



**UNIVERSIDADE FEDERAL DA PARAIBA
CENTRO DE TECNOLOGIA
DEPARTAMENTO DE ENGENHARIA CIVIL E AMBIENTAL
CURSO DE GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA AMBIENTAL**

TRABALHO DE CONCLUSÃO DE CURSO

MATHEUS WILLIAM RODRIGUES DUARTE BATISTA DO CARMO

**APLICAÇÃO DO PROCESSO DE ELETROCOAGULAÇÃO NO TRATAMENTO DE
LIXIVIADO DE LIXÃO DESATIVADO**

**JOÃO PESSOA
2018**

MATHEUS WILLIAM RODRIGUES DUARTE BATISTA DO CARMO

APLICAÇÃO DO PROCESSO DE ELETROCOAGULAÇÃO NO TRATAMENTO DE
LIXIVIADO DE LIXÃO DESATIVADO

Trabalho de conclusão de curso apresentado
como pré-requisito para a obtenção do título de
Bacharel em Engenharia Ambiental pela
Universidade Federal da Paraíba.

Orientadora: Prof.^a Dr.^a Carmem Lúcia
Moreira Gadelha

JOÃO PESSOA
2018

Catálogo na publicação Seção de Catalogação e Classificação

C287a Carmo, Matheus William Rodrigues Duarte Batista do.
Aplicação do processo de eletrocoagulação no tratamento de
lixiviado de lixão desativado / Matheus William Rodrigues Duarte
Batista do Carmo. - João Pessoa, 2018.
59 f. : il.

Orientação: Carmem Lúcia Moreira Gadelha.
Monografia (Graduação) - UFPB/CT.

1. metodologia de superfície de resposta. 2. planejamento fatorial.
3. processo eletrolítico. 4. tratamento de águas residuais. I. Gadelha,
Carmem Lúcia Moreira. II. Título.

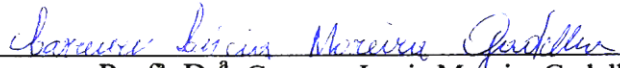
UFPB/BC

FOLHA DE APROVAÇÃO

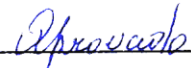
MATHEUS WILLIAM RODRIGUES DUARTE BATISTA DO CARMO

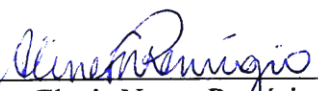
APLICAÇÃO DO PROCESSO DE ELETROCOAGULAÇÃO NO TRATAMENTO DE LIXIVIADO DE LIXÃO DESATIVADO

Trabalho de Conclusão de Curso apresentado em 29/10/2018 perante a seguinte Comissão Julgadora:



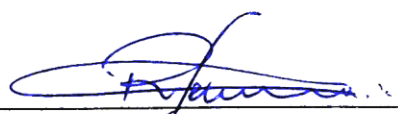
Prof^ª. Dr^ª. Carmem Lucia Moreira Gadelha
Departamento de Engenharia Civil e Ambiental do Centro de
Tecnologia / UFPB



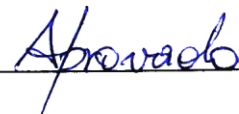


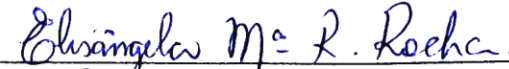
Prof^ª. Dr^ª. Aline Flavia Nunes Remigio Antunes
Departamento de Engenharia Civil e Ambiental do Centro de
Tecnologia / UFPB





Prof. Dr. Rennio Felix de Sena
Departamento de Engenharia Química do Centro de Tecnologia /
UFPB





Prof^ª. Elisângela Maria Rodrigues Rocha
Coordenadora do Curso de Graduação em Engenharia Ambiental

Prof^ª Elisângela M. R. Rocha
Coord. CCGEAM/CT/UFPB
Mat. SIAPE 1821373

AGRADECIMENTOS

A **Deus**, autor da vida, pelo seu imensurável amor, pelo fôlego de vida dado a mim e por todo seu cuidado até aqui.

À minha mãe e à minha avó, **Rosa Cristina Rodrigues Duarte e Neusa Sousa Batista do Carmo**, primordiais em minha vida, pelo imenso amor e pela constante entrega. À minha tia **Lia Assis**, por todo apoio, amizade e carinho.

À professora **Carmem Gadelha**, pessoa admirável e excelente profissional, pelos valiosos ensinamentos durante toda a graduação e pela essencial contribuição na orientação do trabalho de conclusão.

À **Amanda Gondim** e à **Raquelina Caldas**, pela companhia nas manhãs e tardes de laboratório e pela constante troca de conhecimentos.

Aos técnicos do Laboratório de Saneamento Ambiental (LABSAM), **Elson Santos** e **José Dorivaldo**, pela ajuda nas análises e pela companhia nos dias de laboratório. Em especial ao técnico **Romildo dos Anjos**, pelos ensinamentos e sugestões cruciais no direcionamento do estudo realizado.

À professora **Cláudia Coutinho**, pelo apoio na coleta do lixiviado e pela disposição em sempre ajudar no que for preciso.

Ao professor **Eridon Celso**, pela confecção do sistema de eletrocoagulação e por ser sempre solícito no empréstimo de equipamentos necessários à pesquisa.

À professora **Elisângela Rocha**, por sua contribuição ao longo da graduação no meu desenvolvimento profissional, por ceder parte de sua amostra de lixiviado para a realização dos testes preliminares da pesquisa e pela disposição em ajudar.

Aos estagiários da Scientec, **Maiane Barbalho**, **Samuel Montenegro** e **Ana Mayara Andriola**, pela ajuda na coleta e na caracterização do lixiviado.

Aos amigos da graduação, **Maria Caroline**, **Rebecca Vanielly**, **Silvânia Henrique**, **Paula Raíza**, **Amanda Gondim**, **Raquelina Caldas**, **Jonathan Antunes** e **Lucas Fernandes**, pela companhia durante as disciplinas e por compartilhar momentos alegres e dificuldades, sendo essenciais para o cumprimento desta etapa da minha vida.

À **Universidade Federal da Paraíba (UFPB)**, por me proporcionar a oportunidade de crescimento intelectual e moral.

Aos **professores da graduação em Engenharia Ambiental (UFPB)**, em sua maioria, profissionais admiráveis, pela contribuição profissional e pessoal.

Aos professores **Aline Remígio** e **Rennio Felix de Sena**, pelas valiosas contribuições no aprimoramento do presente estudo.

A todos que direta ou indiretamente contribuíram no meu crescimento pessoal e profissional e na realização do presente estudo.

RESUMO

A presente pesquisa teve como objetivo avaliar o processo de eletrocoagulação no tratamento de lixiviado estabilizado proveniente de lixão desativado. Após testes preliminares para determinar o tipo de material dos eletrodos, aplicou-se um planejamento fatorial composto central associado à Metodologia de Superfície de Resposta (MSR) para obter a condição ótima das variáveis $\text{pH}_{\text{inicial}}$ e tempo de eletrólise, a fim de maximizar a eficiência de remoção de matéria orgânica, em termos da Demanda Química de Oxigênio (DQO). Os testes de eletrocoagulação foram realizados em um reator de bancada composto por eletrodos de alumínio de arranjo bipolar, conectados em série à uma fonte de corrente contínua de 12 V e submersos em um volume de 1,2 L do efluente. De acordo com os resultados para o coeficiente de determinação ($R^2 = 0,7386$), o modelo gerado foi capaz de explicar 73,86% da variação na redução de DQO nos testes do planejamento fatorial. Conforme a análise da superfície de resposta, eficiências de redução de DQO superiores a 50% podem ser obtidas em um tempo de eletrólise mínimo de 90 minutos e $\text{pH}_{\text{inicial}}$ compreendido na faixa de 7,20 a 8,75. Ao utilizar-se uma configuração operacional próxima da ótima ($\text{pH}_{\text{inicial}} = 8,07$; tempo de eletrólise = 100 min), obteve-se 53,41% de redução no valor de DQO do efluente. Em comparação com o valor previsto pelo modelo (54,97%), o resultado obtido experimentalmente indica considerável proximidade entre o valor observado e o valor predito para o percentual de redução de DQO. Ao empregar a configuração ótima, o custo total operacional estimado foi de R\$/m³ 8,50. Durante os ensaios de eletrocoagulação, observou-se elevada geração de flocos no efluente, com aparência esbranquiçada. O lixiviado passou a apresentar aspecto leitoso, com flocos dispersos na massa de líquido, não agregados e com lento tempo de sedimentação.

Palavras-chave: metodologia de superfície de resposta, planejamento fatorial, processo eletrolítico, tratamento de águas residuais.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 – Principais reações que ocorrem no processo de eletrocoagulação.....	22
Figura 2 – Tipos mais comuns de arranjos dos eletrodos em um reator de eletrolítico: (a) monopolar em conexão paralela (MP-P); (b) monopolar conectados em série (MP-S); (c) bipolares com conexão em série (BP-S).....	27
Figura 3 – Ponto de coleta do lixiviado em estudo localizado na célula 1 do antigo Lixão do Roger (João Pessoa – PB).....	33
Figura 4 – Sistema de eletrocoagulação utilizado nos ensaios do presente estudo.	36
Figura 5 – Gráfico de probabilidade normal dos resíduos dos experimentos de otimização do processo de eletrocoagulação.	44
Figura 6 – Gráfico de Pareto com os efeitos dos fatores e de suas interações na redução de DQO do lixiviado por eletrocoagulação.	45
Figura 7 – Valores previstos e valores observados para a redução de DQO (%).	46
Figura 8 – Superfície tridimensional de resposta para a redução de DQO (%), como uma função do tempo de eletrólise e do pH _{inicial}	47
Figura 9 – Curvas de nível da superfície de resposta para a redução de DQO (%).	47
Figura 10 - Aspecto visual do lixiviado na fase inicial (a) do experimento de validação do tratamento por eletrocoagulação, com 30 minutos (b) e com 100 minutos de eletrólise (c).	49
Figura 11 – Aparência do efluente tratado (a) e estimativa do volume total de lodo formado em um tempo de decantação de 24h (b).	52
Figura 12 - Redução no volume de lodo sedimentado após a centrifugação (10 minutos a 200 rpm) (b) do lixiviado tratado por eletrocoagulação.	53

LISTA DE QUADROS

Quadro 1 – Fatores e suas respectivas variáveis que influenciam na formação de lixiviados em aterros sanitários.....	16
Quadro 2 – Origens dos íons mais encontrados em lixiviados e suas possíveis fontes.....	18
Quadro 3 – Parâmetros físico-químicos e métodos analíticos utilizados para a caracterização do efluente em estudo.....	33

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 – Configuração operacional do sistema de eletrocoagulação.	36
Tabela 2 – Fatores e níveis adotados para planejamento composto central 2^2 com 4 repetições no ponto central nos experimentos otimização do processo de eletrocoagulação.....	37
Tabela 3 – Matriz do planejamento composto central 2^2 com 4 repetições no ponto central para os experimentos otimização do processo de eletrocoagulação.....	38
Tabela 4 – Dados da caracterização físico-química do lixiviado em estudo.....	41
Tabela 5 – Resultados das análises dos parâmetros DQO, pH, turbidez e cor verdadeira realizadas para cada teste de eletrocoagulação.....	42
Tabela 6 – Valores críticos de cada fator estudado para a eficiência de redução de DQO teórica de 55,21%.	48
Tabela 7 – Resultados das análises de DBO_5 , amônia, sólidos totais (ST), totais voláteis (SV) e totais fixos (SF) do efluente após 100 minutos do processo eletrocoagulação com $pH_{inicial}$ de 8,07.	50

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

A	Ampère
Al	Alumínio
BP-S	Bipolares com Conexão em Série
CM	Custos dos Materiais
COE	Custo Operacional Elétrico
CONAMA	Conselho Nacional de Meio Ambiente
COT	Carbono Orgânico Total
COXs	Compostos Orgânicos Xenobióticos
CTO	Custo Total Operacional
DBO ₅	Demanda Bioquímica de Oxigênio (a 20°C durante 5 dias)
DQO	Demanda Química de Oxigênio
EC	Eletrocoagulação
EMLUR	Empresa Municipal de Limpeza Urbana
Fe	Ferro
LABSAM	Laboratório de Saneamento Ambiental
MP-P	Monopolar em Conexão Paralela
MP-S	Monopolar Conectados em Série
MSR	Metodologia de Superfície de Resposta
NTU	Nephelometric Turbidity Unity
pH	Potencial Hidrogeniônico
PSU	Practical Salinity Unit
Pt-Co	Escala Platina-Cobalto
RSU	Resíduos Sólidos Urbanos
SCIENTEC	Associação para o Desenvolvimento da Ciência e Tecnologia
SDT	Sólidos Dissolvidos Totais
SFT	Sólidos Fixos Totais
ST	Sólidos Totais
SVT	Sólidos Voláteis Totais
TDH	Tempo de Detenção Hidráulica
UFPB	Universidade Federal da Paraíba
V	Volts
VMP	Valor Máximo Permitido

SUMÁRIO

1 INTRODUÇÃO	14
1.1 OBJETIVOS	15
1.1.1 Objetivo geral.....	15
1.1.2 Objetivos específicos	15
2 REFERENCIAL TEÓRICO	16
2.1 LIXIVIADOS DE ATERRO SANITÁRIO	16
2.1.1 Definição e formação	16
2.1.2 Composição.....	17
2.1.3 Impactos ambientais adversos.....	19
2.1.4 Processos de tratamento aplicados aos lixiviados.....	20
2.2 ELETROCOAGULAÇÃO	21
2.2.1 Definição	21
2.2.2 Química do processo	22
2.2.3 Principais fatores interferentes no processo	24
2.2.3.1 pH	24
2.2.3.2 Condutividade elétrica.....	24
2.2.3.3 Material do eletrodo	25
2.2.3.4 Densidade de corrente elétrica	26
2.2.3.5 Tempo de eletrólise	26
2.2.3.6 Arranjo dos eletrodos	27
2.2.4 Custo operacional.....	28
2.2.5 Vantagens e limitações.....	29
2.3 ESTATÍSTICA EXPERIMENTAL	30
3 MATERIAIS E MÉTODOS	32
3.1 DESCRIÇÃO GERAL DA PESQUISA.....	32
3.2 COLETA E CARACTERIZAÇÃO DO EFLUENTE.....	32
3.2.1 Lixão do Roger.....	34
3.3 MÉTODOS ANALÍTICOS	34
3.4 ENSAIOS DE ELETROCOAGULAÇÃO	35
3.4.1 Sistema de eletrocoagulação	35
3.4.2 Otimização das configurações operacionais	37
3.4.3 Validação experimental do modelo.....	39

3.4.4 Estimativa dos custos operacionais.....	39
3.5 ANÁLISE DOS RESULTADOS	39
4 RESULTADOS E DISCUSSÃO	41
4.1 CARACTERIZAÇÃO DO EFLUENTE	41
4.2 ENSAIOS DE ELETROCOAGULAÇÃO	42
4.2.1 Efeito dos fatores na redução de DQO.....	44
4.2.2 Otimização das configurações operacionais	45
4.2.3 Validação experimental do modelo.....	48
4.2.4 Estimativa dos custos operacionais.....	51
4.2.5 Geração de lodo.....	51
5 CONSIDERAÇÕES FINAIS.....	54
5.1 SUGESTÕES PARA ESTUDOS FUTUROS	54
REFERÊNCIAS	55

1 INTRODUÇÃO

O acelerado aumento na geração de resíduos sólidos urbanos (RSU) demanda uma abordagem ampla e pragmática no desenvolvimento e aplicação de políticas públicas e de tecnologias, a fim de atender aos objetivos da Política Nacional de Resíduos Sólidos (PNRS) - Lei nº 12.305/2010, proporcionando desde a não-geração de RSU até a disposição final ambientalmente adequada dos rejeitos.

Nesse sentido, a gestão de RSU constitui-se como um dos maiores desafios atuais, considerando-se os aspectos ambiental, econômico e social (RENOU *et al.*, 2008). Associado a esta problemática, o tratamento inadequado e o lançamento indiscriminado de lixiviados de aterro sanitário, efluentes líquidos oriundos de sistemas de disposição final de resíduos, podem acarretar sérios danos à saúde pública e ao ambiente, como a contaminação de mananciais e do solo e depleção do oxigênio dissolvido e eutrofização em águas superficiais.

Os processos biológicos, usualmente empregados no tratamento de lixiviados, possuem limitações na remoção de componentes orgânicos recalcitrantes e de espécies químicas indesejáveis, como os metais pesados (VILHENA, 2018), sendo, portanto, considerados insuficientes para enquadrar as características de lixiviados de aterros sanitários nos padrões de lançamento exigidos pela legislação vigente (POVINELLI; SOBRINHO *et al.*, 2009). Para viabilizar a aplicação de técnicas de tratamento biológico, em razão dessas apresentaram baixo custo associado, recomenda-se inserção de técnicas físico-químicas ao pré ou pós-tratamento de lixiviados (LANGE; AMARAL, 2009).

Dentre os processos físico-químicos, as técnicas eletroquímicas representam uma alternativa na degradação de compostos orgânicos recalcitrantes em lixiviados de aterro sanitário (KURNIAWAN; LO; CHAN, 2006). A eletrocoagulação (EC) é um processo eletroquímico de fácil operação, onde ocorre a produção de coagulante *in situ* por oxidação eletrolítica de um material anódico. Neste sistema, simultaneamente, promove-se a remoção de poluentes por coagulação/floculação, flotação e reações de eletro-oxidação, sem a necessidade de adição de produtos químicos (KABUK *et al.*, 2014).

Apesar de apresentar pequenas concentrações de sólidos em suspensão, o que tornaria inviável utilizar a eletrocoagulação no seu tratamento, a aplicação da técnica de EC em lixiviados é justificada pela insolubilidade dos compostos orgânicos presentes no meio aquoso, além de ser favorecida pelos altos valores de condutividade elétrica do efluente. Contudo, necessita-se de programas experimentais mais detalhados visando a otimização do tratamento eletrolítico, particularmente no que se refere ao consumo de energia e ao tempo de

retenção do efluente na célula eletrolítica. Estes parâmetros, por sua vez, dependem de outros, como a geometria da célula, distância entre as placas e tipo de agitação (GIORDANO; BARBOSA FILHO; CARVALHO, 2011).

Na tentativa de subsidiar a instalação futura de um sistema de tratamento de efluentes de aterros sanitários, propõe-se estudar a remoção de matéria orgânica em lixiviado estabilizado, oriundo de lixão desativado do município de João Pessoa (PB), mediante a aplicação do processo de eletrocoagulação, a fim de enquadrar o efluente tratado nos padrões ambientais e de lançamento previstos, respectivamente, nas Resoluções do Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA) nº 357/2005 e 430/2011 e minimizar os impactos ambientais adversos relacionados ao tratamento inadequado destes efluentes.

1.1 OBJETIVOS

1.1.1 Objetivo geral

Avaliar o desempenho do processo de eletrocoagulação no tratamento de lixiviado estabilizado proveniente de lixão desativado.

1.1.2 Objetivos específicos

- Verificar a eficiência do tratamento eletrolítico na remoção de Demanda Química de Oxigênio (DQO), cor e turbidez do lixiviado em estudo.
- Determinar a variação do pH no efluente após a aplicação da eletrocoagulação.
- Estimar os custos operacionais do processo de tratamento associados à energia elétrica e aos materiais utilizados.
- Determinar aspectos quali-quantitativos do lodo gerado.

2 REFERENCIAL TEÓRICO

2.1 LIXIVIADOS DE ATERRO SANITÁRIO

2.1.1 Definição e formação

O processo de degradação dos compostos orgânicos e inorgânicos é constituído pela superposição de mecanismos biológicos e físico-químicos. Alguns fenômenos exercem maior influência na degradação de resíduos sólidos urbanos (RSU), como a dissolução dos elementos minerais presentes nos resíduos; a bioconversão da matéria orgânica em formas solúveis e gasosas; e o carreamento pela água de percolação das partículas finas e do material solúvel (CASTILHOS JR *et al.*, 2003).

Os lixiviados de aterros sanitários são soluções aquosas de extrema complexidade resultantes da interação entre os processos de biodegradação da massa orgânica de resíduos e de percolação de águas pluviais no interior das células do aterro. Assim, a água percolada torna-se gradualmente enriquecida pela matéria orgânica e inorgânica solubilizada, combinando-se com a água liberada durante o processo de decomposição dos resíduos (GIORDANO; BARBOSA FILHO; CARVALHO, 2011; LANGE; AMARAL, 2009).

Durante a formação dos lixiviados vários fatores são citados como influentes, contribuindo também na definição das características físico-químicas e biológicas destes efluentes. Os principais fatores e suas respectivas variáveis interferentes na formação de lixiviados são sintetizados no Quadro 1 (LANGE; AMARAL, 2009; VILHENA, 2018).

Quadro 1 – Fatores e suas respectivas variáveis que influenciam na formação de lixiviados em aterros sanitários.

Fatores	Variáveis
Climáticos	precipitação pluviométrica, evapotranspiração e temperatura
Hidrogeológicos	escoamento superficial, infiltração, topografia, geologia e recirculação do lixiviado
Relacionados às características da camada de cobertura	umidade, vegetação e declividade
Relacionados às características dos resíduos	composição gravimétrica, compactação, teor de umidade inicial, idade, granulometria e peso específico
Relacionados ao método de impermeabilização do local	características de permeabilidade da base e da cobertura das células

Fonte: adaptado de Lange e Amaral (2009).

Sabe-se que a produção deste efluente continua a ocorrer mesmo após a desativação de áreas destinadas a disposição de resíduos, contudo, há poucos dados sobre a produção de lixiviado durante longos períodos de tempo. Para aterros localizados em regiões úmidas, estima-se que a geração e liberação do lixiviado continue a ocorrer em um período de 20 a 50 anos após o encerramento da disposição. Em aterros de regiões áridas, onde os RSU são secos e há pouca infiltração, a decomposição mostra-se mais lenta, podendo resultar em um período ainda maior de geração de efluentes (KJELDSEN *et al.*, 2002).

2.1.2 Composição

A composição dos lixiviados apresenta ampla variação, sendo fortemente influenciada pelos sucessivos estágios de estabilização biológica dos RSU. Tais estágios são representados pela decomposição aeróbia e anaeróbia (hidrólise, acidogênese, acetogênese e metanogênese) da matéria orgânica (RENOU *et al.*, 2008).

Verifica-se que no período de digestão aeróbia, considerado relativamente curto, em razão da quantidade limitada de oxigênio no interior das células, o lixiviado produzido apresenta elevadas concentrações de sais de alta solubilidade dissolvidos. Além disso, a temperatura elevada desta fase poderá contribuir para solubilizar metais, resultando na presença de íons metálicos em lixiviados (CASTILHOS JR *et al.*, 2003).

Posteriormente a fase aeróbia, iniciam-se as etapas de digestão anaeróbia. Na fase ácida, o lixiviado originado pode apresentar Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO₅) superior a 10 g/L e o pH compreendido na faixa de 4 a 6 (VILHENA, 2018). Na metanogênese, observa-se uma diminuição no valor da DBO₅ do efluente e acúmulo de substâncias que são de difícil degradação biológica, como os ácidos fúlvicos e húmicos, originários da decomposição de material vegetal (KJELDSEN *et al.*, 2002).

A divisão do processo de digestão anaeróbia em fases contribui para facilitar o entendimento da estabilização biológica dos resíduos e dos seus efeitos sobre a composição dos lixiviados e das emissões gasosas. Todavia, durante a vida de um aterro, essas fases não são tão bem definidas na prática, sendo facilmente possível encontrar as três fases ocorrendo simultaneamente em um único aterro. Isto decorre do contínuo aterramento de resíduos sólidos novos, fator que influencia a variabilidade na idade do material disposto (CASTILHOS JR *et al.*, 2003).

Os poluentes encontrados em lixiviados de aterros sanitários podem ser classificados em 4 grupos (KJELDSEN *et al.*, 2002):

- a) Material orgânico dissolvido: quantificado em termos de Demanda Química de Oxigênio (DQO), Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO₅) ou Carbono Orgânico Total (COT); ácidos graxos voláteis e compostos refratários como ácidos fúlvicos e húmicos;
- b) Macrocomponentes inorgânicos: cálcio (Ca²⁺), magnésio (Mg²⁺), sódio (Na⁺), potássio (K⁺), amônio (NH₄⁺), ferro (Fe²⁺), manganês (Mn²⁺), cloreto (Cl⁻), sulfato (SO₄²⁻), carbonato de hidrogênio (HCO₃⁻), entre outros;
- c) Metais pesados: cádmio (Cd²⁺), cromo (Cr³⁺), cobre (Cu²⁺), chumbo (Pb²⁺), níquel (Ni²⁺) e zinco (Zn²⁺);
- d) Compostos orgânicos xenobióticos (COXs): hidrocarbonetos aromáticos, fenóis, alifáticos clorados, pesticidas e plastificantes (presentes em baixas concentrações, <1 mg.L⁻¹ de compostos individuais).

Além disso, o Quadro 2 aponta a origem de cada um dos íons mais comuns encontrados em lixiviados, estando relacionada com os diversos tipos de resíduos.

Quadro 2 – Origens dos íons mais encontrados em lixiviados e suas possíveis fontes.

Íons	Origem
Na ⁺ , K ⁺ , Ca ²⁺ e Mg ²⁺	Material orgânico, entulhos de construção, cascas de ovos.
PO ₄ ³⁻ , NO ₃ ⁻ e CO ₃ ²⁻	Material orgânico
Cu ²⁺ , Fe ²⁺ e Sn ²⁺	Material eletrônico, latas, tampas de garras
Hg ²⁺ e Mn ²⁺	Pilhas comuns e alcalinas, lâmpadas fluorescentes
Ni ²⁺ , Cd ²⁺ e Pb ²⁺	Baterias recarregáveis (celular, telefone sem fio, automóveis)
Al ³⁺	Latas descartáveis, utensílios domésticos, cosméticos, embalagens laminadas em geral.
Cl ⁻ , Br ⁻ e Ag ⁺	Tubos de PVC, negativos de filmes e raios x
As ³⁺ , Sb ³⁺ e Cr ³⁺	Embalagens de tintas, vernizes, solventes orgânicos

Fonte: Vilhena (2018).

Alguns tipos de resíduos, como pilhas e baterias, lâmpadas fluorescentes e produtos eletroeletrônicos e seus componentes, são classificados como resíduos perigosos pela NBR 10004 - Classificação de Resíduos Sólidos, devendo ser dispostos separadamente dos resíduos não-perigosos.

Comumente, os lixiviados apresentam características gerais definidas de acordo com a idade do aterro ou lixão, podendo ser classificados em novos, intermediários ou antigos. Para lixiviados jovens, os valores da relação DBO₅/DQO variam entre 0,5 e 0,8, com fração

considerável da DQO correspondente a ácidos graxos voláteis. Em lixiviados classificados como antigos, observa-se valores mais baixos para a razão DBO_5/DQO (entre 0,04 a 0,08) e $\text{NH}_3\text{-N}$ razoavelmente alto, pois a maior parte dos compostos biodegradáveis já foi degradada (LANGE; AMARAL, 2009; RENOU *et al.*, 2008).

Apesar de suas limitações, a relação DBO_5/DQO é usualmente empregada como um indicador do nível de biodegradabilidade do lixiviado. Baixos valores para esta razão indicam que a fração orgânica é predominantemente de compostos refratários ou recalcitrantes. Estes compostos são aqueles que resistem à biodegradação, tendendo a persistir e acumular no ambiente. Embora não sejam necessariamente tóxicos aos microrganismos, tais materiais são simplesmente resistentes ao ataque metabólico (LANGE; AMARAL, 2009; RENOU *et al.*, 2008).

Relata-se que o potencial poluidor dos lixiviados é inversamente proporcional ao tempo de aterramento, contudo, essa constatação não é observada de forma tão evidente em aterros em operação (LANGE; AMARAL, 2009).

2.1.3 Impactos ambientais adversos

Conforme Kjeldsen *et al.* (2002), um dos principais impactos ambientais potenciais relacionados ao lixiviado é a contaminação das águas superficiais, podendo acarretar o esgotamento do oxigênio dissolvido; inviabilizar o uso do manancial para consumo humano; provocar danos à fauna e à flora; e toxicidade relacionada a amônia. No caso das contaminações das águas subterrâneas, a possibilidade de autodepuração é considerada nula, sendo a diluição o único fator atenuante.

Além da geração de odores desagradáveis, os lixiviados podem degradar o solo, ocasionando em perda da capacidade de suporte da vegetação, sendo os metais pesados e os compostos orgânicos recalcitrantes considerados os poluentes de maior efeito residual. As altas concentrações dos íons sódio e cloretos nos lixiviados também podem causar uma desestruturação das partículas coloidais da argila, comumente utilizadas na base dos aterros ou naturalmente presentes nos terrenos, resultando em um aumento na permeabilidade do solo, o que contribui para a percolação do lixiviado e a consequente contaminação das águas subterrâneas e ou superficiais (GIORDANO; BARBOSA FILHO; CARVALHO, 2011).

Visando minimizar os impactos ambientais adversos ao corpo hídrico receptor, os efluentes líquidos oriundos de sistemas de disposição final de resíduos sólidos, assim definidos na Resolução do Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA) nº 430/2011

(art. 16, parágrafo primeiro), devem atender às condições e aos padrões de lançamento de efluentes definidos pelo mesmo dispositivo legal (art. 16, inciso I). Além disso, em seu artigo 12, a Resolução supracitada estabelece que: “O lançamento de efluentes em corpos de água, com exceção daqueles enquadrados na classe especial, não poderá exceder as condições e padrões de qualidade de água estabelecidos para as respectivas classes, [...]” (BRASIL, 2011), ambos definidos na Resolução CONAMA nº 357/2005.

2.1.4 Processos de tratamento aplicados aos lixiviados

Em razão de sua complexidade e de seu elevado potencial poluidor, o tratamento de lixiviados é um desafio do saneamento ambiental, considerando-se as viabilidades técnica e econômica. Embora ocorra a aplicação e desenvolvimento de diversos processos, as alternativas propostas ao longo dos anos ainda são adotadas sem base teórica que justifiquem a previsibilidade de seus resultados (GIORDANO; BARBOSA FILHO; CARVALHO, 2011; POVINELLI; SOBRINHO, 2009).

Em relação ao tratamento de grande parte dos lixiviados de aterros brasileiros, estudos classificam como insuficiente a comum utilização das mesmas técnicas e parâmetros de projeto aplicados ao tratamento de esgotos sanitários. Necessita-se, então, repensar a adoção de tecnologias de tratamento de lixiviados, avaliando-as quanto a possibilidade de serem aplicadas dentro da realidade brasileira (POVINELLI; SOBRINHO, 2009).

As técnicas mais utilizadas para o tratamento de lixiviado podem ser classificadas em (RENOU *et al.*, 2008; VILHENA, 2018):

- a) Transferência de lixiviado: recirculação e tratamento combinado com esgotos domésticos;
- b) Biodegradação: processos biológicos (aeróbios e anaeróbios) - lodos ativados e suas variações, lagoas aeradas, lagoas de estabilização, reatores ou digestores anaeróbios de fluxo ascendente, entre outros;
- c) Processos físico-químicos: oxidação química, adsorção, precipitação química, coagulação/floculação, sedimentação/flotação, lavagem com o ar, membranas (ultrafiltração, osmose reversa, microfiltração e nanofiltração), entre outros.

Em geral, processos biológicos apresentam baixo custo e são adequados para o tratamento de lixiviados jovens. Para lixiviados estabilizados, com elevada presença de substâncias orgânicas recalcitrantes, necessita-se o emprego de métodos físico-químicos para

complementar as técnicas de tratamento biológico. Contudo, diante dos requisitos ambientais cada vez mais restritivos para o descarte de efluentes, relata-se limitações na utilização de tratamentos convencionais (biológico ou físico-químico) no tratamento de lixiviados. Sendo assim, novas alternativas de tratamento devem ser propostas (RENOU *et al.*, 2008).

A escolha do processo de tratamento adequado depende de diversos fatores. Nesse sentido, a definição das técnicas a serem adotadas deve ocorrer de maneira criteriosa no planejamento geral do aterro sanitário, considerando a evolução do mesmo ao longo do tempo, com cenários de projeto que abarquem com segurança o desenvolvimento real do aterro, resultando em configurações de tratamento de lixiviado bastante específicas (VILHENA, 2018).

2.2 ELETROCOAGULAÇÃO

2.2.1 Definição

A eletrocoagulação (EC) é uma tecnologia eletroquímica com vasta gama de aplicação que pode reduzir efetivamente a presença de vários poluentes em águas residuais, como metais pesados, espécies inorgânicas não-metálicas e poluentes orgânicos persistentes (GARCIA-SEGURA *et al.*, 2017). Diferentemente da coagulação/floculação convencional, a EC não requer produtos químicos externos e remove qualquer tamanho de sólidos suspensos (BARRERA-DÍAZ; BALDERAS-HERNÁNDEZ; BILYEU, 2018).

As primeiras experiências de aplicação do processo eletrolítico ocorreram no final do século XIX, sendo adotado principalmente para o tratamento de esgotos sanitários. No século XX, após a década de 1970, foram iniciadas pesquisas para sua aplicação no tratamento de efluentes industriais. Ainda na década de 1990, foram realizadas algumas pesquisas utilizando a EC para tratamento de chorume (GIORDANO; BARBOSA FILHO; CARVALHO, 2011).

Em meados do século XX, a utilização de técnicas eletroquímicas para o tratamento de água e efluentes encontrou limitações diante de custo de implantação relativamente alto e do preço elevado para o fornecimento de eletricidade (CHEN, 2004). Contudo, nos últimos anos, observa-se uma recuperação da importância dos processos eletroquímicos, visto que, atualmente, são técnicas competitivas com outras tecnologias em termos de custo e de eficiência (CHEN, 2004; KOBAYASHI; DELIPINAR, 2008).

O tratamento de águas residuais por EC classifica-se como um processo confiável e de alto desempenho, recebendo atenção especial devido à facilidade de operação e manutenção,

juntamente com a sua capacidade de adaptação aos sistemas industriais atuais. (BARRERA-DÍAZ; BALDERAS-HERNÁNDEZ; BILYEU, 2018). Sendo assim, com base em critérios econômicos e ambientais, a EC possui potencial para ser utilizada efetivamente no tratamento de efluentes e em outras questões relacionadas à gestão da água (KOBYA; DELIPINAR, 2008).

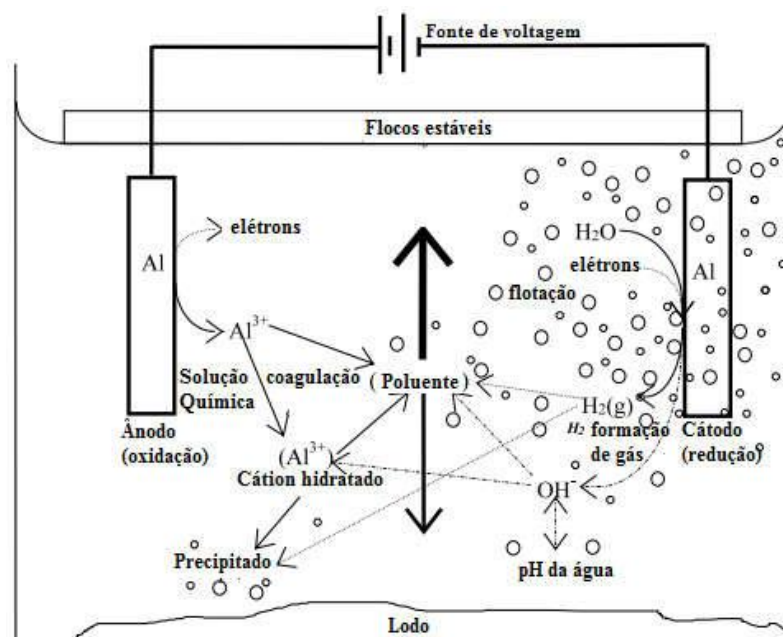
2.2.2 Química do processo

Semelhantemente à coagulação/floculação convencional, o processo de EC envolve os estágios de desestabilização e de agregação. O primeiro estágio é geralmente curto, enquanto que a segunda etapa necessita de um período de tempo maior (KOBYA *et al.*, 2006).

A Figura 1 apresenta as principais reações que ocorrem na EC. De forma geral, as etapas do processo de EC podem ser sintetizadas da seguinte forma (MOLLAH *et al.*, 2004):

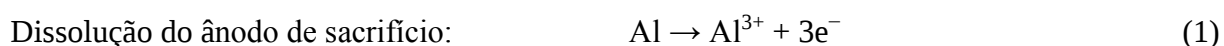
- Reações eletroquímicas atuam na produção de íons metálico, por meio da dissolução dos ânodos, e na evolução do gás H_2 no cátodo;
- Desestabilização dos poluentes, suspensão de partículas e quebra de emulsões;
- Agregação das fases desestabilizadas para formação flocos;
- Remoção dos poluentes coagulados por sedimentação ou por eletroflotação pelo H_2 ;

Figura 1 – Principais reações que ocorrem no processo de eletrocoagulação.

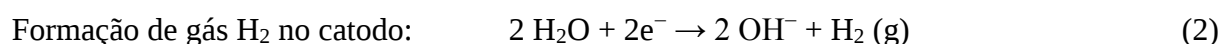


Fonte: adaptado de Holt (1999)

Na eletrólise, denomina-se o eletrodo positivo de cátodo e o eletrodo negativo de anodo. A partir da aplicação de uma diferença de potencial entre eletrodos submersos em solução aquosa, ocorre o mecanismo de dissolução de ânodos de sacrifício, liberando precursores de coagulantes ativos no meio, conforme a reação descrita na Equação 1 (FERREIRA, 2013; HOLT; BARTON; MITCHELL, 2005). De acordo com Kobya *et al.*, (2006), os íons metálicos, produzidos no ânodo por meio de reações eletroquímicas, atuam como agente de desestabilização das partículas presentes na solução a ser tratada.



Simultaneamente, reações eletrolíticas no cátodo desencadeiam a formação de gases, em geral, constituídos por microbolhas de hidrogênio (Equação 2). Dependendo das condições de operação do reator e das características do poluente, essas bolhas podem flutuar uma parte do poluente coagulado para a superfície (HOLT; BARTON; MITCHELL, 2005).



O mecanismo da EC na remoção de poluentes é altamente dependente das características químicas do meio aquoso, em especial da condutividade elétrica. Além disso, outras características como pH, tamanho de partícula e concentrações de constituintes químicos também influenciarão o processo de EC (MOLLAH *et al.*, 2001).

Dependendo do pH, várias espécies iônicas, como $\text{Al}(\text{OH})^{2+}$, $\text{Al}_2(\text{OH})_2^{4+}$ e $\text{Al}(\text{OH})_4^-$, podem estar presentes na solução. No entanto, o principal responsável pela formação dos agregados e dos flóculos é o $\text{Al}(\text{OH})_3$, o qual é formado por mecanismos complexos de precipitação dos cátions monoméricos e poliméricos solúveis. A Equação 3 descreve a reação química global do processo de EC (GARCIA-SEGURA *et al.*, 2017):



De acordo com Mollah *et al.*, 2001, na remoção de matéria orgânica por EC, os coagulantes formados neutralizam as cargas eletrostáticas dos poluentes a fim de facilitar a aglomeração e a separação dos sólidos. O poluente orgânico atua como um ligante, sendo coordenado para o centro metálico e precipita dentro do floco coagulante.

No mecanismo denominado de armadilha, ocorre a captura de moléculas orgânicas no coágulo hidroxometálico, que arrastam os poluentes com elas, sendo este o tipo de mecanismo o preferido em altas dosagens de coagulante em solução. Embora apresente semelhanças com o processo de armadilha, no mecanismo de adsorção, o poluente apresenta interações físico-químicas que favorecem sua retenção na superfície da espécie coagulante (GARCIA-SEGURA *et al.*, 2017).

2.2.3 Principais fatores interferentes no processo

2.2.3.1 pH

No tratamento por eletrocoagulação, observa-se que diferentes espécies químicas são formadas em função do pH da solução. Em geral, na faixa ácida, ocorre a liberação do cátion metálico no meio. Com o aumento do pH e de acordo com a faixa observada, verifica-se a predominância de formação de diferentes hidroxocomplexos. Portanto, a influência do parâmetro pH na solubilidade de hidróxidos metálicos implica em diferentes taxas de reação para as reações que ocorrem nas soluções, resultando em variações na eficiência do processo (BARRERA-DÍAZ; BALDERAS-HERNÁNDEZ; BILYEU, 2018).

Após a aplicação da eletrocoagulação, observa-se variação no valor do pH do efluente, podendo aumentar para pH inicial ácido e diminuir para pH alcalino 7 (CHEN, 2004). O incremento no valor do pH ácido deve-se à formação de gás hidrogênio (VIK *et al.*, 1984) e ao acúmulo do íon OH^- na solução aquosa. Além disso, a liberação de íon hidrogênio, proveniente da formação de $\text{Al}(\text{OH})_3$ próximo ao ânodo, e a reação de evolução de oxigênio resultam em redução do pH final do efluente (CHEN, 2004).

O valor ótimo para o pH inicial depende da natureza dos poluentes encontrados no efluente, com eficiências maiores obtidas em condições ácidas ou alcalinas, se comparadas com as condições de pH neutro. Entretanto, estudos de otimização indicam que a faixa ótima para esta variável se encontra próximo a 7 (CHEN, 2004).

2.2.3.2 Condutividade elétrica

A condutividade elétrica da solução a ser tratada afeta a eficiência do processo, a tensão e o consumo de energia elétrica em células eletrolíticas (DANESHVAR; OLADEGARAGOZE; DJAFARZADEH, 2006). Para o ajuste deste parâmetro, usualmente é

adicionado cloreto de sódio (NaCl) ao efluente. Com a elevação da condutividade, devido a adição de NaCl, observa-se maior facilidade a passagem de corrente elétrica no reator e redução das tensões celulares, ocasionando decréscimo do consumo de energia. (CHEN, 2004; DANESHVAR; OLADEGARAGOZE; DJAFARZADEH, 2006; HOLT; BARTON; MITCHELL, 2005).

Além de ser uma variável importante na otimização dos custos operacionais, é possível fixar o espaçamento entre os eletrodos conforme o valor da condutividade elétrica da solução. Para efluentes com elevada condutividade elétrica, recomenda-se utilizar maior espaçamento entre os eletrodos. Contudo, em situações de valor moderado, indica-se usar um menor distanciamento (CRESPILHO, REZENDE, 2004 *apud* FERREIRA, 2006), visto que aumentando a distância entre os eletrodos, as interações diminuiriam e não haveria uma condutividade mínima para assegurar o transporte da corrente elétrica (FERREIRA, 2006).

2.2.3.3 Material do eletrodo

Para a confecção dos eletrodos, os materiais frequentemente utilizados são alumínio e ferro. Contudo, outros metais, como cobre ou zinco, também são usados como ânodos de sacrifício, podendo alcançar altas eficiências de remoção de poluentes para diferentes tipos de águas residuais. Além de ânodos puros, sistemas eletrolíticos de ligas metálicas também apresentam altas taxas de remoção, podendo ser confeccionadas pela associação de diversos materiais, como alumínio-zinco-índio e magnésio-alumínio-zinco (BARRERA-DÍAZ; BALDERAS-HERNÁNDEZ; BILYEU, 2018).

Ao utilizarem dos eletrodos de ferro, Combatt *et al.* (2018) relatam a presença de cor residual verde proveniente de $\text{Fe}(\text{OH})_2$, sendo alterada para a coloração vermelho tijolo após o contato com o ar, em razão da oxidação do $\text{Fe}(\text{OH})_2$ a $\text{Fe}(\text{OH})_3$. Portanto, isto representa um fator limitante para a utilização de eletrodos deste material, visto que é desejável a ausência de cor no efluente tratado, característica alcançada pelo uso de eletrodos de alumínio.

Contudo, em alguns casos, determinado tipo de material utilizado nos eletrodos pode favorecer os resultados de remoção de poluentes. Por exemplo, em águas residuais de polpa e de papel e celulose, células eletrolíticas de alumínio tendem a contribuir para uma maior eficiência do sistema. Por outro lado, eletrodos de ferro mostram-se mais adequados para o tratamento de efluentes de lavagem de carros (BARRERA-DÍAZ; BALDERAS-HERNÁNDEZ; BILYEU, 2018).

2.2.3.4 Densidade de corrente elétrica

A densidade de corrente elétrica determina as taxas de formação de coagulante e de geração de bolhas, além de influenciar fortemente a mistura da solução. Sendo assim, é classificado como um parâmetro-chave na operação de um sistema eletrolítico, afetando consideravelmente o modo de separação dos poluentes (HOLT; BARTON; MITCHELL, 2005).

A densidade de corrente de um sistema de eletrocoagulação pode ser calculada pela Equação 4 (CHEN, 2004):

$$\delta = \frac{I}{A} \quad (4)$$

Onde:

δ - densidade de corrente elétrica (A/m²);

I - corrente elétrica (A);

A - área total dos eletrodos (m²).

Em testes de eletrocoagulação, Kobya e Delipinar (2008) constataram que ao diminuir o valor da corrente elétrica, tornou-se necessário aumentar o tempo de eletrólise para obter eficiências equivalentes. Também foi possível observar que um acréscimo na corrente aumenta a produção de flocos na solução, contribuindo de forma positiva na eficiência das remoções de DQO e COT. Contudo, elevadas densidades de corrente contribuíram para geração de calor no meio e aceleração da remoção de hidróxido metálico da solução por flotação, reduzindo a probabilidade de colisão entre o poluente e o coagulante.

Consequentemente, a densidade de corrente define, juntamente com o potencial elétrico, o consumo de energia associado ao funcionamento do processo eletroquímico (GARCIA-SEGURA *et al.*, 2017). Kobya e Delipinar (2008) relatam rápida elevação do custo operacional da técnica de EC com o aumento da densidade de corrente.

2.2.3.5 Tempo de eletrólise

O tempo de eletrólise influencia diretamente a eficiência do processo eletrolítico, em razão de determinar a taxa de produção de íons metálicos no anodo (DANESHVAR; OLADEGARAGOZE; DJAFARZADEH, 2006). Quando o tempo de reação é baixo, a

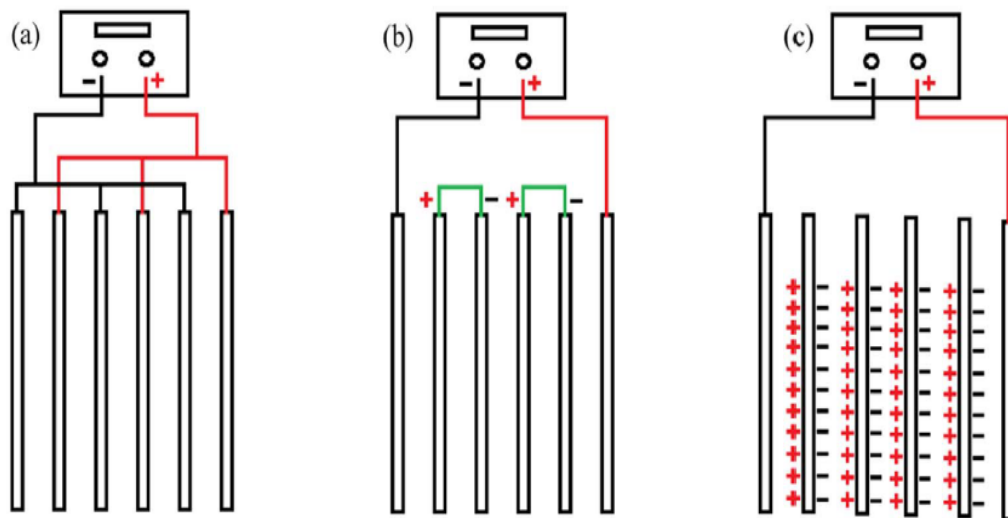
dosagem de íons mostra-se insuficiente para desestabilizar as partículas coloidais e suspensas, resultando em baixos valores para as eficiências de remoção dos poluentes (KOBYA *et al.*, 2006).

Por outro, um aumento no tempo de eletrólise contribui para elevar o consumo de energia e o desgaste dos eletrodos. Portanto, o estudo do fator tempo é crucial para viabilizar o processo de eletrocoagulação (KOBYA *et al.*, 2006).

2.2.3.6 Arranjo dos eletrodos

Os arranjos mais típicos são eletrodos monopolares em conexões paralelas (MP-P), eletrodos monopolares conectados em série (MP-S) e eletrodos bipolares também com conexão em série (BP-S) (MOLLAH *et al.*, 2004). A Figura 2 apresenta os esquemas de cada tipo de arranjo em um reator eletrolítico.

Figura 2 – Tipos mais comuns de arranjos dos eletrodos em um reator de eletrolítico: (a) monopolar em conexão paralela (MP-P); (b) monopolar conectados em série (MP-S); (c) bipolares com conexão em série (BP-S).



Fonte: Garcia-Segura *et al.* (2017)

No arranjo MP-P, cada ânodo está diretamente conectado com outro ânodo na célula, usando a mesma condição para os cátodos (GARCIA-SEGURA *et al.*, 2017). Para cada par de cátodo/ânodo deste arranjo, a tensão aplicada mantém-se a mesma, enquanto que a corrente elétrica é dividida entre todos os eletrodos (HAKIZIMANA *et al.*, 2017).

Em arranjos do tipo MP-S, cada par de eletrodos cátodo/ânodo se encontra internamente conectados uns com os outros, não ocorrendo interconexões com os eletrodos

externos. Neste caso, a corrente elétrica que passa pelos eletrodos é a mesma e a tensão global é a soma da tensão em cada célula eletrolítica individual (HAKIZIMANA *et al.*, 2017).

Quanto ao arranjo BP-S, apenas os eletrodos monopolares externos possuem conexão direta com a fonte de energia elétrica, os demais são colocados entre os dois eletrodos paralelos sem qualquer conexão elétrica, classificando-se como um arranjo de configuração simples com fácil operação. Na passagem de corrente elétrica através dos dois eletrodos externos, cada placa condutora interna possuirá dois lados carregados com carga oposta (Figura 2-c). A mesma corrente flui em todas os eletrodos, enquanto que a tensão aplicada é dividida entre o número de placas. Desta forma, no arranjo em série, necessita-se uma maior diferença de potencial para que uma determinada corrente flua, visto que as células conectadas em série apresentam maior resistência (MOLLAH *et al.*, 2001). Além disso, ressalta-se que a conexão dos eletrodos bipolares está sempre em modo serial.

2.2.4 Custo operacional

Para viabilizar o processo de eletrocoagulação, a estimativa dos custos operacionais torna-se primordial, visto que, além das eficiências de remoção, é de grande interesse o impacto econômico da aplicação desta tecnologia (GARCIA-SEGURA *et al.*, 2017). No cálculo do custo operacional, consideram-se as seguintes variáveis: material dos eletrodos, energia elétrica, mão de obra, manutenção, desidratação e disposição do lodo e custos fixos. Contudo, as despesas de maior relevância para o custo operacional do tratamento eletrolítico são referentes ao material dos eletrodos e à energia elétrica utilizada no processo (KOBAY *et al.*, 2006).

Conforme a Equação 5, o custo operacional elétrico (COE) pode ser expresso com base na quantidade de energia elétrica consumida (kWh/m³ do efluente tratado) e no preço da energia elétrica (PEE em R\$/kWh) (MÓDENES *et al.*, 2017).

$$COE = \frac{V \cdot i \cdot t}{V_{\text{efluente}}} \cdot PEE \quad (5)$$

Onde:

COE – custo operacional elétrico (R\$/m³);

V – diferença de potencial aplicada ao sistema (V);

i – intensidade corrente elétrica (A);

t – tempo de eletrólise (h);

PEE – preço da energia elétrica industrial (R\$/kWh);
 V_{efluente} – volume efetivo do efluente tratado (L).

Quanto aos custos dos materiais (CM), obtido pela Equação 6, considera-se a massa máxima possível de alumínio teoricamente dissolvida pelo ânodo (MÓDENES *et al.*, 2017).

$$CM = \frac{i.t.M.PME}{n.F.V_{\text{efluente}}} \quad (6)$$

Onde:

CM – custo dos materiais (R\$/m³);
i – intensidade de corrente elétrica (A);
t – tempo de eletrólise (h);
M – massa molar relativa do alumínio (g/mol);
PME – preço do material do eletrodo (R\$/g);
n – número de elétrons envolvidos na reação de oxidação/redução;
F – constante de Faraday (9.500 C/mol)
 V_{efluente} – volume efetivo do efluente tratado (L).

Após a determinação do COE e do CM, efetua-se a soma destes (Equação 7) para estimar o custo total operacional (CTO) (MÓDENES *et al.*, 2017).

$$CTO = COE + CM \quad (7)$$

Onde:

CTO – custo total operacional (R\$/m³);
 COE – custo operacional elétrico (R\$/m³);
 CM – custo dos materiais (R\$/m³).

2.2.5 Vantagens e limitações

Como vantagens da aplicação da EC, destacam-se (MOLLAH *et al.*, 2001; RICORDEL; DJELAL, 2014):

- a) não necessidade de adição de substâncias químicas;
- b) baixos tempos de detenção hidráulica (TDH);
- c) simplicidade operacional;

- d) aliada ao processo de flotação, a separação de matéria orgânica mostra-se mais efetiva e rápida quando comparada à coagulação/floculação convencional;
- e) o coagulante eletrogerado é altamente puro, necessitando de uma menor quantidade de produtos químicos para a remoção dos poluentes;
- f) baixas quantidades de logo gerado;
- g) apresenta custos operacionais inferiores aos das tecnologias convencionais.

Quanto as principais desvantagens ou limitações do processo em estudo, aponta-se (BARRERA-DÍAZ; BALDERAS-HERNÁNDEZ; BILYEU, 2018; FERREIRA, 2006):

- a) Os anodos de sacrifício são consumidos no processo e devem ser substituídos periodicamente;
- b) ao longo do tempo, as superfícies anódicas e catódicas sofrem passivação, processo no qual há a formação de um filme de óxido impermeável que reduz a eficiência da eletroflotação e prejudica a eficiência do processo;
- c) consumo de eletricidade;
- d) eficaz somente na remoção de contaminantes coloidais e suspensos. Assim, para substâncias dissolvidas, há a necessidade de associação com outros métodos de tratamento;
- e) os efluentes tratados podem apresentar altas concentrações de íons metálicos (ferro ou alumínio), podendo ser necessário a aplicação de um pós-tratamento visando atender à legislação ambiental para o lançamento em corpos hídricos;

2.3 ESTATÍSTICA EXPERIMENTAL

O planejamento de experimentos é uma ferramenta crucial para o desenvolvimento de um processo. Para isso, utiliza-se de diferentes metodologias estatísticas para obtenção e análise de resultados. Em geral, há vários fatores de interesse em um estudo, tornando-se apropriado o uso de experimentos fatoriais. Esta técnica busca realizar uma série de testes com diferentes combinações entre os valores das variáveis em análise, visando estimar o efeito da variação destes parâmetros na resposta de interesse e descobrir as interações que ocorrem entre as variáveis (MONTGOMERY; RUNGER, 2016).

O termo fator é utilizado para denotar as características passíveis de variação do experimento, tais como temperatura, tempo ou pressão. Os valores assumidos por estes fatores são definidos como níveis (WALPOLE *et al.* 2009). Costuma-se identificar os níveis inferior

e superior de um fator pela notação (-) e (+), respectivamente. Além disso, a relação entre as variáveis e os seus respectivos valores em um estudo é expressa pela seguinte notação: n^k ; onde k e n representam, respectivamente, a quantidade de fatores do estudo e o número de níveis considerados para cada fator (BARROS NETO; SCARMINIO; BRUNS, 2001).

Para a determinação do erro experimental, é requerido a realização de réplicas dos experimentos (WALPOLE *et al.* 2009). Contudo, a estimativa do erro pode ser baseada nas réplicas de pontos centrais de um planejamento fatorial, sendo uma técnica útil na redução do número de experimentos realizados. Tipicamente, são utilizadas de 3 a 5 repetições no ponto central (MONTGOMERY; RUNGER, 2016).

A Metodologia de Superfície de Resposta (MSR) é um procedimento usualmente empregado na modelagem de um processo. Por meio de técnicas matemáticas e estatísticas, obtém-se um modelo capaz de descrever a influência das variáveis estudadas em uma resposta de interesse. Assim sendo, a MSR objetiva determinar as condições operacionais ótimas para o sistema em análise, contribuindo na obtenção de bons resultados de forma experimentalmente simples e eficiente economicamente (MONTGOMERY; RUNGER, 2016).

A diferença entre o valor observado e o valor previsto de um experimento é denotada como resíduo (MONTGOMERY; RUNGER, 2016). A análise dos resíduos desempenha um papel importante na verificação da adequação de um modelo. Um resíduo individual distante da normalidade, por exemplo, pode significar a presença de uma observação anômala, talvez causada por um erro grosseiro, e pode levar à conclusão de que se deve repetir o ensaio correspondente (BARROS NETO; SCARMINIO; BRUNS, 2001).

3 MATERIAIS E MÉTODOS

3.1 DESCRIÇÃO GERAL DA PESQUISA

A pesquisa realizada se classifica como aplicada, pois tem o objetivo de contribuir para solução da problemática de tratamento de lixiviados estabilizados oriundos de lixões e de aterros sanitários. Quanto à abordagem, caracteriza-se como quantitativa, com resultados obtidos por meio de observações sistemáticas e analisados com o auxílio de métodos estatísticos. Por fim, em relação aos procedimentos realizados, também é definida como experimental, sendo estabelecida por processos rigorosos e desenvolvida em laboratório.

Para os ensaios do presente estudo, coletou-se amostras de lixiviado bruto na área da célula 1 do antigo Lixão do Roger (João Pessoa-PB). Após a caracterização, realizou-se testes preliminares de eletrocoagulação com o lixiviado bruto (sem correção de pH) para estimar a faixa de tempo de eletrólise utilizada na etapa de otimização do processo de tratamento e determinar o tipo de material dos eletrodos.

A otimização do processo de eletrocoagulação para o tratamento do lixiviado bruto foi verificada pela remoção de matéria orgânica, em termos da redução de DQO, mediante utilização de diferentes configurações operacionais. Inicialmente, elaborou-se um planejamento fatorial composto central 2^2 com 4 repetições no ponto central, visando obter a condição ótima para as variáveis em estudo. Em seguida, verificou-se a validade do modelo gerado por meio de testes adicionais com a configuração ótima dos parâmetros operacionais obtida anteriormente.

Após validado o modelo, analisou-se a eficiência da eletrocoagulação na variação dos parâmetros DBO_5 , série de sólidos e amônia do efluente, a fim de complementar a avaliação do tratamento empregado. Além disso, levantou-se aspectos quali-quantitativos relativos ao lodo gerado no processo e estimou-se os custos operacionais relacionados à energia elétrica e ao consumo dos materiais dos eletrodos.

3.2 COLETA E CARACTERIZAÇÃO DO EFLUENTE

Foram realizadas duas coletas nos dias 19 de junho e 9 de agosto de 2018 de lixiviado bruto na área da célula 1 (Figura 3) do Lixão do Roger (João Pessoa-PB). Em seguida, armazenou-se o efluente em garrafas plásticas de 5 L, mantendo-o sob refrigeração a 4 °C.

Figura 3 – Ponto de coleta do lixiviado em estudo localizado na célula 1 do antigo Lixão do Roger (João Pessoa – PB).



Fonte: Arquivo pessoal (2018).

Após cada coleta, caracterizou-se o lixiviado bruto no Laboratório de Saneamento Ambiental (LABSAM) da Universidade Federal da Paraíba (UFPB) para posterior realização dos testes de eletrocoagulação. No Quadro 3 são apresentados os parâmetros físico-químicos analisados e seus respectivos métodos analíticos, realizados conforme o Manual de Análises Físico-Químicas de Águas de Abastecimento e Residuárias (SILVA; OLIVEIRA, 2001) e o *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater* (APHA; AWWA; WEF, 2012).

Quadro 3 – Parâmetros físico-químicos e métodos analíticos utilizados para a caracterização do efluente em estudo.

Parâmetro Físico-químico	Método Analítico
pH	Eletrométrico (SM ¹ 4500 H ⁺ B)
Condutividade elétrica	Eletrométrico (SM 2510 B)
Cor verdadeira	Platino-cobalto
Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO ₅)	Respirométrico (Referência: Manual do equipamento OXITOP) (SM 5210 D)
Demanda Química de Oxigênio (DQO)	Refluxação Fechada e Titulométrico (SM 5220 C)
Turbidez	Nefelométrico (SM 2130 B)
Alcalinidade total	Titulação Potenciométrica (SM 2320 B)
Amônia	Fotométrico da Nesslerização Direta
Sólidos dissolvidos totais (SDT)	Eletrométrico
Série de Sólidos	Gravimétrico (SM 2540 B)

¹ SM: Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater (APHA; AWWA; WEF, 2012).

Fonte: Elaborado pelo autor.

3.2.1 Lixão do Roger

O antigo Lixão do Roger possui uma área total de 17 ha e está localizado no manguezal adjacente ao rio Sanhauá, um dos mais importantes do estado da Paraíba. Manteve-se em operação como local de depósito a céu aberto de resíduos sólidos durante 45 anos (de 1958 a 2003). Anteriormente ao encerramento de suas atividades, descartava-se na área cerca de 900 toneladas/dia de resíduos domiciliares, de serviços de saúde e entulhos, oriundos dos municípios de João Pessoa, Bayeux e Cabedelo. Apesar de ter sido desativado em 5 de agosto de 2003, até os dias atuais são atribuídos ao Lixão problemas de degradação ambiental em seu entorno, ocasionados, em especial, pela poluição das águas subterrâneas devido à percolação do chorume (ATHAYDE JÚNIOR *et al.*, 2008; NÓBREGA *et al.* 2008).

Com a desativação da área, dividiu-se o lixão em células para início da recuperação ambiental, contudo, realizou-se apenas a instalação de drenos para coleta de gases e de lixiviado em 2 células (PMJP, 2014). De acordo com a Companhia Ambiental do Estado de São Paulo (CETESB), o projeto de encerramento e recuperação de um lixão deve contemplar obrigatoriamente um sistema de drenagem, acumulação e tratamento de líquidos percolados.

Desde de 2005, a Autarquia Municipal Especial de Limpeza Urbana (EMLUR) monitora as águas superficiais e subterrâneas, sedimentos e chorume na área de entorno do antigo Lixão do Roger, por meio de convênio com a Associação para o Desenvolvimento da Ciência e Tecnologia (SCIENTEC) (PMJP, 2014).

3.3 MÉTODOS ANALÍTICOS

Visando avaliar o processo de eletrocoagulação no tratamento do lixiviado, determinou-se, antes e após os ensaios, os parâmetros demanda química de oxigênio (DQO), cor verdadeira, pH e turbidez do efluente. Obteve-se o resultado de cada variável-resposta de acordo com as seguintes metodologias:

- a) DQO – determinada pelos métodos refluxação fechada e titulométrico com medições em triplicata. Durante a refluxação, utilizou-se os blocos digestores das marcas Alfakit e Solab, com seus modelos AT 525 e SL-20/25, respectivamente. Destaca-se que todas as amostras foram centrifugadas a 200 rpm por 10 minutos, visando evitar a interferência de sólidos em suspensão na análise do parâmetro. A centrífuga utilizada é da marca Centribio (modelo 80-2B);

- b) cor verdadeira – determinada pelo método platino-cobalto, com leitura realizada em espectrofotômetro da marca Quimis e modelo Q7980RM. As leituras foram realizadas no comprimento de onda de 455 nm após a centrifugação das amostras a 200 rpm por 10 minutos na centrífuga Centribio;
- c) pH – determinado pelo método potenciométrico, utilizando o pHmetro de bancada da marca Quimis (modelo Q400RS);
- d) turbidez – determinada pelo método nefelométrico com leitura direta em turbidímetro da marca MS TecnoPON e modelo TB-1000.

3.4 ENSAIOS DE ELETROCOAGULAÇÃO

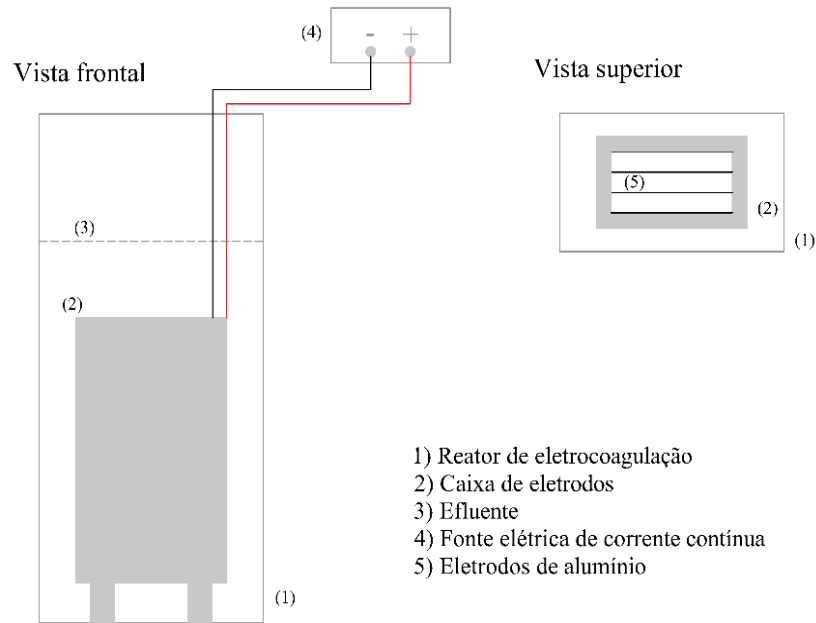
3.4.1 Sistema de eletrocoagulação

O sistema de eletrocoagulação em batelada utilizado nos experimentos da pesquisa (Figura 4) é composto por:

- a) reator de vidro de bancada, em formato retangular, com altura de 25,0 cm, largura de 11,3 cm e espessura de 6,8 cm;
- b) caixa de nylon para encaixe dos eletrodos em formato retangular e dimensões de 15,0 cm (altura) x 7,6 cm (largura) x 4,5 cm (comprimento);
- c) fonte de corrente contínua de 12 Volts da marca Beliky (modelo S-360-12), conectada aos eletrodos por meio de pontas de prova do tipo “jacaré”;
- d) 3 eletrodos/células eletrolíticas de alumínio com arranjo bipolar e ligação em série (BP-S), distanciados entre si por 10 mm;
- e) multímetro da marca Excel (modelo DT-9205^a), para medição da corrente elétrica.

O sistema confeccionado pode ser classificado como modular, sendo possível variar o tipo de material, o número de placas e, conseqüentemente, o espaçamento entre os eletrodos. As placas de alumínio que compõem os eletrodos do sistema de tratamento foram construídas com dimensões de 12,4 cm (altura) x 6,6 cm (largura) x 0,1 cm (comprimento).

Figura 4 – Sistema de eletrocoagulação utilizado nos ensaios do presente estudo.



Fonte: Elaborado pelo autor.

Em todos os ensaios realizados, manteve-se o volume de 1,2 L de lixiviado bruto no interior do reator de eletrocoagulação, retirando uma alíquota de 100 ml após a realização de cada teste para a determinação das variáveis-resposta.

Em razão da configuração de arranjo bipolar e ligação em série (BP-S), como afirmado por Hakizimana *et al.* (2017), a diferença de potencial global de 12 V empregada ao sistema é distribuída igualmente para os 3 eletrodos de alumínio, resultando em uma tensão elétrica de 4 V operando no interior do reator de eletrocoagulação.

A Tabela 1 apresenta uma síntese da configuração operacional do sistema de eletrocoagulação utilizado na pesquisa.

Tabela 1 – Configuração operacional do sistema de eletrocoagulação.

Configuração Operacional	
Quantidade de placas	4
Quantidade de eletrodos	3
Área útil total dos eletrodos (cm²)	491,04
Volume tratado (L)	1,2
Área total dos eletrodos / Volume tratado (m²/m³)	40,92
Diferença de potencial elétrico (V)	12,0 (fonte) 4,0 (sistema)
Distância entre os eletrodos (mm)	10

Fonte: Elaborado pelo autor.

3.4.2 Otimização das configurações operacionais

Após a realização de testes preliminares de EC com o lixiviado bruto (pH natural e tempo de eletrólise máximo de 50 minutos) utilizando eletrodos de diferentes materiais (ferro e alumínio), obteve-se as eficiências de remoção de 32,6%, 84,3% e 62,9% para os parâmetros DQO, turbidez e cor verdadeira, respectivamente, com os eletrodos de alumínio e tempo de eletrólise de 40 minutos. Em relação aos experimentos com eletrodos de ferro, verificou-se maior eficiência apenas na remoção de DQO, alcançando uma redução de 33,2% após 50 minutos de processo.

Contudo, os custos operacionais relativos à energia elétrica empregada no processo, calculados por meio da Eq. 5, se mostraram mais elevados para o tratamento com a utilização de eletrodos de ferro (R\$/m³ 1,84) quando comparados com os eletrodos de alumínio (R\$/m³ 1,20), em razão da diferença entre as correntes elétricas médias observadas no processo (0,93 A para ferro e 0,76 A para alumínio).

Além disso, o efluente tratado com eletrodos de ferro apresentou coloração residual verde, provavelmente originada pelos íons de ferro presentes no meio, enquanto que o efluente tratado com eletrodos de alumínio se mostrou estável e sem cor residual aparente. Desta forma, decidiu-se utilizar apenas os eletrodos de alumínio nos testes de otimização do processo de EC empregado para o tratamento do lixiviado em estudo.

Sendo assim, elaborou-se um planejamento composto central 2² com 4 repetições no ponto central para os fatores pH_{inicial} e tempo de eletrólise, sendo realizados 12 testes no total. Para cada um dos fatores foram estabelecidos 5 níveis, classificados como inferior (-1), central (0) e superior (+1), além dos pontos axiais mínimo (-1,414) e máximo (+1,414), expressos na Tabela 2.

Tabela 2 – Fatores e níveis adotados para planejamento composto central 2² com 4 repetições no ponto central nos experimentos otimização do processo de eletrocoagulação.

Fator	Nível				
	Axial mínimo (-1,414)	Inferior (-1)	Central (0)	Superior (+1)	Axial máximo (+1,414)
tempo de eletrólise (min)	17,57	30	60	90	102,43
pH _{inicial}	4,88	5,50	7,00	8,50	9,12

Fonte: Elaborado pelo autor.

Como vantagem, o planejamento composto central pode ser utilizado na construção de um modelo matemático para a previsão da(s) resposta(s) dos experimentos, sem a necessidade

de utilizar-se de um planejamento completo, onde realiza-se todas as combinações possíveis entre os níveis dos fatores estudados. O planejamento adotado pode ser decomposto em três partes: fatorial ou cúbica, axial e central (BARROS NETO; SCARMINIO; BRUNS, 2001). Inicialmente, define-se os níveis inferior e superior, sendo os demais níveis calculados a partir destes.

Conforme Garcia-Segura *et al.* (2017), em experimentos de eletrocoagulação com lixiviados de aterros sanitários, os valores ótimos de $\text{pH}_{\text{inicial}}$ variaram de 6,5 a 8,0 com tempo de tempo reação de 30 a 180 minutos. Em seu processo de otimização, Ferreira (2013) variou o pH do lixiviado no intervalo de 4 a 8 para o tempo fixo de 45 minutos, obtendo o $\text{pH}_{\text{inicial}}$ ótimo igual a 5. Juntamente com resultados obtidos nos testes preliminares, tais estudos foram utilizados como referência na determinação dos valores dos níveis expressos na Tabela 2.

Utilizando-se os fatores e níveis definidos na Tabela 2, esquematizou-se a configuração dos experimentos por meio do programa *STATISTICA* versão 12.5, onde obteve-se a combinação adequada entre os níveis dos fatores em cada um dos 12 ensaios realizados (Tabela 3).

Tabela 3 – Matriz do planejamento composto central 2^2 com 4 repetições no ponto central para os experimentos otimização do processo de eletrocoagulação.

Teste	$\text{pH}_{\text{inicial}}$		tempo de eletrólise (min)	
	Nível	Valor	Nível	Valor
1	-1	5,50	-1	30
2	-1	5,50	+1	90
3	+1	8,50	-1	30
4	+1	8,50	+1	90
5	-1,414	4,88	0	60
6	+1,414	9,12	0	60
7	0	7,00	-1,414	17,57
8	0	7,00	+1,414	102,43
9	0	7,00	0	60
10	0	7,00	0	60
11	0	7,00	0	60
12	0	7,00	0	60

Fonte: Elaborado pelo autor.

Anteriormente a cada teste, utilizou-se ácido sulfúrico (H_2SO_4) e hidróxido de sódio (NaOH) para, respectivamente, acidificar e alcalinar as amostras, a fim de corrigir o valor do $\text{pH}_{\text{inicial}}$ do lixiviado. Em razão de ocasionais interferências no valor inicial da DQO do

efluente causadas pela alteração do pH, coletou-se uma alíquota controle para cada experimento realizado. Entre os testes, também se realizou a troca das placas e a inversão de polaridade dos eletrodos, visando minimizar o efeito da passivação na eficiência do processo.

3.4.3 Validação experimental do modelo

Após a análise dos resultados obtidos na etapa de otimização das configurações operacionais, determinou-se a condição ótima para os fatores $\text{pH}_{\text{inicial}}$ e tempo de eletrólise. Posteriormente, realizou-se testes adicionais em duplicata para a validação experimental do modelo.

3.4.4 Estimativa dos custos operacionais

Durante os experimentos de validação experimental do modelo, mediu-se a corrente elétrica para determinar a densidade de corrente elétrica do experimento, por meio da Equação (4), e estimar os custos operacionais do processo de tratamento. Sendo assim, aplicaram-se as Equações (5), (6) e (7) para a obtenção dos custos relacionados à energia elétrica consumida, aos materiais empregados e ao total operacional, respectivamente.

Na estimativa dos custos referentes à energia elétrica, utilizou-se a tarifa convencional (baixa tensão) de R\$/kWh 0,49460 (ENERGISA, 2018) aplicada para a classe de consumo Poder Público, onde enquadram-se as unidades consumidoras dos serviços de água, esgoto e saneamento, explorados diretamente pelo Poder Público ou mediante concessão ou autorização.

Para o cálculo dos custos dos materiais, adotou-se o valor de R\$ 24,0 por kg de alumínio para o preço do material do eletrodo, o qual foi obtido por meio de contato com um fornecedor local.

3.5 ANÁLISE DOS RESULTADOS

Após o tratamento, calculou-se a eficiência da EC na redução dos parâmetros DQO, cor verdadeira e turbidez por meio da Equação 8:

$$E (\%) = \frac{(V_{\text{inicial}} - V_{\text{final}})}{V_{\text{inicial}}} \cdot 100 \quad (8)$$

Onde:

E – eficiência de remoção (%);

V_{inicial} – valor do parâmetro antes do tratamento;

V_{final} – valor do parâmetro após o tratamento.

Os resultados das eficiências foram submetidos ao software *STATISTICA* versão 12.5 na etapa de tratamento dos dados. Para a estimativa do efeito de cada fator e de suas respectivas interações na resposta redução de DQO, elaborou-se o gráfico de Pareto e utilizou-se um nível de significância de 5%. Os resíduos do experimento foram analisados conforme o gráfico de probabilidade normal.

Aplicou-se a metodologia de superfície de resposta (MSR), gerando um modelo matemático que descreve a influência dos fatores estudados na variável-resposta principal (% de Redução de DQO). Para avaliação da qualidade do modelo gerado, analisou-se o coeficiente de determinação (R^2). Posteriormente, confrontou-se os resultados obtidos pelos testes adicionais de validação experimental com os resultados previstos pelo modelo, utilizando o erro de previsão, determinado pela subtração entre o valor observado e o valor previsto, como parâmetro de análise (BARROS NETO; SCARMINIO; BRUNS, 2001).

4 RESULTADOS E DISCUSSÃO

4.1 CARACTERIZAÇÃO DO EFLUENTE

De acordo com os dados da caracterização do efluente em estudo (Tabela 4), os valores obtidos para a relação DBO₅/DQO indicam elevada parcela de matéria orgânica recalcitrante, caracterizada por compostos de difícil remoção por processos biológicos, justificando a aplicação de processos avançados de tratamento, como a técnica de EC. Os resultados da série de sólidos sugerem que cerca de 20% dos sólidos são compostos por matéria orgânica, representada pelos sólidos totais voláteis (STV), enquanto que a parcela restante (80%), expressa pelos sólidos totais fixos (STF), é formada por materiais inorgânicos.

Tabela 4 – Dados da caracterização físico-química do lixiviado em estudo.

Parâmetro	Coleta		Padrões de lançamento – VMP ¹ (CONAMA nº 430/2011)
	Junho/2018	Agosto/2018	
pH	7,14	7,46	5 – 9
Condutividade elétrica ($\mu\text{S.cm}^{-1}$)	3.840,0	4.240,0	-
Cor verdadeira (mg Pt-Co.L^{-1})	667,5	771,7	-
Turbidez (NTU)	30,00	17,95	-
DBO ₅ ($\text{mg O}_2.\text{L}^{-1}$)	86,4	90,0	remoção mínima de 60%
DQO ($\text{mg O}_2.\text{L}^{-1}$)	474,42	398,99	-
Relação DBO ₅ /DQO	0,18	0,23	-
Alcalinidade Total ($\text{mg CaCO}_3.\text{L}^{-1}$)	1945	1750	-
Amônia ($\text{mg NH}_3.\text{L}^{-1}$)	233,72	308,97	20,0
SDT (mg.L^{-1})	1920	2120	-
ST (mg.L^{-1})	2510,2	2573,0	-
STV (mg.L^{-1})	633,3	501,0	-
STF (mg.L^{-1})	1953,1	2072,0	-

¹ valor máximo permitido.

Fonte: Elaborado pelo Autor.

Comparando-se com o padrão de lançamento previsto na Resolução CONAMA nº 430/2011, o efluente apresenta elevadas concentrações de amônia, alcançando valores até 15 vezes maior que o limite de 20 mg/L para o lançamento em corpos hídricos. Apesar dos valores baixos obtidos para o parâmetro turbidez, o lixiviado possui cor verdadeira elevada. A condutividade elétrica do efluente mostrou-se favorável à aplicação da técnica de

eletrocoagulação, dispensando a adição de reagentes químicos para incrementar a passagem de corrente elétrica no tratamento.

Assim como os demais parâmetros analisados, o pH do efluente indica avançado estágio de degradação da massa de RSU, compatível com o período de encerramento das atividades de disposição de resíduos na área (15 anos).

4.2 ENSAIOS DE ELETROCOAGULAÇÃO

Os resultados das análises das variáveis-resposta do processo de eletrocoagulação estão sintetizados na Tabela 5.

Tabela 5 – Resultados das análises dos parâmetros DQO, pH, turbidez e cor verdadeira realizadas para cada teste de eletrocoagulação.

Teste	pH _{inicial}	tempo de eletrólise (min)	pH _{final}	DQO (mg O ₂ .L ⁻¹)			Turbidez (NTU)			Cor verdadeira (mg Pt-Co.L ⁻¹)		
				inicial	final	E (%)	inicial	final	E (%)	inicial	final	E (%)
1	5,50	30	7,09	385,89	240,36	37,71	35,0	17,9	48,86	644,4	279,7	56,59
2	5,50	90	8,84	385,89	205,44	46,76	35,0	3,0	91,43	644,4	113,8	82,34
3	8,50	30	8,94	438,03	333,08	23,96	34,0	5,5	83,82	582,6	314,5	46,03
4	8,50	90	9,79	438,03	196,82	55,07	34,0	3,9	88,53	582,6	106,1	81,79
5	4,88	60	8,07	359,33	226,20	37,05	22,0	3,7	83,18	559,5	28,9	94,83
6	9,12	60	9,70	436,87	315,63	27,75	14,9	4,7	68,46	497,7	144,7	70,93
7	7,00	17,57	7,99	335,29	311,96	6,96	37,0	9,4	74,59	636,6	337,6	46,97
8	7,00	102,43	9,25	335,29	157,66	52,98	37,0	4,1	88,92	636,6	94,5	85,15
9	7,00	60	8,83	547,86	266,10	51,43	21,0	8,0	61,90	605,8	179,4	70,38
10	7,00	60	8,88	513,73	329,48	35,86	18,6	5,8	68,82	636,6	125,4	80,30
11	7,00	60	8,45	391,27	161,00	58,85	21,0	1,7	91,71	783,3	137,0	82,51
12	7,00	60	8,63	363,64	227,27	37,50	30,0	11,1	63,00	598,0	75,2	87,42

Fonte: Elaborado pelo autor.

Em todos os testes, constatou-se aumento nos valores de pH do efluente após a eletrocoagulação, possivelmente provocado pelo acúmulo do íon OH⁻ na solução aquosa, conforme descrito por Chen (2004). Para os ensaios com pH_{inicial} ≥ 7,0 e tempo de eletrólise superior ou igual a 90 min (testes 4 e 8), o valor final do pH manteve-se fora da faixa adequada de 6 a 9 determinada pela legislação vigente para o lançamento de efluentes em corpos hídricos (Resolução CONAMA n° 430/2011, art. 16, inciso I, alínea a).

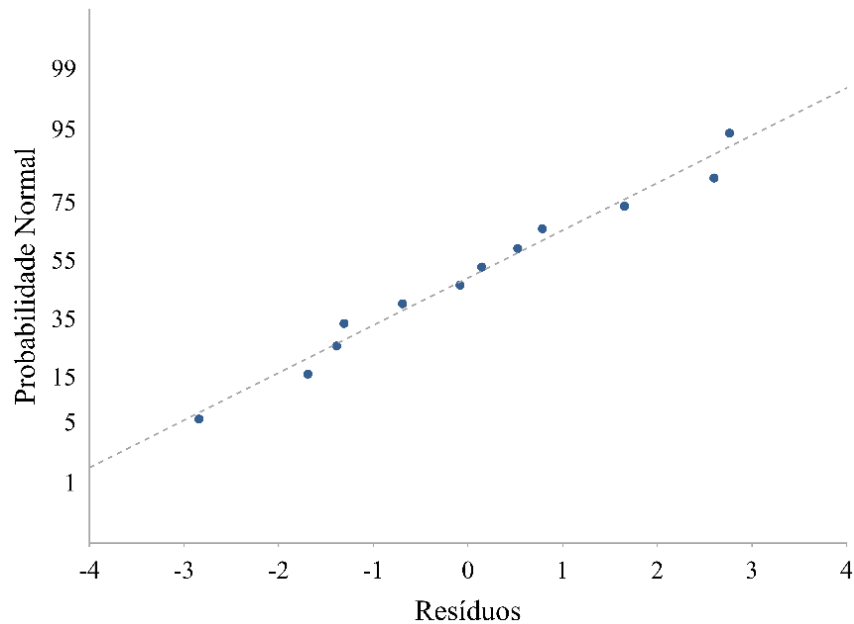
Quanto ao parâmetro turbidez, obteve-se elevadas eficiências de remoção, com valores variando entre 48,86% e 91,43%. Excetuando-se os testes 1 e 12, os valores finais para a turbidez do efluente permaneceram inferiores a 10 NTU. Resultados semelhantes para a remoção de turbidez foram obtidos no estudo realizado por Ricordel e Djelal (2014), onde se observou uma eficiência de redução de 74,14%, com os valores de 29 e 7,5 NTU para os dados de turbidez inicial e final, respectivamente.

Para a cor verdadeira, as eficiências de remoção variaram na faixa de 46,03% a 94,83%, com eficiência média de $73,77 \pm 16,01\%$. Considerando-se apenas os testes com tempo de processo ≥ 60 minutos, a eficiência de remoção de cor mostrou-se superior a 70% em todos os casos observados. A variação do parâmetro pH não influenciou de forma expressiva o aumento na redução desta variável-resposta. Contudo, comparando-se os ensaios de mesmo tempo de processo de 60 min e diferente pH_{inicial} (testes 5, 6, 9, 10, 11 e 12), observou-se uma maior eficiência de remoção de cor verdadeira para o pH_{inicial} ácido de 4,88 (teste 5).

Com eficiência de apenas 6,96%, o teste 7 ($pH_{\text{inicial}} = 7,00$ e tempo de eletrólise de 17,57 min) apresentou a menor remoção de DQO, enquanto que o teste 11 ($pH_{\text{inicial}} = 7,00$ e tempo de eletrólise de 60 min) teve uma eficiência de 58,85%. Tais resultados indicam que maiores valores para o fator tempo interferem de forma expressiva na variável-resposta principal. Em relação aos ensaios de mesmo valor para o fator pH_{inicial} , novamente constata-se o efeito positivo provocado pelo aumento do tempo de reação na redução de DQO.

Conforme o gráfico da probabilidade normal dos resíduos (Figura 5), verifica-se que os resíduos dos testes estão dispostos aproximadamente ao longo de uma reta, sem indicação de problema grave com a suposição de normalidade dos dados. Em razão deste comportamento, é possível demonstrar confiabilidade nos pontos experimentais obtidos.

Figura 5 – Gráfico de probabilidade normal dos resíduos dos experimentos de otimização do processo de eletrocoagulação.



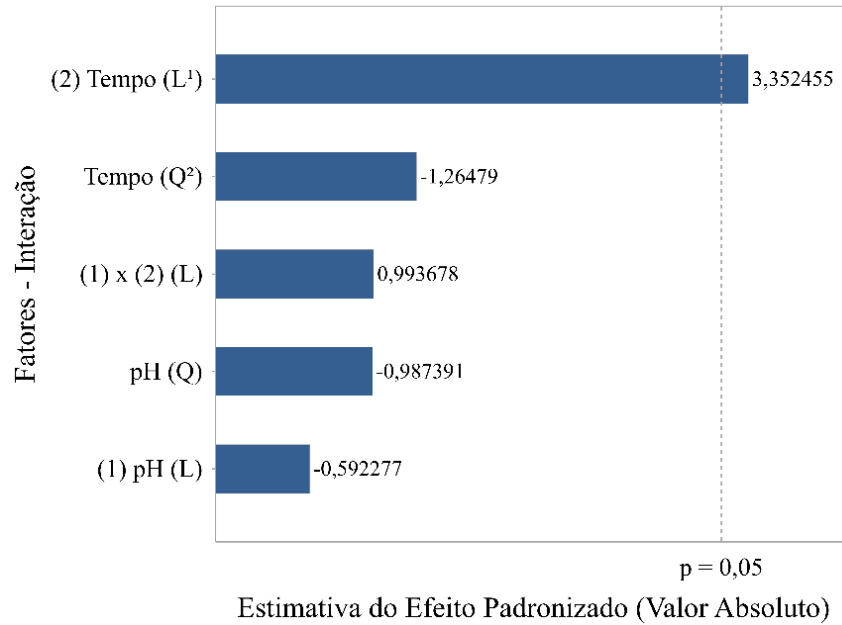
Fonte: Elaborado pelo autor.

4.2.1 Efeito dos fatores na redução de DQO

Analisando a estimativa dos efeitos de cada fator estudado, expressa na Figura 6, observa-se que apenas termo linear do fator tempo apresenta efeito significativo no resultado da redução de DQO. O efeito positivo (3,352455) para o fator tempo de eletrólise indica que, dentro do intervalo de níveis estudados, maiores valores para este fator contribuirão para maximizar a resposta, ou seja, aumentar a remoção de DQO. Contudo, observou-se que o aumento do tempo de eletrocoagulação acentua a formação de flocos, resultando em maior geração de lodo.

A variação do fator pH e a interação linear deste com o fator tempo não influenciaram de forma significativa na variável-reposta principal, indicando que, em futuros testes de otimização do processo de EC para o mesmo efluente, a alteração do parâmetro $\text{pH}_{\text{inicial}}$ pode ser desconsiderada, mantendo-se então o valor do pH natural do lixiviado para a aplicação do tratamento. Nesse sentido, o resultado para o efeito do pH reitera a afirmação de Chen (2004), que estabelece que quando a condutividade elétrica do efluente é alta, o efeito do pH torna-se não significativo.

Figura 6 – Gráfico de Pareto com os efeitos dos fatores e de suas interações na redução de DQO do lixiviado por eletrocoagulação.



Fonte: Elaborado pelo autor.

¹ linear

² quadrático

4.2.2 Otimização das configurações operacionais

O modelo matemático obtido para descrever a resposta redução de DQO (%) em função dos fatores pH_{inicial} e tempo de eletrólise é representado pela seguinte expressão:

$$\begin{aligned} \% R_{DQO} = & -34,6215 + 18,0522.X_1 - 1,9252.X_1^2 + 0,3205.X_2 \\ & - 0,0061.X_2^2 + 0,1225.X_1.X_2 \end{aligned} \quad (9)$$

Onde:

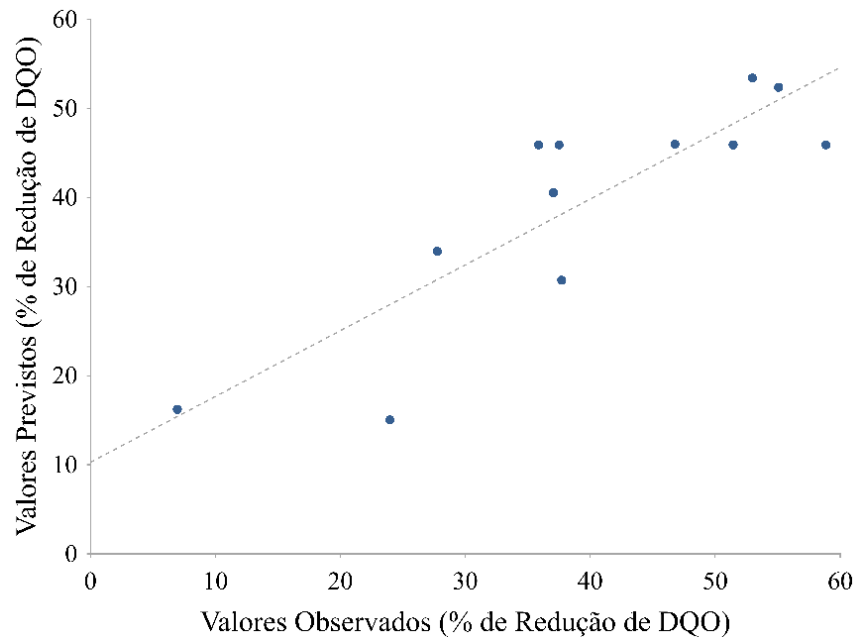
% R_{DQO} – Porcentagem de redução de DQO

X₁ – pH_{inicial};

X₂ – tempo de eletrólise (min).

O modelo ajustado foi obtido pelo software *STATISTICA*, onde foram considerados todos os efeitos e interações do processo. Aplicando-se a Equação 9, relacionou-se os valores observados nos ensaios com os valores previstos pelo modelo para a variável-resposta principal (Figura 7).

Figura 7 – Valores previstos e valores observados para a redução de DQO (%).



Fonte: Elaborado pelo autor.

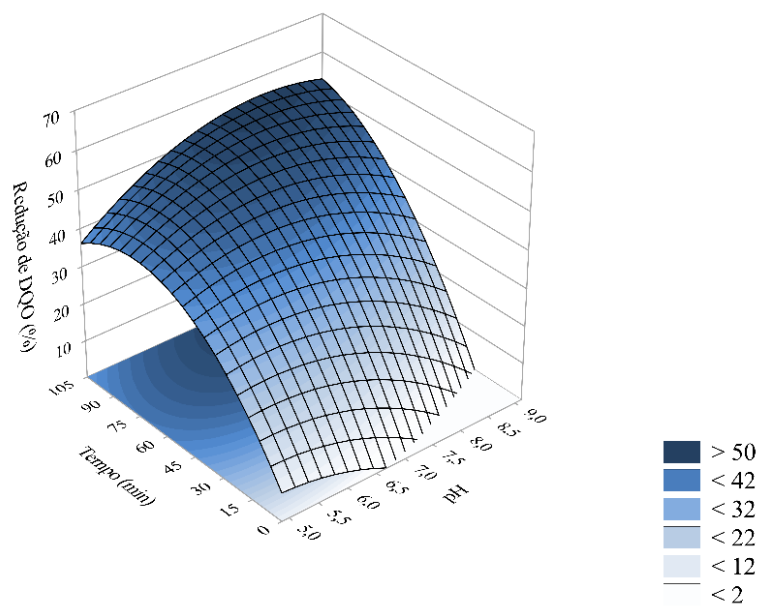
De acordo com o coeficiente de determinação ($R^2 = 0,7386$) obtido para a função linear representada na Figura 7, o modelo é capaz de explicar 73,86% da variação na redução de DQO. Para o total de 12 ensaios e 2 fatores, Quinino, Reis e Bessegato (2011) demonstram que o modelo é considerado útil para valores de R^2 maiores que 0,4861. Nesse sentido, é possível denotar a Equação 9 como satisfatória na previsão da resposta.

A superfície de resposta do modelo é representada graficamente conforme mostrado na Figura 8. Para melhor compreensão da superfície, elaborou-se o gráfico de curvas de nível (Figura 9).

Conforme a análise da superfície, pode-se obter eficiências de redução de DQO superiores a 50% em um tempo de eletrólise mínimo de 90 minutos e $pH_{inicial}$ compreendido na faixa de 7,20 a 8,75.

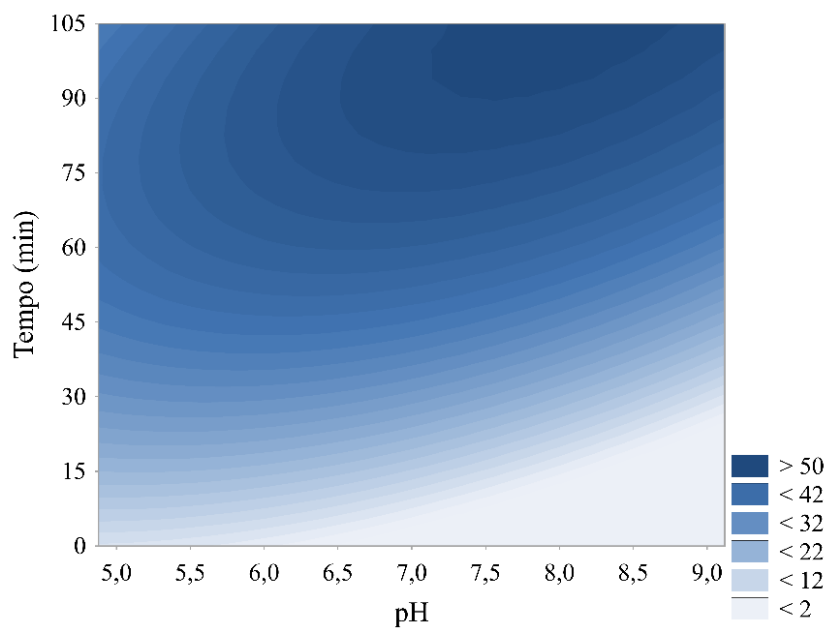
A remoção ótima de DQO prevista pela metodologia de superfície de resposta é de 55,21%, associada aos níveis críticos de 106,16 minutos e 8,07 para os fatores tempo de eletrólise e $pH_{inicial}$, respectivamente, conforme os valores estabelecidos na Tabela 6.

Figura 8 – Superfície tridimensional de resposta para a redução de DQO (%), como uma função do tempo de eletrólise e do pH_{inicial}.



Fonte: Elaborado pelo autor.

Figura 9 – Curvas de nível da superfície de resposta para a redução de DQO (%).



Fonte: Elaborado pelo autor.

Tabela 6 – Valores críticos de cada fator estudado para a eficiência de redução de DQO teórica de 55,21%.

Fatores	Valor mínimo observado	Valor crítico	Valor máximo observado
pH _{inicial}	4,88	8,07	9,12
tempo de eletrólise (min)	17,57	106,16	102,43

Fonte: Elaborado pelo autor.

Ressalta-se que o pH natural do efluente encontra-se compreendido na faixa anteriormente citada que garante eficiências superiores a 50% para a resposta de interesse, indicando novamente a não necessidade de correção deste parâmetro para a realização do processo de eletrocoagulação.

Em seus estudos de otimização da EC aplicada ao tratamento de lixiviados, Ricordel e Djelal (2014) obtiveram uma eficiência máxima de remoção de DQO de 56% ($DQO_{inicial} = 260 \text{ mg O}_2/\text{L}$), para um tempo de eletrólise de 210 min e pH_{inicial} mantido sem alteração igual a 8,00, aplicando uma densidade de corrente de $9,5 \text{ mA/cm}^2$ em um reator de arranjo monopolar com conexão dos eletrodos de alumínio em paralelo.

Por meio da EC com eletrodos de alumínio para o tratamento de lixiviados de aterros sanitários, Dia *et al.* (2016) alcançou uma eficiência máxima de 70% de redução de DQO ($DQO_{inicial}$ média de $596 \text{ mg O}_2/\text{L}$), com um tempo de 20 min, pH_{inicial} de 8,05 (valor natural do efluente) e densidade de corrente elétrica de 10 mA/cm^2 .

Comparando-se as condições ótimas obtidas no presente estudo com os citados, afirma-se que os valores críticos para os fatores tempo e pH_{inicial} podem sofrer influência das características do lixiviado, da densidade de corrente elétrica, do tipo de arranjo e ligação entre as células eletrolíticas e de outros parâmetros operacionais do processo de tratamento, como diferença de potencial e relação área total dos eletrodos/volume tratado.

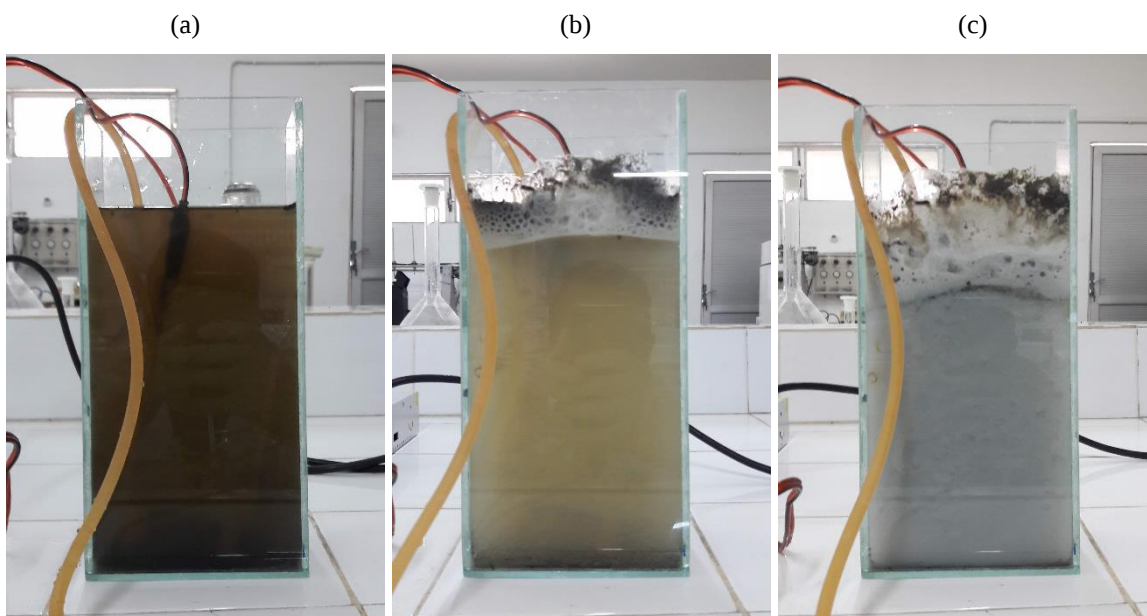
4.2.3 Validação experimental do modelo

Utilizando-se uma configuração operacional próxima da ótima (pH_{inicial} = 8,07 e tempo de eletrólise de 100 min), obteve-se o resultado de 53,41% para a redução no valor de DQO do efluente. Em comparação com o valor previsto pelo modelo (54,97%), o resultado obtido no teste de validação indica considerável proximidade entre o valor observado e o valor predito para o percentual de redução de DQO, com módulo do erro de previsão igual a 1,56.

A Resolução CONAMA nº 430/2011 e a Superintendência de Administração do Meio Ambiente (SUDEMA), órgão do estado da Paraíba responsável pela execução da política de proteção e preservação ambiental, não definem o padrão de lançamento para o parâmetro DQO. Sendo assim, para fins comparativos, adotou-se o valor máximo permitido de 200 mg O₂/L, fixado como padrão de lançamento para DQO de efluentes não-sanitários pela Superintendência Estadual do Meio Ambiente do Ceará na Resolução COEMA nº 02, de 02 de fevereiro de 2017. Consta-se então que o valor residual de DQO de 172,31 mg O₂/L para o lixiviado tratado enquadra-se no padrão de lançamento previsto pela Resolução supracitada.

A Figura 10 apresenta o aspecto visual do lixiviado antes e após o tratamento por eletrocoagulação. Com 30 minutos de processo (Figura 10.b), constata-se clarificação do efluente e início da dispersão dos flocos formados. Comparando-se os estágios inicial e final da solução no reator, é possível observar presença expressiva de flocos no efluente após o tratamento, tornando-o esbranquiçado. Além disso, formou-se uma camada de lodo na parte superior do lixiviado, ocasionada pelo processo de eletroflotação das partículas presentes no meio (Figura 10.c).

Figura 10 - Aspecto visual do lixiviado na fase inicial (a) do experimento de validação do tratamento por eletrocoagulação, com 30 minutos (b) e com 100 minutos de eletrólise (c).



Fonte: Arquivo pessoal (2018).

Adicionalmente, após o tratamento do efluente nas condições ótimas, realizou-se análises para a determinação da redução de DBO₅, amônia e de sólidos totais (ST), voláteis

totais (SVT) e fixos totais (SFT). Os resultados obtidos para os parâmetros supracitados são apresentados na Tabela 7.

Tabela 7 – Resultados das análises de DBO_5 , amônia, sólidos totais (ST), totais voláteis (SV) e totais fixos (SF) do efluente após 100 minutos do processo eletrocoagulação com $\text{pH}_{\text{inicial}}$ de 8,07.

Parâmetros	Valor residual	E _{remoção} (%)
DBO_5	21	67,2
Amônia ($\text{mg N-NH}_3\cdot\text{L}^{-1}$)	250,47	18,9
ST ($\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$)	1474	42,7
STV ($\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$)	266	46,9
STF ($\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$)	1208	41,7

Fonte: Elaborado pelo autor.

A redução de 67,2% para o parâmetro DBO_5 mostra-se compatível com o previsto pela Resolução CONAMA n° 430/2011, que estabelece como adequado uma redução mínima de 60%. Li *et al.* (2001), com eletrodos de ferro sob as condições de densidade de corrente de $4,96 \text{ mA/cm}^2$, tempo de eletrólise de 90 min e pH natural do efluente (6,4-7,3), atingiu remoção ótima de 84,4% para a DBO_5 ($\text{DBO}_{5, \text{inicial}} = 960 \text{ mg O}_2/\text{L}$).

Após a eletrocoagulação, verificou-se que a remoção de amônia não se mostrou efetiva, representando uma redução de apenas 18,9%, com valor residual expressivamente maior que o valor máximo permitido de 20 mg/L para o lançamento de efluentes em corpos hídricos (BRASIL, 2011).

Ilhan, Apaydin e Gonullu (2008), obtiveram remoções de amônia de 11% e 14% ($\text{Amônia}_{\text{inicial}} = 2.240 \text{ mg N-NH}_3\cdot\text{L}^{-1}$) utilizando eletrodos de ferro e de alumínio, respectivamente, no tratamento de lixiviado de aterro sanitário. Tais resultados foram alcançados utilizando-se $\text{pH}_{\text{inicial}}$ de 6,2, tempo de contato de 30 min e densidade de corrente elétrica de 20 mA/cm^2 . Para a melhor condição experimental, com tempo de reação de 60 min, densidade de corrente de 50 mA/cm^2 e pH experimental de 7,4, Kabuk *et al.* (2014) obtiveram remoção de 30% no valor de $\text{NH}_3\text{-N}$.

Quanto a série de sólidos, observou-se eficiências de remoção próximas para as três frações de sólidos analisadas, maiores que 40%. De forma indireta, pode-se afirmar que a remoção da matéria inorgânica é proporcional a remoção de matéria orgânica no lixiviado pelo processo de EC.

4.2.4 Estimativa dos custos operacionais

Durante os testes da etapa de validação, observou-se uma contínua redução no valor da corrente elétrica ao longo do processo de eletrocoagulação, sendo utilizado o valor médio desta variável para a determinação dos custos operacionais do tratamento. A corrente elétrica média foi de 1,03 A e a densidade de corrente elétrica apresentou o valor de 2,10 mA/cm² (20,98 A/m²), considerada baixa se comparada com as densidades empregadas nos estudos citados anteriormente que utilizaram a EC no tratamento de lixiviados.

Ao empregar a configuração ótima, o custo total operacional foi de R\$/m³ 8,50. Utilizando a cotação do dólar americano igual a R\$ 3,72, emitida pela Bovespa em 10 de outubro de 2018, o custo obtido para o tratamento encontra-se próximo ao valor de calculado R\$/m³ 8,18 (\$/m³ 2,2) por Kabuk *et al.* (2014), que também utilizaram o processo de eletrocoagulação com eletrodos alumínio para o tratamento de lixiviados de aterros sanitários.

Utilizando o processo Fenton, Cortez *et al.* (2011) obtiveram um custo total de R\$/m³ 5,48 (€/m³ 1,3) para a remoção de 46% de DQO de lixiviado antigo (DQO_{inicial} = 340 mg O₂/L).

4.2.5 Geração de lodo

Durante os ensaios de eletrocoagulação, observou-se elevada geração de flocos no efluente, com aparência esbranquiçada. No início do processo (primeiros 20 minutos, em média), verificou-se eficiente flotação dos materiais aglutinados. Com o contínuo aumento do tempo de eletrólise, o lixiviado passou a apresentar aspecto leitoso, em virtude dos flocos dispersos na massa de líquido, não agregados e com lento tempo de sedimentação. Destaca-se que, nos experimentos com pH inicial ácido, foi possível observar uma maior geração de espuma na superfície do líquido, suspensa por flotação.

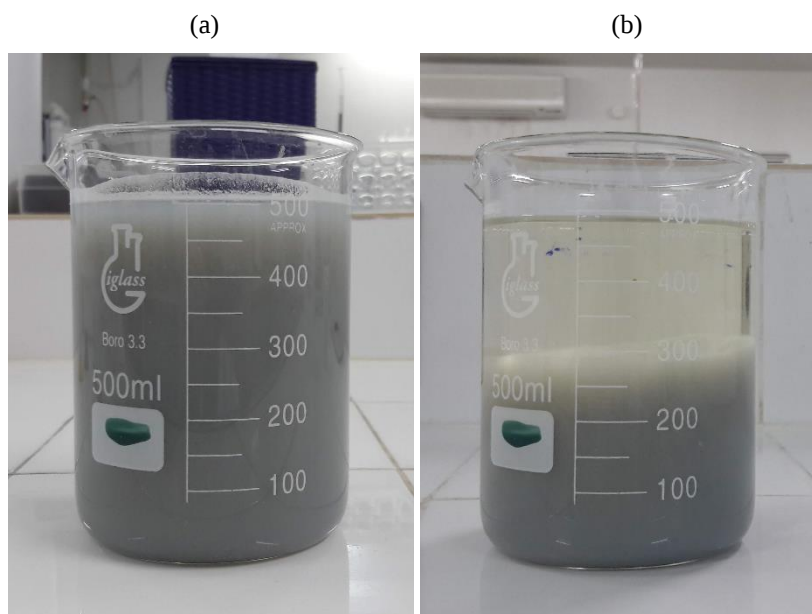
Visando estimar a quantidade de lodo gerada pela EC, realizou-se o teste do cone *Inmhoff* para determinação dos materiais sedimentáveis. Durante o período de tempo do teste (1h), o volume do sobrenadante, resultante da separação entre o líquido tratado e o sedimento, foi considerado irrisório, indicando que o tempo de decantação dos flocos é elevado, fator que pode inviabilizar a implantação do processo físico de decantação após a EC.

No processo eletrolítico aplicado a lixiviados, a produção de lodo está relacionada com os seguintes fatores: concentração de sólidos em suspensão, da matéria orgânica e dos sais possíveis de serem insolubilizados; consumo de eletrodo/consumo de corrente; eficiência

do sistema e composição do material do eletrodo. No tratamento de lixiviados, verificou-se até 22 kg de sólidos/m³ de chorume tratado, representando uma produção de lodo 60 vezes superior a obtida para esgotos sanitários (GIORDANO; BARBOSA FILHO; CARVALHO, 2011).

Para uma estimativa básica da relação entre o volume de lodo e o volume de efluente após a EC, transferiu-se o lixiviado tratado para um *becker* de 500 ml e, após 24h de decantação, quantificou-se o lodo sedimentado. Conforme a análise da Figura 11, constata-se que o volume de lodo formado pelos flocos representou cerca de 60% do volume total tratado. Possivelmente, as microbolhas de hidrogênio formadas na EC dificultaram a compactação dos flocos, influenciando diretamente o tempo de decantação dos materiais aglutinados e o volume de lodo resultante do tratamento.

Figura 11 – Aparência do efluente tratado (a) e estimativa do volume total de lodo formado em um tempo de decantação de 24h (b).



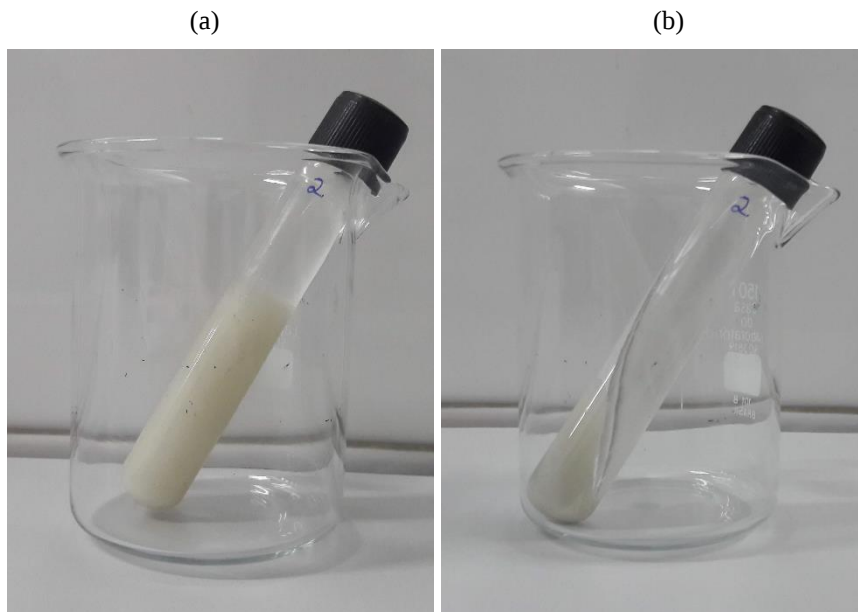
Fonte: Arquivo pessoal (2018).

Os resultados obtidos por Ricordel e Djelal (2014) na determinação do volume de lodo gerado no tratamento de lixiviados por eletrocoagulação indicaram que volume de lodo aumentou proporcionalmente ao incremento no tempo de eletrocoagulação, devido a uma maior geração de coagulantes. Após 60 minutos de decantação, o volume de lodo para os tempos de eletrólise de 30 e 120 min representou cerca de 16,7 e 50% dos volumes de efluente tratado, respectivamente.

Conforme a série de sólidos realizada para o lodo, obteve-se os seguintes valores: $ST = 7517,3 \text{ mg.L}^{-1}$; $STV = 1750,7 \text{ mg.L}^{-1}$; e $STF = 5766,7 \text{ mg.L}^{-1}$. Os resultados indicam que cerca de 23,3% dos sólidos contidos são de origem orgânica, enquanto que a parcela restante (76,7%) representa a matéria inorgânica.

Visando separar o lodo do efluente final mais rapidamente, submeteu-se o lixiviado tratado à filtração por membrana geotêxtil, contudo, não se atingiu resultados satisfatórios. Outros processos podem ser utilizados para a remoção dos flocos, como a técnica de membranas, centrifugação (Figura 12) ou filtros biológicos. Além disso, torna-se necessário ajustar o processo de eletrocoagulação buscando reduzir a geração de lodo, já que este pode causar impactos negativos ao ambiente e necessita ser submetido à um tratamento adequado para posterior descarte.

Figura 12 - Redução no volume de lodo sedimentado após a centrifugação (10 minutos a 200 rpm) (b) do lixiviado tratado por eletrocoagulação.



Fonte: Arquivo pessoal (2018).

5 CONSIDERAÇÕES FINAIS

A aplicação do planejamento fatorial associado à metodologia de superfície de resposta contribuiu de forma efetiva para o estudo de otimização do processo de eletrocoagulação no tratamento de lixiviado, proporcionando um melhor entendimento da técnica empregada por meio dos efeitos dos fatores $\text{pH}_{\text{inicial}}$ e tempo de eletrólise.

Com base na análise da superfície de resposta gerada, capaz de explicar 73,86% da variação na redução de DQO, verificou-se que o pH natural do efluente se encontra dentro da faixa de $\text{pH}_{\text{inicial}}$ que garante reduções de DQO maiores que 50%, indicando que o ajuste deste parâmetro pode ser opcional. Contudo, em razão do aumento acentuado do pH ao longo do processo, a correção do pH após o tratamento pode ser requerida, a fim de atender ao padrão de lançamento estabelecido pela legislação vigente.

O processo de EC se mostrou promissor na remoção de matéria orgânica predominantemente recalcitrante em lixiviado, alcançando uma eficiência ótima de redução de DQO de 53,41%, com tempo de reação favorável (100 minutos) e custos operacionais (R\$/m³ 8,50) competitivos com outros estudos que utilizaram o tratamento por eletrocoagulação em efluentes com alto potencial poluidor.

Apesar da baixa densidade de corrente utilizada durante os experimentos (parâmetro não controlável, em razão de limitações operacionais), os resultados obtidos se mostraram próximos aos de estudos que utilizaram densidades de corrente maiores.

Diante do elevado volume do lodo resultante, torna-se necessário aprimorar o processo de eletrocoagulação buscando reduzir a geração deste resíduo, podendo ainda ser testada a associação da técnica de EC com outros processos de tratamento. Além disso, atenção especial deve ser dada a remoção de amônia nos próximos estudos, em razão de seu potencial tóxico aos ecossistemas aquáticos.

5.1 SUGESTÕES PARA ESTUDOS FUTUROS

- Testar diferentes tipos de arranjo e ligação dos eletrodos para efeito comparativo quanto eficiência de remoção, flotação, custos operacionais e geração de lodo;
- Estudar a influência de fatores como densidade de corrente elétrica e diferença de potencial na eficiência do processo;
- Caracterizar o lodo gerado e estudar possíveis formas de reaproveitamento.

REFERÊNCIAS

AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION (APHA); AMERICAN WATER WORKS ASSOCIATION (AWWA); WATER ENVIRONMENT FEDERATION (WEF). **Standard methods for examination of water and wastewater**. 22. ed. Washington, D.C.: APHA, 2012.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **NBR 10004 - Resíduos sólidos: classificação**. ABNT, 2004.

ATHAYDE JÚNIOR, G. B.; NÓBREGA, C. C.; GADELHA, C. L. M.; SANTANA, N. C. B.; COSTA, M. D. Principais usos da água do rio Sanhauá na área de influência do antigo lixão do Roger: proposta de revisão de enquadramento do rio. **Ambiente & Água-An Interdisciplinary Journal of Applied Science**, v. 3, n. 3, p. 128-142, 2008.

BARRERA-DÍAZ, C. E.; BALDERAS-HERNÁNDEZ, P.; BILYEU, B. Electrocoagulation: Fundamentals and Prospectives. In: MARTÍNEZ-HUITLE, C. A.; RODRIGO, Manuel A.; SCIALDONE, O. **Electrochemical Water and Wastewater Treatment**. p. 61-76, 2018.

BARROS NETO, B.; SCARMINIO, I. S.; BRUNS, R. E. **Como fazer experimentos: pesquisa e desenvolvimento na ciência e na indústria**. Campinas, SP: Editora da Unicamp, 2001.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA) (2005). **Resolução n.º 357**, de 17 de março de 2005. Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências. Disponível em: <<http://www2.mma.gov.br/port/conama/legiabre.cfm?codlegi=459>>. Acesso em: 15 out. 2018.

_____. Ministério do Meio Ambiente. Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA) (2011). **Resolução n.º 430**, de 13 de maio de 2011. Complementa e altera a Resolução n.º 357/2005. Dispõe sobre as condições e padrões de lançamento de efluentes, complementa e altera a Resolução n.º 357, de 17 de março de 2005, do CONAMA. Disponível em: <<http://www2.mma.gov.br/port/conama/legiabre.cfm?codlegi=646>>. Acesso em: 15 out. 2018.

_____. **Lei n.º 13.305**, de 2 de agosto de 2010. Institui a Política Nacional de Resíduos Sólidos; altera a Lei no 9.605, de 12 de fevereiro de 1998; e dá outras providências. Disponível em: <http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_Ato2007-2010/2010/Lei/L12305.htm>. Acesso em: 15 out. 2018.

CASTILHOS JUNIOR, A. B. de; LANGE, L. C.; GOMES, L. P.; PESSIN, N. **Alternativas de disposição de resíduos sólidos urbanos para pequenas comunidades: coletânea de trabalhos técnicos**. Rio de Janeiro, ABES, 2002.

_____; MEDEIROS, P. A.; FIRTA, I. N.; LUPATINI, G.; SILVA, J. D. da. Principais Processos de Degradação do Resíduos Sólidos Urbanos In: CASTILHOS

JR, A. B. (Coord.) **Resíduos sólidos urbanos: aterro sustentável para municípios de pequeno porte**. PROSAB 3, Rio de Janeiro, ABES, 2003, p. 19-50.

CEARÁ. Superintendência Estadual do Meio Ambiente (SEMACE). **Resolução COEMA nº 02**, de 02 de fevereiro de 2017. Dispõe sobre padrões e condições para lançamento de efluentes líquidos gerados por fontes poluidoras, revoga as Portarias SEMACE nº 154, de 22 de julho de 2002 e nº 111, de 05 de abril de 2011, e altera a Portaria SEMACE nº 151, de 25 de novembro de 2002. Disponível em: <<http://www.semace.ce.gov.br/wp-content/uploads/2017/03/Resolucao-Coema-02-2017.pdf>>. Acesso em: 15 out. 2018.

COMPANHIA AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO (CETESB). **Licenciamento Ambiental Unificado**: Projeto de Encerramento e Recuperação do Antigo Lixão. São Paulo: CETESB.

CORTEZ, S.; TEIXEIRA, P.; OLIVEIRA, R.; MOTA, M. Ozonation as polishing treatment of mature landfill leachate. **Journal of Hazardous Materials**, v. 182, n. 1-3, p. 730-734, 2010.

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

COMBATT, M. P. M.; MENDONÇA, R. C. S.; VALENTE, G. de 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, 2018.

DANESHVAR, N.; OLADEGARAGOZE, A.; DJAFARZADEH, N. Decolorization of basic dye solutions by electrocoagulation: an investigation of the effect of operational parameters. **Journal of hazardous materials**, v. 129, n. 1-3, p. 116-122, 2006.

DIA, O.; DROGUI, P.; BUELNA, G.; DUBÉ, R.; IHSEN, B. S. Electrocoagulation of bio-filtrated landfill leachate: Fractionation of organic matter and influence of anode materials. **Chemosphere**, v. 168, p. 1136-1141, 2017.

ENERGISA. **Tarifas**: Tipos de tarifas. Disponível em: <<https://www.energisa.com.br/Paginas/informacoes/taxas-prazos-e-normas/tipos-tarifas.aspx>>. Acesso em: 14 out. 2018.

FERREIRA, D. S. **Estudo comparativo da coagulação/floculação e eletrocoagulação no tratamento de lixiviado de aterro**. 2013. 126p. Dissertação de Mestrado. Programa de Pós-graduação em Tecnologia de Processos Químicos e Bioquímicos da Escola de Química, Universidade Federal do Rio de Janeiro–UFRJ, Rio de Janeiro-RJ, 2013.

FERREIRA, L. H. **Remoção de sólidos em suspensão de efluente da indústria de papel por eletroflotação**. 2006. 99p. Dissertação de Mestrado. Programa de Pós-graduação em Engenharia Química da Faculdade de Engenharia Química, Universidade Estadual de Campinas (UNICAMP), Campinas-SP, 2006.

GARCIA-SEGURA, S.; EIBAND, M. M. S.; MELO, J. V. de; 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.

GIORDANO, G.; BARBOSA FILHO, O.; CARVALHO, R. J. **Processos físico-químicos para tratamento do chorume de aterros de resíduos sólidos urbanos**. Série Temática Tecnologias Ambientais, v. 4, Rio de Janeiro-RJ, 2011. ISBN: 978-85-64386-04-4

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.

HOLT, P.; BARTON, G.; MITCHELL, C. Electrocoagulation as a wastewater treatment. **The Third Annual Australian Environmental Engineering Research Event**, v. 1000, p. 41-46, 1999.

_____.; BARTON, G. W.; MITCHELL, C. A. The future for electrocoagulation as a localised water treatment technology. **Chemosphere**, v. 59, n. 3, p. 355-367, 2005.

ILHAN, F.; KURT, U.; APAYDIN, O.; GONULLU, M. T. Treatment of leachate by electrocoagulation using aluminum and iron electrodes. **Journal of hazardous materials**, v. 154, n. 1-3, p. 381-389, 2008.

KABUK, H. A.; İLHAN, F.; AVSAR, Y.; KURT, U.; APAYDIN, O.; GONULLU, M. T. Investigation of leachate treatment with electrocoagulation and optimization by response surface methodology. **CLEAN–Soil, Air, Water**, v. 42, n. 5, p. 571-577, 2014.

KJELDSSEN, P., BARLAZ, M. A., ROOKER, A. P., BAUN, A., LEDIN, A.; CHRISTENSEN, T. H. Present and long-term composition of MSW landfill leachate: a review. **Critical reviews in environmental science and technology**, v. 32, n. 4, p. 297-336, 2002.

KOBYA, M.; HIZ, H.; SENTURK, E.; AYDINER, C.; DEMIRBAS, E. Treatment of potato chips manufacturing wastewater by electrocoagulation. **Desalination**, v. 190, n. 1-3, p. 201-211, 2006.

_____.; DELIPINAR, S. Treatment of the baker's yeast wastewater by electrocoagulation. **Journal of hazardous materials**, v. 154, n. 1-3, p. 1133-1140, 2008.

KURNIAWAN, T. A.; LO, W.; CHAN, G. Y. S. Radicals-catalyzed oxidation reactions for degradation of recalcitrant compounds from landfill leachate. **Chemical Engineering Journal**, v. 125, n. 1, p. 35-57, 2006.

LANGE, L. C.; AMARAL, M. C. S. do. Geração e Características do Lixiviado In: GOMES, L.P. (Coord.) **Estudos de Caracterização e Tratabilidade de Lixiviados de Aterros Sanitários para as Condições Brasileiras**. PROSAB 5 - Tema 3, v. 5, Rio de Janeiro: ABES, 2009, p. 26-59.

LI, X.; SONG, J.; GUO, J.; WANG, Z.; FENG, Q. Landfill leachate treatment using electrocoagulation. **Procedia Environmental Sciences**, v. 10, p. 1159-1164, 2011.

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 indústria frigorífica. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 22, n. 3, p. 571-578, 2017.

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

_____.; 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. 1-3, p. 199-210, 2004.

MONTGOMERY, D. C.; RUNGER, G. C. **Estatística aplicada e probabilidade para engenheiros**: com videoaulas exclusivo. 6.ed. Rio de Janeiro: Livros Técnicos e Científicos, 2016. 629 p. ISBN: 8521632412.

NÓBREGA, C. C.; SOUZA, I. M. F.; ATHAYDE JÚNIOR, G. B.; GADELHA, C. L. M. Impacto de um lixão desativado na qualidade das águas subterrâneas locais. **Simpósio Ibero-americano de Ingeniería de Resíduos**, v. 1, 2008.

POVINELLI, J.; SOBRINHO, P. A. Introdução In: GOMES, L.P. (Coord.) **Estudos de Caracterização e Tratabilidade de Lixiviados de Aterros Sanitários para as Condições Brasileiras**. PROSAB 5 - Tema 3, v. 5, Rio de Janeiro: ABES, 2009, p. 19-25.

PREFEITURA DO MUNICÍPIO DE JOÃO PESSOA (PMJP). **Plano Municipal de Gestão Integrada de Resíduos Sólidos (PMGIRS)**: Diagnóstico. João Pessoa: Prefeitura do Município de João Pessoa, 467p. 2014.

QUININO, R. C.; REIS, E. A.; BESSEGATO, L. F. O Coeficiente de Determinação R^2 como Instrumento Didático para Avaliar a Utilidade de um Modelo de Regressão Linear Múltipla. Belo Horizonte: UFMG, 2011.

RENOU, S.; GIVAUDAN, J. G.; POULAIN, S.; DIRASSOUYAN, F.; MOULIN, P. Landfill leachate treatment: review and opportunity. **Journal of hazardous materials**, v. 150, n. 3, p. 468-493, 2008.

RICORDEL, C.; DJELAL, H. Treatment of landfill leachate with high proportion of refractory materials by electrocoagulation: system performances and sludge settling characteristics. **Journal of Environmental Chemical Engineering**, v. 2, n. 3, p. 1551-1557, 2014.

SILVA, S. A.; OLIVEIRA, R. de. **Manual de Análises Físico-Químicas de Águas de Abastecimento e Residuárias**. Campina Grande: O Autor, 2001. 266 p.

THE INTERNATIONAL SOLID WASTE ASSOCIATION (ISWA); ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE EMPRESAS DE LIMPEZA PÚBLICA E RESÍDUOS ESPECIAIS (ABRELPE). **Roteiro para Encerramento de Lixões**, 2017

VIK, E. A.; CARLSON, D. A.; EIKUM, A. S.; GJESSING, E. T. Electrocoagulation of potable water. **Water Research**, v. 18, n. 11, p. 1355-1360, 1984.

VILHENA, A (Cord. geral). **Lixo Municipal**: Manual de Gerenciamento Integrado. São Paulo-SP. 4. ed. CEMPRE, 2018.

WALPOLE, R. E.; MYERS, R. H.; MYERS, S. L.; YE, K. **Probabilidade e estatística para engenharia e ciências**. São Paulo: Pearson Printice Hall, 2009. 491p. ISBN: 8576051992.