolução CONAMA n° 430/2011 (BRASIL, 2011), visto que em todos os ensaios os valores do pH foram superiores a 10,97 (Tabela 12) sendo, desta forma, necessário à sua correção caso o destino deste fosse o lançamento em corpo hídrico.

Ainda é possível verificar, que o sistema de tratamento não promoveu um aumento drástico do valor do pH, ocorrendo um aumento deste nos ensaios 4 e 6, enquanto o pH do ensaio 5 sofreu uma redução, indicando assim, que o processo de eletrocoagulação utilizando o eletrodo de alumínio e pH básico do efluente não altera significativamente o pH do efluente bruto neutro.

Analisando a Tabela 12, ao se elevar o pH do efluente para promover o tratamento por eletrocoagulação, ocorreu um declínio na eficiência da redução do parâmetro cor aparente em todos os ensaios analisados, enquanto para o parâmetro turbidez, houve uma redução na eficiência dos ensaios 5 e 6 (Tabela 12).

O ensaio 4 apresentou eficiência de 54% na redução do parâmetro turbidez, enquanto o ensaio 6 apresentou eficiência de 51% (Tabela 12), neste contexto, ao

se elevar o tempo de eletrocoagulação houve um declínio da eficiência contudo com valores não muito significativos.

No estudo de Mores et al. (2015), onde avaliaram o pH do efluente bruto e o tempo de eletrocoagulação no tratamento de efluente de suinocultura utilizando o eletrodo de alumínio. Com o pH do efluente em 9,0 e tempo de eletrocoagulação de 30 minutos, não houve redução no valor do parâmetro turbidez, enquanto, que ao empregarem 90 minutos de tratamento, a eficiência na redução foi de 18%, inferior ao obtido neste trabalho.

A elevação do pH do efluente bruto neutro (8,17) para a realização do tratamento, proporcionou uma maior eficiência na redução da concentração do nitrogênio amoniacal, visto que as eficiências obtidas foram superiores a 30% (Tabela 12), destacando-se o ensaio 5, que possibilitou uma redução de 58% da concentração deste parâmetro no efluente final (Tabela 12). Entretanto, assim como nos ensaios descritos na Tabela 11, a concentração residual de nitrogênio foi elevada, não atendendo a legislação ambiental vigente.

Os ensaios 4 e 6 se destacaram quanto a eficiência na redução da concentração do parâmetro DQO, atingindo eficiências de 95 e 92%, respectivamente (Tabela 12). Neste caso, o tempo de contato com o eletrodo de alumínio não influenciou na eficiência do sistema, visto que o ensaio 4, com 20 minutos de eletrocoagulação, apresentou um resultado ligeiramente superior ao ensaio 6, com 60 minutos de eletrocoagulação.

Possivelmente, o fator que influenciou na eficiência foi o pH básico do efluente bruto. Entretanto, mesmo apresentando tais eficiências na redução da DQO, os valores remanescentes deste parâmetro ainda são elevados (Tabela 12).

Tezcan Un et al. (2009) ao empregarem o efluente de matadouro bovino com pH de 9,0 e 60 minutos de tratamento por eletrocoagulação com eletrodo de alumínio, obtiveram eficiência na faixa de 50 a 60% na redução da DQO, enquanto, ao reduzir o tempo de contato com o eletrodo para 20 minutos, a eficiência foi reduzida para a faixa de 40 a 50%, os autores apontam que obtiveram uma diminuição da eficiência devido a diminuição do tempo de EC.

Com relação ao parâmetro sólidos totais, os ensaios 5 e 6 apresentaram um aumento da concentração deste parâmetro, mesmo mediante um tempo maior de eletrocoagulação, 40 e 60 minutos, respectivamente (Tabela 12). O aumento do pH do efluente bruto neutro (8,17) nestes ensaios e um maior tempo de contato com o

eletrodo, pode ter proporcionado a precipitação do alumínio, levando ao aumento da concentração de sólidos no efluente.

Ao se analisar a condutividade elétrica do efluente após o tratamento, verificou-se um aumento nos valores deste parâmetro (Tabela 12), em comparação ao efluente bruto utilizado no tratamento. Este aumento pode estar relacionado com a utilização de solução alcalina para a elevação do pH do efluente bruto neutro (8,17) de suinocultura, aumentando assim, a concentração de sais e conseqüentemente o valor do parâmetro analisado. Outro fator que pode estar relacionado com o aumento da condutividade elétrica é a precipitação de sais de alumínio pelo próprio sistema de tratabilidade.

### 5.2.1.3 Ensaio de eletrocoagulação em pH ácido e eletrodo de alumínio

Os ensaios de tratabilidade que avaliaram a utilização de efluente bruto com pH ácido (5,12) e eletrodos de alumínio, estão descritos na Tabela 13.

**Tabela 13** - Valores médios dos parâmetros e eficiência de remoção após tratamento por eletrocoagulação com eletrodo de alumínio e efluente com pH ácido e eficiência de remoção.

Parâmetros	Efluente Bruto Ácido (5,12)	Tempo de eletrocoagulação (min)			Eficiência (%)		
		20	40	60	Ensaio 7	Ensaio 8	Ensaio 9
pH do efluente	5,12	7,69	7,77	8,06			
Cor aparente (UC)	2549	50	49	17	98	98	99
Turbidez (NTU)	320	83	139	4	74	57	99
Condutividade elétrica ( $\mu\text{S m}^{-1}$ )	10	10,70	10,43	10,54			
N-amoniacal ( $\text{mg L}^{-1}$ )	560	187	224	159	67	60	72
DQO ( $\text{mg L}^{-1}$ )	2892	624	526	554	78	82	81
ST ( $\text{mg L}^{-1}$ )	13571	9862	9813	9836	27	28	28
Corrente elétrica (A)	Na	8,07	8,24	8,80			

**Nota:** (7): Ensaio com 20 minutos de eletrocoagulação; (8): Ensaio com 40 minutos de eletrocoagulação; (9): Ensaio com 60 minutos de eletrocoagulação; (na): Não se aplica.  
Fonte: O autor (2020).

Levando-se em consideração os dados obtidos (Tabela 13), os ensaios que envolveram efluente com pH ácido (5,12) apresentaram uma melhor resposta ao

tratamento. Segundo Mollah et al. (2004) o tratamento por eletrocoagulação é dependente do pH do efluente, parâmetro importante para a formação do óxido de alumínio ( $\text{Al}(\text{OH})_3$ ), sendo este o responsável pela floculação, ou seja, formação dos flocos, devendo estar na faixa de 6,0 a 8,0. Os ensaios de tratabilidade usando o efluente com pH ácido (5,12) e neutro (8,17) estão próximos da faixa de pH descrito por Mollah et al. (2004), podendo ser este parâmetro um dos responsáveis pela eficiência do sistema.

Conforme os resultados obtidos, após o tratamento por eletrocoagulação com eletrodo de alumínio, o pH do efluente tratado aumentou, ficando na faixa de 7,69 a 8,06 (Tabela 13). Mores et al. (2015) também verificou o aumento do pH do efluente após o tratamento por eletrocoagulação com eletrodo de alumínio, onde ao aplicar no tratamento efluente com pH de 3,0, o efluente final apresentou pH de 4,47 após 30 minutos de tratamento e pH de 4,72 após tratamento com 90 minutos.

Apesar do aumento do valor do pH, todos os ensaios, de 7 a 9, ficaram dentro do valor máximo permitido pela Resolução CONAMA n° 430/2011 (BRASIL, 2011), não sendo necessário a correção do valor deste parâmetro para o lançamento em corpos hídricos. Entretanto, vale ressaltar, a necessidade da utilização de solução ácida para a correção do pH do efluente bruto neutro (8,17), para assim, promover o tratamento deste.

Ao se analisar a Tabela 13 é possível inferir que as eficiências obtidas nos ensaios de 7 a 9, foram de 98 a 99% para o parâmetro cor aparente e de 57 a 99% para o parâmetro turbidez, destacando-se o ensaio 9, que obteve eficiência de 99% para ambos os parâmetros, obtendo um efluente final com cor aparente residual de 17 UC e turbidez de 4NTU. Mores (2017) ao promover o tratamento do efluente com pH de 3,0 e tempo de contato de 60 minutos a eficiência obtida na redução da turbidez foi superior a 90%.

O decaimento do pH do efluente bruto também auxiliou na eficiência da redução da concentração de nitrogênio amoniacal do efluente final, atingindo eficiências superiores a 60%, sendo possível destacar o ensaio 9, que apresentou uma eficiência de 72% e obteve um efluente com uma concentração residual de nitrogênio amoniacal de  $159 \text{ mg L}^{-1}$  (Tabela 13). Mesmo apresentando eficiências consideráveis, a concentração final deste parâmetro no efluente tratado ainda é elevada, não se enquadrando na legislação ambiental vigente.

Cho et al. (2010) ao analisarem o tratamento de águas residuárias de suinocultura por eletrocoagulação utilizando eletrodo de titânio revestido com óxido de irídio, tempo de retenção de 6 horas e corrente elétrica de 7V obteve uma eficiência na redução da concentração de nitrogênio amoniacal de 99%, eficiência significativa, visto a alta concentração deste parâmetro em efluentes oriundos da suinocultura e o tempo de contato com o eletrodo.

A utilização de um efluente com pH ácido (5,12) no tratamento por eletrocoagulação, possibilitou eficiências consideráveis na redução da concentração da DQO no efluente final entre 78 e 82%, destacando-se os ensaios 8 e 9, que apresentaram eficiências de 82 e 81%, respectivamente. Entretanto, a concentração de DQO residual no efluente final ainda é elevada, entre 526 e 624 mg L<sup>-1</sup> (Tabela 13), indicando ainda concentrações consideráveis de matéria orgânica.

Tezcan Un et al. (2009) ao aplicarem ao tratamento por eletrocoagulação com eletrodo de alumínio o efluente com pH de 5,0 e tempo de contato com o eletrodo de 60 minutos, a eficiência ficou na faixa de 30 a 40%, enquanto ao reduzir o tempo para 20 minutos a eficiência foi reduzida para a faixa de 20 a 30%, valores inferiores aos obtidos neste trabalho, como verificado na Tabela 13.

A eficiência na redução da concentração de sólidos totais para ambos os ensaios, de 7 a 9, apresentaram eficiências próximas, variando de 27 a 28% (Tabela 13), sendo possível inferir que, o tempo de eletrocoagulação não influenciou na redução da concentração deste parâmetro. O efluente tratado apresentou elevada concentração de sólidos totais, variando de 9813 e 9868 mg L<sup>-1</sup> (Tabela 13), o que pode impactar o corpo hídrico receptor.

A condutividade elétrica do efluente tratado apresentou um aumento após o tratamento. O efluente bruto utilizado apresentou uma condutividade elétrica de 10 μS m<sup>-1</sup> (Tabela 8), enquanto após o tratamento este parâmetro variou entre 10,43 a 10,70 μS m<sup>-1</sup> (Tabela 13). Este aumento pode estar relacionado com a formação de hidróxido de alumínio, que também influenciou no pH do efluente tratado, como citado por Gatsios et al. (2015).

Ao se analisarem os dados obtidos, verifica-se que os efluentes obtidos pelos tratamentos por eletrocoagulação utilizando o eletrodo de alumínio necessitam de um tratamento complementar ou terciário, visto que, mesmo no ensaio com as melhores eficiências, os parâmetros nitrogênio amoniacal, DQO e sólidos totais

apresentaram valores remanescentes significativos, que podem impactar o meio ambiente, caso seja lançado em um corpo hídrico.

## 5.2.2 Tratamento de eletrocoagulação com eletrodo de alumínio e pós-tratamento com filtração direta

### 5.2.2.1 Ensaio de eletrocoagulação em pH neutro e eletrodo de alumínio com pós-tratamento por filtração direta

Com a aplicação de um sistema de filtração direta como pós-tratamento da eletrocoagulação com eletrodo de alumínio, foi possível a obtenção de um efluente final com as características descritas na Tabela 14. Vale ressaltar, que os resultados descritos na Tabela 7 referem-se aos ensaios que utilizaram o efluente com pH bruto neutro, ou seja, sem modificação deste.

**Tabela 14** - Valores médios dos parâmetros após tratamento por eletrocoagulação com eletrodo de alumínio/filtração direta utilizando efluente com pH bruto neutro e a eficiência média de remoção do sistema de filtração direta.

Parâmetros	Efluente Bruto Neutro (8,17)	Eficiência (%)					
		Ensaio 1	Ensaio 2	Ensaio 3	Ensaio 1	Ensaio 2	Ensaio 3
pH do efluente	8,17	8,69	8,81	9,05			
Cor aparente (UC)	2933	423	203	175	49	60	48
Turbidez (NTU)	251	56	26	15	65	71	61
Condutividade elétrica ( $\mu\text{S m}^{-1}$ )	5,5	5,44	4,54	4,83			
N-amoniacoal ( $\text{mg L}^{-1}$ ) <sup>1)</sup>	672	594	498	349	17	36	-
DQO ( $\text{mg L}^{-1}$ )	525	488	418	490	23	9	-
ST ( $\text{mg L}^{-1}$ )	14400	8938	8720	8787	0	0	0
Corrente elétrica (A)	Na	3,11	3,82	3,85			

**Nota:** (-): indica aumento da concentração após o tratamento; (1): Ensaio com 20 minutos de eletrocoagulação; (2): Ensaio com 40 minutos de eletrocoagulação; (3): Ensaio com 60 minutos de eletrocoagulação; (Na): Não se aplica.

Fonte: O autor (2020).

O sistema de filtração auxiliou principalmente na redução dos parâmetros cor aparente e turbidez. Destacando-se o ensaio 2, com 40 minutos de eletrocoagulação, que após a filtração apresentou eficiências de remoção do parâmetro cor aparente de 60% e turbidez de 71% (Tabela 14). Os ensaios 1 e 3

apresentaram eficiências próximas, variando de 48 a 49% para o parâmetro cor aparente e de 61 a 65% para a turbidez, respectivamente.

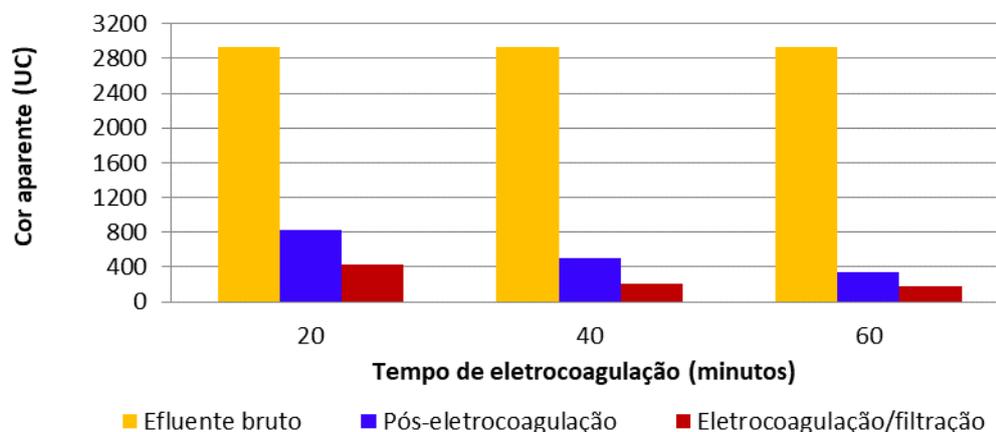
Oliveira (2008) analisou um sistema filtração em escala piloto no pós-tratamento de efluente de suinocultura. O material filtrante do sistema analisado era constituído por areia e foi utilizado como pós-tratamento de uma lagoa facultativa aerada. Em seu estudo obteve eficiência de 26% na redução do parâmetro turbidez, apresentando um efluente tratado com residual de turbidez de 378 NTU, eficiência inferior ao obtido neste estudo.

Apesar do ensaio 2 ter apresentado a maior eficiência do sistema de filtração, o ensaio 3 apresentou os menores valores dos parâmetros cor aparente e turbidez, isto devido a este ensaio ter apresentado maior eficiência no sistema de eletrocoagulação, o que foi possível a obtenção de um efluente com cor aparente residual de 175 UC e turbidez de 15 NTU (Tabela 14).

A eficiência do sistema de filtração está relacionada com a retenção das partículas em suspensão presentes no efluente pelo material filtrante. Visto que, os parâmetros cor aparente e turbidez estão relacionados principalmente com a presença de sólidos em suspensão.

Nas Figuras 15 e 16 são apresentadas as variações dos valores dos parâmetros cor aparente e turbidez, respectivamente, ao longo dos sistemas de tratabilidade. Para ambos os parâmetros, houve um declínio nos valores, indicando que ambos os tratamentos proporcionaram uma redução dos parâmetros de qualidade, destacando-se o ensaio 3, que pelas Figuras 15 e 16, fica mais evidente essa percepção na redução dos valores.

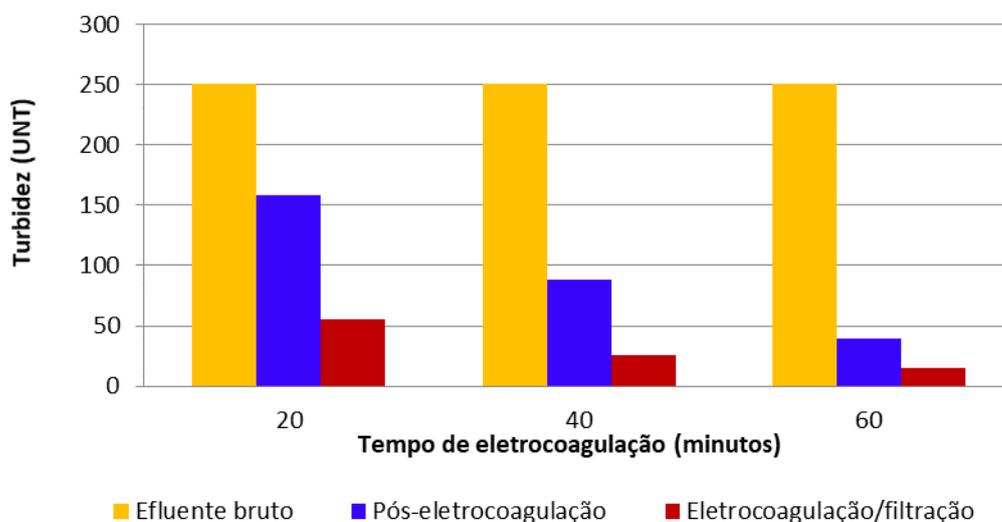
**Figura 15** - Comparação dos valores do parâmetro cor aparente de acordo com o nível de tratamento. Ensaio com pH do efluente bruto neutro (8,17).



**Nota:** Ensaio com 20 minutos de eletrocoagulação refere-se ao ensaio 1; Ensaio com 40 minutos de eletrocoagulação refere-se ao ensaio 1; Ensaio com 60 minutos de eletrocoagulação refere-se ao ensaio 3.

Fonte: O autor (2020).

**Figura 16** - Comparação dos valores do parâmetro turbidez de acordo com o nível de tratamento. Ensaio com pH do efluente bruto.



**Nota:** Ensaio com 20 minutos de eletrocoagulação refere-se ao ensaio 1; Ensaio com 40 minutos de eletrocoagulação refere-se ao ensaio 1; Ensaio com 60 minutos de eletrocoagulação refere-se ao ensaio 3.

Fonte: O autor (2020).

Com relação ao parâmetro nitrogênio amoniacal, o sistema de filtração direta proporcionou uma redução complementar deste parâmetro apenas nos ensaios 1 e 2, atingindo eficiências na ordem de 17 e 36%, respectivamente (Tabela 14). Esta redução na concentração deste parâmetro é proveniente da adsorção do nitrogênio pelo material filtrante.

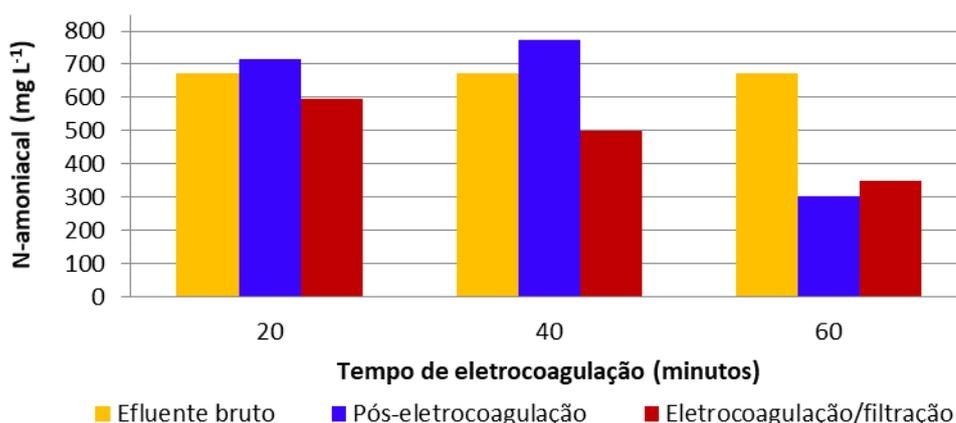
Com relação ao ensaio 3, após a passagem pelo material filtrante, ocorreu um aumento da concentração de nitrogênio amoniacal (Tabela 14), isso pode ter ocorrido devido a alteração do pH que pode ser o fator de solubilização ou precipitação, podendo então influenciar na amostragem.

Entretanto, mesmo com o aumento da concentração de nitrogênio no efluente, o residual foi de  $349 \text{ mg L}^{-1}$  (Tabela 14), inferior aos ensaios 1 e 2, isto devido a eficiência do sistema de eletrocoagulação, que foi superior no ensaio 3, enquanto nos ensaios 1 e 2, com a aplicação da eletrocoagulação houve um aumento do nitrogênio amoniacal.

Oliveira (2008) ao avaliar o sistema de filtração com areia em seu trabalho, também obteve uma baixa eficiência na redução do parâmetro nitrogênio amoniacal, na ordem de 3%, obtendo um efluente com concentração residual de  $778 \text{ mg L}^{-1}$ .

Apesar da redução da concentração de nitrogênio amoniacal no efluente tratado, as concentrações residuais são superiores ao estabelecido pela Resolução CONAMA n°430/2011 (BRASIL, 2011), mesmo aplicando-se o sistema de filtração direta como pós-tratamento, como verificado pela Figura 17, que apresenta a variação da concentração deste parâmetro ao longo da aplicação de ambos os sistemas de tratabilidade, destacando-se o ensaio 3.

**Figura 17** - Comparação das concentrações do parâmetro nitrogênio amoniacal de acordo com o nível de tratamento. Ensaio com pH do efluente bruto.



**Nota:** Ensaio com 20 minutos de eletrocoagulação refere-se ao ensaio 1; Ensaio com 40 minutos de eletrocoagulação refere-se ao ensaio 1; Ensaio com 60 minutos de eletrocoagulação refere-se ao ensaio 3.

Fonte: O autor (2020).

A adsorção de matéria orgânica pelo material filtrante possibilitou uma redução complementar na concentração de DQO apenas nos ensaios 1 e 2, na

ordem de 23 e 9%, respectivamente (Tabela 14). Enquanto no ensaio 3 houve um aumento da concentração deste parâmetro, isto possivelmente em virtude do arraste de matéria orgânica após a passagem do efluente pelo material filtrante.

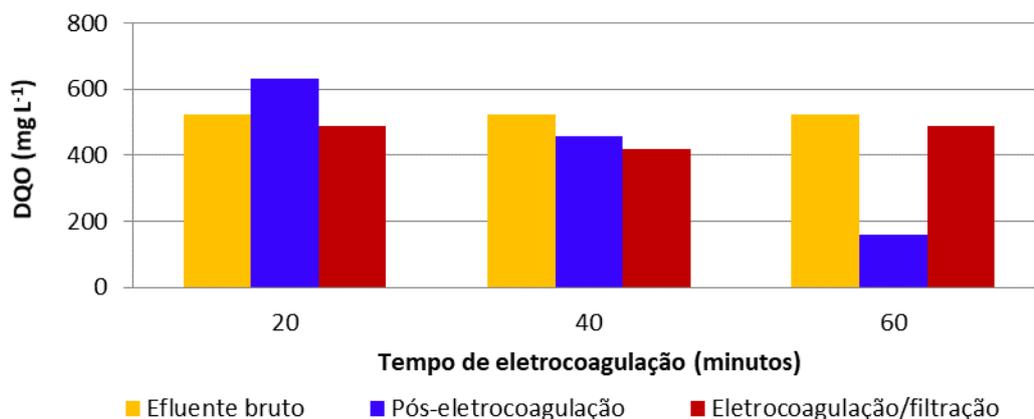
Oliveira (2008) também verificou um aumento na concentração da DQO com a aplicação do pós-tratamento por filtração com areia, chegando a obter um efluente com DQO residual de 979 mg L<sup>-1</sup>. Contudo, nesse estudo a escala piloto pode ter problemas de coleta e tempo de passagem de esgoto ao longo do sistema, ou seja, um fator modificador pode ter sido a maneira de coleta da amostra, de forma a garantir que o esgoto da entrada do sistema é o mesmo da saída.

No estudo feito por Fugère et al. (2005) os autores avaliam o uso da ultrafiltração no tratamento do efluente de suinocultura, sendo DQO de 30.000 mg L<sup>-1</sup> no efluente bruto resultando na DQO residual de 15.000 mg L<sup>-1</sup> com e 50% de eficiência do sistema. Em relação ao uso desse método no pós tratamento de um reator aerado, os autores apontam crescimento da concentração de matéria orgânica de 500 mg L<sup>-1</sup> para 160 mg L<sup>-1</sup> com 68% de eficácia na ordem.

O sistema de ultrafiltração utilizado por Fugère et al. (2005) evidenciou mais resultados positivos quando comparados ao método de filtração direta com areia utilizado na presente dissertação, isso pode ser justificado pela porosidade e diâmetro do material filtrante, além do arraste de matéria orgânica.

As variações das concentrações da DQO ao longo dos sistemas de tratabilidade estão apresentadas na Figura 18. A DQO remanescente com o pós-tratamento pelo sistema de filtração direta variou de 418 a 490 mg L<sup>-1</sup>, destacando-se o ensaio 2 (Tabela 14 e Figura 18). Possivelmente, a parcela residual de matéria orgânica presente no efluente tratado está na forma dissolvida, assim, o sistema de filtração direta não conseguiu promover a sua remoção, apenas da matéria orgânica presente na forma suspensa. Por isso, a significativa concentração residual da DQO no efluente tratado é devido ao arraste de matéria orgânica.

**Figura 18** - Comparação das concentrações do parâmetro DQO de acordo com o nível de tratamento. Ensaios com pH do efluente bruto.

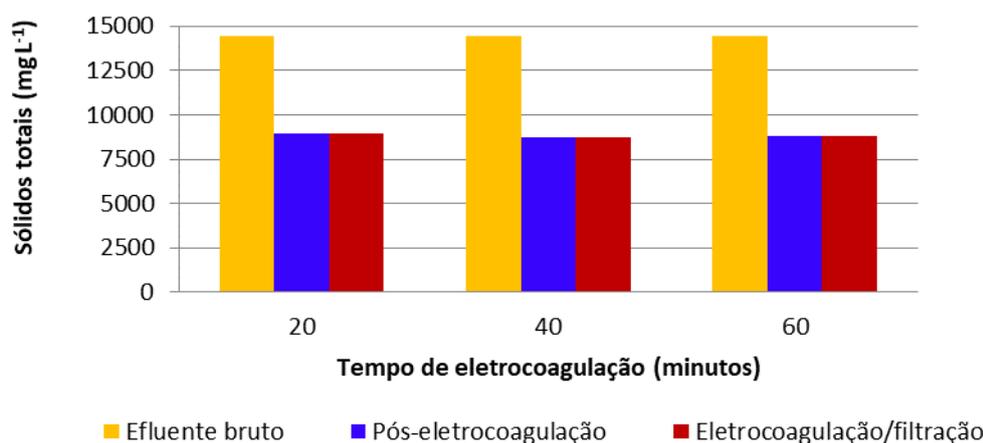


**Nota:** Ensaio com 20 minutos de eletrocoagulação refere-se ao ensaio 1; Ensaio com 40 minutos de eletrocoagulação refere-se ao ensaio 1; Ensaio com 60 minutos de eletrocoagulação refere-se ao ensaio 3.

Fonte: O autor (2020).

Nos ensaios da Tabela 14, a filtração direta não auxiliou na remoção complementar do parâmetro sólidos totais, podendo este fato também ser visualizado no gráfico da Figura 19, que apresenta a variação da concentração de sólidos totais ao longo do sistema de tratamento.

**Figura 19** - Comparação das concentrações do parâmetro sólidos totais de acordo com o nível de tratamento. Ensaios com pH do efluente bruto.



**Nota:** Ensaio com 20 minutos de eletrocoagulação refere-se ao ensaio 1; Ensaio com 40 minutos de eletrocoagulação refere-se ao ensaio 1; Ensaio com 60 minutos de eletrocoagulação refere-se ao ensaio 3.

Fonte: O autor (2020).

Fugère et al. (2005) aplicando o sistema de ultrafiltração no tratamento do efluente bruto de suinocultura, obteve concentração residual de sólidos totais de 7000 mg L<sup>-1</sup>, eficiência na ordem de 65%. Entretanto, ao aplicar o sistema de

ultrafiltração como pós-tratamento de um reator aerado, a eficiência do sistema de filtração foi de 20%, obtendo concentração residual de sólidos totais de 2000 mg L<sup>-1</sup>. Possivelmente, em ambos os casos, isto pode estar relacionado com a forma em que estes sólidos se encontram, ou seja, a maior parcela de sólidos pode estar na forma dissolvida, implicando na não retenção destes pelo filtro.

A condutividade elétrica do efluente apresentou um decaimento após a passagem pelo sistema de filtração direta, esta redução pode estar relacionada com a adsorção dos sais e partículas dissolvidas no material filtrante. A condutividade elétrica do efluente tratado variou entre 4,54 e 5,44  $\mu\text{S m}^{-1}$  (Tabela 14), valores inferiores ao do efluente bruto.

#### 5.2.2.2 Ensaio de eletrocoagulação em pH básico e eletrodo de alumínio com pós-tratamento por filtração direta

Na Tabela 15 estão descritos os resultados do pós-tratamento aplicado ao efluente bruto com pH básico.

**Tabela 15** - Valores médios dos parâmetros após tratamento por eletrocoagulação com eletrodo de alumínio/filtração direta utilizando efluente com pH básico. E a eficiência média do sistema de filtração direta.

Parâmetros	Efluente Bruto Básico	Eficiência (%)					
		Ensaio 4	Ensaio 5	Ensaio 6	Ensaio 4	Ensaio 5	Ensaio 6
pH do efluente	11,17	11,60	11,46	11,25			
Cor aparente (UC)	1381	559	465	430	32	46	43
Turbidez (NTU)	158	66	42	33	9	63	58
Condutividade elétrica (mS m <sup>-1</sup> )	12	13,32	13,28	12,47			
N-amoniaco (mg L <sup>-1</sup> )	616	171	100	193	60	62	47
DQO (mg L <sup>-1</sup> )	9288	639	2841	2190	-	-	-
ST (mg L <sup>-1</sup> )	14257	19017	19046	19663	-	0	-
Corrente elétrica (A)	Na	4,34	4,36	4,22			

**Nota:** (-): indica aumento da concentração após o tratamento; (4): Ensaio com 20 minutos de eletrocoagulação; (5): Ensaio com 40 minutos de eletrocoagulação; (6): Ensaio com 60 minutos de eletrocoagulação; (Na): Não se aplica.

Fonte: O autor (2020).

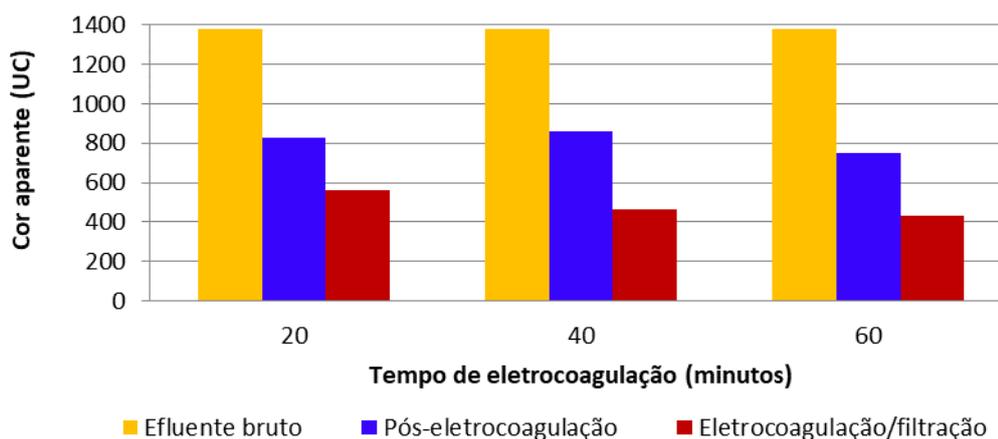
Os ensaios descritos na Tabela 15 apresentaram uma pequena variação de pH após a passagem do efluente pelo material filtrante. Entretanto, esta não permitiu

que este parâmetro se enquadrasse dentro da faixa de pH estabelecida pela legislação ambiental, sendo necessária à sua correção após o tratamento, visto que a faixa de pH obtida está entre 11,46 e 11,60 (Tabela 15). Oliveira (2008) ao trabalhar com o sistema de filtração com areia como pós-tratamento de lagoa facultativa aerada, verificou um aumento do pH do efluente, porém não significativo, de 8,24 para 8,31.

O sistema de filtração permitiu uma remoção complementar dos parâmetros cor aparente e turbidez. Para o parâmetro cor aparente as eficiências ficaram entre 32 e 46% (Tabela 15). Com relação à turbidez, os ensaios 5 e 6 se destacaram, as eficiências foram de 63 e 58%, respectivamente, enquanto o ensaio 4 apresentou uma eficiência de 9% (Tabela 15).

Nas Figuras 20 e 21 são apresentadas as variações dos valores dos parâmetros cor aparente e turbidez, respectivamente. Com o pós-tratamento por filtração direta, foi possível a obtenção de um efluente com um residual de cor aparente variando entre 430 e 559 UC (Figura 20) e turbidez variando entre 33 e 66 NTU (Figura 21), destacando-se, em ambos, o ensaio 6, devido a eficiência do sistema de eletrocoagulação.

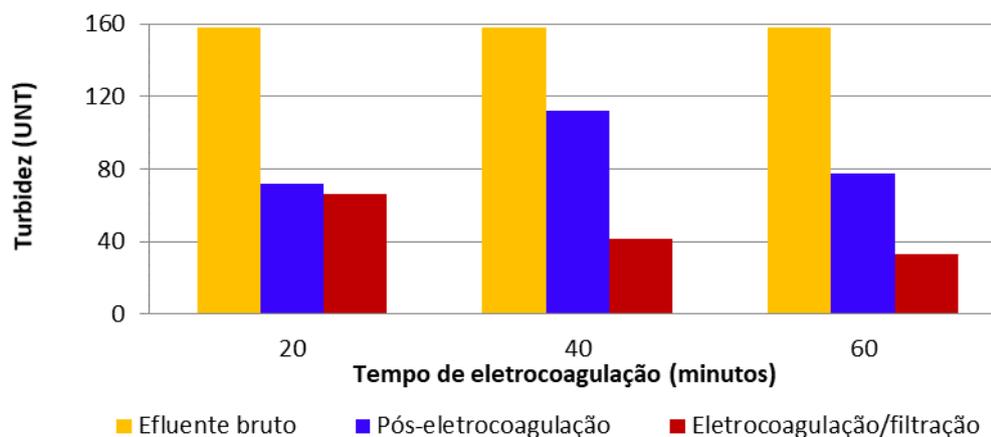
**Figura 20** - Comparação dos valores do parâmetro cor aparente de acordo com o nível de tratamento. Ensaios com efluente com pH básico.



**Nota:** Ensaio com 20 minutos de eletrocoagulação refere-se ao ensaio 4; Ensaio com 40 minutos de eletrocoagulação refere-se ao ensaio 5; Ensaio com 60 minutos de eletrocoagulação refere-se ao ensaio 6.

Fonte: O autor (2020).

**Figura 21** - Comparação dos valores do parâmetro turbidez de acordo com o nível de tratamento. Ensaio com efluente com pH básico.



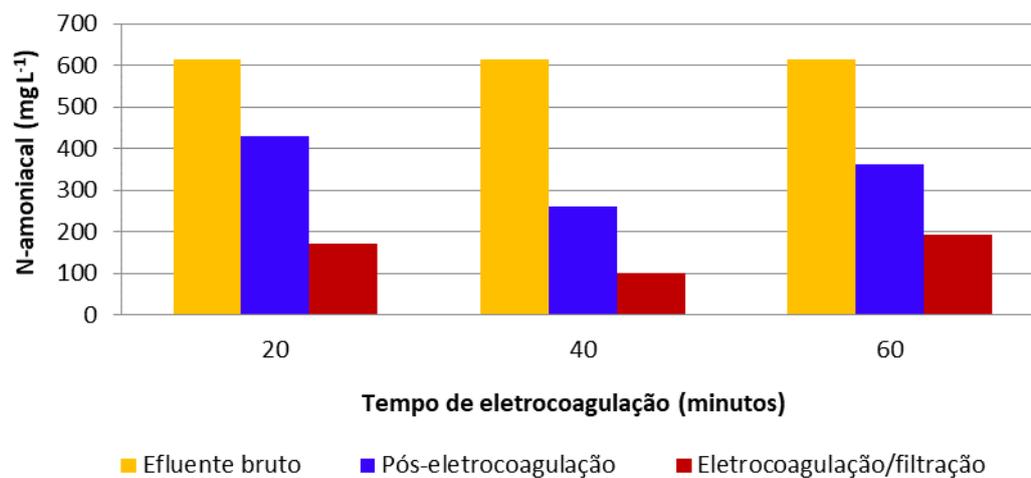
**Nota:** Ensaio com 20 minutos de eletrocoagulação refere-se ao ensaio 4; Ensaio com 40 minutos de eletrocoagulação refere-se ao ensaio 5; Ensaio com 60 minutos de eletrocoagulação refere-se ao ensaio 6.

Fonte: O autor (2020).

As eficiências de redução do parâmetro nitrogênio amoniacal foram representativas, onde o ensaio 4 apresentou eficiência de 60%, o ensaio 5 foi de 62% e do ensaio 6 de 47% (Tabela 15). O pH básico do efluente, pode ter facilitado a adsorção da amônia no material filtrante, ocasionando essas reduções consideráveis.

Na Figura 22, é possível verificar o decaimento da concentração do nitrogênio amoniacal ao longo dos sistemas de tratabilidade, visto que, com o pós-tratamento por filtração direta, a concentração residual de nitrogênio na forma amoniacal variou entre 100 e 193 mg L<sup>-1</sup>, destacando-se o ensaio 5, que apresentou a menor concentração residual com o pós-tratamento. Entretanto, a concentração residual desse parâmetro nos efluentes ainda é elevada, não se enquadrando no estabelecido pela Resolução CONAMA nº 430/2011 (BRASIL, 2011).

**Figura 22** - Comparação dos valores do parâmetro nitrogênio amoniacal de acordo com o nível de tratamento. Ensaio com efluente com pH básico.

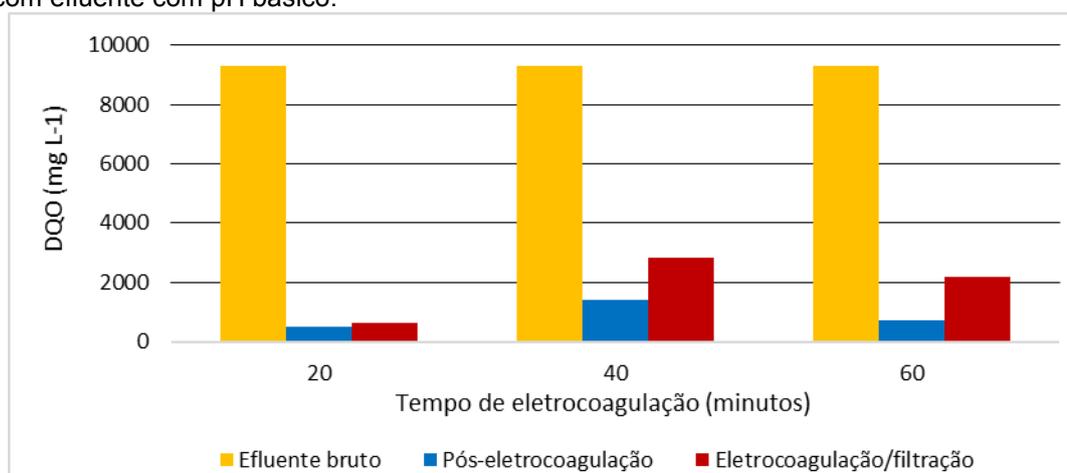


**Nota:** Ensaio com 20 minutos de eletrocoagulação refere-se ao ensaio 4; Ensaio com 40 minutos de eletrocoagulação refere-se ao ensaio 5; Ensaio com 60 minutos de eletrocoagulação refere-se ao ensaio 6.

Fonte: O autor (2020).

Com relação aos parâmetros DQO e sólidos totais, o sistema de filtração não possibilitou uma remoção complementar destes, possivelmente ocorreu arraste de matéria orgânica e sólidos, contribuindo para o aumento significativo da concentração destes parâmetros (Tabela 15), como também verificado pelos gráficos das Figuras 23 e 24, que apresentam as concentrações residuais de DQO e sólidos totais, respectivamente, ao longo dos sistemas de tratabilidade.

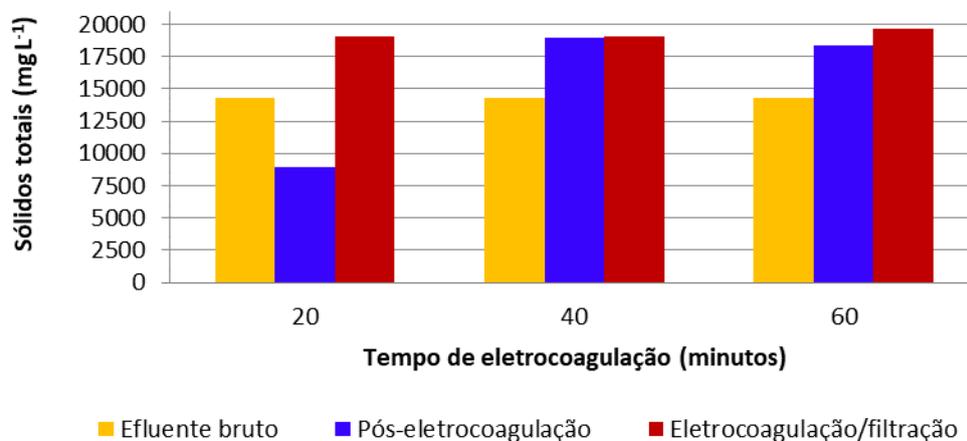
**Figura 23** - Comparação dos valores do parâmetro DQO de acordo com o nível de tratamento. Ensaio com efluente com pH básico.



**Nota:** Ensaio com 20 minutos de eletrocoagulação refere-se ao ensaio 4; Ensaio com 40 minutos de eletrocoagulação refere-se ao ensaio 5; Ensaio com 60 minutos de eletrocoagulação refere-se ao ensaio 6.

Fonte: O autor (2020).

**Figura 24** - Comparação dos valores do parâmetro sólidos totais de acordo com o nível de tratamento. Ensaio com efluente com pH básico.



**Nota:** Ensaio com 20 minutos de eletrocoagulação refere-se ao ensaio 4; Ensaio com 40 minutos de eletrocoagulação refere-se ao ensaio 5; Ensaio com 60 minutos de eletrocoagulação refere-se ao ensaio 6.

Fonte: O autor (2020).

A condutividade elétrica do efluente após a passagem pelo material filtrante apresentou uma redução, visto que parte dos sais presentes no efluente, possivelmente, ficaram retidos no material filtrante, a faixa da condutividade elétrica ficou entre 12,47 e 13,32  $\mu\text{S m}^{-1}$  (Tabela 15).

### 5.2.2.3 Ensaio de eletrocoagulação em pH ácido e eletrodo de alumínio com pós-tratamento por filtração direta

Os resultados do pós-tratamento dos ensaios que empregaram um efluente com pH ácido estão descritos na Tabela 16, bem como a eficiência do sistema de filtração direta.

**Tabela 16** - Valores médios dos parâmetros após tratamento por eletrocoagulação com eletrodo de alumínio/filtração direta utilizando efluente com pH ácido. E a eficiência média do sistema de filtração direta.

Parâmetros	Efluente Bruto Ácido	Eficiência (%)					
		Ensaio 7	Ensaio 8	Ensaio 9	Ensaio 7	Ensaio 8	Ensaio 9
pH do efluente	5,12	7,99	7,97	8,06			
Cor aparente (UC)	2549	23	22	17	54	55	0
Turbidez (NTU)	320	2	5	4	98	97	0
Condutividade elétrica ( $\mu\text{S m}^{-1}$ )	10	6,53	6,90	5,42			
N-amoniaco ( $\text{mg L}^{-1}$ )	560	210	188	159	-	16	0
DQO ( $\text{mg L}^{-1}$ )	2892	266	482	407	57	8	27
ST ( $\text{mg L}^{-1}$ )	13571	9132	9184	8882	7	6	10
Corrente elétrica (A)	Na	8,07	8,24	8,80			

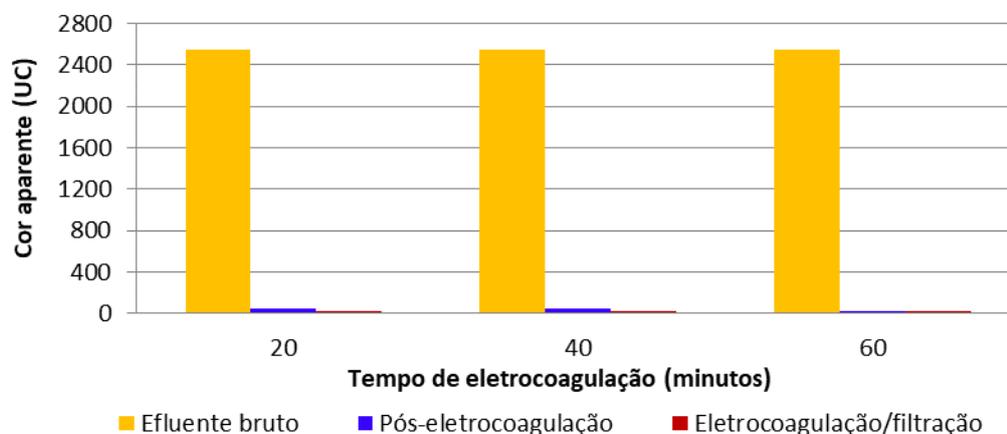
**Nota:** (-): indica aumento da concentração após o tratamento; (7): Ensaio com 20 minutos de eletrocoagulação; (8): Ensaio com 40 minutos de eletrocoagulação; (9): Ensaio com 60 minutos de eletrocoagulação; (Na): Não se aplica.

Fonte: O autor (2020).

A filtração direta aplicada como pós-tratamento do efluente de suinocultura com pH ácido, auxiliou na redução dos valores dos parâmetros cor aparente e turbidez dos ensaios 7 e 8, que apresentaram eficiências para a remoção de cor aparente entre 54 e 55% e para o parâmetro turbidez entre 97 e 98% (Tabela 16).

Entretanto, o efluente do ensaio 9 ao passar pelo material filtrante, apresentou as mesmas características do efluente que foi tratado apenas pelo sistema de eletrocoagulação, ou seja, o sistema de filtração não auxiliou na redução complementar dos parâmetros cor aparente e turbidez, como verificado nas Figuras 25 e 26, que representam as variações dos parâmetros cor aparente e turbidez, respectivamente.

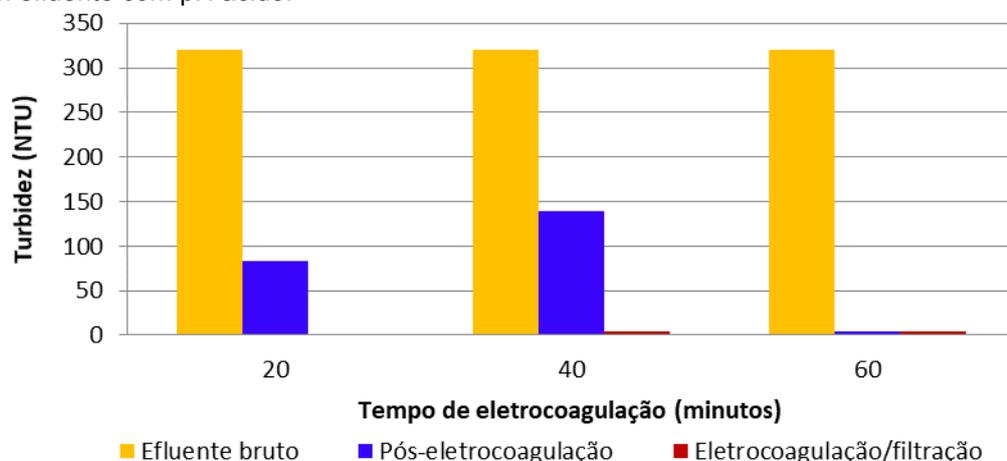
**Figura 25** - Comparação dos valores do parâmetro cor aparente de acordo com o nível de tratamento. Ensaio com efluente com pH ácido.



**Nota:** Ensaio com 20 minutos de eletrocoagulação refere-se ao ensaio 7; Ensaio com 40 minutos de eletrocoagulação refere-se ao ensaio 8; Ensaio com 60 minutos de eletrocoagulação refere-se ao ensaio 9.

Fonte: O autor (2020).

**Figura 26** - Comparação dos valores do parâmetro turbidez de acordo com o nível de tratamento. Ensaio com efluente com pH ácido.



**Nota:** Ensaio com 20 minutos de eletrocoagulação refere-se ao ensaio 7; Ensaio com 40 minutos de eletrocoagulação refere-se ao ensaio 8; Ensaio com 60 minutos de eletrocoagulação refere-se ao ensaio 9.

Fonte: O autor (2020).

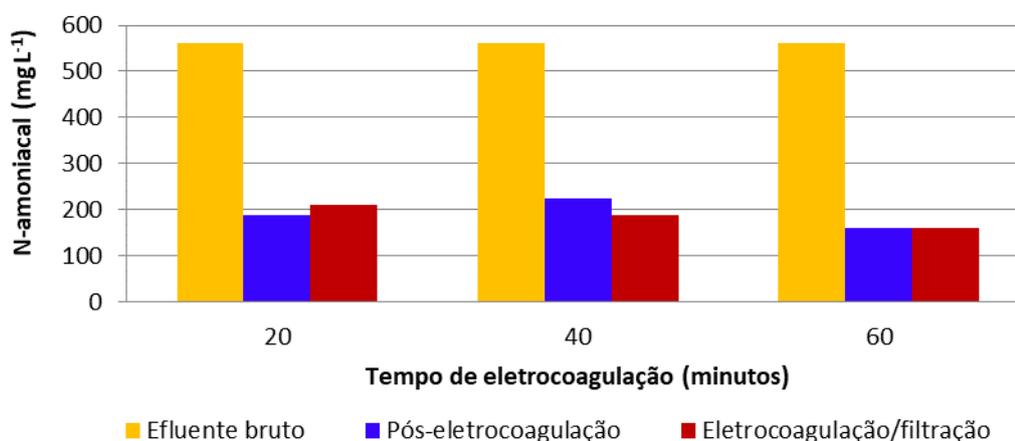
Por meio das Figuras 25 e 26, é possível inferir que, mesmo não apresentando uma remoção complementar dos valores dos parâmetros cor aparente e turbidez, o ensaio 9 se destacou na redução dos valores desses parâmetros, antes e após o sistema de filtração, obtendo um efluente com cor aparente residual de 17 UC e turbidez de 4 NTU (Tabela 16).

Com relação ao parâmetro nitrogênio amoniacal, no ensaio 7 ocorreu um aumento da concentração deste no efluente após a filtração, isto pode ter ocorrido

mediante alguma contaminação ou arraste de substância na passagem do efluente pelo material filtrante. Como verificado nos parâmetros cor aparente e turbidez, o ensaio 9 após a filtração permaneceu com a mesma concentração de nitrogênio amoniacal (Tabela 16).

A variação da concentração de nitrogênio amoniacal no efluente ao longo dos ensaios de tratabilidade é apresentada na Figura 27. O ensaio 9, mesmo não apresentando redução na concentração deste parâmetro após o sistema de filtração direta, apresentou a menor concentração residual de nitrogênio amoniacal, 159 mg L<sup>-1</sup> (Tabela 16). Entretanto, nenhum dos ensaios aplicados apresentaram uma concentração de nitrogênio amoniacal remanescente dentro do limite máximo permitido pela Resolução CONAMA n° 430/2011 para o lançamento em corpos hídricos, que é de 20 mg L<sup>-1</sup>.

**Figura 27** - Comparação dos valores do parâmetro nitrogênio amoniacal de acordo com o nível de tratamento. Ensaio com efluente com pH ácido.

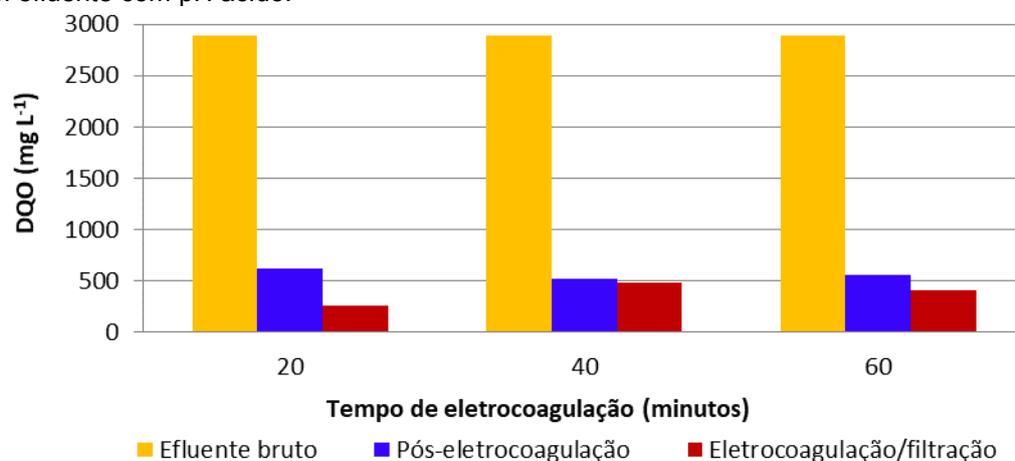


**Nota:** Ensaio com 20 minutos de eletrocoagulação refere-se ao ensaio 7; Ensaio com 40 minutos de eletrocoagulação refere-se ao ensaio 8; Ensaio com 60 minutos de eletrocoagulação refere-se ao ensaio 9.

Fonte: O autor (2020).

Eficiência considerável na redução da concentração de DQO foi verificada no ensaio 7, onde o sistema de filtração possibilitou uma redução de 57%, no ensaio 8 a eficiência obtida foi de 8%, enquanto no ensaio 9 a eficiência foi de 27% (Tabela 16). Mesmo com a utilização de um filtro, a concentração de DQO no efluente final foi elevada, como verificado na Figura 28, sendo de 266 mg L<sup>-1</sup> no efluente do ensaio 7, 482 mg L<sup>-1</sup> no ensaio 8 e 407 mg L<sup>-1</sup> no ensaio 9 (Tabela 16), indicando elevadas concentrações de matéria orgânica.

**Figura 28** - Comparação dos valores do parâmetro DQO de acordo com o nível de tratamento. Ensaio com efluente com pH ácido.



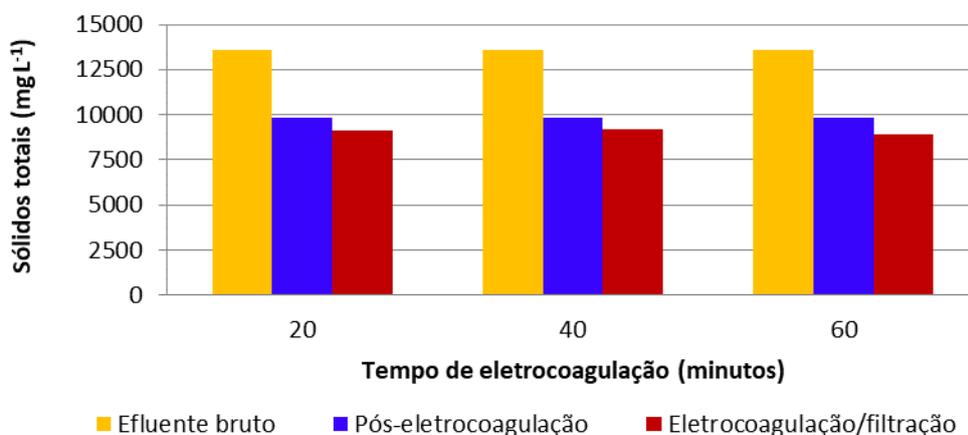
**Nota:** Ensaio com 20 minutos de eletrocoagulação refere-se ao ensaio 7; Ensaio com 40 minutos de eletrocoagulação refere-se ao ensaio 8; Ensaio com 60 minutos de eletrocoagulação refere-se ao ensaio 9.

Fonte: O autor (2020).

O sistema de filtração não auxiliou de forma significativa na redução da concentração de sólidos totais do efluente de suinocultura, onde eficiências entre 6 e 10% foram obtidas ao se aplicar o efluente com pH ácido (Tabela 16). Por meio dos resultados obtidos é possível inferir que os sólidos presentes estão na forma dissolvida, dificultando a retenção deste no material filtrante.

Na Figura 29 é apresentada a variação da concentração de sólidos totais ao longo dos tratamentos aplicados, mesmo com a aplicação do filtro, a concentração de sólidos é elevada, afirmando a possibilidade da maior parcela de sólidos do efluente final estar na forma dissolvida.

**Figura 29** - Comparação dos valores do parâmetro sólidos totais de acordo com o nível de tratamento. Ensaios com efluente com pH ácido.



**Nota:** Ensaio com 20 minutos de eletrocoagulação refere-se ao ensaio 7; Ensaio com 40 minutos de eletrocoagulação refere-se ao ensaio 8; Ensaio com 60 minutos de eletrocoagulação refere-se ao ensaio 9.

Fonte: O autor (2020).

A condutividade elétrica dos ensaios de 7 a 9 reduziram com o pós-tratamento, possivelmente isto está relacionado com a retenção dos sais de alumínio no material filtrante, ficando entre 5,42 e 6,90  $\mu\text{S m}^{-1}$  (Tabela 15).

### 5.2.3 Avaliação global da eficiência do conjunto de tratamento por eletrocoagulação com eletrodo de alumínio seguido de filtração direta

Ao se analisar o conjunto de tratamentos, eletrocoagulação com eletrodo de alumínio seguida de filtração direta, os ensaios que apresentaram as maiores eficiências globais no tratamento do efluente oriundo da suinocultura, foram os ensaios de 7 a 9, independente do tempo de eletrocoagulação, como verificado na Tabela 17.

**Tabela 17** - Eficiência global dos ensaios de tratabilidade por eletrocoagulação com eletrodo de alumínio seguido de filtração direta.

<b>Ensaio de tratabilidade com o pH bruto do efluente</b>					
<b>Ensaio</b>	<b>Cor aparente (%)</b>	<b>Turbidez (%)</b>	<b>N-amoniaco (%)</b>	<b>DQO (%)</b>	<b>ST (%)</b>
1	86	78	12	7	38
2	93	90	26	20	39
3	94	94	48	7	39
<b>Ensaio de tratabilidade utilizando efluente com pH básico</b>					
<b>Ensaio</b>	<b>Cor aparente (%)</b>	<b>Turbidez (%)</b>	<b>N-amoniaco (%)</b>	<b>DQO (%)</b>	<b>ST (%)</b>
4	60	58	72	93	-
5	66	74	84	69	-
6	69	79	69	76	-
<b>Ensaio de tratabilidade utilizando efluente com pH ácido</b>					
<b>Ensaio</b>	<b>Cor aparente (%)</b>	<b>Turbidez (%)</b>	<b>N-amoniaco (%)</b>	<b>DQO (%)</b>	<b>ST (%)</b>
7	99	99	63	91	33
8	99	99	66	83	32
9	99	99	72	86	35

**Nota:** (-): indica aumento da concentração após o tratamento; (1); (4) e (7): Ensaio com 20 minutos de eletrocoagulação; (2); (5) e (8): Ensaio com 40 minutos de eletrocoagulação; (3), (6) e (9): Ensaio com 60 minutos de eletrocoagulação.

Fonte: O autor (2020).

Em ambos os ensaios, de 7 a 9, a eficiência global na redução dos parâmetros cor aparente e turbidez foi de 99%, para o parâmetro nitrogênio amoniacal as eficiências variaram entre 63 a 72%, destacando-se o ensaio 9, para o parâmetro DQO a eficiência variou entre 83 a 91%, destacando-se o ensaio 7, e por fim, para o parâmetro sólidos totais a eficiência global variou entre 32 a 35%, onde o ensaio 9 apresentou a maior eficiência (Tabela 17).

Pode-se inferir que, com relação ao ensaio 9, o sistema de eletrocoagulação com o eletrodo de alumínio foi o maior responsável pela qualidade do efluente final.

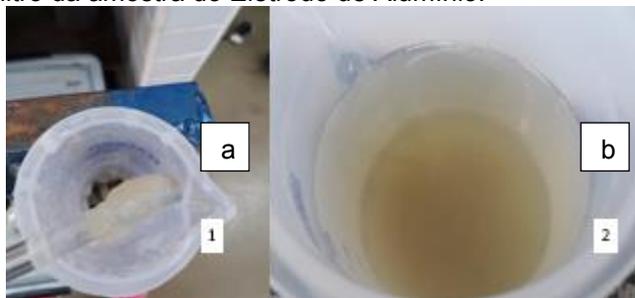
Os ensaios de 1 a 3, que empregaram no tratamento o efluente com pH bruto, ou seja, sem a alteração deste, apresentaram eficiências globais consideráveis na redução dos valores dos parâmetros cor aparente e turbidez, variando entre 86 e 94% e 78 e 94%, respectivamente. Com relação ao parâmetro nitrogênio amoniacal, o ensaio 3 apresentou a maior eficiência global, com 48%, enquanto o ensaio 1 apenas 12%. O ensaio 2 apresentou eficiência global de 20% na redução da DQO e por fim, com relação aos sólidos totais, ambos os ensaios apresentaram eficiências na faixa de 38 e 39% (Tabela 17).

Os ensaios de 4 a 6, ou seja, os ensaios que utilizaram um efluente com pH básico, apresentaram eficiências globais consideráveis na redução dos parâmetros cor aparente e turbidez, variando entre 60 a 69% e de 58 a 79%, respectivamente, porém foram inferiores aos demais ensaios de tratabilidade. Entretanto para os parâmetros nitrogênio amoniacal e DQO, foram próximas ou até superiores aos ensaios que utilizaram um efluente com pH ácido.

O ensaio 5 se destacou na redução do parâmetro nitrogênio amoniacal, apresentando eficiência global de 84%, enquanto o ensaio 4 apresentou a maior redução na concentração do parâmetro DQO, sendo de 93%. Com relação ao parâmetro sólido totais, ao se elevar o pH do efluente bruto, não houve um aumento significativo na concentração deste parâmetro no efluente final (Tabela 17).

Durante o processo de filtração direta com as amostras do Eletrodo de Alumínio houve dificuldades devido a colmatação dos filtros. Na Figura 30 será possível observar a presença de uma camada de resíduos sobre a membrana de filtração, impedindo assim que o processo fosse realizado.

**Figura 30** - Colmatação do filtro da amostra do Eletrodo de Alumínio.



**Nota:** (a): membrana de filtração do Eletrodo de Alumínio; (b): Decantação dos resíduos da amostra do Eletrodo de Alumínio após o processo de eletrocoagulação.

Fonte: O autor (2020).

O estudo feito por Brandão et al. (2000), os autores apontam que a água residuária de granjas suínolas são rica em sólidos, e o uso de filtros convencionais de areia não é recomendável, dada à sua rápida colmatação superficial e ao impedimento ao fluxo normal da água residuária. Os autores apontam ainda que os filtros de areia são dimensionados para o tratamento de esgotos domésticos, razão por que o estudo de diferentes meios porosos deve ser realizado.

Contudo, na Figura 30 b é possível identificar uma solução para esse problema. A utilização de um período maior de repouso antes da filtração auxiliaria

no processo de filtração, de forma que a membrana que obstruiu o filtro ficaria decantada evitando assim que a eficácia do processo fosse prejudicada.

#### 5.2.4 Eletrocoagulação com eletrodo de ferro

##### 5.2.4.1 Ensaio de eletrocoagulação em pH neutro e eletrodo de ferro

Na Tabela 18 estão descritos os dados dos ensaios de tratabilidade por meio do sistema de eletrocoagulação com o eletrodo de ferro para o efluente de suinocultura com pH bruto, ou seja, sem a modificação deste parâmetro.

**Tabela 18** - Valores médios dos parâmetros e eficiência de remoção após tratamento por eletrocoagulação com eletrodo de ferro e efluente com pH bruto e eficiência.

Parâmetros	Efluente Bruto	Tempo de eletrocoagulação (min)			Eficiência (%)		
		20	40	60			
		Ensaio 1	Ensaio 2	Ensaio 3	Ensaio 1	Ensaio 2	Ensaio 3
pH do efluente	8,17	8,48	8,47	8,63			
Cor aparente (UC)	2933	1215	1289	1008	59	56	66
Turbidez (NTU)	251	148	157	132	41	38	47
Condutividade elétrica ( $\mu\text{S m}^{-1}$ )	5,5	6,72	6,90	6,73			
N-amoniaco ( $\text{mg L}^{-1}$ )	672	530	695	795	21	-	-
DQO ( $\text{mg L}^{-1}$ )	525	440	371	2346	16	29	-
ST ( $\text{mg L}^{-1}$ )	14400	11122	10776	10698	23	25	26
Corrente elétrica (A)	Na	5,14	5,38	5,67			

**Nota:** (-): indica aumento da concentração após o tratamento; (1): Ensaio com 20 minutos de eletrocoagulação; (2): Ensaio com 40 minutos de eletrocoagulação; (3): Ensaio com 60 minutos de eletrocoagulação; (Na): Não se aplica.

Fonte: O autor (2020).

Ao se promover o tratamento do efluente de suinocultura por meio do sistema de eletrocoagulação utilizando o eletrodo de ferro, o pH do efluente final sofreu um pequeno aumento, variando entre 8,47 a 8,63 (Tabela 18). Entretanto, os valores de pH obtidos em ambos os ensaios, de 1 a 3, estão dentro da faixa estabelecida pela Resolução CONAMA nº 430/2011 (BRASIL, 2011), não sendo necessário à sua correção após o tratamento.

Este aumento dos valores do pH pode estar relacionado com a liberação de íons de ferro na solução, como descrito por Gatsios et al. (2015) no que ocorre ao se utilizar o eletrodo de alumínio.

A utilização de um efluente com o pH bruto possibilitou a obtenção de efluente com uma redução do parâmetro cor aparente entre 56 e 66% e turbidez de 38 a 47%, destacando-se o ensaio 3 (Tabela 18). Com o ensaio 3 foi possível a obtenção de um efluente com cor aparente residual de 1008 UC e turbidez de 132 NTU (Tabela 18). Eficiências inferiores as obtidas por meio da eletrocoagulação com eletrodo de alumínio obtido neste trabalho.

Com relação ao parâmetro nitrogênio amoniacal, apenas o ensaio 1 apresentou eficiência na redução da concentração deste parâmetro, nos demais ensaios houve um aumento, possivelmente em decorrência de alguma contaminação.

Ao se aplicar 20 minutos de eletrocoagulação a eficiência obtida foi de 21%, obtendo um efluente com uma concentração residual de 530 mg L<sup>-1</sup> (Tabela 18), concentração superior ao estabelecido pela Resolução CONAMA n° 430/2011 (BRASIL, 2011), sendo necessário um pós-tratamento para reduzir essa concentração, visando impedir ou minimizar a ocorrência do processo de eutrofização, caso esse tipo de efluente venha a atingir um corpo hídrico receptor.

A eficiência na redução da concentração da matéria orgânica foi relativamente baixa, o ensaio 1 apresentou eficiência de 16% e o ensaio 2 eficiência de 29%, enquanto que no ensaio 3 houve um aumento na concentração da DQO (Tabela 18). A concentração residual de DQO no efluente tratado foi de 440 mg L<sup>-1</sup> no ensaio 1, 371 mg L<sup>-1</sup> para o ensaio 2 e 2346 mg L<sup>-1</sup> para o ensaio 3 (Tabela 11). Este aumento da concentração da DQO no ensaio 3 pode estar relacionado com as alterações do pH.

Tezcan Un et al. (2009) ao aplicarem o sistema de eletrocoagulação com eletrodo de ferro para o tratamento de efluente de matadouro bovino com pH de 7,8 e tempo de contato com o eletrodo de 60 minutos, apresentou eficiência de 68,5% na redução da matéria orgânica, valor superior ao obtido neste trabalho.

O sistema de tratabilidade por eletrocoagulação com o eletrodo de ferro não proporcionou eficiências consideráveis na redução da concentração de sólidos totais e as eficiências obtidas variaram entre 23 e 26% (Tabela 18). É possível inferir que com o aumento do tempo de eletrocoagulação houve um pequeno aumento da eficiência na redução desse parâmetro, onde o ensaio 3 que utilizou 60 minutos de eletrocoagulação obteve a maior eficiência (26%) enquanto o ensaio 1, com 20 minutos de eletrocoagulação, obteve 23% (Tabela 18).

As concentrações residuais de sólidos totais nos efluente foram elevadas, variaram de 10698 a 11122 mg L<sup>-1</sup> (Tabela 18). Possivelmente a maior parcela de sólidos presentes no efluente em questão estão na forma dissolvida, sendo necessário a aplicação de um pós-tratamento para a remoção complementar destes.

A condutividade elétrica do efluente de suinocultura após o tratamento variou entre 6,72 a 6,9  $\mu\text{S m}^{-1}$  (Tabela 18), podendo inferir que houve um aumento deste parâmetro após o tratamento, possivelmente em decorrência do aumento da concentração de sais de ferro, em virtude do eletrodo do sistema.

#### 5.2.4.2 Ensaio de eletrocoagulação em pH básico e eletrodo de ferro

Os resultados acerca dos ensaios que utilizaram um efluente de suinocultura com pH básico estão descritos na Tabela 19.

**Tabela 19** - Valores médios dos parâmetros e eficiência de remoção após tratamento por eletrocoagulação com eletrodo de ferro e efluente com pH básico e eficiência.

Parâmetros	Efluente Bruto Básico	Tempo de eletrocoagulação (min)			Eficiência (%)		
		20	40	60	Ensaio 4	Ensaio 5	Ensaio 6
		Ensaio 4	Ensaio 5	Ensaio 6	Ensaio 4	Ensaio 5	Ensaio 6
pH do efluente	11,17	12,27	11,41	11,13			
Cor aparente (UC)	1381	846	850	728	39	38	47
Turbidez (NTU)	158	93	102	69	41	35	56
Condutividade elétrica ( $\mu\text{S m}^{-1}$ )	12	22,04	21,63	17,89			
N-amoniaco (mg L <sup>-1</sup> )	616	345	448	144	44	27	77
DQO (mg L <sup>-1</sup> )	9288	303	745	760	97	92	92
ST (mg L <sup>-1</sup> )	14257	10283	17284	18310	28	-	-
Corrente elétrica (A)	Na	6,65	7,48	6,59			

**Nota:** (-): indica aumento da concentração após o tratamento; (4): Ensaio com 20 minutos de eletrocoagulação; (5): Ensaio com 40 minutos de eletrocoagulação; (6): Ensaio com 60 minutos de eletrocoagulação; (Na): Não se aplica.

Fonte: O autor (2020).

Com a aplicação do sistema de tratabilidade, o pH das amostras dos ensaios 4 e 5 apresentaram um aumento no valor deste parâmetro, enquanto o efluente do ensaio 6 não houve uma variação significativa. Entretanto, os valores de pH obtidos de ambos os ensaios não se enquadraram no estabelecido pela Resolução CONAMA n° 430/2011 (BRASIL, 2011), onde apresentaram valores superiores a 9,00 de pH, sendo necessário à sua correção. Este fato também está relacionado com a utilização de uma base para a elevação do pH para a realização dos ensaios

de tratabilidade, sendo de certa forma, esperando o desenquadramento do valor deste parâmetro.

Com a elevação do pH do efluente bruto, a eficiência na remoção da cor aparente apresentou uma redução, comparado aos ensaios que utilizaram o efluente bruto sem modificação do pH. A eficiência na redução deste parâmetro variou entre 38 e 47%, destacando-se o ensaio 6, com 60 minutos de eletrocoagulação, que obteve um efluente com cor residual de 728 UC (Tabela 18).

Com relação ao parâmetro turbidez, não houve uma variação tão significativa comparado aos ensaios que utilizaram o efluente bruto sem modificação do pH. As eficiências variaram entre 35 e 56%, destacando-se o ensaio 6, que obteve um efluente com turbidez residual de 69 NTU (Tabela 19).

O ensaio de tratabilidade 6 também proporcionou a obtenção da maior eficiência na redução da concentração de nitrogênio amoniacal, na ordem de 77%, obtendo um efluente com concentração residual de  $144 \text{ mg L}^{-1}$  (Tabela 19), este fato pode estar relacionado com a elevação do pH e o maior tempo de eletrocoagulação, que neste ensaio foi de 60 minutos. Entretanto, em todos os ensaios, que utilizaram um pH básico, também não obtiveram um efluente com uma concentração residual inferior a  $20 \text{ mg L}^{-1}$ , como estabelecido pela legislação (BRASIL, 2011), sendo necessário um pós-tratamento.

Quando analisado a redução da concentração de nitrogênio amoniacal é importante ressaltar o processo de tratamento denominado air stripping ou arraste de ar, esse processo consiste na remoção do N-amoniacal a partir da volatilização. A agitação promove a formação de novas moléculas de amônia livre no efluente (fase líquida), passando então para a sua volatilização. A associação da agitação com o pH básico, os autores apontam pH 12 e as amostras com pH básico são favorável ao processo.

No estudo feito por Gomes et al.(2009) evidência que dentre os processos físico-químicos, o air stripping se revelou eficaz para a remoção do nitrogênio amoniacal, e a partir das análises feita com as amostras é evidente que o processo auxilia no tratamento dos efluentes.

Com o aumento do valor do pH do efluente bruto, houve um aumento da eficiência do sistema de tratabilidade na redução da concentração da matéria orgânica, independentemente do tempo de eletrocoagulação. As eficiências variaram entre 92 e 97%, destacando-se o ensaio 4, que obteve um efluente com

uma concentração residual de DQO de 303 mg L<sup>-1</sup>, neste caso, ao se utilizar um tempo de eletrocoagulação de 20 minutos, havendo uma maior eficiência do que com a aplicação de um maior tempo de tratabilidade (Tabela 19).

Tezcan Un et al. (2009) ao empregarem o efluente com pH de 9,0 e tempo de eletrocoagulação de 60 minutos, obtiveram eficiência na faixa de 40 a 50% na redução da matéria orgânica, valor inferior ao obtido em seu estudo ao aplicar no tratamento efluente com pH inferior. Ao reduzir o tempo de contato com o eletrodo, a eficiência foi reduzida para a faixa de 30 a 40%.

Com relação aos parâmetros sólidos totais, apenas o ensaio 4 proporcionou redução da concentração deste parâmetro após o tratamento, onde apresentou eficiência na ordem de 28%, enquanto os ensaios 5 e 6 apresentaram um aumento considerável (Tabela 19). A partir das análises é possível que possa ter ocorrido precipitação ou formação devido a inserção de íons no sistema.

A condutividade elétrica apresentou um aumento considerável após o tratamento, principalmente o ensaio 4 que apresentou uma condutividade elétrica de 22,04  $\mu\text{S m}^{-1}$ , entretanto, com o aumento do tempo de eletrocoagulação, a condutividade elétrica foi menor, onde no ensaio 5 a condutividade elétrica foi de 21,63  $\mu\text{S m}^{-1}$  e no ensaio 6 foi de 17,89  $\mu\text{S m}^{-1}$  (Tabela 19). O aumento da condutividade elétrica pode estar relacionado com a elevação do pH do efluente, onde, segundo Gatsios et al. (2015), a elevação do pH está relacionado com a liberação de sais na solução, conseqüentemente, com o aumento da condutividade elétrica.

#### 5.2.4.3 Ensaio de eletrocoagulação em pH ácido e eletrodo de ferro

Na Tabela 20 estão descritos os resultados dos ensaios que empregaram o efluente com pH ácido.

**Tabela 20** - Valores médios dos parâmetros e eficiência de remoção após tratamento por eletrocoagulação com eletrodo de ferro e efluente com pH ácido e eficiência.

Parâmetros	Efluente Bruto Ácido	Tempo de eletrocoagulação (min)			Eficiência (%)		
		20	40	60	Ensaio 7	Ensaio 8	Ensaio 9
		Ensaio 7	Ensaio 8	Ensaio 9	Ensaio 7	Ensaio 8	Ensaio 9
pH do efluente	5,12	9,10	9,56	9,16	-	-	-
Cor aparente (UC)	2549	269	310	10	89	88	99
Turbidez (NTU)	320	61	74	3	81	77	99
Condutividade elétrica ( $\mu\text{S m}^{-1}$ )	10	9,20	7,56	7,94	-	-	-
N-amoniaco ( $\text{mg NH}_4^+ \text{L}^{-1}$ )	560	299	224	411	47	60	27
DQO ( $\text{mg O}_2 \text{L}^{-1}$ )	9288	532	493	549	82	83	81
ST ( $\text{mg L}^{-1}$ )	13571	10120	9167	9297	25	32	32
Corrente elétrica (A)	Na	7,44	6,99	7,61			

**Nota:** (-): indica aumento da concentração após o tratamento; (7): Ensaio com 20 minutos de eletrocoagulação; (8): Ensaio com 40 minutos de eletrocoagulação; (9): Ensaio com 60 minutos de eletrocoagulação.

Fonte: O autor (2020).

O pH do efluente após tratamento apresentou aumento considerável, em todos os ensaios, mesmo aplicando efluentes com pH ácido de 5,12 (Tabela 10). O pH dos ensaios variaram de 9,10 a 9,56 (Tabela 20), valores superiores ao estabelecido pela Resolução CONAMA n° 430/2011 (BRASIL, 2011). Este aumento dos valores do pH está relacionado com o mesmo processo verificado no tratamento com o eletrodo de alumínio, a única diferença é que, ao se utilizar um eletrodo de ferro há formação de hidróxido de ferro (GATSIOS et al., 2015).

Mores et al. (2015) ao empregarem o eletrodo de ferro no tratamento por eletrocoagulação para o efluente de suinocultura, também verificaram o aumento do pH do efluente após o tratamento, onde de 3,0 foi para 4,99 após 30 minutos de eletrocoagulação e de 3,0 para 7,33 após 90 minutos.

Com a utilização do efluente com pH ácido, o sistema de tratamento por eletrocoagulação com eletrodo de ferro, apresentou eficiências consideráveis na redução dos parâmetros cor aparente e turbidez, onde estas foram superiores aos obtidos nos ensaios utilizando efluente com pH bruto e básico. As eficiências na redução do parâmetro cor aparente variaram entre 88 e 99% e para turbidez variaram entre 77 e 99%, destacando-se o ensaio 9, para ambos os parâmetros, que obteve um efluente com cor residual de 10 UC e turbidez de 3 NTU (Tabela 20).

Este fato foi verificado por Mores et al. (2015), entretanto a eficiência obtida nos tratamentos foram significativos, contudo, ao empregar o eletrodo de ferro, pH de 3,0 e tempo de 30 minutos a eficiência na redução de turbidez foi de 11%, enquanto ao se elevar o pH para 9,0 e manter o tempo de eletrocoagulação, não houve redução do parâmetro turbidez.

Para o parâmetro nitrogênio amoniacal, o ensaio que se destacou na redução deste foi o ensaio 8, com 40 minutos de eletrocoagulação, que apresentou eficiência de 60% e concentração residual de 224 mg L<sup>-1</sup> (Tabela 20). Com a redução do pH e a elevação do tempo de contato com o eletrodo, houve um declínio na eficiência, representado pelo ensaio 9, que obteve uma eficiência de 27% na redução do nitrogênio amoniacal (Tabela 19). Entretanto, em todos os ensaios a concentração residual foi superior ao estabelecido pela Resolução CONAMA n° 430/2011 (BRASIL, 2011), sendo necessário o tratamento complementar.

Com relação ao parâmetro DQO, as eficiências obtidas foram significativas e variaram entre 81 e 83%, destacando-se o ensaio 8 (Tabela 20). A concentração residual de matéria orgânica ficou entre 549 e 493 mg L<sup>-1</sup> (Tabela 20), apesar da significativa eficiência do sistema de tratamento, a concentração residual ainda é elevada.

Com a redução do pH do efluente bruto, houve um declínio da eficiência, visto que, os ensaios que utilizaram o efluente com pH básico apresentaram eficiências superiores. Tezcan Un et al. (2009) ao reduzir o pH do efluente para 4,0 obteve eficiências na redução da matéria orgânica na mesma faixa de variação que nos ensaios que utilizou efluente com pH básico.

As eficiências na redução dos sólidos totais variaram entre 25 e 32%, destacando-se os ensaios 8 e 9 que obtiveram efluente com residual de sólidos totais de 9167 e 9297 mg L<sup>-1</sup>, respectivamente (Tabela 20). Com a redução do valor do pH do efluente bruto para promover o tratamento, foi possível uma maior eficiência na redução da concentração deste parâmetro.

Com a redução do pH do efluente bruto para se promover o tratamento, houve a redução dos valores da condutividade elétrica, estas variaram entre 7,56 e 9,20  $\mu\text{S m}^{-1}$  (Tabela 20).

Ao se analisar todos os resultados dos ensaios realizados, verifica-se a necessidade de algum tratamento complementar, principalmente para os parâmetros DQO, nitrogênio amoniacal e sólidos totais, mesmo apresentando eficiências

significativos em alguns ensaios, a concentração remanescente ainda é elevada, podendo ocasionar algum impacto ambiental, caso seja lançado em corpo hídrico.

## 5.2.5 Tratamento de eletrocoagulação com eletrodo de ferro e pós-tratamento com filtração direta

### 5.2.5.1 Ensaio de eletrocoagulação em pH neutro e eletrodo de ferro com pós-tratamento por filtração direta

Os resultados dos ensaios de pós-tratamento por filtração direta do sistema de eletrocoagulação com eletrodo de ferro para o efluente com pH bruto, estão descritos na Tabela 21.

**Tabela 21** - Valores médios dos parâmetros após tratamento por eletrocoagulação com eletrodo de ferro/filtração direta utilizando efluente com pH bruto. E a eficiência média do sistema de filtração direta.

Parâmetros	Efluente Bruto Neutro	Eficiência (%)					
		Ensaio 1	Ensaio 2	Ensaio 3	Ensaio 1	Ensaio 2	Ensaio 3
pH do efluente	8,17	8,64	8,56	8,73	-	-	-
Cor aparente (UC)	2933	206	118	112	83	91	89
Turbidez (NTU)	251	19	7	6	87	95	96
Condutividade elétrica ( $\mu\text{S m}^{-1}$ )	5,5	5,49	4,84	5,46	-	-	-
N-amoniaco ( $\text{mg L}^{-1}$ )	672	521	400	466	2	42	41
DQO ( $\text{mg L}^{-1}$ )	525	303	235	343	31	37	85
ST ( $\text{mg L}^{-1}$ )	Na	10283	10140	10321	8	6	4

**Nota:** (-): indica aumento da concentração após o tratamento; (1): Ensaio com 20 minutos de eletrocoagulação; (2): Ensaio com 40 minutos de eletrocoagulação; (3): Ensaio com 60 minutos de eletrocoagulação; (Na): Não se aplica.

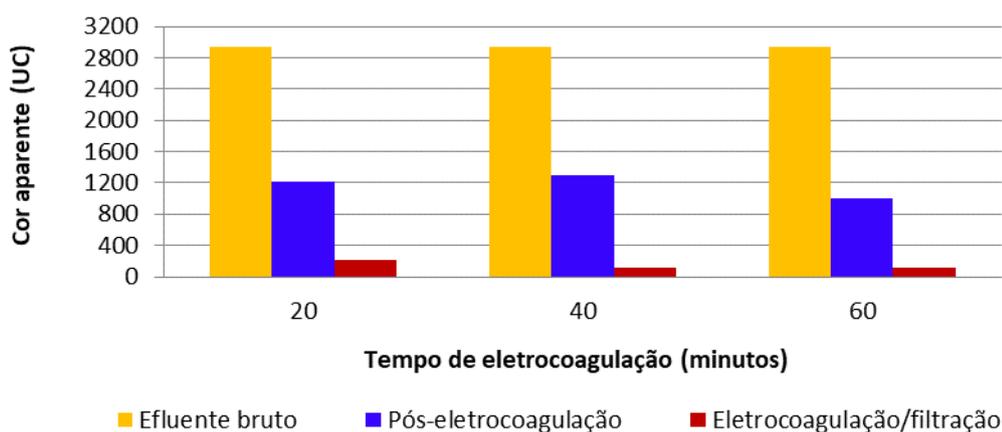
Fonte: O autor (2020).

Com o pós-tratamento por filtração direta, houve um aumento nos valores do pH do efluente, entretanto, este aumento não proporcionou o desenquadramento do efluente, de acordo com o estabelecido pela Resolução CONAMA n° 430/2011 (BRASIL, 2011), onde o pH não ultrapassou o valor de 9,00 (Tabela 21). Oliveira (2008) ao utilizar um sistema de filtração com pedra como pós-tratamento de uma lagoa de maturação, verificou uma pequena redução no valor do pH do efluente final, onde de 8,38 passou para 8,26.

Nos ensaios de 1 a 3 o sistema de filtração direta apresentou eficiências consideráveis na redução complementar dos parâmetros cor aparente, de 83 a 91%, e turbidez de 87 a 96%, destacando-se os ensaios 2 e 3, que obtiveram efluentes com cor aparente de 118 e 112 UC e turbidez de 7 e 6 NTU, respectivamente (Tabela 21).

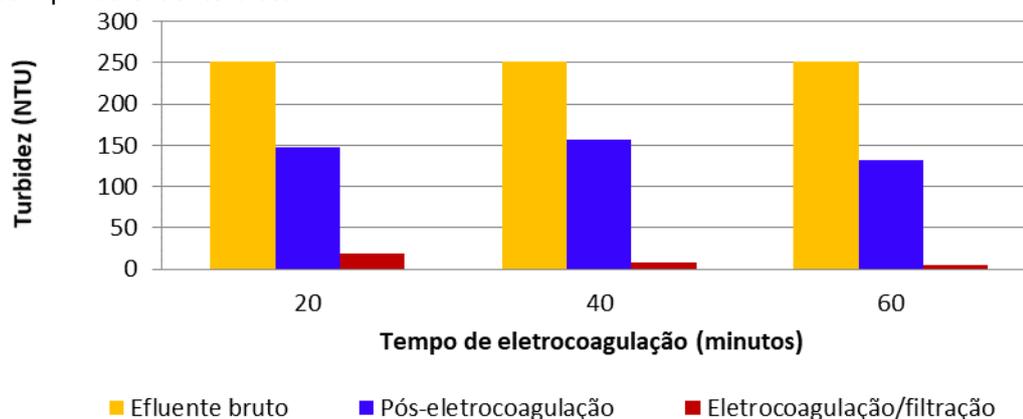
Pode-se inferir ainda neste caso, que o sistema de filtração direta apresentou uma maior eficiência no tratamento do efluente de suinocultura do que o sistema por eletrocoagulação com eletrodo de ferro, como verificado nas Figuras 31 e 32 que apresentam as variações dos parâmetros cor aparente e turbidez, respectivamente, de acordo com os tratamentos aplicados ao efluente.

**Figura 31** - Comparação dos valores do parâmetro cor aparente de acordo com o nível de tratamento. Ensaios com pH do efluente bruto.



**Nota:** (1): Ensaio com 20 minutos de eletrocoagulação; (2): Ensaio com 40 minutos de eletrocoagulação; (3): Ensaio com 60 minutos de eletrocoagulação.  
Fonte: O autor (2020).

**Figura 32** - Comparação dos valores do parâmetro turbidez de acordo com o nível de tratamento. Ensaios com pH do efluente bruto.

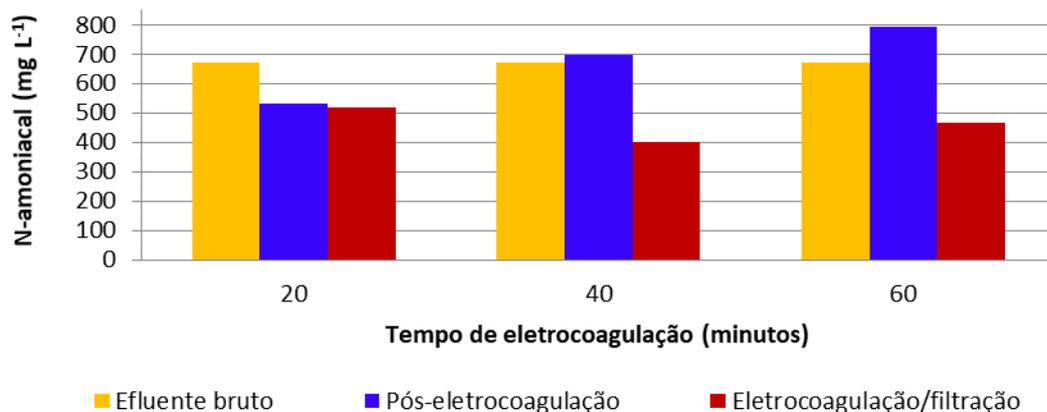


**Nota:** (1): Ensaio com 20 minutos de eletrocoagulação; (2): Ensaio com 40 minutos de eletrocoagulação; (3): Ensaio com 60 minutos de eletrocoagulação.  
Fonte: O autor (2020).

Com relação ao parâmetro nitrogênio amoniacal, o sistema de filtração direta proporcionou uma redução na concentração deste na ordem de 42 e 41% para os ensaios 2 e 3, respectivamente, enquanto para o ensaio 1 a eficiência foi de 2%. Oliveira (2008) ao utilizar o filtro de pedra como pós-tratamento da lagoa de maturação obteve eficiência de 18% na redução da concentração de nitrogênio amoniacal, enquanto, ao utilizar um filtro de areia como pós-tratamento de lagoa facultativa aerada, a eficiência foi de 3%.

Por meio da Figura 33 é possível verificar a variação da concentração do nitrogênio amoniacal de acordo com o nível de tratamento aplicado, sendo possível inferir que para os ensaios 2 e 3 a filtração direta foi mais eficiente que o sistema de eletrocoagulação com eletrodo de ferro, uma vez que para o ensaio 1, o sistema de eletrocoagulação foi mais eficiente (Figura 33). Entretanto, as concentrações residuais são superiores ao estabelecido pela legislação ambiental acerca da concentração máxima de nitrogênio amoniacal para lançamento em corpos hídricos (BRASIL, 2011).

**Figura 33** - Comparação dos valores do parâmetro nitrogênio amoniacal de acordo com o nível de tratamento. Ensaio com pH do efluente bruto.



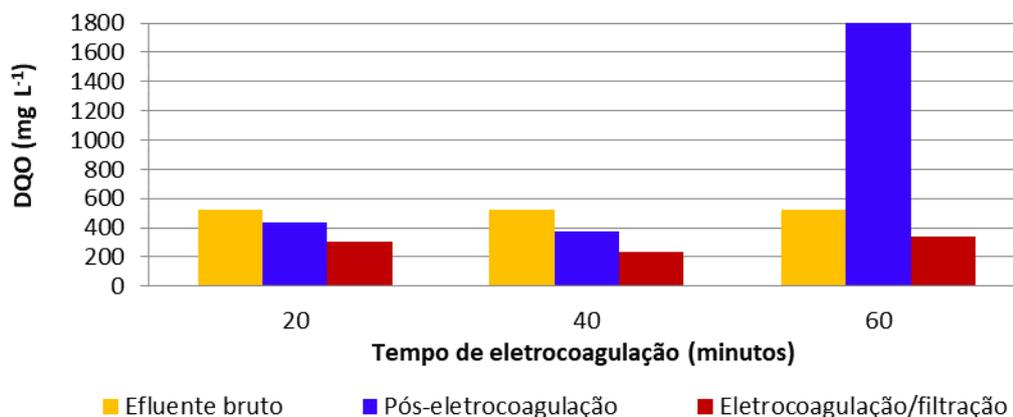
**Nota:** (1): Ensaio com 20 minutos de eletrocoagulação; (2): Ensaio com 40 minutos de eletrocoagulação; (3): Ensaio com 60 minutos de eletrocoagulação.  
Fonte: O autor (2020).

O ensaio 3 apresentou a maior eficiência na redução da concentração da matéria orgânica, atingindo 85% de eficiência, enquanto os ensaios 1 e 2 apresentaram valores de 31 e 37%, respectivamente. Por meio do sistema de filtração direta a concentração residual de DQO variou de 235 a 343 mg L<sup>-1</sup> (Tabela 14), entretanto, essas concentrações residuais são elevadas, podendo ser necessário um tratamento visando o polimento do efluente, ou seja, um tratamento complementar.

De acordo com os resultados obtidos por Oliveira (2008), o sistema de filtração utilizando areia não promoveu uma remoção complementar da carga orgânica presente no efluente da saída da lagoa facultativa aerada.

Na Figura 34 é possível verificar a variação da concentração da DQO de acordo com o nível de tratamento. Sendo possível inferir que nos ensaios de 1 a 2 o sistema de filtração direta proporcionou um tratamento complementar da matéria orgânica remanescente que estava no efluente tratado pela eletrocoagulação com eletrodo de ferro. Entretanto, com relação ao ensaio 3, a filtração direta apresentou melhor desempenho que o sistema de eletrocoagulação (Figura 34).

**Figura 34** - Comparação dos valores do parâmetro DQO de acordo com o nível de tratamento. Ensaio com pH do efluente bruto.

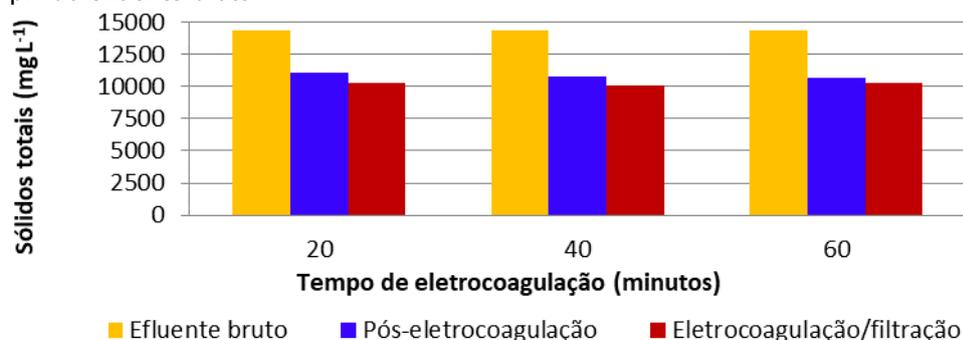


**Nota:** (1): Ensaio com 20 minutos de eletrocoagulação; (2): Ensaio com 40 minutos de eletrocoagulação; (3): Ensaio com 60 minutos de eletrocoagulação.  
Fonte: O autor (2020).

Com relação aos parâmetros sólidos totais, o filtro não apresentou eficiência considerável na remoção deste parâmetro. As eficiências obtidas variaram entre 4 e 8% (Tabela 21). Possivelmente, os sólidos presentes no efluente estão na forma dissolvida, o que dificultou a retenção destes na camada filtrante, obtendo assim, a baixa eficiência.

Na Figura 35 é possível verificar a variação da concentração de sólidos totais conforme o sistema de tratabilidade aplicado. Pelos resultados obtidos, é possível inferir que o sistema de eletrocoagulação com o eletrodo de ferro, possibilitou a remoção da maior parcela de sólidos em suspensão presentes no efluente de suinocultura, permanecendo os sólidos dissolvidos que agregam principalmente cor ao efluente.

**Figura 35-** Comparação dos valores do parâmetro sólidos totais de acordo com o nível de tratamento. Ensaio com pH do efluente bruto.



**Nota:** (1): Ensaio com 20 minutos de eletrocoagulação; (2): Ensaio com 40 minutos de eletrocoagulação; (3): Ensaio com 60 minutos de eletrocoagulação.  
Fonte: O autor (2020).

O sistema de filtração direta possibilitou a redução dos valores da condutividade elétrica do efluente, visto que o material filtrante possivelmente auxiliou na adsorção dos sais de ferro, conseqüentemente a redução dos valores do parâmetro, que ficou entre 4,84 e 5,49  $\mu\text{S m}^{-1}$  (Tabela 20).

#### 5.2.5.2 Ensaio de eletrocoagulação em pH básico e eletrodo de ferro com pós-tratamento por filtração direta

Na Tabela 22 são apresentados os resultados obtidos do tratamento do efluente com pH básico por meio do sistema de filtração direta.

**Tabela 22** - Valores médios dos parâmetros após tratamento por eletrocoagulação com eletrodo de ferro/filtração direta utilizando efluente com pH básico. E a eficiência média do sistema de filtração direta.

Parâmetros	Efluente Bruto Básico	Eficiência (%)					
		Ensaio 4	Ensaio 5	Ensaio 6	Ensaio 4	Ensaio 5	Ensaio 6
pH do efluente	11,17	12,42	12,46	12,03			
Cor aparente (UC)	1381	419	362	434	50	57	40
Turbidez (NTU)	158	38	23	28	59	77	60
Condutividade elétrica ( $\mu\text{S m}^{-1}$ )	12	15,96	17,32	12,96			
N-amoniaco ( $\text{mg L}^{-1}$ )	616	202	152	121	41	66	16
	9288						
DQO ( $\text{mg L}^{-1}$ )	14257	654	492	9607	-	34	-
ST ( $\text{mg L}^{-1}$ )	Na	18779	18455	19453	-	-	-

**Nota:** (-): indica aumento da concentração após o tratamento; (4): Ensaio com 20 minutos de eletrocoagulação; (5): Ensaio com 40 minutos de eletrocoagulação; (6): Ensaio com 60 minutos de eletrocoagulação; (Na): Não se aplica.

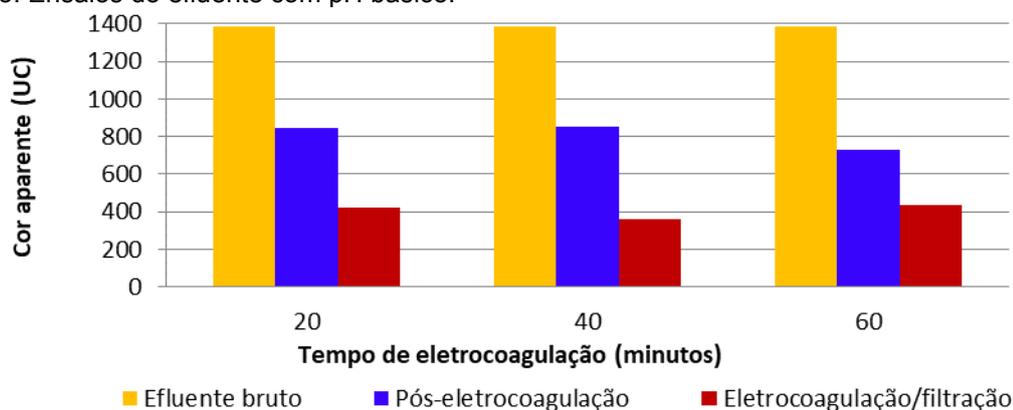
Fonte: O autor (2020).

O pH do efluente após a passagem pelo material filtrante apresentou um aumento, isto para todos os ensaios aplicados, onde apresentaram valores superiores a 12,00, aumento como verificado por Oliveira (2008). Entretanto, os valores obtidos não se enquadraram na Resolução CONAMA n° 430/2011 (BRASIL, 2011).

O sistema de filtração direta proporcionou remoção complementar da cor aparente e turbidez do efluente de suinocultura tratado pelo sistema de eletrocoagulação, como verificado pelas Figuras 36 e 37, que apresentam a variação dos valores dos parâmetros citados, respectivamente, de acordo com o nível de tratamento aplicado.

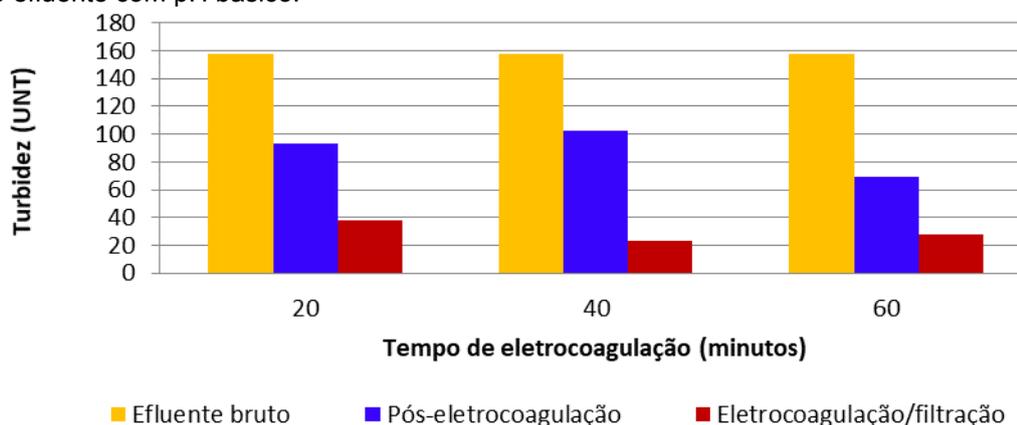
Valores entre 40 e 57% foram obtidas na remoção complementar de cor aparente e de 59 a 77% para a turbidez, destacando-se o ensaio 5 que obteve um efluente com residual de cor aparente de 362 UC e turbidez de 23 NTU (Tabela 22). Entretanto, possivelmente em virtude do pH elevado do efluente, a eficiência na redução destes parâmetros foi menor, quando comparado aos ensaios que utilizaram o efluente com pH bruto.

**Figura 36** - Comparação dos valores do parâmetro cor aparente de acordo com o nível de tratamento. Ensaio do efluente com pH básico.



**Nota:** (4): Ensaio com 20 minutos de eletrocoagulação; (5): Ensaio com 40 minutos de eletrocoagulação; (6): Ensaio com 60 minutos de eletrocoagulação.  
Fonte: O autor (2020).

**Figura 37** - Comparação dos valores do parâmetro turbidez de acordo com o nível de tratamento. Ensaio do efluente com pH básico.



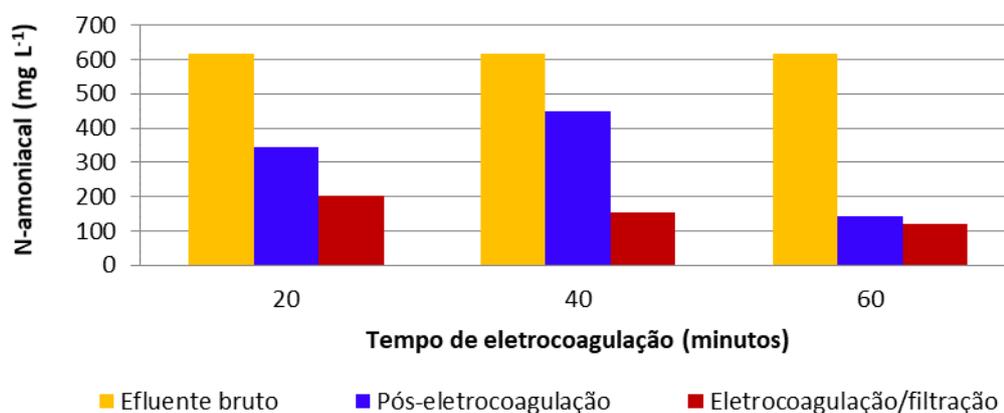
**Nota:** (4): Ensaio com 20 minutos de eletrocoagulação; (5): Ensaio com 40 minutos de eletrocoagulação; (6): Ensaio com 60 minutos de eletrocoagulação.  
Fonte: O autor (2020).

Com relação ao parâmetro nitrogênio amoniacal, o sistema de filtração direta proporcionou uma redução complementar significativa para os ensaios (4 e 5),

eficiências de 41 e 66%, respectivamente, enquanto o ensaio 6 apresentou eficiência de 16% (Tabela 22).

Na Figura 38 é apresentado o gráfico de variação da concentração do nitrogênio de acordo com o nível de tratamento, podendo-se inferir que, mesmo aplicando um pós-tratamento, não foi possível a obtenção de efluente com concentração remanescente que se enquadrasse no estabelecido pela legislação ambiental, visto que as concentrações obtidas estavam na faixa de 121 a 202 mg L<sup>-1</sup> (Tabela 22), sendo necessário a aplicação de tratamento visando o polimento do efluente.

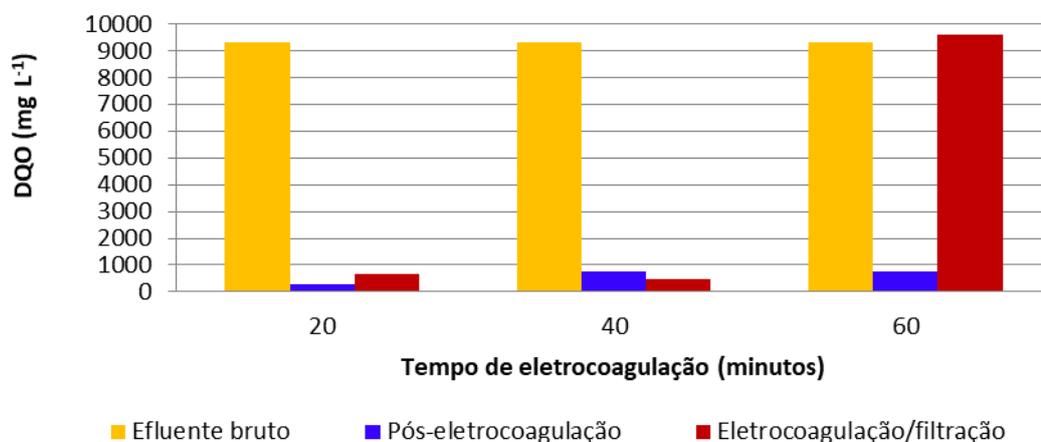
**Figura 38** - Comparação dos valores do parâmetro nitrogênio amoniacal de acordo com o nível de tratamento. Ensaio do efluente com pH básico.



**Nota:** (4): Ensaio com 20 minutos de eletrocoagulação; (5): Ensaio com 40 minutos de eletrocoagulação; (6): Ensaio com 60 minutos de eletrocoagulação.  
Fonte: O autor (2020).

O sistema de filtração direta proporcionou o tratamento complementar na redução da concentração de matéria orgânica apenas no ensaio 5, com eficiência de 34% e concentração residual de 492 mg L<sup>-1</sup> (Tabela 22). Os demais ensaios, 4 e 6, apresentaram aumento na concentração de matéria orgânica após a passagem do efluente pelo material filtrante, como verificado na Figura 39, que apresenta a variação da concentração de DQO de acordo com o nível de tratamento. O aumento da concentração da DQO pode estar relacionado com contaminação ou arraste de matéria orgânica pelo efluente durante a passagem pelo material filtrante.

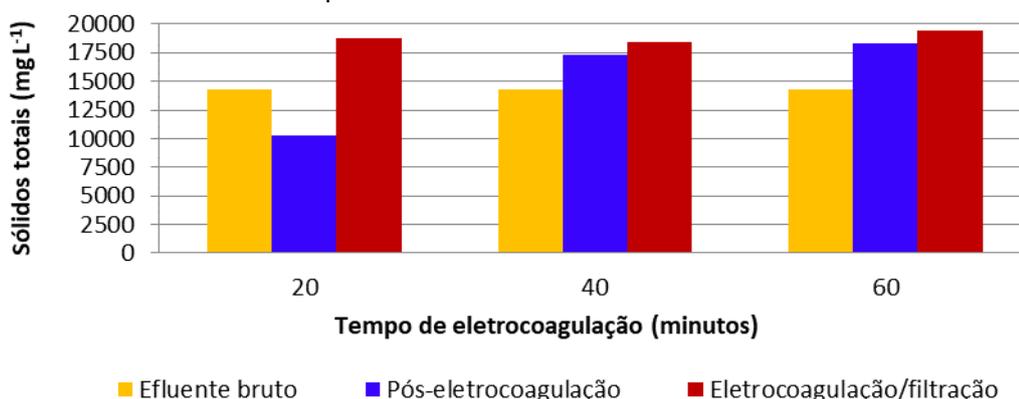
**Figura 39** - Comparação dos valores do parâmetro DQO de acordo com o nível de tratamento. Ensaio do efluente com pH básico.



**Nota:** (4): Ensaio com 20 minutos de eletrocoagulação; (5): Ensaio com 40 minutos de eletrocoagulação; (6): Ensaio com 60 minutos de eletrocoagulação.  
Fonte: O autor (2020).

Com relação aos sólidos totais, o sistema de filtração não auxiliou na remoção complementar deste parâmetro, onde promoveu aumento de sólidos com a passagem do efluente pelo material filtrante, isto pode estar relacionado com o arraste de material. Na Figura 40 é apresentada a variação da concentração de sólidos totais de acordo com o sistema de tratamento.

**Figura 40** - Comparação dos valores do parâmetro sólidos totais de acordo com o nível de tratamento. Ensaio do efluente com pH básico.



**Nota:** (4): Ensaio com 20 minutos de eletrocoagulação; (5): Ensaio com 40 minutos de eletrocoagulação; (6): Ensaio com 60 minutos de eletrocoagulação.  
Fonte: O autor (2020).

A condutividade do efluente tratado pelo sistema de filtração foi reduzida, isto pode estar relacionado com a retenção de sais pelo material filtrante, reduzindo assim, os valores deste parâmetro.

### 5.2.5.3 Ensaio de eletrocoagulação em pH ácido e eletrodo de ferro com pós-tratamento por filtração direta

Os resultados acerca dos ensaios de pós-tratamento do sistema de eletrocoagulação utilizando efluente com pH ácido estão descritos na Tabela 23.

**Tabela 23** - Valores médios dos parâmetros após tratamento por eletrocoagulação com eletrodo de ferro/filtração direta utilizando efluente com pH ácido. E a eficiência média do sistema de filtração direta.

Parâmetros	Efluente Bruto Ácido	Eficiência (%)					
		Ensaio 7	Ensaio 8	Ensaio 9	Ensaio 7	Ensaio 8	Ensaio 9
pH do efluente	5,12	9,02	9,40	9,16			
Cor aparente (UC)	2549	47	18	10	82	94	0
Turbidez (NTU)	320	2	3	3	96	96	0
Condutividade elétrica ( $\mu\text{S m}^{-1}$ )	10	5,30	4,24	4,11			
N-amoniaco ( $\text{mg L}^{-1}$ )	560	364	190	199	-	15	52
DQO ( $\text{mg L}^{-1}$ )	2892	311	288	261	41	42	53
ST ( $\text{mg L}^{-1}$ )	13571	8743	8528	8468	14	7	8

**Nota:** (-): indica aumento da concentração após o tratamento; (7): Ensaio com 20 minutos de eletrocoagulação; (8): Ensaio com 40 minutos de eletrocoagulação; (9): Ensaio com 60 minutos de eletrocoagulação.

Fonte: O autor (2020).

O pH dos efluentes analisados não apresentaram variação significativa com a aplicação do pós-tratamento, visto que, os valores do pH dos ensaios 7 e 8 reduziram, enquanto no ensaio 9 o valor não se modificou, como verificado na Tabela 23, entretanto, o efluente obtido não se enquadra no estabelecido pela legislação ambiental quanto ao pH.

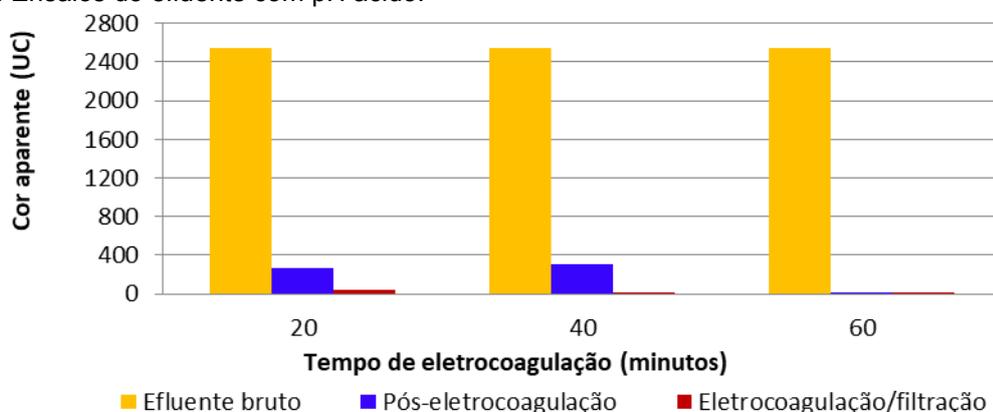
O sistema de filtração direta apresentou eficiências consideráveis na redução dos parâmetros cor aparente e turbidez, isto para os ensaios 7 e 8. O ensaio 7 apresentou eficiência de 82% na redução da cor aparente e 96% na redução da turbidez, enquanto o ensaio 8 eficiência de 94% da cor aparente e 96% da turbidez, obtendo efluentes com cor aparente residual entre 18 e 47 UC e turbidez de 2 a 3 NTU (Tabela 23).

Com relação ao ensaio 9, após o tratamento por filtração direta, não houve modificação na qualidade do efluente, isto com relação aos parâmetros cor aparente e turbidez (Tabela 23). Este fato está relacionado com o elevado desempenho do sistema de eletrocoagulação com o eletrodo de ferro utilizando efluente com pH

ácido, que permitiu a obtenção de um efluente com valores residuais de cor aparente e turbidez de 10 UC e 3 NTU, respectivamente, como verificado nas Figuras 41 e 42.

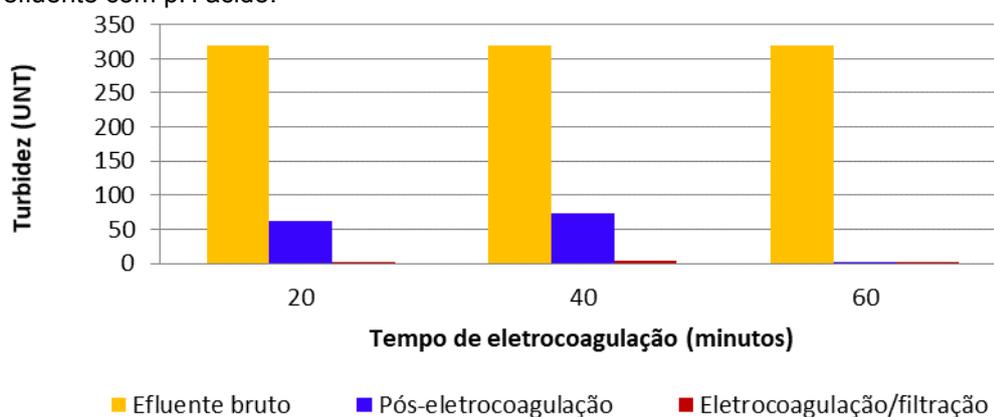
Pode-se inferir ainda, que com a aplicação do sistema de eletrocoagulação com eletrodo de ferro, efluente com pH ácido e tempo de detenção de 60 minutos, não há necessidade da aplicação de um pós-tratamento para a redução complementar dos parâmetros cor aparente e turbidez do efluente de suinocultura.

**Figura 41** - Comparação dos valores do parâmetro cor aparente de acordo com o nível de tratamento. Ensaio do efluente com pH ácido.



**Nota:** (7): Ensaio com 20 minutos de eletrocoagulação; (8): Ensaio com 40 minutos de eletrocoagulação; (9): Ensaio com 60 minutos de eletrocoagulação.  
Fonte: O autor (2020).

**Figura 42** - Comparação dos valores do parâmetro turbidez de acordo com o nível de tratamento. Ensaio do efluente com pH ácido.



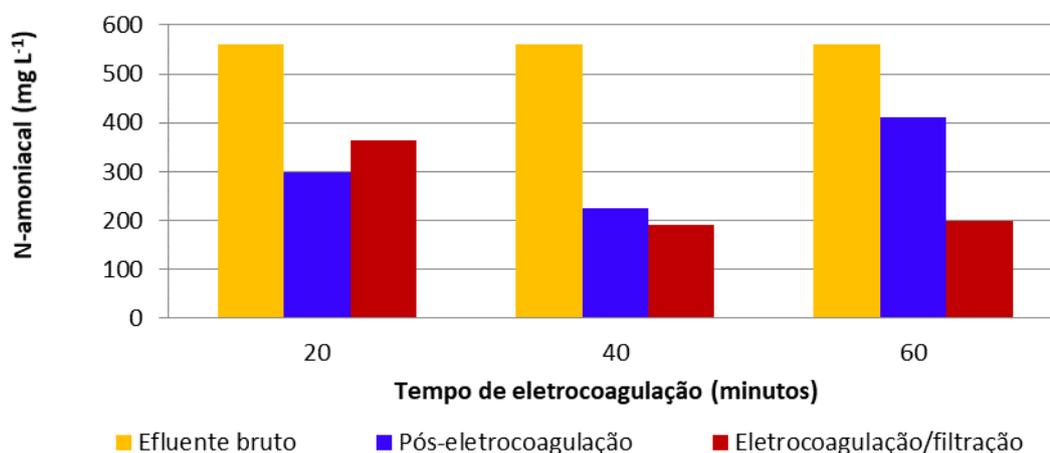
**Nota:** (4): Ensaio com 20 minutos de eletrocoagulação; (5): Ensaio com 40 minutos de eletrocoagulação; (6): Ensaio com 60 minutos de eletrocoagulação.  
Fonte: O autor (2020).

Mesmo com a aplicação de um pós-tratamento a concentração de nitrogênio amoniacal presente no efluente final é elevada, visto que o sistema de filtração direta

não promoveu uma remoção complementar significativa deste parâmetro. O efluente obtido pelo ensaio 7 apresentou a mesma concentração de nitrogênio amoniacal antes do pós-tratamento, entretanto, o ensaio 8 apresentou eficiência de 15% e o ensaio 9 de 52% (Tabela 22).

Na Figura 43 é apresentada a variação da concentração de nitrogênio amoniacal ao longo dos sistemas de tratabilidade aplicados. Por meio desse é possível inferir que o sistema de eletrocoagulação com eletrodo de ferro empregando tempo de detenção de 40 minutos, ou seja, ensaio 8, foi mais eficiente que o sistema de filtração na redução da concentração de nitrogênio amoniacal.

**Figura 43** - Comparação dos valores do parâmetro nitrogênio amoniacal de acordo com o nível de tratamento. Ensaios do efluente com pH ácido.

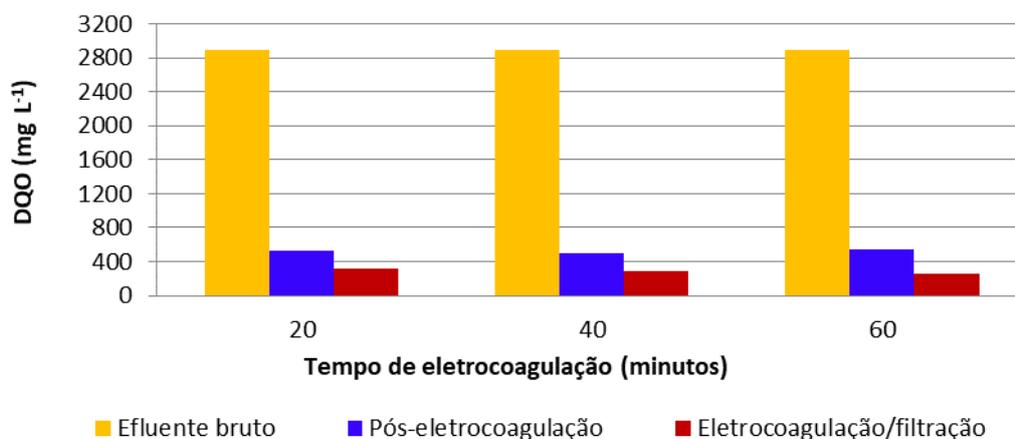


**Nota:** (7): Ensaio com 20 minutos de eletrocoagulação; (8): Ensaio com 40 minutos de eletrocoagulação; (9): Ensaio com 60 minutos de eletrocoagulação.  
Fonte: O autor (2020).

Por meio da Tabela 23 é possível inferir que o sistema de filtração direta proporcionou uma redução complementar da concentração da matéria orgânica. Eficiências entre 41 e 53% foram obtidas na redução da DQO, destacando-se o ensaio 9, que por meio deste, foi obtido um efluente final com DQO residual de 261 mg L<sup>-1</sup> (Tabela 22). Entretanto, as concentrações de DQO nos efluentes de ambos os ensaios são elevadas, indicando a necessidade de algum sistema de tratamento para a realização do polimento do efluente.

Na Figura 44 é apresentada a variação da concentração da DQO ao longo das etapas de tratabilidade, sendo possível inferir, que o sistema de eletrocoagulação foi mais eficiente que a filtração direta, sendo o maior responsável pela redução da carga orgânica presente no efluente.

**Figura 44** - Comparação dos valores do parâmetro DQO de acordo com o nível de tratamento. Ensaios do efluente com pH ácido.



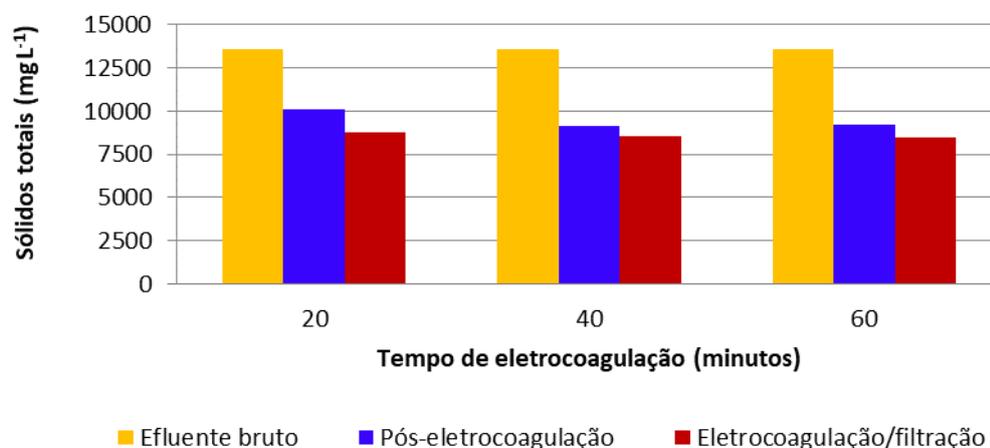
**Nota:** (7): Ensaio com 20 minutos de eletrocoagulação; (8): Ensaio com 40 minutos de eletrocoagulação; (9): Ensaio com 60 minutos de eletrocoagulação.  
Fonte: O autor (2020).

Com relação aos sólidos totais, o sistema de filtração direta não apresentou eficiência considerável na remoção deste parâmetro, onde as eficiências variaram entre 7 e 14% e concentrações residuais entre 8468 e 8528 mg L<sup>-1</sup> (Tabela 23).

Na Figura 45 é apresentado o gráfico da variação da concentração de sólidos totais de acordo com a etapa do tratamento, sendo possível inferir que o sistema de eletrocoagulação com o eletro de ferro apresentou maior eficiência na redução dos sólidos totais do que o sistema de filtração direta.

Possivelmente, os sólidos presentes no efluente estão, em sua maior concentração, na forma dissolvida, dificultando desta maneira a retenção deste pelo material filtrante.

**Figura 45** - Comparação dos valores do parâmetro sólidos totais de acordo com o nível de tratamento. Ensaio do efluente com pH ácido.



**Nota:** (7): Ensaio com 20 minutos de eletrocoagulação; (8): Ensaio com 40 minutos de eletrocoagulação; (9): Ensaio com 60 minutos de eletrocoagulação.  
Fonte: O autor (2020).

A condutividade elétrica do efluente final sofreu uma redução com o pós-tratamento por filtração direta variando entre 4,11 e 5,30  $\mu\text{S m}^{-1}$  (Tabela 23). Este decaimento pode estar relacionado com a retenção de sais pelo material filtrante.

#### 5.2.6 Avaliação global da eficiência do conjunto de tratamento por eletrocoagulação com eletrodo de ferro seguido de filtração direta

Ao se analisar o conjunto de tratamentos, eletrocoagulação com eletrodo de ferro seguida de filtração direta, os ensaios que apresentaram as maiores eficiências globais no tratamento do efluente oriundo da suinocultura, foram os ensaios de 7 a 9, independente do tempo de eletrocoagulação, como verificado na Tabela 24.

Destacam-se os ensaios 8 e 9, levando em consideração todos os parâmetros analisados, em especial o nitrogênio amoniacal, uma vez que no ensaio 7 a eficiência global de redução da concentração deste foi de 35% e nos outros dois foi superior a 64%. Os ensaios de 1 a 2 também apresentaram eficiências globais significativas na redução da cor aparente e da turbidez, entretanto, com relação aos parâmetros nitrogênio amoniacal, DQO e sólidos totais, as eficiências foram inferiores aos ensaios empregando um efluente ácido no tratamento, ou seja, nos ensaios de 7 a 9 (Tabela 24).

**Tabela 24** - Eficiência global dos ensaios de tratabilidade por eletrocoagulação com eletrodo de ferro seguido de filtração direta.

Eficiência global do tratamento - Efluente bruto					
Ensaio	Cor aparente (%)	Turbidez (%)	N-amoniaco (%)	DQO (%)	ST (%)
1	93	92	23	42	29
2	96	97	40	55	30
3	96	98	31	35	28
Eficiência global do tratamento - Efluente básico					
Ensaio	Cor aparente (%)	Turbidez (%)	N-amoniaco (%)	DQO (%)	ST (%)
4	70	76	67	93	-
5	74	85	75	95	-
6	69	83	80	-	-
Eficiência global do tratamento - Efluente ácido					
Ensaio	Cor aparente (%)	Turbidez (%)	N-amoniaco (%)	DQO (%)	ST (%)
7	98	99	35	89	36
8	99	99	66	90	36
9	99,6	99	64	91	38

**Nota:** (-): indica aumento da concentração após o tratamento; (1); (4) e (7): Ensaio com 20 minutos de eletrocoagulação; (2); (5) e (8): Ensaio com 40 minutos de eletrocoagulação; (3), (6) e (9): Ensaio com 60 minutos de eletrocoagulação.

Fonte: O autor (2020).

Assim, como verificado nos ensaios de tratabilidade utilizando o eletrodo de alumínio, uma das condições aplicadas aos ensaios de 7 a 9 foi a de se utilizar um efluente com um pH ácido, sendo necessário a utilização de um ácido para a correção do pH antes e após o tratamento, o que significa numa elevação de custo para a operação do sistema.

Já os ensaios de 1 a 3 não se fez necessário a realização da correção do pH do efluente antes do tratamento e após este, entretanto, como citado anteriormente, a eficiência na redução de alguns parâmetros foi inferior aos ensaios de 7 a 9.

### 5.3 METAIS PESADOS

As análises de metais pesados foram realizadas nas amostras obtidas pelos ensaios de tratabilidade que utilizaram ambos os eletrodos, com o pH ácido e o tempo de eletrocoagulação de 60 minutos, visto que estes ensaios apresentaram os melhores resultados no tratamento do efluente em questão. Os resultados das análises de metais estão descritos na Tabela 25.

**Tabela 25** - Resultados das concentrações médias de metais pesados.

Amostras	Pós-tratamento (filtração)	Al	Fe	Zn	Cu
Efluente bruto	-	Nd	1,27	0,26	0,052
Ensaio com eletrodo de Alumínio	Não	Nd	Nd	nd	nd
	Sim	Nd	Nd	0,038	nd
Ensaio com eletrodo de Ferro	Não	Nd	Nd	nd	nd
	Sim	1,44	Nd	0,039	nd

**Nota:** nd: Não detectado.

Fonte: O autor (2020).

Ao se analisar os resultados obtidos (Tabela 25) é possível averiguar que dentre os metais analisados, o efluente bruto apenas não apresentou alumínio (Al), sendo o ferro (Fe) o metal com maior concentração, seguido pelo zinco (Zn).

Ao analisar a amostra do tratamento de efluente utilizando eletrodo Fe ferro não foi encontrado a presença desse metal na água, uma possibilidade para essa ausência é que o metal Fe tenha precipitado através dos tratamentos utilizados, evidenciando assim a eficiência desse tratamento na contenção desse metal a partir das amostras avaliadas no presente trabalho.

Batista et al. (2017) ao caracterizarem o efluente de suinocultura, verificou a existência do elemento ferro na concentração de  $5,5 \text{ mg L}^{-1}$ , enquanto Maggi et al., (2011) identificaram zinco na concentração de  $0,20 \text{ mg L}^{-1}$ . Com relação ao ferro, pela Tabela 18, é possível verificar que a concentração no efluente analisado foi inferior a  $2 \text{ mg L}^{-1}$ , enquanto o zinco a concentração foi de  $0,26 \text{ mg L}^{-1}$ .

Mediante o tratamento por eletrocoagulação com a utilização de ambos os eletrodos nenhum metal analisado foi detectado durante a análise, como verificada na Tabela 24. Possivelmente durante o ensaio de tratabilidade, ocorreram reações químicas responsáveis pela decantação e precipitação dos elementos químicos.

João et al. (2020) ao aplicarem a eletrocoagulação com eletrodo de alumínio ao tratamento de efluente de frigorífico de suíno, a concentração de alumínio no efluente tratado foi  $9,8 \text{ mg L}^{-1}$ . Alves (2017) também verificou que após o tratamento de efluente de suinocultura por eletrofloculação com o eletrodo de alumínio, houve a introdução do elemento alumínio no efluente tratado, na ordem de  $9,52 \text{ mg L}^{-1}$  após 60 minutos de eletrocoagulação. A introdução deste elemento no efluente após o tratamento está relacionado com o desgaste do eletrodo, que acaba liberando o elemento para o meio aquoso.

Entretanto, ao se analisar as amostras de efluente que foram tratadas por meio dos sistemas de eletrocoagulação seguida por filtração direta com areia, metais como ferro e zinco foram detectadas nas amostras, como verificado na Tabela 25, isto pode estar relacionado com algum tipo de contaminação do material filtrante, visto que estes elementos não foram detectados no efluente antes do pós-tratamento por filtração direta.

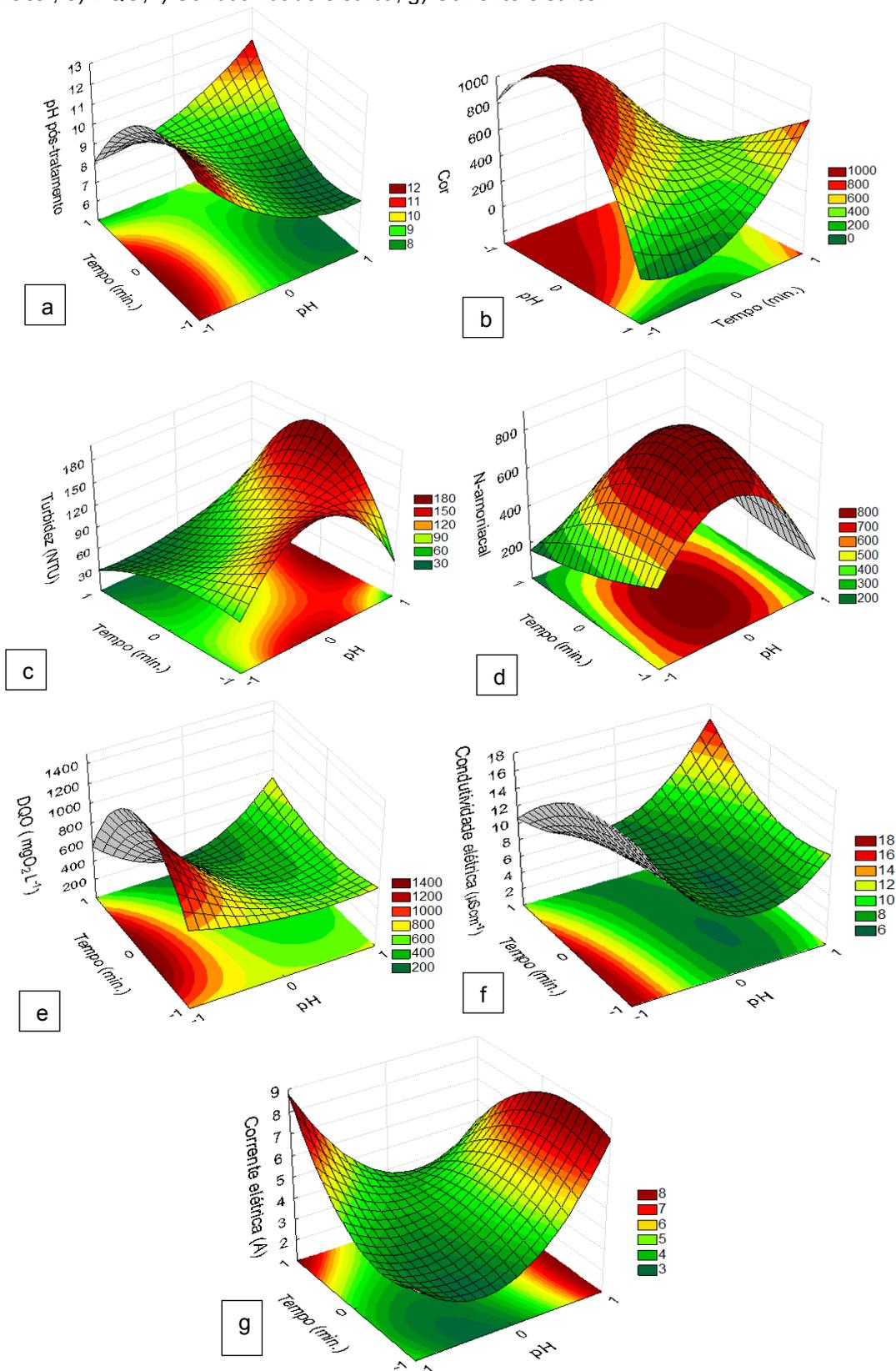
O Instituto Água e Terra (IAT, 2004) estabelece o limite máximo dos parâmetros cobre e zinco, sendo de  $1 \text{ mg L}^{-1}$  e  $5 \text{ mg L}^{-1}$ , enquanto a Resolução CONAMA nº 430/2011 estabelece limites para ferro de  $15 \text{ mg L}^{-1}$  e os mesmos valores para cobre e zinco. A mesma resolução aponta o limite de  $0,1 \text{ mg/L}$  o parâmetro alumínio. Verificando a Tabela 25, todas as amostras analisadas obtiveram valores dentro do estabelecido pela legislação ambiental vigente, antes e após o tratamento.

#### 5.4 Modelos Estatísticos dos ensaios de eletrocoagulação

##### 5.4.1 Modelos estatísticos dos ensaios de tratabilidade utilizando o eletrodo de alumínio

A Figura 46 apresenta os gráficos de superfície para as variáveis respostas. A Figura 46b apresenta o gráfico de superfície de resposta para a variável do parâmetro cor aparente, neste pode-se verificar que quando submetido ao tratamento um efluente com pH mais ácido obtém-se um efluente com menor valor de cor aparente. Com relação ao parâmetro turbidez (Figura 46c), quando submetido ao tratamento um efluente com pH ácido, independentemente do tempo de eletrocoagulação, é possível verificar a obtenção de um efluente tratado com menor valor deste parâmetro.

**Figura 46** - Gráficos de curvas de contorno dos ensaios de eletrocoagulação utilizando o eletrodo de alumínio, para o parâmetro a) pH pós-tratamento; b) Cor aparente; c) Turbidez; d) Nitrogênio amoniacal; e) DQO; f) Condutividade elétrica; g) Corrente elétrica.



Fonte: O autor (2020).

Por meio do gráfico de superfície de resposta para a variável do parâmetro nitrogênio amoniacal (Figura 46d), é possível verificar que ao se aplicar um efluente com pH ácido e maior tempo de eletrocoagulação e efluente com pH básico em ambos os tempos de eletrocoagulação é possível a obtenção de um efluente com menores concentrações deste parâmetro.

De acordo com o gráfico de superfície de resposta para a variável do parâmetro DQO (Figura 46e), menores concentrações de DQO são possíveis quando aplicado ao tratamento de efluente com pH próximo a neutro, ou seja, pH do efluente bruto e tempo de eletrocoagulação entorno de 60 minutos.

A Figura 46f apresenta o gráfico de superfície de resposta para a variável do parâmetro condutividade elétrica, por meio deste, é possível verificar que elevamos os valores deste parâmetro quando se eleva o valor do pH do efluente e aplicado maior de tempo de tratamento, bem como, quando se utiliza efluente com pH ácido e tempo de eletrocoagulação entre 20 e 40 minutos.

Os modelos estatísticos obtidos para as variáveis respostas estão descritas na Tabela 26.

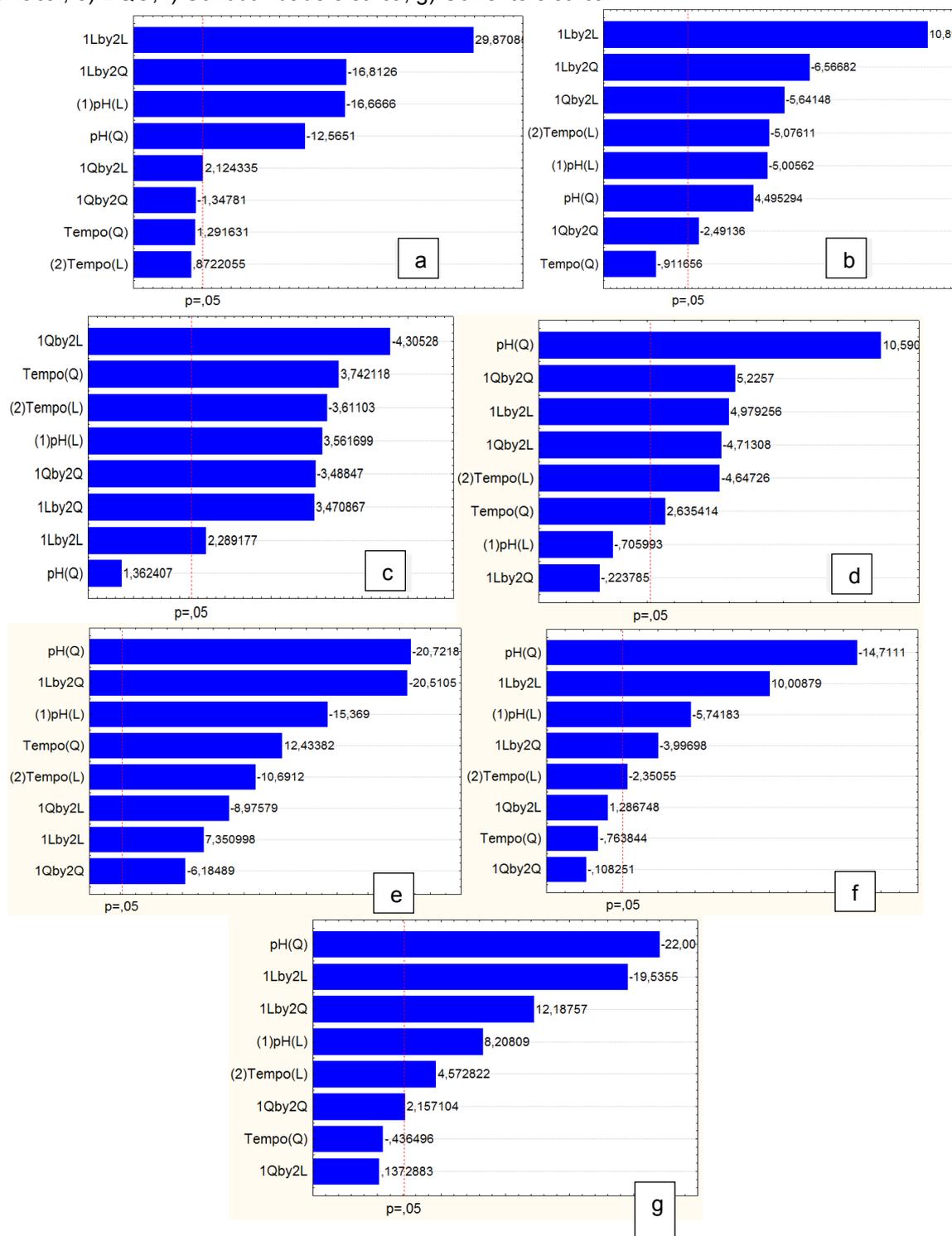
**Tabela 26** -Modelos estatísticos das variáveis respostas dos ensaios de eletrocoagulação com eletrodo de alumínio.

Parâmetros	Modelos estatísticos	R <sup>2</sup>
pH	$pH \text{ pós - tratamento} = 8,676 - 2,22 * pH + 0,2 * tempo + 0,053 * tempo^2 + 1,88 * pH * tempo + 1,988 * pH * tempo^2 - 0,232 * pH^2 * tempo - 0,263 * pH^2 * tempo^2$	0,989
Cor aparente (UC)	$cor \text{ aparente (mg L}^{-1}\text{)} = 508,333 - 404,5 * pH - 54,833 * pH^2 - 393,416 * tempo + 222,75 * tempo^2 + 377,75 * pH * tempo + 394,25 * pH * tempo^2 + 365,833 * pH^2 * tempo - 266,166 * pH^2 * tempo^2$	0,937
Turbidez (NTU)	$Turbidez \text{ (NTU)} = 87,933 + 58,425 * pH + 39,641 * pH^2 - 59,833 * tempo + 10,9 * tempo^2 + 17,841 * pH * tempo - 51,8 * pH * tempo^2 + 55,925 * pH^2 * tempo - 81,566 * pH^2 * tempo^2$	0,853
Nitrogênio amoniacal (mg L <sup>-1</sup> )	$Nitrogênio \text{ amoniacal (mg L}^{-1}\text{)} = 854 - 611,333 * pH^2 - 206,526 * tempo - 346,193 * tempo^2 + 111,333 * pH * tempo + 8,666 * pH * tempo^2 + 182,526 * pH^2 * tempo + 387,526 * pH^2 * tempo^2$	0,921
DQO(mg L <sup>-1</sup> )	$DQO \text{ (mg L}^{-1}\text{)} = 459,115 - 446,781 * pH + 513,89 * pH^2 - 235,444 * tempo - 64,297 * tempo^2 + 90,645 * pH * tempo + 438,063 * pH * tempo^2 + 191,701 * pH^2 * tempo - 228,797 * pH^2 * tempo^2$	0,988
Condutividade elétrica (μS m <sup>-1</sup> )	$Condutividade \text{ elétrica (}\mu\text{S m}^{-1}\text{)} = 6,416 - 3,546 * pH + 7,556 * pH^2 - 0,168 * tempo + 0,481 * tempo^2 + 3,714 * pH * tempo + 2,662 * pH * tempo^2 - 0,796 * pH^2 * tempo - 0,117 * pH^2 * tempo^2$	0,954
Corrente elétrica (A)	$Corrente \text{ elétrica (A)} = 3,823 + 1,941 * x + 2,475 * x^2 - 0,338 * y^2 + 0,368 * y - 1,885 * x * y - 1,96 * x * y^2 - 0,221 * x^2 * y + 0,593 * x^2 * y^2$	0,986

Fonte: O autor (2020).

Ao se analisarem os gráficos de Pareto (Figura 47) é possível inferir que as variáveis independentes pH e tempo influenciaram significativamente nos valores dos parâmetros após o tratamento ao nível de confiança de 95%.

**Figura 47** -Gráfico de Pareto obtido pelos ensaios de tratabilidade de eletrocoagulação com eletrodo de alumínio para os parâmetros a) pH pós-tratamento; b) Cor aparente; c) Turbidez; d) Nitrogênio amoniacal; e) DQO; f) Condutividade elétrica; g) Corrente elétrica.



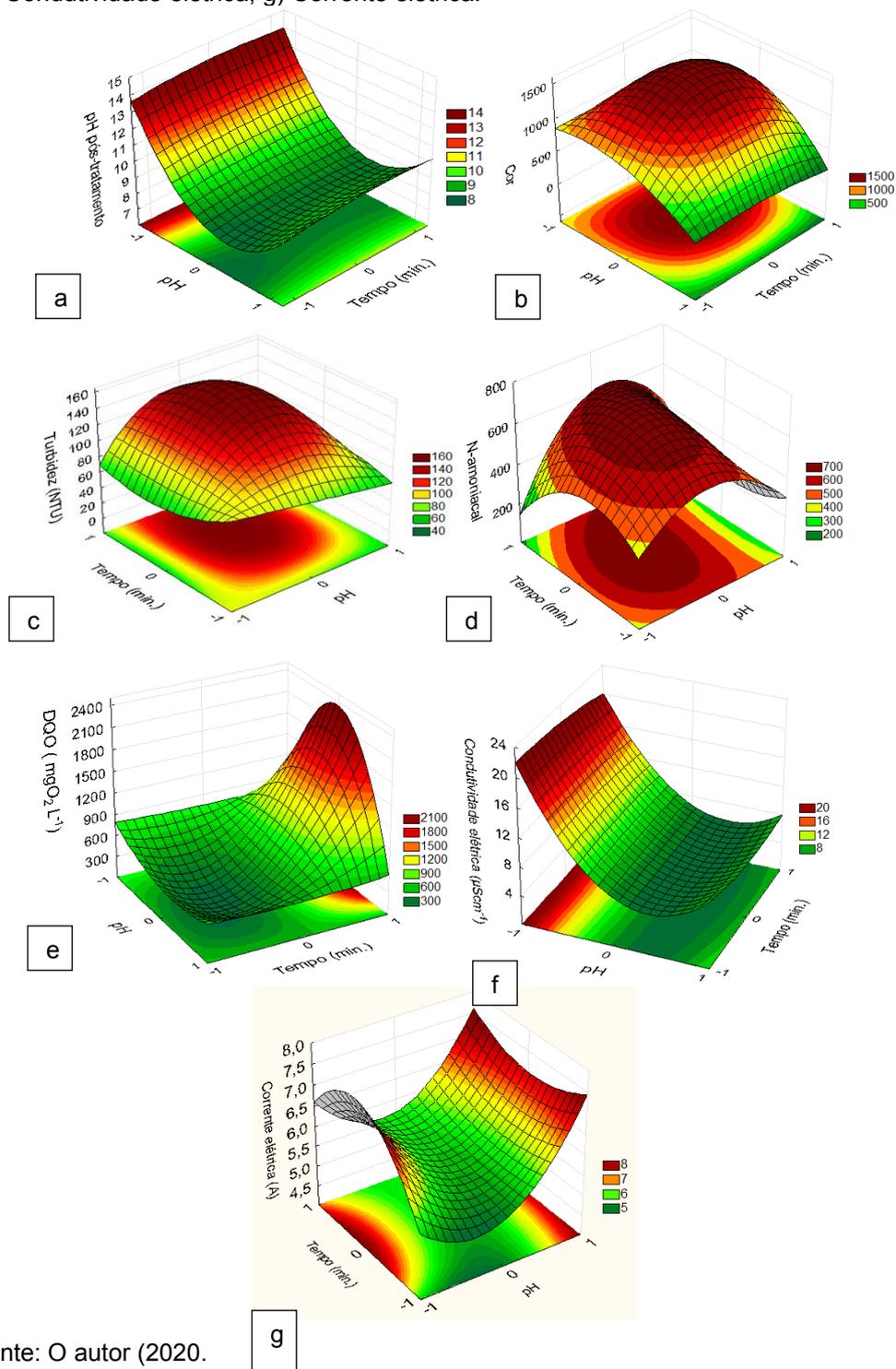
Fonte: O autor (2020).

Ao se analisarem os gráficos da Figura 4 é possível inferir que essas variáveis, tempo e pH influenciaram significativamente, estatisticamente, nos valores dos parâmetros após o tratamento.

#### 5.4.2 Validação dos modelos estatísticos dos ensaios de tratabilidade utilizando o eletrodo de ferro

A Figura 48 apresenta os gráficos de superfície de resposta para as variáveis respostas.

**Figura 48** - Gráficos de curvas de contorno dos ensaios de eletrocoagulação utilizando o eletrodo de ferro, para o parâmetro a) pH pós-tratamento; b) Cor aparente; c) Turbidez; d) Nitrogênio amoniacal; e) DQO; f) Condutividade elétrica; g) Corrente elétrica.



A Figura 48b apresenta o gráfico de superfície de resposta para a variável cor aparente, ao se aplicar o efluente com pH ácido, independentemente do tempo de eletrocoagulação, obtém-se uma melhor eficiência na remoção deste parâmetro.

Com relação ao gráfico de superfície de resposta para a variável turbidez (Figura 48c), por meio deste, é possível verificar que ao se empregar efluente com pH ácido e tempo de eletrocoagulação superior a 40 minutos, verificou-se um maior desempenho do sistema de tratamento.

Por meio do gráfico de superfície de resposta para a variável nitrogênio amoniacal (Figura 48d), a melhor resposta com relação ao declínio da concentração deste parâmetro foi ao se aplicar um efluente com pH ácido e tempo de eletrocoagulação de 60 minutos e efluente com pH básico independente do tempo de eletrocoagulação.

Por meio do gráfico de superfície de resposta para a variável DQO (Figura 48e), é possível verificar que ao se elevar o pH do efluente ocorre um declínio na eficiência do tratamento, independentemente do tempo de eletrocoagulação.

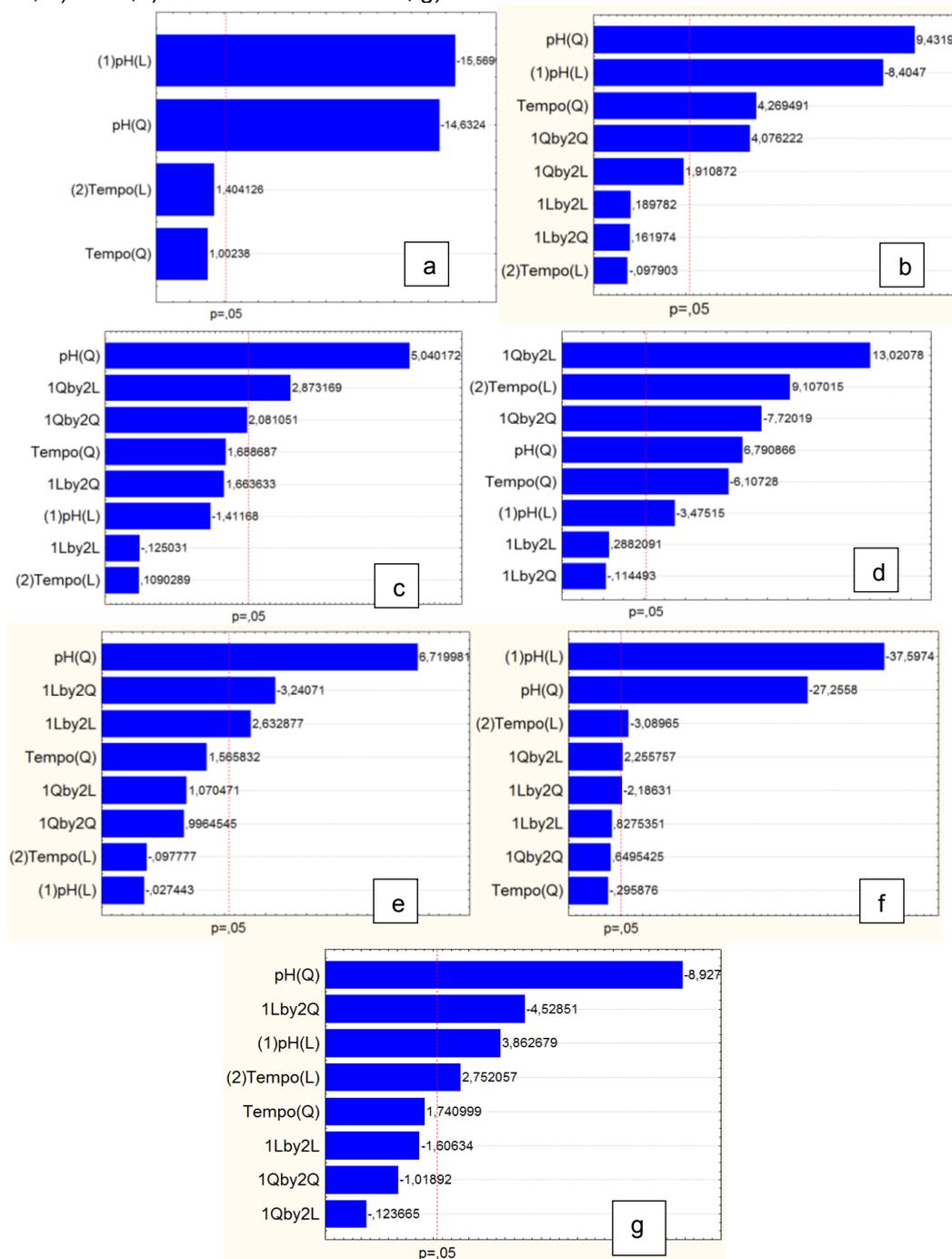
Os modelos estatísticos obtidos para as variáveis respostas dos ensaios com o eletrodo de ferro estão descritas na Tabela 27.

**Tabela 27** - Modelos estatísticos das variáveis respostas dos ensaios de eletrocoagulação com eletrodo de ferro.

Parâmetros	Modelos estatísticos	R <sup>2</sup>
pH	$pH \text{ pós - tratamento} = 8,639 - 1,5605 * pH + 2,427 * pH^2 - 0,171 * tempo^2$	0,9596 8
Cor aparente (UC)	$cor \text{ aparente } (mg L^{-1}) = 1548 - 269,666 * pH - 968 * pH^2 + 92,916 * tempo - 632,583 * tempo^2 + 7,666 * pH * tempo - 11,333 * pH * tempo^2 - 144,416 * pH^2 * tempo + 558,416 * pH^2 * tempo^2$	0,9220 7
Turbidez (NTU)	$Turbidez \text{ (NTU)} = 156,666 + 6,533 * pH - 89,533 * pH^2 + 27,441 * tempo - 51,775 * tempo^2 - 0,933 * pH * tempo - 23,233 * pH * tempo^2 - 40,125 * pH^2 * tempo + 49,125 * pH^2 * tempo^2$	0,7614 5
Nitrogênio amoniacal (mg L <sup>-1</sup> )	$Nitrogênio \text{ amoniacal } (mg L^{-1}) = 694,96 - 112 * pH - 358,96 * pH^2 + 37,25 * tempo - 127,71 * tempo^2 + 78,333 * pH * tempo + 167 * pH * tempo^2 - 59,583 * pH^2 * tempo + 91,376 * pH^2 * tempo^2$	0,8020 3
DQO(mg L <sup>-1</sup> )	$DQO \text{ (mg L}^{-1}\text{)} = 371,465 - 125,949 * pH + 247,544 * pH^2 + 953,04 * tempo + 1021,173 * tempo^2 + 12,223 * pH * tempo + 8,411 * pH * tempo^2 - 956,506 * pH^2 * tempo - 982,289 * pH^2 * tempo^2$	0,9577 1
Condutividade elétrica (μS m <sup>-1</sup> )	$Condutividade \text{ elétrica } (\mu S m^{-1}) = 6,903 - 7,031 * pH + 7,691 * pH^2 + 0,006 * tempo - 0,18 * tempo^2 + 0,178 * pH * tempo + 0,787 * pH * tempo^2 - 0,812 * pH^2 * tempo + 0,399 * pH^2 * tempo^2$	0,9922 8
Corrente elétrica (A)	$Corrente \text{ elétrica } (A) = 5,453 - 0,246 * pH + 1,78 * pH^2 + 0,263 * tempo - 0,053 * tempo^2 - 0,204 * pH * tempo + 0,961 * pH * tempo^2 + 0,026 * pH^2 * tempo - 0,369 * pH^2 * tempo^2$	0,8847 7

Fonte: O autor (2020).

**Figura 49** - Gráfico de Pareto obtido pelos ensaios de tratabilidade de electrocoagulação com eletrodo de alumínio para os parâmetros a) pH pós-tratamento; b) Cor aparente; c) Turbidez; d) Nitrogênio amoniacal; e) DQO; f) Condutividade elétrica; g) Corrente elétrica.



Fonte: O autor (2020).

Para um nível de confiança de 95% (nível de confiança) a variação do pH é a mais significativa no processo, seguido pelo tempo. Assim como na Figura 47, ambas as variáveis influenciam significativamente nos resultados estatisticamente, inclusive para os termos quadráticos. Khandegar e Saroha (2013) confirmam no

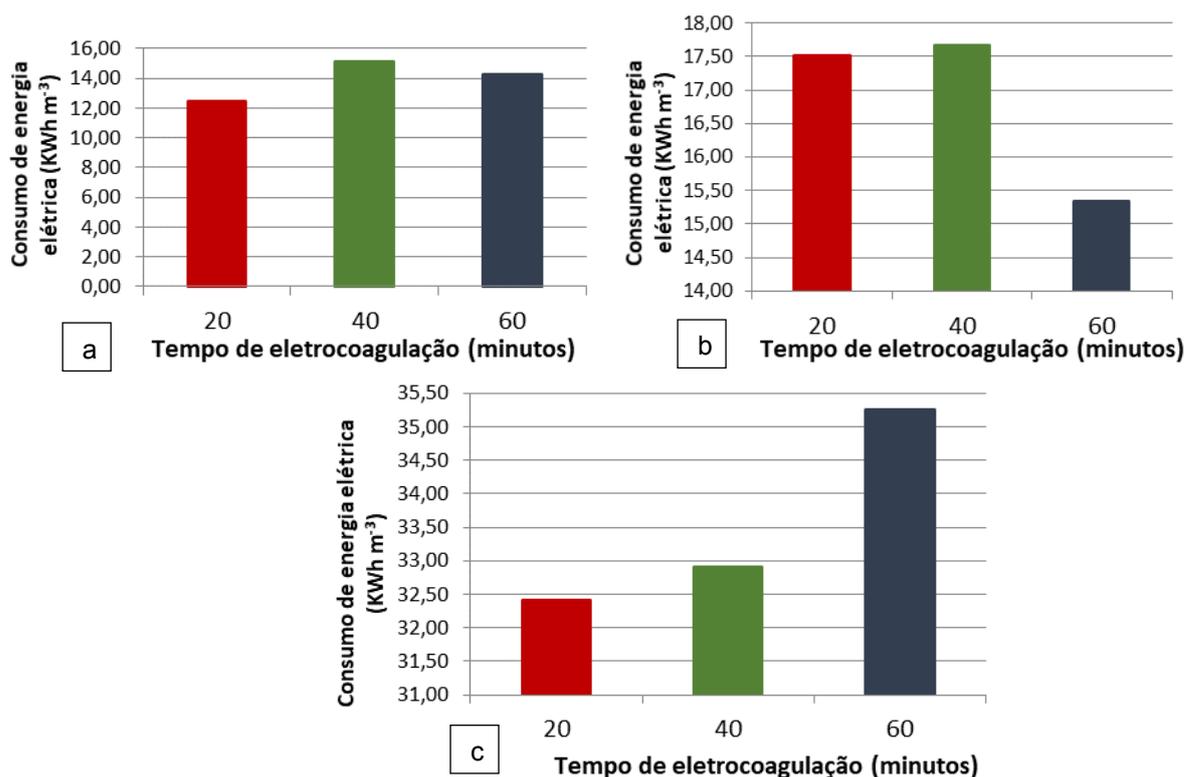
estudo feito com a análise dos efluentes industriais que o pH foi uma variável-chave do processo.

## 5.5 CUSTO DE ENERGIA

### 5.5.1 Custo relacionado ao consumo de energia por volume do efluente tratado com eletrodo de alumínio

No cálculo do custo com o tratamento por eletrocoagulação utilizou-se o consumo de energia elétrica como parâmetro base. Na Figura 50 são apresentados os gráficos referentes ao consumo médio previsto de energia elétrica ao se aplicar o tratamento de eletrocoagulação utilizando o eletrodo de alumínio e variação de pH.

**Figura 50** - Consumo médio de energia elétrica em  $\text{KWh m}^{-3}$  aplicando tratamento de eletrocoagulação com eletrodo de alumínio e a) pH neutro, b) pH básico e c) pH ácido.



Fonte: O autor (2020).

No gráfico da Figura 50c é possível verificar que ao se utilizar no tratamento o eletrodo de alumínio e o pH ácido do efluente de suinocultura, é previsto um maior consumo de energia elétrica, conforme o tempo de eletrocoagulação aumenta, apresentando valores entre 32 e 36  $\text{KWh m}^{-3}$ . Esta elevação da energia elétrica pode

estar relacionada com a densidade de corrente elétrica a ser aplicada no tratamento, como verificado no Apêndice A, visto que, ao se elevarem os valores da corrente elétrica, maior foi o consumo de energia. Enquanto os ensaios de tratabilidade utilizando o pH neutro (Figura 50a) apresentaram os menores consumos de energia elétrica, entre 12 e 16 KWh m<sup>-3</sup>.

Os custos de tratamento por eletrocoagulação de acordo com a variação do tempo e pH do efluente aplicado estão descritos na Figura 36. Em virtude do maior consumo de energia elétrica, os ensaios aplicando efluente ácido (Figura 50c) apresentam os maiores custos operacionais por metro cúbico de efluente tratado, conforme o há o aumento do tempo de tratabilidade, variando entre R\$ 21,00 e R\$ 24,00 por metro cúbico de efluente.

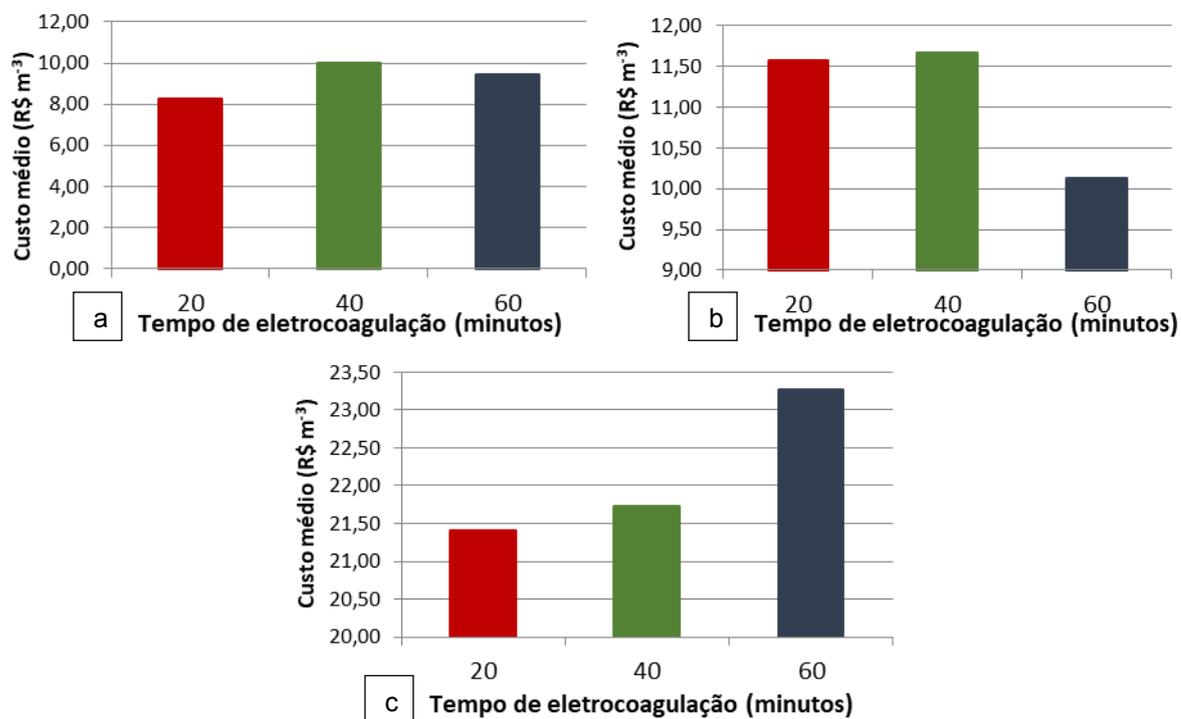
Os ensaios que utilizaram pH do efluente bruto (Figura 51a) apresentaram os menores custos operacionais, em virtude do menor consumo de energia elétrica, onde o custo variou entre R\$ 8,00 e R\$10,00 o metro cúbico de efluente tratado.

Apesar dos ensaios de tratabilidade utilizando pH ácido apresentarem os maiores custos, estes apresentaram os maiores índices de eficiência na redução dos parâmetros de qualidade analisados.

Valente et al. (2015) ao avaliarem o custo operacional do sistema de eletrocoagulação com eletrodo de alumínio no tratamento de efluente de laticínio, verificou que quanto maior o tempo de eletrólise e da densidade de corrente maior o custo para o tratamento.

Valente et al. (2015) verificou que a melhor condição operacional no tratamento do efluente de laticínio foi ao aplicar tempo de eletrólise de 23 minutos, pH do efluente de 6,00 e densidade de corrente elétrica de 12,3 A m<sup>-2</sup>, onde o custo operacional foi de aproximadamente R\$ 2,68 por metro cúbico de efluente tratado. A densidade de corrente elétrica aplicada aos ensaios de tratabilidade do presente trabalho foram superiores (Apêndice A) ao aplicado por Valente et al. (2015), resultando assim, no maior custo operacional, como verificado na Figura 51.

**Figura 51** - Custo médio em reais por  $m^{-3}$  de efluente aplicando tratamento de eletrocoagulação com eletrodo de alumínio e a) pH neutro, b) pH básico e c) pH ácido.

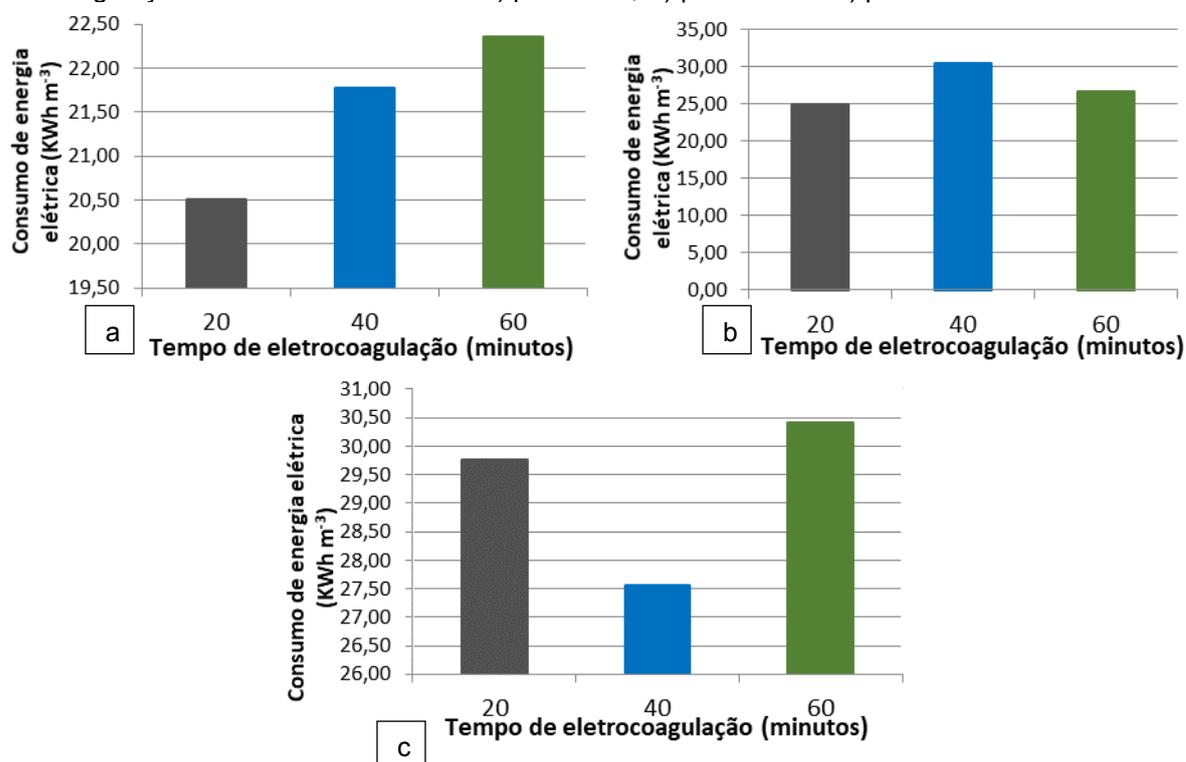


Fonte: O autor (2020).

### 5.5.2 Custo relacionado ao consumo de energia por volume do efluente tratado com eletrodo de ferro

Na Figura 52 são apresentados os gráficos do consumo médio de energia elétrica ao se empregar o eletrodo de ferro no tratamento de eletrocoagulação do efluente de suinocultura.

**Figura 52** - Consumo médio de energia elétrica em  $\text{KWh m}^{-3}$  aplicando tratamento de eletrocoagulação com eletrodo de ferro e A) pH neutro, B) pH básico e C) pH ácido.



Fonte: O autor (2020).

Pela Figura 52c é possível verificar que ao se aplicar o tratamento do efluente com pH ácido, há um maior requerimento de energia elétrica, quando comparado aos demais ensaios de tratabilidade. A faixa de consumo de energia elétrica prevista para os ensaios com pH ácido foi de 27 a 31  $\text{KWh m}^{-3}$ . A densidade de corrente elétrica aplicada nesses ensaios foram superiores aos aplicados nos demais ensaios, podendo este estar relacionado com o maior requerimento de energia elétrica, como verificado no Apêndice B.

Os ensaios empregando o efluente com pH neutro apresentaram os menores valores de consumo de energia elétrica, variando entre 20 e 23  $\text{KWh m}^{-3}$ , onde, conforme o aumento do tempo de eletrocoagulação, maior é o requerimento de energia elétrica (Figura 52a).

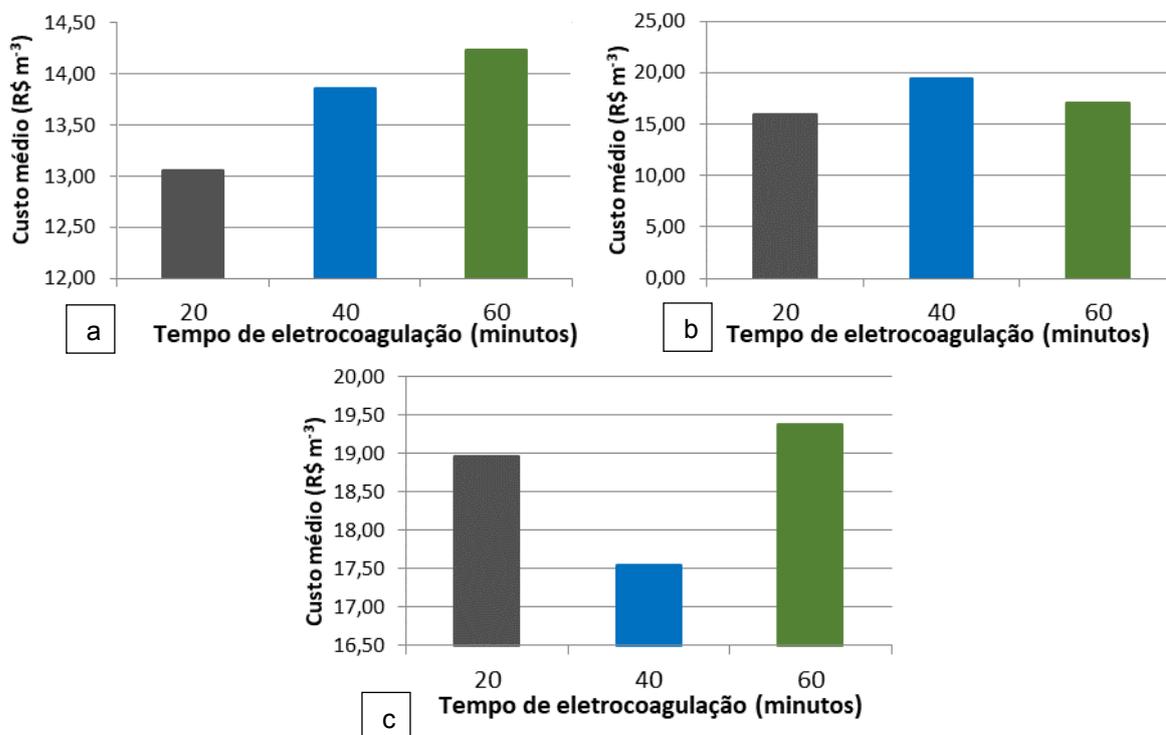
Os custos com o tratamento por eletrocoagulação utilizando o eletrodo de ferro, com a variação do tempo e pH do efluente aplicado estão descritos na Figura 53. Em decorrência do maior requerimento de energia elétrica, os ensaios aplicando efluente ácido (Figura 53) apresentam os maiores custos operacionais por metro cúbico de efluente tratado, variando entre R\$ 17,50 e R\$ 19,50 por metro cúbico de

efluente tratado, onde, o ensaio aplicando tempo de eletrocoagulação de 40 minutos apresentou o menor valor, R\$ 17,50.

Os ensaios que utilizaram pH do efluente bruto (Figura 53a) apresentaram os menores custos operacionais, em virtude do menor consumo de energia elétrica, onde o custo variou entre R\$ 13,00 e R\$14,40 o metro cúbico de efluente tratado, enquanto que os ensaios aplicando o efluente com pH básico apresentaram valores entre R\$ 15,00 e R\$20,00 o metro cúbico de efluente tratado (Figura 53b).

Módenes et al. (2017) ao avaliarem o tratamento efluente de abatedouro de ave por eletrocoagulação com eletrodo de ferro, pH do efluente de 8,00, intensidade de corrente de 2 A e tempo de eletrocoagulação de 50 minutos, obteve um custo operacional de R\$ 3,36 por metro cúbico de efluente tratado, valor inferior ao obtido neste trabalho. Podendo esta variação estar relacionado com as variáveis aplicadas no cálculo, onde Módenes et al. (2017) avaliaram o custo operacional elétrico e do material que levou em consideração a massa máxima de ferro que é dissolvida pelo ânodo por metro cúbico, bem como, com relação a intensidade de corrente aplicada.

**Figura 53** - Custo médio em reais por  $m^{-3}$  de efluente aplicando tratamento de eletrocoagulação com eletrodo de ferro e a) pH neutro, b) pH básico e c) pH ácido.



Fonte: O autor (2020).

Quando comparado ao estudo de Módenes et al. (2017) é possível relacionar o custo e a corrente elétrica menores, corrente inicial fixa de 2A, conseguindo assim custos mais baixos.

Apesar dos ensaios de tratabilidade utilizando pH ácido apresentarem os maiores custos, estes apresentaram os melhores resultados no tratamento do efluente de suinocultura.

## 5. CONCLUSÃO

Através dos resultados obtidos pelas análises das amostras do efluente da suinocultura foi possível otimizar as variáveis e apresentar melhores condições de remoção de variáveis como cor, turbidez, ST, N-amoniaco, pH, condutividade elétrica e DQO. Foi possível identificar que as variáveis independentes pH e tempo influenciaram significativamente nos resultados, estaticamente em ambos os eletrodos, o gráfico utilizado demonstra o nível de confiança de 95%.

Ao avaliar a variável de cor e turbidez de todas as amostras demonstra-se uma boa remoção destes parâmetros sendo ambos associados com o pH ácido, entretanto, o eletrodo de Fe apresentou melhores resultados após 40 minutos.

Quando abordado a variável do parâmetro nitrogênio amoniacal houve declínio da concentração após o tratamento e essas alterações ocorreram tanto no pH ácido para ambos os eletrodos sem a interferência do tempo quanto no básico para o eletrodo de ferro apresentando resultados satisfatórios após 60 minutos.

É importante ressaltar que a partir das análises das amostras tratadas com EC com ambos os eletrodos, como via única não atendeu os níveis solicitados na legislação, sendo necessário o uso de processos como a filtração.

A partir da utilização do tratamento com filtração foi possível notar a diminuição dos níveis de N- amoniacal, matéria orgânica e ST, contudo as variantes ainda são insuficientes para se adequar ao estabelecido em lei, sendo necessário assim novos estudo que viabilizem tratamentos associados com outros processos.

Mesmo utilizando a filtração direta como pós-tratamento, o efluente final ainda apresentou concentrações remanescentes de nitrogênio amoniacal superiores a legislação ambiental, bem como concentrações elevadas de matéria orgânica e sólidos totais, implicando na necessidade de algum tratamento de polimento.

Em relação aos custos, o uso do Fe apresentou menores números. Contudo serão necessário novos estudos que possam avaliar a necessidade das trocas das placas devido desgaste no decorrer do processo do tratamento do efluente, verificando então qual seria o tratamento com menores custos em relação ao material para aplicação cotidiana.

Com a variação do pH a utilização do efluente com pH ácido apresentou maiores custos, principalmente quando aplicado ao tratamento com eletrodo de

alumínio. Os valores operacionais obtidos para o eletrodo de alumínio variaram entre R\$ 27,00 e R\$ 31,00 o metro cúbico de efluente tratado, enquanto que para o eletrodo de ferro os custos variaram entre R\$ 17,50 e R\$ 19,50. Entretanto, apesar do elevado custo, os ensaios utilizando efluente com pH ácido (5,12) apresentaram as maiores eficiências.

## REFERÊNCIAS

ABCS – Associação Brasileira dos Criadores Suínos; SEBRAE – Serviço de Apoio às Micro e Pequenas Empresas. **Mapeamento da suinocultura brasileira**. p. 376, 2016.

ABNT – ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. NBR ISO 9.898: **Preservação e técnicas de amostragem de efluentes líquidos e corpos receptores. Procedimento**. Rio de Janeiro: 1987.

ABNT – ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. NBR ISO 14.001: **Sistema de Gestão Ambiental - Requisitos com orientação para uso**. 2004. 27p.

ABNT – ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. NBR 6502: **Rochas e solos**. 1995. 18p.

ABPA – ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE PROTEÍNA ANIMAL. **Relatório anual 2018**. Disponível em: <<http://abpa-br.com.br/storage/files/relatorio-anual-2018.pdf>>. Acesso em: 03 jan 2019.

ALVES, A. V. **Eletrocoagulação-flotação aplicada ao tratamento de águas residuais de frigorífico de suínos**. 2017. 40f. Trabalho de conclusão de curso (Bacharel em Química Industrial) Universidade do Sul de Santa Catarina. Tubarão, SC. 2017.

ASAE. **Manure Production and Characteristics**. ASAE Agricultural sanitation and Waste Management Commitec, Standarts D384.1. 1993.

ASTM –American Society for Testing and Materials. **E1382 –97: Standard Test Methods for Determining Average Grain Size Using**. Semiautomatic and Automatic Image Analysis. Pennsylvania: ASTM, 14 p., 1997.

BARROS, E. C.; NICOLOSO, R.; OLIVEIRA, P. A.; CÔRREA, J. C. Potencial agrônômico dos dejetos suínos / autores, - Concórdia: **Embrapa Suínos e Aves, 1 Cartilha**, 52 p., 2019.

BAUER, R. et al. Removal of bacterial fecal indicators, coliphages and enteric adenoviruses from waters with high fecal pollution by slow sand filtration. **Water Research**, [s.l.], v. 45, n. 2, p.439-452, jan. 2011.

BATISTA, R. O., OLIVEIRA, A. DE F. M, MESQUITA, F. DE O. Desempenho hidráulico de sistemas de irrigação por gotejamento operando com água residuária da suinocultura. **Magistra**, v. 26, n. 1, p. 75-88, 2017.

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

BENAZZI, L.T. Otimização de um sistema de eletrofloculação em fluxo contínuo para o tratamento de efluentes líquidos das indústrias de laticínios. (**tese de Doutorado**). Erechim: Universidade regional integrada do alto Uruguai e das missões - URI - campus Erechim, 23p, 2013.

BENSADOK K., BENAMMARA S., LAPICQUE F., NEZZAL G.. Electrocoagulation of cutting oil emulsions using aluminum plate electrodes. Elsevier B. **Journal of Hazardous Materials**, v. 152, 2008

BIASI, C. A. F., MARIANI, L. F.; PICINATTO, A. G.; JOÃO CARLOS, C. Z. Energias Renováveis na Área Rural da Região Sul do Brasil. Foz do Iguaçu: **Itaipu Binacional**. 1 ed. p. 202, 2018

BRASIL. AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS (ANA). **Manual de Usos Consuntivos da Água no Brasil**. Brasília: ANA, 2019.

BRANDÃO, V.S. MATOS, A. T; MARTINEZ, M.A; FONTES, M.P.P. Tratamento de águas residuárias da suinocultura utilizando-se filtros orgânicos. **Rev. bras. eng. agríc. ambient.** vol.4 no.3 Campina Grande Sept./Dec. 2000

BRASIL. Conselho Nacional do Meio Ambiente – CONAMA. **Resolução Nº 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. Diário Oficial da União, Brasília, DF, n. 053, p.58-63, 17 março 2005.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente (MMA). Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA). **Resolução CONAMA Nº 430/2011, de 13 de maio de 2011**. Dispõe sobre as condições e padrões de lançamento de efluentes, complementa e altera a Resolução nº 357, de 17 de março de 2005, do Conselho Nacional do Meio Ambiente-CONAMA. Diário Oficial da União: seção 1, Brasília, DF, ano 148, n. 92, p.89, 16 maio 2011.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente (MMA). Conselho Estadual do Meio Ambiente – CEMA. **Resolução 70 de 11 de agosto de 2009, de 13 de maio de 2011**. Dispõe sobre o licenciamento ambiental, estabelece condições e critérios e dá outras providências, para empreendimentos industriais. Diário Oficial da União, Brasília, DF, n. 8068, 01 outubro 2009.

BRASIL. MAPA. **Agrostat Suínos**. Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento. Brasília. DF, 2020.

BRASIL. MAPA – Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento. **Suínos**. Disponível em: <<http://www.agricultura.gov.br/animal/especies/suinos>>. Acesso em: 30 nov 2018.

BRASIL. MAPA. Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento. **Suinocultura de baixa emissão de carbono: tecnologias de produção mais limpa e aproveitamento econômico dos resíduos da produção de suínos**. Secretaria de Mobilidade Social, do Produtor Rural e do Cooperativismo - Brasília: 1ª edição, 2016.

BRINCK, N.C.P. **Avaliação do tipo de material filtrante no comportamento hidráulico de filtros rápidos de camada profunda no tratamento de águas de abastecimento.** 393 f. Tese (Doutorado) - Curso de Engenharia Hidráulica e Sanitária, Escola Politécnica da Universidade de São Paulo, São Paulo, 2009.

CAÑIZARES, P. CARMONA, M.; LOBATO, J.; MARTINEZ, F.RODRIGO, M.A. Electrodeposition of aluminum electrodes in electrocoagulation process. **Revista Industrial & Engineering Chemistry Research.** V.44. p. 4178-4185. 2005.

DAÍ PRA, M. A.; CORRÊA, E. K.; CORRÊA, L. B.; LOBO, M. da S.; SPEROTTO, L.; MORES, E. **Compostagem como alternativa para gestão ambiental na produção de suínos.** Porto Alegre: Editora Evangraf Ltda., p. 143. 2009.

DAL BOSCO, T. C., SAMPAIO, S. C., IOST, C., DA SILVA, L. N., CARNELOSSI, C. F., EBERT, D. C., SCHREINER, J. S. **Utilização de água residuária de suinocultura em propriedade agrícola—estudo de caso.** Irriga, v. 13, n. 1, p. 139-144, 2008.

DEDAVID, B. A.; GOMES, C. I.; MACHADO, G. **Microscopia Eletrônica de Varredura –Aplicações e preparação de amostras: Materiais Poliméricos, metálicos e semicondutores.** Porto Alegre: EDIUCRS, 60 p., 2007.

DIAS, A. C; CARRARO, B.Z; DALLANORA, D; COSER, F.J; MACHADO, G.S; MACHADO, I.P; PINHEIRO, R; ROHR, S.A. **Manual Brasileiro de Boas Práticas Agropecuárias na Produção de Suínos.** Brasília, DF: ABCS; MAPA; Concórdia: Embrapa Suínos e Aves, 140 p, 2011.

DI BERNARDO, L. et al., **Tratamento de Água para Abastecimento por Filtração direta** – Rio de Janeiro: ABES, RiMa, 2003. Projeto PROSAB 468 p. 2003

EMBRAPA. HAMMES, V. S. (Editora Técnica). **Educação para o desenvolvimento sustentável: construção da própria metodologia.** Vol. 1.2<sup>a</sup> ed. São Paulo. 2004.

EMBRAPA. **Manual brasileiro de boas práticas agropecuárias na produção de suínos.** Revisão técnica Armando Lopes do Amaral et al., Brasília, DF : ABCS; MAPA; Concórdia: Embrapa Suínos e Aves, 2011.

FATMA. Instrução Normativa 11 - **Suinocultura.** Fundação do Meio Ambiente - FATMA, p. 1–37, 2014.

FEISTEL, J. C. **Tratamento e destinação de resíduos e efluentes de matadouros e abatedouros.** Universidade Federal de Goiás. 2011. Dissertação (Mestrado em Medicina Veterinária) – Programa de Pós-Graduação em Medicina Veterinária. Universidade Federal de Goiás, Gôiania, p. 37. 2011.

FERNANDES, D. M. **Biomassa e biogás da suinocultura.** 209 p. Dissertação (Mestrado em Energia na Agricultura) – Programa de Pós-Graduação em Energia na Agricultura, Universidade Estadual do Oeste do Paraná, Cascavel, Paraná, 2012.

FERREIRA, Leticia Henn. **Eletroflotação: Sua História e Variáveis**. São Paulo: s.l., 2014. 62 p.

FORMIGONI, A. DA S.; FONTES, DALTON DE OLIVEIRA. Manejos de Maternidade na Produção de Suínos: Manejo nutricional do leitão na fase pré-desmame. *Produção de Suínos: Teoria e Prática*, p. 590– 597, 2014.

FREITAS RAS. **Comportamento de geotêxteis como filtro em resíduos – fosfogesso e lama vermelha**. Tese de mestrado da Universidade Federal do Rio de Janeiro. Rio de Janeiro, Brasil: 122 p. 2003.

FROESE, C. Water usage and manure production rates in today's pig industry. In: BANFF PORK SEMINAR, 2003, Edmonton. **Proceedings. Edmonton**, p. 215- 223, 2003.

FUGÈRE, R.; MAMERI, N.; GALLOT, J. E.; COMEAU, Y. Treatment of pig farm effluents by ultrafiltration. **Journal of Membrane Science**. 255. p.225-231. 2005.

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

GENOVA, J. L.; PUCCI, L. E.; SARUBBI, J. Estratégias para diminuir o impacto ambiental da suinocultura. **Revista Eletrônica Nutritime**, artigo 209, v. 12, n. 1, p. 3891-3902, fev. 2015.

GOLDSTEIN, J. I.; NEWBURY, D. E.; ECHIL, P.; JOY, D. C.; ROMIG JR, A. D.; LYMAN, C. E.; FIORI, C.; LIFSHIN, E. Scanning electron microscopy and X-ray microanalysis. 1. ed. **New York: Plenum Press**, 820 p., 1992.

HAKIZIMANA, J.N.; GOURISH, B.; CHAFI, M.; STIRIBA, Y.; VIAL, C.; DROGUI, C.; NAJA, J. Electrocoagulation process in water treatment: A review of electrocoagulation modeling approaches. **Revista Desalination**. V.404. p.1-21. February, 2017

INSTITUTO ÁGUA E TERRA (IAT). **Empreendimentos Agropecuários - Suinocultura**. 2004.

JIMENEZ IZQUIERDO C., CANIZARES P., RODRIGO M.A., LECLERC J.P., VALENTIN G., LAPICQUE F., Effect of the nature of the supporting electrolyte on the treatment of soluble oils by electrocoagulation. **Elsevier B.V. Desalination**, v. 255, 2010.

JOÃO, J. J.; ALVE, A. V.; VIEIRA, J. L.; EMERICK, T.; SILVA, C. S. Eletrocoagulação-flotação: uma tecnologia mais sustentável para tratamento de efluentes de frigorífico de suínos. **Revista em Agronegócio e Meio Ambiente**. V.13. n.3, p.1091-1112. 2020.

KARICHAPPAN, T., VENKATACHALAM, S., JEGANATHAN, P.M. Optimization of

electrocoagulation process to treat grey wastewater in batch mode using response surface methodology. **Journal Environment Health Science Eng.** 12 (2014) p. 1–8.

KHANDEGAR, V.; SAROHA, A. K. Electrocoagulation for the treatment of textile industry effluent – A review. **J. Environ. Manage.**, v. 128, p. 949–963, 2013.

KONZEN, E.A. **Valorização Agronômica dos Dejetos Suínos: utilização dos dejetos suínos como fertilizantes.** I Ciclo de Palestras Sobre Dejetos suínos no Sudoeste Goiano, 1997, Rio Verde, GO. Anais. p.113-136

KONZEN, E. A. **Avaliação quantitativa e qualitativa dos dejetos de suínos em crescimento e terminação, manejados em forma líquida.** 56 f. Dissertação (Mestrado em Zootecnia) – Universidade Federal de Minas Gerais. Belo Horizonte, 1980. In: FERNANDES, D. M. Biomassa e biogás da suinocultura. 209 p. Dissertação (Mestrado em Energia na Agricultura) – Programa de Pós-Graduação em Energia na Agricultura, Universidade Estadual do Oeste do Paraná, Cascavel, Paraná, 2012.

KRIEGER, E. I. F; RODRIGUEZ, M. T. R. **Balanço hídrico em um matadouro de suínos e avaliação do uso da água em pocilgas de espera.** 2007. Disponível em: <[http://www.bvsde.paho.org/bvsaidis/uruguay30/BR10559\\_Krieger.pdf](http://www.bvsde.paho.org/bvsaidis/uruguay30/BR10559_Krieger.pdf)>. Acesso em: 02 abr 2019.

KONZEN, E.A. **Avaliação quantitativa e qualitativa dos dejetos de suínos em crescimento e terminação, manejados em forma líquida.** 1980. 56 f. Dissertação (Mestrado) - Escola de Medicina Veterinária, Belo Horizonte, 1980.

KUNZ, A. HIGARASHI, M.M; OLIVEIRA P.A de. Tecnologias de manejo e tratamento de dejetos de suínos estudadas no Brasil. **Cadernos de Ciência e Tecnologia.** Brasília, v. 22, n. 3, 651- 665, set./dez. 2005.

LANGENBACH, K. et al. Slow sand filtration of secondary clarifier effluent for wastewater reuse. **Environmental science & technology**, v. 43, n. 15, p. 5896-5901, 2009.

LIMA, R. R.; MARTINS, R. A.; BUENO, K. L.; MEDEIROS, C. O.; DIEL, J. V.; RODRIGUES, L. M.; SOUZA, T. R. **Granulometria de areias de filtros industriais para o tratamento de água de processo.** Anais do XX Congresso Brasileiro de Engenharia Química - COBEQ 2014. São Paulo, 2014.

LINDNER, E. A. **Diagnóstico da suinocultura e avicultura em Santa Catarina.** Florianópolis: FIESC-IEL, 1999.

LO MONACO, P.A.; MATOS, A.T.; JORDÃO, C.P.; CECON, P.R.; MARTINEZ, M.A. Influência da granulometria da serragem de madeira como material filtrante no tratamento de águas residuárias. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental, Campina Grande**, v.8, n.1, p.116-119, 2004.

LOPES, C. R. M.; FILHO, N. R. A.; ALVES, M. I. R. A. Impactos ambientais e sociais causados por voláteis emanados por excretos de suínos. **Enciclopédia Biosfera**,

Centro Científico Conhecer, Goiânia, v. 9, n. 17, p. 3556-3565, 2013.

MAGGI, C. F., DE FREITAS, P. S., SAMPAIO, S. C., & DIETER, J. Lixiviação de nutrientes em solo cultivado com aplicação de água residuária de suinocultura. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 15, n. 2, p. 170-177, 2011.

MARCATO, S. M; LIMA, G. J. M. M. Efeito da restrição alimentar como redutor do poder poluente dos dejetos de suínos. **Revista Brasileira de Zootecnia**, v. 34, n. 3, p. 855-863, 2005.

MALDANER, T. L. **Levantamento das alternativas de minimização dos impactos gerados pelos efluentes de abatedouros e frigoríficos**. 2008. Trabalho de Conclusão de Curso (Pós Graduação Medicina Veterinária) – Programa de Pós-Graduação em Medicina Veterinária. Universidade Castelo Branco, Brasília, p. 69. 2008.

MODENES, A. N.; ESPINOZA-QUIÑONES, F. R.; YASSUE, P. H.; PORTO, T. M.; THEODORO, P. S. Aplicação da técnica de eletrocoagulação no tratamento de efluentes de abatedouro de aves. **Revista Engenharia Sanitária e Ambiental**. V.22 n. 3. Maio/Junho 2017.

MOLLAH, M. Y.A. et al. Fundamentals, present and future perspectives of electrocoagulation. **Journal Of Hazardous Materials**. [s. L.], p. 199-210. 18 out. 2004.

MESQUITA, M.; TESTEZLAF, R.; RAMIREZ, J.C.S. The effect of media bed characteristics and internal auxiliary elements on sand filter head loss. **Agricultural Water Management**, v.115, p.178-185, 2012.

MORES, R.; TREICHEL, H.; ZAKRZEWSKI, C. A.; KUNZ, A.; STEFFENS, J.; DALLAGO, R. M. Remove of phosphorous and turbidity of swine wastewater using electrocoagulation under continuous flow. **Separation and Purification Technology** 171 p. 112–117. 2016

MORES, R.; DALLAGO, R. M.; STEFFENS, J.; KUNZ, A.; SUZIN, L. **Eletrocoagulação utilizando eletrodo de Al e Fe como tratamento de águas residuárias da suinocultura pré-tratadas por UASB**. Anais XLIV Congresso Brasileiro de Engenharia Agrícola – CONBEA. São Pedro, SP. 2015.

MORES, R. **Tratamento de águas residuais da suinocultura por eletrocoagulação e eletro-oxidação**; 120f. (2017). Tese (Doutorado em Engenharia de Alimentos) Departamento de Ciências Agrárias da Universidade Regional Integrada do Alto Uruguai e das Missões. Erechim, RS. 2017.

MOUSSA, D. T; AI-NAAS, M, H.; NASSER, M.; AL-MARRI, M. J. A comprehensive review of electrocoagulation for water treatment: Potentials and challenges. **Journal of Environmental Management**, 1861, 24–41, 2017.

MOLLAH, M. Y. A.; MORKOVSKY, P.; GOMES, J. A. G.; KESMEZ, M.; PARGA, J.;

COCKE, D. L. Fundamentals, present and future perspectives of electrocoagulation. **J. Hazard. Mater.**, v. B114, p. 199–210, 2004.

OLIVEIRA, M. R. **Biosistemas integrados na suinocultura**. Instituto de Tecnologia do Paraná (TECPAR): Dossiê Técnico. 2007. 62 p.

OLIVEIRA, P. A. V. de. EMBRAPA - **Produção e manejo de dejetos de suínos - Seminário Internacional de Suinocultura**. São Paulo, p.72 – 90. 2000.

OLIVEIRA, J. L. R. **Utilização de filtros no polimento de efluentes de lagoas de estabilização aplicadas aos dejetos suínos**. 2008. 99f. Dissertação (Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental) Departamento de Engenharia Ambiental e Sanitária da Universidade Federal de Santa Catarina, SC. 2008.

ONU. **Transformando nosso mundo: a Agenda 2030 para o Desenvolvimento Sustentável**. 2015. Disponível em: <https://brasil.un.org/pt-br/sdgs> Acesso em 08/03/2021.

PEREIRA, P. A., SAMPAIO, S. C., REIS, R. R. D., ROSA, D. M., CORREA, M. M. Swine farm wastewater and mineral fertilization in corn cultivation. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 20, n. 1, p. 49-54, 2016.

PEREIRA, E. R.; VIZIBELLE, D.; RIBEIRO, T.; JANZ, F. L.; PATERNIANI, J.E.S. **Associação da filtração direta e uso de coagulantes naturais e químicos no tratamento de água de abastecimento**. Estudos Transdisciplinares nas Engenharias. Capítulo 4. 2017.

PITZ, ISAAC WEBER; POSSAMAI JARDEL; PEREIRA GRACIANE REGINA. **Alternativas para tratamento de dejetos suínos**. Anais da X FETEC Feira de Conhecimento Tecnológico e Científico. Rio do Sul/SC. 2009.

PIZARRO CABELO, F. **Riegos localizados de alta frecuencia**. Madrid: Ediciones Mundi-Prensa, 511 p, 1996.

POVINELLI, J.; MARTINS, F. **Pesquisa sobre eficiência de filtros lentos em unidades piloto**. 20 p. Congresso brasileiro de engenharia sanitária, Salvador, BA, 1973. Separata. São Carlos, 1973.

PROGRAMA DAS NAÇÕES UNIDAS PARA O DESENVOLVIMENTO (PNUD). **Acompanhando a agenda 2030 para o desenvolvimento sustentável: subsídios iniciais do Sistema Nações Unidas no Brasil sobre a identificação de indicadores nacionais referentes aos objetivos de desenvolvimento sustentável/ Programa das Nações Unidas para o Desenvolvimento**. Brasília: PNUD, 2016. Disponível em: <https://www.br.undp.org/content/brazil/pt/home/library/ods/acompanhando-a-agenda-2030.html> Acesso em 05.mar.2021.

PUIG-BARGUÉS, J.; ARBAT, G.; BARRAGÁN, J.; CARTAGENA, F.R. Effluent particle removal by microirrigation system filters. **Spanish Journal of Agricultural Research**, v.3, p.182-191, 2005.

CRESPILHO, F. N.; SANTANA, C. G.; REZENDE, M. O. O. Tratamento de efluente da indústria de processamento de coco utilizando eletroflotação. **Química Nova**, v. 27, n. 3, p. 387-392, 2004.

RIBEIRO, J.T.; KOWATA, E. A. **Tratamento de água por filtração direta ascendente para fins de reuso**. Campinas: Editora da Unicamp, 1998.

SALCEDO, J. C.; TESTEZLAF, R.; MESQUITA, M. Processo da retrolavagem em filtros de areia usados na irrigação localizada. **Eng. Agríc., Jaboticabal**, v.31, n.6, p.1226-1237, nov./dez. 2011.

SARDÁ, L. G.; HIGARASHI, M. M.; MULLER, S.; OLIVEIRA, P. A.; COMIN, J. J. Redução da emissão de CO<sub>2</sub>, CH<sub>4</sub> e H<sub>2</sub>S através da compostagem de dejetos suínos. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 14, n. 9, p. 1008-1013, 2010.

SCHMIDT, V.; GOTTARDI, C.P.T.; NADVORNY, A. Segurança sanitária durante a produção, o manejo e a disposição final de dejetos de suínos. SEGANFREDO, M.A. (Ed.) *Gestão ambiental na suinocultura*. Brasília: **Embrapa Informação Tecnológica**, 302 p., cap. 11, p. 259-286, 2007.

SCHNEIDER, R.P.; TSUTIYA, M.T. **Membranas filtrantes para o tratamento de água, esgoto e água de reuso**. 1. ed. São Paulo: ABES, 2001. 234 p.

SGANZERLA, E. **Biodigestores: uma solução**. Porto Alegre: Agropecuária, 1983

SOUZA, J. A. R.; MOREIRA, D. A.; MARTINS, I. P.; CARVALHO, C. V. M.; CARVALHO, W. B. Sanidade de frutos de pimentão fertirrigados com água residuária da suinocultura. **Ambi-Agua**, Taubaté, v. 8, n. 2, p 124-134, 2013.

STAISS, C.; PEREIRA, H. Biomassa: energia renovável na agricultura e no setor florestal. **Revista Agros**, Instituto Superior de Agronomia, Portugal, v. 13, n. 1, p. 21-28, 2001.

TAVARES, J. M. R. et al. **The water disappearance and Manure production at commercial growing-finishing pig farms**. *Livestock Science*, v. 169, p. 146-154, 2014

TESTEZLAF, R. **Filtros de areia aplicados à irrigação localizada: teoria e prática**. *Eng. Agrícola, Jaboticabal*, v. 28, n. 3, p.604-613, 2008.

TESTEZLAF, R. **Filtros de areia na irrigação localizada**. Roberto Testezlaf, Fábio Ponceniano de Deus, Márcio Mesquita - Campinas, S.P: UNICAMP/Faculdade de Engenharia Agrícola, 56 p. 2014.

TEZCAN ÜN, Ü., KOPARAL, A. S., & BAKIR ÖĞÜTVEREN, Ü. Hybrid processes for the treatment of cattle-slaughterhouse wastewater using aluminum and iron electrodes. **Journal of Hazardous Materials**, 164(2-3), 580–586. 2009

Ensaio	Repetição	Tempo	pH	Cor Aparente (uH)	Turbidez (uT)	Corrente Elétrica (A)	Condutividade Elétrica ( $\mu\text{S m}^{-1}$ )	Nitrogênio Total (mg N . L <sup>-1</sup> )	DQO (mg.L <sup>-1</sup> )	Sólidos Totais (mg.L <sup>-1</sup> )	Alumínio (mg Al. L <sup>-1</sup> )	Ferro (mg Fe. L <sup>-1</sup> )	Cobre (mg Cu. L <sup>-1</sup> )	Zinco (mg Zn. L <sup>-1</sup> )
--------	-----------	-------	----	----------------------	------------------	--------------------------	---	--	------------------------------	--	---------------------------------------	------------------------------------	------------------------------------	------------------------------------

UNCED - CONFERÊNCIA DAS NAÇÕES UNIDAS SOBRE O MEIO AMBIENTE E DESENVOLVIMENTO. **Agenda 21**. Ministério do Meio Ambiente. 1992. Disponível em: <http://www.mma.gov.br/responsabilidade-socioambiental/agenda-21/agenda-21-global>. Acesso em: 02 abr 2019.

USDA. UNITED STATES DEPARTMENT OF AGRICULTURE. **Foreign agricultural service. Livestock and poultry: world markets and trade**. Modest Expansion for Global Beef, Pork and Broiler Meat Trade in 2020.

VALENTE, G. de F. S.; MENDONÇA, R. C. S.; et al. Avaliação do custo de energia elétrica e de material no tratamento de efluente de laticínio por eletrocoagulação. **Revista Brasileira de Tecnologia Agroindustrial**. V.9, n.1, p.1696-1709. 2005.

VON SPERLING, M. **Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos: Princípios de tratamento biológico de águas residuárias**. Vol. 1 Belo Horizonte: DESA-UFMG. 2005.

## APÊNDICE A

**Tabela 7:** Planejamento experimental para cada eletrodo





## APÊNCICE B

**Tabela 27 – Planilha de cálculo completa do custo dos tratamentos utilizando eletrodos de Alumínio**

Ensaio	Tempo (min)	Tempo (h)	Tempo (s)	Corrente (A)	M <sub>el</sub> (g)	TM <sub>el</sub> (h)	TM <sub>el</sub> (s)	Densidade C (A.m <sup>-2</sup> )	Cons E (Wh.m <sup>-3</sup> )	Cons E (kWh.m <sup>-3</sup> )	Cel (Kg.m <sup>-3</sup> )	Custo Op (R\$.m <sup>-3</sup> )
Al20N1	20	0,333	1200	3,08	3,44E-01	0,333833	1201,8	6,16E+01	6160,0	6,160	1,72E-01	4,07
Al20N2	40	0,667	2400	3,14	7,02E-01	0,667667	2403,601	6,28E+01	12560,0	12,560	3,51E-01	8,29
Al20N3	60	1,000	3600	3,12	1,05E+00	1,0015	3605,401	6,24E+01	18720,0	18,720	5,23E-01	12,36
Al40N1	20	0,333	1200	3,95	4,42E-01	0,333833	1201,8	7,90E+01	7900,0	7,900	2,21E-01	5,22
Al40N2	40	0,667	2400	3,8	8,50E-01	0,667667	2403,601	7,60E+01	15200,0	15,200	4,25E-01	10,03
Al40N3	60	1,000	3600	3,72	1,25E+00	1,0015	3605,401	7,44E+01	22320,0	22,320	6,24E-01	14,74
Al60N1	20	0,333	1200	4,72	5,28E-01	0,333833	1201,8	9,44E+01	9440,0	9,440	2,64E-01	6,23
Al60N2	40	0,667	2400	3,84	8,59E-01	0,667667	2403,601	7,68E+01	15360,0	15,360	4,29E-01	10,14
Al60N3	60	1,000	3600	3	1,01E+00	1,0015	3605,401	6,00E+01	18000,0	18,000	5,03E-01	11,88
Al20B1	20	0,333	1200	4,13	4,62E-01	0,333833	1201,8	8,26E+01	8260,0	8,260	2,31E-01	5,45
Al20B2	40	0,667	2400	4,51	1,01E+00	0,667667	2403,601	9,02E+01	18040,0	18,040	5,04E-01	11,91
Al20B3	60	1,000	3600	4,38	1,47E+00	1,0015	3605,401	8,76E+01	26280,0	26,280	7,35E-01	17,35
Al40B1	20	0,333	1200	4,14	4,63E-01	0,333833	1201,8	8,28E+01	8280,0	8,280	2,31E-01	5,47
Al40B2	40	0,667	2400	4,42	9,89E-01	0,667667	2403,601	8,84E+01	17680,0	17,680	4,94E-01	11,67
Al40B3	60	1,000	3600	4,51	1,51E+00	1,0015	3605,401	9,02E+01	27060,0	27,060	7,57E-01	17,86
Al60B1	20	0,333	1200	4,96	5,55E-01	0,333833	1201,8	9,92E+01	9920,0	9,920	2,77E-01	6,55
Al60B2	40	0,667	2400	5,03	1,13E+00	0,667667	2403,601	1,01E+02	20120,0	20,120	5,63E-01	13,28
Al60B3	60	1,000	3600	2,66	8,92E-01	1,0015	3605,401	5,32E+01	15960,0	15,960	4,46E-01	10,54
Al20A1	20	0,333	1200	8	8,95E-01	0,333833	1201,8	1,60E+02	16000,0	16,000	4,47E-01	10,56
Al20A2	40	0,667	2400	8,03	1,80E+00	0,667667	2403,601	1,61E+02	32120,0	32,120	8,98E-01	21,21
Al20A3	60	1,000	3600	8,19	2,75E+00	1,0015	3605,401	1,64E+02	49140,0	49,140	1,37E+00	32,44
Al40A1	20	0,333	1200	8,3	9,28E-01	0,333833	1201,8	1,66E+02	16600,0	16,600	4,64E-01	10,96
Al40A2	40	0,667	2400	8,19	1,83E+00	0,667667	2403,601	1,64E+02	32760,0	32,760	9,16E-01	21,63
Al40A3	60	1,000	3600	8,23	2,76E+00	1,0015	3605,401	1,65E+02	49380,0	49,380	1,38E+00	32,60

<b>Al60A1</b>	<b>20</b>	0,333	1200	8,78	9,82E-01	0,333833	1201,8	1,76E+02	17560,0	17,560	4,91E-01	11,59
<b>Al60A2</b>	<b>40</b>	0,667	2400	8,8	1,97E+00	0,667667	2403,601	1,76E+02	35200,0	35,200	9,84E-01	23,24
<b>Al60A3</b>	<b>60</b>	1,000	3600	8,83	2,96E+00	1,0015	3605,401	1,77E+02	52980,0	52,980	1,48E+00	34,98

Legenda: **M<sub>ei</sub>**: massa de eletrodo consumida durante a eletrólise ou o desgaste teórico do eletrodo; **TM<sub>ei</sub> (h)**: tempo de consumo de eletrodo durante a eletrólise em horas; **TM<sub>ei</sub> (s)**: tempo de consumo de eletrodo durante a eletrólise em segundos; **Densidade C**: Densidade de corrente; **Cons E (Wh.m<sup>-3</sup> e kWh.m<sup>-3</sup>)**: Consumo de energia elétrica; **Cel**: consumo mássico do eletrodo; **Custo Op**: Custo de operação.

Fonte: O autor (2020).

### APÊNCICE C

**Tabela 28** – Planilha de cálculo completa do custo dos tratamentos utilizando eletrodos de Ferro

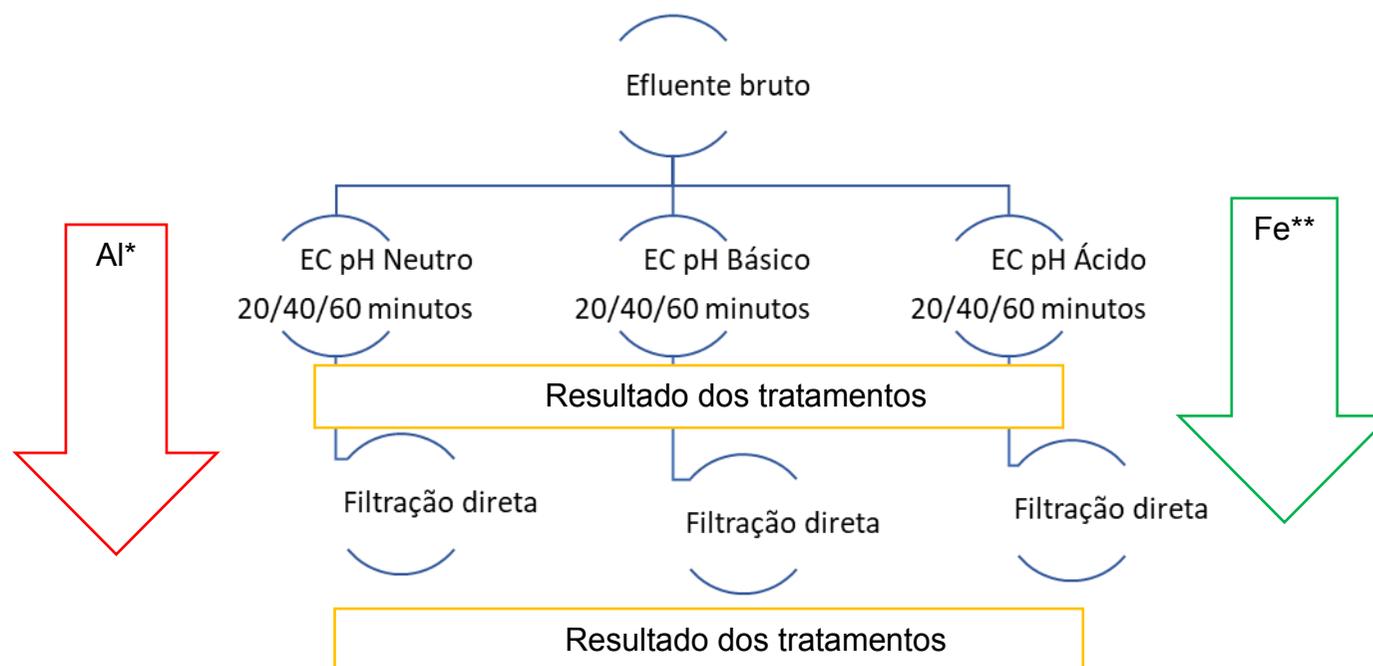
Ensaio	Tempo (min)	Tempo (h)	Tempo (s)	Corrente (A)	Mel (g)	Tmel (h)	Tmel (s)	Densidade C (A.m-2)	Cons E (Wh.m-3)	Cons E (kWh.m-3)	Cel (Kg.m-3)	Custo Op (R\$.m-3)
Fe20N1	20	0,333	1200	5,23	1,82E+00	0,333227	1199,618	1,05E+02	10460,0	10,460	9,08E-01	6,66
Fe20N2	40	0,667	2400	5,01	3,48E+00	0,666455	2399,236	1,00E+02	20040,0	20,040	1,74E+00	12,76
Fe20N3	60	1,000	3600	5,17	5,39E+00	0,999682	3598,854	1,03E+02	31020,0	31,020	2,69E+00	19,75
Fe40N1	20	0,333	1200	5,45	1,89E+00	0,333227	1199,618	1,09E+02	10900,0	10,900	9,46E-01	6,94
Fe40N2	40	0,667	2400	5,53	3,84E+00	0,666455	2399,236	1,11E+02	22120,0	22,120	1,92E+00	14,08
Fe40N3	60	1,000	3600	5,38	5,60E+00	0,999682	3598,854	1,08E+02	32280,0	32,280	2,80E+00	20,55
Fe60N1	20	0,333	1200	5,79	2,01E+00	0,333227	1199,618	1,16E+02	11580,0	11,580	1,01E+00	7,37
Fe60N2	40	0,667	2400	5,86	4,07E+00	0,666455	2399,236	1,17E+02	23440,0	23,440	2,03E+00	14,92
Fe60N3	60	1,000	3600	5,34	5,56E+00	0,999682	3598,854	1,07E+02	32040,0	32,040	2,78E+00	20,40
Fe20B1	20	0,333	1200	8,75	3,04E+00	0,333227	1199,618	1,75E+02	17500,0	17,500	1,52E+00	11,14
Fe20B2	40	0,667	2400	4,98	3,46E+00	0,666455	2399,236	9,96E+01	19920,0	19,920	1,73E+00	12,68
Fe20B3	60	1,000	3600	6,23	6,49E+00	0,999682	3598,854	1,25E+02	37380,0	37,380	3,24E+00	23,80
Fe40B1	20	0,333	1200	6,72	2,33E+00	0,333227	1199,618	1,34E+02	13440,0	13,440	1,17E+00	8,56
Fe40B2	40	0,667	2400	8,1	5,63E+00	0,666455	2399,236	1,62E+02	32400,0	32,400	2,81E+00	20,63
Fe40B3	60	1,000	3600	7,63	7,95E+00	0,999682	3598,854	1,53E+02	45780,0	45,780	3,97E+00	29,15
Fe60B1	20	0,333	1200	6,45	2,24E+00	0,333227	1199,618	1,29E+02	12900,0	12,900	1,12E+00	8,21
Fe60B2	40	0,667	2400	6,38	4,43E+00	0,666455	2399,236	1,28E+02	25520,0	25,520	2,22E+00	16,25
Fe60B3	60	1,000	3600	6,95	7,24E+00	0,999682	3598,854	1,39E+02	41700,0	41,700	3,62E+00	26,55
Fe20A1	20	0,333	1200	7,42	2,58E+00	0,333227	1199,618	1,48E+02	14840,0	14,840	1,29E+00	9,45
Fe20A2	40	0,667	2400	7,5	5,21E+00	0,666455	2399,236	1,50E+02	30000,0	30,000	2,60E+00	19,10
Fe20A3	60	1,000	3600	7,41	7,72E+00	0,999682	3598,854	1,48E+02	44460,0	44,460	3,86E+00	28,31

<b>Fe40A1</b>	<b>20</b>	0,333	1200	7,6	2,64E+00	0,333227	1199,618	1,52E+02	15200,0	15,200	1,32E+00	9,68
<b>Fe40A2</b>	<b>40</b>	0,667	2400	6,36	4,42E+00	0,666455	2399,236	1,27E+02	25440,0	25,440	2,21E+00	16,20
<b>Fe40A3</b>	<b>60</b>	1,000	3600	7,01	7,30E+00	0,999682	3598,854	1,40E+02	42060,0	42,060	3,65E+00	26,78
<b>Fe60A1</b>	<b>20</b>	0,333	1200	7,68	2,67E+00	0,333227	1199,618	1,54E+02	15360,0	15,360	1,33E+00	9,78
<b>Fe60A2</b>	<b>40</b>	0,667	2400	7,53	5,23E+00	0,666455	2399,236	1,51E+02	30120,0	30,120	2,61E+00	19,18
<b>Fe60A3</b>	<b>60</b>	1,000	3600	7,63	7,95E+00	0,999682	3598,854	1,53E+02	45780,0	45,780	3,97E+00	29,15

Fonte: O autor (2020).

**APÊNCICE D**

Fluxograma 1: Processo de análise das amostras do efluente



Nota: (Al\*): Eletrodo de Alumínio; (Fe\*\*): Eletrodo de Ferro

Fonte: Própria autora