



UNIVERSIDADE ESTADUAL DO SUDOESTE DA BAHIA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO STRICTO SENSU
EM CIÊNCIAS AMBIENTAIS

ELETROCOAGULAÇÃO EM ÁGUA RESIDUÁRIA DA
INCINERAÇÃO DE RESÍDUOS DE SERVIÇO DE SAÚDE:
MODELAGEM E OTIMIZAÇÃO

Mariana Aguiar dos Santos

Itapetinga-Bahia
Setembro/2021

UNIVERSIDADE ESTADUAL DO SUDOESTE DA BAHIA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO STRICTO SENSU EM CIÊNCIAS
AMBIENTAIS

Eletrcoagulação em Água Residuária da Incineração de Resíduos de
Serviço de Saúde: Modelagem e Otimização

Autora: Mariana Aguiar dos Santos
Orientadora: Flávia Mariani Barros
Coorientador: Sérgio de Sousa Castro
Coorientador: Fábio Orssatto

“Dissertação apresentada, como parte das exigências para obtenção do título de MESTRE EM CIÊNCIAS AMBIENTAIS, no Programa de Pós-Graduação Stricto Sensu em Ciências Ambientais da Universidade Estadual do Sudoeste da Bahia - Área de concentração: Tecnologias para Soluções de Problemas Socioambientais”

Itapetinga-Bahia
Setembro/2021

628.1622 Santos, Mariana Aguiar.
S236e Eletrocoagulação em água residuária da incineração de resíduos de serviço de saúde: modelagem e otimização. / Mariana Aguiar dos Santos. – Itapetinga-BA: Universidade Estadual do Sudoeste da Bahia, 2021.
93 fl.

Dissertação apresentada, como parte das exigências para obtenção do título de MESTRE EM CIÊNCIAS AMBIENTAIS, no Programa de Pós-Graduação Stricto Sensu em Ciências Ambientais da Universidade Estadual do Sudoeste da Bahia - Área de concentração: Tecnologias para Soluções de Problemas Socioambientais. Sob a orientação da Prof^a. D. Sc. Flávia Mariani Barros e coorientação do Prof. D. Sc. Sérgio de Sousa Castro e Prof. D. Sc. Fábio Orssatto.

1. Resíduos de serviço de saúde – Efluente de incineração - Tratamento.
2. Efluente de incineração de resíduos - Eletrocoagulação – Eletrodos de ferro.
3. Água residuária - Lavador de gases – Tratamento. I. Universidade Estadual do Sudoeste da Bahia - Programa de Pós-Graduação em Ciências Ambientais. II. Barros, Flávia Mariani. III. Castro, Sérgio de Sousa. IV. Orssatto, Fábio. V. Título.

CDD(21): **628.1622**

Catálogo na fonte:

Adalice Gustavo da Silva – CRB/5-535
Bibliotecária – UESB – Campus de Itapetinga-BA

Índice Sistemático para Desdobramento por Assunto:

1. Processo de eletrocoagulação – Modelagem
2. Sistema de eletrocoagulação - Otimização
3. Serviço de saúde - Efluente de incineração de resíduos – Tratamento



GOVERNO DO ESTADO DA BAHIA
Universidade Estadual do Sudoeste da Bahia
Programa Pós-Graduação em Ciências Ambientais - UESB/RTR/PPG/PPGCA

MARIANA AGUIAR DOS SANTOS

“ELETROCOAGULAÇÃO EM ÁGUA RESIDUÁRIA DA INCINERAÇÃO DE RESÍDUOS DE SERVIÇO DE SAÚDE: MODELAGEM E OTIMIZAÇÃO”

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ciências Ambientais da Universidade Estadual do Sudoeste da Bahia, *Campus* de Itapetinga, BA. Área de Concentração: Meio Ambiente e Desenvolvimento.

Aprovada em: 05/08/2021

BANCA EXAMINADORA

Prof^a. Dr^a. Flávia Mariani Barros (Orientadora/UESB)

Prof^a. Dr^a. Alexilda Oliveira de Souza (UESB)

Prof. Dr. Eduardo Eyng (UTFPR)



Documento assinado eletronicamente por **Flavia Mariani Barros, Professor**, em 28/09/2021, às 09:03, conforme horário oficial de Brasília, com fundamento no art. 13º, Incisos I e II, do [Decreto nº 15.805, de 30 de dezembro de 2014](#).



Documento assinado eletronicamente por **Alexilda Oliveira de Souza, Professor**, em 28/09/2021, às 09:25, conforme horário oficial de Brasília, com fundamento no art. 13º, Incisos I e II, do [Decreto nº 15.805, de 30 de dezembro de 2014](#).



Documento assinado eletronicamente por **Eduardo Eyng, Usuário Externo**, em 28/09/2021, às 09:28, conforme horário oficial de Brasília, com fundamento no art. 13º, Incisos I e II, do [Decreto nº 15.805, de 30 de dezembro de 2014](#).



Documento assinado eletronicamente por **Brenda Emilly Ferreira dos Santos, Terceirizado**, em 29/09/2021, às 09:15, conforme horário oficial de Brasília, com fundamento no art. 13º, Incisos I e II, do [Decreto nº 15.805, de 30 de dezembro de 2014](#).



A autenticidade deste documento pode ser conferida no site https://seibahia.ba.gov.br/sei/controlador_externo.php?acao=documento_conferir&id_orgao_acesso_externo=0, informando o código verificador **00036399446** e o código CRC **C9BB3676**.

Referência: Processo nº 072.4199.2021.0028396-10

SEI nº 00036399446

AGRADECIMENTOS

A Deus por iluminar os meus passos, proporcionar saúde e forças e colocar pessoas íntegras e de boa vontade no meu caminho até o final deste projeto.

A minha família e amigos pelo amor e apoio incondicional, em todos os momentos de minha vida, em especial pelo incentivo e compreensão durante os últimos anos.

A minha orientadora, professora Flávia Mariani Barros, por todos os ensinamentos, por seu exemplo de ética e dedicação à profissão. Pela confiança na minha capacidade, paciência e apoio tão necessários quando se realiza uma pesquisa em meio a uma pandemia.

Aos meus coorientadores Sérgio de Sousa Castro e Fábio Orsatto, pela disposição e por compartilhar de forma generosa o conhecimento imprescindível para o andamento desta pesquisa.

Aos amigos que fiz nesta jornada Janiny, Bety, Lorena e Camila pelo companheirismo, carinho e apoio.

Aos orientados de iniciação científica do Cepeq, Matheus e Renan, e do Ladip, Lorena, pela grande ajuda na realização do experimento.

A Universidade Estadual do Sudoeste da Bahia e ao Programa de Mestrado em Ciências Ambientais, por oportunizarem um aperfeiçoamento gratuito e de qualidade.

SUMÁRIO

	Páginas
LISTA DE TABELAS	8
LISTA DE FIGURAS	9
ABSTRACT	11
1 INTRODUÇÃO.....	12
2 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	15
2.1 Resíduos de Serviço de Saúde e o Setor da Incineração	15
2.2 Eletrocoagulação	19
2.3 Influência das configurações operacionais na eletrocoagulação	23
CAPÍTULO I.....	32
Eletrocoagulação do efluente de incineração de resíduos de serviço de saúde: Remoção de Cr e Pb	32
RESUMO	33
1.INTRODUÇÃO.....	34
2. MATERIAL E MÉTODOS.....	36
2.1 Efluente do lavador de gases da incineração de RSS	36
2.3 Delineamento experimental e análises estatísticas	38
3. RESULTADOS E DISCUSSÃO	39
3.1 Caracterização do EGI bruto	39
3.2 Eficiência na remoção de poluentes	41
4. CONCLUSÃO.....	45
5. REFERÊNCIAS	45
CAPÍTULO II.....	49
Otimização do tratamento de efluente de incineração de resíduos de serviço de saúde por eletrocoagulação com eletrodos de ferro.	49
1. INTRODUÇÃO.....	51
2. MATERIAL E MÉTODOS.....	53
2.3 Delineamento experimental e análises estatísticas	55
2.4 Custo operacional da eletrocoagulação	57

3.RESULTADOS E DISCUSSÃO	58
3.1 Caracterização do efluente.....	58
3.3 Modelagem do processo de eletrocoagulação do EGI	60
3.4 Otimização global do sistema de eletrocoagulação do EGI	65
3.5 Análise de custo operacional da eletrocoagulação de EGI.....	67
4. CONCLUSÃO.....	68
5. REFERÊNCIAS	69
3 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	73
APÊNDICES	87
APÊNDICE A – CÓDIGO FUNÇÃO DESEJABILIDADE - SCILAB	89
APÊNDICE B – ANÁLISE ESTATÍSTICA DO MODELO GERAL SEM AJUSTES- RELATÓRIO DE RESULTADOS DO PROGRAMA SAS- STATISTICAL ANALYSIS SYSTEM.....	92

LISTA DE TABELAS

Tabela 1. Compilação de pesquisas que aplicaram o processo de eletrocoagulação no tratamento de efluentes e respectivas eficiências obtidas	24
---	----

CAPÍTULO I

Tabela 1. Parâmetros e métodos utilizados para caracterização do EGI	37
Tabela 2. Delineamento experimental e a combinação das variáveis independentes reais (I, TDH e DE) e codificadas aplicada nos ensaios com eletrodo de ferro	38
Tabela 3. Caracterização do efluente de incineração bruto utilizado nos ensaios e padrões de lançamento de efluente da Resolução CONAMA 430/2011	40
Tabela 4. Estatística descritiva das eficiências de remoção de Cr e aumento de pH	42
Tabela 5. ANOVA para remoção de	44
Tabela 6. Coeficientes de regressão para variável- resposta remoção de Cr.....	44

CAPÍTULO II

Tabela 1. Parâmetros e métodos utilizados para caracterização do EGI	48
Tabela 2. Delineamento experimental e a combinação das variáveis independentes reais (I, TDH e DE) e codificadas aplicada nos ensaios com eletrodo de ferro	50
Tabela 3. Coeficientes de regressão para variável- resposta remoção de turbidez.....	53
Tabela 4. Coeficientes de regressão para variável- resposta remoção de DQO	60
Tabela 5. Coeficientes de regressão para variável- resposta remoção de COR	61
Tabela 6. ANOVA para remoção de turbidez, DQO e cor.....	62

LISTA DE FIGURAS

Figura 1- Interações que ocorrem em um reator eletrolítico. Fonte: Holt (2002), traduzido pela autora.....	21
Figura 2- Concentrações e frações molares de produtos de hidrólise de Fe e Al dissolvidos em equilíbrio com hidróxidos amorfos, força iônica zero e 25 ° C. Fonte: Duan e Gregory (2003).....	29

CAPÍTULO I

Figura 1. Sistema de lavagem de gases da empresa de incineração de RSS.....	36
Figura 2. Efluente bruto gerado no lavador de gases do processo de incineração de resíduos de serviço de saúde.....	37
Figura 3. Sistema eletroquímico utilizado para o tratamento de EGI em escala laboratorial.....	38
Figura 4. Eficiência de remoção de Cr e Pb.....	42

CAPÍTULO II

Figura 1. Sistema de lavagem de gases da empresa de incineração de RSS.....	53
Figura 2. Efluente bruto gerado no lavador de gases do processo de incineração de resíduos de serviço de saúde.....	54
Figura3. Sistema eletroquímico utilizado para o tratamento de EGI em escala laboratorial.....	55
Figura 4. Eficiência de remoção da turbidez, DQO e cor.....	59
Figura 5. Distribuição normal dos resíduos dos modelos ajustados para % remoção de turbidez, DQO e cor.....	62
Figura 6. Superfícies de resposta para a % remoção da turbidez em função da I(A), DE (cm) e TDH (min).....	63
Figura 7. Superfícies de resposta para a % remoção da DQO em função da I(A), DE (cm) e TDH (min).....	64
Figura 8. Superfícies de resposta para a % remoção da cor em função da I(A), DE (cm) e TDH (min).....	65
Figura 9. Superfícies de resposta para desejabilidade global do sistema de eletrocoagulação do EGI, com eletrodos de ferro, para as variáveis DE (cm), I(A) e TDH (min).....	67

RESUMO

O tratamento térmico promove redução significativa de volume dos resíduos de serviço de saúde e de suas características de periculosidade. No Brasil quase 50% dos resíduos de saúde são tratados por processo de incineração. No processo de combustão o principal problema é a emissão de gases tóxicos, sendo elas controladas com a lavagem dos gases, na qual os poluentes são removidos da corrente gasosa por meio do contato entre o fluxo gasoso e um solvente, gerando um efluente com potencial poluidor significativo. Diante disso, e visto que não foram encontrados estudos sobre o tratamento de efluentes gerados por lavadores de gases, tipo spray sem adição de álcalis, de incineradores de resíduos de serviços de saúde (EGI), este trabalho teve como objetivo geral, analisar e otimizar o tratamento deste efluente, utilizando a eletrocoagulação em batelada, com eletrodos de ferro. A primeira etapa da pesquisa constituiu na caracterização do efluente bruto, foram constatados os seguintes valores dos parâmetros: DQO 319 mg L⁻¹, turbidez 360 NTU, pH 1,85, sólidos totais 4236 mg L⁻¹, suspensos 150 mg L⁻¹ e dissolvidos 4086 mg L⁻¹, condutividade elétrica 1396,65 ms cm⁻¹, cor 170 UC, ferro total 259,97 mg L⁻¹, chumbo 0,58 mg L⁻¹ e cromo 1,14 mg L⁻¹ sendo esses provenientes dos materiais particulados interceptados pela água. Posteriormente o tratamento por eletrocoagulação foi investigado em diferentes condições de operação, tempo de detenção hidráulica, intensidade de corrente e espaçamento dos eletrodos, por meio de um DCCR. No tratamento por eletrocoagulação as eficiências de remoção de turbidez, DQO, cor, Cr e Pb no EGI foram satisfatórias, visto que todos os parâmetros atingiram mais de 70% de remoção em pelo menos um ensaio. Além disso, em alguns ensaios o pH atingiu 5,86. A partir das análises da regressão e a aplicação da ANOVA para o teste t e F dos resultados foram obtidos modelos quadráticos válidos a 95 % de probabilidade para DQO, turbidez e cor. As condições ótimas do processo foram obtidas para o tempo de detenção hidráulica de 27 min, intensidade de corrente de 1 A e distância entre os eletrodos de 2 cm, para remoções simultâneas de 82,07 % da DQO, 86,86% da turbidez e 70,82% de cor. O custo da eletrocoagulação do processo otimizado foi de R\$ 6,35 por m³ de EGI, obteve-se o valor de 6 kWh m⁻³ de consumo de energia elétrica e 0,3225 kg m⁻³ de consumo de ferro.

Palavras-chave: coagulação, eletrólise, efluente industrial, lavador de gases.

ABSTRACT

Thermal treatment promotes a significant reduction in the volume of healthcare waste and its hazardous characteristics. In Brazil, almost 50% of healthcare waste is treated by an incineration process. In the combustion process, the main problem is the emission of toxic gases, which can be controlled with gas washing, in which the pollutants are removed from the gas stream through contact between the gaseous flow and a solvent, generating an effluent with significant polluting potential. Therefore, and since no studies were found on the treatment of effluents generated by gas washers, spray type without the addition of alkalis, from health care waste incinerators (EGI), this work had the general objective of analyzing and optimizing the treatment of this effluent using batch electrocoagulation with iron electrodes. The first stage of the research consisted in the characterization of the raw effluent, the following parameter values were found: COD 319 mg L⁻¹, turbidity 360 NTU, pH 1.85, total solids 4236 mg L⁻¹, suspended 150 mg L⁻¹ and dissolved 4086 mg L⁻¹, conductivity 1396.65 ms cm⁻¹, color 170 UC, total iron 259.97 mg L⁻¹, lead 0.58 mg L⁻¹ and chromium 1.14 mg L⁻¹, these being derived of particulate matter intercepted by water. Subsequently, the electrocoagulation treatment was investigated under different operating conditions, hydraulic detention time, current intensity, and distance between electrodes, using a DCCR. In the electrocoagulation treatment, the turbidity, COD, color, Cr and Pb removal efficiencies in the EGI were satisfactory, since all parameters reached more than 70% removal in at least one trial. Furthermore, in some tests the pH reached 5.86. From the regression analysis and the application of ANOVA for the t and F test of the results, quadratic models valid at 95% probability for COD, turbidity and color were obtained. The optimal process conditions were obtained for a hydraulic detention time of 27 min, current intensity of 1 A and distance between electrodes of 2 cm, for simultaneous removal of 82.07% of COD, 86.86% of turbidity and 70.82% color. The electrocoagulation cost of the optimized process was R\$ 6.35 per m³ of EGI, the value of 6 kWh m⁻³ of electrical energy consumption and 0.3225 kg m⁻³ of iron consumption was obtained.

Keywords: coagulation, electrolysis, industrial effluent, gas scrubber.

1 INTRODUÇÃO

Com o aumento da geração de resíduos sólidos no Brasil (ABRELPE, 2020) associado ao fato da velocidade de geração ser muito superior a capacidade de absorção natural pelo meio ambiente, cresce a preocupação e a necessidade de processos avançados para seu tratamento ambientalmente adequado.

O resíduo de serviço de saúde (RSS) é uma parcela importante dos resíduos urbanos e possui restrições quanto ao gerenciamento (BRASIL,2018), devido ao potencial risco à saúde pública. Neste contexto, no Brasil, o processo de incineração surge como principal alternativa de tratamento de RSS, por meio da combustão controlada (ABRELPE,2020).

Apesar das vantagens, o processo de combustão do incinerador apresenta como principal problema alta emissão de gases tóxicos, sendo imprescindível uma unidade de tratamento das emissões, previamente ao seu lançamento (QUINA, 2008; MOL, 2011; SILVA, et al, 2017). A lavagem dos gases é uma das tecnologias utilizadas para a depuração das emissões, na qual os componentes solúveis (poluentes) são removidos da corrente gasosa por meio do contato entre o fluxo gasoso e um solvente (água, soluções alcalinas ou ácidas) (MORGADO *et al.*,2006; MENDES,2016).

As águas residuárias dos lavadores de gases de uma planta de incineração possuem alto potencial poluidor, com baixo pH e demanda química de oxigênio (DQO) significativa, uma vez que as emissões são constituídas de dioxinas, hidrocarbonetos aromáticos policíclicos, numerosos compostos orgânicos voláteis (VOCs), metais traços como chumbo, cádmio, mercúrio, dióxido de enxofre (SO₂), dióxido de nitrogênio (NO_x) e material particulado (MOL,2011; BHARGAVA). Desta forma, na Resolução CONAMA nº 316 (BRASIL, 2002), estão estabelecidos procedimentos e critérios para o funcionamento de incineradores, dentre eles o controle e monitoramento de efluentes líquidos gerados no tratamento dos gases.

Torna-se necessário o tratamento destas águas residuárias, para posterior destinação final ou para a sua reutilização (BRASIL,2011). Dentre os tratamentos, o processo eletroquímico surge como alternativa promissora para este tipo de efluente com baixa

biodegradabilidade, característica que dificulta o seu tratamento pelos métodos convencionais (Al-QODAH e AL-SHANNAG,2017).

Na eletrocoagulação (EC) as reações eletroquímicas ocorrem em um reator eletrolítico, onde eletrodos de placas de metais de ferro ou alumínio liberam espécies químicas que ocasionam a coagulação dos contaminantes, que por sua vez são flotados pelos gases liberados durante as reações (MOLLAH *et al.*, 2004, CHEN,2004; SEGURA *et al.*, 2017).

O processo de EC permite a neutralização do pH, remoção eficiente de corantes, partículas suspensas, metais traços, fluoreto, ortofosfatos, óleos e graxas, matéria orgânica, clorofila a, dentre outros poluentes presentes em efluentes industriais, sem necessidade da adição de substâncias químicas e com menor geração de lodo quando comparado ao processo convencional de coagulação/floculação (GOBBI,2013;ORSI,2014; ORSSATTO *et al.*; CARMO; GARDIMAN, 2018; NÚNEZ *et al.*,2019), sendo, dessa maneira, uma possibilidade conveniente para o tratamento dos efluentes gerados no processo de lavagem e separação dos poluentes das emissões atmosféricas provenientes da incineração de RSS.

A eficiência no processo de eletrólise está sujeita às peculiaridades relacionadas a composição e concentração de poluentes no efluente e as características operacionais do reator como, área de eletrodos, tempo detenção hidráulica, tensão, densidade da corrente, tipos de eletrodos, a quantidade e o espaçamento entre eles (MOLLAR *et al.*,2001; HAKIZIMATA *et al.*,2017). Portanto, otimizar os fatores envolvidos no processo permite gerar soluções para os problemas encontrados, empregando técnicas específicas, que são testadas pela simulação, viabilizando flexibilização e aplicação dos níveis dos fatores analisados, prevenindo o aumento de custos e problemas acarretados devido ao tempo excessivo de detenção hidráulica, como o incremento de turbidez do processo ocasionada pela geração de hidróxidos nos eletrodos (GUIMARÃES *et al.* ,2015; ALGERI *et al.*;GARDIMAN,2018).

Além da importância do setor de tratamento de resíduos, haja vista que o aumento na geração de resíduos é crescente, sobretudo devido a pandemia da COVID -19, favorecendo o aumento por serviços de saúde em todo mundo (OWS,2020), não existem estudos anteriores sobre o tratamento de efluentes gerados pelo sistema de controle de emissões atmosféricas, composto por lavador de gases tipo *spray* utilizando apenas água, do processo de incineração de RSS com forno de câmaras cilíndricas fixas.

Diante disso, este trabalho teve como objetivo geral, analisar e otimizar o tratamento de efluente de incineração gerado pelo sistema de lavagem de gases, utilizando o processo eletrolítico em batelada, com eletrodos de ferro. Os objetivos específicos foram: a)

Caracterizar química e fisicamente o efluente de incineração gerado pelo sistema de lavagem de gases; b) Tratar o efluente de incineração gerado pelo sistema de lavagem de gases, no reator eletrolítico em batelada com eletrodo de ferro, variando corrente aplicada, distância entre os eletrodos e tempo de detenção hidráulica monitorando a remoção da turbidez, DQO, Pb, Cr, cor e as variações do pH; c) Modelar o tratamento eletrolítico em batelada do efluente de incineração gerado pelo sistema de lavagem de gases, quanto a remoção de turbidez, DQO e cor; d) Determinar as condições ótimas de operação para o tratamento eletrolítico em batelada do efluente de incineração gerado pelo sistema de lavagem de gases, quanto a remoção de turbidez, DQO e cor; e) Mensurar os custos operacionais do sistema.

2 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

2.1 Resíduos de Serviço de Saúde e o Setor da Incineração

2.1.1 Panorama dos resíduos de serviço de saúde no Brasil (RSS)

Devido ao risco que representam à saúde pública, os resíduos de serviço de saúde são parte importante no total de resíduos sólidos urbanos (BRASIL,2018). O seu gerenciamento é normatizado pelos órgãos Agência Nacional de Vigilância Sanitária (Anvisa) e o Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA).

De acordo com a Resolução da Diretoria Colegiada (RDC) n° 222 da Anvisa (BRASIL,2018) e da Resolução CONAMA 358 (BRASIL,2005), RSS são aqueles provenientes dos serviços relacionados com o atendimento à saúde humana ou animal, como serviços de medicina legal (hospitais e clínicas médicas, odontológicas ou veterinárias), atividades da cadeia farmacêutica, estabelecimentos de ensino e pesquisa na área de saúde, atividades de embalsamento, centro de zoonose, entre outros similares. Alguns destes resíduos são infectantes e devido as suas características carecem de procedimentos diferenciados em seu gerenciamento e tratamento prévio à sua disposição final ambientalmente segura (BRASIL,2018).

Os RSS são classificados em cinco grupos e possuem perfis heterogêneos de riscos, que demandam uma classificação eficiente para evitar o gerenciamento inadequado e inseguro (BRASIL,2018), são eles:

Grupo A: materiais orgânicos ou não, que por suas características, com possível presença de microrganismos de relevância epidemiológica, podem apresentar risco de infecção, a título de exemplo temos os resíduos de fabricação de produtos biológicos, amostras laboratoriais, peças anatômicas (órgãos e tecidos) humanos e de animais, produtos hospitalares contaminados, entre outros.

Grupo B: Produtos que apresentam risco de periculosidade à saúde pública ou ao meio ambiente, com componentes potencialmente inflamáveis, corrosivos ou tóxicos como produtos farmacêuticos, resíduos de saneantes, efluentes de processadores de imagens (revelador e fixador), resíduos com metais pesados entre outros.

Grupo C - Quaisquer materiais resultantes de atividades humanas que contenham radionuclídeos em quantidades superiores aos limites estabelecidos nas normas da Comissão Nacional de Energia Nuclear (CNEN) e a reutilização é inviável.

Grupo D: Resíduos recicláveis ou não, que não apresentam características de periculosidade à saúde ou ao meio ambiente, equiparado aos resíduos comuns domiciliares.

Grupo E: Materiais perfurocortantes ou escarificantes.

No Brasil havia 8.139 estabelecimentos hospitalares e 490.397 leitos em 2019, porém, desde dezembro deste mesmo ano, quando a pandemia do COVID-19 foi detectada pela Organização Mundial da Saúde (OMS), onde, de acordo com as estimativas, 15% dos infectados evoluem para hospitalização, o sistema de saúde do país aumentou a demanda por novos leitos e, por conseguinte, houve aumento na geração e no tratamento RSS infectantes (NORONHA *et al.*,2020; OMS, 2020; BRASIL,2020; WANG *et al.*, 2020).

Os RSS infectantes devem passar por tratamento para inativação da carga microbiana, para posterior disposição final em aterros sanitários (BRASIL,2005; BRASIL,2018). O tratamento do RSS pode ser realizado por diferentes tecnologias como: vala séptica, micro-ondas, pirólise, plasma térmico, autoclavagem, esterilização de gases e incineração (MOL *et al.*,2017; BRASIL,2018; ILYAS *et al.*,2020; WANG *et al.*, 2020).

Em muitos países este tipo de resíduo é tratado por meio da incineração (VIVEK *et al.*,2019). De acordo com o levantamento realizado pela ABRELPE, em 2019, 4.540 municípios brasileiros prestaram serviços de coleta, tratamento e disposição final de 252.948 toneladas de RSS, dos quais 40,2% foram tratados por processo de incineração. O país possui uma capacidade instalada de tratamento de RSS, por incineração, de 262,951 ton./ano (ABRELPE,2020).

2.1.2 Incineração de resíduos de serviço saúde

A incineração é uma prática que existe desde o final do século XIX. Essa tecnologia de tratamento de resíduos tem avançado desde então, obtendo melhorias no seu processo (MAKARICHI *et al.*, 2018). Existem aproximadamente 2430 usinas de incineração em operação no mundo (ECOPROG,2018). Entre 2016 e 2017 existiam 522 usinas de tratamento de resíduos perigosos em operação na Europa e 339 usinas de incineração de resíduos sólidos urbanos (RSU) com recuperação energética, na China (SU *et at.*,2015; CEWEP,2018; IEA,2018). Apesar de ser uma tecnologia bastante difundida no mundo para o tratamento de resíduos sólidos urbanos (RSU) e geração de energia, no Brasil, a incineração ainda

corresponde a uma alternativa complementar ao aterramento e tem principal aplicação no tratamento de RSS, em usinas com baixa capacidade de tratamento por dia (DIAS e PENA,2016; ABRELPE,2020).

Tal incineração pode ser definida como um processo térmico de tratamento de resíduos, oxidados a altas temperaturas, proporciona a descontaminação de resíduos com agentes patogênicos, a destruição dos componentes orgânicos e reduz drasticamente o volume e a massa dos materiais em cinzas de fundo e cinzas volantes (MORGADO e FERREIRA, 2006; CAPAZ e NOGUEIRA, 2015).

Em fornos de incineração tipo câmaras fixas, a combustão ocorre geralmente em dois estágios ou mais (MOL *et al.*, 2011). O primeiro estágio é caracterizado pela queima do resíduo na câmara primária, receptora direta dos resíduos, em uma temperatura suficientemente alta, entre 800 - 1000°C , acrescido da alimentação sub estequiométrica de oxigênio, que favorece a conversão dos resíduos em gases e cinzas por meio de volatilização, seguido de combustão parcial ou total; o segundo estágio é a queima na câmara de pós-combustão dos gases gerados no primeiro estágio, sob temperaturas que variam entre 1050 - 1250 °C, a uma atmosfera altamente oxidante, com um tempo de residência de 2 a 3 segundos para a oxidação em dióxido de carbono e água (BRASIL,2002; MORGADO e FERREIRA, 2006; MOL *et al.*,2011). Alguns grupos dos RSS não apresentam boa combustão, sendo assim, em ambos os estágios a temperatura mínima é mantida através de um incremento equilibrado de resíduos líquidos e sólidos e gás liquefeito de petróleo como combustível auxiliar (COSTA, 2007).

As práticas operacionais inadequadas no processo de incineração, potencializam a geração de emissões atmosféricas prejudiciais à saúde e ao meio ambiente (MORGADO e FERREIRA,2006; THIND *et al.*,2021). As emissões provenientes do tratamento térmico de resíduos podem ser constituídas por material particulado e dióxido de carbono (SHINOTSUKA e NAKAGAWA,2014; ALAN e ROY,2016; WANG *et al.*,2018), dioxinas e furanos (KEMAL,2017; TAIT *et al.*,2019; XING *et al.*,2019), compostos organoclorados (WANG *et al.*,2017), HCl, NO_x , SO₂ (SU *et al.*,2015; WEN *et al.*, 2018), metais traços voláteis e semivoláteis (MOL *et al.*, 2011; TORRES,2018; TAIT *et al.*,2019; THIND *et al.*,2021).

Na norma NBR nº 11.175 (ABNT,1990) e na Resolução CONAMA nº316 (BRASIL,2006) são definidos os requisitos de operação, além de ser estabelecido o monitoramento contínuo da incineração de resíduos perigosos. Os limites máximos de

emissão de poluentes atmosféricos para fontes fixas e a exigência de implantação de medidas de controle desta poluição com o uso de equipamentos de “fim de tubo”, são estabelecidos pelas Resoluções CONAMA nº 382 (BRASIL,2006) e CONAMA nº 436 (BRASIL,2011). Em vista da eliminação ou minimização dos potenciais impactos ambientais provocados por emissões gasosas de um incinerador e do atendimento a legislação aplicável, as usinas de incineração devem possuir equipamentos para controle e tratamento dos gases, tais como lavadores, precipitadores, filtros, reatores semissecos, entre outros (WEN *et al* 2018; FERNANDES, 2003).

2.1.3 Lavador de gases e geração de efluente

Os lavadores de gases são uma categoria de equipamentos de controle de emissões atmosféricas, aplicados para a remoção de material particulado, gases e vapores da massa de ar de fontes fixas (FERNANDES,2003; LISBOA e SCHIRMER,2007; STUETZ e FRENCHEN, 2001). O princípio de funcionamento baseia-se na separação de poluentes presentes em um fluxo gasoso por intermédio de um solvente líquido, água ou solução alcalina/ ácida, conforme caráter do soluto, por transferência de um componente através do contato forçado (FERNANDES,2003; SCHIRMER,2004; BHARGAVA,2016).

Conforme descreve Lisboa e Schirmer (2007), o contato entre as emissões gasosas e os líquidos absorventes, dar-se de três formas diferentes: a) contracorrente, a absorção dos poluentes se faz pelo contato das emissões ascendente com o líquido absorvedor descendente; b) concorrente, a corrente gasosa apresenta a mesma direção de fluxo do líquido absorvedor; e c) corrente cruzada, o poluente entra por uma lateral do equipamento saindo pela outra passando pela coluna líquida.

Os lavadores de gases mais comuns são os do tipo torre de enchimento ou leito fluidizado, torre de pratos, venturi, ciclones de spray e lavador *scrubber* (spray ou aspersão) (SCHIRMER,2002; LISBOA e SCHIRMER,2007; PALEVI *et al.*, 2019).

Os lavadores spray são utilizados tanto para remoção de material particulado como para gases. A água, sem adição de produtos, é usualmente utilizada como líquido absorvente, diferente dos lavadores químicos. A configuração do lavador proporciona uma área interfacial entre a corrente gasosa contaminada e a água atomizada por sprays, em regime de fluxo contracorrente e concorrente (BHARGAVA, 2016). Alguns dos mecanismos de coleta de partículas que atuam no lavador são, a impactação inercial, a difusão browniana, a interceptação, a atração eletrostática e a deposição gravitacional (FERNANDES,2003; LISBOA e SCHIRMER,2007; CHERNICHARO, *et al.*, 2010).

Este tipo de equipamento de controle de poluição atmosférica, possibilita o tratamento de gases com uma boa eficiência, entretanto, o sistema está associado a fatores negativos como a exigência de materiais estruturais que apresentem maior resistência a corrosão, produzida por constante umidade e a necessidade de um sistema de tratamento para os efluentes gerados no processo de lavagem e separação dos poluentes coletados (CHERNICHARO *et al.*, 2010).

Existem poucos estudos voltados para a caracterização e tratamento de efluentes gerados por sistemas de tratamentos de gases com lavadores de uma planta de incineração (SILVA *et al.* 2012; SILVA e SANTOS, 2019). As cinzas volantes originadas durante a incineração de RSS são captadas no lavador (SILVA,2008), sendo seus principais contaminantes bifenilos policlorados (PCBs) e metais traços como, arsênio, berílio, cádmio, cromo, chumbo, mercúrio e níquel, que seriam subsequentemente condensados formando partículas metálicas, gases ácidos, alguns sais e compostos orgânicos clorados (YU *et al.*, 2013; SILVA,2008; THIND *et al.*,2021).

De acordo com Ferraz e Afonso (2004), além do material particulado, os tipos de substâncias poluentes emitidas, variam de acordo as composições químicas dos resíduos incinerados. Desse modo muitos outros compostos podem ser absorvidos pela água, gerando um efluente tóxico e com baixa biodegradabilidade. O efluente líquido gerado deve passar por tratamento antes do seu descarte ou reutilização (GAMA, 2008; BRASIL, 2011; MENDES, 2016), dentre esses tratamentos uma alternativa é a eletrocoagulação.

2.2 Eletrocoagulação

2.2.1 Principais conceitos

A aplicação dos conceitos da eletroquímica no tratamento de água e beneficiamento mineral teve início no século XIX (CHEN,2004). Desde o século XX, esta tecnologia, baseada na eletrólise, é estudada e aprimorada para o emprego no tratamento de efluentes de vários seguimentos industriais (CHEN; MOLLAH *et al.*, 2004; KOBAYA *et al.*, 2016; SEGURA, *et al.*,2017).

Segundo Moussa, *et al.* (2017), a EC é uma tecnologia em ascensão no tratamento de efluentes, porque associa os benefícios da coagulação/floculação, flotação e eletroquímica. O processo de EC consiste na deposição de compostos coagulantes, *in situ*, por reações de oxidação eletrolítica de metais condutores e semicondutores desencadeados por aplicação de corrente elétrica (CHEN; MOLLAH *et al.*,2004; HAKIZIMANA, *et al.* 2017). Funciona com o princípio, cujo íons produzidos eletroliticamente a partir de eletrodos de sacrifício de ferro e/ou alumínio (JIMÉNEZ *et al.*,2012) desestabiliza e neutraliza as forças repulsivas que

mantêm as partículas em suspensão na água, favorecendo agregação da fase desestabilizada, contribuindo para uma fácil remoção física dos poluentes (CHEN,2004; CHATURVEDI, 2013; MOUSSA, *et al*, 2017).

Segundo Mollah *et al.* (2001) e Chen (2004), a função principal do ânodo sacrificial é a geração de hidróxidos poliméricos e do cátodo é a redução de íons metálicos. Concomitantemente a estes processos mencionados, há a geração de bolhas, que auxiliam na flotação dos poluentes para a superfície aquosa (HOLT,2002; CHEN,2004; CHATURVEDI, 2013; HAKIZIMANA, *et al*, 2017).

A EC é uma técnica eficiente (AL-QODAH e AL-SHANNAG, 2017; HAKIZIMANA, *et al*, 2017; DIAS, *et al.*, 2019) tem como principais vantagens, produção *in situ* dos coagulantes, evitando poluição secundária relacionada a altas concentrações de produtos adicionais (MOUSSA *et al.*,2017;MOLLAH *et al.*,2004; MOLLAH *et al.*,2001); equipamento simples e adaptável a qualquer área, baixo custo inicial e operacional; menor geração de lodo comparado a tratamentos convencionais de coagulação e floculação (HOLT *et al.*,2002;MOLLAH *et al.*,2004; MOLLAH *et al.*,2001); tratamento econômico para depuração de metais traços (PRASETYANINGRUM *et al.*, 2018; AL-QODAH e AL-SHANNAG, 2017) e remove eficientemente as menores partículas coloidais em comparação com as técnicas químicas e biológicas convencionais (LOUKANO *et al.*, 2020).

Embora a técnica de EC possua benefícios, também apresenta algumas desvantagens, como a necessidade de troca do ânodo de sacrifício; formações de compostos organoclorados e trihalometanos, se houver cloretos e ácido húmicos no efluente; passivação do eletrodo, ocasionando a queda da eficiência; alto custo da energia elétrica em alguns locais, onerando o custo operacional da EC (MOLLAH *et al.*,2004).

2.2.2 Mecanismos da eletrocoagulação

A EC é uma técnica complexa que envolve processos físicos e químicos, conforme destacados na Figura 1.

Os mecanismos da EC são resumidos em três estágios (HOLT,2002; MOLLAH *et al.*,2004; AL-SHANNAG *et at.*,2015; Al-QODAH e AL-SHANNAG,2017):

a) Geração de íons coagulantes nos eletrodos anódicos

Oxidação do metal que compõe o ânodo em decorrência do potencial elétrico aplicado, liberando íons metálicos para a solução, Al^{3+} e Fe^{3+} , que hidrolisam em ferro polimérico ou hidróxido de alumínio, conforme reações apresentadas nas Equações 1, 2, 3 e 4 (MOLLAH *et al.*,2004). Os metais geralmente utilizados são o ferro e o alumínio, uma vez que, por serem

empregados os sais destes metais nos processos de coagulação convencional e possuem maior acessibilidade e eficiência (VERMA, *et al.*; JIMÉNEZ *et al.*: 2012).

Formação de íons,

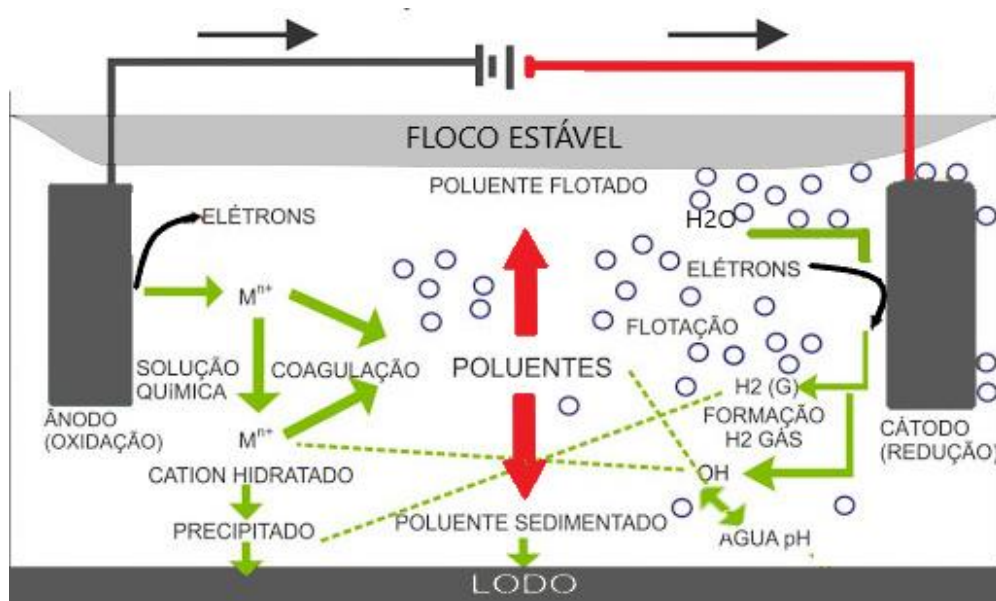
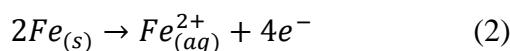
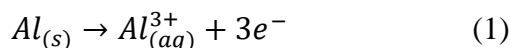
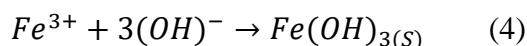
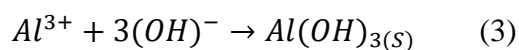


Figura 1- Interações que ocorrem em um reator eletrolítico. Fonte: Holt (2002), traduzido pela autora.

Formação de hidróxidos metálicos,



- b) Desestabilização dos contaminantes (MOLLAH *et al.*, 2004; MOUSSA *et al.*, 2017).

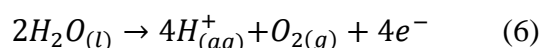
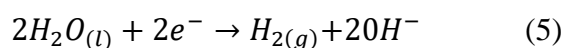
Dentro do processo de eletrocoagulação, a desestabilização dos contaminantes pode ocorrer devido: a compressão da dupla camada elétrica do colóide poluente, onde os íons metálicos de carga oposta se difundem através da camada e ocasionam maior união de íons em torno da partícula; neutralização de cargas nas superfícies das partículas presentes no efluente, por íons opostamente carregados gerados pela dissolução eletroquímica do ânodo que reduzem a repulsão eletrostática entre partículas; e pode ocorrer através de processos de adsorção, quando os metais produzidos no processo são polimerizados e formam elos entre as

partículas coloidais, devido a adsorção na superfície dos coloides através de interações carga-carga e ligação de hidrogênio.

- c) agregação das fases desestabilizadas para formar flocos (MOLLAH *et al.* 2004; HAKIZIMANA, *et al.*, 2017):

A desestabilização é seguida pela coagulação das partículas, decorrente da redução da repulsão e posteriormente pela floculação que consiste na agregação das partículas coaguladas e dos precipitados. O processo de floculação depende das condições de operação do reator (pH, dosagem de íons e agitação) e da taxa de colisão de partículas.

É necessário destacar também a importância da eletrólise da água no processo da EC, pois esta gera bolhas de oxigênio (O₂) e gás hidrogênio (H₂), no ânodo e no catodo, respectivamente, que proporcionam a flotação dos contaminantes que colidem com as microbolhas geradas (CHATURVEDI, 2013). As reações estão representadas nas Equações 5 e 6 (MOLLAH *et al.*, 2004).



Outras reações físico-químicas ocorrem e favorecem a redução da carga poluidora dos efluentes dentro do reator eletrolítico, dentre elas, a redução de moléculas de água no ânodo para formar íons hidroxila (OH⁻), as reações catódicas que podem converter os poluentes em formas menos tóxicas e a migração eletroforética dos íons em solução (MOLLAH *et al.*, 2004; SHANNAG *et al.*, 2015; AL-QODAH e AL-SHANNAG, 2017).

2.2.3 Aplicação da eletrocoagulação no tratamento de efluentes

Muitas pesquisas já demonstraram a eficiência do tratamento eletrolítico na remoção de muitos contaminantes, como (GEREK *et al.*, 2019), arsênio, metais traços (AL-SHANNAG *et al.*, 2015; AL-QODAH e AL-SHANNAG, 2017), óleos e graxas (COMETTI *et al.*, 2014), corantes têxteis (KOBYA *et al.*, 2016; ALGERI *et al.* 2017), matéria orgânica e inorgânica (MÓDENES *et al.*, 2017; PIOVESAN *et al.*, 2017; ORSSATTO *et al.*, 2018), sulfatos (MAMELKINA *et al.*, 2019), fluoretos (GRICH *et al.*, 2019).

Na Tabela 1 estão apresentados alguns dos resultados de pesquisas que utilizaram a eletrocoagulação no tratamento de múltiplos efluentes, demonstrando potencial de aplicação em diversos seguimentos industriais e uma boa eficiência na remoção de poluentes com o uso de eletrodos de ferro e alumínio. Dentre estes, destaca-se o trabalho realizado por Pereira (2017), no qual foi tratado por EC, com emprego de eletrodos de ferro, o efluente de drenagem

ácida de mina de carvão que apresentava baixos valores de pH e diversidade de metais dissolvidos, obteve-se com 75 minutos de eletrólise a elevação do pH de 2,58 para 6,11, acompanhado do desaparecimento da cor amarelada e a redução da toxicidade do efluente avaliada por bioindicadores.

A eficiência do tratamento por eletrocoagulação em efluentes com pH ácido foi comprovada por Carmo (2018), que empregou a EC com eletrodo de alumínio, no tratamento de efluente de baixa degradabilidade da indústria de produtos capilares de higiene pessoal, constatou-se com 30 minutos de eletrólise, pH 2 e densidade de corrente de 50 A/m² a eficiência de remoção de DQO e COT de 88% e 85,5%, respectivamente. Menon (2017), por sua vez, ao tratar o efluente de indústria têxtil com eletrodo de alumínio, obteve uma melhor eficiência do sistema, redução de 85% de carbono total, em 15min de operação, com pH mais ácido, distância de 3 cm entre os 6 eletrodos e densidade de corrente de 200 A/m².

2.3 Influência das configurações operacionais na eletrocoagulação

2.3.1 Material do eletrodo e pH da solução

O ferro e o alumínio são os metais mais empregados na EC (MOLLAH *et al.*, 2004; NAJE *et al.*, 2016), devido ao potencial para gerar íons polivalentes com alta capacidade de coagulação (VEPSÄLÄINEN *et al.*, 2020; MOUSSA *et al.*, 2017). Sendo assim, os tipos de materiais dos eletrodos empregados no tratamento eletrolítico de águas residuárias definem os coagulantes que serão utilizados no sistema. Neste caso, na geração do Al³⁺, a massa equivalente eletroquímica é 335,6 mg / (Ah) e do Fe²⁺ o valor é 1041 mg / (Ah) (CHEN *et al.*, 2004).

O pH da solução a ser tratada tem um papel fundamental nos processos eletroquímicos e de coagulação química, na formação de íons coagulantes e no potencial z das partículas coloidais. Diante disso, diversas espécies coagulantes em equilíbrio podem ser formadas em função do pH, espécies iônicas metálicas, hidróxidos-complexos monoméricos e hidróxidos-complexos poliméricos. (MOUSSA *et al.*; SEGURA *et al.*, 2017; VEPSÄLÄINEN *et al.*, 2020).

As concentrações de produtos monoméricos da hidrólise de Fe e Al em equilíbrio com os hidróxidos amorfos em temperatura ambiente, mudam de acordo o pH (Figura 2). Em pH ácido, abaixo de 4, o alumínio apresenta-se predominantemente em íons Al³⁺ e o ferro em Fe³⁺, se houver oxidantes em concentração suficiente, podem reagir com ânions presentes no efluente (SO₄²⁻, F⁻, Cl⁻, matéria orgânica, entre outros) (DUAN e GREGORY, 2003; NAJE *et al.*, 2016; VEPSÄLÄINEN *et al.*, 2020).

Tabela 1. Compilação de pesquisas que aplicaram o processo de eletrocoagulação no tratamento de efluentes e respectivas eficiências obtidas.

Efluente	Tipo de eletrodo	Especificações do Processo	Eficiência do processo	Autor
Efluente de indústria de perfumaria e cosmético	Al -Al e Fe-Fe	Reator em batelada. Eletrodos com 6 placas (150 x 130 x 1,5 mm), variação do pH inicial 2, 3, 6 e 10, tempo de 30min e densidade de corrente 50 A/m ² .	Remoção de DQO (88%), DBO (90%), COT (85,5%), O&G (>99,5%), surfactantes aniônicos (98,9%), turbidez (97,3%) e toxicidade aguda (99,9%).	Carmo (2018)
Efluente processo de tingimento do linho	Híbrido Al -Fe	Reator em batelada. Eletrodos com 2 placas (46,83 cm ²). Configurações ótimas para CE foram pH 9, tempo de 10 min e densidade de corrente de 8 mA.cm ⁻² .	Remoção máxima de cor, turbidez e DQO foi de 86%, 82% e 59%, respectivamente.	Núñez <i>et al.</i> (2019)
Água contaminada com arsênio e fluoretos	Híbrido Al - Fe	Reator em batelada. Eletrodo com 4 placas (17,5 × 12,5 cm), espessura 0,5 cm (Fe) e 0,3 cm (Al). Condições ótimas, pH inicial de 5, tempo de 15 min e corrente densidade de 4,5 mA.cm ⁻² .	Remoção de 85,68% para fluoreto e aproximadamente 100% para arsênico.	Guzmán, <i>et al.</i> (2019)
Efluente de indústria do couro	Al – Al	Reator em batelada. Eletrodos de 6 placas (área submersa de 100 cm ²), com distância entre os eletrodos de 0,3 cm. Variação do pH foram ajustados para 3,98, 7 e 9. As densidades de corrente elétrica 10, 20 e 30 mA.cm ⁻² . Tempo de 60 min. Melhor eficiência, corrente elétrica de 20 mA.cm ⁻² e pH 7.	Remoção de DOQ (82%) e Cr (100%).	Gerek, <i>et al.</i> (2019)

Tabela 1. Compilação de pesquisas que aplicaram o processo de eletrocoagulação no tratamento de efluentes e respectivas eficiências obtidas (Continuação)

Efluente	Tipo de eletrodo	Especificações do Processo	Eficiência do processo	Autor
Efluente sintético (óleo e cloreto de sódio)	Al – Al	Reator em fluxo contínuo. Eletrodo de 6 placas com orifícios (130 mm x 65 mm x 0,50 mm). Melhor eficiência com 10 orifícios, vazão de 4 mL.s-1, distância entre eletrodos 7,95 mm.	Remoção de óleo (90,2 %) e pH final de 8,83.	Dias, <i>et al.</i> (2019)
Efluente sintético de drenagem ácida de minas	Fe-Fe e Al - Al	Reator em batelada. Eletrodos com 4 placas (84 cm ²), distância de 10 mm. Melhor configuração :corrente 3 A, pH inicial 10 e a C ₀ de sulfato 1000 mg / L.	Remoção do sulfato foi 54% e 10% usando eletrodos de ferro e alumínio, respectivamente.	Mamelkina, <i>et al.</i> (2019)
Efluente sintético e semissintético da indústria de petróleo	Fe-Fe	Reatores em batelada e fluxo contínuo. Eletrodos com 8 placas (128 cm ²), distância de 1 cm. Melhores configurações: batelada, tempo de 30 min e corrente 1,10 A; contínuo, corrente 2,5 A e 4 A e vazão 2,2 ml/s.	Reator batelada, remoção de 78% de Zn ²⁺ , 59% de Ni ²⁺ e o percentual removido de Ba ²⁺ foi de 19%. Reator contínuo, remoção de 100% de Cd ²⁺ , Cu ²⁺ , Cr ³⁺ e Zn ²⁺ e 77% de Sr ²⁺ .	Souza (2012)
Efluente de drenagem ácida de mina de carvão	Al – Al	Reator em batelada. Eletrodo com 2 placas (8,5 cm x 4,0 cm.), distância de 4 cm. Melhor configuração: corrente 2,16 A e a tensão 12 V, tempo de 75 min.	Elevação do pH de 2,85 para 6,11 e redução da toxicidade.	Pereira (2017)
Águas residuárias de indústria de baterias	Fe-Fe	Reator em batelada. Eletrodo com duas placas (250mm x 80mm x 2 mm), densidade de corrente 3,68 mA.cm ¹⁻ . Melhor configuração: distância entre eletrodos de 1,5 cm, tempo de 30 min, 2 mA.cm ⁻² e pH entre 4 e 5.	Remoção de chumbo e zinco maior que 87%.	Mansoorian, <i>et al.</i> (2014)

Tabela 1. Compilação de pesquisas que aplicaram o processo de eletrocoagulação no tratamento de efluentes e respectivas eficiências obtidas (Continuação)

Efluente	Tipo de eletrodo	Especificações do Processo	Eficiência do processo	Autor
Efluentes de processos de lavagem de plásticos pós-consumo	Al – Al	Reator em batelada. Eletrodos com 10 placas (100 mm x 100 mm x 2 mm), distância de 20 mm. Melhor configuração, corrente de 6 A e tempo de 25 min.	Remoção de Hg (30%), óleos e graxas (30%) e Cd (50%). Quatro indicadores ficaram com reduções entre 70 e 80%, sendo o arsênio, o bário e os sólidos sedimentáveis. Os outros metais obtiveram reduções maiores de 90%.	Orsi (2014)
Efluente de abatedouro de aves	Fe-Fe	Reator em batelada. Eletrodo com 6 placas (672 cm ²), distância de 1 cm. Condições otimizadas, pH inicial 8, tempo de eletrólise de 50 min e intensidade de corrente de 2 A.	Reduções máximas de DQO, cor e turbidez de 92,00%, 99,63% e 99,16%, respectivamente.	Módenes, <i>et al.</i> (2017)
Efluente de lavanderia industrial	Al – Al	Reator em batelada. Eletrodo com 2 placas (10 cm x 5 cm x 0,6 mm). Condições otimizadas, ddp (20 V) e o tempo de 20 min.	Remoções acima de 80% da DQO, turbidez e cor	Orssatto, <i>et al.</i> (2016)
Efluentes de matadouros e frigoríficos de suínos	Al – Al	Reator em batelada. Eletrodos com 2 placas (10cm x 5cm), distância 7,8 cm. Tempo de 30 min e densidade de corrente 17,2 mA.cm ⁻² .	Remoção de NTK (67,15%) e fósforo total (99%).	Orssatto, <i>et al.</i> (2018)
Efluente sintético com metais pesados (Cu e Ni)	Al-Al	Reator em batelada. O ânodo é uma folha cilíndrica que reveste a parede interna do vaso de acrílico. Um cátodo cilíndrico concêntrico de tela a uma distância de 1 cm de cada lado do ânodo. Condições ótimas, densidade de corrente de 1,72 mAcm ⁻² C ₀ de 100 mg. L ⁻¹ , NaCl de 1 g.L ⁻¹ e pH (5,5 para Cu e 4 para Ni), tempo de 40 min.	Remoção dos íons Cu ²⁺ e Ni ²⁺ variou de 34,56 a 100%.	El-Ashtoukhy, <i>et al.</i> (2020)

Tabela 1. Compilação de pesquisas que aplicaram o processo de eletrocoagulação no tratamento de efluentes e respectivas eficiências obtidas (Continuação)

Efluente	Tipo de eletrodo	Especificações do Processo	Eficiência do processo	Autor
Efluente da indústria de laticínios	Al- Al e Fe-Fe	Reator em batelada. Eletrodos com 2 placas (10mmx 15 cm x 7 cm) com 2,0 cm distância entre as placas. Condições de operação: intensidade potencial aplicada de 5 V, tempo de 60 min e pH inicial de 5,0.	Remoção de DQO e turbidez ao empregar eletrodos de alumínio foram de 97,0% e 99,6%, respectivamente, com um pH final de 6,72. Remoção de DQO e turbidez ao empregar eletrodos de ferro foram de 97,4% e 99,1 %, respectivamente, com um pH final de 7,38	Melchior, <i>et al.</i> (2016)
Águas residuais de tinta de impressão	Al-Al e Fe-Fe	Reator em batelada. Eletrodos com 2 placas (12 cm ²), distância entre eletrodos 3mm. Condições de operação, densidades de corrente (20,8, 41,67 e 83,33 mA / cm ²) e concentrações iniciais de DQO (2500, 5000, 10.000 mg/ L)	Na maioria das condições de operação utilizadas, a remoção da DQO e da cor variou entre 72,03-85,81% e 98,7-100%, respectivamente. Diminuição substancial no potencial tóxico.	Papadopoulos, <i>et al.</i> (2019)
Efluente doméstico	Al- Al, Mg-Mg e Fe- Fe	Reator em batelada Eletrodos com 2 placas (área submersa de 200 cm ²). Melhores condições de operação, corrente 600mA e tempo de 30 min.	Remoção de 49% de DQO, 21% NT e baixa remoção de PT, com eletrodos de Mg. Eletrodos de Al e Fe forneceram tratamento semelhante a doses equivalentes de alúmen e sais férricos (ou seja, 38-68% de DQO, 10-13% de N e 67-93% de P)	Devlin, <i>et al.</i> (2019)
Efluente sintético da indústria de petróleo	Al- Al	Reator fluxo contínuo. Eletrodos com 4 placas (10 cm x 5 cm x 0.3 cm), distância 1 cm. Condições ótimas, densidade de corrente de 3 A, tempo de 3 min. e pH inicial de 9,0 usando CA e CC.	Eficiências de remoção de 94%, 97% e 99% de óleos e graxas, cor e turbidez, respectivamente.	Cerqueira, <i>et al.</i> (2014)

Tabela 1. Compilação de pesquisas que aplicaram o processo de eletrocoagulação no tratamento de efluentes e respectivas eficiências obtidas (Continuação)

Efluente	Tipo de eletrodo	Especificações do Processo	Eficiência do processo	Autor
Lixiviado de chorume proveniente de um lixão desativado	Al-Al e Fe-Fe	Reator em batelada. Eletrodos com 2 placas (15 cm x 7,0 cm x 0,1 cm), com 2,0 cm de distância entre as placas. Melhores condições de operação: eletrodos de Al, pH inicial 5,0, potencial elétrico de 6,0 V, tempo de 60 min e agitação magnética de 50 rpm, para eletrodos de Fe, pH inicial 6,0; potencial elétrico de 6,0 V, tempo de 60 min e agitação magnética de 50 rpm.	As maiores remoções, utilizando eletrodos de Al, foram 91,69%, 80,16% e 74,74% para turbidez, cor e DQO, respectivamente. Para os eletrodos de Fe, as maiores remoções foram de 86,58% para turbidez, 70,09 % para cor e 55,69 % para DQO.	Piovesan (2017)
Efluente sintético contendo Cu, Ni, Zn e Mn	Fe-Fe	Reator em batelada. Eletrodos com 6 placas (100 cm ² cada), com 0,3 cm de espaçamento entre as placas; Melhores condições de operação: pH acima de 5,7, densidade de corrente de 15 mA. cm ⁻² , 25 mA. cm ⁻² , tempo acima de 20 min.	Remoção de 96% de eficiência de para Cu, Ni e Zn, e 72,6% para Mn.	Al Aji <i>et al.</i> (2012)
Efluente de calagem de curtume	Fe -Fe	Reator em batelada. Eletrodos com 4 placas (9,3 cm x 7,5cm x 0,3 cm), com 2,5 cm de distância entre as placas; Melhores condições de operação: densidade de corrente de 35 mA. cm ⁻² , 35 mA. cm ⁻² e 3,5 mA. cm ⁻² em 10 min de tempo de eletrólise e pH 3.	Remoção de DQO, sulfeto e óleo-graxa alcançaram 82%, 90% e 96%, respectivamente.	Sengil <i>et al.</i> (2009)
Efluente sintético com tetraciclina e Cu ²⁺	Fe -Fe	Reator em batelada. Eletrodos de 4 placas (15cm x 8 cm x 2 mm), distância entre os eletrodos de 1 cm. Melhores condições de operação: pH inicial era de 4,3, a densidade de corrente de 4,17 A .m ⁻² , condutividade de 1000 µS / cm, tempo de 15 min.	Remoção de Tetraciclina, Carbono Total e Cu ²⁺ foi de 100%, 80,2% e 88,1%, respectivamente.	Lu <i>et al.</i> (2021)

Em solução aquosa com o pH mais elevado, o alumínio encontra-se em muitas espécies monoméricas e poliméricas, devido a reação do Al^{3+} com OH^- , como $\text{Al}(\text{OH})_2^+$, $\text{Al}_2(\text{OH})_2^{4+}$, $\text{Al}(\text{OH})_4^-$, $\text{Al}_6(\text{OH})_{15}^{3+}$, $\text{Al}_7(\text{OH})_{17}^{4+}$, $\text{Al}_8(\text{OH})_{20}^{4+}$, $\text{Al}_{13}\text{O}_4(\text{OH})_{24}^{7+}$ e $\text{Al}_{13}(\text{OH})_{34}^{5+}$. Já o Fe, dependendo do estado de oxidação, ocorre na forma bivalente ou trivalente, quando submetido a hidrólise, diferentes espécies iônicas podem coexistir em solução Fe^{3+} , $\text{Fe}(\text{OH})_2^+$, $\text{Fe}(\text{OH})_3^+$, $\text{Fe}_2(\text{H}_2\text{O})_6(\text{OH})_4^{4+}$, $\text{Fe}_2(\text{H}_2\text{O})_5(\text{OH})_2^+$, $\text{Fe}(\text{OH})_4^-$ (DUAN e GREGORY, 2003; MOLLAH *et al.*, 2004; MOUSSA *et al.*, 2017).

De acordo com os estudos de Duan e Gregory (2003) e Moussa *et al.* (2017) os hidróxidos férricos atingem concentrações relevantes em soluções com faixa ampla de pH, em contrapartida o Al, além de uma região de pH menor, as espécies solúveis dominantes são Al^{3+} em pH baixo e $\text{Al}(\text{OH})_4^-$ em pH alto, sob condições alcalinas, no entanto, a solubilidade do alumínio aumenta, diminuindo a afinidade com alguns poluentes dissolvidos.

Tendo em conta os processos de coagulação que envolvam espécies de Al e Fe, os produtos de hidrólise monomérica e o precipitado de hidróxido amorfo são os de maior importância (DUAN e GREGORY, 2003; MOUSSA *et al.*, 2017).

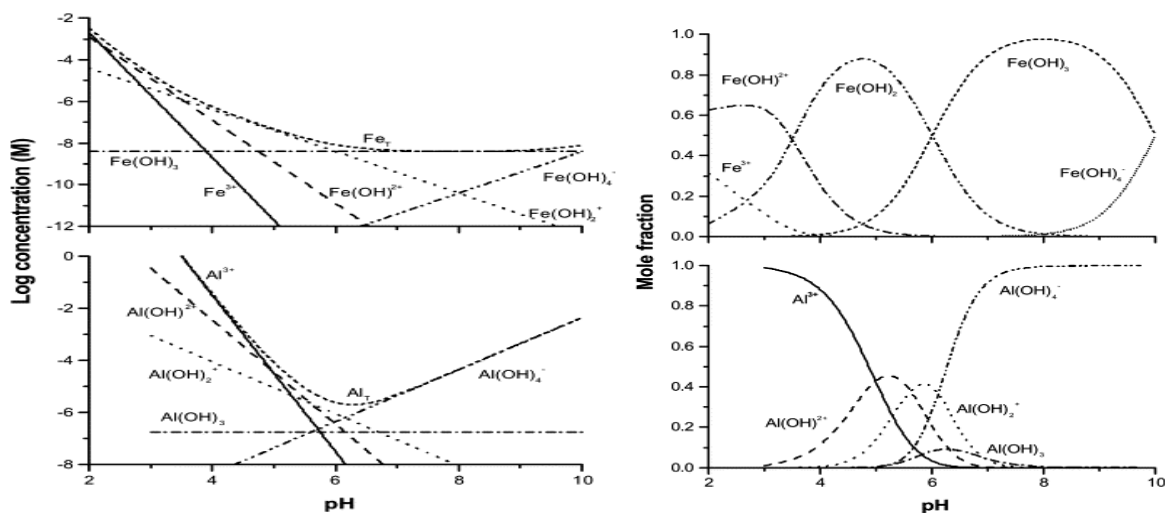


Figura 2- Concentrações e frações molares de produtos de hidrólise de Fe e Al dissolvidos em equilíbrio com hidróxidos amorfos, força iônica zero e 25 ° C. Fonte: Duan e Gregory (2003).

2.3.2 Corrente elétrica e distância entre os eletrodos

A corrente elétrica, muitas vezes projetada em função da densidade de corrente (ORSSATTO, *et al.* 2018; EL-ASHTOUKHY, *et al.* 2020), é um parâmetro operacional chave que influencia no desempenho do processo de EC. A sua aplicação é diretamente proporcional à dissociação de íons metálicos, pela oxidação do ânodo, e a formação de gás hidrogênio no

cátodo (MOUSSA *et al.*, 2017). A massa consumida do eletrodo (Me) por volume, durante a eletrocoagulação, é determinada pela lei de Faraday (Equação 07) (MOLLAH *et al.*, 2004; GARDIMAN, 2018).

$$Me = \frac{i.t.M}{F.n.V} \quad (07)$$

Em que, Me é a massa consumida do eletrodo por volume (kg m⁻³); i a corrente elétrica aplicada (A); t o tempo de aplicação (s); M a massa molar do elemento predominante do eletrodo (g mol⁻¹); F a constante de Faraday (mol⁻¹); n o número de elétrons envolvidos na reação de oxidação do anodo (3); e V o volume do efluente tratado (m³).

A eletricidade influencia as espécies hidrolisadas, cria um meio no qual ocorrem reações de oxidação-redução importantes para coagulação e floculação e favorece a eletromigração de íons e coloides carregados (MOLLAH *et al.*, 2004; HARIF e ADIN, 2011; AL-QODAH e AL-SHANNAG, 2017).

Conforme evidenciado na Tabela 01, os valores de corrente e densidade de corrente são diferentes entre os diversos tipos de efluentes. Essas faixas de valores variam de acordo com diferentes fatores do tratamento, incluindo o tipo e a quantidade de coloides a serem removidos do efluente.

A Corrente contínua (CC), em geral, é o tipo de corrente elétrica largamente utilizada na EC, no tratamento de diversos efluentes (MOLLAH *et al.*, 2004; AL-QODAH e AL-SHANNAG; HAKIZIMANA *et al.*; MOUSSA *et al.*; SEGURA *et al.*, 2017). Não obstante, com este tipo de corrente, uma camada de óxido impermeável pode se formar na superfície catódica, gerando efeitos de passivação, que interfere na transferência de corrente efetiva, conseqüentemente, aumentando a resistência ôhmica, diminuindo a eficiência do tratamento e aumentando o custo operacional (MOLLAH *et al.*, 2004; MOLLAH *et al.*, 2001; EYVAZ *et al.*, 2009; VASUDEVAN e LAKSHMI, 2011). Uma alternativa a esse problema é o uso da corrente alternada (CA) e uso de inversores de polaridade ou limpezas contínuas das superfícies dos eletrodos (MOLLAH *et al.*, 2001; EYVAZ *et al.*, 2009).

Niaraugh *et al.* (2019) investigaram em um processo de EC os efeitos da corrente alternada e contínua na remoção de nitrato e seus custos operacionais e constataram que a remoção de nitrato no modo CA foi ligeiramente mais eficiente do que no modo CC. Além disso, a média dos custos operacionais foi melhorada em mais de 40% usando o modo CA, que foi principalmente relacionado à redução do consumo de eletrodo de alumínio. Em contrapartida, Vasudevan e Lakshmi (2011) não obtiveram diferença significativa na remoção de cádmio entre os experimentos usando CC e CA, exceto pelo consumo de energia que

dobrou com o uso da CC.

De acordo Eyvaz *et al.* (2009) as desvantagens da CC também podem ser diminuídas usando eletrodos de placa em configuração paralela, pois oferecem menor resistência a passagem de corrente elétrica, em comparação com a configuração em série. O arranjo paralelo é o mais utilizado em tratamentos de efluentes industriais, neste a corrente elétrica é dividida entre todos os eletrodos, conforme a resistência de cada placa metálica (MOLLAH *et al.*, 2004). Assim como o arranjo, o espaçamento entre os eletrodos afeta a eficiência do processo de EC.

Além disso, como a queda do potencial ôhmico, há uma eficiência máxima de remoção de poluentes. A queda do potencial ôhmico é proporcional à distância entre eletrodos, reduzi-la é necessário para diminuir o custo com energia (CHEN *et al.*,2004), diminuir o tempo de eletrólise e aumentar a eficiência, pois há aumento na transferência de massa durante o processo de EC como resultado da turbulência gerada pela grande formação de bolhas de gás, nesta condição (VILLAFANE *et al.*,2009). Entretanto, espaçamentos muito estreitos aumentam a velocidade de turbilhão da solução levando a degradação dos flocos, neste caso, o distanciamento ideal, pode propiciar mais tempo para que os hidróxidos de metais formem flocos mais estáveis, resultando em aumento na eficiência de remoção do poluente da solução (AL-QODAH e AL-SHANNAG, 2017; DIAS *et al.*,2019).

2.3.3 Tempo de detenção hidráulica e condutividade elétrica

Um importante parâmetro de projeto é o tempo de operação do reator. estudos evidenciam que com o aumento do tempo de eletrólise, ocorre um aumento na concentração de íons e seus flocos de hidróxido. Este aumento proporciona efeito significativo na eficiência de remoção poluentes (VILLAFANE *et al.*,2009; SOUZA, 2012; GOBBI, 2013; GEREK *et al* 2019). Porém, essa eficiência atinge uma estabilidade em um limite de tempo de operação máximo, que dependerá dos outros fatores que influenciam o processo (ELAZZOUZI *et al.*,2019).

A capacidade de conduzir corrente elétrica, ou seja, a condutividade do efluente, é proporcional a presença dos íons condutores no meio aquoso. Quanto maior a capacidade de condução de corrente elétrica maior será a possibilidade de ocorrência de reações entre as substâncias presentes no efluente. A eficiência da densidade de corrente aumenta com o aumento da condutividade eletrolítica devido à diminuição da resistência ôhmica do efluente, conseqüentemente, menos corrente é necessária para alcançar a mesma eficiência de remoção de poluentes (GOBBI,2013; MOUSSA *et al.*,2017; TAHREEN *et al.*,2020).

CAPÍTULO I

Eletrocoagulação do efluente de incineração de resíduos de serviço de saúde: Remoção de Cr e Pb

Mariana Aguiar dos Santos

Flávia Mariani Barros

Fábio Orssatto

Sérgio de Sousa Castro

RESUMO

O objetivo deste trabalho foi caracterizar o efluente de incineração gerado pelo sistema de lavagem de gases (EGI) e avaliar a eficiência de remoção dos metais cromo e chumbo, por meio da eletrocoagulação com a variação da corrente elétrica (I), do tempo de detenção hidráulica (TDH) e do espaçamento entre eletrodos (DE), em um reator batelada utilizando eletrodos de ferro. O delineamento experimental aplicado foi o DCCR 2³, as correntes aplicadas variaram entre 1A e 5A, o tempo de detenção do efluente no reator variou de 15 a 40 minutos e o espaçamento entre os eletrodos entre 1 e 3 centímetros. A caracterização do efluente bruto, consistiu na análise dos parâmetros pH 1,85, sólidos totais 4236 mg L⁻¹, suspensos 150 mg L⁻¹ e dissolvidos 4086 mg L⁻¹, condutividade elétrica 1396,65 ms cm⁻¹, ferro total 259,97 mg L⁻¹, chumbo 0,58 mg L⁻¹ e cromo 1,14 mg L⁻¹, esses poluentes são provenientes das cinzas volantes interceptadas pela água no lavador. O tratamento do EGI por eletrocoagulação, com relação a remoção de cromo e chumbo, mostrou-se satisfatório com eficiências máximas de remoção acima de 80 % para os dois metais. Não foi possível obter modelos matemáticos significativos para delinear os efeitos da corrente, tempo detenção hidráulica e espaçamento entre eletrodos em relação a eficiência de remoção do Cr e do Pb.

Palavras-chave: Eletrólise, Incineração, Lavador de gases, Metais.

ABSTRACT

The objective of this work was to characterize the incineration effluent generated by the gas washing system (EGI) and to evaluate the efficiency of removal of chromium and lead metals, through electrocoagulation with the variation of electric current (I), hydraulic detention time (TDH) and electrode spacing (DE) in a batch reactor using iron electrodes. The experimental design applied was DCCR 2³, the applied currents ranged between 1A and 5A, the effluent detention time in the reactor ranged from 15 to 40 minutes and the spacing between the electrodes between 1 and 3 centimeters. The characterization of the raw effluent consisted of the analysis of the parameters pH 1.85, 4236 mg L⁻¹ total solids, 150 mg L⁻¹ suspended and 4086 mg L⁻¹ dissolved, electrical conductivity 1396.65 ms cm⁻¹, total iron 259.97 mg L⁻¹, lead 0.58 mg L⁻¹ and chromium 1.14 mg L⁻¹, these coming from particulate materials intercepted by water. The treatment of EGI by electrocoagulation, in relation to the removal of chromium and lead, was satisfactory with maximum removal efficiencies above 80% for both metals. It was not possible to obtain significant mathematical models to delineate the effects of current, hydraulic detention time and electrode spacing in relation to Cr and Pb removal efficiency.

Keywords: Electrolysis, Gas Scrubber, Incineration, Metals.

1. INTRODUÇÃO

Os resíduos de serviço de saúde (RSS) são parcelas importantes dos resíduos urbanos, não pela sua quantidade, mas pelo seu potencial risco à saúde pública. Além disso, possuem restrições quanto ao seu gerenciamento (BRASIL,2018). A pandemia da COVID -19 fez com que a demanda por serviços de saúde aumentasse em todo o mundo e, por consequência, a elevação da geração e do tratamento RSS infectantes. No Brasil quase metade destes resíduos são tratados pela incineração.

De acordo levantamento realizado pela ABRELPE, em 2019, 4.540 municípios brasileiros prestaram serviços de coleta, tratamento e disposição final de 252.948 toneladas de RSS, dos quais 40,2% foram tratados por processo de incineração. O país possui uma capacidade instalada de tratamento de RSS, por incineração, de 262,951 ton./ano (ABRELPE, 2020).

O tratamento térmico proporciona redução significativa do volume dos RSS e de suas características de periculosidade, principalmente no que se refere a desinfecção. Porém, as práticas operacionais inadequadas no processo de incineração, potencializam a geração de emissões atmosféricas prejudiciais à saúde e ao meio ambiente (THIND *et al.*,2021). Uma das tecnologias aplicadas no tratamento dessas emissões é a lavagem dos gases na qual os componentes solúveis, poluentes, são removidos da corrente gasosa por meio do contato entre o fluxo gasoso e um solvente (MENDES,2016).

Os efluentes gerados nos lavadores de gases de uma planta de incineração (EGI) possuem alto potencial poluidor, com baixo pH e elevada concentração de diversos sólidos dissolvidos e em suspensão. As cinzas volantes da incineração tendem a conter contaminantes bifenilos policlorados e metais traços como, arsênio, berílio, cádmio, cromo, chumbo, mercúrio e níquel, que seriam subsequentemente condensados formando partículas metálicas, gases ácidos, alguns sais e compostos orgânicos clorados (SILVA,2008; BHARGAVA, 2016; THIND *et al.*,2021). A concentração de metais no efluente é derivada da combustão a altas temperaturas de resíduos contendo estes tipos de metais, que são liberados para a fase gasosa e condensados em partículas finas quando entram em contato com a água do lavador de gases (MIN *ET AL.*, 2014).

Metais como chumbo e algumas espécies de cromo são prejudiciais ao meio ambiente e à saúde, oferecendo risco de contaminação, pois acumulam em organismos vivos e são tóxicos em concentrações baixas (CASTRO,2002).

Ante à necessidade do tratamento do EGI, o processo de eletrocoagulação (EC) surge como alternativa promissora para este tipo de efluente, uma vez que os eletrodos de metal, onde os ânodos sacrificiais sofrem dissolução elétrica de íons metálicos, que reagem espontaneamente produzindo hidróxidos metálicos, que possuem elevada afinidade com as partículas presentes no efluente, ocasionando a coagulação química dos contaminantes, que por sua vez são flotados pelos gases liberados durante as reações (MOUSSA *et al.*, 2017). Além disso, durante o processo as reações catódicas podem converter os poluentes em formas menos tóxicas (AL-QODAH e AL-SHANNAG, 2017).

Pesquisas realizadas demonstraram a eficiência do tratamento eletrolítico na remoção de muitos contaminantes, dentre eles diversos metais pesados (EIBAND *et al.*, 2014; SOUZA, 2012; AL AJ *et al.*, 2012; AL-QODAH e AL-SHANNAG, 2017), e neutralização do pH (MELCHORS *et al.*, 2016) consistindo, dessa maneira, em uma opção apropriada para o tratamento dos efluentes gerados no processo de lavagem dos poluentes das emissões atmosféricas provenientes da incineração de resíduos da saúde.

O processo de tratamento de efluente por eletrólise depende de fatores como características do efluente (concentração de poluentes, pH e condutividade elétrica) e das configurações do reator eletrolítico, tais como área e quantidade de eletrodos, que influenciará na densidade de corrente aplicada no sistema, tempo de detenção hidráulica, corrente elétrica e metal do eletrodo, pois definem a quantidade e tipo de coagulantes que serão utilizados no sistema, no caso do ferro na geração do Fe^{2+} a massa equivalente eletroquímica é 1.041 mg Ah^{-1} (CHEN *et al.*, 2004), bem como o espaçamento entre os eletrodos (MOUSSA *et al.*, 2017).

A otimização dos fatores envolvidos no processo permite gerar soluções para os problemas encontrados, empregando técnicas específicas de modelagem estatística que são testadas pela simulação, prevenindo assim aumento de custos, problemas acarretados devido a tempos excessivos de detenção hidráulica, como o incremento de turbidez do processo ocasionada pela geração de hidróxidos nos eletrodos e maior consumo de energia (ALGERI *et al.*, 2018). Diante disso, e visto que não existem estudos anteriores sobre o tratamento de efluentes gerados pelo sistema de controle de emissões atmosféricas, composto por lavador de gases tipo *spray* utilizando apenas água, este trabalho teve como objetivo caracterizar o efluente de incineração gerado pela lavagem de gases, bem como avaliar a eficiência de remoção de Pb e Cr por meio da aplicação de eletrocoagulação em um reator batelada utilizando eletrodos de ferro variando a corrente elétrica, tempo de detenção hidráulica e espaçamento dos eletrodos.

2. MATERIAL E MÉTODOS

2.1 Efluente do lavador de gases da incineração de RSS

O efluente utilizado no estudo foi proveniente de um sistema de lavagem de gases tipo spray de incineração em forno de câmaras fixas múltiplas, com capacidade de 50kg/h, de uma empresa de tratamento de RSS classe A, B e E, localizada no município de Vitória da Conquista- BA, com capacidade instalada de 385 toneladas de resíduos por ano, gerando $72 \text{ m}^3\text{dia}^{-1}$ de efluente. O sistema funciona em circuito fechado, com a reutilização do efluente gerado armazenado em três tanques de 5.000 L (Figura 1). Como ocorrem perdas por evaporação, o volume é complementado com água.

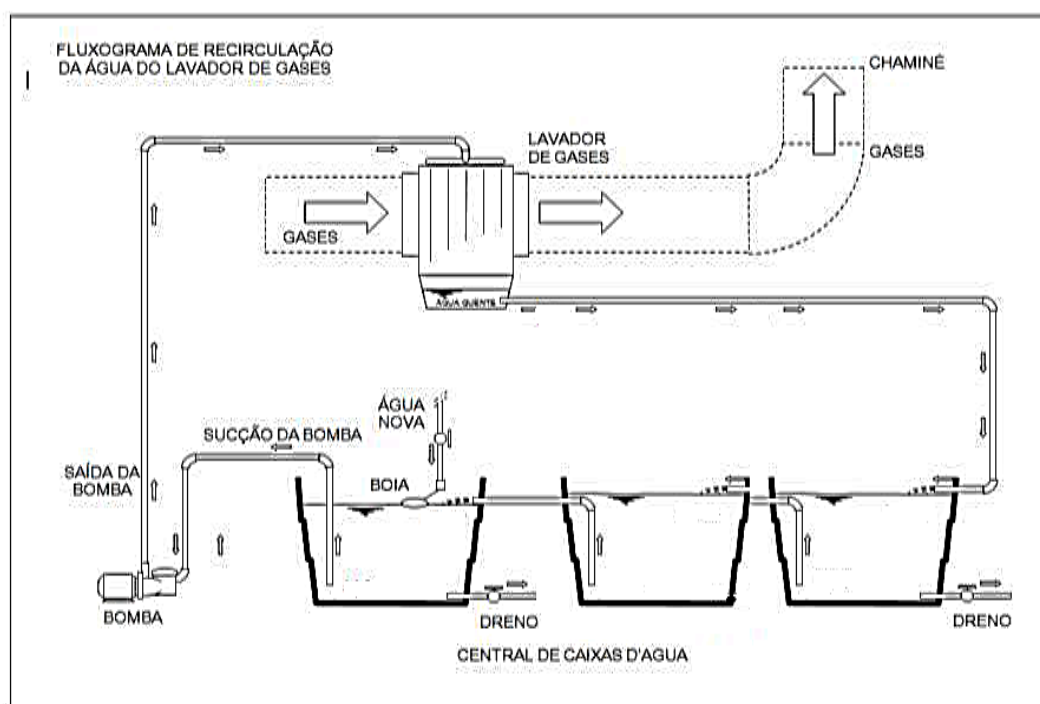


Figura 1. Sistema de lavagem de gases da empresa de incineração de RSS.

Fonte: Documentos internos da empresa de incineração.

Foram coletadas dez amostras simples de 5 L cada, retiradas no momento da inserção de mistura de cinco tipos diferentes de RSS (grupo A1, mistura dos demais resíduos do grupo A, grupo B sólidos, grupo B líquidos e grupo E) no forno de incineração, que compuseram a amostra composta de 50L do efluente utilizado para os ensaios de tratamento com EC (Figura 2). A amostra foi conservada em uma BOD a -1°C durante a realização dos ensaios.

Para caracterização do efluente foram realizadas as análises descritas na Tabela 1.



Figura 2. Efluente bruto gerado no lavador de gases do processo de incineração de resíduos de serviço de saúde. Foto: Autora, 2021.

Tabela 1. Parâmetros e métodos utilizados para caracterização do EGI.

Parâmetro	Método utilizado	Equipamento
pH	Método eletrométrico (4500 - H ⁺ B) (ALPHA, 2005).	Peagâmetro marca Digimed, modelo DM – 22
Sólidos totais	Método de evaporação de 103 a 105°C (2540- B) (ALPHA, 2016).	_____
Sólidos suspensos e dissolvidos totais	Gravimetria (2540- D) e (2540- E) (ALPHA, 2005).	_____
Ferro total	Espectrometria de absorção atômica com chama (FAAS)	_____
Metais traços (Pb e Cr)	Espectrometria de absorção atômica com chama (FAAS)	_____
Condutividade elétrica	Método 2510 A (ALPHA, 2005).	Condutivímetro marca Digimed, modelo DM – 32

Fonte: Autora, 2021.

2.2 Sistema experimental

O sistema de tratamento por EC (Figura 3) foi montado no Laboratório de Dispersão de Poluentes da Universidade Estadual do Sudoeste da Bahia e consistiu em um reator batelada composto por uma caixa retangular de vidro com 9 cm de largura, 17 cm de comprimento e 13 cm de profundidade, com capacidade aproximada de 2 L. Foi utilizado 1,5 L de efluente em cada ensaio (Figura 2), sendo mantido em constante agitação (aproximadamente 100 rpm) por meio de um agitador e uma barra magnética.

O experimento foi aplicado para o eletrodo de ferro, pois em pH mais baixo, como o do efluente estudado, há uma significativa dissolução do metal em Fe²⁺ e posterior oxidação em Fe³⁺, um coagulante eficaz (DUAN E GREGORY, 2003).

Foram utilizados eletrodos compostos por 4 placas de ferro com 7,0 cm de largura, 13,0 cm de comprimento, 1 mm de espessura e 56 cm² de área útil, na configuração monopolar em paralelo, pois esta configuração oferece menor resistência a passagem de corrente elétrica, em comparação com a configuração em série, de acordo com as considerações descritas por

Mollah *et al.* (2004). Antes da montagem dos eletrodos, na barra graduada de nylon technyl, as placas de ferro foram lavadas com água destilada, polidas com lixas de papel a prova d'água P400, mergulhadas em solução de ácido clorídrico a 10%, enxaguadas com água destilada e secas com papel toalha.

O sistema foi ligado a uma fonte de alimentação regulável, corrente contínua, marca Hikari modelo HF-3203S, com intensidade máxima de 5 A. O pH do efluente foi corrigido para 2,8 com solução de hidróxido de sódio (NaOH), antes de cada ensaio, para acelerar o processo de coagulação. Pois, os pré-testes demonstraram que com o pH natural a formação de flocos teve início após quase duas horas de eletrólise.

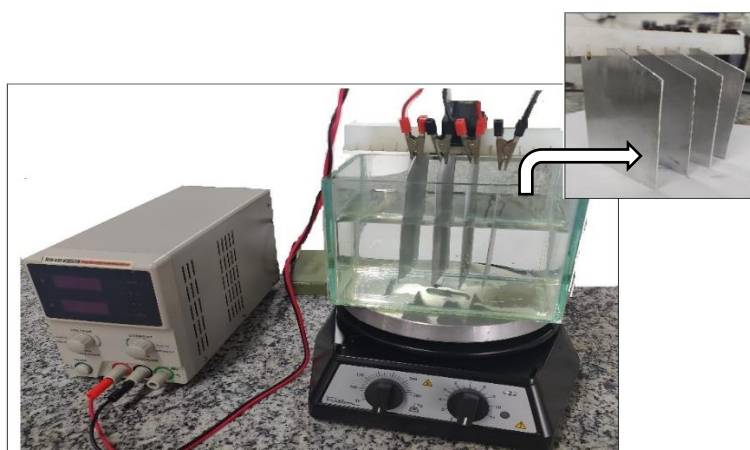


Figura 3. Sistema eletroquímico utilizado para o tratamento de EGI em escala laboratorial. Foto: Autora, 2021.

2.3 Delineamento experimental e análises estatísticas

Empregou-se o delineamento composto central rotacional (DCCR) para três variáveis independentes (I, TDH e DE). Foi realizado um fatorial completo 2^3 , incluindo 6 pontos axiais e 5 repetições no ponto central, totalizando 19 ensaios, conforme Tabela 2.

Tabela 2. Número de ensaios e a combinação das variáveis independentes reais (I, TDH e DE) e codificadas aplicadas.

N°	Ensaio	Níveis Codificados			Níveis - Variáveis Independentes Reais		
		x1	x2	x3	I (A)	TDH (min)	DE (cm)
1	1	-1	-1	-1	1,809	20	1,5*
2	2	-1	-1	1	1,809	20	2,5*
3	3	-1	1	1	1,809	35	2,5*
4	4	1	-1	-1	4,19	20	1,5*
5	5	1	1	-1	4,19	35	1,5*
6	6	1	1	1	4,19	35	2,5*
7	7	-1	1	-1	1,809	35	1,5*
8	8	1	-1	1	4,19	20	2,5*

9	9	-1,68	0	0	1	27,5	2
10	10	1,68	0	0	5	27,5	2
11	11	0	-1,68	0	3	15	2
12	12	0	1,68	0	3	40	2
13	13	0	0	-1,68	3	27,5	1
14	14	0	0	1,68	3	27,5	3
15	15	0	0	0	3	27,5	2
16	15	0	0	0	3	27,5	2
17	15	0	0	0	3	27,5	2
18	15	0	0	0	3	27,5	2
19	15	0	0	0	3	27,5	2

*Valores foram arredondados de 1,4 cm para 1,5 cm e de 2,6 cm para 2,5 cm, devido a dificuldades na montagem do arranjo experimental. Fonte: Autora, 2021.

As correntes aplicadas variaram entre 1A (5,9 mA cm⁻²) e 5A (29,7mA cm⁻²), o tempo de detenção do efluente no reator variou de 15 a 40 minutos e o espaçamento entre os eletrodos entre 1 e 3 centímetros. Para verificar a eficiência de depuração do efluente, considerou-se os dados referentes a remoção de cromo e chumbo.

A partir dos dados do DCCR, utilizou-se o programa *Statistical Analysis System- SAS* na construção dos modelos estatísticos os quais relacionou-se as variáveis respostas (eficiência de remoção de Pb e Cr) às demais variáveis independentes testadas. Análises de variância (ANOVA) foram efetuadas para validação dos modelos, a nível de significância de 5% para o Teste F.

3. RESULTADOS E DISCUSSÃO

3.1 Caracterização do EGI bruto

A caracterização do EGI bruto utilizado nos ensaios está apresentada na Tabela 3. Os valores foram comparados com os padrões estabelecidos pela legislação, resolução CONAMA 430/20211 (Brasil, 2011) que dispõe sobre o lançamento de efluentes

Ao comparar os resultados da Tabela 3 com a CONAMA 430/20211, verifica-se que o EGI possui potencial poluidor, impossibilitando o seu lançamento em corpos hídricos sem tratamento adequado, os valores de Fe 259,97 mg L⁻¹, Pb 0,58 mg L⁻¹ e Cr 1,14 mg L⁻¹ encontram-se fora dos limites estabelecidos pela resolução que é de 15,0 mg L⁻¹, 0,5 mg L⁻¹ e 0,1 mg L⁻¹, respectivamente. A presença dos metais Fe, Pb e Cr no efluente é derivado da combustão a altas temperaturas de resíduos contendo estes tipos de metais, que são liberados para a fase gasosa e condensados em partículas finas quando entram em contato com a água do lavador de gases. De acordo Min *et al.* (2014) esses metais podem ser liberados nos gases de combustão e nas cinzas volantes após incineração em alta temperatura, pois metais voláteis ou compostos de metal formam vapores em temperaturas elevadas, enquanto os metais traços

de alto ponto de ebulição podem reagir com outras espécies para formar compostos mais voláteis, como por exemplo, cloretos de metal. Ainda de acordo com os autores, as concentrações de Cr e Pb nas cinzas volantes aumentam com a elevação da temperatura operacional durante a incineração.

Tabela 3. Caracterização do EGI bruto utilizado nos ensaios e padrões de lançamento de efluente das Resolução CONAMA 430/2011.

Parâmetros analisados	Resultados	CONAMA 430/2011
pH	1,85	5 a 9
Sólidos totais	4236 mg L ⁻¹	*
Sólidos suspensos totais	150 mg L ⁻¹	*
Sólidos dissolvidos totais	4086 mg L ⁻¹	*
Ferro total	259,97 mg L ⁻¹	15 mg L ⁻¹
Chumbo	0,58 mg L ⁻¹	0,5 mg L ⁻¹
Cromo	1,14 mg L ⁻¹	0,1mg L ⁻¹
Condutividade elétrica	1396,65 ms cm ⁻¹	*

* Não há padrões de lançamento.

Fonte: Autora, 2021.

Os sólidos totais 4236 mg L⁻¹, suspensos 150 mg L⁻¹ e dissolvidos 4086 mg L⁻¹ provém sobretudo das cinzas voláteis, material particulado gerados pela combustão, que ficam dissolvidos e ou suspensos no efluente, uma vez que estas são interceptadas e arrastadas pela água (SILVA *et al.*,2012; BHARGAVA, 2016).

Silva e Santos (2019) analisaram os efluentes gerados em uma planta de incineração tipo leito móvel de resíduos perigosos, com lavagem dos gases ácida ou alcalina, durante seis campanhas de monitoramento, evidenciaram o quanto o EGI é instável e a sua composição pode mudar drasticamente por consequência da variação gravimétrica dos resíduos incinerados. Ainda de acordo os autores, o efluente apresentou variação de cor de 10 a 208 mg Pt L⁻¹, a condutividade elétrica oscilou entre 4.000 e 10.120 µS cm⁻¹, os sólidos suspensos totais variaram entre 65 e 3080 mg L⁻¹, DQO entre 370 e 3004 mgO₂ L⁻¹ e o pH neutro devido a captura dos gases ácidos pela lavagem com hidróxido de sódio. Apesar do EGI apresentar uma baixa concentração de sólidos suspensos, 150 mg L⁻¹, a variabilidade apresentada pelos autores indica que a depender do processo produtivo (quantidade e tipo de resíduo incinerado) este valor pode ser muito superior. Assim como o efluente estudado Silva e Santos (2019), o EGI possui alta condutividade elétrica, 1396,65 ms cm⁻¹, o que contribui para um bom processo de eletrocoagulação, pois diminui da resistência ôhmica do efluente, conseqüentemente, menos corrente é necessária para alcançar a mesma eficiência de remoção de poluentes (MOUSSA *et al.*,2017; TAHREEN *et al.*,2020).

As características do EGI estão diretamente ligadas a composição dos resíduos de saúde que são incinerados, pois cada material (plástico, papel, tecidos, material orgânico, produtos químicos, entre outros resíduos) pode formar diferentes tipos de emissões atmosféricas. De modo geral, os poluentes interceptados pelos controles de poluições atmosféricas em uma planta de incineração de resíduos são monóxido de carbono (CO), dióxido de carbono (CO₂), vapor de água (H₂O), dióxido de enxofre (SO₂), gases ácidos (HF, HCl), NO_x, compostos orgânicos voláteis (COV's), metais traços, material particulado, dioxinas e furanos (HU *et al.*, 2003; WANG *et al.*, 2018).

O efluente apresentou um pH de 1,85, devido aos óxidos formados durante a incineração e de suas interações com a água utilizada no sistema de lavagem de gases. No processo de incineração, quando a combustão é incompleta, o plástico presente na composição gravimétrica dos resíduos de serviços de saúde, formam ácidos fortes como o ácido clorídrico. Assim como a queima do cloro presente em tintas, materiais a base de alguns tipos de plástico e papel branco, produz hidreto de cloro que em contato com a água reage formando o mesmo ácido (SAMPAIO, 2014).

Poluentes como SO_x e NO_x, formados durante a combustão completa e incompleta dos resíduos, podem contribuir para a redução do pH do EGI. Segundo Sampaio (2014), o excesso de ar na câmara de combustão favorece a reação entre o dióxido de enxofre e o oxigênio, dando origem ao trióxido de enxofre que em contato com água forma ácido sulfúrico. Além disso, o nitrogênio presente nos resíduos de composição orgânica, geralmente oriundos de partes do corpo humano, feto morto, placenta, resíduos de patologia, entre outros, na combustão, podem formar o dióxido de nitrogênio que em contato com a água forma ácido nítrico.

3.2 Eficiência na remoção de poluentes

A variação das eficiências de remoção de Cr e Pb no EGI após os dezenove ensaios estão apresentados na Figura 4. A partir dos valores obtidos é possível afirmar que o tratamento por eletrocoagulação, utilizando eletrodos de ferro, é adequado para o EGI, no que se refere a remoção do Pb, proporcionando mais de 80% de remoção em todas as condições aplicadas. Em relação ao cromo, a eficiência de remoção foi satisfatória, a depender das configurações do reator.

A eficiência de remoção do Pb foi alta em todos os ensaios, com valores no efluente tratado abaixo de 0,1 mg L⁻¹, o mínimo detectado pela metodologia (FAAS), esta remoção do metal

durante o processo pode ser atribuída às reações de redução catódica, (HAKIZIMANA, et al, 2017). Eiband *et al.* (2014), obtiveram resultado semelhante, a remoção completa de Pb a baixas taxas de corrente contínua em todos os ensaios no processo de eletrocoagulação de efluente sintético e concluíram que houve ligeira dependência da remoção com a corrente aplicada.

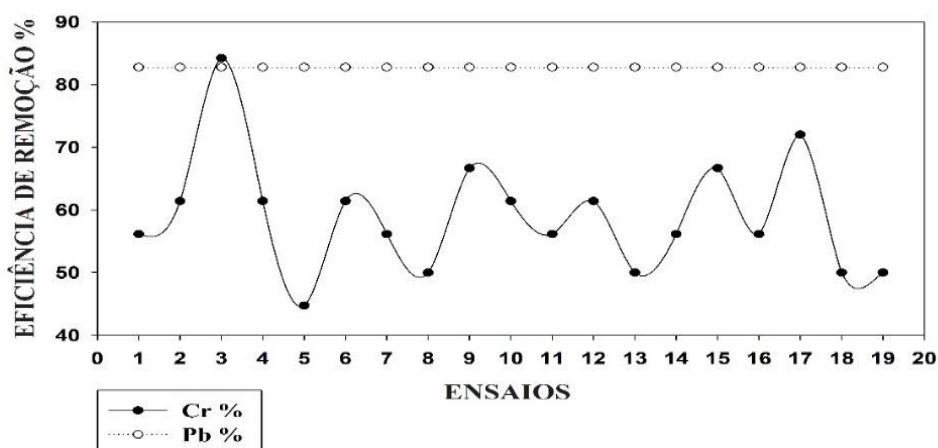


Figura 4. Eficiência de remoção de Cr e Pb.

Fonte: Autora, 2021.

Conforme estatística descritiva das eficiências de remoção Cr e aumento de pH demonstrados na Tabela 4, os parâmetros apresentaram baixa variabilidade, uma vez que os baixos desvios indicam que os valores estão próximos da média.

Tabela 4. Estatística descritiva das eficiências de remoção Cr e aumento de pH

Parâmetros	Média	Desvio padrão	Mínimo	Máximo
pH	4,8484211	0,4976641	4,2200000	5,8600000
Cr	59,0947368	9,2520060	44,7400000	84,2100000

Fonte: Autora, 2021.

Pode-se observar (Tabela 4) que o processo de eletrocoagulação do EGI ocasionou o aumento do pH, ajustado para 2,8 antes do tratamento, sendo esse aumento uma das principais finalidades do tratamento deste tipo de efluente, visto que o EGI possui elevada acidez. O processo de eletrólise da água proporciona a elevação do pH, devido a diminuição da concentração de íons hidrogênio (H^+) no meio aquoso para formar íons hidroxila (OH^-) (AL-QODAH e AL-SHANNAG, 2017).

De acordo com o desvio padrão apresentado na Tabela 4, não houve grande variação do pH apesar das diferentes condições aplicadas em cada ensaio. O aumento médio do pH do EGI 4,85 não está dentro dos padrões legais de descarte estabelecido pela CONAMA 430/2011, pH entre 5 e 9.

O pH levemente ácido ao final de todos os tratamentos deve-se ao pH inicial de 2,8. Mamelkina, *et al.* (2019), analisaram a variação do pH em relação ao pH inicial e ao tempo na eletrocoagulação com eletrodo de ferro do efluente sintético de drenagem ácida de minas, com o pH inicial mais ácido, assim como o pH do EGI, obtiveram valores de pH acima 5 somente após 3 horas de tratamento, mostrando uma evolução lenta no aumento do pH quando o efluente está muito ácido no início do tratamento. Pereira (2017) também obteve a elevação do pH de 2,85 para 6,11, com tempo de eletrólise de 75 min, e intensidade de corrente de 2,16 A, aproximadamente o dobro do tempo máximo aplicado no presente trabalho.

Os valores de eficiência de remoção do Cr variaram de 84,21% a 44,71% (Tabela 4). A maior eficiência de remoção de Cr foi obtida pelo ensaio 3 com 35 minutos de tempo de detenção hidráulica, distância entre os eletrodos de 2,5 cm e aplicação de 1,81 A de corrente ou 10,7 mA.cm² de densidade de corrente e a menor eficiência pelo ensaio 5 com 35 minutos de tempo de detenção hidráulica, 1,5 cm de distância entre os eletrodos e 4,19 A de corrente ou 29,7 mA.cm² de densidade de corrente. De acordo com Al Aji *et al.* (2012), o baixo desempenho médio na remoção do Cr de 59,1% pode ser atribuído a acidez do efluente, pois soluções mais alcalinas propiciam a formação de precipitado de metais. Os autores investigaram o desempenho da EC com eletrodo de ferro na remoção de outros metais de transição e alcançaram altas eficiências com pH acima de 5,5 e densidades de correntes acima de 25 mA.cm⁻².

A boa eficiência de remoção de poluentes em águas residuárias por processos eletrolíticos aplicando baixas correntes ou densidade de correntes, com eletrodo de ferro, foi constatado por Souza (2012) o qual atingiu 78% de remoção de Zn²⁺ com corrente 1,10 A em 30 min de tratamento do efluente sintético e semissintético da indústria de petróleo, e Mansoorian, *et al.* (2014) no tratamento de águas residuárias de uma indústria de baterias, obteve remoções de chumbo e zinco maiores que 87% com tempo de 30 min, 2 mA.cm⁻² e pH entre 4 e 5.

Na avaliação do tratamento de efluente sintético com tetraciclina e Cu²⁺ efetuada por Lu *et al.* (2021), os resultados mostraram que para os três sistemas com diferentes relações molares TC / Cu, quando o pH inicial era de 4,3, a densidade de corrente de 4,17 A m⁻², condutividade de 1000 µS cm⁻¹, a remoção de tetraciclina, COT e Cu²⁺ atingiu o máximo de 100%, 80,2% e 88,1%, respectivamente, após a reação de 15 min, implicando em excelente mineralização de contaminantes orgânicos.

3.3 Modelagem estatística da remoção de Cr e Pb na eletrocoagulação do EGI

Através dos resultados da eletrocoagulação do EGI, não foi possível obter modelos matemáticos significativos para delinear os efeitos da corrente, tempo de retenção hidráulica e espaçamento entre eletrodos em relação a eficiência de remoção do Cr e do Pb. Para a remoção do chumbo, a configuração de um modelo foi inviável devido ao comportamento dos valores, com a mesma remoção para todos os ensaios conforme gráfico da Figura 4.

Já para a variável resposta remoção de cromo o modelo quadrático testado não obteve validação estatística por meio de análise de variância (ANOVA). O modelo (Tabela 5) para o Cr não apresentou ajuste satisfatório, regressão não significativa ($p > 0,05$). O $F_{\text{calculado}}$ 2,03 menor que o F_{tabelado} 3,35 comprova uma equação inválida, não significativa estatisticamente para fins preditivos, de acordo Neto *et al.*, (1995) o valor de $F_{\text{calculado}}$ deve ser no mínimo 4 a 5 vezes o valor de F_{tabelado} para assegurar que a regressão é significativa estatisticamente e o modelo explica a variação dos dados observados. Além disso, o coeficiente de determinação R^2 foi de 71% e R^2 - ajustado de 31%, sob o intervalo de confiança de 95 %.

Tabela 5. ANOVA para remoção do Cr.

Modelo	GL	SQ	R^2	Ajuste - R^2	RMSE	CV	F tab.	F valor	p- valor
Cr	10	1065.5944	0,7169	0,3631	7,25180	12,38766	3,35	2,03	0,1645

Fonte: Autora, 2021.

O modelo (Tabela 6) para o Cr não apresentou ajuste satisfatório, regressão não significativa ($p > 0,05$), para a maioria dos coeficientes, com exceção da interação, com baixa relevância (0,0408), das variáveis independentes tempo de retenção hidráulica e espaçamento entre eletrodos (X2X3).

Tabela 6. Coeficientes de regressão para variável resposta remoção de Cr

Fatores	Grau de liberdade	Coefficiente de regressão	Erro padrão	t	p-valor
Intercepto	1	75,01749	79,99647	0,94	0,3758
X1	1	10,13663	16,58824	0,61	0,5581
X2	1	-2,32195	3,26054	-0,71	0,4966
X3	1	-5,91665	34,60783	-0,17	0,8685
X1X2	1	-0,41092	0,29305	-1,40	0,1984
X1X3	1	-5,77296	4,40492	-1,31	0,2264
X2X3	1	1,70164	0,69840	2,44	0,0408
X1 ²	1	1,60816	1,92953	0,83	0,4288
X2 ²	1	0,00755	0,04507	0,17	0,8711
X3 ²	1	-4,18509	6,32662	-0,13	0,5269

Fonte: Autora, 2021.

4. CONCLUSÃO

A caracterização do efluente bruto demonstrou que o EGI possui elevadas concentrações sólidos dissolvidos e em suspensão, metais traços, ferro, além de um pH muito ácido, justificando a necessidade tratamento. A fim de tornar viável o seu lançamento em corpos hídricos de acordo preconiza a resolução CONAMA 430/2011.

Elevados percentuais de remoção permitem concluir que a aplicação da eletrocoagulação no tratamento de efluentes de lavadores de gases da incineração é adequado para depuração de Pb e Cr, com remoções acima de 80%. Além disso, proporcionou a redução da acidez do efluente, com incremento do pH que variou entre 4,22 e 5,86, atingindo, em algumas condições, valores dentro dos padrões legais de descarte estabelecido pela CONAMA 430/2011, pH entre 5 e 9.

Não foi possível obter um modelo significativo estatisticamente que explique os efeitos da intensidade da corrente elétrica aplicada, do tempo de detenção hidráulica e da distância entre os eletrodos, na remoção de cromo e chumbo no EGI, por meio da eletrocoagulação. O modelo para remoção de Cr não apresentou ajuste satisfatório, regressão não significativa ($p > 0,05$). Diante do exposto neste trabalho, apesar da necessidade de elevar o pH antes de iniciar o processo, conclui-se que a eletrocoagulação é uma técnica eficaz no tratamento do efluente de lavador de gases da incineração de resíduos de serviço de saúde.

5. REFERÊNCIAS

- ABRELPE – ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE EMPRESAS DE LIMPEZA PÚBLICA E RESÍDUOS ESPECIAIS. **Panorama dos Resíduos Sólidos no Brasil**, 2020. Disponível em <<http://www.abrelpe.org.br/Panorama/2020pdf>>. Acessado: 10 Jun. 2021.
- APHA - AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION. **Standard methods for the examination of water and wastewater**. 19 Ed. New York: APHA, WWA, WPCR, 2005.
- AL AJI, B.; YAVUZ, Y.; KOPARAL, A.S.. Electrocoagulation of heavy metals containing model wastewater using monopolar iron electrodes. *Sep. Purif. Technol.*, v. 86, p. 248-254, 2012.

- ALGERI, A.; LUCHESE, A.V.; MORINI, P.M.; SEHN, E.. Aplicação da técnica de eletrocoagulação para a remoção da corante têxtil. **Revista de estudos ambientais (Online)**, v.19, p.31-39, 2017.
- AL-QODAH, Z.; AL-SHANNAG, M..Heavy metal ions removal from wastewater using electrocoagulation processes: A comprehensive review. **Separation Science and Technology**, v. 52:17, p. 2649-2676, 2017.
- BHARGAVA, A.. Wet Scrubbers-Design of Spray Tower to Control Air Pollutants. **International Journal Of Environmental Planning And Development**.Hyderabad, India, p. 68-73, 2016.
- CASTRO, Neemias de. **Cádmio, chumbo, cromo, mercúrio e níquel nos rios do estado de São Paulo e em peixes do Rio Sorocaba (São Paulo, Brasil)**. 2002. 107 f. Dissertação (mestrado) - Universidade Estadual Paulista, Centro de Estudos Ambientais, 2002.
- DUAN, J.; GREGORY, J.. Coagulation by hydrolysing metal salts. **Advances in Colloid and Interface Science**, 100 –102, p. 475–502, 2003.
- NETO, B.; SCARMINIO, I. S.; BRUNS, R. E. **Planejamento e otimização de experimentos**. 2 ed. Campinas: Ed. UNICAMP, 1995. 299 p.
- BRASIL. Agência Nacional de Vigilância Sanitária. ANVISA. **Resolução da Diretoria Colegiada da Anvisa - RDC Nº 222, de 28 de março de 2018**. Regulamenta as Boas Práticas de Gerenciamento dos Resíduos de Serviços de Saúde e dá outras providências. Data da legislação: 28/03/2018 - Publicação Diária Oficial da União, Brasília, 29 de março de 2018.
- CHEN, G. Electrochemical technologies in wastewater treatment. **Separation and Purification Technology**, v. 38, p. 11–41, 2004.
- EIBAND, M.M.S.G.; TRINDADE, K.C. DE A; GAMA, K.; MELO, J.V.D. ; MARTÍNEZ-HUITLE, C.A.; FERRO, S.. Elimination of Pb^{2+} through electrocoagulation: applicability of adsorptive stripping voltammetry for monitoring the lead concentration during its elimination. **J. Electroanal. Chem.**, v. 717–718, p. 213-218, 2014.
- FENG, Q.; ZHANG, K.; LIU, X.; GUAN, W.; CHEN, X.; SONG, L.; et al. An improved kinetic model for dephosphorization of laundry wastewater by electrocoagulation. **J Water Process Eng**,v. 39, 2021.
- HAKIZIMANA, J. N.; GOURICH, B.; CHAFI, M.; STIRIBA, Y.; VIAL, C.; DROGUI, P.; NAJA J.. Electrocoagulation process in water treatment: A review of electrocoagulation modeling approaches. **Desalination**, v. 404, p. 1-21, 2019.

- HU, C.W. et al. Characterization of multiple airborne particulate metals in the surroundings of a municipal waste incinerator in Taiwan. **Atmospheric Environment**, v. 37, n° 20 p. 2845-2852, 2003.
- LU, J.B.; ZHANG, W.; ZHANG, X.T.; SI, G.F.; ZHANG, P.; LI, B.X.; SU, R.X.; GAO, X.. Efficient removal of Tetracycline-Cu complexes from water by electrocoagulation technology **J. Clean. Prod.**, v. 289, p. 125729, 2021.
- MAMELKINA, M. A. TUUNILA, R.; SILLANPAA, M.; HAKKINEN, A.. Systematic study on sulfate removal from mining waters by electrocoagulation. **Separation and Purification Technology**, v. 216, p. 43-50, 2019.
- MANSOORIAN, H.J.; MAHVI, A.H.; JAFARI, A.J.. Removal of lead and zinc from battery industry wastewater using electrocoagulation process: influence of direct and alternating current by using iron and stainless-steel rod electrodes. *Sep Purif Technol*, v. 135, p. 165-175, 2014.
- MELCHORS, M. S. et al. Treatment of wastewater from the dairy industry using electroflocculation and solid whey recovery. **Journal of Environmental Management**, v. 182, p. 574 - 580, 2016.
- MENDES, A. I. R.. **Otimização do Consumo de Água num Equipamento de Tratamento de Gases**. (Dissertação - Mestrado em Ciências e Tecnologia do Ambiente) - Departamento de Geociências, Ambiente e Ordenamento do Território- Faculdade de Ciências da Universidade do Porto, Porto, 2016.
- MIN, H.W.; CHIOUL. L.; WUN, Y. Z.. Effect of waste incineration and gasification processes on heavy metal distribution. **Fuel Process Technol**, v. 125, p. 67-72, 2014.
- MOLLAH, M.Y.; MORKOVSKY, P.; GOMES, J.A.; KESMEZ, M.; PARGA, J.; COCKE, D.L. Fundamentals, present and future perspectives of electrocoagulation. **Journal of Hazardous Materials**, v. 114, n. 1, p. 199-210, 2004.
- MOUSSA, D. T.; EL-NAAS, M. H.; MUSTAFA NASSER, M.; AL-MARRI, M. J.. A comprehensive review of electrocoagulation for water treatment: Potentials and challenges. **Journal of Environmental Management**, v. 186, p. 24-41, 2017.
- THIND, P.S.; SAREEN, A.; SINGH, D.D.; SINGH, S.; JOHNA, S. Compromising situation of India's bio-medical waste incineration units during pandemic outbreak of COVID-19: Associated environmental-health impacts and mitigation measures. **Environ. Pollut.**, v. 276, 116621, 2021.

- SAMPAIO, R. P., **Estudo de caso dos possíveis efeitos deletérios causados pelo combustível derivado de resíduo (CDR) em caldeiras voltadas a produção de energia elétrica queimando principalmente bagaço de cana**. 162p. Dissertação (Mestrado) –Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo– EESC/USP, Departamento de Engenharia Mecânica, São Carlos, SP, 2014.
- SILVA, M. L.; LANGE, L. C.. Caracterização das cinzas de incineração de resíduos industriais e de serviços de saúde. **Química Nova [online]**, v. 31, n. 2, p. 199-203, 2008.
- SILVA, J. D.; TOMAZI, K. O.; SANT’ANA, A. C.; PILETTI, R.; ANGIOLETO, E.; PICH, C. T. Análise físico-química e toxicológica de efluente gerado por lavadores de gases em olaria do sul catarinense. **Revista Técnico Científica do IFSC**, v. 3, n. 1, p. 634–644, 2012.
- SILVA. R. B. L.; SANTOS, G.O.. Caracterização físico-química preliminar dos efluentes da incineração de resíduos perigosos de Fortaleza-CE. **Conex. Ci. e Tecnol.** v.13, n. 3, p. 61 - 71, 2019.
- SOUZA, K. R.. **Estudo da remoção de Ba²⁺, Ni²⁺, Cd²⁺, Cu³⁺, Cr³⁺, Sr²⁺, Zn²⁺ por eletrocoagulação em água associada à produção de petróleo**. Tese (Doutorado). Universidade Federal do Rio Grande do Norte. Centro de Tecnologia. Departamento de Engenharia Química. Programa de Pós-Graduação em Engenharia Química. 128 f.: il. Natal, 2012.
- TAHREEN, A.; JAMI, M. S.; ALI, F...Role of electrocoagulation in wastewater treatment: A developmental review. **Journal of Water Process Engineering**, v. 37, n° 101440, 2020.
- PEREIRA, L. G. O. **Estudo preliminar do uso de um processo eletroquímico para o tratamento de água contaminada por drenagem ácida de mina de carvão**. TCC (Graduação) - Universidade Federal de Santa Catarina. Centro Tecnológico Engenharia de Energia, Araranguá, 2017.
- WANG, G.; DENG, J.; MA, Z.; HAO, J.; JIANG, J.. Characteristics of filterable and condensable particulate matter emitted from two waste incineration power plants in China. **Science of the Total Environment**, v.369, p. 695–704, 2018.

CAPÍTULO II

Otimização do tratamento de efluente de incineração de resíduos de serviço de saúde por eletrocoagulação com eletrodos de ferro.

Mariana Aguiar dos Santos

Flávia Mariani Barros

Sérgio de Sousa Castro

Fábio Orssatto

RESUMO

O objetivo deste trabalho foi avaliar a eficiência de remoção da Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO), turbidez e cor, por meio da eletrocoagulação, do efluente de incineração gerado pelo sistema de lavagem de gases (EGI), modelar e otimizar as variáveis corrente elétrica (I), tempo de detenção hidráulica (TDH) e espaçamento entre eletrodos (DE), em um reator batelada utilizando eletrodos de ferro. O delineamento experimental aplicado foi o DCCR 2³, total de 19 ensaios, onde as correntes aplicadas variaram entre 1A e 5A, o tempo de detenção do efluente no reator variou de 15 a 40 minutos e o espaçamento entre os eletrodos entre 1 e 3 centímetros. Para a otimização simultânea dos três parâmetros analisados foi criado um algoritmo com a função *desirability*. O tratamento do EGI por eletrocoagulação, com relação a turbidez, cor e DQO, mostrou-se satisfatório com eficiências máximas de remoção acima de 70 % para os três parâmetros, obtidas pelo ensaio com 27,5 minutos de TDH, 2 centímetros de DE e aplicação de 1 A de corrente elétrica. Os três modelos, alcançados através da análise estatística, obtiveram um ajuste razoável, comprovado pelo coeficiente de determinação, $R^2 > 0,9$. O ponto de ótimo do sistema simulado foi atingido com corrente elétrica 1A, tempo de detenção hidráulica 27 minutos e distância entre eletrodos 2 centímetros, para remoções simultâneas de 82,07 % da DQO, 86,86% da turbidez e 70,82% de cor, porém a simulação demonstrou que menores tempos de eletrólise poderão ser aplicados, sem prejuízos à eficácia do tratamento. De acordo com os resultados encontrados a eletrocoagulação tem potencial para aplicação no tratamento do EGI.

Palavras-chave: coagulação, eletrólise, incineração, lavador de gases.

ABSTRACT

The objective of this work was to evaluate the efficiency of COD, turbidity and color removal, through electrocoagulation, from the incineration effluent generated by the gas washing system (EGI), to model and optimize the variables electric current (I), detention time hydraulic (TDH) and electrode spacing (DE) in a batch reactor using iron electrodes. The experimental design applied was DCCR 23, total of 19 tests, where the applied currents ranged between 1A and 5A, the effluent retention time in the reactor ranged from 15 to 40 minutes and the spacing between the electrodes between 1 and 3 centimeters. For the simultaneous optimization of the

three analyzed parameters an algorithm with the desirability function was created. The treatment of EGI by electrocoagulation, with respect to turbidity, color and COD, was satisfactory with maximum removal efficiencies above 70% for the three parameters, obtained by the test with 27.5 minutes of TDH, 2 centimeters of DE and application of 1 A of electrical current. The three models, reached through the statistical analysis, obtained a reasonable fit, confirmed by the coefficient of determination, $R^2 > 0.9$. The optimum point of the simulated system was reached with electric current 1A, hydraulic detention time 27 minutes and distance between electrodes 2 centimeters, for simultaneous removals of 82.07% of COD, 86.86% of turbidity and 70.82% of color, but the simulation showed that shorter times of electrolysis can be applied, without harming the effectiveness of the treatment. According to the results found, electrocoagulation has potential for application in the treatment of EGI.

Keywords: Coagulation, Electrolysis, Incineration, Gas scrubber.

1. INTRODUÇÃO

A incineração é empregada para tratamento dos resíduos de serviço de saúde (RSS), pois proporciona redução significativa do volume de resíduos e atua na inativação de microrganismos patogênicos. Entretanto, as emissões desinentes da incineração de RSS, devem passar por um controle das emissões atmosféricas, geralmente compostas por dioxinas, hidrocarbonetos aromáticos policíclicos, numerosos compostos orgânicos voláteis, metais pesados, dióxido de enxofre, dióxido de nitrogênio, material particulado e outros (THIND *et al.*, 2021).

O controle das emissões pode ser realizado por meio da lavagem dos gases, na qual, os poluentes são removidos da corrente gasosa através do contato entre o fluxo gasoso e um solvente, água, soluções alcalinas ou ácidas (MENDES, 2016). Portanto, a remoção dos poluentes nos efluentes gerados nos lavadores de forno incinerador é imprescindível para atenuar os possíveis impactos ao meio ambiente provenientes do seu lançamento em recursos hídricos.

A eletrocoagulação (EC), apresenta-se como uma promissora técnica de tratamento dos efluentes gerados no processo de lavagem e separação dos poluentes das emissões atmosféricas da incineração de RSS, pois foi eficiente na remoção de contaminantes, tais como, corantes têxteis (PAPADOPOULOS, *et al.* 2019), matéria orgânica (MÓDENES *et al.*, 2017; PIOVESAN *et al.*, 2017) e nitrogênio e fósforo (ORSSATTO *et al.*, 2019).

Segundo Moussa, et al. (2017), a EC é uma tecnologia em ascensão no tratamento de efluentes, visto que associa os benefícios da coagulação, floculação, flotação e eletroquímica. O processo de EC consiste na deposição de compostos coagulantes, *in situ*, por reações de oxidação eletrolítica de metais condutores e semicondutores desencadeadas por aplicação de corrente elétrica (CHEN;2004; VEPSÄLÄINEN et al., 2020), sendo o ferro um dos metais mais utilizados nesse processo (MÓDENES et al.,2017; PAPADOPOULOS et al.,2019). A EC funciona com o princípio, cujo íons produzidos eletroliticamente a partir de eletrodos, anódicos e catódicos (de ferro), desestabiliza e neutraliza as forças repulsivas que mantêm as partículas em suspensão na água, favorecendo agregação da fase desestabilizada, contribuindo para uma fácil remoção física dos poluentes (CHEN,2004; MOUSSA, et al, 2017). A função principal do ânodo sacrificial é a geração de hidróxidos poliméricos e do cátodo é a redução de íons metálicos (Chen, 2004). Concomitantemente a estes processos mencionados, há a geração de bolhas, que auxiliam na flotação dos poluentes para a superfície aquosa (HAKIZIMANA, et al, 2017).

Em pH ácido, o ferro encontra-se predominantemente como íons Fe^{3+} que podem reagir com ânions presentes no efluente (SO_4^{2-} , F^- , Cl^- , matéria orgânica, entre outros) (VEPSÄLÄINEN et al., 2020), dependendo do estado de oxidação, ocorre na forma bivalente ou trivalente e quando submetido a hidrólise, diferentes espécies metálicas podem coexistir em solução (MOUSSA et al., 2017). De acordo Chen et al. (2004), a dissolução de coagulantes por unidade de aplicação de corrente elétrica, pelo eletrodo de ferro é três vezes maior que a do alumínio.

A eficiência do tratamento de efluente por eletrocoagulação está sujeita as particularidades relacionadas a concentração de poluentes e as características operacionais do reator como, área de eletrodos, tempo detenção hidráulica, tensão, densidade da corrente, tipos de eletrodos e a quantidade e o espaçamento entre eles (HAKIZIMATA et al.,2017; VEPSÄLÄINEN et al., 2020). Portanto, otimizar os fatores envolvidos no processo permite gerar soluções para os problemas encontrados, empregando técnicas específicas, que são testadas pela simulação, viabilizando flexibilização e aplicação dos níveis dos fatores analisados (ALGERI et al.,2018).

Perante a escassez de estudos sobre o tratamento de efluentes gerados pelo sistema de controle de emissões atmosférica, com lavador de gases tipo *spray*, do processo de incineração de RSS, este trabalho avaliou, modelou e otimizou a eficiência de remoção de DQO, turbidez e cor no

EGI, por meio da aplicação de eletrocoagulação em um reator batelada utilizando eletrodos de ferro.

2. MATERIAL E MÉTODOS

2.1 Efluente do lavador de gases da incineração de RSS

O efluente utilizado no estudo foi proveniente de um sistema de lavagem de gases tipo spray de incineração em forno de câmaras fixas múltiplas, com capacidade de 50kg/h, de uma empresa de tratamento de RSS classe A, B e E, localizada no município de Vitória da Conquista- BA, com capacidade instalada de 385 toneladas de resíduos por ano, gerando $72 \text{ m}^3\text{dia}^{-1}$ de efluente. O sistema funciona em circuito fechado, com a reutilização do efluente gerado armazenado em três tanques de 5.000 L (Figura 1). Como ocorrem perdas por evaporação, o volume é complementado com água.

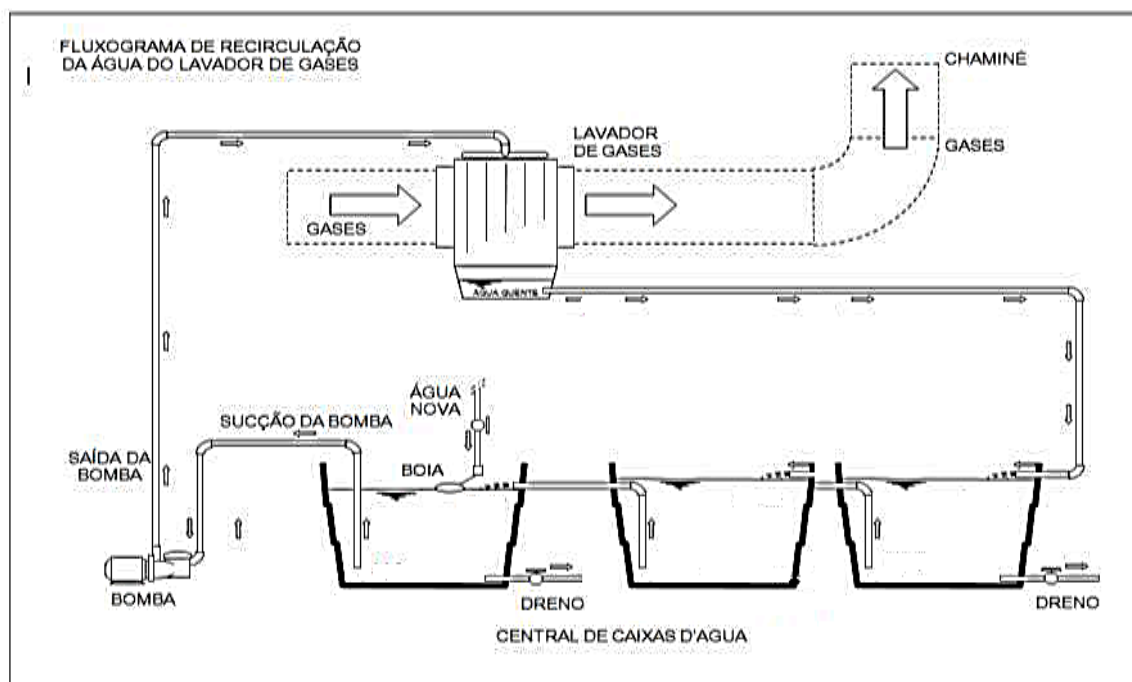


Figura 1. Sistema de lavagem de gases da empresa de incineração de RSS.

Fonte: Documentos internos da empresa de incineração.

Foram coletadas dez amostras simples de 5 L cada, retiradas no momento da inserção de mistura de cinco tipos diferentes de RSS (grupo A1, mistura dos demais resíduos do grupo A, grupo B sólidos, grupo B líquidos e grupo E) no forno de incineração, que compuseram a amostra composta de 50L do efluente utilizado para os ensaios de tratamento com EC (Figura 2). A amostra foi conservada em uma BOD a -1°C durante a realização dos ensaios.

Para caracterização do efluente foram realizadas as análises descritas na Tabela 1.



Figura 2. Efluente bruto gerado no lavador de gases do processo de incineração de resíduos de serviço de saúde.

Foto: Autora, 2021.

Tabela 1. Parâmetros e métodos utilizados para caracterização do EGI.

Parâmetro	Método utilizado	Equipamento
pH	Método eletrométrico (4500 - H ⁺ B) (ALPHA, 2005).	Peagâmetro marca Digimed, modelo DM – 22
Turbidez	Método nefelométrico (2130 B) (ALPHA, 2016).	Turbidímetro, marca Digimed, modelo DM-TU – 0 a 1000 UNT
Cor	Método 2120 (ALPHA, 2005).	Colorímetro marca Digimed modelo DM- COR
Ferro total	Espectrometria de absorção atômica com chama (FAAS)	—————
Demanda química de oxigênio (DQO)	Método de refluxo fechado (5220-C) (ALPHA, 2005)	Método de refluxo fechado (5220-C) (ALPHA, 2005)
Condutividade elétrica	Método 2510 A (ALPHA, 2005).	Condutivímetro marca Digimed, modelo DM – 32

Fonte: Autora, 2021.

2.2 Sistema experimental

O sistema de tratamento por EC (Figura 3) foi montado no Laboratório de Dispersão de Poluentes da Universidade Estadual do Sudoeste da Bahia e consistiu-se em um reator batelada composto por uma caixa retangular de vidro com 9 cm de largura, 17 cm de comprimento e 13 cm de profundidade, com capacidade aproximada de 2 L. Foi utilizado 1,5 L de efluente em cada ensaio (Figura 2). Este sistema foi mantido sob constante agitação (aproximadamente 100 rpm) por meio de um agitador e uma barra magnética.

O experimento foi aplicado para o eletrodo de ferro, pois em pH mais baixo, como o do efluente estudado, há uma significativa dissolução do metal em Fe²⁺ e posterior oxidação em Fe³⁺, um coagulante eficaz (DUAN E GREGORY, 2003).

Foram utilizados eletrodos compostos por 4 placas de ferro com 7,0 cm de largura, 13,0 cm de comprimento, 1 mm de espessura e 56 cm² de área útil, na configuração monopolar em paralelo, pois esta configuração oferece menor resistência a passagem de corrente elétrica, em comparação com a configuração em série, de acordo com as considerações descritas por Mollah *et al.* (2004). Antes da montagem dos eletrodos, na barra graduada de nylon technyl, as placas de ferro foram lavadas com água destilada, polidas com lixas de papel a prova d'água P400, mergulhadas em solução de ácido clorídrico a 10%, enxaguadas com água destilada e secas com papel toalha.

O sistema foi ligado a uma fonte de alimentação regulável, corrente contínua, marca Hikari modelo HF-3203S, com intensidade máxima de 5 A. O pH do efluente foi corrigido para 2,8 com solução de hidróxido de sódio (NaOH), antes de cada ensaio, para acelerar o processo de coagulação, pois, os pré-testes demonstraram que com o pH natural a formação de flocos teve início após quase duas horas de eletrólise.

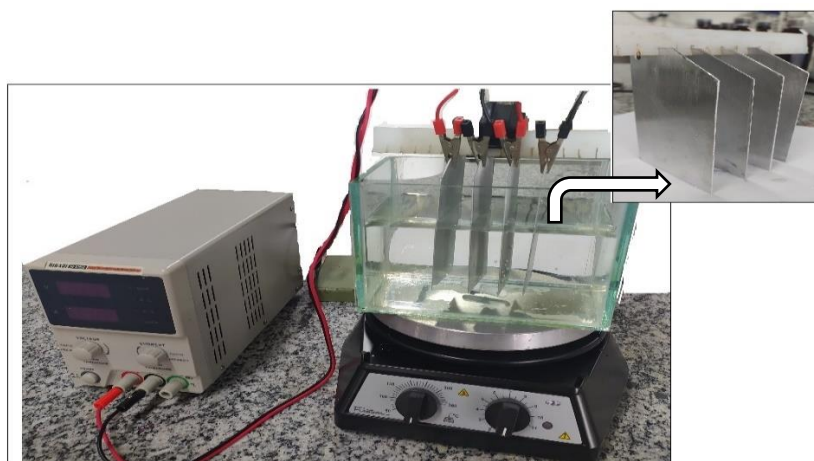


Figura 3. Sistema eletroquímico utilizado para o tratamento de EGI em escala laboratorial.
Foto: Autora, 2021.

2.3 Delineamento experimental e análises estatísticas

Utilizou-se o delineamento composto central rotacional (DCCR) para três variáveis independentes, corrente elétrica (I), tempo de detenção hidráulica (TDH) e distância entre os eletrodos (DE). Em consonância, foi realizado um fatorial completo 2³, incluindo 6 pontos axiais e 5 repetições no ponto central, totalizando 19 ensaios, conforme Tabela 2.

As correntes aplicadas variaram entre 1A (5,9 mA.cm⁻²) e 5A (29,7mA.cm⁻²). O tempo de detenção do efluente no reator variou de 15 a 40 minutos, pois geralmente o processo de remoção acontece após 15min (MOLLAH *et al.* 2004; MENON,2017; GARDIMAN, 2018) e os ensaios preliminares mostraram que, nas condições aplicadas, após 25 minutos obtém-se

uma boa eficiência no tratamento do EGI. O espaçamento entre os eletrodos testados variou entre 1 e 3 centímetros (MOLLAH et al. 2004; MENON,2017; GARDIMAN, 2018).

Para verificar a eficiência de depuração do efluente, considerou-se os dados referentes a remoção de DQO, turbidez e cor. A partir dos dados do DCCR, utilizou-se o programa *Statistical Analysis System- SAS* na construção dos modelos estatísticos os quais relacionou-se as variáveis respostas (eficiência de remoção de DQO, turbidez e cor) às demais variáveis independentes testadas. Análises de variância (ANOVA) foram efetuadas para validação dos modelos, a nível de significância de 5% para o Teste F, e p-valores indicaram os termos significativos dos modelos apresentados, a nível de significância de 5% para o Teste t.

Tabela 2. Número de ensaios e a combinação das variáveis independentes reais (I, TDH e DE) e codificadas aplicadas.

Nº	Ensaio	Níveis Codificados			Níveis - Variáveis Independentes Reais		
		x1	x2	x3	I (A)	TDH (min)	DE (cm)
1	1	-1	-1	-1	1,809	20	1,5*
2	2	-1	-1	1	1,809	20	2,5*
3	3	-1	1	1	1,809	35	2,5*
4	4	1	-1	-1	4,19	20	1,5*
5	5	1	1	-1	4,19	35	1,5*
6	6	1	1	1	4,19	35	2,5*
7	7	-1	1	-1	1,809	35	1,5*
8	8	1	-1	1	4,19	20	2,5*
9	9	-1,68	0	0	1	27,5	2
10	10	1,68	0	0	5	27,5	2
11	11	0	-1,68	0	3	15	2
12	12	0	1,68	0	3	40	2
13	13	0	0	-1,68	3	27,5	1
14	14	0	0	1,68	3	27,5	3
15	15	0	0	0	3	27,5	2
16	15	0	0	0	3	27,5	2
17	15	0	0	0	3	27,5	2
18	15	0	0	0	3	27,5	2
19	15	0	0	0	3	27,5	2

*Valores foram arredondados de 1,4 cm para 1,5 cm e de 2,6 cm para 2,5 cm, devido a dificuldades na montagem do arranjo experimental.

Fonte: Autora, 2021.

Os gráficos de superfície de resposta, gerados a partir dos modelos, auxiliaram na determinação da faixa ótima dos parâmetros de operação do sistema. O ajuste dos parâmetros, dos modelos quadráticos deu-se pela análise de regressão dos dados obtidos por DCCR. A Equação 1 representa o modelo geral utilizado.

$$\begin{aligned} \text{Remoção de DQO ou turbidez ou cor} = & \hat{\beta}_0 + \hat{\beta}_1 I + \hat{\beta}_2 TDH + \hat{\beta}_3 DE + \\ & \hat{\beta}_{12} I \cdot TDH + \hat{\beta}_{13} I \cdot DE + \hat{\beta}_{23} TDH \cdot DE + \hat{\beta}_{11} I^2 + \hat{\beta}_{22} TDH^2 + \hat{\beta}_{33} DE^2 \end{aligned} \quad (1)$$

Para a otimização simultânea dos três parâmetros analisados foi aplicada a função objetiva, metodologia criada por Derringer e Suich (1980) utilizada por Orssatto (2017). A partir desta metodologia foi criado um algoritmo no *Scilab* para a determinação do ótimo global do sistema para as variáveis respostas estudadas.

2.4 Custo operacional da eletrocoagulação

Os principais custos envolvidos no processo de eletrocoagulação são: o consumo de energia elétrica e o desgaste do eletrodo, mão de obra para manutenção do sistema e destinação final do lodo gerado. Em virtude de o trabalho ter sido realizado em bancada, foram considerados apenas o consumo de energia e desgaste do eletrodo de ferro. Para cálculo do consumo de energia elétrica, considerou-se a Equação 2 (MOLLAH et al., 2004; ORSSATTO,2017; GARDIMAN,2018).

$$C_e = \frac{U \cdot i \cdot t}{V} \quad (2)$$

Em que, C_e é o consumo de energia (kWh m^{-3}); U , a diferencial de potencial aplicado no sistema (V); i , a corrente elétrica aplicada (A); t , o tempo de aplicação (h); V , o volume de efluente tratado (m^3).

A massa consumida do eletrodo (M_e) por volume, durante a eletrocoagulação, pode ser quantificada pela Equação 3 (MOLLAH et al., 2004; GARDIMAN,2018).

$$M_e = \frac{i \cdot t \cdot M}{F \cdot n \cdot V} \quad (3)$$

Em que: M_e , massa consumida do eletrodo por volume (kg m^{-3}); i , corrente elétrica aplicada (A); t , tempo de aplicação (s); M , massa molar do elemento predominante do eletrodo (g mol^{-1}); F , constante de Faraday (mol^{-1}); n , número de elétrons envolvidos na reação de oxidação do anodo (3); V , volume do efluente tratado (m^3). Com os valores da massa do eletrodo e do consumo de energia elétrica, o custo de operação foi calculado utilizando a Equação 4 (ORSSATTO,2017).

$$C_o = \alpha C_e + \beta M_e \quad (4)$$

Em que, C_o é o custo de operação ($\text{R\$ m}^{-3}$); α , o custo de energia elétrica ($\text{R\$ kWh}^{-1}$); e β , o custo mássico do ferro ($\text{R\$ kg}^{-1}$).

3.RESULTADOS E DISCUSSÃO

3.1 Caracterização do efluente

O efluente apresentou uma alta concentração de ferro $259,97 \text{ mg L}^{-1}$ e elevada condutividade elétrica $1396,65 \text{ ms cm}^{-1}$, característica que contribui para um bom processo de eletrocoagulação, pois diminui a resistência ôhmica do efluente (TAHREEN *et al.*, 2020).

Foram encontrados os valores de $319 \text{ mg O}_2\text{L}^{-1}$, 360 NTU e 170 mg Pt L^{-1} para DQO, turbidez e cor, respectivamente. Este resultado indica que o efluente possui grande quantidade de sólidos suspensos e dissolvidos, conferindo-lhe uma aparência escura. A escassa literatura a respeito da caracterização do EGI, sem neutralização do pH, limita as comparações. Entretanto, Silva e Santos (2019), caracterizaram os efluentes provenientes da lavagem dos gases na incineração de resíduos sólidos perigosos, planta tipo leito móvel, após a lavagem ácida ou alcalina, através de seis campanhas de monitoramento. No estudo realizado pelos autores, o efluente apresentou turbidez de até 97 NTU , variação da cor de 10 a 208 mg Pt L^{-1} , dos SST entre 65 e 3080 mg L^{-1} e o pH neutro devido a captura dos gases ácidos pela lavagem com hidróxido de sódio. Eles observaram que a DQO referente à água de lavagem das cinzas, variaram entre 370 e $3004 \text{ mgO}_2 \text{ L}^{-1}$, o que indica uma quantidade relevante de matéria orgânica presentes neste tipo de efluentes.

O efluente possui elevada acidez, com pH de $1,85$. Este fato está relacionado aos óxidos formados no processo de combustão dos resíduos sólidos, que formam ácidos fortes quando interagem com a água utilizada no sistema de controle atmosférico (SAMPAIO, 2014).

3.2 Eficiência na remoção de poluentes

A variação das eficiências de remoção de turbidez, DQO e cor após os dezenove ensaios estão apresentados na Figura 4. Todos os parâmetros atingiram mais de 70% de remoção em pelo menos um ensaio.

Os valores de eficiência de remoção da turbidez variaram entre $71,39\%$ e $89,77\%$ indicando uma boa remoção de sólidos suspensos em todos os ensaios. A melhor eficiência de remoção da turbidez foi obtida pelo ensaio 9 com $27,5$ minutos de tempo de detenção hidráulica, distância entre os eletrodos de 2 cm e aplicação de 1 A de corrente ou $5,9 \text{ mA.cm}^{-2}$ de densidade de corrente e a pior eficiência pelo ensaio 6 com 35 minutos de tempo de detenção hidráulica, $2,5 \text{ cm}$ de distância entre os eletrodos e $4,19 \text{ A}$ de corrente ou $29,7 \text{ mA.cm}^{-2}$ de densidade de corrente

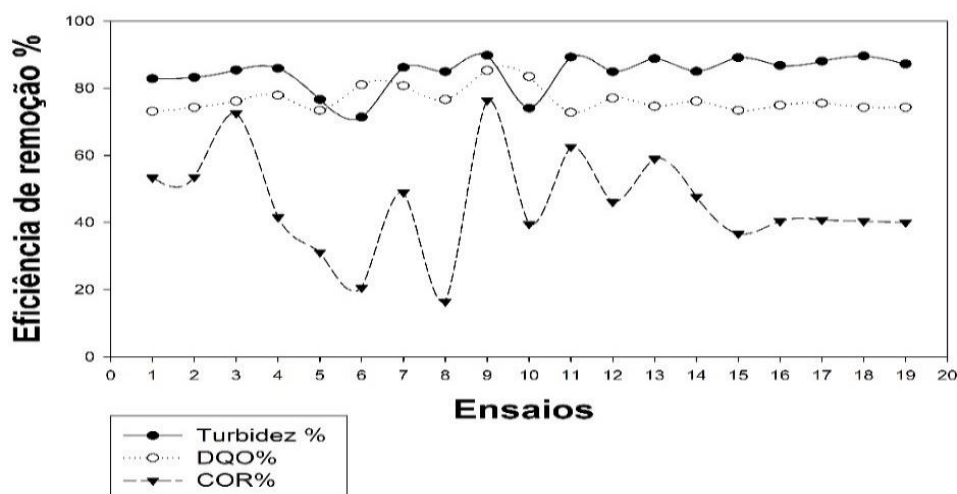


Figura 4. Eficiência de remoção da turbidez, DQO e cor.
Fonte: Autora, 2021.

Para a DQO, os valores de eficiência de remoção variaram de 72,78 e % 85,32%, provando que a técnica de tratamento é eficaz na remoção de compostos orgânicos. A maior eficiência na remoção de DQO foi obtida no ensaio 9 e a menor no ensaio 11 com 15 minutos de tempo de detenção hidráulica, 2 cm de distância entre os eletrodos e aplicação de 3A de corrente ou 17 mA cm⁻² densidade de corrente.

Assim como turbidez e DQO, para a cor a maior eficiência de remoção foi obtida no ensaio 9 com 76,47% e a menor no ensaio 8 com 16,47%. Os resultados evidenciam que, a depender das condições aplicadas, o processo de eletrocoagulação é eficiente na remoção de sólidos dissolvidos. A baixa eficiência média da cor 47,06 %, pode ser atribuída a grande quantidade de Fe presente nas amostras decorrente da dissolução anódica (MOUSSA, *et al.* 2017), pois em pH abaixo de 5 há uma predominância Fe trivalente e Fe (OH)₃ durante o processo de eletrocoagulação (VEPSÄLÄINEN *et al.*, 2020). Além disso, o efluente tratado não passou por nenhum processo de filtração. Após o período de 24h percebeu-se a decantação do ferro e a melhora significativa na limpidez do efluente.

A aplicabilidade da EC na remoção de poluentes, com eletrodos de ferro, obtida por meio desta pesquisa, pode ser confirmada por trabalhos como: Módenes, *et al.* (2017), remoções de DQO, cor e turbidez de 92%, 99,63% e 99,16 %, respectivamente, no tratamento de efluente de abatedouro de aves; e Piovesan (2017), remoções de 86,58% da turbidez, 70,09 % da cor e 55,69 % da DQO, no tratamento de lixiviado de chorume proveniente de um lixão desativado, aplicando 2 cm de DE.

3.3 Modelagem do processo de eletrocoagulação do EGI

Por meio dos resultados foi possível avaliar o sistema de eletrocoagulação de EGI através de modelos matemáticos que delinearão os efeitos da corrente, tempo detenção hidráulica e distância entre o eletrodo em relação a eficiência de remoção da turbidez, DQO e cor. Os modelos quadráticos obtidos foram modificados manualmente para a obtenção de novos modelos que apresentaram resultados superiores em relação ao modelo completo sugerido na Equação 1.

Os efeitos de cada variável independente e suas interações foram calculados por meio da divisão de cada coeficiente por seu erro padrão, de acordo com o teste T de Student, no Statistical Analysis System- SAS. A relevância de cada termo está exposta nas Tabelas 3, 4, 5 e 6.

Tabela 3. Coeficientes de regressão para variável- resposta remoção de turbidez

Fatores	Grau de liberdade	Coefficiente de regressão	Erro padrão	t	p-valor
Intercepto	1	54,1832	8,71094	6,22	<,0001
X1	1	15,63602	3,43959	4,55	0,0011
X2	1	0,75156	0,20663	3,64	0,0046
X3	1	3,88284	3,06393	1,27	0,2338
X1X2	1	-0,34162	0,06568	-5,2	0,0004
X1X3	1	-1,95622	0,98679	-1,98	0,0756
X1 ²	1	-0,9157	0,36154	-2,53	0,0297

Fonte: Autora, 2021.

Para a remoção da turbidez e da DQO as variáveis independentes I e TDH exerceram efeitos significativos na depuração do efluente (Tabela 3 e 4), os valores positivos indicam efeito sinérgico, enquanto os valores negativos efeitos antagônicos, obedecendo a seguinte ordem de magnitude: I > TDH. Entretanto, para a remoção da cor as variáveis independentes significativas foram DE e TDH. Houve ainda efeito linear de interação e termos quadráticos significativos a 5%. O comportamento positivo dos coeficientes quadráticos da I e DE, para remoção da DQO e cor, indica que têm um ponto de mínimo.

Tabela 4. Coeficientes de regressão para variável- resposta remoção de DQO

Fatores	Grau de liberdade	Coefficiente de regressão	Erro padrão	t	p-valor
Intercepto	1	80,99837	5,96325	13,58	<,0001
X1	1	-12,15065	2,63266	-4,62	0,001
X2	1	0,54821	0,21293	2,57	0,0277
X3	1	0,0546	0,77604	0,07	0,9453
X1X2	1	-0,1625	0,06822	-2,38	0,0385
X1 ²	1	2,70046	0,30161	8,95	<,0001

Fonte: Autora, 2021.

Tabela 5. Coeficientes de regressão para variável- resposta remoção de COR

Fatores	Grau de liberdade	Coefficiente de regressão	Erro padrão	t	p-valor
Intercepto	1	155,22376	26,14876	5,94	0,0003
X1	1	-5,57645	7,3352	-0,76	0,4689
X2	1	-2,65721	0,66562	-3,99	0,004
X3	1	-57,56173	15,63816	-3,68	0,0062
X1X3	1	-13,51197	2,0477	-6,6	0,0002
X2X3	1	1,43413	0,32467	4,42	0,0022
X1 ²	1	3,24454	1,14619	2,83	0,0221
X3 ²	1	13,5954	2,81366	4,83	0,0013

Fonte: Autora, 2021.

Os modelos ajustados que descrevem o comportamento das variáveis respostas para as condições pontuais apresentadas, considerando os termos significativos para um intervalo de confiança de 95% ($p < 0,05$), nível de confiança necessário para que o modelo seja aceito (BARROS NETO et al., 2003) estão apresentados pelas Equações 5, 6 e 7.

$$\text{Remoção de turbidez} = 57,1832 + 15,63602x_1 + 0,75156x_2 + 3,88284x_3 - 0,34162x_1 \cdot x_2 - 1,95622x_1 \cdot x_3 - 0,9157x_1^2 \quad (5)$$

$$\text{Remoção de DQO} = 80,99837 - 12,15065x_1 + 0,54821x_2 + 0,0546x_3 - 0,1625x_1 \cdot x_2 + 2,70046x_1^2 \quad (6)$$

$$\text{Remoção de cor} = 155,22376 - 5,57645x_1 - 2,65721x_2 - 57,56173x_3 - 13,51197x_1 \cdot x_3 + 1,43413x_2 \cdot x_3 + 3,24454x_1^2 + 13,59540x_3^2 \quad (7)$$

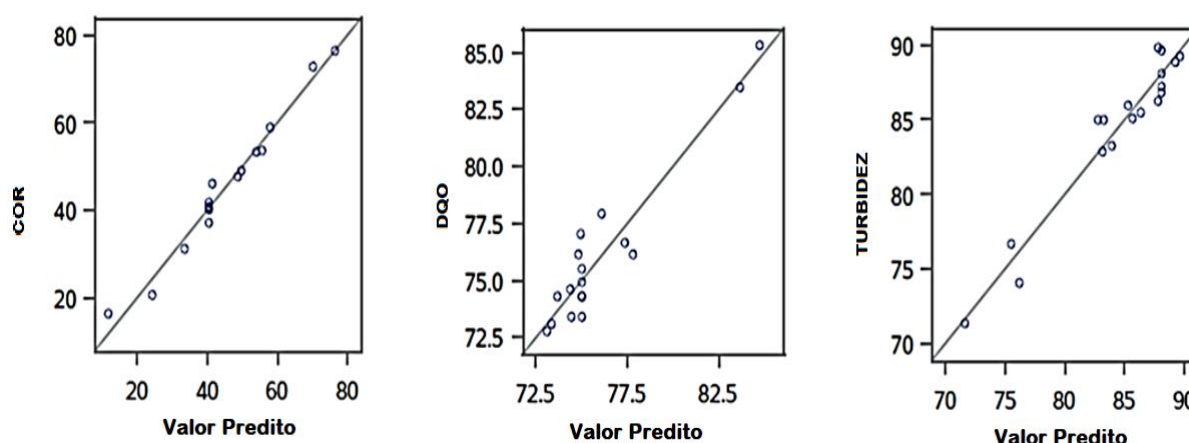
A validação estatística dos modelos escolhidos foi realizada por meio de análise de variância (ANOVA) (NETO et al., 2010; Bakshi et al., 2020). A partir do resultado da ANOVA referente aos modelos (Tabela 6 pode-se inferir que as regressões foram razoáveis, para a turbidez, DQO e cor, pois apresentaram ajuste satisfatório, com coeficientes de determinação (R^2) superiores a 90% e (R^2 - ajustado) superior a 84%, sob o intervalo de confiança de 95 % ($p < 0,05$), $F_{\text{calculado}}$ muito superior ao F_{tabelado} , o que indica uma equação válida estatisticamente e a distribuição dos resíduos foi normal em torno da reta para estas variáveis dependentes (Figura 5), indicando que não há diferença significativa entre os valores obtidos experimentalmente e os previstos pelos modelos, sendo assim, as discrepâncias obtidas podem ser atribuídas à presença de ruídos nas análises.

Tabela 6. ANOVA para remoção de turbidez, DQO e cor

Parâmetro	GL	SQ	R ²	Ajuste -R ²	RMSE	CV	F tab.	F valor	p- valor
Turbidez	7	445,47060	0,9432	0,9034	1,63824	1,93973	3,135	23,71	<,0001
DQO	6	173,48380	0,9020	0,8433	1,37263	1,80409	3,217	15,35	0,0002
Cor	8	3786,966	0,9763	0,9526	3,38837	7,51635	3,438	41,23	<,0001

Fonte: Autora, 2021.

Após a validação dos modelos, foram geradas as superfícies de resposta, Figuras 6, 7 e 8 para a remoção da turbidez, DQO e cor, respectivamente. Os coeficientes lineares negativos para X_1 nas equações 6 e 7 e para X_1^2 na Equação 5 apontam que é possível obter uma melhora da remoção da DQO e Cor para menores valores de corrente e uma influência antagônica na remoção da turbidez quando há o incremento desta variável independente, conforme pode ser visualizado nas superfícies de resposta.

**Figura 5.** Distribuição normal dos resíduos dos modelos ajustados para % remoção de turbidez, DQO e cor.

Fonte: Autora, 2021.

De acordo com a superfície de resposta gerada a partir do modelo (Figura 6), há amplas faixas ótimas de corrente, tempo de detenção hidráulica e distância entre os eletrodos para altas remoções de turbidez. Para a corrente elétrica a faixa que obteve melhor remoção variou de 1A (5,9 mA cm⁻²) a 3,2 A (19,04 mA cm⁻²), limitada pelo aumento da DE e do TDH. As variáveis DE e TDH apresentaram boa eficiência de remoção de turbidez em todas as condições testadas, porém há uma pequena melhora na remoção da turbidez nas faixas de 2,5 a 3 cm e 35 a 40 min, respectivamente. Quando observada a superfície de resposta do efeito da interação entre a DE e o TDH com a corrente de 3A (17 mA cm⁻²), há uma limitação na faixa ótima destas variáveis para uma melhor remoção da turbidez nas faixas de 1- 2,4 cm de DE e de 15 a 30 min de TDH.

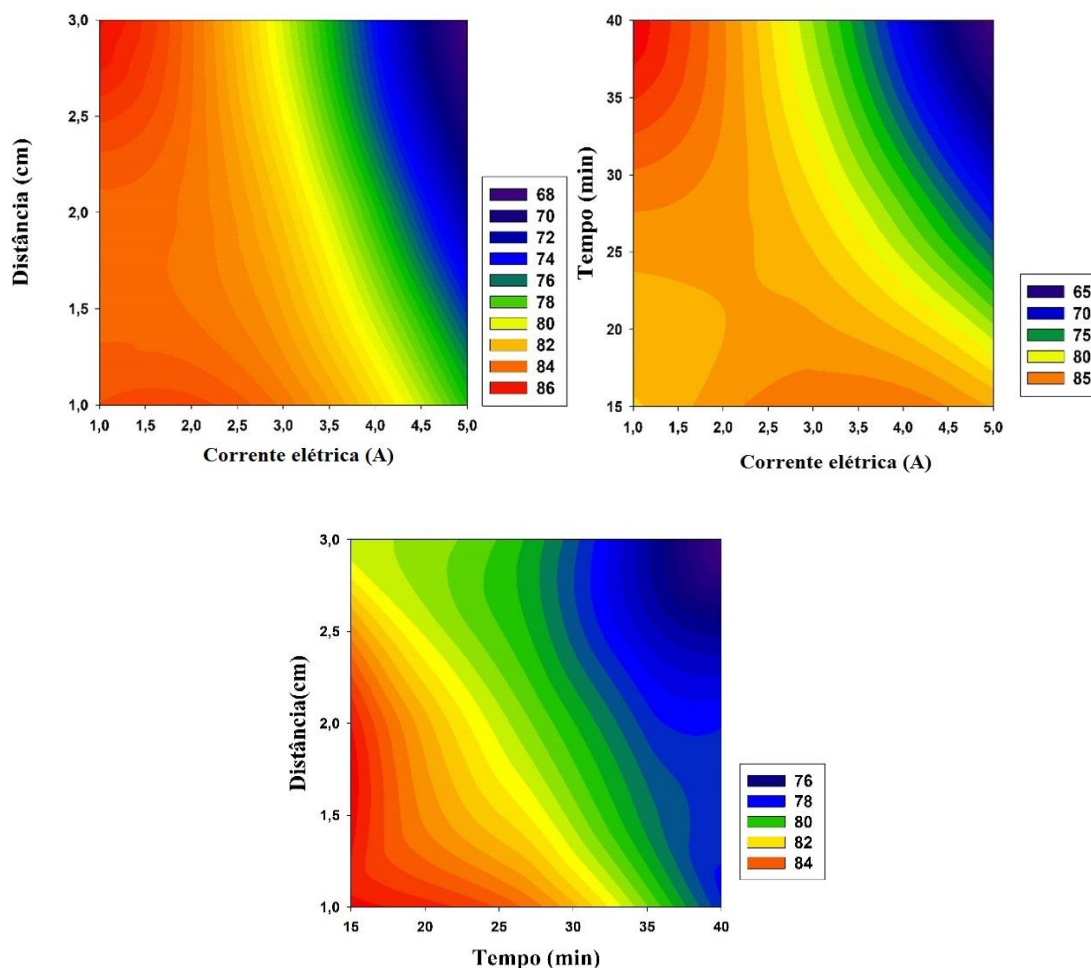


Figura 6. Superfícies de resposta para a % remoção da turbidez em função da I(A), DE (cm) e TDH (min).

Fonte: Autora, 2021.

Para a melhor remoção da DQO, a superfície de resposta (Figura 7) possui um ponto de mínimo no centro apresenta duas faixas ótimas para cada variável independente, para a corrente existe uma faixa próxima a 1A ($5,9 \text{ mA cm}^{-2}$) e outra próxima a 5 A ($29,7 \text{ mA cm}^{-2}$). Para menores valores de corrente, condição desejável em relação ao custo de operação, a DE exhibe uma faixa ótima que varia de 1,3 -2,5 cm e o TDH uma faixa de 24 a 40 min. Quando analisada a superfície de resposta do efeito entre a DE e o TDH, melhores remoções de DQO podem ser observadas próximo a TDH de 40 min, com uma corrente de 3A e menores distâncias entre os eletrodos.

Ao observar as superfícies de resposta para a % remoção da cor (Figura 8), nota-se que assim como a DQO há uma tendência para uma curta faixa ótima de remoção para a aplicação de

corrente elétrica, que varia de 1 -1,5 A, para todas as condições de TDH testadas e uma faixa ótima de DE que varia de 1,7 - 3,0 cm.

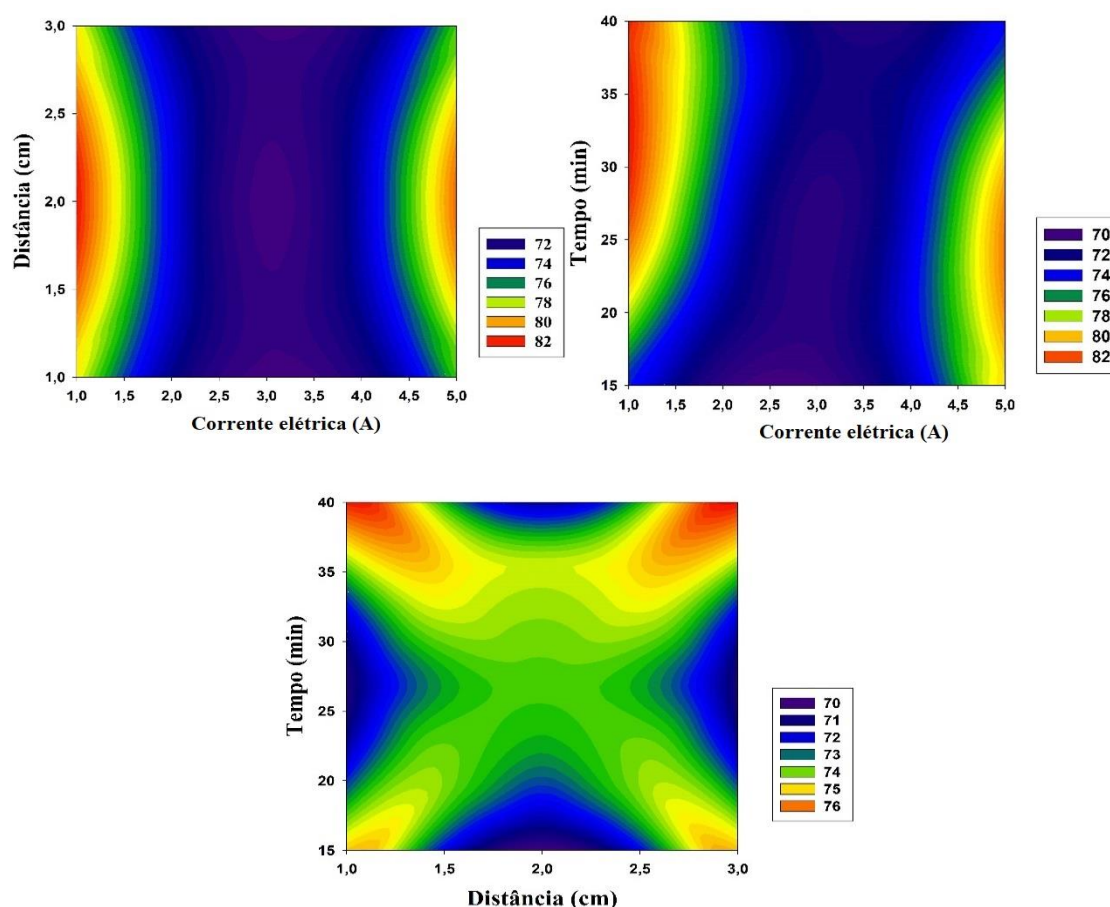


Figura 3. Superfícies de resposta para a % remoção da DQO em função da I(A), DE (cm) e TDH (min).
Fonte: Autora, 2021.

A tendência observada nas Figuras 6 e 8 de aumento da remoção da turbidez e do índice de remoção de cor deve-se à maior eficiência da eletrocoagulação do EGI desde o início do processo, com a menor aplicação de corrente, este comportamento indica que maiores concentrações de espécies de hidróxidos de ferro não são necessárias para clarificar o efluente, pois o efluente bruto possui uma alta concentração de Fe (item 3.1) que após submetido a hidrólise dentro do sistema, dependendo do pH, contribui para formação de coagulantes (DUAN e GREGORY,2003; MOLLAH *et al.*, 2004; MOUSSA *et al.*, 2017).

Entretanto, a remoção de DQO (Figura 7) demandou um tempo de detenção hidráulica superior, fato esse corroborado por Combatt *et al.* (2017) que, analisando a redução de DQO, com eletrodo de ferro e condições semelhantes de pH e densidade de corrente, no tratamento de efluente de abatedouro, obtiveram uma eficiência de remoção 88,8 % com um tempo de detenção de 60 minutos.

Casillas *et al.* (2007) estudaram o mecanismo de eletrocoagulação para remoção de DQO e concluíram que a eficiência de remoção e a variabilidade desta variável depende da formação de flocos que para eletrodos de Fe geralmente ocorre em valores de pH superiores a 7,5, da reatividade de compostos orgânicos com os óxidos de Fe, da solubilidade dos compostos formados, do pH final (especialmente para compostos ácidos), e do incremento de pH, conseqüentemente, a acidez do meio. Logo infere-se que devido ao pH baixo do EGI, inferior a 6 em todos os ensaios, o tratamento por eletrocoagulação não proporcionou melhores resultados de remoção da DQO.

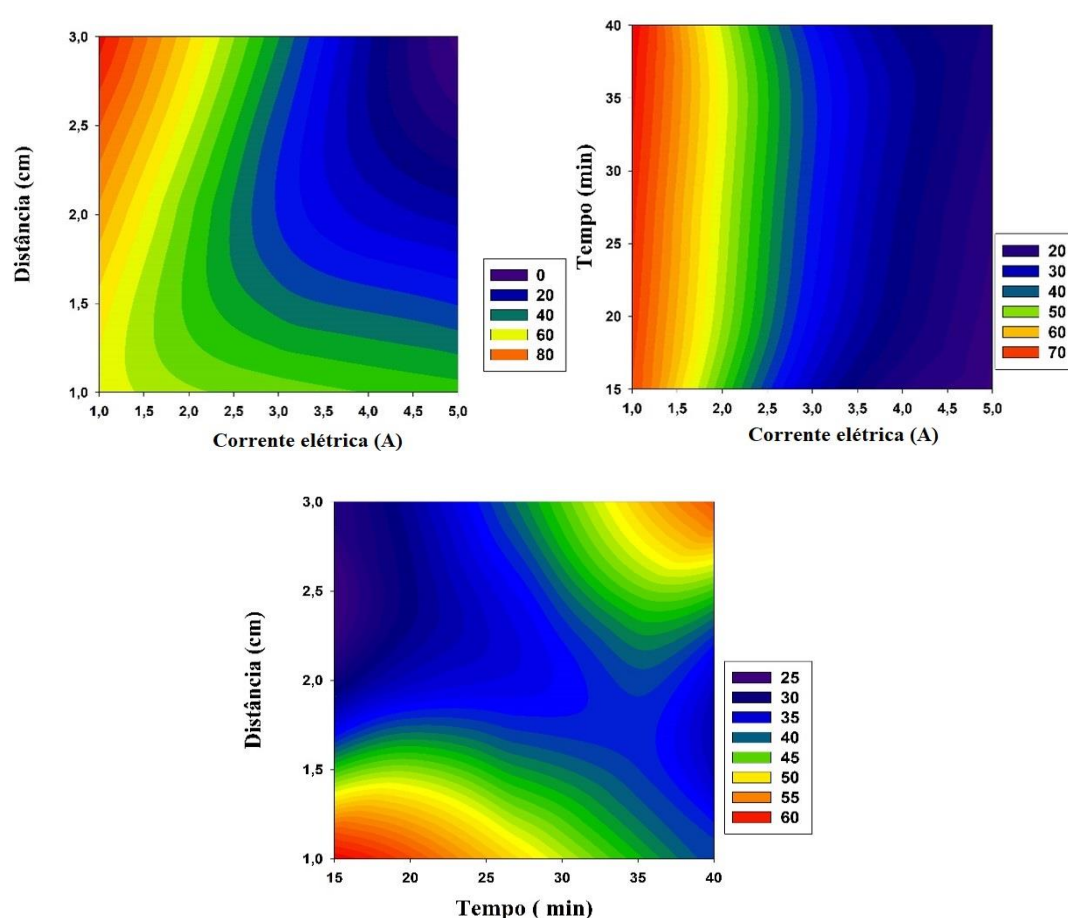


Figura 8. Superfícies de resposta para a % remoção da cor em função da I(A), DE (cm) e TDH (min).
Fonte: Autora, 2021.

3.4 Otimização global do sistema de eletrocoagulação do EGI

A otimização global do tratamento do EGI por eletrocoagulação é necessária, uma vez que foram encontradas amplas e diferentes regiões de máxima eficiência para as três variáveis respostas observadas. A partir do algoritmo criado no Scilab aplicando a função *desirability*, obteve-se desejabilidade global $D=1$ (Figura 9) do sistema que foi maximizado quando todas

as respostas se aproximaram do máximo possível da remoção desejada. O ponto de ótimo do sistema modelado foi atingido com I 1A (5,9 mA cm⁻²), TDH 27 minutos e DE 2 centímetros, para remoção simultânea de 82,07 % da DQO, 86,86% da turbidez e 70,82% de cor.

Através das superfícies de resposta da desejabilidade global (Figura 9), pode-se confirmar o ponto ótimo supracitado e inferir que os fatores DE e TDH podem variar em uma faixa ampla sem prejudicar o valor da desejabilidade global, ou seja o tratamento continuará com uma boa eficiência de remoção desejada, ao contrário da I que possui uma faixa ótima estreita, acarretando a queda brusca no valor da desejabilidade global com pequenas variações, o que prejudicaria o tratamento do efluente.

O ponto ótimo com a corrente igual 1A (5,9 mA.cm⁻²) evidencia que esta variável é um parâmetro operacional chave no desempenho do processo de EC do EGI. O efeito antagônico deste parâmetro no modelo para a remoção de poluentes no efluente, deve -se ao fato do efluente já possuir uma elevada concentração de ferro, contrapondo alguns autores que constataram que o aumento da corrente, melhorou a eficiência no tratamento, pois esta influencia diretamente na dissociação de íons metálicos, pela oxidação do ânodo, e na formação de gás hidrogênio no cátodo (SENGIL *et al.*,2009; AL AJ *et al.* ,2012; PAPADOPOULOS, *et al.*,2019; MOLLAH *et al.*, 2004).

No entanto, uma boa eficiência de remoção de poluentes em águas residuárias por processos eletrolíticos aplicando baixas correntes ou densidade de correntes, foi constatado por Módenes, *et al.* (2017) que atingiu reduções máximas de DQO, cor e turbidez de 92,00%, 99,63% e 99,16%, respectivamente, com tempo de eletrólise de 50 min e intensidade de corrente de 2 A.

A DE igual a 2 cm é ideal para evitar o efeito de passivação do eletrodo de ferro e o aumento da resistividade. Conforme pode-se observar na Figura 9, com a menor corrente, a região de DE menor que 1,5 cm contribui para uma queda na desejabilidade. Segundo Feng et al. (2021), espaçamento menor que este dificulta a movimentação rápida das bolhas e dos flocos gerados pela eletrólise das placas e acelerou a passivação das placas e aumentando a resistividade, levando à redução da eficiência da corrente entre as placas e da taxa de produção de íons.

Apesar da ampla faixa ótima de DE a partir de 1,5 cm (Figura 9) não é interessante aumentar o espaçamento entre os eletrodos, pois o efeito de passivação do ânodo é potencializado com o aumento da distância entre eletrodos, a formação da película de hidróxido de metal na superfície do eletrodo, inibi a oxidação do ânodo e diminui a quantidade de coagulante in situ, o que acarreta uma menor eficiência na remoção de poluentes (GHOSH et al., 2008). Além

disso, como a queda do potencial ôhmico é proporcional à distância entre eletrodos, reduzi-la é necessário para diminuir o custo com energia (CHEN et al.,2004), diminuir o tempo de eletrólise e aumentar a eficiência, pois há um aumento na transferência de massa durante o processo de EC como resultado da turbulência gerada, pela grande formação de bolhas de gás, nesta condição (VILLAFANE et al.,2009).

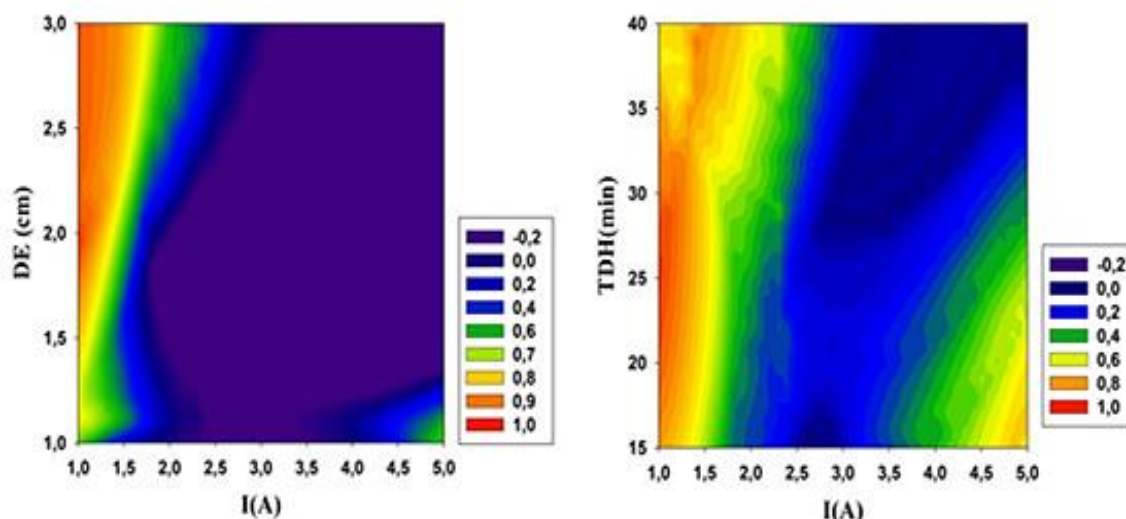


Figura 9. Superfícies de resposta para desejabilidade global do sistema de electrocoagulação do EGI, com eletrodos de ferro, para as variáveis DE (cm), I(A) e TDH (min).
Fonte: Autora, 2021.

Assim como a corrente, o tempo de eletrólise influencia diretamente na produção de coagulantes *in situ*. Estudos evidenciam que com o aumento do tempo de eletrólise, ocorre um aumento na concentração de íons e seus flocos de hidróxido. Este aumento proporciona efeito significativo na eficiência de remoção poluentes (VILLAFANE et al.,2009; GOBBI, 2013; GEREK et al 2019). De acordo Chen (2004) e Gardiman (2018) a depuração da DQO na electrocoagulação ocorre por oxidação da matéria orgânica no anodo em tempo de detenção mais elevados para que todas as reações electroquímicas aconteçam.

3.5 Análise de custo operacional da electrocoagulação de EGI

Para a análise de custo, foram considerados apenas o consumo de energia elétrica e o consumo dos eletrodos de ferro, através das Equações 2 a 4. O custo operacional foi calculado a partir das condições encontradas no ponto ótimo dado pela otimização global do tratamento pela electrocoagulação do EGI, o qual foi 27 minutos de tempo de detenção hidráulica e 1A de corrente elétrica, para 0,0015 m³ de efluente tratado. Com a aplicação destes valores nas Equações 3 e 4 obteve-se o valor de 6 kWh m⁻³ de consumo de energia elétrica e 0,3225 kg m⁻³ de consumo de ferro, respectivamente.

O valor da tarifa do consumo de energia elétrica é de R\$ 0,41096 para o kWh industrial A4 Verde (COELBA, 2021) e o preço da placa de ferro utilizada no tratamento é de R\$12,06 por kg. Portanto, o custo operacional da eletrocoagulação do EGI, utilizando eletrodo de ferro nas condições impostas, foi de R\$ 6,35 por m^{-3} . Resultado semelhante foi encontrado por Algeri *et al.* (2017), que obteve custo similares de R\$ 6,07 e R\$ 6,14, utilizando eletrodo de ferro no tratamento por eletrocoagulação de efluente sintético à base de corante vermelho reativo para o tratamento de 1 m^3 no de efluente.

Na otimização global o tempo ótimo foi de 27 min. Contudo, com uma pequena diminuição na desejabilidade, menores tempos de eletrólise poderão ser aplicados, o que seria interessante do ponto de vista econômico reduzindo o tempo de consumo de energia, sendo possível para essa variável (Figura 9) dentro do espaço experimental estudado, sem prejuízos à eficácia do tratamento. O custo encontrado ainda pode ser menor com o uso de sucatas ferrosas na montagem dos eletrodos.

A eletrocoagulação pode tornar-se uma opção economicamente viável frente a tratamentos convencionais. Módenes *et al.* (2017) sob as condições ótimas do processo de EC, tempo de eletrólise de 50 minutos e intensidade de corrente de 2 A, alcançou um custo total de operação de R\$m⁻³ 3,36, efluente de abatedouro de aves, quando tratamento convencional que a empresa usava apresentou um custo médio de R\$ 13,0 m^{-3} .

No Brasil a geração de energia elétrica depende do clima, ocasionando uma sazonalidade nas tarifas de energia que podem ter altas até 52% em períodos de seca (ANEEL,2021). Essa flutuação pode dificultar o tratamento por EC. Almejando a redução de custo e a viabilização do uso da EC no tratamento de efluentes em zonas rurais, Combatt *et al.* (2020) propuseram um sistema de eletrocoagulação autônomo alimentado por um conjunto fotovoltaico integrado a um banco de baterias, ao final do trabalho obtiveram o número ótimo de painéis fotovoltaicos, considerando diferentes níveis de irradiância solar e demanda de água.

4. CONCLUSÃO

A caracterização do efluente bruto demonstrou que o EGI possui elevadas concentrações DQO, ferro, além de um pH muito ácido e altos valores de turbidez e cor, justificando a necessidade do seu tratamento antes do lançamento em corpos hídricos.

Elevados percentuais de remoção permitem concluir que a aplicação da eletrocoagulação no tratamento de efluentes de lavadores de gases da incineração é adequado para depuração de turbidez, DQO e cor.

A análise estatística mostrou que os efeitos da intensidade da corrente elétrica aplicada, do tempo de detenção hidráulica e da distância entre os eletrodos, na remoção da turbidez, DQO e COR, poderiam ser simulados usando modelos matemáticos. Os três modelos obtiveram um ajuste razoável, comprovado pelo coeficiente de determinação, $R^2 > 0,9$, e apresentaram forte concordância linear com as medidas experimentais para um intervalo de confiança de 95%. O ponto de ótimo do sistema foi atingido com corrente elétrica 1A, tempo de detenção hidráulica 27 minutos e distância entre eletrodos 2 centímetros, para remoções simultâneas de 82,07 % da DQO, 86,86% da turbidez e 70,82% de cor, porém a simulação demonstrou que menores tempos de eletrólise poderão ser aplicados, sem prejuízos à eficácia do tratamento. O consumo de eletrodos e de energia no tempo e corrente ótimos encontrados ficaram em $0,3225 \text{ kg m}^{-3}$ e 6 kWh m^{-3} , respectivamente, totalizando um custo de R\$ 6,35 por cada m^3 de EGI tratado. Porém menores tempos de eletrólise poderão ser aplicados, sem prejuízos à eficácia do tratamento, reduzindo o tempo de consumo de energia e o custo operacional. Diante do exposto neste trabalho, apesar da necessidade de elevar o pH antes de iniciar o processo, conclui-se que a eletrocoagulação é uma técnica eficaz no tratamento do efluente de lavador de gases da incineração de resíduos de serviço de saúde.

5. REFERÊNCIAS

- ALGERI, A.; LUCHESE, A.V.; MORINI, P.M.; SEHN, E.. Aplicação da técnica de eletrocoagulação para a remoção da corante têxtil. **Revista de estudos ambientais**, v.19, p.31-39, 2017.
- APHA - AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION. **Standard methods for the examination of water and wastewater**. 19 Ed. New York: APHA, WWA, WPCR, 2005.
- BAKSHI, A.; VERMA, A.K.; DASH, A.K. Electrocoagulation for removal of phosphate from aqueous solution: Statistical modeling and techno-economic study. **J Cleaner Prod**, v. 246, 2020.
- CASILLAS, H.A.M; DAVID L. C.; 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.
- CHEN, G. Electrochemical technologies in wastewater treatment. **Separation and Purification Technology**, v. 38, p. 11–41, 2004.

- COMBATT, M. P. M.; MENDONCA, R. C. S.; VALENTE, G. F. S.; SILVA, C. M. Validação do processo de eletrocoagulação e avaliação da eletrodissolução de eletrodos no tratamento de efluentes de abatedouros de aves. **Química Nova**, v. 40, n. 4, p. 447-453, 2017.
- COMBATT, M.P.M.; AMORIM, W.C.S.; BRITO, E.M.; CUPERTINO, A.F.; MENDONÇA, R.C.S.; PEREIRA, H.A.. Design of parallel plate electrocoagulation reactors supplied by photovoltaic system applied to water treatment. **Computers and Electronics in Agriculture**, v.177, 2020,
- DERRINGER, G.; SUICH, R. Simultaneous optimization of several response variables. **Journal of Quality Technology**. v. 12, n. 4, p. 214 – 219, 1980.
- DUAN, J.; GREGORY, J.. Coagulation by hydrolysing metal salts. **Advances in Colloid and Interface Science**, 100 –102, p. 475–502, 2003.
- FENG, Q.; ZHANG, K. ; LIU, X. ; GUAN, W. ; CHEN, X. ; SONG, L. ; et al. An improved kinetic model for dephosphorization of laundry wastewater by electrocoagulation. **J Water Process Eng**, v. 39, 2021.
- GARDIMAN JUNIOR, B. S. **Electrolytic treatment of coffee wastewater: optimization and modeling**, 2018. 113f. (Tese – Doutorado em Produção Vegetal) – Centro de Ciências Agrárias e Engenharias, Universidade Federal do Espírito Santo, Alegre, 2018.
- GEREK, E.E; YILMAZ, S.; KOPARAL, A. S.; GEREK, O. N.. Combined energy and removal efficiency of electrochemicalwastewater treatment for leather industry. **Journal of Water Process Engineering**, v. 30, n° 100382, 2019.
- GHOSH, D.; SOLANKI H., PURKAIT, M.K., Removal of Fe (II) from tap water by electrocoagulation technique. **Journal of Hazardous Materials** v. 155, p. 135–143, 2005.
- HAKIZIMANA, J. N.;GOURICH ,B.; CHAFI ,M.; STIRIBA ,Y.; VIAL , C.; DROGUI ,P.; NAJA J.. Electrocoagulation process in water treatment: A review of electrocoagulation modeling approaches. **Desalination**, v. 404, p. 1-21, 2019.
- MENDES, A. I. R..**Otimização do Consumo de Água num Equipamento de Tratamento de Gases**. (Dissertação - Mestrado em Ciências e Tecnologia do Ambiente) - Departamento de Geociências, Ambiente e Ordenamento do Território- Faculdade de Ciências da Universidade do Porto, Porto, 2016.
- MENON, B. C. **Avaliação do processo de eletrocoagulação associado ao processo oxidativo uv/h2o2 aplicados no tratamento de efluente têxtil**. (Dissertação –

- Mestrado em Engenharia Ambiental) - Centro Tecnológico- Universidade Federal de Santa Catarina, 106 p, Florianópolis, 2017.
- MÓDENES, A. N.; ESPINOZA-QUIÑONES, F. R.; YASSUE, P.H.; PORTO, T. M.; THEODORO, P.S.. Aplicação da técnica de eletrocoagulação no tratamento de efluentes de abatedouro de aves. **Eng Sanit Ambient**, v. 22, n.3, p. 571-578, 2017.
- MOLLAH, M.Y.; MORKOVSKY, P.; GOMES, J.A.; KESMEZ, M.; PARGA, J.; COCKE, D.L. Fundamentals, present and future perspectives of electrocoagulation. **Journal of Hazardous Materials**, v. 114, n. 1, p. 199-210, 2004.
- MOUSSA, D. T.; EL-NAAS, M. H.; MUSTAFA NASSER, M.; AL-MARRI, M. J.. A comprehensive review of electrocoagulation for water treatment: Potentials and challenges. **Journal of Environmental Management**, v. 186, p. 24-41, 2017.
- NETO, B.; SCARMINIO, I. S., BRUNS, R. E. **Como fazer experimentos: pesquisa e desenvolvimento na ciência e na indústria**. 2ª ed. Campinas, 2003.
- NETO, B.; SCARMINIO, I. S.; BRUNS, R. E. **Planejamento e otimização de experimentos**. 2 ed. Campinas: Ed. UNICAMP, 1995. 299 p.
- ORSSATTO, F. **Otimização do tratamento de efluente de matadouro e frigorífico de suínos pela eletrofloculação e combinação eletrofloculação/coagulação orgânica**. (Tese- Doutorado em Engenharia Agrícola) – Centro de Ciências Exatas e Tecnológicas - Universidade Estadual do Oeste do Paraná , F 102 ,Cascavel, 2017.
- ORSSATTO, F.; TAVARES, M. H. F.; SILVA, F.M.; EYNG, L.; FLECK, L. Optimization of nitrogen and phosphorus removal from pig slaughterhouse and packing plant wastewater through electrocoagulation in a batch reactor. **Rev. Ambient. Água**, v. 13 n. 5, e 2233 - Taubaté 2018.
- PAPADOPOULOS, K.P. ; ARGYRIOU, R. ; ECONOMOU, C.N. ; CHARALAMPOUS, N. ; DAILIANIS, S. ; TATOULIS, T. ; TEKERLEKOPOULOU, A. ; VAYENAS, D.V. . Treatment of printing ink wastewater using electrocoagulation. **Journal of Environmental Management**., v. 237 , p. 442-448, 2019.
- PIOVESAN, M.. **Tratamento de efluentes industriais utilizando eletrofloculação com eletrodos de alumínio e ferro**. p. 90. Dissertação (Mestrado) - Universidade do Estado de Santa Catarina, Centro de Ciências Agro veterinárias, Programa de Pós-Graduação em Ciências Ambientais, Lages, 2017.
- THIND, P.S.; SAREEN, A.; SINGH, D.D.; SINGH, S.; JOHNA, S. Compromising situation of India's bio-medical waste incineration units during pandemic outbreak of COVID-

- 19: Associated environmental-health impacts and mitigation measures. **Environ. Pollut.**, v. 276, 116621, 2021.
- SAMPAIO, R. P., **Estudo de caso dos possíveis efeitos deletérios causados pelo combustível derivado de resíduo (CDR) em caldeiras voltadas a produção de energia elétrica queimando principalmente bagaço de cana**. 162p. Dissertação (Mestrado) –Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo– EESC/USP, Departamento de Engenharia Mecânica, São Carlos, SP, 2014.
- SILVA, R. B. L.; SANTOS, G.O.. Caracterização físico-química preliminar dos efluentes da incineração de resíduos perigosos de Fortaleza-CE. **Conex. Ci. e Tecnol.** v.13, n. 3, p. 61 - 71, 2019.
- TAHREEN, A.; JAMI, M. S.; ALI, F...Role of electrocoagulation in wastewater treatment: A developmental review. **Journal of Water Process Engineering**, v. 37, n° 101440, 2020.
- VEPSÄLÄINEN, M.; SILLANPÄÄ, M.. Chapter 1 - Electrocoagulation in the treatment of industrial waters and wastewaters. **Advanced Water Treatment -Electrochemical Methods**, p. 1-78,2020.
- VILLAFANE, M. J. F.; OCAMPO, M.C.; LARA, G. A.M.. Energy and electrode consumption analysis of electrocoagulation for the removal of arsenic from underground water. **Journal of Hazardous Materials**, v. 172, p. 1617–1622, 2009.

3 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ABNT. ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **NBR 11175:1990** Incineração de resíduos sólidos perigosos - Padrões de desempenho. Rio de Janeiro, Jul. de 1990.

ABRELPE – ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE EMPRESAS DE LIMPEZA PÚBLICA E RESÍDUOS ESPECIAIS. **Panorama dos Resíduos Sólidos No Brasil**, 2020. Disponível em <<http://www.abrelpe.org.br/Panorama/2020pdf>>. Acessado: 10 Jun. 2021.

ALAN M. J.; ROY M. H.. Emission of ultrafine particles from the incineration of municipal solid waste: A review. **Atmospheric Environment**, v. 140, p 519-528, 2016.

AL AJI, B.; YAVUZ, Y.; KOPARAL, A.S.. Electrocoagulation of heavy metals containing model wastewater using monopolar iron electrodes. *Sep. Purif. Technol.*, v. 86, p. 248-254, 2012.

ALGERI, A.; LUCHESE, A.V.; MORINI, P.M.; SEHN, E.. Aplicação da técnica de eletrocoagulação para a remoção da corante têxtil. **Revista de estudos ambientais (Online)**, v.19, p.31-39, 2017.

AL-SHANNAG, M.; AL-QODAH, Z.; BANI-MELHEM, K.; QTAISHAT, M.R.; ALKASRAWI, M.. Heavy metal ions removal from metal plating wastewater using electrocoagulation: Kinetic study and process performance. **Chemical Engineering Journal**, v. 260, p. 749–756, 2015.

AL-QODAH, Z.; AL-SHANNAG, M..Heavy metal ions removal from wastewater using electrocoagulation processes: A comprehensive review. **Separation Science and Technology**, v. 52:17, p. 2649-2676, 2017.

APHA - AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION. **Standard methods for the examination of water and wastewater**. 19 Ed. New York: APHA, WWA, WPCR, 2005.

BHARGAVA, A.. Wet Scrubbers-Design of Spray Tower to Control Air Pollutants. **International Journal Of Environmental Planning And Development**.Hyderabad, India, p. 68-73, 2016.

BRASIL-Conselho Nacional do Meio Ambiente. CONAMA. **Resolução 316, de 29 de outubro de 2002** – Dispõe sobre procedimentos e critérios para o funcionamento de sistemas de tratamento térmico de resíduos. Data da legislação: 29/10/2002 - Publicação Diária Oficial da União, Brasília, 20 de novembro de 2002.

BRASIL-Conselho Nacional do Meio Ambiente. CONAMA. **Resolução 436, de 22 de dezembro de 2011** – Estabelece os limites máximos de emissão de poluentes atmosféricos para fontes fixas instaladas ou com pedido de licença de instalação anteriores a 02 de janeiro de 2007. Data da legislação: 22/12/2011 - Publicação Diária Oficial da União, Brasília, 26 de dezembro de 2011.

BRASIL-Conselho Nacional do Meio Ambiente. CONAMA. **Resolução 382, de 26 de dezembro de 2006** – Estabelece os limites máximos de emissão de poluentes atmosféricos para fontes fixas. Data da legislação: 26/12/2006 - Publicação Diária Oficial da União, Brasília, 02 de janeiro de 2007.

BRASIL-Conselho Nacional do Meio Ambiente. CONAMA. **Resolução 358, 29 de abril de 2005**– Dispõe sobre o tratamento e a disposição final dos resíduos dos serviços de saúde e dá outras providências. Data da legislação: 26/04/2005 - Publicação Diária Oficial da União, Brasília, 4 de maio de 2005.

BRASIL-Conselho Nacional do Meio Ambiente. CONAMA. **Resolução 430, 13 de maio de 2011**– Dispõe sobre as condições e padrões de lançamento de efluentes, complementa e altera a Resolução no 357, de 17 de março de 2005, do Conselho Nacional do Meio Ambiente-

CONAMA. Data da legislação: 13/05/2011 - Publicação Diária Oficial da União, Brasília, 16 de maio de 2011.

BRASIL. Agência Nacional de Vigilância Sanitária. ANVISA. **Resolução da Diretoria Colegiada da Anvisa - RDC N° 222, de 28 de março de 2018.** Regulamenta as Boas Práticas de Gerenciamento dos Resíduos de Serviços de Saúde e dá outras providências. Data da legislação: 28/03/2018 - Publicação Diária Oficial da União, Brasília, 29 de março de 2018.

BRASIL. Portaria nº1.514, 15 de junho de 2020. Define os critérios técnicos para a implantação de Unidade de Saúde Temporária para assistência hospitalar - Hospital de campanha - voltadas para os atendimentos aos pacientes no âmbito da emergência pela pandemia da COVID-19. Data da legislação: 15/06/2020. **Publicação Diária Oficial da União, Brasília, 16 de junho de 2020.**

CARMO, A. L. V. **Combinação de eletrocoagulação e processos oxidativos avançados para o tratamento de efluentes da indústria de produtos capilares.** (Dissertação-Magister Scientiae em Engenharia Civil) - Universidade Federal de Viçosa, v 107f, Viçosa- MG, 2018.

CEWEP. CEWEP - Confederation of European Waste-to-Energy Plants. Waste-to-energy: Energising yourwaste. 2018. Disponível em:<<http://www.cewep.eu/wp-content/uploads/2018/07/Interactive-presentation-2018-New-slides.pdf>>. Acesso em 10 jul. 2020.

CERQUEIRA, A. A.; SOUZA, P. S. A.; MARQUES, M. R. C. Effects of direct and alternating current on the treatment of oily water in an electroflocculation process. **Brazilian Journal of Chemical Engineering**, v. 31, n°. 03, p. 693 - 701, 2014.

CHATURVEDI, S.I. Electrocoagulation: A Novel WasteWater Treatment Method **International Journal of Modern Engineering Research (IJMER)**, v. 3, Issue.1, p 93-100, 2013.

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

CHERNICHARO, C. A. L.; STUETZ, R. M.; CLÁUDIO LEITE SOUZA; MELO, G. C. B.. Alternatives for the control of odorous emissions anaerobic reactors treating domestic wastewater. **Eng Sanit Ambient** , v.15 n.3 , p. 229-236, 2010.

COMETTI, M.F.; NASCIMENTO, I.L.; MATTEDI, E.V.O; PAIVA, W.V e ROCHA, S.M.S. Eletrofloculação com diferentes eletrodos de alumínio. In: XX Congresso Brasileiro de Engenharia Química (COBEQ)- Área temática: Engenharia Ambiental e Tecnologias Limpas. *Proceedings...* Florianópolis , SC, 2014.

COSTA, F. C.. *Perspectivas da incineração de resíduos de serviço de saúde com o uso de atmosferas ricas em oxigênio*. 114f. 2007. Dissertação (Mestrado)- Departamento de Engenharia do Instituto Mauá de Tecnologia, São Caetano do Sul, 2007.

DEVLIN, R. T, KOWALSKI M.S., PAGADUAN E., ZHANG X., WEI V., OLESZKIEWICZ J. A.. Electrocoagulation of raw wastewater using aluminum, iron, and magnesium electrodes, *Journal of Hazardous Materials*, v. 368, p. 862-868, 2019.

DIAS, J. B; PENA, L. L. S. Dificuldades para o aproveitamento energético de resíduos sólidos através da incineração no Brasil. **Geosaberes**, Fortaleza, v. 6, número especial (3), p. 173 - 180, 2016.

DIAS, O. A.; EDUARDO PERINI MUNIZ, E.P.; PORTO, P.S. S.. Electrocoagulation using perforated electrodes: An increase in metalworking fluid removal from wastewater. **Chemical Engineering and Processing - Process Intensification**, v. 139, p. 113-120, 2019.

DUAN, J.; GREGORY, J.. Coagulation by hydrolysing metal salts. **Advances in Colloid and Interface Science**, 100 –102, p. 475–502, 2003.

ECOPROG. Waste-to-Energy 2018/2019. Technologies, plants, projects, players and backgrounds of the global thermal waste treatment business. 11thedition, 2018. Acesso https://www.ecoprolog.de/fileadmin/user_upload/extract_market_report_WtE_2017-2018_ecoprolog.pdf. Acesso em 10 jul. 2020.

EL-ASHTOUKHY E-S.Z.; AMIN N.K.; FOUAD Y.O.; HAMAD H.A.. Intensification of a new electrocoagulation system characterized by minimum energy consumption and maximum removal efficiency of heavy metals from simulated wastewater, **Chemical Engineering and Processing - Process Intensification** , v. 154, n° 108026, 2020.

ELAZZOUZI, M.; HABOUBI, K.; ELYOUBI, M.S.. Enhancement of electrocoagulation-flotation process for urban wastewater treatment using Al and Fe electrodes: techno-economic study. **Materials Today: Proceedings**, v. 13, p. 549–555, 2019.

EYVAZ, M.; KIRLAROGLU, M.; AKTAS, T.S.; YUKSEL. E.. The effects of alternating current electrocoagulation on dye removal from aqueous solutions. **Chemical Engineering Journal**, v. 153, p. 16–22, 2009.

FERNANDES, P.S.. **Gestão de Fontes Estacionarias de Poluição Atmosférica**.cp.3, p.181.SãoPaulo/SP,2003. Disponível: http://www.ambiental.ufpr.br/portal/wpcontent/uploads/2014/08/Livro_TGA-EA-_cap_3_Fontes_Fixas.pdf

FERRAZ, A.M.C.M.; AFONSO, S.A.V.. Incineration of healthcare wastes: management of atmospheric emissions through waste segregation. **Waste Management**, v 25, p 638-648, 2005.

FERREIRA, J.A., BILA, M., RITTER, E., BRAGA, A.C.S.. Chemical healthcare waste management in small Brazilian municipalities. **Waste Management & Research**, v. 30(12), p. 1306–1311, 2012.

GAMA, M. S. C.. **Estudo de um sistema de limpeza de gases usando um lavador venturi de seção Circular**. 77 f. Dissertação (Mestrado em Engenharias) - Universidade Federal de Uberlândia, Uberlândia, 2008.

GARDIMAN JUNIOR, B. S. **Electrolytic treatment of coffee wastewater: optimization and modeling**, 2018. 113f. (Tese – Doutorado em Produção Vegetal) – Centro de Ciências Agrárias e Engenharias, Universidade Federal do Espírito Santo, Alegre, 2018.

GEREK, E.E; YILMAZ, S.; KOPARAL, A. S.; GEREK, O. N.. Combined energy and removal efficiency of electrochemical wastewater treatment for leather industry. **Journal of Water Process Engineering**, v. 30, n° 100382, 2019.

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

GRICH, N.B.; ATTOUR, A.; MOSTEFA, M. LP.; GUESMI, S.; TLILI, M.; LAPICQUE, F.. Fluoride removal from water by electrocoagulation: Effect of the type of water and the experimental parameters. **Electrochimica Acta**, v. 316, p. 257- 265, 2019.

GUZMÁN, M. L.; HERRERA, M. T. A.; CAMPUZANO, J. R. I.; CASTAÑÓN, L.A.T.; CUEVAS, L. R.. Simultaneous removal of fluoride and arsenic from well water by electrocoagulation. **Science of the Total Environment**, v. 678, p. 181–187, 2019.

GUIMARÃES, E. R. S.; RANGEL, J. J. A.; VIANNA, D. S.; SHIMODA, E.; SKURY, A. L. D. Análise de desempenho de modelos de otimização com simulação a eventos discretos. **Iberoamerican Journal of Industrial Engineering**, v. 7, n. 13, p. 18-43, 2015.

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

HARIF, T.; ADIN, A.. Size and structure evolution of kaolineAl(OH)₃ flocs in the electroflocculation process: A study using static light scattering. **Water Research**, v. 45, p. 6195 -62006, 2011.

HENRIQUES, R. M. Aproveitamento Energético dos Resíduos Sólidos Urbanos: Uma Abordagem Tecnológica. Tese de M.Sc., COPPE/UFRJ, Rio de Janeiro, RJ, Brasil, 2004.

HOLT, P.K.. Electrocoagulation: Unraveling and Synthesizing the Mechanisms behind a Water Treatment **University of Sydney- Chemical Engineering**, 2002.

IEA. International Energy Agency – **IEA**. Will energy from waste become the key form of bioenergy in Asia? Analysis from Renewables 2018. Paris, 2019. Disponível em: <<https://www.iea.org/articles/will-energy-from-waste-become-the-key-form-of-bioenergy-in-asia>>. Acesso em 10 jul. 2020.

ILYAS, S.; SRIVASTAVA, R.R.; KIM, H.. Disinfection technology and strategies for COVID-19 hospital and bio-medical waste management. **Science of The Total Environment**, v. 749, 2020.

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

KEMAL, M. K.. Characterization of PCDD/Fs in a Shut-Down Period of a Hazardous Waste Incinerator. **Combustion Science and Technology**, v 189:6, p. 954-964., 2017.

KOBYA, L.M.; GENGEÇ, E. ; DEMIRBAS, E.. Operating parameters and costs assessments of a real dyehouse wastewater effluent treated by a continuous electrocoagulation process. **Chemical Engineering and Processing: Process Intensification**, v.101, p. 87-100, 2016.

LISBOA, H.M.; SCHIRMER, W. N.. **Controle da Poluição Atmosférica** . Cap VII. ENS- Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis ,2007.

LU, J.B.; ZHANG, W. ; ZHANG, X.T. ; SI, G.F. ; ZHANG, P. ; LI, B.X. ; SU, R.X; GAO, X. . Efficient removal of Tetracycline-Cu complexes from water by electrocoagulation technology J. Clean. Prod., v. 289, p. 125729, 2021.

LOUKANO, A.; EL ALLAoui, N.; OMOR, A.; ELMADANI, F.Z.; BOUAYAD, K.; NAKABAYASHI, S.. Large-scale removal of colloidal contaminants from artisanal wastewater by bipolar electrocoagulation with aluminum sacrificial electrodes. **Results in Chemistry**, v. 2, n° 100038, 2020.

MAKARICHI, L.; JUTIDAMRONGPHAN, W.; TECHATO, K.. The evolution of waste-to-energy incineration: A review. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, v. 91, p. 812-821, 2018.

MAMELKINA, M. A. TUUNILA, R.; SILLANPAA, M.; HAKKINEN, A.. Systematic study on sulfate removal from mining waters by electrocoagulation. **Separation and Purification Technology**, v. 216, p. 43-50, 2019.

MANSOORIAN, H.J. ; MAHVI, A.H. ; JAFARI, A.J.. Removal of lead and zinc from battery industry wastewater using electrocoagulation process: influence of direct and alternating current by using iron and stainless steel rod electrodes. *Sep Purif Technol* , v. 135, p. 165-175, 2014.

MELCHORS, M. S. et al. Treatment of wastewater from the dairy industry using electroflocculation and solid whey recovery. **Journal of Environmental Management**, v. 182, p. 574 - 580, 2016.

MENDES, A. I. R..**Otimização do Consumo de Água num Equipamento de Tratamento de Gases**. (Dissertação - Mestrado em Ciências e Tecnologia do Ambiente) - Departamento de Geociências, Ambiente e Ordenamento do Território- Faculdade de Ciências da Universidade do Porto, Porto, 2016.

MENON, B. C. **Avaliação do processo de eletrocoagulação associado ao processo oxidativo uv/h₂o₂ aplicados no tratamento de efluente têxtil**. (Dissertação – Mestrado em Engenharia Ambiental) - Centro Tecnológico- Universidade Federal de Santa Catarina, 106 p, Florianópolis, 2017.

MIN, H.W.; CHIOUL. L.; WUN, Y. Z.. Effect of waste incineration and gasification processes on heavy metal distribution. *Fuel Process Technol*, v. 125, p. 67-72, 2014.

MÓDENES, A. N.; ESPINOZA-QUIÑONES, F. R.; YASSUE, P.H.; PORTO, T. M.; THEODORO, P.S.. Aplicação da técnica de eletrocoagulação no tratamento de efluentes de abatedouro de aves. **Eng Sanit Ambient**, v. 22, n.3, p. 571-578, 2017.

MOL, M. P. G. **A incineração de resíduos de serviços de saúde do município de Belo Horizonte/MG e a responsabilidade compartilhada.** (Dissertação -mestrado) – Universidade Federal de Minas Gerais, Escola de Engenharia, 115 f., enc.: il. f. 109-115. Bibliografia: f. 103-108., 2011.

MOL, M. P. G.; SANTOS, E. S.; NUNES, I. S.. Instrumento para vistoria em incineradores: um modelo baseado no contexto dos geradores de resíduos de serviço de saúde. **INOVAE - Journal of Engineering, Architecture and Technology Innovation**, V.4, n°1, pág. 91-106, ISSN: 2357-7797, 2017.

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

MOLLAH, M.Y.; MORKOVSKY, P.; GOMES, J.A.; KESMEZ, M.; PARGA, J.; COCKE, D.L. Fundamentals, present and future perspectives of electrocoagulation. **Journal of Hazardous Materials**, v. 114, n. 1, p. 199-210, 2004.

MORGADO, T. C.; FERREIRA, O. M.. **Incineração de resíduos sólidos urbanos, aproveitamento na co-geração de energia. Estudo para a região metropolitana de Goiânia.** (Trabalho de conclusão de curso)-Departamento de Engenharia Ambiental - Universidade Católica de Goiás. Goiânia, 2006.

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

NAJE, A.S.; CHELLIAPAN, S.; ZAKARIA, Z.; AJEEL, M.A; ALABA, P.A.. A review of electrocoagulation technology for the treatment of textile wastewater. **Reviews in Chemical Engineering** ,v. 33: Issue 3, 2016.

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

NIARAGH, E.K.; MOGHADDAM, M.R.A.; EMAMJOMEH, M.M.; NAZLABADI, E..Evaluation of direct and alternating current on nitrate removal using a continuous electrocoagulation process: Economical and environmental approaches through RSM. **Journal of Environmental Management**, v. 230, p. 245–254, 2019

NORONHA, K. V. M. S.; GUEDES, G. R.; TURRA, C. M.; ANDRADE, M. V.; BOTEGA, L.; NOGUEIRA, D.; CALAZANS, J. A.; CARVALHO, L.; SERVO, L.; FERREIRA, M. F.. Pandemia por COVID-19 no Brasil: análise da demanda e da oferta de leitos hospitalares e equipamentos de ventilação assistida segundo diferentes cenários. **Cadernos de Saúde Pública**. vol.36 n°.6, Rio de Janeiro, 2020. Disponível:<<http://dx.doi.org/10.1590/0102-311X00115320>>.Acesso em 30 de jun. 2020.

NÚÑEZ, J.; YEBERB, M.; CISTERNASC, N.; THIBAUDT, R.; MEDINAB, P.; CARRASCOA, C.. Application of electrocoagulation for the efficient pollutants removal to reuse the treated wastewater in the dyeing process of the textile industry. **Journal of Hazardous Materials**. v. p. 705-711,2019.

ORSSATTO, F.; EWERLING, A.; DOMINGUÊS, M.D.A; EYNG, E.; TAVARES, M.H.F..Tratamento de efluente de uma lavanderia industrial por meio da eletrofloculação: Uma opção para o reuso. *Espacios*, v. 37, n° 11, p.7, 2016.

ORSSATTO, F. **Otimização do tratamento de efluente de matadouro e frigorífico de suínos pela eletrofloculação e combinação eletrofloculação/coagulação orgânica**. (Tese-Doutorado em Engenharia Agrícola) – Centro de Ciências Exatas e Tecnológicas - Universidade Estadual do Oeste do Paraná, F 102, Cascavel, 2017.

ORSSATTO, F.; TAVARES, M. H. F.; SILVA, F.M.; EYNG, L.; FLECK, L. Optimization of nitrogen and phosphorus removal from pig slaughterhouse and packing plant wastewater

through electrocoagulation in a batch reactor. **Rev. Ambient. Água**, v. 13 n. 5, e 2233 - Taubaté 2018.

ORSI, M. C. V. L. **Aplicação do processo eletrolítico no tratamento de efluentes de uma indústria de recuperação de filmes plásticos pós-consumo**. Dissertação (Mestrado). 127 f. Universidade Estadual Paulista. Programa de Pós- Graduação em Engenharia Civil e Ambiental. Rio Claro, 2014.

OWS. World Health Organization - **OWS**. Oxygen sources and distribution for COVID-19 treatment centres: interim guidance, 4 April 2020. Geneva: World Health Organization; 2020. Disponível:<<https://www.who.int/emergencies/diseases/novel-coronavirus-2019?gclid=CjwKCAjw1K75BRAEEiwAd41h1MjBTivpgb1IPxQPhmuCjFQQuE2x1-I-DCvfF72faJXCWhK C jwVxoC>> Acesso em 16 de jul .2020.

PALEVI B.; RIVAI, M.; PURWANTO, D. Fuzzy Logic-Based Wet Scrubber to Control Air Pollutant. **International Seminar on Intelligent Technology and Its Applications** .74-79. 10.1109/ISITIA, 2019. Disponível :< https://www.researchgate.net/publication/338453015_Fuzzy_Logic-BasedWet_Scrubber_to_Control_Air_Pollutant > Acesso 11 Janeiro 2020.

PAPADOPOULOS, K.P.; ARGYRIOU, R.; ECONOMOU, C.N.; CHARALAMPOUS, N.; DAILIANIS, S.; TATOULIS, T.; TEKERLEKOPOULOU, A.; VAYENAS, D.V. Treatment of printing ink wastewater using electrocoagulation. **Journal of Environmental Management.**, v. 237, p. 442-448, 2019.

PEREIRA, L. G. O. **Estudo preliminar do uso de um processo eletroquímico para o tratamento de água contaminada por drenagem ácida de mina de carvão**. TCC (Graduação) - Universidade Federal de Santa Catarina. Centro Tecnológico Engenharia de Energia, Araranguá, 2017.

PIOVESAN, M.. **Tratamento de efluentes industriais utilizando eletrofloculação com eletrodos de alumínio e ferro**. Dissertação (Mestrado) - Universidade do Estado de Santa Catarina, Centro de Ciências Agro veterinárias, Programa de Pós-Graduação em Ciências Ambientais, 90 p. Lages, 2017.

PRASETYANINGRUM, A.; JOS, B.; DHARMAWAN, Y.; PRABOWO, B.T.; FATHURRAZAN, M.. The influence of electrode type on electrocoagulation process for removal of chromium (VI) metal in plating industrial wastewater. **Journal of Physics: Conference Series**, v. 1025, n°012126, 2018.

QUINA, M. J; SANTOS, R.C; BORDADO, J.C; QUINTA-FERREIRA, R.M. Characterization of air pollution control residues produced in a municipal solid waste incinerator in Portugal. **Journal of Hazardous Materials**, v. 152 p. 853–869, 2008.

SAMPAIO, R. P., Estudo de caso dos possíveis efeitos deletérios causados pelo combustível derivado de resíduo (CDR) em caldeiras voltadas a produção de energia elétrica queimando principalmente bagaço de cana. 162p. Dissertação (Mestrado) –Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo–EESC/USP, Departamento de Engenharia Mecânica, São Carlos,SP, 2014.

SEGURA, S. G.; EIBAND, M.M. S. G.; MELO, J.V.; MARTÍNEZ-HUITLE, C.A.. Electrocoagulation and advanced electrocoagulation processes: A general review about the fundamentals, emerging applications and its association with other Technologies. **Journal of Electroanalytical Chemistry**, v. 801, p. 267-299, 2017.

ŞENGİL, I.A.; KULAÇ, S.; ÖZACAR, M. . Treatment of tannery liming drum wastewater by electrocoagulation. **J. Hazard. Mater.**, v. 167, p. 940-946, 2009.

SILVA, M. L.; LANGE, L. C.. Caracterização das cinzas de incineração de resíduos industriais e de serviços de saúde. **Química Nova [online]**, v. 31, n. 2, p. 199-203, 2008.

SILVA, J. D.; TOMAZI, K. O.; SANT'ANA, A. C.; PILETTI, R.; ANGIOLETO, E.; PICH, C. T. Análise físico-química e toxicológica de efluente gerado por lavadores de gases em olaria do sul catarinense. **Revista Técnico Científica do IFSC**, v. 3, n. 1, p. 634–644, 2012.

SILVA, R. B. L.; SANTOS, G.O.. Caracterização físico-química preliminar dos efluentes da incineração de resíduos perigosos de Fortaleza-CE. **Conex. Ci. e Tecnol.** v.13, n. 3, p. 61 - 71, 2019

SILVA, S; LOPES, A.M.. Environmental aspects and impacts of a waste incineration plant. **Energy Procedia.** v 136 p. 239–244, Porto, Portugal 2017.

SCHIRMER, W. N. - **Amostragem, análise e proposta de tratamento de compostos orgânicos voláteis (COV) e odorantes em estação de despejos industriais de refinaria de petróleo.** 140 p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental) – Pós-graduação em Engenharia Ambiental, Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2004.

SHINOTSUKA, L. Y.; NAKAGAWA, M. I. **Avaliação do Ciclo de Vida da incineração de Resíduo Sólido Urbano.** Trabalho de conclusão de curso- Departamento de Engenharia Química - Escola Politécnica da Universidade de São Paulo, São Paulo, 2014.

SOUZA, K. R.. **Estudo da remoção de Ba²⁺, Ni²⁺, Cd²⁺, Cu³⁺, Cr³⁺, Sr²⁺, Zn²⁺ por eletrocoagulação em água associada à produção de petróleo.** Tese (Doutorado). Universidade Federal do Rio Grande do Norte. Centro de Tecnologia. Departamento de Engenharia Química. Programa de Pós-Graduação em Engenharia Química. 128 f.: il. Natal, 2012.

STUETZ, R.; FRENCHEN, F. B. - Odours in Wastewater Treatment. **Cornwall (UK): IWA Publishing** P.437, 2001.

SU, X., ZHANG, L.; XIAO, Y.; SUN, M.; GAO, X.; SU, J.. Evaluation of a flue gas cleaning system of a circulating fluidized bed incineration power plant by the analysis of pollutant emissions. **Powder Technology**, v 286 , p 9-15, 2015.

TAHREEN, A.; JAMI, M. S.; ALI, F...Role of electrocoagulation in wastewater treatment: A developmental review. **Journal of Water Process Engineering**, v. 37, n° 101440, 2020.

TAIT, P. W. *ET AL.* The health impacts of waste incineration: a systematic review. . *Australian and New Zealand Journal of Public Health*, vol. 44 n°. 1 , 2019.

THIND, P.S.; SAREEN, A.; SINGH, D.D.; SINGH, S.; JOHNA, S. Compromising situation of India's bio-medical waste incineration units during pandemic outbreak of COVID-19: Associated environmental-health impacts and mitigation measures. *Environ. Pollut.*, v. 276, 116621, 2021.

TORRES, M.C.B.. **Caracterização e metodologia de tratamento dos resíduos hospitalares do grupo IV**. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil e do Ambiente: Especialização em Saneamento e Hidráulica Urbana). Escola Superior de Tecnologia e Gestão do Instituto Politécnico de Viana do Castelo. Portugal ,2018.

VEPSÄLÄINEN, M.; SILLANPÄÄ, M.. Chapter 1 - Electrocoagulation in the treatment of industrial waters and wastewaters. **Advanced Water Treatment -Electrochemical Methods**, p. 1-78,2020.

VERMA, A. K.; DASH, R. R.; BHUNIA, P.. A review on chemical coagulation/flocculation technologies for removal of colour from textile wastewaters. **Journal of Environmental Management** , v. 93, Issue 1, p. 154-168, 2012.

VASUDEVAN, S.; LAKSHMI, J.. Effects of alternating and direct current in electrocoagulation process on the removal of cadmium from water – A novel approach. **Separation and Purification Technology**, v. 80, Issue 3, p.643-651, 2011.

VILLAFANE, M. J. F.; OCAMPO, M.C.; LARA, G. A.M.. Energy and electrode consumption analysis of electrocoagulation for the removal of arsenic from underground water. **Journal of Hazardous Materials**, v. 172, p. 1617–1622, 2009.

VIVEK, J. M.; SINGH, R. ; SUTAR, R. S.; ASOLEKAR, S. R.. Characterization and Disposal of Ashes from Biomedical Waste Incinerator. **Advances in Waste Management**, p.421-435, 2019.

WANG, G.; DENG, J.; MA, Z.; HAO, J.; JIANG, J.. Characteristics of filterable and condensable particulate matter emitted from two waste incineration power plants in China. **Science of the Total Environment**, v.369, p. 695–704, 2018.

WANG J., SHEN J., YE D., YAN X., ZHANG Y., YANG W., LI X., WANG J., ZHANG L., PAN L. Disinfection technology of hospital wastes and wastewater: suggestions for disinfection strategy during coronavirus disease 2019 (COVID-19) pandemic in China. **Environmental Pollution**. V.262, pág. 114665, 2020;

WEN, Z.; DI, J. ; LIU, S. ; HAN, J.; LEE. J. C. K.. Evaluation of flue-gas treatment technologies for municipal waste incineration: A case study in Changzhou, China. **Journal of Cleaner Production**, v 184, p. 912- 920, 2018.

XING, Y., ZHANG, H., SU, W. ET AL. The bibliometric analysis and review of dioxin in waste incineration and steel sintering. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 26, p. 35687–35703,2019.

YU J, SUN L, XIANG J, ET AL. Physical and chemical characterization of ashes from a municipal solid waste incinerator in China. **Waste Management & Research.**; v.31(7), p. 663-673, 2013.

APÊNDICES

APÊNDICE A – CÓDIGO FUNÇÃO DESEJABILIDADE - SCILAB

```
clc;
clear;
// OTIMIZAÇÃO - ELETROCOAGULAÇÃO DO EFLUENTE DE EGI
//limites máximos (U) e mínimos (L)
TUBMAX=85;
TUBMIN=71.84;
DQOMAX=82;
DQOMIN=69.8;
CORMAX=70;
CORMIN=50;
maiord1=0.1;
maiord2=0.1;
maiord3=0.1;
maiorD=0.1;
menortemp=40
contL=1;
//FUNÇÃO DESEJABILIDADE LTB - MAIOR MELHOR
for x1=1:0.1:5
    for x2=15:1:40
        for x3=1:0.1:3
            tub= 57.1832+15.63602*(x1)+0.75156*(x2)+ 3.88284*(x3)-0.34162*(x1*x2)-
1.95622*(x1*x3)-0.9157*(x1)^2
            DQO=80.99837-12.15065*(x1)+0.54821*(x2)+0.0546*(x3)-
0.1625*(x1*x2)+2.70046*(x1)^2
            COR=155.22376-5.57645*(x1)-2.65721*(x2)-57.56173*(x3)-
13.51197*(x1*x3)+1.43413*(x2*x3)+3.24454*(x1*x1)+13.59540*(x3)^2

                //NORMALIZANDO A FUNÇÃO DA TURBIDEZ
            if tub<TUBMIN then
                matd(contL,1)=x1;
                matd(contL,2)=x2;
                matd(contL,3)=x3;
                matd(contL,4)=tub;
                //d1
                matd(contL,5)=0;

            else
                if tub>=TUBMIN & tub<=TUBMAX then
                    matd(contL,1)=x1;
                    matd(contL,2)=x2;
                    matd(contL,3)=x3;
                    matd(contL,4)=tub;
                    //d1
                    matd(contL,5)=(tub-TUBMIN)/(TUBMAX-TUBMIN);

                else
                    if tub>TUBMAX then
                        matd(contL,1)=x1;
                        matd(contL,2)=x2;
                        matd(contL,3)=x3;
                        matd(contL,4)=tub;
```

```

        //d1
        matd(contL,5)=1
    end
end
end

//NORMALIZANDO A FUNÇÃO DA DQO
if DQO<DQOMIN then
    matd(contL,1)=x1;
    matd(contL,2)=x2;
    matd(contL,3)=x3;
    matd(contL,6)=DQO;
    //d2
    matd(contL,7)=0;

else
    if DQO>=DQOMIN & DQO<=DQOMAX then
        matd(contL,1)=x1;
        matd(contL,2)=x2;
        matd(contL,3)=x3;
        matd(contL,6)=DQO;
        //d2
        matd(contL,7)=(DQO-DQOMIN)/(DQOMAX-DQOMIN);

    else
        if DQO>DQOMAX then
            matd(contL,1)=x1;
            matd(contL,2)=x2;
            matd(contL,3)=x3;
            matd(contL,6)=DQO;
            //d2
            matd(contL,7)=1
        end
    end
end

//NORMALIZANDO A FUNÇÃO DA COR
if COR<CORMIN then
    matd(contL,1)=x1;
    matd(contL,2)=x2;
    matd(contL,3)=x3;
    matd(contL,8)=COR;
    //d3
    matd(contL,9)=0;

else
    if COR>=CORMIN & COR<=CORMAX then
        matd(contL,1)=x1;
        matd(contL,2)=x2;
        matd(contL,3)=x3;
        matd(contL,8)=COR;
        //d3
        matd(contL,9)=(COR-CORMIN)/(CORMAX-CORMIN);
    end
end
end

```

```

else
    if COR>CORMAX then
        matd(contL,1)=x1;
        matd(contL,2)=x2;
        matd(contL,3)=x3;
        matd(contL,8)=COR;
        //d3
        matd(contL,9)=1;
    end
end
end

//Normalização global D
D(contL,1)= (matd(contL,5)*matd(contL,7)*matd(contL,9))^(1/3);
matd(contL,10)= D(contL,1)
contL=contL+1;
end
end
end

//encontrar D maior
m=size(D,1);
for i=1:m
    if D(i,1)> maiorD then
        maiorD= D(i,1);
        contmaiorD= i
    end
end

d1=matd(contmaiorD,5);
d2=matd(contmaiorD,7);
d3=matd(contmaiorD,9);
c=matd(contmaiorD,1);
tdh=matd(contmaiorD,2);
de=matd(contmaiorD,3);
turbD=matd(contmaiorD,4);
DQOD=matd(contmaiorD,6);
CORD=matd(contmaiorD,8);
printf("Normalização global D : %f",maiorD);
printf("Normalização d1 função turbidez : %f",d1);
printf("Normalização d2 função DQO : %f",d2);
printf("Normalização d3 função COR : %f",d3);
printf(" Remoção turbidez : %f",turbD);
printf(" Remoção DQO : %f",DQOD);
printf("Remoção COR : %f",CORD);
printf("A otimização na redução da turbidez , DQO E COR se dá com a corrente: %f",c);
printf("A otimização na redução da turbidez , DQO E COR se dá com o tempo de detenção
hidráulica: %f",tdh);
printf("A otimização na redução da turbidez , DQO E COR se dá com a distância: %f",de);

//disp(D)

```

APÊNDICE B – ANÁLISE ESTATÍSTICA DO MODELO GERAL SEM AJUSTES-
RELATÓRIO DE RESULTADOS DO PROGRAMA SAS- STATISTICAL ANALYSIS
SYSTEM

Tabela A 1. ANOVA para remoção de turbidez, DQO e cor

Parâmetro	GL	SQ	R ²	Ajuste -R ²	RMSE	CV	F valor	p- valor
Turbidez	10	451,88475	0,9463	0,8793	1,78969	2,11596	14,11	0,0005
DQO	10	196,88316	0,8706	0,7089	1,91252	2,49446	5,38	0,0127
Cor	10	3794,6039	0,9366	0,8574	5,66532	12,08582	11,82	0,0009
Cr	10	1065,5944	0,7169	0,3631	7,25180	12,38766	2,03	0,1645

Fonte: Autora, 2021.

Tabela A 2. Coeficientes de regressão para variável- resposta remoção de turbidez.

Fatores	Grau de liberdade	Coeficiente de regressão	Erro padrão	t	Soma dos quadrados	p-valor
Média	1	58,20855	19,74254	2,95	135923	0,0185
X1	1	14,71822	4,09386	3,60	149,26854	0,0070
X2	1	0,38751	0,80468	0,48	47,99774	0,6430
X3	1	5,48210	8,54096	0,64	12,47856	0,5389
X12	1	-0,33807	0,07232	-4,67	96,84300	0,0016
X13	1	-2,01094	1,08710	-1,85	4,21979	0,1015
X23	1	-0,05434	0,17236	-0,32	3,63658	0,7606
X11	1	-0,76451	0,47619	-1,61	85,72835	0,1471
X22	1	0,00834	0,01112	0,75	6,58065	0,4748
X33	1	0,00736	1,56136	0,00	6,47614	0,9964

Fonte: Autora, 2021.

Tabela A 3. Coeficientes de regressão para variável- resposta remoção de DQO.

Fatores	Grau de liberdade	Coeficiente de regressão	Erro padrão	t	Soma dos quadrados	p-valor
Média	1	112,85797	21,09756	5,35	111691	0,0007
X1	1	-17,56366	4,37484	-4,01	0,19849	0,0039
X2	1	-0,35960	0,85991	-0,42	19,50406	0,6868
X3	1	-13,49018	9,12716	-1,48	2,29522	0,1777
X12	1	-0,09895	0,07729	-1,28	10,95344	0,2363
X13	1	1,5506	1,16171	1,34	11,85848	0,2183
X23	1	0,18117	0,18419	0,98	1,19715	0,3541
X11	1	2,84201	0,50888	5,58	134,00991	0,0005
X22	1	0,00790	0,01189	0,66	1,78574	0,5248
X33	1	1,12702	1,66853	0,68	0,03865	0,5184

Fonte: Autora, 2021.

Tabela A 4. Coeficientes de regressão para variável- resposta remoção de COR.

Fatores	Grau de liberdade	Coefficiente de regressão	Erro padrão	t	Soma dos quadrados	p-valor
Média	1	243,90664	62,49563	3,90	41749	0,0045
X1	1	-13,15054	12,95923	-1,01	2390,64414	0,3399
X2	1	-9,15606	2,54723	-3,59	30,98599	0,0070
X3	1	-52,78308	27,03668	-1,95	75,08223	0,0867
X12	1	-0,11449	0,22894	-0,50	59,30321	0,6305
X13	1	-15,43769	3,44125	-4,49	443,15998	0,0020
X23	1	1,73913	0,54561	3,19	183,11872	0,0129
X11	1	4,79647	1,50741	3,85	49,80954	0,0049
X22	1	0,10366	0,03521	2,94	6,05787	0,0186
X33	1	11,62383	4,94254	2,35	24,28431	0,0466

Fonte: Autora, 2021.

Tabela A 5. Coeficientes de regressão para variável- resposta remoção de Cr

Fatores	Grau de liberdade	Coefficiente de regressão	Erro padrão	t	Soma dos quadrados	p-valor
Intercepto	1	75,01749	79,99647	0,94	65113	0,3758
X1	1	10,13663	16,58824	0,61	177,45298	0,5581
X2	1	-2,32195	3,26054	-0,71	52,98412	0,4966
X3	1	-5,91665	34,60783	-0,17	161,73481	0,8685
X12	1	-0,41092	0,29305	-1,40	103,75988	0,1984
X13	1	-5,77296	4,40492	-1,31	98,52938	0,2264
X23	1	1,70164	0,69840	2,44	333,97176	0,0408
X11	1	1,60816	1,92953	0,83	102,27532	0,4288
X22	1	0,00755	0,04507	0,17	11,01238	0,8711
X33	1	-4,18509	6,32662	-0,13	22,94430	0,5269

Fonte: Autora, 2021.