

MARIA PAULINA MENDOZA COMBATT

**APLICAÇÃO DA TÉCNICA DE ELETROCOAGULAÇÃO NO
TRATAMENTO DE EFLUENTES DE ABATEDOUROS DE AVES**

Dissertação apresentada à Universidade Federal de Viçosa, como parte das exigências do Programa de Pós-Graduação em Ciência e Tecnologia de Alimentos, para obtenção do título de *Magister Scientiae*.

VIÇOSA
MINAS GERAIS – BRASIL
2014

Ficha catalográfica preparada pela Seção de Catalogação e
Classificação da Biblioteca Central da UFV

T

MSS92a
2014
Mendes Corbett, Maria Paulina, 1989-
Aplicação da técnica de eletrocoagulação no tratamento de
efluentes de abatedouro de aves / Maria Paulina Mendes
Corbett. – Viçosa, MG, 2014.
x, 58f. : il. (algumas color.); 29 cm.

Inclui anexos.

Orientador: Regina Célia Santos Mendonça.

Dissertação (mestrado) - Universidade Federal de Viçosa.

Referências bibliográficas: f.55-58.

1. Águas residuais. 2. Resíduos de animais.
3. Eletrocoagulação. 4. Remoção de DQO. I. Universidade
Federal de Viçosa. Departamento de Tecnologia de Alimentos.
Programa de Pós-graduação em Ciência e Tecnologia de
Alimentos. II. Título.

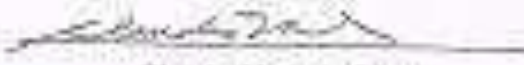
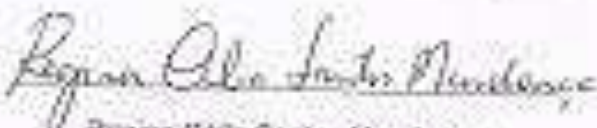
CDD 22. ed. 628.7466

MARIA PAULINA MENDOZA COMBATT

**APLICAÇÃO DA TÉCNICA DE ELETROCOAGULAÇÃO NO
TRATAMENTO DE EFLUENTES DE ABATEDOUROS DE AVES**

Dissertação apresentada à Universidade
Federal de Viçosa, como parte das
exigências do Programa de Pós-
Graduação em Ciência e Tecnologia de
Alimentos, para obtenção do título de
Mestre em Ciências.

APPROVAÇÃO: 27 de Fevereiro de 2014


Gerson de Freitas Silva Valente
Leonardo Bonato Felix
(Coorientador)
Claudio Modesto Silva
(Coorientador)
Regina Célia Santos Mendonça
(Orientadora)

Agradecimentos

Agradeço à professora Regina Mendonça por sua orientação, em particular, pela confiança depositada desde o início.

À Universidade Federal de Viçosa, através do Programa de Pós-graduação em Ciência e Tecnologia de Alimentos, pela oportunidade de cursar o mestrado.

Aos professores Cláudio Mudado, Leonardo Bonato e Gerson Valente que emprestaram seu conhecimento nas diferentes áreas nas quais se desenvolvem para fazer da presente teses um trabalho integral.

Ao professor Rafael Bastos pela sinceridade e ajuda constante.

Ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq) pela concessão da bolsa de mestrado.

Aos estagiários Bruna e Abel que me acompanharam nos trabalhos de laboratório e me apoiaram nos momentos de maior dificuldade.

Ao Marcos, técnico de laboratório que me auxiliou no tratamento das amostras e na execução das análises.

Ao Departamento de Tecnologia de Alimentos (DTA) da UFV por disponibilizar a infraestrutura necessária para a realização da pesquisa.

Aos técnicos (pessoal da serralheria) e administrativos da UFV pelo esmero e interesse constante em fazer seus labores eficientemente e ajudar com o desenvolvimento da presente pesquisa: Marcos, Leticia, Carla, Geralda e Poliana.

Aos companheiros da pós-graduação pelo carinho e alegria, importante fonte de energia para o trabalho: Karina, Larissa e Vivian.

À família Mendoza Soto por ser minha ajuda imediata ante as pequenas e grandes dificuldades, especialmente ao meu irmão pelo apoio no momento que mais precisava.

Ao meu Namorado Manuel pela ajuda incansável, pelo amor, alegria e positivismo transmitido a cada instante.

À minha mãe, por ser meu exemplo de vida. Ao meu pai por me ensinar que com calma e assertividade posso alcançar muito. Aos meus familiares e amigos que me ensinam a ser melhor todos os dias.

Finalmente agradeço a Deus por abençoar-me com as pessoas certas do meu lado e por deixar-me estar aqui.

Obrigada a todos!

Sumário

Lista de Figuras	vi
Lista de Tabelas	viii
Resumo	ix
Abstract	x
1. Introdução	1
2. Objetivos	4
2.1. Objetivo geral	4
2.2. Objetivos Específicos	4
3. Fundamentação teórica	5
3.1. Normatização	7
3.2. Tratamentos Convencionais de Efluentes	8
3.3. Mecanismos de Coagulação	9
3.4. Eletrocoagulação	11
3.4.1. Parâmetros associados à eletrocoagulação	13
3.5. Metodologia de Superfície de resposta (MSR)	15
3.6. Processo de eletrocoagulação aplicado ao tratamento de efluentes da indústria avícola	16
4. Material e Métodos	18
4.1. Coleta, preservação e caracterização de amostras	19
4.2. Avaliação técnica do processo de eletrocoagulação	20
4.2.1. Desenho do reator eletroquímico	20
4.2.2. Planejamento experimental	22
4.2.3. Análise Estatística	23
4.2.4. Validação do modelo	24
4.3. Avaliação do custo operacional do processo de eletrocoagulação	25

5. Resultados e discussão.....	26
5.1. Caracterização do efluente	26
5.2. Avaliação técnica do processo de eletrocoagulação.....	28
5.2.1. Resultados dos ensaios com os eletrodos de Ferro.....	28
5.2.2. Resultados dos ensaios com os eletrodos de Alumínio.....	34
5.2.3. Validação dos modelos encontrados para os eletrodos de Alumínio	43
5.3. Avaliação do custo operacional do processo de eletrocoagulação.....	48
6. Conclusões.....	50
7. Anexos	52
8. Referências bibliográficas	55

Lista de Figuras

Figura 1. Produção anual de frango no brasil. (Fonte: UBABEF (2011)).....	5
Figura 2. Exportações brasileiras de carne em 2011. (Fonte: UBABEF (2011))	6
Figura 3. Exportação mundial de carne de frango. (Fonte: UBABEF (2012)).....	6
Figura 4. Diagrama de solubilidade do alumínio em função da concentração molar do alumínio e pH (T = 25 °C).....	10
Figura 5. Diagrama de solubilidade do ferro em função da concentração molar do ferro e pH (T = 25 °C).	10
Figura 6. Diagrama esquemático de um equipamento de eletrocoagulação de bancada com dois eletrodos. (Fonte: (Mollah et al (2004)).	12
Figura 7. Taxa de corrosão do ferro em função do pH. (Fonte: Moreno-Casillas et al, 2007).	13
Figura 8. Fluxograma com as etapas do estudo.....	18
Figura 9. Diagrama esquemático dos modelos de reator de eletrocoagulação utilizados nos ensaios. (a)ferro, (b) alumínio. (Fonte: adaptada de Cerqueira (2006)).	22
Figura 10. (a) aspecto dos pontos de coleta de efluente; (b) aspecto do efluente bruto.	27
Figura 11. Montagem real do reator com eletrodos de ferro, aspecto do efluente e do material flotado.	28
Figura 12. Gráfico de contorno para a porcentagem de remoção de DQO total por: (a) densidade de corrente em função de pH inicial do efluente (t = 60 min.); (b) tempo de eletrólise em função de pH inicial do efluente (j = 150 A/m ²); (c) tempo de eletrolise em função da densidade de corrente, (pH = 4,0).	30
Figura 13. Gráfico de contorno de remoção de turbidez por densidade de corrente e tempo de eletrólise.	31
Figura 14. Gráfico de contorno do pH final por: (a) densidade de corrente em função de pH inicial do efluente (t = 40 min.); (b) tempo de eletrolise em função de pH inicial do efluente (j = 90 A/m ²); (c) tempo de eletrolise em função da densidade de corrente (pH _i = 5,5.)	32
Figura 15. Montagem do reator e aspecto do efluente e do material flotado para eletrodos de alumínio.	34
Figura 16. Gráfico de contorno para a porcentagem de remoção de DQO total por: (a) densidade de corrente em função de pH inicial do efluente (t = 40 min.); (b)	

tempo de eletrolise em função da densidade de corrente, ($\text{pH} = 3,96$); (c) tempo de eletrólise em função de pH inicial do efluente ($j = 30 \text{ A/m}^2$).....	37
Figura 17. Gráfico de contorno para o pH_f do efluente após processo de eletrocoagulação com eletrodos de alumínio considerando-se o tempo de eletrólise e o pH_i do efluente para uma densidade de corrente fixa ($j = 90 \text{ A/m}^2$).	38
Figura 18. Aspectos das chapas de alumínio após ensaios (a) ânodo depois do ensaio de eletrocoagulação; (b) cátodo depois do ensaio de eletrocoagulação.	39
Figura 19. Comparação do desgaste causado nas placas de alumínio durante os diferentes ensaios (■) e o desgaste teórico estipulado pela lei de Faraday (◆) nas condições dos ensaios.	40
Figura 20. Gráfico de contorno para desgaste de eletrodos (dado por diferença de peso – g) em função do tempo de eletrólise e densidade de corrente.	41
Figura 21. Gráfico de contorno dos dados reais para porcentagem de remoção de turbidez. (a) tempo de eletrólise por densidade de corrente; (b) pH inicial por densidade de corrente.	42
Figura 22. Gráfico comparativo entre resultados de remoção de DQO reais observados e resultados estimados pelo modelo.	44
Figura 23. Relação entre o desgaste de eletrodos quantificado e desgaste dado pelo modelo e pela lei de Faraday.	46
Figura 24. Gráfico comparativo entre resultados de pH final reais e estimados pelo modelo.....	47
Figura 25. Gráfico de contorno do custo por m^3 de efluente tratado em função da remoção de DQO total e turbidez.....	49
Figura 26. Gráfico para os resíduos do modelo ajustado para remoção de DQO total. .	52
Figura 27. Gráfico para os resíduos do modelo ajustado para remoção turbidez.	52
Figura 28. Gráfico para os resíduos do modelo ajustado para pH final.....	53
Figura 29. Gráfico para os resíduos do modelo ajustado para remoção de DQO total. .	53
Figura 30. Gráfico para os resíduos do modelo ajustado para pH final.....	54
Figura 31. Gráfico para os resíduos do modelo ajustado para desgaste de eletrodos...	54

Lista de Tabelas

Tabela 1.	Valores de DQO de abatedouros avícolas.	7
Tabela 2.	Paralelo entre parâmetros exigidos por CONAMA nº 357/2005 e por COPAM/CERH-MG nº1, de 5 de maio de 2008.	8
Tabela 3.	Critérios de preservação, acondicionamento, estocagem e códigos das análises das amostras de efluente com os respectivos equipamentos utilizados.	20
Tabela 4.	Composição dos eletrodos de alumínio.	21
Tabela 5.	Composição dos eletrodos de ferro em porcentagem.	21
Tabela 6.	Variáveis independentes não codificadas	23
Tabela 7.	Ensaio de eletrocoagulação realizados de acordo com o delineamento experimental para cada tipo de eletrodo.	23
Tabela 8.	Caracterização físico-química do efluente segundo análises do LABTRA e do laboratório da empresa.	26
Tabela 9.	Remoção percentual de DQO total e turbidez, além de valores de pH final para ensaios com eletrodos de Fe.	29
Tabela 10.	Análise de variância (ANOVA) para o modelo de pH final, remoção de DQO total e turbidez.	33
Tabela 11.	Ensaio de eletrocoagulação para os eletrodos de alumínio e resposta de remoção média de DQO total, em porcentagem , pH final e desgaste de eletrodos.	35
Tabela 12.	Análise de variância (ANOVA) para o modelo de remoção de DQO total, pH final e desgaste de eletrodos.	41
Tabela 13.	Variáveis de entrada e porcentagem de remoção de DQO real e encontrada pelo modelo.	43
Tabela 14.	Desgaste de eletrodos real e encontrada pelo modelo e a lei de Faraday.	45
Tabela 15.	Dados de pH final real e encontrado pelo modelo.	47
Tabela 16.	Valores de custo de energia elétrica e custo do metal utilizado para a determinação do custo total do tratamento de eletrocoagulação.	48
Tabela 17.	Valores de custo de energia elétrica, custo de desgaste de eletrodos, custo total, remoções de variáveis de interesse e tratamentos utilizados na validação de alumínio.	49

Resumo

MENDOZA COMBATT, María Paulina, M.Sc., Universidade Federal de Viçosa, fevereiro de 2014. **Aplicação da técnica de eletrocoagulação no tratamento de efluentes de abatedouros de aves.** Orientadora: Regina Célia Santos Mendonça. Coorientadores: Leonardo Bonato Felix e Claudio Mudado Silva.

O objetivo geral deste trabalho foi avaliar a aplicação da eletrocoagulação no tratamento de efluentes de abatedouros de aves utilizando as variáveis operacionais: pH inicial do efluente, tempo de eletrólise e densidade de corrente elétrica, para dois tipos de material de eletrodo, ferro e alumínio. Ainda, validar o ponto ótimo encontrado utilizando o material de construção do eletrodo que apresentou melhor resposta. Por último, avaliar o custo referente aos componentes de custo operacional: custo de energia elétrica e custo por desgaste dos eletrodos. Utilizando os gráficos de contorno que representam os modelos ajustados para remoção de DQO total obteve-se que: com o uso de eletrodos de ferro, tempo de eletrólise de 60 minutos, pH inicial de 4,5 e densidade de corrente elétrica de $100 \text{ A}\cdot\text{m}^{-2}$ resultaram reduções na DQO de aproximadamente 89 %; Com o uso de eletrodos de alumínio obteve-se que a 40 minutos de tempo de eletrólise, pH inicial de 4,0 e densidade de corrente elétrica de $30 \text{ A}\cdot\text{m}^{-2}$ apresentaram-se resultados do modelo ajustado com eficiência de remoção de DQO aproximada de 87 %. Na validação feita para o modelo encontrado para os eletrodos de alumínio observou-se uma superestimação do modelo ajustado para remoção de DQO total com um erro relativo médio de 0,568 %. A avaliação do custo do tratamento de efluente de abatedouro de aves por eletrocoagulação usando eletrodos de alumínio mostrou que para remoção de 75 % de DQO, o custo referente ao desgaste do eletrodo e o consumo de energia elétrica foi R\$ 2,5 por metro cúbico.

Abstract

MENDOZA COMBATT, María Paulina, M.Sc., Universidade Federal de Viçosa, February, 2014. **Application of the electrocoagulation in the treatment of wastewater from a poultry slaughterhouse.** Adviser: Regina Célia Santos Mendonça. Co-advisers: Leonardo Bonato Felix and Claudio Mudado Silva.

The present work objectives were to evaluate the application of electrocoagulation in the treatment of wastewater from a poultry slaughterhouse using as operating variables the initial pH, electrolysis time and the electrical current density for two types of electrode material, iron and aluminum. Also were validated the optimal point for electrode which present de better results. Finally study the operating cost: electricity cost and cost of electrode wear. Applying contour plots which represent the adjusted models for reduced chemical oxygen demand was found that for use of iron electrodes with electrolysis time of 60 minutes, initial pH of 4,5 and electrical current density of $100 \text{ A}\cdot\text{m}^{-2}$ resulted in chemical oxygen demand removal of 89 %. And for the use of aluminum electrodes with 40 minutes of electrolysis time, initial pH of 4.0 and electrical current density of $30 \text{ A}\cdot\text{m}^{-2}$ resulted in chemical oxygen demand removal of 87%. In the evaluation of the adjusted model found for the aluminum electrodes was observed an overestimation of total COD removal with mean relative error of 0,568%. Using aluminum electrodes it was found that the cost of treating wastewaters of a poultry slaughterhouse by electrocoagulation was R\$ 2.5 per cubic meter for 75 % of COD removal.

1. Introdução

A produção de carne de frango no Brasil tem apresentado um aumento expressivo desde a década passada. A qualidade do produto e a condição sanitária fizeram da avicultura brasileira uma referência internacional. Este crescimento pode ser evidenciado quando se analisam os dados de produção e exportação mundial de carne de frango referentes ao ano de 2012 apresentados pela União Brasileira de Avicultura (UBABEF 2013). A indústria brasileira de carne de aves concentra-se nas regiões Sul, Sudeste e Centro-Oeste. Em um contexto local, o Estado de Minas Gerais situa-se em sexto lugar como exportador de carne de frango do país e em terceiro como exportador de carne de peru (UBABEF 2013). O aumento das exportações, o consumo interno e a consequente produção de carne de aves, têm sido acompanhados pelo desenvolvimento da tecnologia de abate e a instalação de abatedouros de alta capacidade em diferentes regiões do país. Este aumento da produção de carne de aves acarreta, na mesma proporção, um aumento na quantidade de resíduos gerados pela indústria de abate e processamento do alimento.

Abatedouros de aves geram grandes quantidades de águas residuárias que contêm teores elevados de matéria orgânica biodegradável, material suspenso e coloidal, tais como gorduras e proteínas (BAYRAMOGLU et al, 2006). Tendo em conta as restrições legais para a disposição deste tipo de efluentes, os custos de tratamento, a presença de um consumidor ambientalmente consciente, a busca por alternativas menos impactantes e mais eficientes, o tratamento de águas residuárias tem emergido como

uma grande preocupação não só no processamento de aves, mas também na indústria de carnes em geral (BAYRAMOGLU et al, 2006).

No Brasil, as normas que dispõem sobre as condições e padrões de lançamento de efluentes em corpos receptores são deliberados pela resolução CONAMA nº 357/2005 que é complementada pela resolução CONAMA nº 430/2011. Já em Minas Gerais, a normativa é deliberada pelo COPAM/CERH-MG nº1, de 5 de maio de 2008.

As condições de remoção podem ser alcançadas por diferentes tipos de tratamentos de águas residuárias, sendo os mais comuns as tecnologias físico-químicas e os processos biológicos. Tecnologias físico-químicas como a coagulação/floculação abrangem três estágios na remoção sólido/líquido. Primeiramente o reagente químico é acrescentado na água para desestabilização dos poluentes; o objetivo do segundo passo é atingir a formação de partículas de maior tamanho por meio de uma mistura lenta, que promove a colisão das partículas e sua consequente agregação; o último passo consiste na separação sólido-líquido por sedimentação ou flotação dos flocos formados. No tratamento físico-químico convencional são utilizados no primeiro passo agentes químicos, tais como polímeros, sais de ferro e de alumínio.

Apesar da disponibilidade dos métodos mencionados anteriormente, alternativas de tratamento de efluentes que ofereçam vantagens comparativas em quanto à automatização dos processos e ao custo vêm sendo estudadas, destacando-se a eletrocoagulação (EC) como uma tecnologia promissora no tratamento do efluente de abatedouro de aves (ASSELIN et al, 2008; BAYAR et al, 2011; BAYRAMOGLU et al, 2006; YETILMEZSOY et al, 2009).

No processo de eletrocoagulação, um reator eletroquímico permite a realização dos passos da coagulação convencional disponibilizando o coagulante “in situ”. O reator eletrolítico possui eletrodos de sacrifício, os quais são feitos de metais como alumínio ou ferro, que liberam espécies químicas hidrolisadas que atuarão como coagulante. No momento em que é aplicado um potencial elétrico, o anodo sofre corrosão em decorrência da oxidação e ocorre a solvatação do cátion formado. Consequente, há a formação de espécies hidrolisadas e do hidróxido metálico insolúvel. Ao mesmo tempo, no processo de eletrocoagulação, em decorrência do potencial aplicado, microbolhas de hidrogênio podem ser formadas no cátodo do reator, por meio de reações de

redução. Essas microbolhas promovem a separação das partículas por meio de flotação (CHEN et al, 2004).

Estudos com eletrocoagulação aplicada em efluentes de abatedouros (ASSELIN et al, 2008; BAYAR et al, 2011; BAYRAMOGLU et al, 2006; YETILMEZSOY et al, 2009) baseiam-se no aumento da eficiência de remoção de um determinado poluente, modificando os parâmetros de controle no arranjo, tais como; condutividade elétrica, pH, densidade de corrente, material usado para fazer os eletrodos, distância entre os eletrodos e tempo de eletrólise, de modo a maximizar o desempenho e reduzir o custo de operação do sistema.

A presente pesquisa teve como objetivo avaliar parâmetros de funcionamento do arranjo experimental da técnica eletrolítica em escala de laboratório, como: densidade de corrente, tempo de eletrólise e pH inicial de efluente, para dois tipos de material de eletrodo, ferro e alumínio, na remoção da demanda química de oxigênio total (DQO) do efluente. Uma vez encontrados e validados os parâmetros ótimos de trabalho, avaliou-se o custo referente aos componentes de custo operacional: custo de energia elétrica e custo por desgaste dos eletrodos.

2. Objetivos

2.1. Objetivo geral

O presente trabalho visa estudar o processo de eletrocoagulação no tratamento de efluentes de uma indústria avícola.

2.2. Objetivos Específicos

- Avaliar parâmetros de funcionamento do arranjo experimental da técnica eletrolítica em escala de laboratório, como: densidade de corrente, tempo de eletrólise e pH inicial de efluente, para dois tipos de material de eletrodo, ferro e alumínio, na remoção da demanda química de oxigênio total (DQO) do efluente.
- Validar o ponto ótimo encontrado utilizando o material de construção do eletrodo que apresente melhor resposta.
- Avaliar o custo de energia e de consumo de materiais para o eletrodo de melhor resposta no tratamento de efluente do abatedouro de aves.

3. Fundamentação teórica

No Brasil a produção de carne de frango tem aumentado de modo constante desde o ano 2000, chegando a 13,050 milhões de toneladas de frango produzido no ano de 2011, alcançando um aumento do 6,7 % em relação a 2010. Isto torna o país o 1º exportador de carne de frango no mundo, e o frango o maior produto das exportações brasileiras de carne na atualidade (UBABEF, 2012).

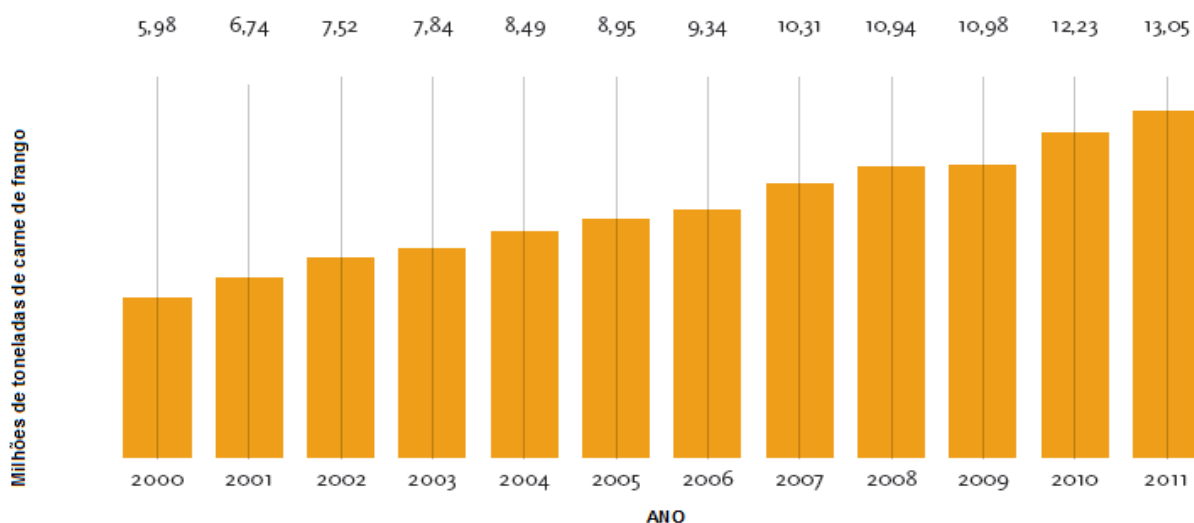


Figura 1 - Produção anual de frango no Brasil. (Fonte: UBABEF (2011))

Para o ano de 2011, do volume total de frango produzido no país, 31 % foi para exportação, ficando para consumo do país 69 % do frango processado. Os dados apresentados pela União Brasileira de Avicultura também mostram que a exportação de frango corresponde a 66,4 % da exportação total de carne do Brasil, como apresentado na Figura 2 (UBABEF, 2011).

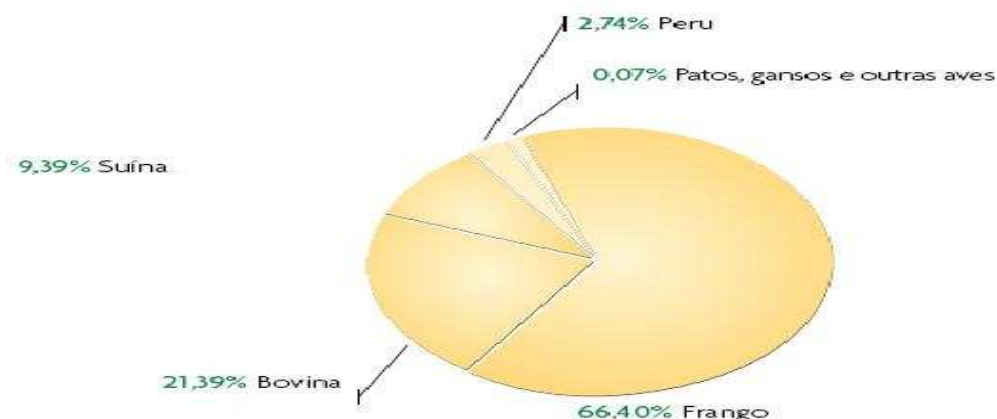


Figura 2 - Exportações brasileiras de carne em 2011. (Fonte: UBABEF (2011))

O Brasil é o primeiro exportador de frango do mundo (Figura 3), posição na qual se encontra desde 2004, superando os Estados Unidos que ocupava o primeiro lugar até então. Isso demonstram a grande importância social e econômica que tem o negócio avícola no País, pois de acordo com dados apresentados por UBABEF (2011) a avicultura emprega mais de 4,5 milhões de pessoas, direta e indiretamente, e responde por quase 1,5 % do Produto Interno Bruto (PIB) nacional.

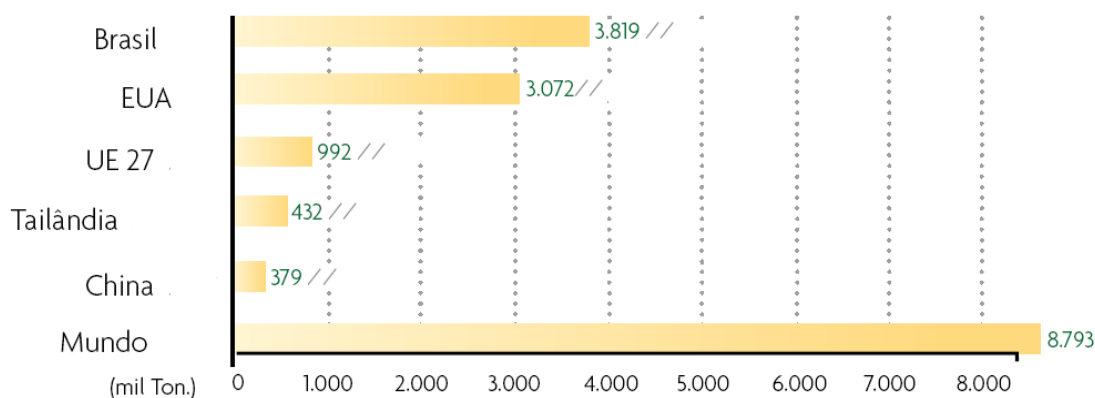


Figura 3 - Exportação mundial de carne de frango. (Fonte: UBABEF (2012))

Para cumprir com as exigências de tamanho mercado interno, como externo, tem-se desenvolvido a tecnologia de abate no país, com a instalação de abatedouros de alta capacidade em diferentes regiões, encontrando a maior concentração da indústria brasileira de carne de aves nas regiões Sul, Sudeste e Centro-Oeste. O aumento das exportações, o consumo interno e a consequente produção de carne de

frango têm sido acompanhados pela instalação de abatedouros de alta capacidade em diferentes regiões. O acréscimo da produção influencia diretamente a quantidade de resíduos gerados no processo de industrialização e o aumento de fontes potencialmente poluidoras como consequência dos grandes volumes de efluentes líquidos provenientes das diferentes atividades da indústria processadora de frango.

3.1. Normatização

Em abatedouros de aves, as águas residuárias são originadas na recepção, sangria, escaldagem, depenagem, remoção de cutículas, evisceração, pré-resfriamento e resfriamento, gotejamento, além de processos de limpeza e sanitização (CETESB, 2003). A quantidade e a qualidade de efluentes produzidos dependem da maneira com que o sangue, penas e miúdos são manipulados e do tipo de equipamentos utilizados em cada uma das etapas. Esses efluentes contêm níveis elevados de compostos orgânicos, expressados comumente como demanda bioquímica de oxigênio (DBO) e demanda química de oxigênio (DQO). O sangue residual, a gordura da pele, os óleos dissolvidos durante a escaldagem para a remoção de penas, o resfriamento por imersão e as fezes, são as principais fontes de matéria orgânica nessas águas residuárias. O sangue, a urina e as fezes são fontes significativas de nitrogênio, especialmente nitrogênio orgânico. O fósforo contido é resultante de fezes, sangue e produtos de limpeza e saneamento (BAYAR et al, 2011). A Tabela 1 abaixo apresenta dados de demanda química de oxigênio (DQO) de efluentes brutos de abatedouros avícolas disponíveis na literatura.

Tabela 1 - Valores de DQO de abatedouros avícolas.

Referências	DQO (mg/L O ₂)
Aguilar et al, 2005	5400
Chavez et al, 2005	7333
Bayramoglu et al, 2006	27500
Dors, 2006	6720
Marques, 2007	4325
De Nardi et al, 2008	6880
Amorim et al, 2008	3102
Matsumura & Mierzwa, 2008	9115
Bayar et al, 2011	2171

No Brasil, a norma que dispõe sobre as condições e padrões de lançamento de efluentes em corpos receptores são deliberados pela resolução CONAMA nº 357/2005 que é complementada pela resolução CONAMA nº 430/2011. Já em Minas Gerais, a normativa é deliberada pelo COPAM/CERH-MG nº1, de 5 de maio de 2008. Na Tabela 2 apresenta-se um paralelo entre alguns parâmetros rotineiros exigidos a nível estadual e nacional concernentes ao tipo de efluente estudado.

Tabela 2 - Paralelo entre parâmetros exigidos por CONAMA nº 357/2005 e por COPAM/CERH-MG nº1, de 5 de maio de 2008.

Parâmetro	Unidade	VMP CONAMA	VMP COPAM/CERH
Temperatura	°C	40	40
pH	Unidade de pH	5,00 a 9,00	6,00 a 9,00
DBO	mg O ₂ /L	Remoção mínima de 60 %	60 ou redução de DBO no mínimo de 75 % e média anual igual ou superior a 85 %.
DQO	mg O ₂ /L	N.E	180 ou redução de DQO no mínimo de 70 % e média anual igual ou superior a 75 %.
Sólidos sedimentáveis	mL/L	1,00	1,00
Sólidos suspensos	mg/L	N.E	100,00
Óleos e graxas	mg/L	20 mg/L de origem mineral e 50 mg/L de óleos vegetais e gorduras animais.	20 mg/L de origem mineral e 50 mg/L de óleos vegetais e gorduras animais.

VMP= valor máximo permitido; N.E= não especifica.

3.2. Tratamentos Convencionais de Efluentes

Os tipos de tratamentos de águas residuárias estão diretamente relacionados ao tipo de efluente, ao controle operacional da atividade e às características da água afluenta utilizada. Desta forma todo efluente industrial é diferente e exige uma avaliação

específica sobre o tipo de tratamento a ser utilizado de modo a cumprir com as exigências legais vigentes para uma dada região. Para este fim, além dos métodos físicos, existem ainda processos de troca iônica, oxidação química, biológicos e adsorptivos. Novas tecnologias também vêm sendo estudadas, entre elas os processos oxidativos avançados (POA's) e as unidades de osmose inversa (CRESPILHO et al, 2004).

O tratamento biológico no Brasil é aplicado, em geral, aos efluentes líquidos de industriais de alimentos, um amplo campo de atuação no qual tem apresentado resultados satisfatórios no cumprimento à legislação. Os tratamentos biológicos aeróbios e anaeróbios têm sido tradicionalmente usados para águas residuárias de abatedouros de aves.

Entre outros processos adotados na indústria estão os tratamentos químicos convencionais de coagulação e floculação, que são caracterizados por métodos físicos de separação de fases: sedimentação, decantação, filtração, centrifugação ou flotação dos resíduos. Exemplo disto é o Tratamento Primário Quimicamente Assistido (Chemically Enhanced Primary Treatment – CEPT), técnica de tratamento de águas residuárias que consiste na adição de produtos químicos com objetivo de intensificar a remoção de sólidos em suspensão, matéria orgânica (DBO, DQO) e nutrientes (principalmente fósforo) em unidades de decantação primária. Os principais coagulantes químicos utilizados no CEPT são os sais de ferro (cloreto férrico, sulfato ferroso e sua mistura), de alumínio e outros óxidos de alumínio, ou polímeros orgânicos. Dentro das desvantagens do uso do CEPT estão o alto custo das substâncias químicas usadas e a elevada produção de lodo (JIAN; AYOUB, 2003; HUANG; LI, 2000). Assim, a disposição do lodo é um fator de grande importância na operação de estações de tratamento de águas residuárias que usam esta técnica.

3.3. Mecanismos de Coagulação

Nos processos convencionais de coagulação é comum a utilização de sais de alumínio ou ferro como coagulante. Quando estes reagentes são adicionados à água residuária, são formadas diferentes espécies provenientes da hidrólise do sal do metal. Os principais parâmetros que definem o tipo de espécie hidrolizada formada são o pH e a concentração do metal (GREGORY; DUAN 2001; CAÑIZARES et al, 2006). Neste

contexto, são formados íons hidroximetálicos monoméricos que podem coexistir com o hidróxido de metal precipitado. No caso do alumínio, o hidróxido precipitado apresenta-se desde a região de pH 6. Por outro lado, o precipitado de hidróxido de ferro apresenta-se a concentrações de ferro mais baixas ao longo de uma ampla gama de pH e isso limita a influência das espécies monoméricas, como pode ser observado nas Figuras 4 e 5 a seguir.

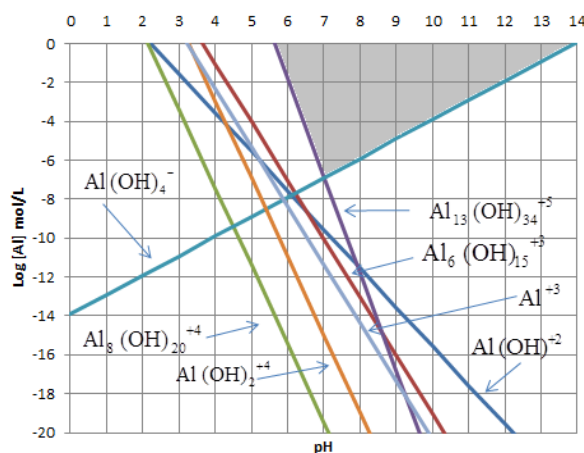


Figura 4 - Diagrama de solubilidade do alumínio em função da concentração molar do alumínio e pH ($T = 25^\circ \text{C}$).

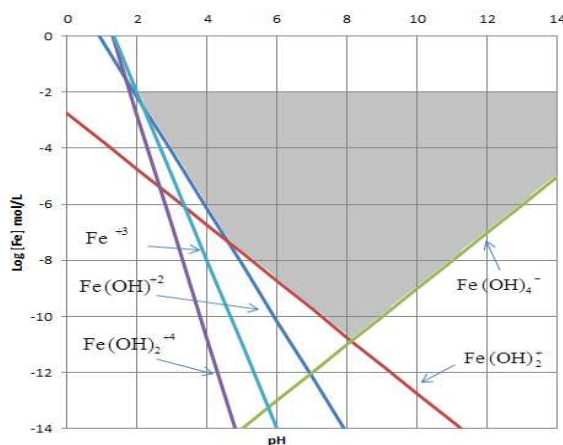


Figura 5 - Diagrama de solubilidade do ferro em função da concentração molar do ferro e pH ($T = 25^\circ \text{C}$).

Além destas espécies monoméricas e dos hidróxidos precipitados, relata-se a formação de polímeros de íons hidroximetálicos. As espécies metálicas da hidrólise podem interagir com diferentes tipos de poluentes, conseguindo sua remoção das águas residuárias. Estes mecanismos de interação estão fortemente relacionados com

as características da espécie formada, e eles podem ser sintetizados por tres vias principais segundo Cañizares et al, (2006):

- ✓ As espécies monoméricas iônicas metálicas podem neutralizar a carga dos poluentes por adsorção sobre as suas superfícies (ou ligando aos seus grupos ionizados).
- ✓ Os poluentes podem ser arrastados pelo hidróxido metálico insolúvel e precipitar, ou podem ser adsorvidos sobre a sua superfície.
- ✓ As espécies de polímeros iônicos metálicos podem se ligar a várias partículas (ou moléculas) de poluente de cada vez.

3.4. Eletrocoagulação

A eletrocoagulação (EC) consiste no processo no qual um reator eletrolítico é o centro das reações de coagulação. Esta tecnologia oferece o coagulante “in situ” por dissolução anódica e produção posterior de hidróxidos de metais como ferro ou alumínio, como foi mostrado anteriormente. A EC também permite a remoção de poluentes por deposição no cátodo ou por flotação devido à geração de gases na reação (CHEN, 2004).

As diferentes relações mostradas na literatura são provenientes do trabalho de Faraday. A relação de proporcionalidade entre a corrente faradaica e a velocidade de reação de eletrólise é:

$$v = \frac{I}{nFA} = \frac{j}{nF}$$

Em que v é a velocidade de oxidação ou redução ($\text{mol} \cdot \text{s}^{-1} \cdot \text{cm}^{-2}$), I a intensidade de corrente elétrica (A), A a superfície ativa do eletrodo (cm^2), j a densidade de corrente ($\text{A} \cdot \text{cm}^{-2}$) e F a constante de Faraday.

No momento em que é aplicado um potencial elétrico, o ânodo sofre corrosão em decorrência da oxidação. Seguidamente ocorre a solvatação do cátion formado e a consequente produção de espécies hidrolisadas e do hidróxido metálico insolúvel. As principais reações com o metal M estão resumidas a seguir (MOLLAH et al, 2004):

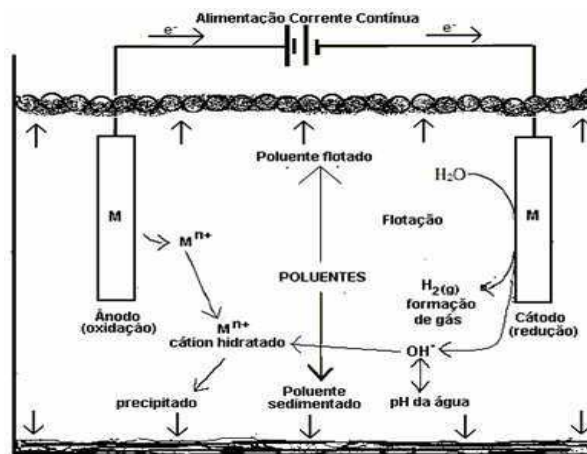
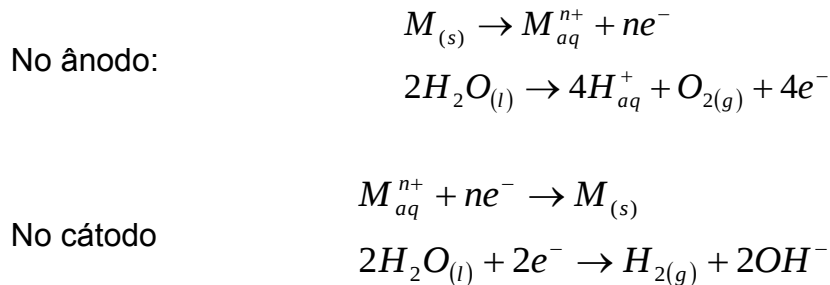


Figura 6 - Diagrama esquemático de um equipamento de eletrocoagulação de bancada com dois eletrodos. (Fonte: MOLLAH et al (2004)).

Como pode ser observado nas reações, microbolhas de hidrogênio são formadas no cátodo por meio da reação de redução. As partículas poluentes são carregadas pelas microbolhas que são geradas no interior do reator. Ao chegar à superfície do reator, a suspensão (flotado) pode ser removida por processos convencionais, tais como raspagem e sucção (CRESPILHO; REZENDE, 2004).

Outro processo químico importante no reator eletrolítico é o referente ao desgaste do eletrodo. A eletrocoagulação é considerada como uma corrosão acelerada, onde a velocidade de oxidação do ânodo vai depender da remoção de $[H^{+}]$ pelo escape das bolhas de H_2 até a superfície. Esta reação de oxidação ocorre mais rapidamente a pH baixo em metais como o ferro tal como pode ser visto na Figura 7 (MORENO-CASILLAS et al, 2007).

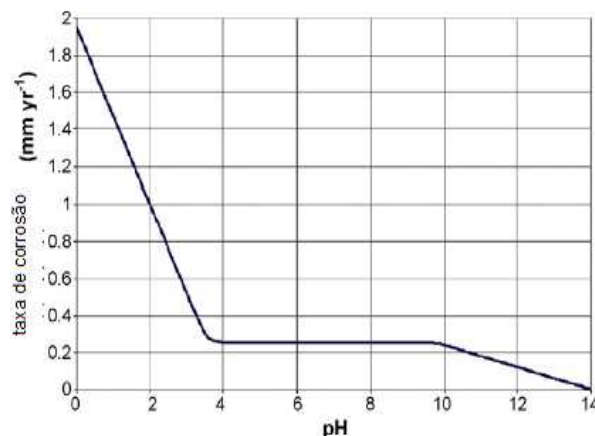


Figura 7 - Taxa de corrosão do ferro em função do pH. (Fonte: MORENO-CASILLAS et al, 2007).

Pode-se dizer que os mecanismos de coagulação usando eletrodos de ferro e alumínio, são similares aos usados na coagulação convencional com sais desses mesmos metais, já que são observados os mesmos agentes coagulantes, atuando sobre os contaminantes das águas. Deve-se ter em conta que a verdadeira diferença entre a coagulação com sais metálicos e a eletrocoagulação é o controle que se pode ter sobre o arranjo e consequentemente o mecanismo de coagulação que possa ser favorecido, uma vez otimizados os parâmetros adotados no processo.

3.4.1. Parâmetros associados à eletrocoagulação

A eletrocoagulação é uma técnica complexa e o sucesso desta tecnologia depende de variáveis importantes relacionadas à natureza do efluente e a configuração do reator eletrolítico, como:

a) Parâmetros físicos e químicos associados à natureza do efluente

EFEITO DO pH: O pH do efluente na eletrocoagulação está relacionado com a eficiência da corrente e a solubilidade de hidróxidos metálicos. A potência consumida é mais alta em pH neutro devido à variação da condutividade.

CONDUTIVIDADE: a capacidade de conduzir corrente elétrica é diretamente proporcional à quantidade de íons condutores presentes no líquido. Evidencia-se, então que quanto maior for a concentração desses íons no efluente, maior será sua capacidade de condução de corrente elétrica e maior será a possibilidade de ocorrência de reações entre as substâncias presentes no efluente, mostrando-se, assim, um fator

positivo que possibilita a redução do consumo energético na eletrocoagulação (CERQUEIRA, 2006). Para a utilização de tecnologias eletrolíticas é necessário economizar energia e esta condição pode ser possível sob valores altos de condutividade do efluente (BAYAR et al, 2011).

QUALIDADE DO EFLUENTE: A quantidade e a qualidade de efluentes produzidos nos abatedouros de aves dependem da maneira com que o sangue, penas e miúdos são manipulados, do tipo de equipamentos utilizados em cada uma das etapas e da qualidade da água utilizada no processamento do animal. As análises rotineiras feitas comumente para caracterizar águas residuárias são as seguintes: sólidos totais (fixos e voláteis), sólidos em suspensão (fixos e voláteis), sólidos dissolvidos (fixos e voláteis), sólidos sedimentáveis, demanda química de oxigênio (DQO), Demanda Bioquímica de oxigênio (DBO), óleos e graxas, pH, turbidez, condutividade e temperatura.

b) Parâmetros associados ao reator de eletrocoagulação

MATERIAL DO ELETRODO: o tipo de material selecionado para construção dos eletrodos vai depender das características físico-químicas do efluente, das exigências de remoção desejadas para o processo, entre outros requisitos. O alumínio e o ferro são os materiais mais frequentemente utilizados para eletrodos na técnica de eletrocoagulação. Podem ser usados separados ou juntos formando eletrodos mistos se isto oferecer vantagens. Critérios para a seleção de materiais de eletrodo são apresentados por Ghernaout et al, (2011) :

- O material deve ser oxidado eletroliticamente e se dissolver na água.
- O hidróxido de metal deve ter um baixo valor de constante de solubilidade K_{so} , premissa válida para a alta utilização do metal e, conseqüentemente, a minimização de sua concentração residual na solução. O valor de K_{so} para os hidróxidos de alumínio e ferro são: $Al(OH)_3$, 5×10^{-33} ; $Fe(OH)_2$, 1.8×10^{-15} ; $Fe(OH)_3$, 6×10^{-38} .
- Alta condutividade elétrica é uma propriedade desejável do metal para reduzir a perda de energia em forma de calor. Condutividades elétricas

para alumínio e ferro a 273 K são 4.14×10^{-7} e 1.17×10^{-7} (S/m) respectivamente.

- O metal deve ser barato e disponível.
- O metal e as espécies formadas a partir do metal não devem ser tóxicos.

TEMPO DE TRATAMENTO: é o tempo no qual o efluente ou solução eletrolítica é submetido a uma intensidade de corrente entre os eletrodos imersos.

VELOCIDADE DE MISTURA: são as rotações (rpm) exercidas por um misturador dentro do reator eletrolítico. A principal função da agitação é transferir eficientemente o coagulante que é formado pelos eletrodos. Se o coagulante não é disperso no reator de forma eficiente, o conteúdo do reator não será homogêneo. A velocidade de mistura também pode influenciar na homogeneização das variáveis do sistema, como temperatura e pH. Contudo, altas velocidades de mistura podem destruir os flocos formados no reator e tornar difícil sua remoção (BAYAR et al, 2011).

DISTANCIA ENTRE ELETRODOS: quanto maior a distância entre os eletrodos, maior deverá ser a diferença de potencial aplicada, pois a solução possui resistividade à passagem de corrente elétrica. Assim, de acordo com as características dos efluentes, a distância entre os eletrodos pode variar para melhorar a eficiência do processo.

3.5. Metodología de Superfície de resposta (MSR)

A MSR trata-se de um conjunto de técnicas matemáticas e estatísticas úteis para o desenvolvimento e melhoria do processo em que a resposta de interesse é influenciada por diversas variáveis e o objetivo é a otimização dessa resposta. A MSR define o efeito das variáveis independentes e suas interações sobre a variável de resposta por meio de um modelo matemático que descreve o processo, a perspectiva gráfica do modelo leva o nome de superfície de resposta.

É possível separar um estudo de otimização usando MSR em três etapas. A primeira fase é o trabalho preliminar em que é realizada a determinação dos parâmetros independentes, e os seus níveis. A segunda etapa é a seleção do delineamento experimental e a previsão e verificação da equação do modelo. A última é a obtenção

dos gráficos de superfície e de contorno de resposta como uma função dos parâmetros independentes e determinação de pontos ótimos. (BAS; BOYACI, 2007).

Uma vez determinados os parâmetros ou variáveis independentes e seus respectivos níveis, segue a seleção do delineamento experimental. Um delineamento que está sendo muito usado atualmente é o Box Behnken, por ser um delineamento econômico que precisa de poucos pontos no seu desenho comparando-o com o desenho composto central para o mesmo número de fatores. O delineamento Box Behnken pode ser útil quando existem estudos prévios sobre os níveis dos fatores de interesse, pois o desenho exige trabalhar numa faixa segura de experimentação.

3.6. Processo de eletrocoagulação aplicado ao tratamento de efluentes da indústria avícola

Asselin et al. (2008) utilizaram a técnica de eletrocoagulação com diferentes tipos de arranjos do eletrodo, em escala piloto, como tratamento para remoção de poluentes dos efluentes de abatedouros de aves antes de sua descarga no esgoto urbano. O melhor desempenho obtido utilizando o sistema de eletrodos monopolar foi operando a uma intensidade de corrente de 2 A (50 A.m^{-2}) durante 90 min de tratamento e pH inicial de 6,3. Ele obteve remoção de 85 % e 86 % de DQO solúvel para ferro e alumínio respectivamente. Nas condições ótimas apresentadas acima e considerando consumo de reagentes químicos, consumo de energia e disposição do lodo, o custo total do tratamento foi de 1,3 e 1,9 US \$/m³, usando ferro e alumínio, respectivamente.

Bayramoglu et al. (2006) pesquisaram os efeitos na montagem da cela eletrolítica, em arranjo monopolar, com o objetivo de avaliar o desempenho técnico e econômico da tecnologia sobre os efluentes de abatedouros de aves. As condições ótimas encontradas usando eletrodo de alumínio foram: pH de 3, densidade de corrente de 150 A.m^{-2} , aplicada durante 25 minutos de retenção. Eles obtiveram uma remoção de DQO de 93 % com um custo de tratamento de 0,3 - 0,4 US \$/m³, atendendo com dito custo parâmetros de depreciação, manutenção, custo energético, disposição e transporte do lodo e materiais e químicos utilizados. Além disso, encontraram que o eletrodo de ferro é preferível para remoção de óleos e gorduras ao eletrodo de alumínio, o qual é melhor para remoção da DQO, o que também é favorecido pelo uso de altas densidades de corrente.

Bayar et al. (2011) estudaram os efeitos da densidade de corrente, o pH e a velocidade de agitação no tratamento de águas residuárias de abatedouros de aves, utilizando a eletrocoagulação em um arranjo monopolar, tendo o alumínio como material do eletrodo. Utilizando uma velocidade de mistura de 150 rpm, pH inicial de 3 e densidade de corrente de 1 mA/cm^2 (10 A.m^{-2}) foi possível a redução de 86 % de DQO em 30 minutos .

Yetilmezsoy et al. (2009) testou a técnica da EC otimizada, como pós-tratamento a um reator UASB, para avaliar a eficiência de remoção de cor e de DQO de águas residuárias proveniente de um abatedouro de aves. Foram utilizados eletrodos de Al e de Fe, onde o primeiro apresentou resultados mais efetivos a um pH inicial de 5, densidade de corrente de 150 A.m^{-2} e tempo de eletrólise de 20 minutos. Os resultados do conjunto eletrocoagulação após o reator UASB apresentam remoções de DQO de 90 % e de cor de 92 %.

Os dados disponíveis na literatura mostram a influência dos parâmetros associados ao tratamento de efluente líquido de abatedouro de aves na eficiência da remoção da matéria orgânica, a traves da análise de DQO. Porém para o tipo de efluente industrial estudado não se tem chegado a um consenso entre as variáveis de projeto estudadas (pH inicial, tempo de eletrólise e densidade de corrente) que determinam a solubilidade das espécies coagulantes presentes no meio.

4. Material e Métodos

Para conhecer os pontos de ótimos funcionamento da eletrocoagulação, para dois tipos de materiais de eletrodos (Ferro e Alumínio), recorreu-se ao esquema resumido na Figura 8 e descrito passo por passo nos itens seguintes.

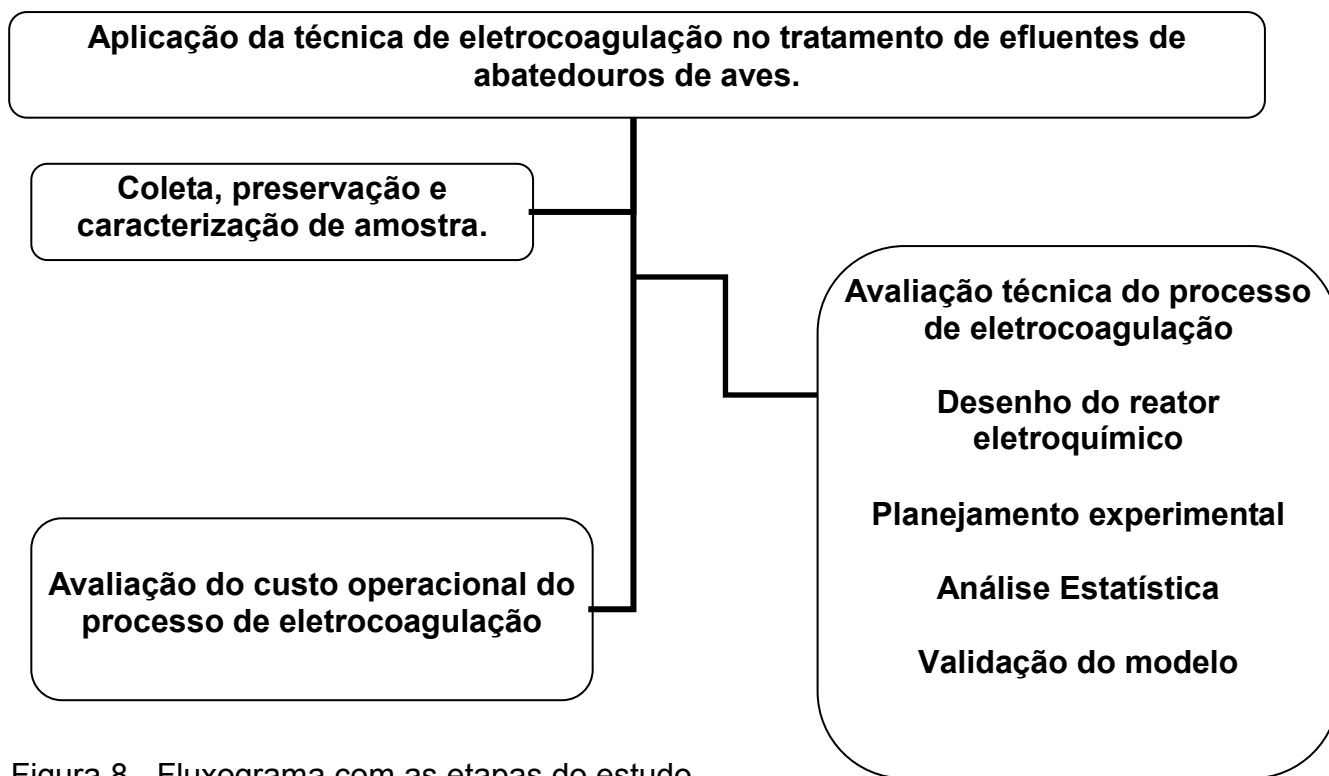


Figura 8 - Fluxograma com as etapas do estudo.

4.1. Coleta, preservação e caracterização de amostras

As amostras do efluente utilizadas nesta pesquisa foram coletadas na unidade de abate de aves, localizada na cidade de Visconde do Rio Branco - MG. As amostras foram coletadas usando a metodologia de amostragem composta, em recipientes de polietileno, e levadas para o Laboratório de Tratamento de Resíduos de Agroindústrias (LABTRA) do Departamento de Tecnologia de Alimentos para caracterização e realização dos experimentos de eletrocoagulação.

Após a coleta de amostras, o efluente bruto foi homogeneizado e analisado para determinação dos parâmetros: sólidos totais (fixos e voláteis), sólidos em suspensão (fixos e voláteis), sólidos dissolvidos (fixos e voláteis), sólidos sedimentáveis, demanda química de oxigênio (DQO), pH, turbidez, condutividade, alcalinidade e acidez, de acordo com os métodos citados na Tabela 3. As metodologias de análises foram desenvolvidas de acordo com os procedimentos descritos no Standard Methods for Water and Wastewater Analyses, e realizadas em triplicata.

Tabela 3 - Critérios de preservação, acondicionamento, estocagem e códigos das análises das amostras de efluente com os respectivos equipamentos utilizados.

Parâmetro	Volume mínimo (mL)	Forma de preservação	Tempo de armazenamento	Código da análise disponível no Standard Methods	Equipamentos utilizados para análises	Modelo dos equipamentos
Acidez	200	refrigeração	24 h/ 14 d	2310B	Vidriária do LABTRA	
Alcalinidade	200	refrigeração	24 h/ 14 d	2320B		
DBO	1000	refrigeração	6 h/ 48 h	5210B		
DQO total	100	H ₂ SO ₄ até pH<2 e refrigeração	7 d/ 28 d	5220D	Bloco digestor marca MACONI® Espectrofotômetro marca GBC®	DRY BLOCK MA 4004 UV/VIS 911A
DQO solúvel	100	H ₂ SO ₄ até pH<2 e refrigeração	7 d/ 28 d	Filtração com membrana de 0,45 µm e depois método 5220D	Bloco digestor marca MACONI® Espectrofotômetro marca GBC®	DRY BLOCK MA 4004 UV/VIS 911A
Condutividade	500	refrigeração	28 d	2510 B	Condutímetro marca TECNAL	TEC 4MP
pH	30	Imediatamente	2 h	Método potenciométrico	Aparelho digital marca DIGIMED®	DMPH-2
Sólidos	200	refrigeração	7 d	2540A, B, C, D, E	Vidriária do LABTRA	
Sólidos sedimentáveis	1000	refrigeração	24 h/ 48 h	2540F		
Turbidez	50	refrigeração	24 h/ 48 h	2130B	Turbidímetro marca TECNIPON®	TB 1000

Refrigerar = estocar a 4 °C ao abrigo da luz.

4.2. Avaliação técnica do processo de eletrocoagulação

4.2.1. Desenho do reator eletroquímico

Os ensaios de eletrocoagulação foram realizados baseado no desenho de Valente et al. (2012), usando um reator em batelada construído em vidro e eletrodos em ferro e Alumínio conforme esquema mostrado na Figura 10. Nas Tabelas 4 e 5 encontram-se a composição dos eletrodos de alumínio e ferro utilizados na pesquisa. A chapa de alumínio fornecida foi liga 1200.

Tabela 4 - Composição dos eletrodos de alumínio.

LIMITES DE COMPOSIÇÃO QUÍMICA (%)												
Liga	Si	Fe	Cu	Mn	Mg	Cr	Ni	Zn	Ti	Outros		Alumínio (Mínimo)
										Cada	Total	
1050	0,25	0,40	0,05	0,05	0,05	-	-	0,05	0,03	0,03	-	99,50
1070	0,20	0,25	0,04	0,03	0,03	-	-	0,04	0,03	0,03	-	99,70
1100	0,95 (Si+Fe)		0,05 - 0,20	0,05	-	-	-	0,10	-	0,05	0,15	99,00
1145	0,55 (Si+Fe)		0,05	0,05	0,05	-	-	0,05	0,03	0,03	-	99,45
1200	1,00 (Si+Fe)		0,05	0,05	-	-	-	0,10	0,05	0,05	0,15	99,00
1235	0,65 (Si+Fe)		0,05	0,05	0,05	-	-	0,10	0,06	0,03	-	99,35
1350	0,10	0,40	0,05	0,01	-	0,01	-	0,05	-	0,03	0,10	99,50
3003	0,60	0,70	0,05 - 0,20	1,0 - 1,5	-	-	-	0,10	-	0,05	0,15	Restante
3004	0,30	0,70	0,25	1,0 - 1,5	0,8 - 1,3	-	-	0,25	-	0,05	0,15	Restante
3104	0,60	0,80	0,05 - 0,25	0,8 - 1,4	0,8 - 1,3	-	-	0,25	0,10	0,05	0,15	Restante
3105	0,60	0,70	0,30	0,3-0,8	0,2-0,8	0,20	-	0,40	0,10	0,05	0,15	Restante
5005	0,30	0,70	0,20	0,20	0,5 - 1,1	0,10	-	0,25	-	0,05	0,15	Restante
5052	0,25	0,40	0,10	0,10	2,2 - 2,8	0,15 - 0,35	-	0,25	-	0,05	0,15	Restante
8006	0,40	1,0 - 2,0	0,30	0,30 - 1,0	0,10	-	-	0,10	-	0,05	0,15	Restante
8011	0,5 - 0,9	0,6 - 1,0	0,10	0,20	0,05	0,05	-	0,10	-	0,05	0,15	Restante

NOTAS:
1) Quando não se mencionam uma faixa, a porcentagem indicada é a máxima.
2) Quando não está indicado o valor (-) considerar como outros.

(Fonte: Manual Técnico BELMETAL).

Tabela 5 - Composição dos eletrodos de ferro em porcentagem.

C	Si	Mn	P	S	Al	Cu	Ni
0,06	0,077	0,344	0,017	0,0065	0,03	0,006	0,005
Cr	Nb	N	Sn	As	B	Fe	
0,017	0,0001	0,0032	0,001	0,0014	0,0002	99,4545	

(Fonte: Manual Técnico MULTIFER).

Os eletrodos foram construídos com oito placas (130 x 150 x 1,5 mm), com área superficial de contato com o efluente de 0,052 m², mantendo-se uma relação entre a área do eletrodo e o volume de efluente de 26 m².m⁻³ em cada ensaio, com um volume útil de aproximadamente 2 L. Espaçadores de teflon permitiram o ajuste da distância entre as placas dos eletrodos a 1,4 cm. Foi mantida uma conexão elétrica em paralelo do tipo monopolar, entre os eletrodos, para a aplicação de corrente contínua. A intensidade de corrente era aplicada por meio de uma fonte de alimentação de corrente controlada. A temperatura do efluente no momento de condução dos ensaios de eletrocoagulação foi mantida em 25 °C, próximo à temperatura média anual do local.

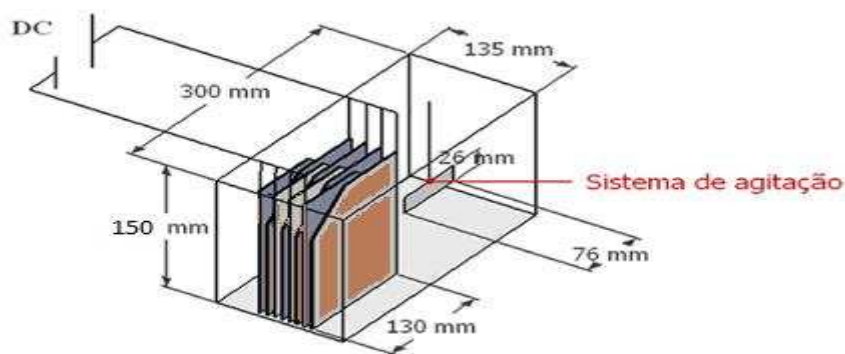


Figura 9 - Diagrama esquemático dos modelos de reator de eletrocoagulação utilizados para ambos eletrodos (Ferro/Alumínio). (Fonte: adaptada de Valente (2012)).

O pH da amostra foi ajustado às condições estipuladas no planejamento experimental, utilizando NaOH ($1 \text{ mol}\cdot\text{L}^{-1}$) ou H_2SO_4 ($0,05 \text{ mol}\cdot\text{L}^{-1}$) segundo o caso. Durante todo o tempo de aplicação da corrente elétrica o líquido era mantido sob agitação (50 rpm) para garantir o contato de toda massa líquida com os eletrodos. Cessada a aplicação da corrente, desligava-se a agitação, e após 20 minutos, o tempo necessário para a separação das fases por flotação, coletava-se uma amostra na profundidade média do reator para as análises de caracterização do efluente.

4.2.2. Planejamento experimental

A primeira etapa teve como intuito estabelecer dois modelos, um para o eletrodo de ferro e um para o eletrodo de alumínio, que pudessem prever condições ótimas de trabalho levando em conta os fatores quantitativos estudados para seleção do eletrodo ideal para o processo de eletrocoagulação deste tipo de efluente. Utilizou-se o delineamento experimental Box-Behnken em que são planejados tratamentos oriundos de experimentos com três fatores de interesse, combinados em níveis codificados pelos pontos da parte cúbica (± 1) com os níveis do ponto central (0), cujos ensaios são geralmente repetidos no último ponto.

Foram estudadas as variáveis e níveis: pH inicial (4, 5,5 e 7), densidade de corrente (30, 90 e 150) e tempo de eletrólise (20, 40 e 60) conforme mostrado na Tabela 6. Avaliou-se em separado dois materiais para construção dos eletrodos - Ferro e Alumínio. Foram planejados, para cada tipo de eletrodo, 12 combinações entre os níveis dos três fatores de interesse e cinco repetições referentes à combinação no ponto central para estimativa da variância experimental, totalizando 17 ensaios experimentais (Tabela 7).

Tabela 6 - Variáveis independentes não codificadas

Variável	-1	0	1
pH	4	5,5	7,0
Densidade de corrente	30	90	150
Tempo de eletrólise	20	40	60

Tabela 7 - Ensaios de eletrocoagulação realizados de acordo com o delineamento experimental para cada tipo de eletrodo.

Ensaio	Variáveis		
	Densidade de corrente (A.m⁻²)	Tempo de eletrólise (min)	pH inicial
1	150	20	5,5
2	30	40	7
3	150	60	5,5
4	30	60	5,5
5	90	40	5,5
6	150	40	4
7	90	20	7
8	90	40	5,5
9	90	40	5,5
10	150	40	7
11	90	40	5,5
12	30	40	4
13	90	60	4
14	90	40	5,5
15	90	20	4
16	30	20	5,5
17	90	60	7

4.2.3 Análise Estatística

O programa MINITAB® 16 (Minitab Inc., USA) foi utilizado na construção do modelo estatístico. A forma da equação polinomial quadrática, foi usada para expressar a resposta em função das variáveis independentes:

$$Y = b_0 + \sum b_i X_i + \sum b_{ii} X_i^2 + \sum b_{ij} X_i X_j$$

em que, Y representa a variável dependente a ser modelada; b_0 , b_i , b_j , e b_{ij} representam os coeficientes do modelo; e X_i e X_j representam as variáveis independentes. Gráficos de contorno foram desenhados para ilustrar os efeitos das variáveis independentes sobre a dependente (redução de DQO). Análises de variância foram efetuadas para a variável resposta em que p valores indicam os termos significativos do modelo, em nível de significância de 5 %. Foram realizadas análises em triplicata de DQO, turbidez e pH após cada ensaio de eletrocoagulação para avaliar a eficiência de remoção dos poluentes de interesse

A verificação de conformidade da análise estatística para obtenção dos modelos foi feita usando ferramentas gráficas para constatação das pressuposições desta análise, para os resíduos, sendo avaliada a distribuição normal dos resíduos (gráfico de probabilidade normal), a homogeneidade de variâncias (resíduos *versus* dados ajustados) e a independência dos resíduos (resíduos *versus* a ordem da observação). Uma vez encontrados os modelos, foram definidos parâmetros ótimos dentro das faixas de interesse, para isto, foi utilizado um artifício matemático e os gráficos de contorno (BAS; BOYACI, 2007), o que permitiu passar à segunda etapa do experimento.

4.2.4 Validação do modelo

Na segunda etapa do delineamento experimental, após a seleção do material de construção do eletrodo que mostrou melhor resultado para os parâmetros desejados, foi feita a validação dos dados estimados pelo modelo com dados obtidos na experimentação. Para isso, foram ajustados os parâmetros de projeto estudados no ponto, e/ou faixa, ótima encontrada na análise de superfície de resposta. As amostras de efluentes do abatedouro, para esta nova etapa de análise, foram coletadas em dias diferentes e em diferentes pontos na estação de tratamento de efluentes da Empresa. Isto garantiu que a composição físico-química do efluente variasse. A comparação dos resultados de remoção de DQO real encontrada com a remoção de DQO teórica, determinada pelo melhor modelo, foi validada usando uma ferramenta para comparação visual. Para isto foi desenhada uma linha de 45° desde o eixo zero dos gráficos comparativos, a qual indicaria o ajuste perfeito. Se $y_{\text{observado}} = y_{\text{estimado}}$; os pontos se situariam exatamente sobre a reta de 45° e, ter-se-ia o ajuste perfeito do

modelo. De igual forma, se os pontos estiverem afastados da linha, isto significa que o modelo não é satisfatório. Para a validação do modelo também foi estimado o erro relativo e o coeficiente de determinação (R^2).

4.3. Avaliação do custo operacional do processo de eletrocoagulação

Para avaliação do custo operacional foram considerados os parâmetros: custo do material (construção do eletrodo) e custos de serviços públicos (energia elétrica).

Para avaliação do desgaste do eletrodo, no início de cada ensaio os eletrodos foram pesados. Ao final, os eletrodos foram limpos com detergente neutro, lavados com acetona para remover possíveis lipídeos aderidos à superfície e outras impurezas foram removidas pela imersão em solução de ácido clorídrico. Finalmente os eletrodos foram levados à estufa a 105 ± 2 °C e seu peso foi determinado (BAYRAMOGLU et al, 2004).

O consumo de energia elétrica (P) do reator durante a eletrólise foi quantificado pela aplicação da Lei de Ohm segundo equação (1), onde:

$$P = V * i \quad \text{Equação (1)}$$

Tensão aplicada (V em volts) multiplicada pela corrente (i em amperes) é igual à potência consumida (P em W ou KW) no reator.

5. Resultados e discussão

5.1. Caracterização do efluente

A Tabela 8 mostra a variação das características físicas e químicas do efluente coletado e um paralelo com os resultados de algumas análises feitas pela empresa na entrada da ETE. O tipo de amostragem feita, amostragem composta, foi adotado para padronização da amostra tendo em vista que as operações na fábrica variam ao longo de cada turno de trabalho. As amostras foram coletadas no período das 8:00 até 11:00 da manhã, quando existe pico de produção na Empresa. As amostras foram coletadas em condições ambientais ensolaradas nos meses de setembro de 2013 até fevereiro de 2014.

Tabela 8 - Caracterização físico-química do efluente segundo análises do LABTRA.

Parâmetro Analisado	Media Aritmética
pH	7,05
Condutividade (mS.cm^{-1})	1,43
Turbidez (UNT)	810
Acidez ($\text{mg.L}^{-1} \text{CaCO}_3$)	1,04
Alcalinidade ($\text{mg.L}^{-1} \text{CaCO}_3$)	8,86
DQO ($\text{mg.L}^{-1} \text{O}_2$)	3899
Sólidos e suas frações (mg.L^{-1})	
Sólidos totais (ST1)	2219,15
Sólidos totais voláteis (STV)	1993,5
Sólidos totais fixos (STF)	456,5
Sólidos dissolvidos (SDT)	732,5
Sólidos suspensos (SST)	1481
Sólidos sedimentáveis (mL.L^{-1})	4,44

Embora as amostras do efluente coletado tivessem qualidade físico-química diferente conforme dados da Tabela 8, o aspecto visual final apresentava-se conforme mostrado na Figura 10. As amostras coletadas foram estocadas por não mais de oito dias, neste intervalo as amostras eram totalmente processadas. Todas as amostras foram preservadas segundo os critérios descritos na Tabela 3.

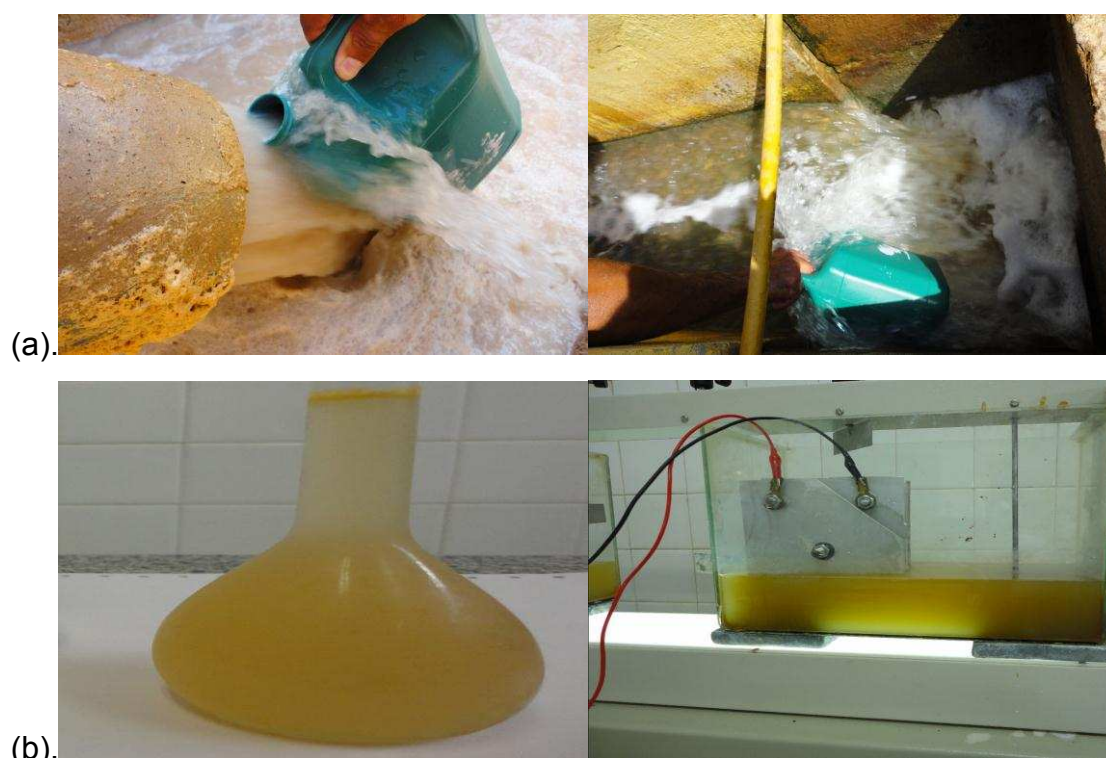


Figura 10 - (a) Aspecto dos pontos de coleta de efluente; (b) Aspecto do efluente bruto.

A variação na composição físico-química do efluente bruto acontece em virtude das diferentes atividades em cada setor da fábrica ao longo de cada turno de jornada bem como dos procedimentos de limpeza que ocorrem em horários específicos. Considerando a variável de principal interesse - DQO total, tem-se que os resultados da análise feita no efluente bruto tanto pela Empresa como pelo LABTRA estão dentro de intervalos descritos na literatura (ASSELIN et al, 2008, BAYAR et al, 2011; AMORIN et al, 2008).

5.2. Avaliação técnica do processo de eletrocoagulação

5.2.1. Resultados dos ensaios com os eletrodos de Ferro

Nos ensaios com eletrodos de ferro, o fenômeno de flotação predominou na remoção sólido-líquido em todos os tratamentos. Os flocos apresentaram-se estáveis (firmes, coesos) e permaneceram na superfície até o momento da coleta de amostra. A aparência visual do efluente tratado com eletrodos de ferro variou pouco após cada ensaio, apresentando-se coloração verde em virtude da presença de $\text{Fe}(\text{OH})_2$, como pode ser visto na Figura 11. Estes resultados também foram observados por Valente et al. (2012). A presença de ferro interferindo na coloração do efluente pode ser um fator limitante no tratamento por eletrocoagulação. A resolução CONAMA nº 430/2011 estabelece concentração máxima de ferro dissolvido em 15 mg/L e um pH final do efluente entre 6,0 e 9,0.



Figura 11 - Montagem real do reator com eletrodos de ferro, aspecto do efluente e do material flotado.

Os resultados dos ensaios expressos como porcentagem de remoção, estão na Tabela 9, pode-se observar que o valor máximo de remoção de DQO foi 88 % e o valor mínimo 41,33 %. Para a turbidez observa-se remoção máxima de 95,5 % e remoção mínima 44,89 %. Na mesma Tabela são apresentados os valores de pH final para cada um dos tratamentos. Os modelos estatísticos ajustados para remoção de DQO total, turbidez e pH final em função das variáveis independentes estudadas, considerando um

intervalo de confiança de 95 % ($p < 0,05$) são dados pelas equações 2, 3 e 4, respectivamente.

$$Z = -58,4636 + 28,7115pH + 0,8465j - 0,5816t + 0,0395t^2 - 0,1203pH \cdot j - 0,4419pH \cdot t \quad \text{equação (2)}$$

$$Y = 16,8686 + 0,9666j + 0,9771t - 0,0027j^2 - 0,0080j \cdot t \quad \text{equação (3)}$$

$$pH_f = 1,41 + 0,0225j + 0,0227t + 0,849pH_i \quad \text{equação (4)}$$

em que, Z é a porcentagem de remoção de DQO; Y é a porcentagem de remoção de turbidez; pH_f é o pH final do efluente tratado; t é o tempo de eletrólise (min); pH é o pH inicial; e j é a densidade de corrente elétrica ($A.m^{-2}$).

Tabela 9 – Remoção percentual de DQO total e turbidez, além de valores de pH final para ensaios com eletrodos de Fe.

Ordem de corrida	pH inicial (pH)	Densidade de corrente (j) ($A.m^{-2}$)	Tempo de eletrólise (t) (min)	Remoção turbidez (%)	Remoção DQO (%)	pH _F
1	5,51	150	20	89	85	9,85
2	7,09	30	40	92	60	9,10
3	5,53	150	60	91	85	11,04
4	5,51	30	60	84	77	7,95
5	5,53	90	40	94	55	9,48
6	4,06	150	40	93	88	9,72
7	7,00	90	20	93	88	9,79
8	5,58	90	40	93	45	9,05
9	5,48	90	40	95	69	8,94
10	7,08	150	40	92	63	11,56
11	5,54	90	40	91	48	8,70
12	4,03	30	40	69	41	7,22
13	4,02	90	60	88	84	7,33
14	5,52	90	40	92	57	9,36
15	4,02	90	20	87	57	6,79
16	5,54	30	20	44	56	7,08
17	7,04	90	60	91	62	10,85

Na Figura 12 são mostrados os gráficos de contorno que representam a equação (2) considerando as variáveis independentes em função da variável de resposta DQO total. Os gráficos de contorno foram construídos em função de dois fatores controláveis,

fixando-se o terceiro no nível de interesse. Na Figura 12 (a) observa-se uma maior remoção de DQO na medida em que existe um aumento da densidade de corrente e uma diminuição do pH inicial do efluente. Nesta figura observam-se porcentagens de remoção acima de 80 % quando existe a predominância de pH baixos (≤ 5) e densidades de correntes superiores a 75 A.m^{-2} . Na Figura 12 (b) observa-se um pequeno intervalo no qual os valores de tempo de eletrólise favorecem uma alta remoção da DQO total. Observa-se que só para tempos de eletrólise acima de 40 minutos existem remoções de DQO entre 80 - 90 %, quando é fixado o pH em valores abaixo de 5,0. A Figura 12 (c) ratifica a necessidade de valores altos de densidade de corrente (acima de 100 A.m^{-2}) e de tempo de eletrólise (60 minutos) para garantir remoções de DQO entre 75 e 90 %. Estes resultados obtidos para a variável de resposta DQO total estão de acordo com os relatados por Bayramoglu et al. (2006) com eletrodos de ferro. Os autores encontraram eficiências de remoção de 93 % de DQO total mantendo pH baixos (2 - 3), densidades de corrente de 150 A.m^{-2} e tempos de eletrólise acima de 25 minutos.

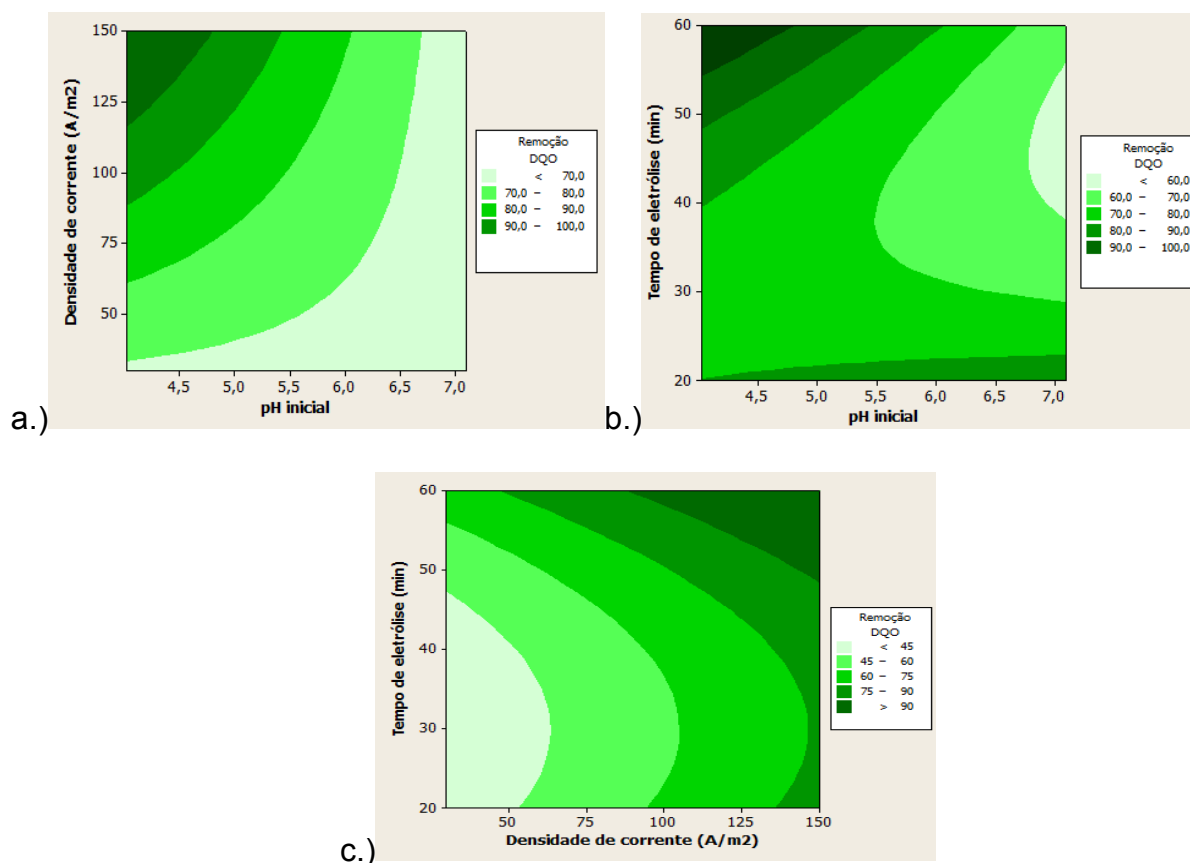


Figura 12 - Gráfico de contorno para a porcentagem de remoção de DQO total por: (a) densidade de corrente em função de pH inicial do efluente ($t = 60 \text{ min.}$); (b)

tempo de eletrólise em função de pH inicial do efluente ($j = 150 \text{ A/m}^2$); (c) tempo de eletrolise em função da densidade de corrente, ($\text{pH} = 4,0$).

O modelo ajustado para a remoção de turbidez (Equação 3) contém apenas as variáveis significativas: tempo de eletrólise e densidade de corrente na sua estrutura. No gráfico de contorno para a porcentagem de remoção de turbidez (figura 13), observa-se que as maiores remoções de turbidez ocorrem quando são usadas densidades de corrente altas, acima de 100 A.m^{-2} . Observa-se também que o intervalo de tempo para se obter uma maior remoção de turbidez é bastante amplo. Tais condições para se obter uma remoções de turbidez mais elevada; ou seja para valores de densidades de corrente e tempo de eletrólise altos ($j \geq 100 \text{ A.m}^{-2}$ e $t > 40$); coincidem com a região de ótimo encontrada para a remoção de DQO total.

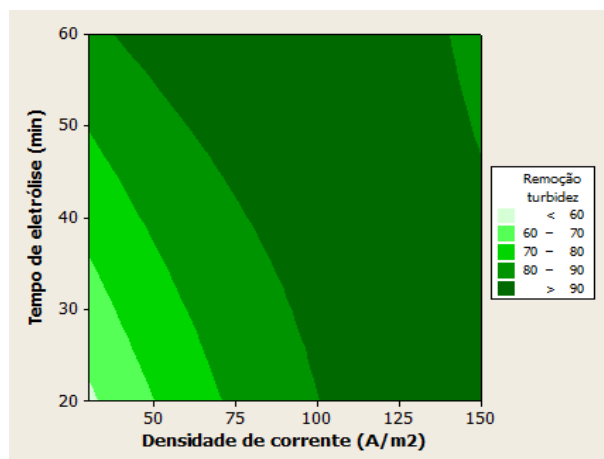


Figura 13 - Gráfico de contorno de remoção de turbidez por densidade de corrente e tempo de eletrólise.

A Tabela 9 também apresenta os resultados para pH final. O comportamento linear para o pH final descrito pelas variáveis de entrada pH inicial do efluente, densidade de corrente e tempo de eletrólise pode ser observado nos gráficos de contorno da Figura 14 (a), (b) e (c). Segundo a análise dos gráficos, o aumento do pH final está diretamente relacionado com valores mais altos das três variáveis usadas como condição de projeto. Utilizando o modelo encontrado para prever condições de pH final (eq. 4) do efluente, quando estabelecidas as condições ótimas para a remoção de DQO (89 %) e turbidez (97 %), isto é: $j = 100 \text{ A.m}^{-2}$; $t = 60 \text{ min}$ e $\text{pH}_i = 4,5$ observa-se que o pH final do efluente tratado fica ao redor de 8,8 enquadrando-se dentro dos limites estabelecidos na legislação em caso de descarte imediato.

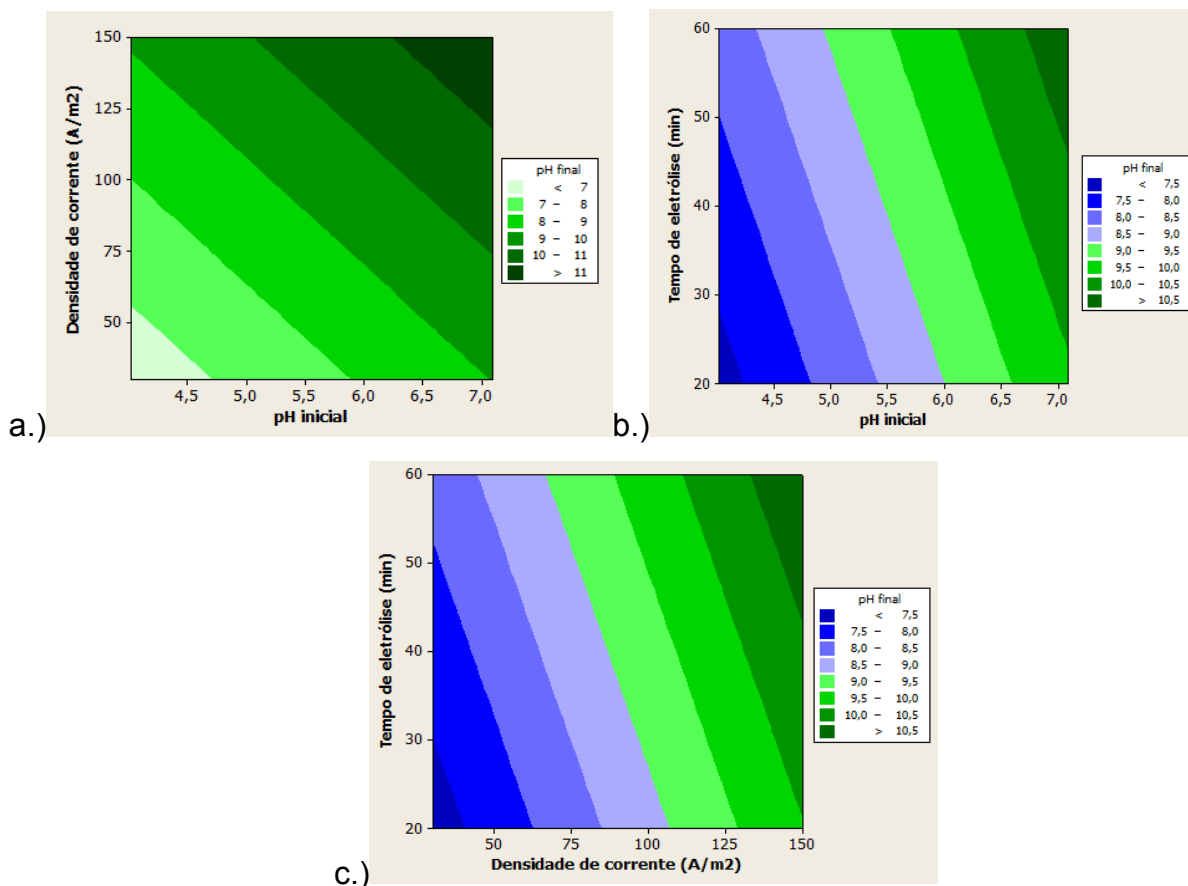


Figura 14 - Gráfico de contorno do pH final por: (a) densidade de corrente em função de pH inicial do efluente ($t = 40$ min.); (b) tempo de eletrolise em função de pH inicial do efluente ($j = 90 \text{ A.m}^{-2}$); (c) tempo de eletrolise em função da densidade de corrente ($\text{pH}_i = 5,5$.)

A análise de variância (ANOVA) para os modelos ajustados é mostrado na Tabela 10. Observa-se pelos resultados que todos os modelos de regressão obtidos para remoção de DQO, turbidez e pH final do efluente foram significativos ($p < 0,05$), com coeficiente de determinação de 82, 68 e 92 %, respectivamente. Por estes resultados temos evidências de que os modelos encontrados são adequados para explicar a relação dos fatores estudados com as variáveis respostas buscadas.

Tabela 10 - Análise de variância (ANOVA) para o modelo de pH final, remoção de DQO total e turbidez.

Variáveis resposta	GL	SQ	QM	F	p
Remoção de DQO total^a					
Regressão	6	3226,82	537,8	7,58	0,003
Resíduo	10	709,27	70,23		
Falta de ajuste					
erro puro					
total	16	3936,08			
Remoção de turbidez^b					
Regressão	4	1682,9	420,74	6,37	0,005
Resíduo	12	792,6	66,05		
Falta de ajuste	4	503,1	125,78		0,063
erro puro	8	289,5	36,19		
total	16				
pH final^c					
Regressão	3	29,5	9,82	49,38	0,000
Resíduo	13	2,6	0,19		
Falta de ajuste					
erro puro					
TOTAL	16	32,06			

^a R² = 82 %; ^b R² = 68 %; ^c R² = 92 %

A validade da análise estatística para obtenção do modelo foi constatada para os resíduos, sendo avaliada a distribuição normal dos resíduos, a homogeneidade de variâncias, e a independência dos resíduos.

5.2.2. Resultados dos ensaios com os eletrodos de Alumínio

Observou-se a predominância de flotação dos flocos formados durante o tratamento por EC. No processo de eletrocoagulação com eletrodos de alumínio, o efluente tratado apresentou-se incolor, os flocos formados eram esbranquiçados, pequenos e compactos, conforme pode ser visto na Figura 15. Uma vez detido o processo de mistura e iniciado o processo de decantação, observou-se a estabilidade dos flocos na superfície. Esta coloração esbranquiçada pode ser devido à presença de hidróxido de alumínio adsorvido nos sólidos flotados como relatado por Valente et al. (2012).

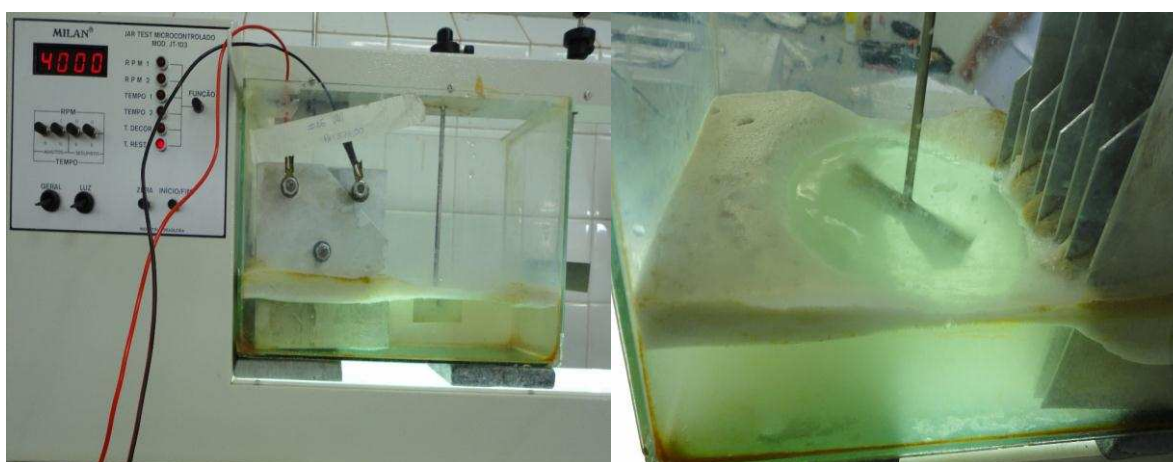


Figura 15 - Montagem do reator e aspecto do efluente e do material flotado para eletrodos de alumínio.

Os resultados dos ensaios, expressos em porcentagem de remoção de DQO total, são mostrados na Tabela 11, onde podemos observar que o valor máximo de remoção de DQO total foi 86 %, o valor mínimo foi 39 % e que a remoção média em torno do 64 % com uma variação de mais o menos 25 % de remoção nas demais observações. O modelo ajustado para a eficiência de remoção de DQO para variáveis significativas considerando um intervalo de confiança de 95 % ($p < 0,05$), está representado pela equação 5:

$$Z = 109,462 - 16,909pH - 0,564j + 2,466t - 0,031t^2 + 0,112pH \cdot j \quad (\text{equação 5})$$

em que: Z é a porcentagem de remoção de DQO; t é o tempo de eletrólise (min); pH é o pH inicial; e j é a densidade de corrente elétrica ($A.m^{-2}$).

Tabela 11 - Ensaio de eletrocoagulação para os eletrodos de Alumínio e resposta de remoção de DQO total em porcentagem, pH final e desgaste de eletrodos.

Ordem de corrida	pH inicial (pH _i)	Densidade de corrente (j)(A/m ²)	Tempo de eletrólise (t) (min)	Remoção DQO total (%)	pH final (pH _f)	Desgaste de electrodos (g)
1	5,48	30	20	39	7,22	0,27
2	5,57	30	60	58	8,34	1,46
3	5,56	150	20	56	8,30	0,96
4	5,51	150	60	57	8,87	3,58
5	4,01	90	20	78	6,28	0,58
6	3,96	90	60	70	8,21	1,85
7	7,03	90	20	58	8,41	0,50
8	7,10	90	60	47	8,86	1,67
9	4,02	30	40	86	8,07	1,01
10	4,06	150	40	71	8,29	1,81
11	7,02	30	40	45	8,29	0,66
12	6,70	150	40	70	8,82	1,82
13	5,51	90	40	68	8,39	2,07
14	5,52	90	40	82	8,10	1,70
15	5,56	90	40	71	8,50	0,99
16	5,51	90	40	71	7,33	1,36

Analisando a Equação 5, observa-se que existe um termo quadrático negativo referente ao tempo. Isto indica que é possível otimizar um valor para essa variável de entrada. De modo, derivando a equação 5 com respeito ao tempo e igualando a zero encontramos a equação 6 a seguir:

$$2,466 - 0,062t = 0$$

$$t = 39,77$$

Equação (6)

Resolvendo a equação encontrou-se que o valor da variável tempo que favorece o valor máximo para a percentagem de remoção de DQO é o tempo de 39,77 ≈ 40 minutos. Seguindo a análise do modelo encontrado, também é possível observar que além dos termos lineares existe uma interação significativa entre as variáveis pH_i e densidade de corrente. O sinal positivo do termo representa uma sinergia entre estas

variáveis, significando que existe maior eficiência na remoção de DQO quando existe aumento ou redução simultânea dos dois parâmetros.

Na Figura 16 são mostrados os gráficos de contorno que representam a equação 5 considerando as variáveis independentes em função da variável de resposta DQO total. Os gráficos de contorno foram construídos em função de dois fatores controláveis, fixando-se o terceiro no nível de interesse. A figura 16 (a) apresenta o gráfico de contorno da porcentagem de remoção de DQO pelo pH_i e a densidade de corrente, fixando-se o valor crítico encontrado de tempo (40 min) para a visualização da maximização da variável de resposta. Nesse gráfico as cores mais escuras indicam a região de maior remoção de DQO ($> 70\%$). O intervalo onde esta condição ocorre é amplo no eixo da densidade de corrente (50 - 150) o que significa certa tolerância em quanto aos valores a serem usados. Já para o pH_i observa-se maiores remoções em pH baixos ($< 5,5$).

Da mesma forma pela figura 16 (b) observa-se o gráfico de contorno da porcentagem de remoção de DQO obtido em função do tempo de eletrólise e a densidade de corrente fixado o valor de pH_i em 4,0. Como visto anteriormente valores baixos de pH favorecem a maximização de remoção de DQO. Pode-se observar que para maiores remoções de DQO (valores acima de 80 %) devem ser favorecidos valores de densidade de corrente abaixo de 75 A/m^2 . Este comportamento de diminuição da eficiência de remoção de DQO pelo aumento da densidade de corrente, também foi encontrado por BAYAR et al, (2011) e ASSELIN et al, (2008). Isto pode ser explicado em termos da competição entre a dissolução do alumínio e a formação de oxigênio no anodo. Nas condições de baixos valores de densidade de corrente é favorecida a dissolução de alumínio, enquanto em valores altos a formação de oxigênio e a dissolução do alumínio competem e conseqüentemente a geração do coagulante decresce (Cañizares et al, 2005).

O gráfico de contorno da porcentagem de remoção de DQO em função do pH_i pelo tempo de eletrólise (figura 16 (c)), fixando-se um valor baixo de densidade de corrente confirma os resultados encontrados anteriormente.

Acatando a normativa deliberada pelo COPAM/CERH-MG nº 1, de 5 de maio de 2008, que exige remoções acima do 75 %, pode-se dizer que existem evidências suficientes para afirmar que devem ser favorecidos valores baixos tanto para pH quanto

para densidade de corrente ($\text{pH} < 5$; $j < 75 \text{ A.m}^{-2}$) e que o tempo de eletrólise deve ser mantido em 40 minutos. Utilizando $\text{pH}_i = 4$; $j = 30 \text{ A.m}^{-2}$ e $t = 40 \text{ min}$ segundo o modelo proposto teríamos uma eficiência de remoção do 87,4 % .

O valor de eficiência de remoção máxima de DQO total encontrado pelo modelo está de acordo com os estudos de Bayramoglu et al, (2006), que relatam eficiências de remoção de 93 % de DQO total mantendo pH_i baixos (2 - 3), densidades de corrente de 150 A.m^{-2} e tempos de eletrólise acima de 25 minutos. Igualmente Yetilmezsoy et al, (2009), mostrou eficiências de remoção de 90 % de DQO total mantendo um pH inicial de 5, densidades de corrente de 150 A.m^{-2} e tempos de eletrólise de 20 minutos. A redução de DQO foi menor quando comparado com o trabalho de BAYAR et al, (2011), que atingiu redução de 98,61 % de DQO total mantendo um pH inicial de 3, densidades de corrente de 10 A.m^{-2} e tempos de eletrólise acima de 30 minutos.

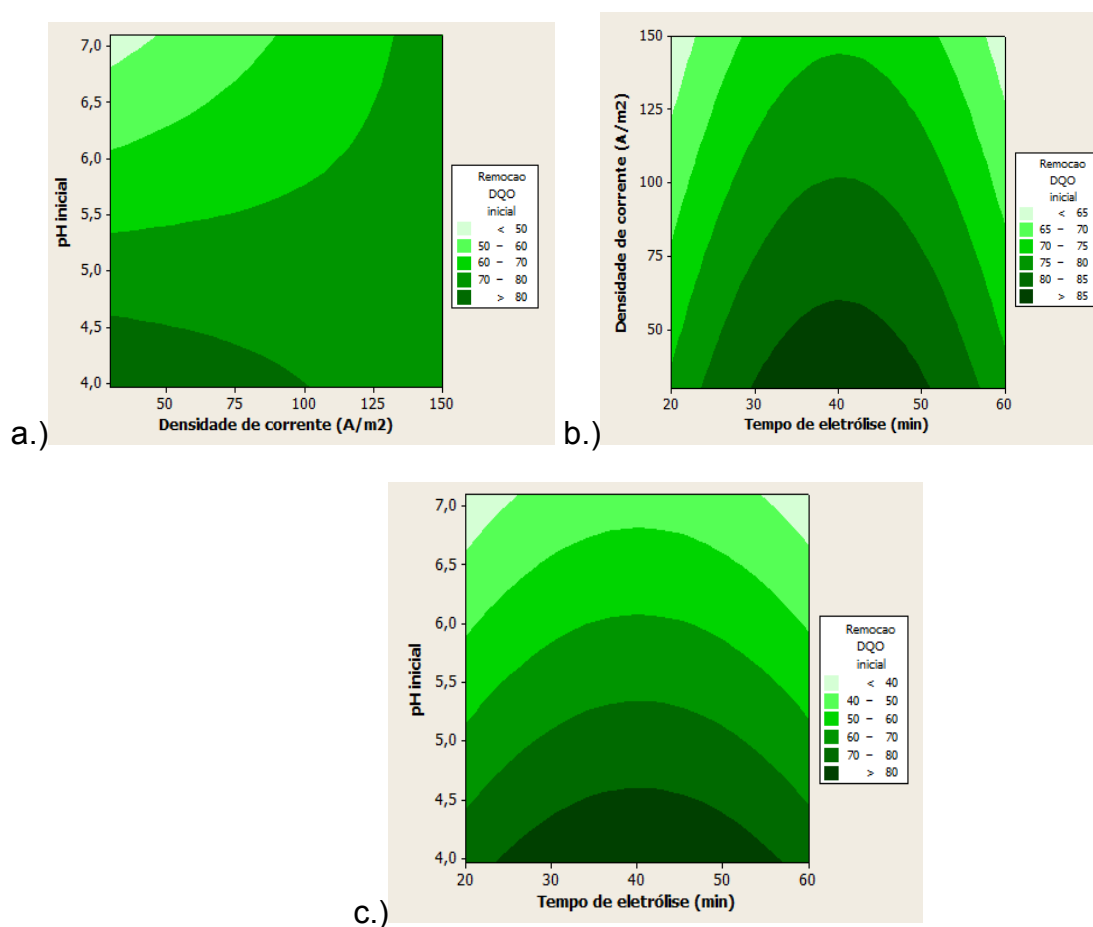


Figura 16 - Gráfico de contorno para a porcentagem de remoção de DQO total por: (a) densidade de corrente em função de pH inicial do efluente ($t = 40 \text{ min.}$); (b) tempo de eletrolise em função da densidade de corrente, ($\text{pH} = 3,96$); (c) tempo de eletrólise em função de pH inicial do efluente ($j = 30 \text{ A.m}^{-2}$).

Para a variável resposta pH_f (ver Tabela 11) foi ajustado um modelo linear considerando as variáveis significativas ($p < 0,05$): tempo de eletrólise e pH_i do efluente; e a variável não significativa: densidade de corrente. O modelo encontrado é dado pela equação 7 a seguir:

$$pH_f = 5,01 + 0,301pH + 0,00508j + 0,0253t \quad \text{Equação (7)}$$

em que, pH_f é o pH final; t é o tempo de eletrólise (min); pH é o pH inicial; e j é a densidade de corrente de corrente elétrica ($A.m^{-2}$).

A figura 17 mostra o gráfico de contorno do pH_f do efluente tratado com eletrodo de Al, considerando-se o tempo de eletrólise e o pH_i do efluente fixando-se a densidade de corrente em $90 A.m^{-2}$. Observa-se a redução do pH_f com a diminuição dos valores de tempo de eletrólise e pH_i do efluente. Utilizando o modelo encontrado para prever condições de pH final (eq. 7) do efluente, quando estabelecidas as condições ótimas para a remoção de DQO (87 %) isto é: $j = 30 A.m^{-2}$; $t = 40$ min e $pH_i = 4$ observa-se que o pH final do efluente tratado fica ao redor de 7,38 enquadrando-se dentro dos limites estabelecidos na legislação em caso de descarte imediato.

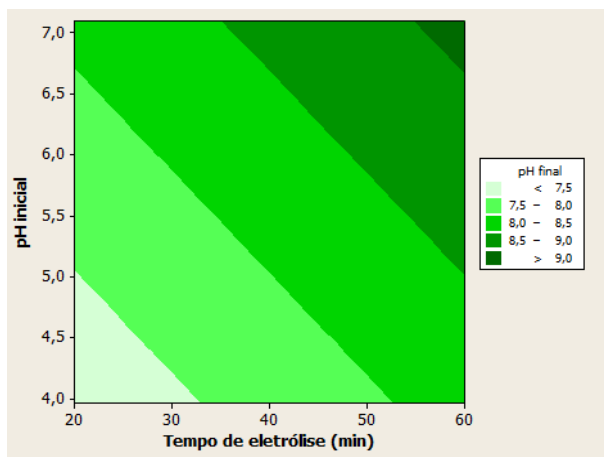


Figura 17 - Gráfico de contorno para o pH_f do efluente após processo de eletrocoagulação com eletrodos de alumínio considerando-se o tempo de eletrólise e o pH_i do efluente para uma densidade de corrente fixa ($j = 90 A.m^{-2}$).

O desgaste anódico do eletrodo foi avaliado pela diferença de pesos dos mesmos antes e depois dos ensaios. Pela figura 18 é possível visualizar o aspecto das chapas de Al utilizadas como ânodos e como cátodos após os ensaios.

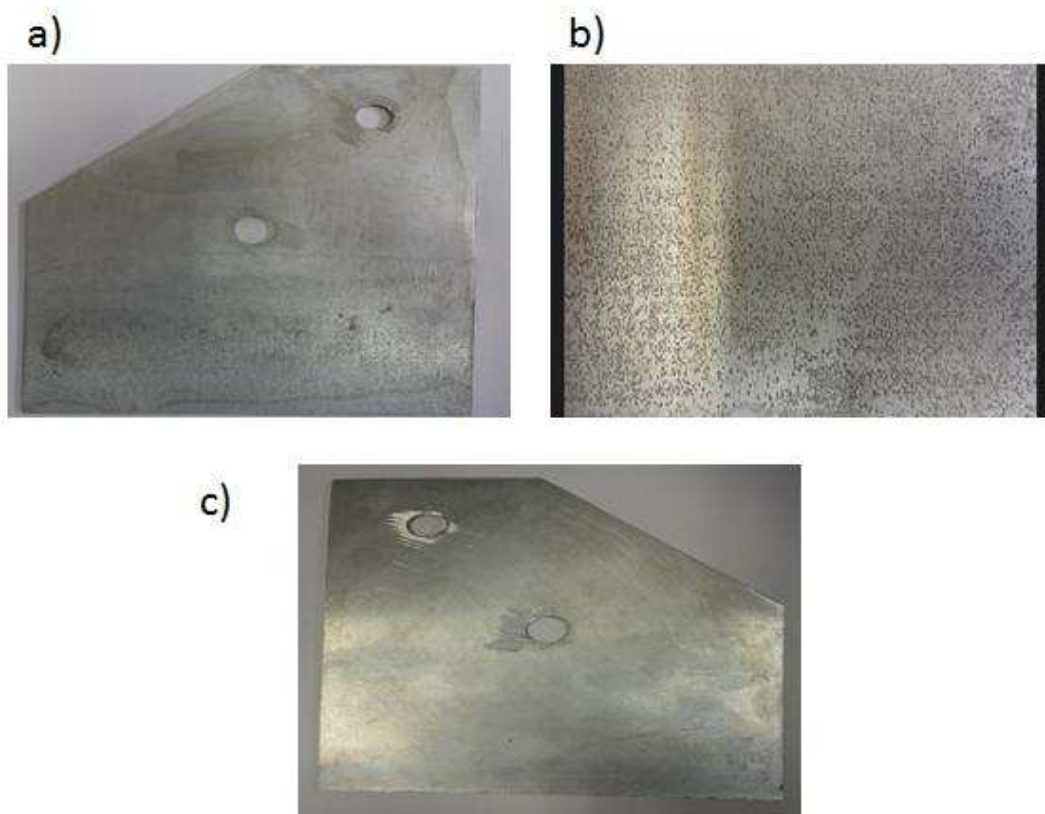


Figura 18 - Aspectos das chapas de alumínio após ensaios (a) Ânodo depois do ensaio de eletrocoagulação; (b) Cátodo depois do ensaio de eletrocoagulação.

Na figura 19 são representados os dados do desgaste causado nas placas pelos diferentes ensaios realizados, plotado contra o desgaste teórico estipulado pela ley de Faraday para este metal. No gráfico pode ser observado que em todos os ensaios o desgaste real do eletrodo de alumínio foi superior ao esperado utilizando a ley de Faraday. Este comportamento também foi encontrado por Cañizares et al, (2012). Por tais razões acredita-se que a eletrodiluição do alumínio não depende unicamente do processo eletroquímico, mas também existe influência dos processos químicos que acontecem no meio (CAÑIZARES et al, (2005)).

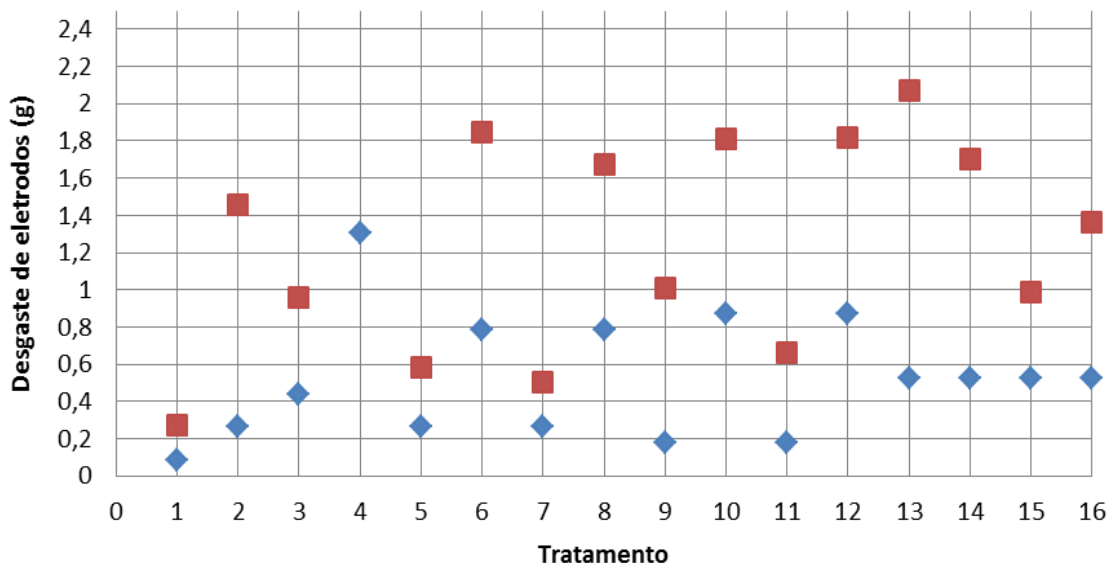


Figura 19 - Comparação do desgaste causado nas placas de alumínio durante os diferentes ensaios (■) e o desgaste teórico estipulado pela lei de Faraday (◆) nas condições dos ensaios.

Devido à subestimação que a lei de Faraday dá para o desgaste de alumínio, foram utilizados os dados de desgaste de eletrodo real para o ajuste de um modelo linear em função das variáveis de entrada: tempo de eletrólise (t) e densidade de corrente (j) considerando um intervalo de confiança de 95 % ($p < 0,05$):

$$g = -1,0638 + 0,039063t + 0,009938j \quad \text{equação (8),}$$

em que, g é o desgaste de eletrodo (g); t é o tempo de eletrólise (min) e j é a densidade de corrente de corrente elétrica ($A.m^{-2}$). Na figura 20 pode se observar o desgaste de eletrodos de Al(g) dado pelo modelo obtido levando em consideração o (t) tempo de eletrólise e a densidade de corrente (j). Observa-se, como esperado, o aumento do desgaste de eletrodo na medida em que aumenta a densidade de corrente e o tempo de eletrólise. O parâmetro pH_i não foi incluído no presente modelo, pois esse parâmetro não foi significativo ($p < 0,05$). Acredita-se que isto se deve ao pequeno intervalo de pH considerado no estudo.

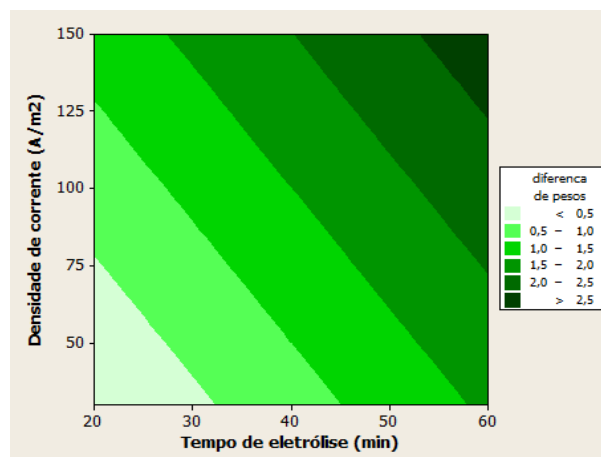


Figura 20 - Gráfico de contorno para desgaste de eletrodos (dado por diferença de peso – g) em função do tempo de eletrólise e densidade de corrente.

A análise de variância (ANOVA) para os modelos ajustados é mostrada na tabela 12. Observa-se pelos resultados que todos os modelos de regressão obtidos para remoção de DQO total, pH_f e desgaste de eletrodos foram significativos ($p < 0,05$), com coeficiente de determinação de 74,4, 63,04 e 79,4 %, respectivamente. Por estes resultados temos evidências de que os modelos encontrados são adequados para explicar a relação dos fatores estudados com as variáveis respostas buscadas.

Tabela 12 - Análise de variância (ANOVA) para o modelo de remoção de DQO total, pH_{final} e desgaste de eletrodos.

Variáveis resposta	GL	SQ	QM	F	p
Remoção de DQO total^a					
Regressão	5	1958,81	391,763	5,7	0,01
Resíduo	10	686,72	68,672		
Falta de ajuste	9	682,02	75,78	16,13	0,191
erro puro	1	4,7	4,699		
total	15	2645,53			
pH final^b					
Regressão	3	4,35	1,45	6,94	0,006
Resíduo	12	2,50	0,209		
Falta de ajuste	11	1,9476	0,177	0,32	0,898
erro puro	1	0,5618	0,5618		
total	15	6,86			

Continua....

Continuação:

Desgaste de eletrodos ^c					
Regressão	2	7,7269	3,8635	24,99	0,000
Resíduo	13	2,0094	0,1546		
Falta de ajuste	6	1,287	0,2146	2,08	0,180
erro puro	7	0,721	0,1031		
TOTAL	15	9,7363			

^a $R^2 = 74,04 \%$; ^b $R^2 = 63,04 \%$; ^c $R^2 = 79,4 \%$

Outro parâmetro de qualidade avaliado antes e depois dos ensaios de eletrocoagulação com eletrodos de Alumínio foi a turbidez. Para otimizar a eficiência de remoção deste parâmetro buscou-se um modelo ajustado que relacionasse as variáveis de projeto estudadas com a variável de resposta. A ANOVA para esta variável mostrou que os modelos de regressão linear e quadrática não foram significativos considerando um intervalo de confiança de 95 % ($p < 0,05$).

Na análise dos gráficos de contorno obtidos a partir de dados reais (figura 21 a e b) pode-se observar regiões onde houve remoção de turbidez acima de 90 %. Maiores remoções de turbidez ocorrem em densidades de até 75 A.m^{-2} e tempos de eletrólise entre 35 - 60 minutos. Da mesma forma, devem ser favorecidos pH baixos ($< 4,5$) para remoções acima de 94 %. Estas condições para remoções de turbidez mais elevada coincidem com a região de ótimo encontrada para a remoção porcentual de DQO total ($\text{pH} = 4$; $j = 30 \text{ A.m}^{-2}$ e $t = 40 \text{ min}$).

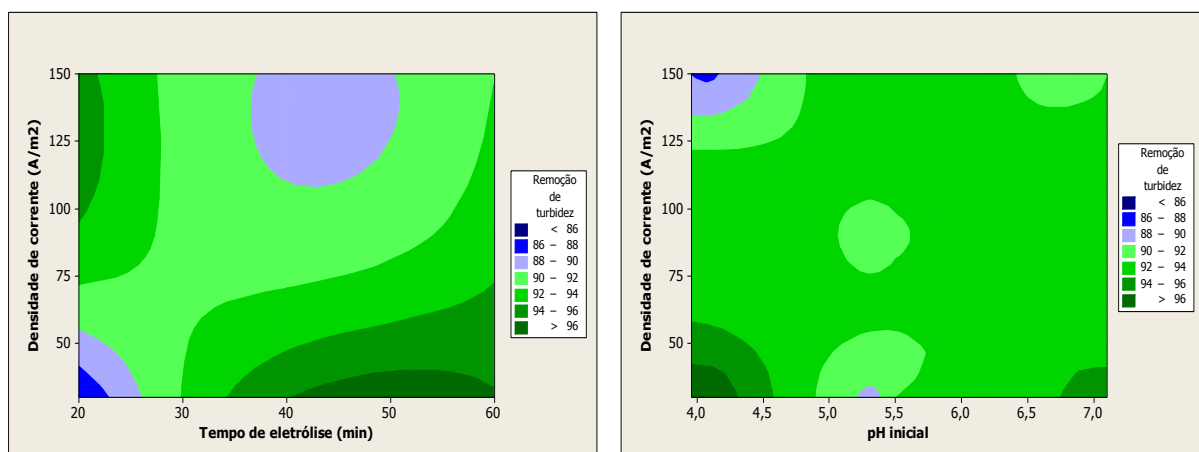


Figura 21 - Gráfico de contorno dos dados reais para porcentagem de remoção de turbidez. (a) tempo de eletrólise por densidade de corrente; (b) pH inicial por densidade de corrente.

5.2.3. Validação dos modelos encontrados para os eletrodos de Alumínio

Na tabela 13 são apresentados os resultados da análise realizada para verificar a concordância dos percentuais de remoção de DQO total dados pelo modelo obtido com dados de porcentagem de remoção de DQO reais e o erro relativo calculado entre estes resultados. Para isto foram coletadas novas amostras de efluente, em dias, horários e locais da estação de tratamento de efluentes da empresa diferentes daqueles usados para construir o modelo, de modo a obter amostras com características físico-químicas diferentes.

Tabela 13 - Variáveis de entrada e porcentagem de remoção de DQO real e encontrada pelo modelo.

Ensaio	Tempo (t) (min)	pH	Densidade de Corrente (j) (A/m ²)	Efluente	Remoção de DQO _t real (%)	Remoção de DQO _t estimada (%)	Erro relativo (%) Modelo
1	40	4	75	a	79	82	-2,803
2	40	4	112,5	a	61	77	-26,355
3	40	5,5	75	a	82	69	16,156
4	40	5,5	112,5	a	69	71	-2,861
5	40	4	75	b	69	82	-17,719
6	40	4	112,5	b	72	77	-7,876
7	40	5,5	75	b	63	69	-8,806
8	40	5,5	112,5	b	62	71	-14,480
9	40	4	75	c	79	82	-2,819
10	40	4	112,5	c	73	77	-5,579
11	40	5,5	75	c	77	69	10,430
12	40	5,5	112,5	c	81	71	12,919
13	40	4	30	d	81	87	-6,654
14	40	4	50	d	84	85	-0,968
15	40	5,5	30	d	78	67	14,526
16	40	5,5	50	d	90	68	24,365
17	40	4	50	e	55	85	-53,768
18	40	5,5	30	e	77	67	12,905
19	40	5,5	50	e	80	68	15,123

a - Amostra composta de efluentes bruto – coleta em novembro; b - Amostra composta de efluentes coletada em novembro após flotador; c - Amostra composta de efluentes bruto coletado em janeiro; d - Amostra composta de efluentes coletada em fevereiro, após o flotador; e - Amostra composta de efluentes bruto coletado em fevereiro.

Pela figura 22 observa-se homogeneidade em quanto à distribuição dos resultados obtidos para a remoção de DQO através da linha de 45°. Pode-se observar que a maioria dos dados se encontram acima dessa linha, o que denota uma superestimação do modelo ajustado. A série de pontos localizados abaixo da linha estão subestimados pelo modelo. Tais pontos descrevem um melhor desempenho – maior remoção de DQO - dado pelas condições de tratamento aplicadas. Estes pontos tem a particularidade de que foram os tratamentos onde manteve-se o pH inicial do efluente em 5,5 e o tempo de eletrólise em 40 minutos para diferentes densidades de corrente adotadas. Os valores de densidades de corrente onde foi possível observar melhores resultados de remoção de DQO_t foram valores entre 30 - 50 A/m². Com relação ao erro relativo médio, encontrou-se que para os tratamentos testados na validação, este valor foi de 0,568 %.

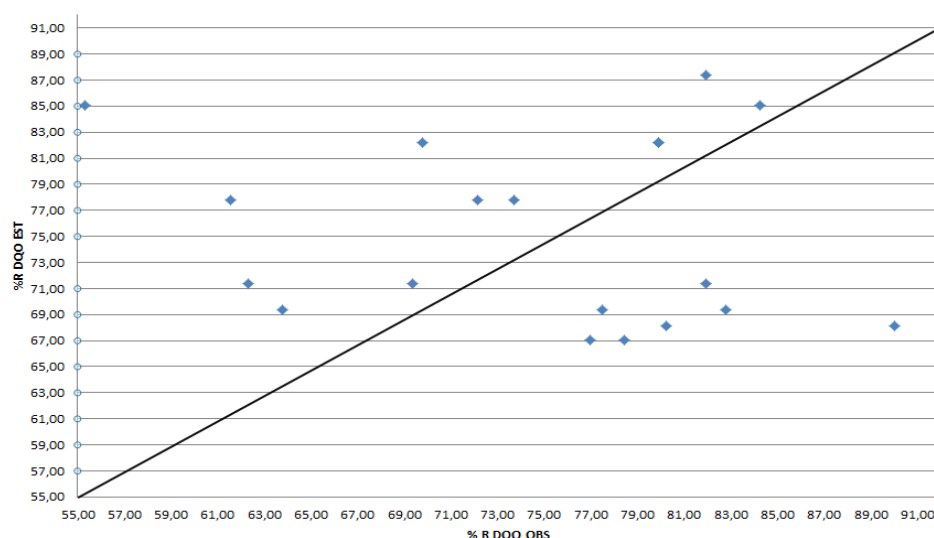


Figura 22 - Comparação entre resultados de remoção de DQO reais observados e resultados estimados pelo modelo.

A tabela 14 e a figura 23 apresentam os resultados da análise realizada para verificar a concordância dos dados de desgaste do eletrodo de alumínio previsto pelo modelo com o desgaste dado pela lei de Faraday e os dados de desgaste quantificado testando efluentes diferentes, além dos erros relativos respectivos. Observando o gráfico, pode se notar que para os tratamentos usados na validação houve, também, subestimação do desgaste pela lei de Faraday. De forma contrária, os dados de desgaste dado pelo modelo mostram uma superestimação do desgaste anódico. No

gráfico também pode ser observado que para valores baixos de desgastes há um melhor ajuste da lei de Faraday. E por outro lado quando se tem maior desgaste há melhor ajuste pelo modelo obtido. O erro relativo entre a média dos dados quantificados e a media dos dados calculados pela lei de Faraday é de 58,5 %, e entre as medias dos dados quantificados e dos valores de desgaste dado pelo modelo é de 18,76%.

Tabela 14 - Desgaste de eletrodos real e encontrada pelo modelo e a lei de Faraday.

Ensaio	Tempo (t) (min)	pH	Densidade de Corrente (j) (A/m ²)	Efluente	Desg. Real	Desg. Mod.	Erro relativo % Modelo	Desg. Lei.	Erro relativo % Lei
1	40	4	75	a	0,63	1,24	-97,47	0,44	30,77
2	40	4	112	a	1,53	1,62	-5,67	0,65	57,24
3	40	5,5	75	a	1,06	1,24	-17,37	0,44	58,85
4	40	5,5	112	a	1,2	1,62	-34,73	0,65	45,48
5	40	4	75	b	1,21	1,24	-2,82	0,44	63,95
6	40	4	112	b	1,55	1,62	-4,31	0,65	57,79
7	40	5,5	75	b	1,11	1,24	-12,08	0,44	60,71
8	40	5,5	112	b	1,44	1,62	-12,27	0,65	54,57
9	40	4	75	c	1,31	1,24	5,03	0,44	66,71
10	40	4	112	c	1,46	1,62	-10,74	0,65	55,19
11	40	5,5	75	c	1,25	1,24	0,47	0,44	65,11
12	40	5,5	112	c	1,63	1,62	0,81	0,65	59,86
13	40	4	30	d	0,47	0,80	-69,54	0,17	62,88
14	40	4	50	d	0,69	1,00	-44,29	0,29	57,86
15	40	5,5	30	d	0,45	0,80	-77,08	0,17	61,23
16	40	5,5	50	d	0,63	1,00	-58,03	0,29	53,85
17	40	4	50	e	1,1	1,00	9,49	0,29	73,57
18	40	5,5	30	e	0,34	0,80	-134,37	0,17	48,69
19	40	5,5	50	e	0,76	1,00	-31,00	0,29	61,74

1 - Desgaste quantificado; 2- Desgaste estimado pelo modelo; 3 - Desgaste estimado pela lei de Faraday

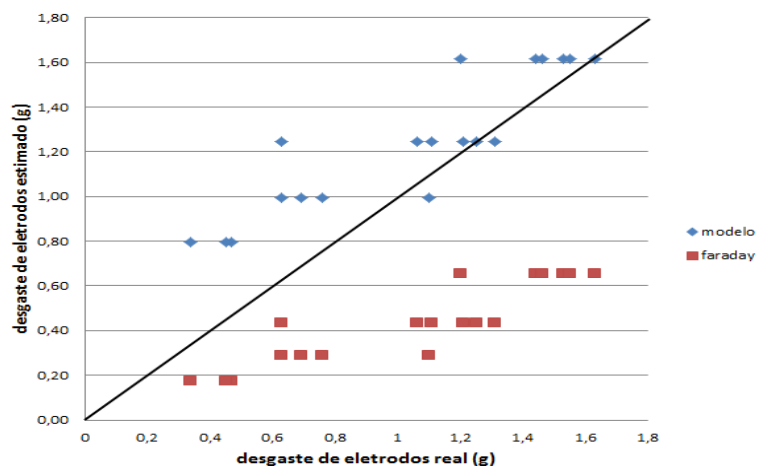


Figura 23 - Relação entre o desgaste de eletrodos quantificado e desgaste dado pelo modelo e pela lei de Faraday.

A Tabela 15 e a Figura 24 apresentam os resultados da análise realizada para verificar a concordância dos dados de pH_f previsto pelo modelo comparado com os dados de pH_f quantificado e o erro relativo calculado entre estes resultados. Pelos dados da tabela e pela figura apresentada pode-se inferir que existe uma subestimação do modelo quando testados valores de densidade de corrente elétrica maiores ($75 - 112 \text{ A.m}^{-2}$). Entretanto quando testados valores de densidade de corrente baixos ($30 - 50 \text{ A.m}^{-2}$) os resultados do modelo mostraram-se maiores que aqueles quantificados. Os resultados que mostraram o melhor ajuste foram aqueles onde foi utilizado pH_i de 5,5; tempo de eletrólise de 40 minutos e densidades de corrente entre $30 - 50 \text{ A.m}^{-2}$. Tendo em conta o erro relativo, encontrou-se que houve uma variação média de $\pm 3,2 \%$ do resultado de pH_f médio estimado pelo modelo com respeito ao valor médio real quantificado.

Tabela 15 - Dados de pH final real e encontrado pelo modelo.

Ensaio	Tempo (t) (min)	pH	Densidade de Corrente (j) (A/m^2)	Efluente	pH _f quantificado	pH _f estimado	Erro relativo %
1	40	4	75	a	8,69	7,61	12,46
2	40	4	112	a	8,97	7,80	13,07
3	40	5,5	75	a	8,75	8,06	7,90
4	40	5,5	112	a	9,01	8,25	8,45
5	40	4	75	b	8,92	7,61	14,72
6	40	4	112	b	9,32	7,80	16,34
7	40	5,5	75	b	9	8,06	10,46
8	40	5,5	112	b	9,26	8,25	10,92
9	40	4	75	c	8,58	7,61	11,34
10	40	4	112	c	8,82	7,80	11,59
11	40	5,5	75	c	9,05	8,06	10,96
12	40	5,5	112	c	9,11	8,25	9,45
13	40	4	30	d	5,26	7,38	-40,39
14	40	4	50	d	5,75	7,46	-29,83
15	40	5,5	30	d	7,39	7,85	-6,28
16	40	5,5	50	d	8	7,91	1,08
17	40	4	50	e	6,22	7,48	-20,26
18	40	5,5	30	e	7,55	7,83	-3,71
19	40	5,5	50	e	7,84	7,94	-1,32

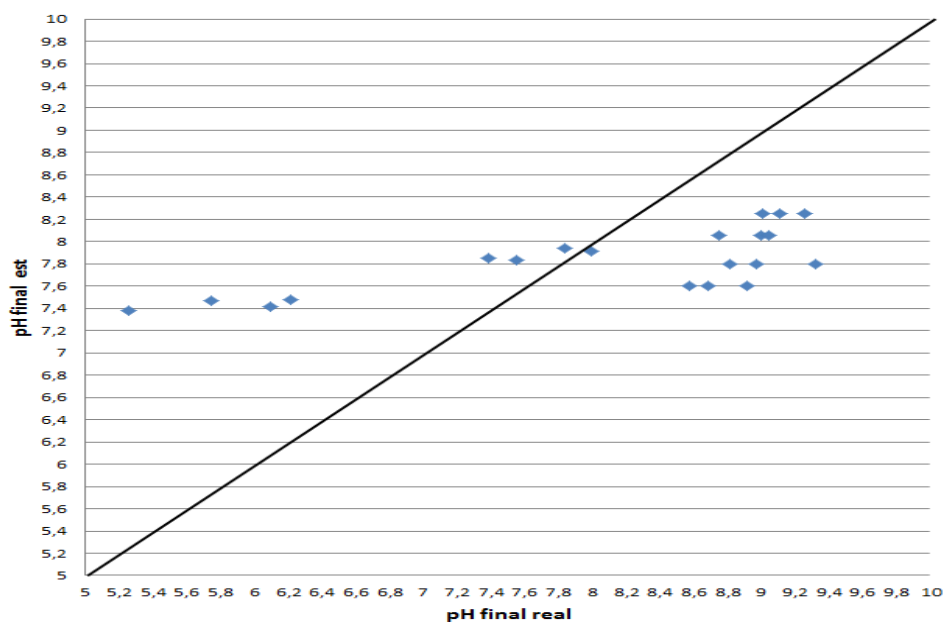


Figura 24 - Comparação entre resultados de pH_f reais e estimados pelo modelo.

5.3. Avaliação do custo operacional do processo de eletrocoagulação

No Brasil, a tarifa de energia elétrica é o preço definido pela ANEEL (Agência Nacional de Energia Elétrica) que deve ser pago pelos consumidores finais de energia elétrica; tomando como base o estado de Minas Gerais considera-se a tarifação ilustrada na tabela 16.

Tabela 16 - Valores de custo de Energia elétrica e custo do metal utilizado para a determinação do custo total do tratamento de eletrocoagulação.

Valor do kWh publicado pela resolução da ANEEL para um consumidor classificado como industrial (com tributos).	R\$ 0,27498
Valor por Kg de Alumínio utilizado para fazer os eletrodos, fornecido pela empresa Belmetal (frete incluso).	R\$ 0,12353

A tabela 17 apresenta os dados de validação para os tratamentos com eletrodos de alumínio, observa-se que o custo total para os tratamentos avaliados por metro cubico de efluente tratado, encontra-se em media de 4,95 reais.m⁻³.

Entre os tratamentos existem alguns que podem ser chamados de “tratamentos econômicos”, ou seja, atingiram porcentagem de remoção de DQO total conforme a normativa deliberada pelo COPAM/CERH-MG n° 1, de 5 de maio de 2008 ($\geq 75\%$), com custos de totais de energia e desgaste de eletrodos em media de 2,5 reais.m⁻³. Estes tratamentos são aqueles onde o pH do efluente manteve-se em 5,5, o tempo de eletrólise foi de 40 minutos e a densidade de corrente variou de 30 a 50 A.m⁻². Estes tratamentos podem ser evidenciados na figura 25 com valores de remoção de turbidez e DQO total acima de 75 %. De forma geral cerca de 86 % do custo total considerado anteriormente é devido à variável desgaste de eletrodos, consequentemente os outros 14 % dizem respeito ao gasto com energia elétrica.

Tabela 17 - Valores de custo de Energia elétrica, custo de desgaste de eletrodos, custo total, remoções de variáveis de interesse e tratamentos utilizados na validação de Alumínio.

Ordem de corrida	Custo Energia (Reais)	Custo Desgaste (Reais)	Custo total (Reais)	Custo/m ³ efluente	Remoção DQO obs	Remoção turbidez obs	tempo (min)	pH	j (A/m ²)	tipo de efluente
1	0,0017	0,0051	0,0068	3,40	79,93	97,63	40	4	75	a
2	0,0036	0,0124	0,0160	8,01	61,59	97,19	40	4	112,5	a
3	0,0020	0,0086	0,0106	5,29	82,78	99,22	40	5,5	75	a
4	0,0030	0,0098	0,0127	6,37	69,37	97,97	40	5,5	112,5	a
5	0,0018	0,0098	0,0116	5,82	69,80	99,00	40	4	75	b
6	0,0033	0,0126	0,0159	7,94	72,13	99,00	40	4	112,5	b
7	0,0019	0,0090	0,0109	5,45	63,79	99,00	40	5,5	75	b
8	0,0035	0,0117	0,0152	7,62	62,33	99,00	40	5,5	112,5	b
9	0,0023	0,0106	0,0129	6,46	79,91	99,97	40	4	75	c
10	0,0043	0,0119	0,0162	8,11	73,70	99,97	40	4	112,5	c
11	0,0026	0,0102	0,0128	6,39	77,48	96,84	40	5,5	75	c
12	0,0052	0,0132	0,0184	9,20	81,94	96,08	40	5,5	112,5	c
13	0,0007	0,0038	0,0045	2,25	81,93	59,26	40	4	30	d
14	0,0014	0,0056	0,0070	3,50	84,25	84,52	40	4	50	d
15	0,0006	0,0037	0,0043	2,13	78,46	88,84	40	5,5	30	d
16	0,0014	0,0051	0,0066	3,28	90,04	85,28	40	5,5	50	d
17	0,0006	0,0016	0,0022	1,10	0,00	91,75	40	4	50	e
18	0,0013	0,0089	0,0103	5,13	55,32	97,12	40	5,5	30	e
19	0,0006	0,0028	0,0034	1,69	77,00	99,19	40	5,5	50	e
20	0,0014	0,0062	0,0076	3,79	80,24	98,88	40	5,5	50	e

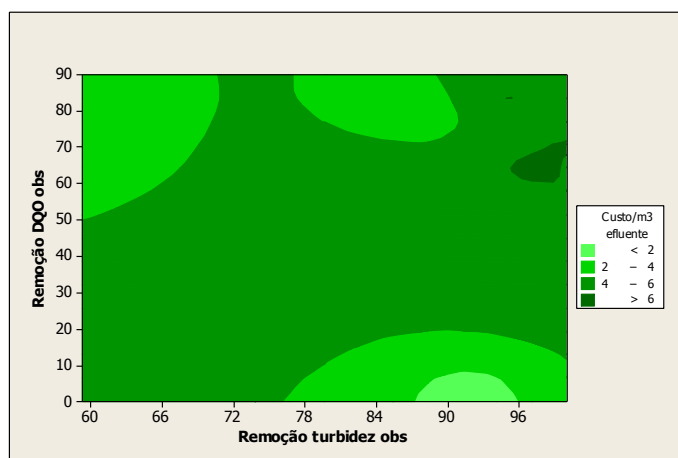


Figura 25 - Gráfico de contorno do custo por m³ de efluente tratado em função da remoção de DQO total e turbidez.

6. Conclusões

De acordo com os resultados obtidos pode-se concluir que:

1. Utilizando os gráficos de contorno que representam os modelos ajustados para remoção de DQO total, turbidez e pH final encontrados, as melhores condições de operação das variáveis de entrada dentro das faixas estudadas usando eletrodos de ferro foram valores de pH inicial baixos ($\text{pH} \leq 5$), densidades de corrente altas ($j \geq 100 \text{ A/m}^2$) e tempos de eletrólise altos ($t = 60 \text{ min}$).
2. Utilizando os modelos ajustados para os eletrodos de ferro para predizer condições de remoção de DQO total, turbidez e pH final, quando projetadas variáveis de entrada favoráveis ($\text{pH} = 4,5$; $j = 100 \text{ A/m}^2$ e $t = 60 \text{ min}$); foram encontrados valores de 89 %, 97 % e 8,8, respectivamente.
3. Os efeitos negativos apresentados para o tratamento por eletrocoagulação do efluente estudado usando eletrodos de ferro foram: o aparecimento de coloração indesejada e os altos valores de pH final do efluente.
4. Utilizando os gráficos de contorno que representam os modelos ajustados para remoção de DQO total, desgaste de eletrodos e pH final encontrados, as melhores condições de operação das variáveis de entrada dentro das faixas estudadas usando eletrodos de Alumínio foram valores de pH inicial baixos (pH

$\leq 5,5$), densidades de corrente baixas ($j \leq 75 \text{ A/m}^2$) e tempos de eletrólise de 40 minutos.

5. Utilizando os modelos ajustados para os eletrodos de Alumínio para predizer condições de remoção de DQO total, desgaste de eletrodos e pH final, quando projetadas variáveis de entrada favoráveis ($\text{pH} = 4$; $j = 30 \text{ A.m}^{-2}$ e $t = 40 \text{ min}$); foram encontrados valores de 87,4%, 0,8 g e 7,38 respectivamente.
6. Os modelos ajustados dos ensaios usando eletrodos de alumínio apresentaram os seguintes comportamentos na validação feita: superestimação do modelo ajustado para remoção de DQO total com um erro relativo médio de 0,568 %, superestimação do modelo ajustado para desgaste de eletrodos com um erro relativo médio de 18,76 %, subestimação do modelo ajustado para pH final com um erro relativo médio de 3,2 %.
7. Entre os ensaios desenvolvidos na validação com eletrodos de Alumínio, existiram tratamentos chamados de “tratamentos econômicos”, ou seja, atingiram porcentagem de remoção de DQO total conforme a normativa deliberada pelo COPAM/CERH-MG n°1, de 5 de maio de 2008 ($\geq 75 \%$), com custos de totais de energia e desgaste de eletrodos em média de $2,5 \text{ reais.m}^{-3}$. Estes tratamentos são aqueles onde o pH do efluente manteve-se em 5,5, o tempo de eletrólise foi de 40 minutos e a densidade de corrente variou de 30 a 50 A.m^{-2} .
8. De forma geral cerca de 86 % do custo total considerado na presente pesquisa é devido à variável desgaste de eletrodos, consequentemente os outros 14 % dizem respeito ao gasto com energia elétrica.

7. Anexos

Ferro

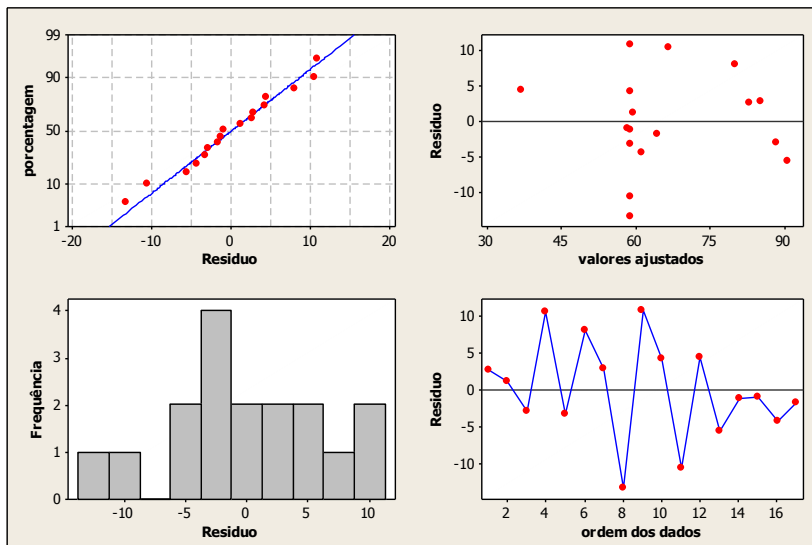


Figura 26 - Gráfico para os resíduos do modelo ajustado para remoção de DQO total.

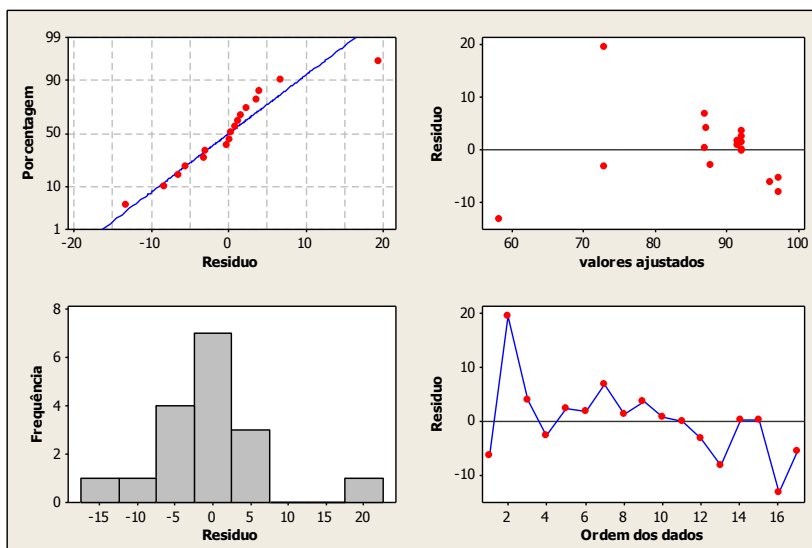


Figura 27 - Gráfico para os resíduos do modelo ajustado para remoção turbidez.

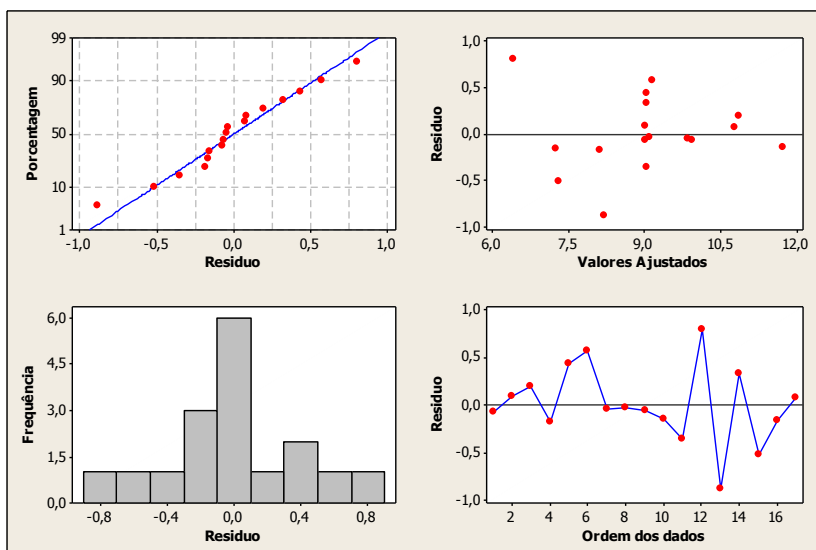


Figura 28 - Gráfico para os resíduos do modelo ajustado para pH final.

Alumínio

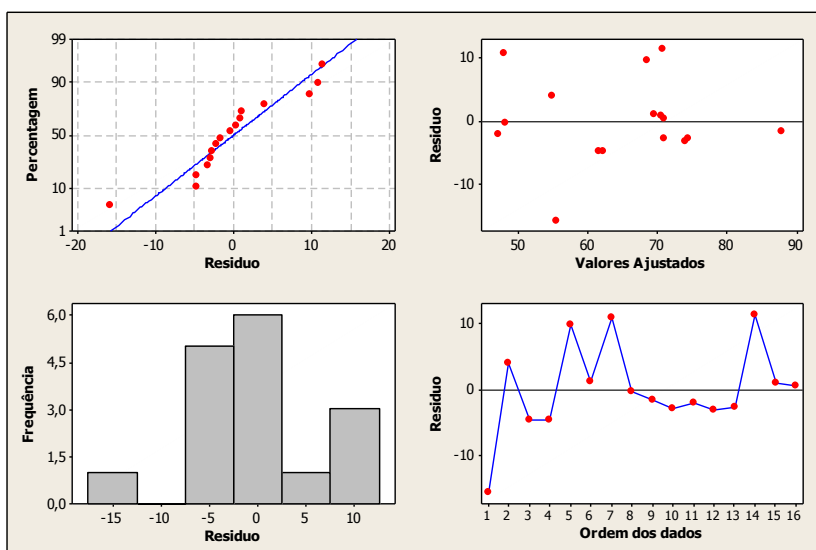


Figura 29 - Gráfico para os resíduos do modelo ajustado para remoção de DQO total.

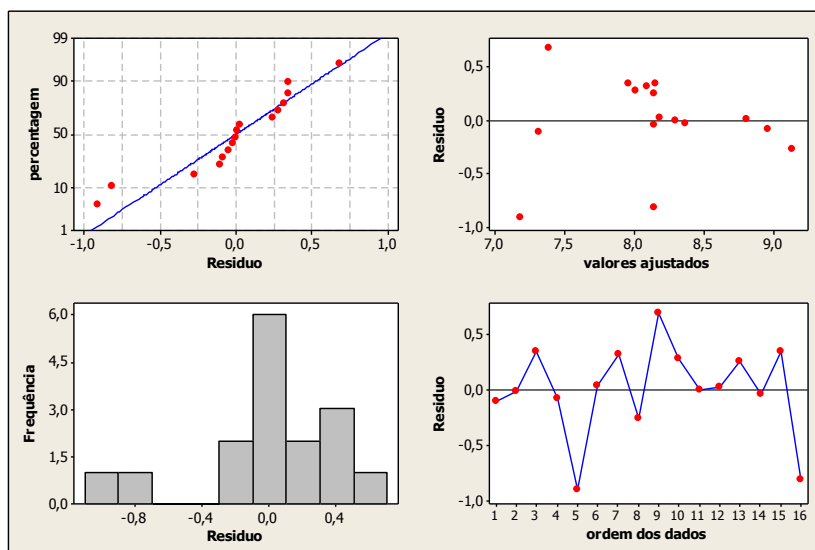


Figura 30 - Gráfico para os resíduos do modelo ajustado para pH final.

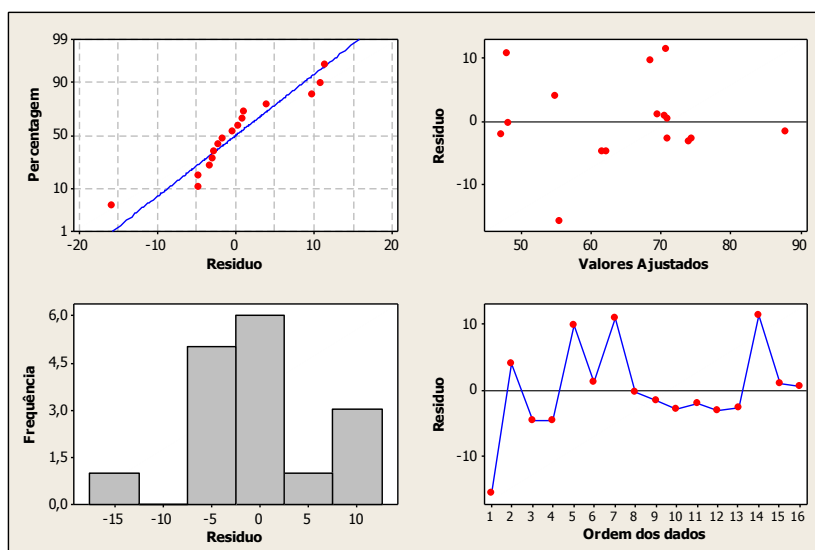


Figura 31 - Gráfico para os resíduos do modelo ajustado para desgaste de eletrodos.

8. Referências bibliográficas

AGUILAR, M.I.; SAÉZ, J.; LLÓRENS, M.; SOLER, A.; ORTUNÓ, J.F., MESEGUER, V.; FUENTES, A. Improvement of coagulation-flocculation process using anionic polyacrylamide as coagulation aid. **Chemosphere**, v.58, p. 47 - 56, 2005.

AMORIM, A.K.B.; DE NARDI, I.R.; DEL NERY, V. Water conservation and effluent minimization: Case study of a poultry slaughterhouse. **Resources, Conservation and Recycling**, v. 51, p. 93 - 100, 2007.

ASSELIN, M.; DROGUI, P.; BENMOUSSA, H.; BLAIS, J.F. Effectiveness of electrocoagulation process in removing organic compounds from slaughterhouse wastewater using monopolar and bipolar electrolytic cells. **Chemosphere**, v.72, n.11, p. 1727 - 1733, 2008.

BAS, D.; BOYACI, I.H. Modeling and optimization I: Usability of response surface methodology. **Journal of food Engineering**, v.78, p.836 - 845, 2007.

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

BAYRAMOGLU, M.; KOBYA, M.; CAN, O.T.; SOZBIR, M. Operating cost analysis of electrocoagulation of textile dye wastewater. **Separation Purification Technology**, v. 37, p. 117 - 125, 2004.

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

BRASIL - CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE (CONAMA). Resolução nº 375, de 29 de agosto de 2006. Define critérios e procedimentos, para o uso agrícola de lodos de esgoto gerados em estações de tratamento de esgoto sanitário e seus produtos derivados, e dá outras providências. Brasília, 2006. Disponível em: www.mma.gov.br/port/conama/res/.../res37506.pdf (Acesso em: 01/05/2013).

BRASIL - CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE (CONAMA). Resolução nº 430, de 13 de Maio de 2011. Dispõe sobre 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. Brasília, 2011. Disponível em: www.adasa.df.gov.br/images/stories/anexos/CONAMA_430_2011.pdf (Acesso em: 01/05/2013).

CAÑIZARES, P.; CARMONA, M.; LOBATO, J.; MARTÍNEZ, F.; RODRIGO, A.M. Eletrodissolution of Aluminum Electrodes in Electrocoagulation Processes, **Industrial and Engineering Chemistry Research**, v. 44, p.4178 - 4185, 2005.

CAÑIZARES, P.; JIMÉNEZ, C.; MARTÍNEZ, F.; RODRIGO, A.M.; SÁEZ, C. The pH as a key parameter in the choice between coagulation and electrocoagulation for the treatment of wastewater. **Journal of Hazardous Materials**, v. 163, p.158 - 164, 2009.

CAÑIZARES, P.; MARTÍNEZ, F.; JIMÉNEZ, C.; LOBATO, J.; RODRIGO, M.A. Comparison of the aluminum speciation in chemical and electrochemical dosing processes, **Industrial and Engineering Chemistry Research**, v. 45, p. 8749 - 8756, 2006.

CERQUEIRA, A. Aplicação da técnica de eletrocoagulação no tratamento de efluentes têxteis. Rio de Janeiro: **Universidade do Estado do Rio de Janeiro**. Dissertação (Mestrado), R J, 2006.

CETESB – Companhia de Tecnologia e Saneamento Ambiental & SMA-SP- Secretaria do Meio Ambiente do Estado de São Paulo. Relatório técnico n. 2 do convênio SMA/MCT n.01.0053.00/2001- Efluentes. 2003. Disponível em http://www.mct.gov.br/CLIMA/brasil/pdf/Efluente_preliminar.pdf (Acesso em: 21/10/2011).

CHAVEZ, C.P.; CASTILLO, R.L.; DENDOOVEN, L.; ESCAMILLA-SILVA, E.M. Poultry slaughter wastewater treatment with an up-flow anaerobic sludge blanket (UASB) reactor. **Bioresource Technology**, v.96, p. 1730 - 1736, 2005.

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

BRASIL - Conselho Estadual de Política Ambiental – COPAM em conjunto com o Conselho Estadual de Recursos Hídricos do Estado de Minas Gerais – CERH-MG. Deliberação Normativa Conjunta N.º 1, de 05 de Maio de 2008. Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento. Disponível em: <http://www.ecotox.com.br/upload/legislacao/pdf3.pdf>. (Acesso em: 20/02/2014).

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

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

DE NARDI, I.R.; T.P. FUZI A.; V. DEL NERY. Performance evaluation and operating strategies of dissolved-air flotation system treating poultry slaughterhouse wastewater; **Resources, Conservation and Recycling**, v.52; p. 533 - 544, 2008.

EATON, A.D.; CLESCERI, L.S.; RICE, E.W.; GREENBERG, A.E.; Standard Methods for the Examination of Water & Wastewater. **Ed. 21, American Public Health Association USA (APHA)**, 2005.

FIGUEIREDO, I.C.; JORDAO, E. P.; JUNIOR, I.V.; DEZOTTI, M.; AZEVEDO, J.P. Tratamento primário quimicamente assistido (CEPT, siglas em inglês) e decantação primária convencional: quando aplicar. Anais do **Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental**, 2005.

GHERNAOUT, D.; NACEUR, M.W.; AOUABED, A. On the dependence of chlorine by-products generated species formation of the electrode material and applied charge during electrochemical water treatment. **Desalination**, v. 270, p. 9 - 22, 2011.

GREGORY, J.; DUAN, J. Hydrolyzing metal salts as coagulants. **Pure Application Chemistry**, v. 73, p. 2017 - 2026, 2001.

HUANG, J.; LI, L. An innovative approach to maximize primary treatment performance. **Water Science and Technology**, v. 42, n. 12, p. 209 - 222, 2000.

JIAN, L.; AYOUB, G. High-pH-magnesium coagulation-flocculation in wastewater treatment. **Advances in Environmental Research**, v. 7, p. 389 - 403, 2003.

JIMÉNEZ, C.; SÁEZ, C.; MARTÍNEZ, F.; CAÑIZARES, P.; RODRIGO, A.M. Eletrochemical dosing of iron and aluminum in continuous processes: A key step to explain eletro-coagulation processes. **Separation and Purification Technology**, v. 98, p.102 - 108, 2012.

KOBYA, M.; SENTURK, E.; BAYRAMOGLU, M. Treatment of poultry slaughterhouse wastewater by electrocoagulation. **Journal of Hazardous Materials**, v.133, p. 172 - 176, 2006.

MARQUES, V.; KATO, M.; FLORENCIO, L. Caracterização e Avaliação da Eficiência do Tratamento de Efluentes de Abatedouro Avícola na Região do Semi-Árido. 24º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental. Belo Horizonte - MG, 2007.

MATSUMURA, E.M.; MIERZWA, J.C. Review - Water conservation and reuse in poultry processing plant— A case study. **Resources, Conservation and Recycling**, v.52, p. 835 - 842, 2008.

MOLLAH, M.Y.A.; MORKOVSKY, P.; GOMES, J.A.G.; KESMEZ, M.; PARGA, J.; COCKE, D.L. Fundamentals, present and future perspectives of electrocoagulation, **Journal of Hazardous Materials**, v. 114, p. 199 - 210, 2004.

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

SATYANARAYAN, S.; RAMAKAN, T.; VANERKAR, A.P. Conventional approach slaughterhouse wastewater treatment. **Enviromental Technology**, v. 26, p. 441 - 447, 2005.

SNOEYINK, V.L.; JENKINS D.; Water Chemistry. **Ed. (1) Wiley**, 1980.

UBABEF - União Brasileira De Avicultura. Relatório anual, 2011. Disponível em <http://www.ubabef.com.br/publicacoes> (Acesso em: 02/04/2013).

UBABEF - União Brasileira De Avicultura. Relatório anual, 2012. Disponível em <http://www.ubabef.com.br/publicacoes> (Acesso em: 02/04/2013).

UBABEF - União Brasileira De Avicultura. Relatório anual, 2013. Disponível em <http://www.ubabef.com.br/publicacoes> (Acesso em: 02/04/2013).

VALENTE, G.F.S. Avaliação de eletrocoagulação no tratamento de efluente líquido da indústria de laticínio. Minas Gerais. **Universidade Federal de Viçosa** Dissertação (Doutorado em ciência e tecnologia de alimentos), MG, 2012.

VALENTE, G.F.S.; MENDONÇA, R.C.S.; PEREIRA, J.A.M.; FELIX L.B. The efficiency of electrocoagulation in treating wastewater from a dairy industry, Part I: Iron electrodes. **Journal of Environmental Science and Health, Part B: Pesticides, Food Contaminants, and Agricultural Wastes**, v. 47, n. 4, p. 355 - 361, 2012.

YETILMEZSOY, K.; IIHAN F.; SAPCI-ZENGİN, Z.; SAKAR, S.; GONULLU, M.T. Decolorization and COD reduction of UASB pretreated poultry manure wastewater by electrocoagulation process; A post-treatment study. **Journal of Hardazous Materials**, v.162, n.1, p. 120 - 132, 2009.