



Universidade Federal
de São João del-Rei



**PROGRAMA
DE PÓS-GRADUAÇÃO
MULTICÊNTRICO
EM QUÍMICA
DE MINAS GERAIS**

**UNIVERSIDADE FEDERAL DE SÃO JOÃO DEL-REI
CAMPUS ALTO PARAÓPEBA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO MULTICÊNTRICO EM
QUÍMICA**

DANIELLE CRISTINE MIRANDA CAMPOS

**DESENVOLVIMENTO DE SISTEMA ELETROQUÍMICO PARA
TRATAMENTO LIXIVIADO DE ATERRO PELO PROCESSO DE
ELETROCOAGULAÇÃO/ELETROFLOTAÇÃO**

Ouro Branco – Minas Gerais

2022

DANIELLE CRISTINE MIRANDA CAMPOS

**DESENVOLVIMENTO DE SISTEMA ELETROQUÍMICO PARA
TRATAMENTO LIXIVIADO DE ATERRO PELO PROCESSO DE
ELETROCOAGULAÇÃO/ELETROFLOTAÇÃO**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação Multicêntrico em Química de Minas Gerais da Universidade Federal de São João Del-Rei, como requisito parcial para a obtenção do título de Mestre em Química.

Orientador: Prof. Dr. Dane Tadeu Cestarolli

Ouro Branco
2022

Ficha catalográfica elaborada pela Divisão de Biblioteca (DIBIB)
e Núcleo de Tecnologia da Informação (NTINF) da UFSJ,
com os dados fornecidos pelo(a) autor(a)

C198d Campos, Danielle Cristine Miranda .
Desenvolvimento de sistema eletroquímico para
tratamento lixiviado de aterro pelo processo de
eletrocoagulação/ eletro-flotação / Danielle Cristine
Miranda Campos ; orientador Dane Tadeu Cestarolli.
- Ouro Branco, 2022.
43 p.

Dissertação (Mestrado - Programa de Pós-Graduação
Multicêntrico em Química de Minas Gerais) --
Universidade Federal de São João del-Rei, 2022.

1. Eletrocoagulação. 2. Eletro-flotação. 3.
Lixiviado de Aterro. 4. Chorume. 5. Tratamento
Efluentes. I. Cestarolli, Dane Tadeu, orient. II.
Título.



MINISTÉRIO DA EDUCAÇÃO
UNIVERSIDADE FEDERAL DE SÃO JOÃO DEL-REI
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO MULTICÊNTRICO EM QUÍMICA

HOMOLOGAÇÃO DE DISSERTAÇÃO DE MESTRADO Nº 6 / 2022 - PPGMQ (13.31)

Nº do Protocolo: 23122.031637/2022-81

São João del-Rei-MG, 16 de agosto de 2022.

A dissertação "**Desenvolvimento de sistema eletroquímico para tratamento lixiviado de aterro pelo processo de eletrocoagulação/ eletroflotação**", elaborada por **Danielle Cristine Miranda Campos** e aprovada por todos os membros da banca examinadora, foi aceita pelo Programa de Pós-graduação Multicêntrico em Química de Minas Gerais, da Universidade Federal de São João del-Rei como requisito parcial à obtenção do título de

MESTRE EM QUÍMICA

(Assinado digitalmente em 17/08/2022 13:24)

DANE TADEU CESTAROLLI
PROFESSOR DO MAGISTERIO SUPERIOR
DQBIO (12.26)
Matrícula: 1444161

(Assinado digitalmente em 16/08/2022 14:09)

VAGNER FERNANDES KNUPP
PROFESSOR DO MAGISTERIO SUPERIOR
DQBIO (12.26)
Matrícula: 1280597

(Assinado digitalmente em 16/08/2022 16:11)

JOSIMAR RIBEIRO
ASSINANTE EXTERNO
CPF: 254.692.198-36

Para verificar a autenticidade deste documento entre em <https://sipac.ufsj.edu.br/public/documentos/index.jsp> informando seu número: **6**, ano: **2022**, tipo: **HOMOLOGAÇÃO DE DISSERTAÇÃO DE MESTRADO**, data de emissão: **16/08/2022** e o código de verificação: **667ad1a420**

AGRADECIMENTOS

Primeiramente agradeço à Deus por conceder saúde e permitir a concretização de mais uma etapa importante da minha vida.

À Universidade Federal de São João Del-Rei (UFSJ) e ao Programa de Pós-Graduação Multicêntrico em Química, pela infraestrutura e oportunidade oferecida que possibilitou a realização deste trabalho e pela da bolsa de estudos concedida.

Ao professor Dr. Dane Tadeu Cestarolli pela orientação, confiança, ensinamentos e apoio.

À toda minha família que me apoiou e me incentivou a todo momento.

À Ecovia Valorização de Resíduos, pelo apoio e fornecimento de material para realização da pesquisa.

Enfim, a todos que contribuíram para a realização deste trabalho, por quão simples tenha sido a forma.

RESUMO

O aumento da população, tecnologias, produtos industrializados e do consumismo ocasiona um aumento significativo na geração de resíduos sólidos urbanos e estes devem ser armazenados e tratados de maneira adequada, sendo necessário a criação de alternativas que visem minimizar cada vez mais os impactos ambientais. A política nacional de resíduos sólidos determina que todos os lixões do país deveriam ser fechados e os resíduos do Brasil que não podem ser reciclados ou reutilizados devem ser encaminhados para aterros sanitários adequados, onde se tem um agravante, o lixiviado de aterro. O lixiviado de aterro, popularmente chamado de chorume é um líquido escuro, com odor forte e viscoso, oriundo da decomposição de matéria orgânica. A sua composição química pode variar dependendo do tempo de acondicionamento, característica do resíduo e também da variação de chuvas no local. O tratamento do lixiviado é um grande desafio, devido à complexidade na remoção dos compostos recalcitrantes presentes. Várias técnicas de tratamento são estudadas e nesse sentido, o tratamento eletroquímico mostra-se como uma interessante tecnologia na remoção de poluentes de efluentes complexos como o lixiviado. A Eletrocoagulação/Eletro-flotação (EC/EF) ocorre em quatro etapas: geração eletroquímica do agente coagulante; eletrocoagulação, eletro-floculação e eletro-flotação. O presente trabalho tem como objetivo principal realizar o tratamento do lixiviado de aterro (chorume), utilizando o processo de EC/EF, o qual foi otimizado com relação ao melhor potencial aplicado, quantidade de sal dissolvido (NaCl), tempo de remoção, concentração do lixiviado e pH. A técnica de EC/EF utilizando eletrodos de alumínio, demonstrou melhor eficiência de descoloração do lixiviado de aterro, nas condições de 9V, 4g de NaCl, 60 minutos, pH igual a 6, sendo possível obter aproximadamente 100% de eficiência na remoção de cor. Conclui-se que a EC/EF pode ser um método bastante interessante e podendo ser considerado muito eficiente no tratamento do lixiviado de aterro.

Palavras Chave: Lixiviado, chorume, eletrocoagulação, tratamento de efluentes, eletroquímica

ABSTRACT

The increase in population, technologies, industrialized products and consumerism causes a significant increase in the generation of urban solid waste and these must be stored and treated properly, making it necessary to create alternatives that aim to increasingly minimize environmental impacts. The national solid waste policy determines that all dumps in the country should be closed and waste from Brazil that cannot be recycled or reused must be sent to appropriate sanitary landfills, where there is an aggravating factor, landfill leachate. Landfill leachate, popularly called slurry, is a dark liquid, with a strong and viscous odor, arising from the decomposition of organic matter. Its chemical composition can vary depending on the conditioning time, the characteristics of the residue and also the variation of rainfall in the place. The treatment of leachate is a major challenge, due to the complexity in removing the recalcitrant compounds present. Several treatment techniques are studied and in this sense, the electrochemical treatment proves to be an interesting technology in the removal of pollutants from complex effluents such as leachate. Electrocoagulation/Electro-flotation (EC/EF) occurs in four steps: electrochemical generation of the coagulating agent; electrocoagulation, electro-flocculation and electro-flotation. The main objective of this work is to carry out the treatment of landfill leachate (leachate), using the EC/EF process, which was optimized with respect to the best applied potential, amount of dissolved salt (NaCl), removal time, concentration of leachate and pH. The EC/EF technique using aluminum electrodes showed better efficiency of bleaching the landfill leachate, under conditions of 9V, 4g of NaCl, 60 minutes, pH equal to 6, being possible to obtain approximately 100% of efficiency in color removal. . It is concluded that EC/EF can be a very interesting method and can be considered very efficient in the treatment of landfill leachate.

Keywords: Leachate, leachate, electrocoagulation, wastewater treatment, electrochemistry

LISTA DE ABREVIATURAS E SÍMBOLOS

EC: Eletrocoagulação

EF: Eletro-floculação

CONAMA: Conselho Nacional do Meio Ambiente

RSU: Resíduo Sólido Urbano

IPEA: Instituto de Pesquisa Aplicada

ABRELPE: Associação Brasileira de Empresas de Limpeza Pública e Resíduos Especiais

PNRS: Política Nacional de Resíduos Sólidos

NBR: Norma Brasileira

CETESB: Companhia Ambiental do Estado de São Paulo

COPASA: Companhia de Saneamento de Minas Gerais

PRECEND: Programa de Recebimento e Controle de Efluentes Não Domésticos

NT: Norma Técnica

ARSAE MG: Agência Reguladora de Serviços de Abastecimento de Água e de Esgotamento Sanitário do Estado de Minas Gerais

pH: potencial hidrogeniônico

nm: Nanômetros

UV-VIS: Ultravioleta - Visível

Abs: Absorbância

DBO: Demanda Bioquímica de Oxigênio

DQO: Demanda Química de Oxigênio

LISTA DE FIGURAS

Figura 1: Geração de RSU no Brasil (t/ano e kg/hab/ano)	13
Figura 2: Participação das regiões na geração de RSU (%)	13
Figura 3: Disposição final adequada x inadequada de RSU no Brasil (t/ ano e %) %).....	14
Figura 4: Desenho esquemático de lixão em operação	15
Figura 5: Desenho esquemático de aterro sanitário em operação	16
Figura 6: Desenho esquemático de um reator de EC/EF.....	19
Figura 7: Reator de bancada utilizado para os testes	27
Figura 8 : Lixiviado antes e após o processo de EC/EF	30
Figura 9: Dados da eficiência de de descoloração do lixiviado de aterro com relação ao potencial aplicado.....	31
Figura 10: Dados da eficiência de descoloração do lixiviado com relação a quantidade de NaCl.....	32
Figura 11: Dados da eficiência de remoção da cor do lixiviado de aterro com relação a concentração inicial	34
Figura 12: Dados da eficiência de remoção da cor do lixiviado de aterro com relação ao pH inicial.....	35
Figura 13: Dados da eficiência de descoloração do lixiviado de aterro com relação ao tempo de eletrólise	37

SUMÁRIO

1. INTRODUÇÃO	11
2. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	12
2.1. Resíduos Sólidos Urbanos	12
2.2. Aterro sanitário	14
2.3. Lixiviado de aterro (chorume).....	16
2.4. Eletrocoagulação/eletro-flotação	18
2.4.1. Geração eletroquímica do agente coagulante	20
2.4.2. Eletrocoagulação	21
2.4.3. Eletro-floculação.....	22
2.4.4. Eletro-flotação	23
2.4.5. Vantagens e Desvantagens	23
2.4.6. Parâmetros físico-químicos para análise	25
3. OBJETIVOS	25
3.1. Objetivos Gerais	25
3.2. Objetivos Específicos	25
4. METODOLOGIA.....	26
4.1. Materiais e reagentes	26
4.2. Reator de Eletrocoagulação/Eletroflotação	26
4.3. Cálculo eficiência de remoção da cor	27
4.4. Efeito do Potencial	28
4.5. Efeito da quantidade de NaCl	28
4.6. Efeito da Concentração inicial do Lixiviado	28
4.7. Efeito do pH	29
4.8. Efeito do tempo de eletrocoagulação	29
5. RESULTADOS E DISCUSSÕES	30
5.1. Efeito do Potencial	30
5.2. Efeito da quantidade de NaCl	32
5.3. Efeito da concentração inicial do lixiviado	33
5.4. Efeito da variação de pH	35
5.5. Efeito do tempo de eletrocoagulação/eletro-flotação	37
6. ESTUDOS FUTUROS	38
7. CONCLUSÕES	38
8. REFERÊNCIAS.....	39

1. INTRODUÇÃO

O aumento da população, tecnologias, produtos industrializados e do consumismo ocasiona um aumento significativo na geração de resíduos sólidos urbanos e o tratamento dos mesmos é um grande desafio, sendo necessário a criação de alternativas que visem minimizar cada vez mais os impactos ambientais. Uma alternativa aos lixões, que atualmente são considerados crimes ambientais, são os aterros sanitários, porém existe um atenuante que ainda pode causar danos ao meio ambiente se não for tratado corretamente, o lixiviado de aterro.

O lixiviado de aterro, popularmente chamado de chorume é um líquido escuro, com odor forte e viscoso, encontrado em aterros sanitários oriundo da decomposição de matéria orgânica. A sua composição química pode variar dependendo do tempo que o resíduo se encontra no aterro sanitário, características do resíduo e também da variação de chuvas no local.

De acordo com a resolução do Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA) nº 357 de 2005, o lançamento de qualquer fonte poluidora só poderá ser feito desde que atendam às condições dispostas na resolução e que possam atender as normas de lançamento estabelecidas pelas leis ambientais e reduzir os impactos gerados ao ecossistema, vários métodos de tratamento de efluente estão disponíveis para serem empregados.

O tratamento do lixiviado é um grande desafio, principalmente devido à complexidade na remoção dos compostos recalcitrantes presentes. Várias técnicas de tratamento são estudadas, tratamentos biológicos (reatores anaeróbios, sistemas de lagoas, lodos ativados, filtros biológicos), físico-químicos (coagulação, filtração adsortiva, precipitação química entre outros) e eletrolíticos (eletrocoagulação, eletro-flotação, eletro-oxidação, eletro-redução). Entretanto, ainda não está bem estabelecida na literatura uma metodologia de tratamento eficiente do lixiviado, que seja efetiva na remoção dos mais variados compostos presentes. Entre essas tecnologias de tratamentos de efluentes, será dada ênfase nos tratamentos eletroquímicos, em destaque a eletrocoagulação/eletro-flotação (EC).

A EC/EF é um processo considerado simples, eficiente e de baixo custo, em que a produção do agente coagulante é realizado por meio de eletrodos de ferro ou

alumínio, não sendo necessário a adição de produtos químicos, como por exemplo, agentes coagulantes (Cestarolli et al., 2016).

2. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

2.1. Resíduos Sólidos Urbanos

Os resíduos sólidos urbanos (RSU), popularmente conhecidos como lixo, são todos aqueles materiais, substâncias e objetos provenientes da atividade urbana que são descartados e devem ser armazenados e tratados de maneira adequada.

De acordo com o Instituto de Pesquisa Econômica Aplicada (IPEA), o Brasil com mais de 200 milhões de habitantes é um dos países que mais gera resíduos sólidos, cuja destinação final deveria receber tratamento com soluções economicamente viáveis, de acordo com a legislação e as tecnologias atualmente disponíveis, mas acabam, ainda em parte, sendo despejados a céu aberto, lançados na rede pública de esgotos ou até queimados.

Segundo o panorama da Associação Brasileira de Empresas de Limpeza Pública e Resíduos Especiais (ABRELPE) de 2021, a geração de RSU no país sofreu influência direta da pandemia da COVID-19 durante o ano de 2020, tendo alcançado um total de aproximadamente 82,5 milhões de toneladas geradas, ou 225.965 toneladas diárias. Com isso, cada brasileiro gerou, em média, 1,07 kg de resíduo por dia. Uma possível razão para esse aumento expressivo foram as novas dinâmicas sociais que, em boa parte, foram quase que totalmente transferidas para as residências, visto que o consumo em restaurantes foi substituído pelo *delivery* e os demais descartes diários de resíduos passaram a acontecer nas residências. Regionalmente e nos moldes dos anos anteriores, a região com maior geração de resíduos continua sendo a Sudeste, com cerca de 113 mil toneladas diárias (50%) e 460 kg/hab/ano, enquanto a região Norte representa aproximadamente 7,4% do total gerado, com cerca de 6 milhões de toneladas/ano e 328 kg/hab/ano.

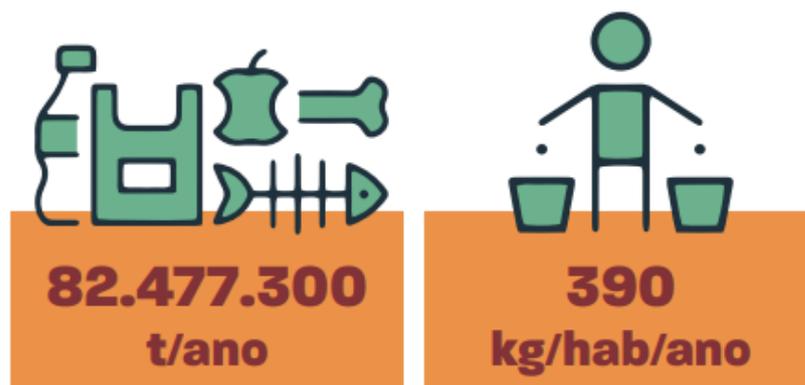


Figura 1: Geração de RSU no Brasil (t/ano e kg/hab/ano)

Fonte: ABRELPE, 2021



Figura 2: Participação das regiões na geração de RSU (%)

Fonte: ABRELPE, 2021

Nas cidades brasileiras, a crescente geração desse tipo de resíduo e as práticas de descarte estabelecidas, aliados ao ainda alto custo de armazenagem, resultaram em volumes crescentes de RSU acumulados e, historicamente, em sérios problemas ambientais e de saúde pública. Ao longo dos anos, a disposição irregular de RSU tem causado a contaminação de solos, cursos d'água e lençóis

freáticos, e também doenças como dengue, leishmaniose, leptospirose e esquistossomose, entre outras, cujos vetores encontram nos lixões um ambiente propício para sua disseminação.

A disposição final é uma das alternativas de destinação final ambientalmente adequada previstas na Política Nacional de Resíduos Sólidos (PNRS), desde que observadas as normas operacionais específicas de modo a evitar danos ou riscos à saúde pública e à segurança e a minimizar os impactos ambientais adversos. No Brasil, a maior parte dos RSU coletados seguiu para disposição em aterros sanitários, com 46 milhões de toneladas enviadas para esses locais em 2020, superando a marca dos 60% dos resíduos coletados que tiveram destinação adequada no país. Por outro lado, áreas de disposição inadequada, incluindo lixões e aterros controlados, ainda estão em operação e receberam quase 40% do total de resíduos coletados (ABRELPE, 2021).

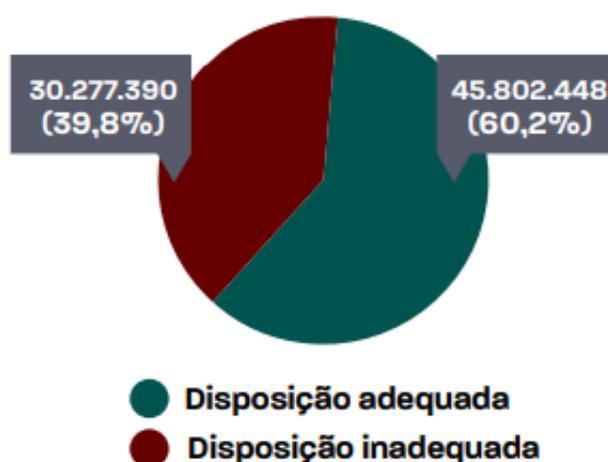


Figura 3: Disposição final adequada x inadequada de RSU no Brasil (t/ ano e %)

Fonte: ABRELPE, 2021

2.2. Aterro sanitário

Aterro Sanitário constitui uma forma de destinação final do RSU utilizada atualmente, onde existe a deposição de camadas de materiais artificiais ou naturais, que impede ou reduz substancialmente a infiltração no solo dos líquidos percolados, através da massa de resíduos, reduzindo assim os impactos ambientais como era ocasionado por lixões.

A lei federal 12.305/2010 que institui a política nacional de resíduos sólidos determina que todos os lixões do país deveriam ser fechados e os resíduos que não podem ser reciclados ou reutilizados devem ser encaminhados para aterros sanitários adequados. A norma NBR 13.896 fixa as condições mínimas exigíveis para projeto, implantação e operação de aterros de resíduos não perigosos, de forma a proteger adequadamente as coleções hídricas superficiais e subterrâneas próximas, bem como os operadores destas instalações e populações vizinhas.

Essa técnica consiste basicamente na compactação dos resíduos no solo, na forma de camadas que são periodicamente cobertas com terra ou outro material inerte. O aterro sanitário deve operar de modo a fornecer proteção ao meio ambiente, evitando a contaminação das águas subterrâneas pelo lixiviado de aterro (líquido de elevado potencial poluidor, de cor escura e de odor desagradável, resultado da decomposição da matéria orgânica) e evitando o acúmulo do biogás resultante da decomposição anaeróbia do resíduo no interior do aterro. É necessário que o aterro sanitário apresente impermeabilização da base do aterro, instalação de drenos de gás, sistema de coleta e tratamento de chorume e sistema de drenagem de águas pluviais (CETESB, 2020).

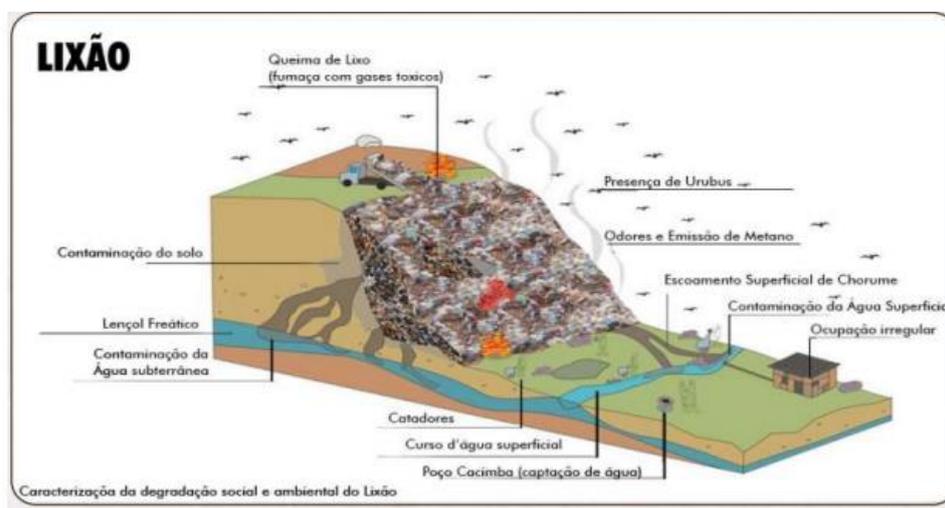


Figura 4: Desenho esquemático de lixão em operação

Fonte: ABRELPE, 2017

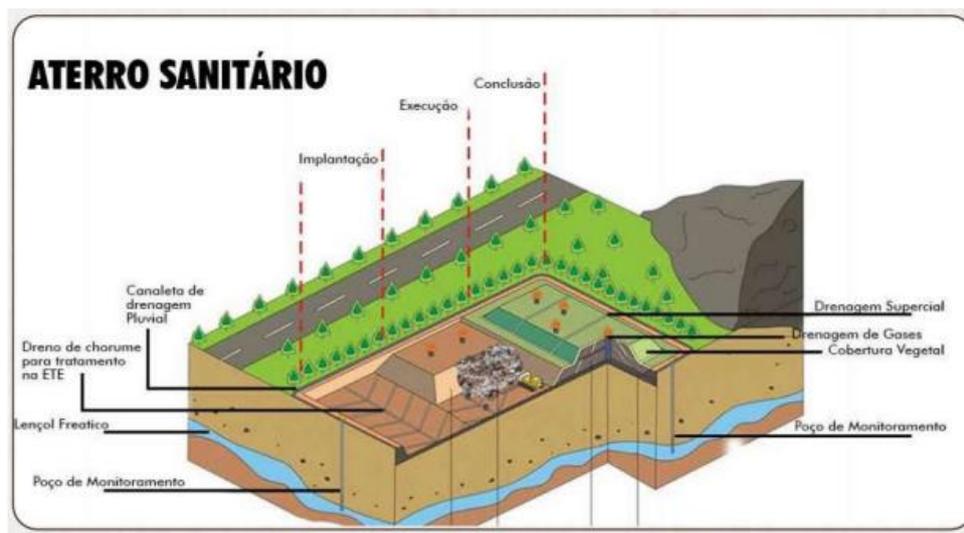


Figura 5: Desenho esquemático de aterro sanitário em operação

Fonte: ABRELPE, 2017

2.3. Lixiviado de aterro (chorume)

Popularmente chamado de chorume de chorume o lixiviado de aterro de RSU é resultado da interação dos processos de degradação da fração orgânica do resíduo causada por microrganismos e outros fatores ambientais (luz solar, insetos e água) com a água infiltrada pelo aterro ou já contida no resíduo (TAVARES, 2011).

O lixiviado de aterro é um material altamente recalcitrante à degradação, com uma composição complexa, composta principalmente por uma grande quantidade de matéria orgânica, amônia, íons inorgânicos (cloreto, sulfato, etc.) e compostos tóxicos, possuindo, portanto, toxicidade aguda e crônica (Silva et al. 2016). Em sua composição também pode existir sólidos suspensos, proteínas, gorduras e devido à grande quantidade de substâncias que são altamente solúveis, pode contaminar as águas do subsolo onde o aterro sanitário se encontra.

O impacto produzido pelo lixiviado de aterro no meio ambiente é bastante acentuado e sua composição está condicionada a vários fatores, como composição dos resíduos dispostos no aterro, fatores climáticos e o tempo em que o resíduo se encontra naquele local. Além dos componentes orgânicos e inorgânicos, devido à disposição inadequada realizada pela população o lixiviado também pode apresentar substâncias tóxicas provenientes de resíduos industriais.

O tratamento do lixiviado é um grande desafio, principalmente devido à complexidade na remoção dos compostos recalcitrantes presentes. Várias técnicas de tratamento são estudadas, tratamentos biológicos (reatores anaeróbios, sistemas de lagoas, lodos ativados, filtros biológicos), físico-químicos (coagulação, filtração adsortiva, precipitação química entre outros) e eletrolíticos (eletrocoagulação, eletro-flotação, eletro-oxidação, eletro-redução). Entretanto, ainda não está bem estabelecida na literatura uma metodologia de tratamento eficiente do lixiviado, que seja efetiva na remoção dos mais variados compostos presentes. (Galvão, et al. 2020).

A COPASA (Companhia de Saneamento de Minas Gerais) desenvolveu o Programa de Recebimento e Controle de Efluentes Não Domésticos – PRECEND, o mesmo foi criado para atuar junto às empresas, visando a destinação adequada dos efluentes líquidos, gerados nos processos produtivos e na prestação de serviços, promovendo a despoluição dos cursos d'água, incluindo-se nesse grupo o lixiviado gerado no aterro sanitário.

O lixiviado de aterro, sendo considerado então, um efluente não doméstico, possui uma carga poluidora muito maior do que aquela quantificada para o esgoto doméstico. Essa possível diferença de carga entre um esgoto doméstico e um efluente não doméstico é medida por intermédio do fator de poluição, denominado fator K, definido a partir das características do efluente. Portanto, no total da fatura, poderá incidir um valor adicional, conforme estabelece a Norma Técnica NT 187, homologada pela ARSAE MG (Agência Reguladora de Serviços de Abastecimento de Água e de Esgotamento Sanitário do Estado de Minas Gerais) e o Contrato de Prestação de Serviços para Recebimento de Efluentes Líquidos Domésticos e Não Domésticos que regulamenta os serviços prestados, em função dos gastos da COPASA para o tratamento desse efluente. (PRECEND COPASA, 2021)

Nesse sentido, o tratamento eletroquímico mostra-se como uma interessante tecnologia na remoção de poluentes de efluentes complexos como o lixiviado (Candia-Onfray et al., 2018). Essa tecnologia de tratamento oferece um ótimo desempenho e é ajustável às variações de vazão e qualidade do efluente, demandando baixos requisitos de área (Tang, et al., 2019)

2.4. Eletrocoagulação/eletro-flotação

No final do século XIX, a Eletrocoagulação/eletro-flotação (EC/EF) já era bem conhecida, mas pouco explorada, sendo considerada uma técnica promissora. Durante o século XX, algumas plantas piloto de EC/EF começaram a ser estudadas, mas logo foram abandonadas em decorrência da complexidade das etapas que envolvem processos hidrodinâmicos acoplados a sistemas eletroquímicos. Atualmente, vários fenômenos relacionados a processos de coagulação via eletroquímica já são bem conhecidos e podem ser aplicados a modelos hidrodinâmicos. (Crespilho, F; Resende, M. 2004).

De acordo com Raschitor e colaboradores (2014), muitas pesquisas foram realizadas nos últimos anos envolvendo a EC/EF e resultados promissores fazem a aplicação desta tecnologia viável em escala industrial. Além disso, estudos mostram que a recuperação do hidrogênio no processo de EC/EF poderia compensar os custos operacionais, devido a sua utilidade como uma fonte de energia verde. (Phalakornkule, et al.,2010))

A tecnologia no tratamento físico-químico pelo processo eletrolítico é uma alternativa promissora para o atendimento à legislação ambiental. Esta alternativa possibilita ampliar a capacidade de tratamento dos sistemas físico-químicos tradicionais, pois utiliza os mesmos fundamentos básicos de coagulação-floculação e adicionalmente disponibiliza elementos que potencializam o método pela geração de oxigênio e hidrogênio nas reações de eletrólise, formando um fluxo ascendente de microbolhas que interagem com todo efluente presente no interior do reator eletrolítico, sendo este, submetido intensamente às reações de oxidação e redução, facilitando a floculação e a flotação da carga poluidora existente, aumentando a eficiência do processo de tratamento.

De acordo com Alexandre (2015), a EC consiste em um tipo de tratamento eletrolítico, no qual se utiliza ânodos sacrificiais para produzir agentes coagulantes em solução. Isso será permitido a partir da tensão elétrica aplicada através dos eletrodos. O material utilizado para a construção dos eletrodos, portanto, determina o tipo de coagulante produzido. Dentre os materiais que estão sendo utilizados para tal função estão o alumínio e o ferro. Entretanto, o processo eletrolítico pode

também apresentar simultaneamente, os processos de eletro-floculação e eletro-flotação.

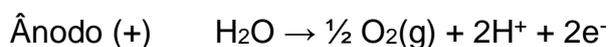
De acordo com Mollah e colaboradores, (2004), o metal (Al/Fe) que compõe o ânodo é hidrolisado quase que imediatamente ao hidróxido polimérico de ferro ou de alumínio. A partir daí são produzidos continuamente hidróxidos poliméricos na vizinhança do ânodo. A coagulação acontece quando estes cátions do metal se combinam com as partículas negativas carregadas para o ânodo pelo movimento eletroforético, desestabilizando-as.

Paralelamente a esse processo ocorre a geração de micro-bolhas principalmente de hidrogênio (H₂) no cátodo, formadas pela hidrólise da água, as quais sobem à superfície carregando por arraste os flocos formados pelas impurezas, promovendo a clarificação do efluente (eletro-flotação). A especificação do coagulante é um aspecto mais delicado da EC, uma vez que o cátion metálico ativo pode formar complexos monoméricos e poliméricos, como também precipitados de hidróxido de metal. Os tipos e quantidades de espécies produzidas dependerá principalmente da concentração de metal que migra para a solução e do valor do pH.

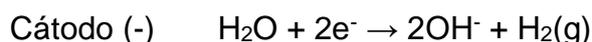
Ugurlu e colaboradores, (2008), definiu a eletrocoagulação como um processo que consiste em criar flocos de hidróxidos metálicos dentro do efluente a ser clarificado, por eletro-oxidação dos ânodos. Os flocos formados podem ser separados do líquido por sedimentação ou flotação dependendo da densidade do floco. (BENSADOK *et al.*, 2007)

Comparando com a coagulação química, a eletrocoagulação tem em teoria, a vantagem de remover as menores partículas coloidais. Isso porque, as partículas menores, quando carregadas eletricamente, possuem uma maior probabilidade de serem coaguladas devido ao campo elétrico que as põe em movimento (SILVA, 2013).

A EF é um processo simples que consiste na flotação de partículas de interesse para a superfície de um efluente líquido por meio de microbolhas geradas pela eletrólise da própria solução aquosa. As microbolhas de oxigênio e hidrogênio são produzidas por meio das seguintes semi-reações (MANSOUR *et al.*, 2007):



Equação (1)



Equação (2)

A eletro-flotação pode aumentar a probabilidade de colisão entre as bolhas e as partículas e a seleção do eletrodo permite configurar o sistema para um processo específico, admitindo o uso de eletrodos solúveis, como os de ferro ou alumínio que geram agentes coagulantes in situ. (MANSOUR et al., 2007)

Em processos de eletrocoagulação/eletro-flotação a aplicação de um potencial gera uma espécie coagulante in situ no ânodo de sacrifício (alumínio ou ferro), enquanto gás hidrogênio é gerado simultaneamente no cátodo. (FORMENTINI, 2012).

A Figura 6, apresentada abaixo, representa um reator a nível de bancada para realização de testes para eletrocoagulação/eletro-flotação. A EC / EF ocorre basicamente em quatro etapas: geração eletroquímica do agente coagulante; eletrocoagulação, eletro-floculação e eletro-flotação.

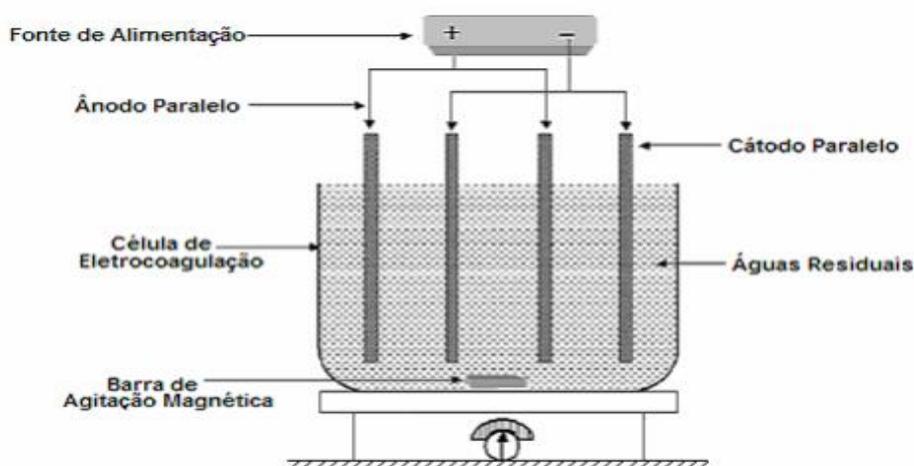


Figura 6: Desenho esquemático de um reator de EC/EF.

Fonte: Mollah et al., 2004.

2.4.1. Geração eletroquímica do agente coagulante

Etapa na qual ocorre a oxidação de um ânodo metálico de sacrifício (ferro ou alumínio), serão gerados cátions na fase anódica e os mesmos irão reagir com a água para a formação de hidróxidos metálicos (SILVA et al., 2019). Os ânodos de Ferro e alumínio são os mais utilizados devido ao custo benefício oferecido.

Esta etapa é determinante para que a coagulação ocorra de maneira controlada e eficiente e vários fatores devem ser considerados, como por exemplo, a condutividade da solução, a resistividade do meio e o potencial aplicado entre os eletrodos.

De modo geral, todos esses fatores estão relacionados entre si, uma vez controlados, a geração do agente coagulante, passa a ser monitorada pela corrente obtida. (CRESPILHO & REZENDE, 2004)

2.4.2. Eletrocoagulação

A eletrocoagulação é baseada no método eletroquímico da eletrólise para o tratamento de efluentes, onde a oxidação dos eletrodos metálicos é responsável pela formação do agente coagulante, sem a necessidade da adição de compostos químicos para promover a coagulação. (DROUICHE et al., 2009)

De acordo com Crespilho e Rezende (2004), na segunda etapa ocorre a coagulação das partículas, ou seja, o metal carregado positivamente pode reagir com partículas de cargas negativas. Esse fenômeno ocorre para baixas concentrações do metal. Entretanto, a reação pode ficar limitada pela hidrólise da espécie carregada, liberada em grande quantidade pelo eletrodo, que, por sua vez, é muito rápida. Assim, a adsorção e a neutralização podem ocorrer, porém seus efeitos são bem menos expressivos quando comparados com a ação dos hidróxidos formados a partir da oxidação do eletrodo metálico.

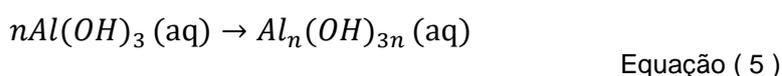
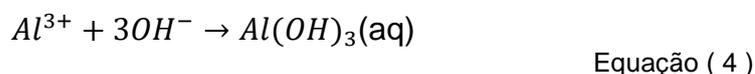
Nesta etapa é de grande interesse que a hidrólise resulte em hidróxido, uma vez que esse composto será o maior responsável por remover as impurezas do efluente.

A seguir, serão apresentadas as equações que descrevem as etapas de hidrólise do alumínio. De acordo com Crespilho e Rezende (2004), o reator de EF/EC que possui, eletrodos de alumínio, gera íons Al^{3+} em razão do potencial aplicado. Essa etapa faz parte do processo anódico, em que o alumínio metálico é oxidado de acordo com a equação 3.



Equação (3)

O cátion gerado na etapa anódica hidrolisa-se, formando o agente coagulante $Al(OH)_3$, que será o responsável pela coagulação e posteriormente formação de complexos poliméricos $Al_n(OH)_{3n(s)}$:



Pode-se notar pela equação 5 que vários complexos de alumínio podem ser formados. A presença desses complexos em solução aquosa confere uma característica gelatinosa ao meio. Esses complexos são os responsáveis por remover contaminantes, pelo fato de adsorverem-se às partículas, originando coágulos maiores: os flocos. Porém, a estabilidade do hidróxido de alumínio depende do pH do meio.

É necessário enfatizar que os íons Al^{3+} são muito eficientes em coagular partículas. Os íons de alumínio hidrolisado podem formar uma rede de Al-O-Al-OH que pode quimicamente adsorver poluentes presentes no efluente. (ESSADKI e colaboradores, 2007)

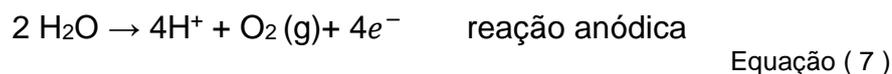
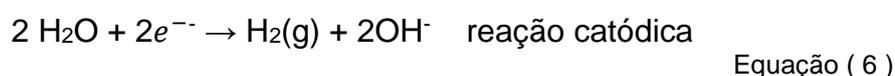
2.4.3. Eletro-floculação

Na terceira etapa, os complexos de alumínio e/ou ferro adsorvem-se em partículas coloidais, originando partículas maiores. Esta etapa, também chamada de floculação, consiste em maior desestabilização do sistema, e os flocos formados podem ser removidos por decantação, filtração ou flotação. Assim, a formação de flocos pode ser considerada resultado de dois fenômenos: da hidrólise do alumínio e, que dependem do pH e da concentração de cátions de alumínio e, e do transporte das espécies hidrolisadas, que promovem o contato com as impurezas e, em seguida, a floculação. (Crespilho, F; Resende, M. 2004)

2.4.4. Eletro-flotação

Segundo Camboim (2010), a eletro-flotação trata-se de um processo eletroquímico baseado na geração de bolhas de gás (geralmente O₂ ou H₂), via eletrólise das moléculas de água, independente do material utilizado, estas bolhas são responsáveis pelo transporte das partículas coaguladas até a superfície e, com isso, substituem os aditivos flocculantes, eliminando todos os resíduos poluidores do processo. Há a formação de uma camada de espuma, cuja espessura aumenta com o decorrer do tratamento, que é chamada de sobrenadante.

A eletrólise da água ocorre no cátodo e no ânodo:



Segundo Mollah e colaboradores (2004), a eficiência da flotação depende do tamanho das bolhas e também da mistura das mesmas com o efluente, geralmente acredita-se que pequenas bolhas promovem maiores áreas superficiais de contato, resultando em melhor eficiência de separação do processo.

Devido às reações eletroquímicas que ocorrem há a formação de um agente coagulante. Esta etapa é determinante para que a coagulação ocorra de maneira controlada e eficiente e vários fatores devem ser considerados, como por exemplo, a condutividade da solução, a resistividade do meio, o potencial aplicado entre os eletrodos e a corrente obtida. De modo geral, todos esses fatores estão relacionados entre si, uma vez controlados, a geração do agente coagulante, passa a ser monitorada pela corrente obtida (Crespilho, F; Resende, M. 2004).

2.4.5. Vantagens e Desvantagens

As principais vantagens do uso de técnicas eletrolíticas são eficiência energética, versatilidade, segurança, seletividade, reações rápidas, sistemas de

menor tamanho e neste processo ao invés de utilizar reagentes ou micro-organismos, utiliza-se o elétron para tratar a água.

Segundo Gili (2015) e Crespilho e Rezende (2004), outras vantagens no uso das técnicas eletrolíticas são as seguintes:

- A eletrocoagulação precisa de equipamentos simples e de fácil operação e manutenção, suficiente para lidar com a maioria dos problemas encontrados na execução;
- Águas residuais tratadas pela eletrocoagulação/eletro-flotação gera uma água límpida, incolor e inodoro;
- É uma técnica de baixa produção de lodo;
- Este processo remove as partículas coloidais de menores dimensões, porque o campo elétrico aplicado põe em movimento mais rápido, facilitando assim a coagulação;
- O processo de eletrocoagulação/eletro-flotação evita a utilização de produtos químicos e sem possibilidade de poluição secundária causada por substâncias químicas adicionada em concentrações elevadas;
- As bolhas de gás produzido durante a eletrólise pode transportar o poluente para o topo da solução em que pode ser mais facilmente concentrada, recolhida e removida;
- Os processos eletrolíticos na célula de eletrocoagulação são controlados eletricamente, sem partes móveis, requerendo assim menos manutenção;
- A técnica da eletrocoagulação pode ser convenientemente utilizado em áreas rurais onde a eletricidade não está disponível, uma vez que um painel solar ligado à unidade pode ser suficiente para realizar o processo.
- A seleção apropriada do material do eletrodo e das condições da solução permite obter excelentes resultados no tratamento destes efluentes.

Segundo Gili (2015) e Crespilho e Rezende (2004), as desvantagens deste método são as seguintes:

- Os eletrodos precisam ser substituídos regularmente, caso sofram passivação;
- O uso de eletricidade pode ser caro em alguns lugares;
- Um filme de óxido impermeável pode ser formado no cátodo, conduzindo a perda de eficiência da unidade;
- É requerida alta condutividade do efluente.

2.4.6. Parâmetros físico-químicos para análise

Os parâmetros físicos e químicos são um grupo de ferramentas disponíveis, para se avaliar a qualidade dos efluentes industriais, por meio destes é possível prever os possíveis impactos ambientais gerados ao serem lançados em um corpo receptor e também avaliar a eficiência alcançada pela aplicação de certo tratamento.

Os parâmetros físicos e químicos também são aplicados no estudo da qualidade das águas dos rios, fontes, poços e mares indicando a qualidade destas para consumo humano, uso doméstico, uso industrial, uso agrícola, etc.

No processo de eletrocoagulação/eletro-flotação os principais parâmetros que podem influenciar na sua efetividade são: cor, turbidez, eletrólito utilizado, quantidade de sal dissolvido, pH do meio, temperatura, potencial aplicado, tempo de eletrólise, entre outros.

3. OBJETIVOS

3.1. Objetivos Gerais

Realizar o tratamento do lixiviado de aterro (chorume), utilizando o processo de Eletrocoagulação/eletro-floculação.

3.2. Objetivos Específicos

Como objetivos específicos associados ao objetivo principal, citam-se:

- a) Preparação de um reator com eletrodos de alumínio para EC.

- b) Investigação dos parâmetros funcionais do reator, a saber:
- Efeito da concentração inicial do chorume
 - Efeito quantidade de NaCl dissolvido
 - Efeito do pH das soluções contendo chorume
 - Efeito da densidade de corrente aplicada aos eletrodos para as soluções contendo chorume
 - Efeito do tempo de eletrocoagulação das soluções contendo chorume.

4. METODOLOGIA

4.1. Materiais e reagentes

Para realização dos testes foram utilizados o espectrofotômetro da marca biospectro e modelo SP-220 com comprimento de onda de 630 nm; a centrífuga da marca Fanem e modelo Excelsa II 206 BL; a balança da marca Shimadzu e modelo AY220; a fonte da marca e modelo Icel manaus PS-3005, pHmetro da marca HANNA, NaCl provenientes da Universidade Federal de São João Del Rei – Campus Alto Paraopeba e o lixiviado de aterro (chorume) fornecido pela empresa Ecovia Valorização de Resíduos, responsável pela operação do aterro sanitário da região.

4.2. Reator de Eletrocoagulação/Eletroflotação

No presente trabalho o processo de eletrocoagulação/eletroflotação foi realizado em um reator com altura de 15 cm, possuindo 20 cm de comprimento e 10 cm de largura com quatro eletrodos de alumínio, sendo dois cátodos e dois ânodos, todos inseridos verticalmente no meio reacional (Figura 7). Uma fonte para acompanhamento e controle da corrente e do potencial aplicado foram acopladas ao sistema.

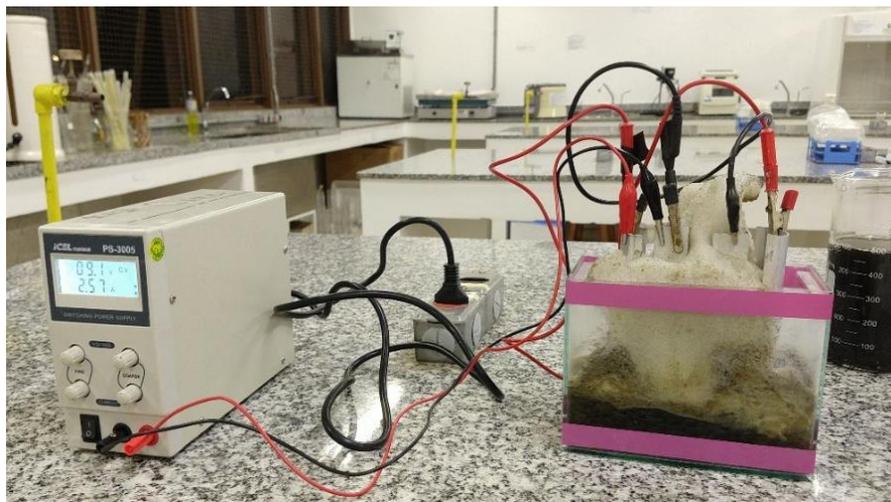


Figura 7: Reator de bancada utilizado para os testes

Fonte: Arquivo pessoal

Foi utilizado um volume inicial de 500mL de lixiviado de aterro e as amostras foram retiradas em intervalos de quinze minutos, para medição da absorbância utilizando-se a técnica de espectroscopia UV-VIS com um comprimento de onda de 630nm. Os conjuntos de eletrodos utilizados foram compostos por quatro barras de alumínio e o processo de eletrocoagulação / eletro-flotação foi otimizado de acordo com os parâmetros descritos a seguir.

4.3. Cálculo eficiência de remoção da cor

O cálculo da eficiência de remoção da cor RC (%) após o tratamento de eletrocoagulação/eletro-flotação foi realizado utilizando a seguinte fórmula:

$$RC (\%) = \frac{(Abs_0 - Abs)}{Abs_0} \times 100$$

Equação (8)

Onde Abs_0 e Abs são, respectivamente, absorbância do chorume antes e após o processo de eletrocoagulação/eletro-flotação.

Na água, a cor pode ser de origem mineral ou vegetal, causado por substâncias metálicas como o ferro ou manganês, matérias húmicas, taninos, algas

plantas aquáticas e protozoários, ou por resíduos orgânicos ou inorgânicos de indústrias (Batalha, B; Parlatores, A. 1977).

A cor é influenciada pela turbidez, que consiste na presença de partículas suspensas na água com tamanho variando desde suspensões grosseiras aos coloides, dependendo do grau de turbulência. A presença dessas partículas provoca a dispersão e adsorção da luz dando a água uma aparência nebulosa esteticamente indesejável e potencialmente perigosa.

4.4. Efeito do Potencial

Para os eletrodos de alumínio, os potenciais investigados foram 3, 6, 9 e 11V, utilizando a princípio 4g de NaCl e 500mL de chorume em um tempo de 60 minutos, sendo que em intervalos de 15 minutos as amostras eram retiradas e centrifugadas para realização da leitura de absorvância. A diminuição da coloração do chorume foi medida utilizando-se a técnica de espectroscopia UV-VIS.

4.5. Efeito da quantidade de NaCl

Para os eletrodos de alumínio, foi adicionado ao efluente as seguintes massas de NaCl (g/L): 2, 4, 6, 8 e 10g, utilizando o potencial de 9V e 500mL de chorume em um tempo de 60 minutos, sendo que em intervalos de 15 minutos as amostras eram retiradas e centrifugadas para realização da leitura de absorvância. Foram utilizados 9V devido a este potencial ter apresentado boa eficiência de remoção quando foram realizados os teste em relação ao efeito do potencial.

A adição de NaCl é empregada, geralmente, para aumentar a condutividade do efluente a ser tratado por EC/EF e, assim, otimizar alguns parâmetros a fim de obter as condições ideais para a geração de microbolhas. Além disto, conduz também, a diminuição do consumo de energia elétrica, em decorrência do aumento da condutividade. (CRESPILHO E REZENDE, 2004)

4.6. Efeito da Concentração inicial do Lixiviado

Para estudos do efeito da concentração inicial do lixiviado, além da amostra com 100 % de chorume, o mesmo foi diluído para 1/2, 1/3 e 1/4 em relação a

concentração inicial, sendo acompanhada através de espectroscopia UV-VIS e utilizando o potencial de 9V e 4g de NaCl em um tempo de 60 minutos, sendo que em intervalos de 15 minutos as amostras eram retiradas e centrifugadas para realização da leitura de absorbância.

4.7. Efeito do pH

Para investigação do melhor pH para promover a eletrocoagulação/eletroflotação foram analisados os pHs de 1, 3, 6, 8, 11 e 13, utilizando o potencial de 9V, 4g de NaCl e 500ml de lixiviado de aterro, sendo o pH inicial da amostra aproximadamente 8,0. Este processo foi acompanhado utilizando um pHmetro e o pH requerido foi ajustado pela adição de HCl (1 mol. L⁻¹) ou NaOH (1 mol. L⁻¹).

A influência do pH sobre os ecossistemas aquáticos naturais dá-se diretamente devido a seus efeitos sobre a fisiologia das diversas espécies. Também, o efeito indireto é muito importante, podendo, em determinadas condições de pH, contribuir para a precipitação de elementos químicos tóxicos. Desta forma, as restrições de faixa de pH para efluentes são estabelecidas de acordo com a legislação federal, resolução CONAMA nº 357 (Brasil, 2005). Segundo o Art.34, inciso 4º, os efluentes de qualquer fonte poluidora somente poderão ser lançados, direta ou indiretamente, nos corpos de água desde que o pH esteja entre 5,0 e 9,0.

4.8. Efeito do tempo de eletrocoagulação

O tempo de eletrocoagulação/eletroflotação dentro do reator eletroquímico foi variado e acompanhado por meio da espectroscopia UV-VIS para verificar a melhor eficiência do processo. O tempo utilizado inicialmente foi de 60 minutos.

Após adquirir o resultado dos melhores parâmetros este efluente foi avaliado em tempos de 60, 75 e 90 min, utilizando o potencial de 9V, 4g de NaCl e 500 mL de chorume, sendo que em intervalos de 15 minutos as amostras eram retiradas e centrifugadas para realização da leitura de absorbância.

5. RESULTADOS E DISCUSSÕES

Os testes foram realizados com eletrodos de alumínio e serão discutidos neste tópico os resultados de todos os parâmetros avaliados.

O processo de eletrocoagulação foi otimizado com relação ao melhor potencial aplicado, quantidade de NaCl dissolvido, melhor tempo de remoção, melhor concentração inicial do lixiviado e melhor pH.

A Figura 8, representa o lixiviado bruto, antes de passar pelo processo de eletrocoagulação/eletro-flotação e o lixiviado após o processo. Podendo verificar que houve uma redução muito significativa da cor.

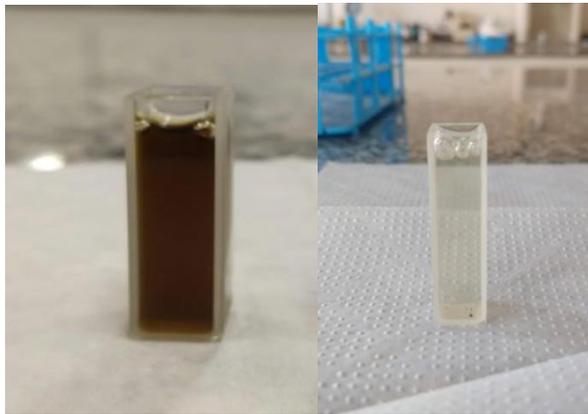


Figura 8 : Lixiviado antes e após o processo de EC/EF
Fonte: Arquivo pessoal

5.1. Efeito do Potencial

Para investigar o efeito do potencial aplicado na eficiência da remoção da cor, foram testados os potenciais de 3, 6, 9 e 11V, utilizando 4g de NaCl em um tempo de 60 minutos (Figura 9).

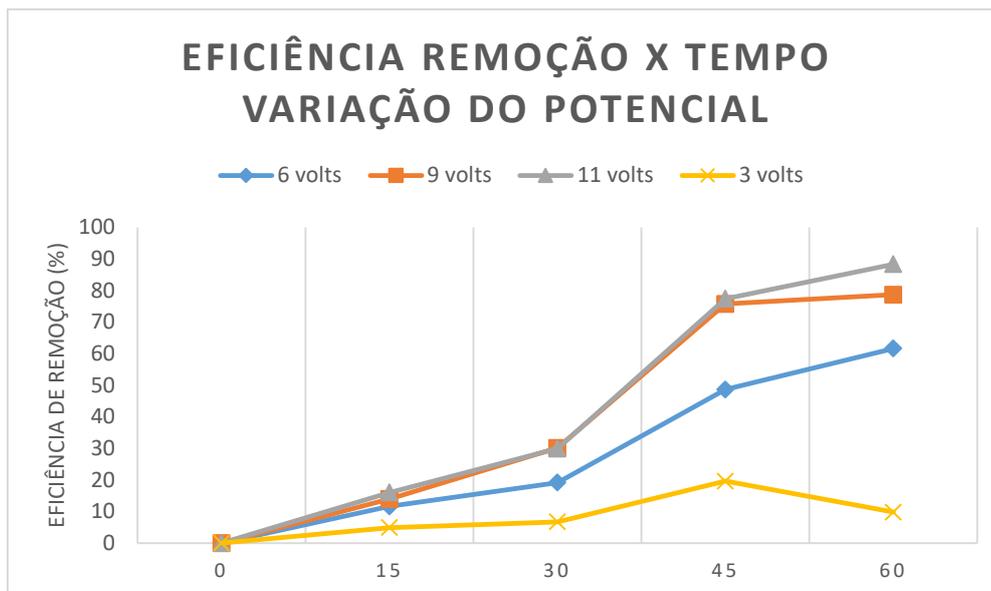


Figura 9: Dados da eficiência de de descoloração do lixiviado de aterro com relação ao potencial aplicado.

Pode-se verificar pela Figura 9, que o aumento do potencial resulta no aumento da eficácia de remoção de cor. A percentagem de remoção aumentou de 9,81% a 3V para 88,32% a 11V. Isto poderia ser esperado, pois quando aumenta-se o potencial a quantidade de agentes coagulantes também aumentam. No entanto, a diferença na eficiência de remoção de cor quando utilizamos os potenciais de 9V e 11V foram pequenas, então o potencial considerado ótimo foi de 9V, porque a diferença na eficiência de remoção foi muito pequena e também existe a possibilidade de ocorrer um aumento no consumo de energia e de material do eletrodo, caso seja utilizado o potencial maior.

O potencial é um importante parâmetro para controlar a velocidade de reação dentro do reator eletroquímico. (BALLA et al, 2010). Sabe-se que o potencial determina a taxa de produção de coagulantes que interfere no tratamento de poluentes pelo processo de eletrocoagulação/eletro-flotação. Quando ocorre o aumento do potencial, aumenta-se a quantidade de Al^{3+} liberados e consequentemente partículas de $Al(OH)_3$ também aumentam. (AOUDJ et al., 2010)

De acordo com Kobya, Gengec e Demirbas (2015), o aumento do potencial causa um aumento na taxa de produção de coagulantes, ou seja, irá ocorrer uma maior oxidação dos eletrodos produzindo assim uma maior quantidade de agentes coagulantes e ao mesmo tempo aumentando a geração de gases hidrogênio e oxigênio na superfície dos eletrodos o que gera uma maior agregação dos

contaminantes nas bolhas, efetuando assim o transporte do material coagulado. Kelm e colaboradores. (2019) também encontrou a maior redução de cor aplicando o potencial de 9V.

5.2. Efeito da quantidade de NaCl

Para investigar o efeito da quantidade de NaCl na eficiência de remoção da cor, foram investigadas as seguintes massas de NaCl : 2g, 4g, 6g, 8g e 10g em um tempo de 60 minutos (Figura 10).

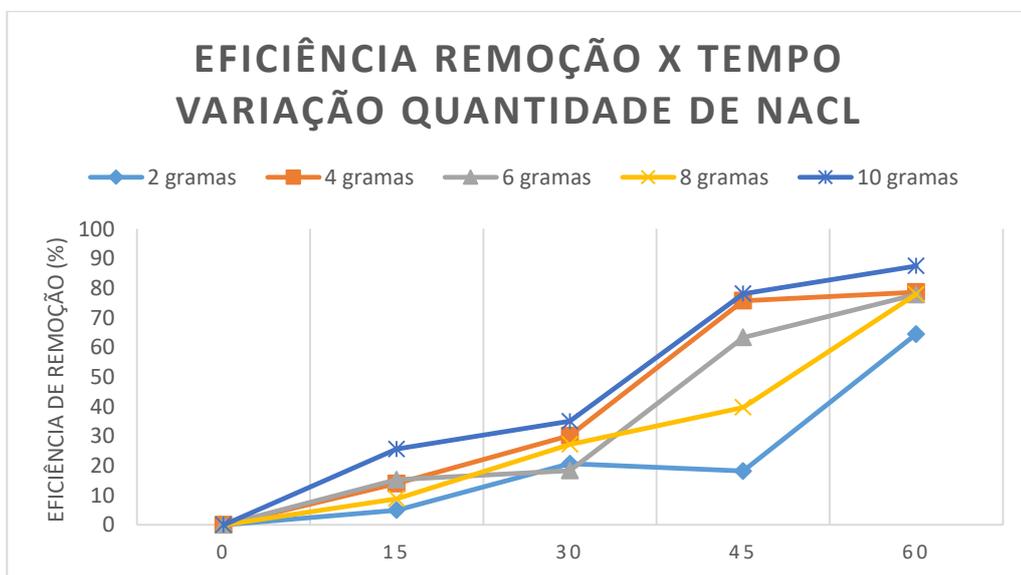


Figura 10: Dados da eficiência de descoloração do lixiviado com relação a quantidade de NaCl

Podemos verificar pela Figura 10, que a porcentagem de remoção de cor aumentou de 64,46% com 2 g de NaCl para 87,5% com 10 g de NaCl.

Segundo Camboim (2010), a condutividade é diretamente proporcional à quantidade de íons condutores presentes no líquido, quanto maior for a concentração de íons no efluente, maior será sua capacidade de condução de corrente elétrica e com isso maior será a possibilidade de ocorrência de reações entre as substâncias presentes no efluente. Com isso quando a condutividade é alta são removidas grandes quantidades de contaminantes, com um custo energético menor.

O cloreto de sódio (NaCl) é muito utilizado para aumentar a condutividade das águas a serem tratadas, mas a influência da adição de NaCl dependerá do tipo de efluente analisado.

Dependendo do tipo de efluente que será tratado, uma quantidade excessiva de NaCl induzirá a um consumo excessivo dos eletrodos de alumínio devido a "corrosão localizada", podendo tornar a dissolução irregular. (MERZOUK et al., 2009). Nos testes realizados foi necessário trocar os eletrodos duas vezes devido a corrosão localizada.

Pode-se concluir que utilizando 4g de NaCl foi possível obter 78,68% de remoção e a mesma pode ser considerada a melhor solução, a fim de maximizar a remoção de corante, pois comparando com a eficiência de remoção de cor quando se utiliza 4g e 10g de NaCl observa-se que a diferença é muito pequena. Uma observação relevante no processo é que utilizando 10 g de NaCl houve intensa corrosão das placas de alumínio utilizadas.

5.3. Efeito da concentração inicial do lixiviado

Para analisar a eficiência de remoção de cor em função da concentração lixiviado de aterro utilizou-se as condições ótimas obtidas anteriormente para potencial, quantidade de NaCl e tempo.

De acordo com a literatura quando se trata de corantes em efluentes a concentração inicial tem grande influência sobre o processo, podendo observar que o aumento da concentração inicial do corante resulta na diminuição da eficiência de remoção, portanto quanto menor é a concentração do corante, melhor é a eficiência de descoloração, mas no caso do lixiviado de aterro o processo ocorreu de maneira diferente, onde a eficiência de remoção permaneceu muito próxima independentemente da concentração inicial do mesmo, como pode ser observado na Figura 11.

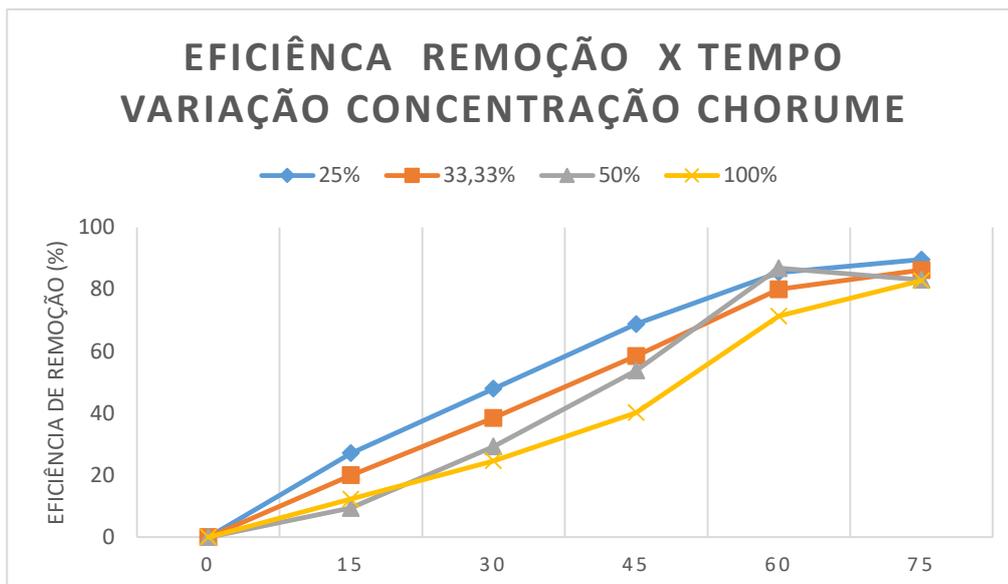


Figura 11: Dados da eficiência de remoção da cor do lixiviado de aterro com relação a concentração inicial

Para realização dos testes foram investigadas concentrações iniciais diferentes, sendo primeiramente utilizada a solução sem diluição (100% lixiviado) e posteriormente soluções diluídas para $\frac{1}{2}$, $\frac{1}{3}$ e $\frac{1}{4}$.

Observando os resultados é possível verificar que a porcentagem de remoção de cor aumentou de 82,79% com 100% de efluente para 89,58% com 25% , a diferença ocorre, porque para uma intensidade de corrente constante, existe a mesma quantidade de hidróxido de alumínio sendo gerados e, conseqüentemente a mesma quantidade de espécies coagulantes, portanto com o aumento da concentração inicial do corante, menos hidróxidos de alumínio estarão disponíveis para capturar o excesso de moléculas orgânicas do efluente que está sendo tratado.

Apesar de ter sido obtido melhor eficiência de remoção em uma concentração 25% de efluente, continuamos utilizando 100% para concentração inicial do corante, devido a diferença ser irrelevante.

Segundo Luz (2012), o fato de diluir o lixiviado original antes de efetuar o ensaio de eletrocoagulação não introduz alterações positivas nos resultados, Quando a concentração é superior se devem formar flocos com massa crítica para sedimentarem com maior facilidade.

5.4. Efeito da variação de pH

Para estudo do efeito do pH inicial na eficiência da remoção da cor, foram testados os pH de 1, 3, 6, 8, 11 e 13, utilizando o potencial de 9V, 4g de NaCl e 500 mL de lixiviado de aterro em um tempo de 60 minutos (Figura 12).

O pH inicial do efluente foi ajustado para o pH desejado em cada experimento adicionando soluções de HCl (1 mol. L⁻¹) ou NaOH (1 mol. L⁻¹).

A literatura relata que o pH desempenha um papel chave no desempenho da eletrocoagulação/eletro-flotação. (DANESHVAR e colaboradores, 2004).

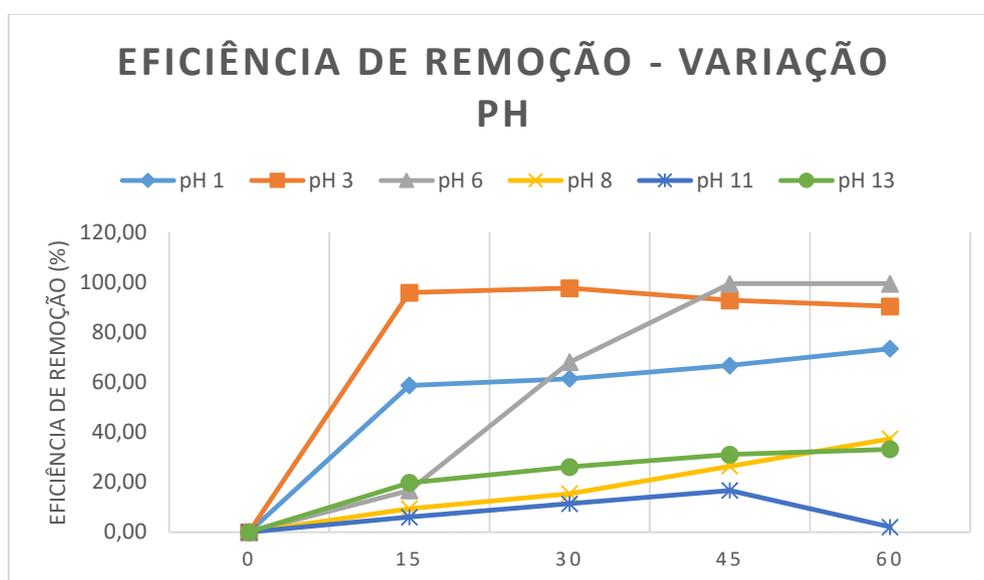


Figura 12: Dados da eficiência de remoção da cor do lixiviado de aterro com relação ao pH inicial

Observando a Figura 12, conclui-se que quando foram investigados os pHs ácidos (pH = 1, 3 e 6) a eficiência de remoção de cor foi melhor, obtendo 99,3 % em pH 6, portanto quando foram investigados os pHs básicos (pH = 8, 11 e 13) ocorreu uma queda significativa na eficiência de remoção da cor.

A diferença de remoção entre os pHs ácidos e básicos podem ser explicada devido ao hidróxido de alumínio se dissolver em pH elevado e ter uma menor solubilidade em pH básico. Apesar do pH 3 ter uma eficiência de remoção rápida, a mesma decaiu um pouco ao longo do tempo, apresentando grande quantidade de espuma no momento da correção do pH, o que dificulta o processo. Uma outra consideração que pode ser feita é que se fosse escolhido o pH 3 o efluente formado

ao final do processo seria ácido, não podendo ser reutilizado e nem lançado em corpos d'água. Sendo assim definiu-se que o melhor seria pH 6,0 considerando que ao final de 45 min foi possível obter uma remoção de 99,33 %.

Segundo Camboim (2010), a medida de pH é uma das medidas mais importantes e é muito utilizada nos testes químicos da água. O efeito do pH da água ou efluente na eletro-floculação está representado pela eficiência da corrente, bem como a solubilidade de hidróxidos metálicos.

Segundo Tak e colaboradores (2015), no processo de eletrocoagulação, o pH é um parâmetro que afeta o desempenho do tratamento. Tipos de hidróxidos de metal são formados na eletrocoagulação e podem ocorrer mudanças no processo, dependendo do pH inicial. Íons de alumínio (Al^{3+}) produzidos pela dissolução do ânodo são submetidos a reações de hidrólise espontânea que geram várias espécies monoméricas ao longo de uma larga gama de pH.

A dissolução do ânodo produz alumínio Al^{3+} e $\text{Al}(\text{OH})_2^+$ geralmente a pH baixo e a valores de pH adequados, são transformados inicialmente em $\text{Al}(\text{OH})_3$. No entanto, dependendo do pH, outras espécies iônicas podem estar presentes no sistema, tais como $\text{Al}(\text{OH})^{2+}$, $\text{Al}_2(\text{OH})_2^{4+}$ e $\text{Al}(\text{OH})_4^-$ bem como espécies poliméricas, tais como $\text{Al}_6(\text{OH})_{15}^{3+}$, $\text{Al}_7(\text{OH})_{17}^{4+}$, $\text{Al}_8(\text{OH})_{20}^{4+}$, $\text{Al}_{13}\text{O}_4(\text{OH})_{24}^{7+}$, $\text{Al}_{13}(\text{OH})_{34}^{5+}$ também podem estar presente no sistema. Estas espécies intermediárias são transformadas finalmente em $\text{Al}(\text{OH})_3$ (s). Estes compostos hidróxidos $\text{Al}(\text{OH})_3$ tem grande área de superfície como coagulante, que são benéficos para uma rápida aglomeração/tratamento dos poluentes.

Nas pesquisas realizadas por Godoi (2019), foi constatado que no ensaio cujo o pH 6,02 foi utilizado para eletroaculação do lixiviado de aterro houve redução significativa da turbidez, semelhante ao encontrado no presente trabalho. Kelm e colaboradores (2019), também encontrou valores próximos, sugerindo que o pH para melhor remoção de cor foi de 5,5. Conforme Shahedi e colaboradores (2020), o pH é um dos principais parâmetros na remoção de contaminantes no processo de EC.

5.5. Efeito do tempo de eletrocoagulação/eletro-flotação

O tempo de reação interfere diretamente na eficiência do processo de eletrocoagulação. No estudo para o efeito do tempo de eletrólise variou-se o tempo de 0 a 120 minutos (Figura 13).

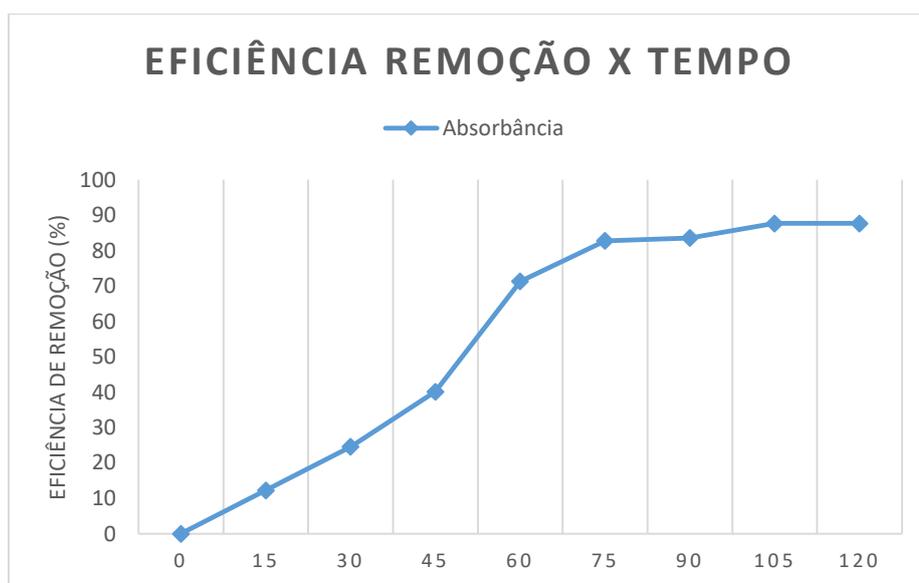


Figura 13: Dados da eficiência de descoloração do lixiviado de aterro com relação ao tempo de eletrólise

Durante a eletrólise ocorre a liberação de espécies de alumínio e a eficiência de remoção depende da concentração de íons metálicos produzidos nos ânodos. É bem conhecido que quando o tempo de eletrocoagulação aumenta, a concentração de íons metálicos e os seus hidróxidos também aumentam. (AOUDJ et al., 2010).

Observando-se a Figura 13 conclui-se que com uma tensão de 9V e uma quantidade de NaCl de 4 g, ocorreu o aumento no tempo de eletrólise entre 15 até 120 minutos, conseqüentemente a eficiência de remoção da cor foi de 12,30% para 87,70%.

Observa-se também que a partir de 75 minutos a eficiência de remoção variou pouco, estabelecendo-se então como tempo ótimo uma eletrólise de até 75min.

6. ESTUDOS FUTUROS

A eficiência da técnica de eletrocoagulação/eletro-flotação para remoção da cor foi muito satisfatória e isso sugeriu continuar os estudos para medição da demanda bioquímica e química de oxigênio (DBO e DQO), além de identificar os contaminantes realmente presentes e se é necessário mais algum tratamento específico. Assim, poderíamos verificar se os contaminantes realmente foram eliminados e o efluente gerado poder ser reaproveitado ou lançado em corpos d'água receptores.

7. CONCLUSÕES

Apesar do lixiviado de aterro ser um efluente de grande complexidade, a eletrocoagulação/eletro-flotação mostrou-se eficiente para o tratamento do mesmo. A técnica utilizando eletrodos de alumínio, demonstrou melhor eficiência de descoloração do lixiviado de aterro, nas condições de 9V, 4g de NaCl, 60 minutos, pH igual a 6, sendo possível obter aproximadamente 100% de eficiência na remoção de cor, o que é bastante favorável pois a cor tem grande influência no cálculo do fator K mencionado no início do trabalho.

Com tudo isso, vemos que a eletrocoagulação/eletro-flotação pode ser um método bastante interessante, além de ser vantajoso, em diversos sentidos, como abordado durante este trabalho, para ser utilizado neste processo produtivo.

Conclui-se que todos os objetivos traçados no planejamento do projeto foram alcançados satisfatoriamente, sendo que os resultados obtidos, de um modo geral, mostram que o tratamento utilizado pode ser considerado eficiente no tratamento de chorume de aterro sanitário.

8. REFERÊNCIAS

Aarão, Mariana Barbosa de Oliveira. **Desenvolvimento de um sistema eletroquímico para tratamento do corante alaranjado de metila pelo processo de eletrocoagulação/eletroflotação**. Dissertação de Mestrado para programa de Pós-Graduação em Tecnologias para o Desenvolvimento Sustentável da Universidade Federal de São João del-Rei. 2016

ALBEPRE. Panorama dos resíduos sólidos do Brasil 2020. Disponível em: <<https://abrelpe.org.br/panorama-2020/>>. Acesso em 20 de Agosto 2021

ALBEPRE. Panorama dos resíduos sólidos do Brasil 2020. Disponível em: <<https://abrelpe.org.br/panorama-2021/>> Acesso em 15 de Abril de 2022.

ALBEPRE. Panorama dos resíduos sólidos do Brasil 2017. Disponível em: <<https://abrelpe.org.br/panorama-2017/>>. Acesso em 20 de Agosto 2021

Alexandre, J. E. C. **Estudo da tecnologia de eletrocoagulação aplicada ao tratamento de efluente têxtil utilizando corrente contínua pulsada**. 2015. 121 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil), Universidade Federal do Ceará, Fortaleza, 2015.

Aoudj, S.; Khelifa, A.; Drouiche, N.; Hecini, M.; Hamitouche, H. **Electrocoagulation process applied to wastewater containing dyes from textile industry**. Chemical Engineering And Processing 49. Algeria, p. 1176-1182. ago. 2010.

Aquino NETO, S; Magri, T. C; Silva, G. M; Andrade, A. R. **Tratamento de Resíduos de Corante por Eletrofloculação: Um Experimento para Cursos de Graduação em Química**. Química Nova, v.34, n.8, p.1468-1471, 2011.

Balla, Wafaa et al. **Electrocoagulation / electroflotation of reactive, disperse and mixture dyes in an external-loop airlift reactor**. Journal Of Hazardous Materials. Morocco, p. 710-716. out. 2010.

Batalha, B. L.; Parlatores, A. C. Cetesb (**Companhia de tecnologia de saneamento ambiental**). **Controle da qualidade da água para consumo humano, bases conceituais e operacionais**. São Paulo: Gráfica Editora Hamburg LTDA. 1977. 198 p.

Bensadok, K.; Benammar, S.; Lopicque, F.; Nezzal, G. Electrocoagulation of cutting oil emulsions using aluminium plate electrodes. Journal of Hazardous Materials, v.152, n.1, p.423-430, June 2007.

BRASIL. **Conselho Nacional do Meio Ambiente. Resolução n° 357 de 17 de março de 2005. Trata das condições e padrões de lançamento de efluentes**. Diário Oficial da República Federativa do Brasil, Brasília, 17 Mar. 2005. S.p.

CAMBOIM, Ricardo Augusto. **Técnica de eletroflotação aplicada na remoção de cores de efluentes têxteis**. 2010. 249 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Química), Universidade Estadual de Campinas, Campinas, 2010.

Candia-Onfray, C., Espinoza, N., Sabino da Silva, E. B., Toledo-Neira, C., Espinoza, L.C., Santander, R., Garcia, v., Salazar, R. **Treatment of winery wastewater by anodic oxidation using BDD electrode**. *Chemosphere*, 206, 709-717. 2018

Cesteb – Companhia Ambiental do Estado de São Paulo. Disponível em: <https://cetesb.sp.gov.br/biogas/aterro-sanitario/> . Acesso em 08 de Junho de 2021

Cestarolli, D. T. Gonçalves, M. V. B., Oliveira, S. C., Abreu, B. M. N., Guerra, E. M., **Electrocoagulation/electroflotation Process Applied to Decolourization of a Solution Containing the Dye Yellow Sirius K-CF**, *Int. J. Electrochem. Sci.*, 11 (2016) 7576 – 7583.

Crespilho, F. N.; Rezende, M. O. O. **Eletroflotação: Princípios e Aplicações**. São Carlos: Editora rima, 2004. 96 p.

Daneshvar N; Sorkhabi H. A; Kasiri M.B. **Decolorization of dye solution containing Acid Red 14 by electrocoagulation with a comparative investigation of different electrode connections**. *Journal of Hazardous Materials*. Iran, v. 112, (1-2), p. 55-62. Jun. 2004.

Essadki, A. H et al. **Electrocoagulation / electroflotation in an external-loop airlift reactor - Application to the decolorization of textile dye wastewater: A case study**. *Chemical Engineering And Processing: Process Intensification*. France, p.1211-1223. abr. 2007.

Formentini, D. F. **Tratamento eletroquímico de esgotos sanitários**. 2012. 139 f. Dissertação (Mestrado em Energia na Agricultura), Universidade Estadual do Oeste do Paraná, Cascavel, 2012.

Galvão, N. Souza, J.B, Vidal, C. M. **Eletrocoagulação aplicada ao tratamento de lixiviado de aterro sanitário**. *Revista AIDIS*, vol 13, nº 2, p. 500-514. Agosto 2020

Gili, Itamar. **Tratamento de efluentes por eletrólise: Estudo de caso para efluentes têxteis**. 2015. 102 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Química), Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2015.

Godoi, Mayara C. S. **Tratamento de lixiviado de aterro sanitário por meio do processo de eletrocoagulação e filtração**. Trabalho de conclusão de curso. Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Londrina, 2019.

Instituto de Pesquisa Econômica Aplicada (IPEA) - **Resíduos sólidos urbanos no Brasil: desafios tecnológicos, políticos e econômicos**. Disponível em: <https://www.ipea.gov.br/cts/pt/central-de-conteudo/artigos/artigos/217-residuos-solidos-urbanos-no-brasil-desafios-tecnologicos-politicos-e-economicos>. Acesso em 08 de Junho de 2021.

Kelm, M., Schodermayr, D., Sobrinho, M. **Aplicação de eletrocoagulação no tratamento de lixiviado do aterro sanitário de caruaru, Brasil.** Departamento de Engenharia Química, Universidade Federal de Pernambuco (UFPE), Recife, PE, Brasil, 2019.

Khandegar, V., Saroha, A.K., 2013a. **Electrochemical treatment of effluent from small scale dyeing unit.** Indian Chemical Engineer. 55 (2), 1-9.

Khandegar, V., Saroha, A.K. **Electrochemical treatment of textile effluent containing Acid Red 131 dye.** Journal Of Hazardous, Toxic, and Radioactive Waste. India, p. 38-44. Jan. 2014.

Khandegar V.; Saroha A. K. **Electrocoagulation for the treatment of textile industry effluent e A review.** Journal of Environmental Management. v.128, p.949-963, 2013.

Kobyas, M.; Gengec, E.; Demirbas, E. **Operating parameters and costs assessments of a real dyehouse wastewater effluent treated by a continuous electrocoagulation process.** Chemical Engineering And Processing: Process Intensification. Turkey, p. 87-100. 2015.

Luz, P. S. S. **Eletrocoagulação de Lixiviados de Aterros Sanitários.** Dissertação de mestrado em química industrial. Corvilhã, Portugal. Junho 2012.

Mansour, L. B.; Ksentini, I. e Elleuch, B. **Treatment of wastewaters of paper industry by coagulation–electroflotation.** Desalination 208, 34–41, 2007.

Merzouk et al. **Studies on the decolorization of textile dye wastewater by continuous electrocoagulation process.** Chemical Engineering Journal 149. France, p. 207-214. out. 2009.

Mollah, A. et al. **Electrocoagulation (EC) - science and applications.** Journal Of Hazardous Materials. Beaumont, p. 29-41. dez. 2001.

Mollah, Mohammad A. Y.; Pathak, R. Saurabh.; Patil, K. Prashanth.; VayUVEGULA, Madhavi.; Agrawal, S. Tejas.; Gomes, G. A. Jewel.; Kesmez, Mehmet.; Cocke, L. David. **Treatment of orange II azo-dye by electrocoagulation (EC) technique in a continuous flow cell using sacrificial iron electrodes.** Journal Of Hazardous Materials. Usa, p. 165-171. mar. 2004.

Mollah, M.Y.A.; Morkovsky, P.; Gomes, J.A.G.; Kesmez, M., Parga, J. **Fundamentals, present and future perspectives of electrocoagulation.** Journal of Hazardous Materials. B114 (1-3), México, p.199-210, 2004.

Mollah, M. Yousuf A. et al. **Electrochemical treatment of Orange II dye solution - Use of aluminum sacrificial electrodes and floc characterization.** Journal Of Hazardous Materials. Beaumont, p. 851-858. jan. 2010.

Mollah, M. Y.; Schennach, R.; Parga, J. R.; Cocke, D. L. **Electrocoagulation (EC)-Science and applications**. Journal of Hazardous Materials, v.84 n.1 p. 29-41, June. 2001.

NBR 13896 - Aterros de resíduos não perigosos - Critérios para projeto, implantação e operação

PEREIRA, R. S., SILVEIRA, F. R., SILVA, L. P., TAFFAREL, S. R., **Avaliação do tratamento de chorume por processo de eletrocoagulação associado ao peróxido de hidrogênio como catalizador pelo processo fenton**. Universidade La Salle, Canoas/RS, 2017.

Phalakornkule, Chantaraporn.; Polgumhang, Suprangpak.; Tongdaung, Warangkana.; Karakat, Benjawan.; Nuyut, Thanawin. **Electrocoagulation of blue reactive, red disperse and mixed dyes, and application in treating textile effluent**. Journal Of Environmental Management. Thailand, p. 918-926. 2010.

Phalakornkule, C.; Polgumhang, S.; Tongdaung, W. **Performance of an Electrocoagulation Process in Treating Direct Dye: Batch and Continuous Upflow Processes**. International Journal Of Chemical. Thailand, p. 277-282. Jan. 2009.

Phalakornkule C., Sukkasem, P., Mutchimsattha, C. **Hydrogen recovery from the electrocoagulation treatment of dye-containing wastewater**. International Journal of Hydrogen Energy, v. 35, n. 20, p. 10934-10943, 2010.

Política Nacional de Resíduos Sólidos - Lei nº 12.305, de 2 de Agosto de 2010. - Disponível em: <http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2007-2010/2010/lei/l12305.htm>. Acesso em 08 de Junho de 2021

CARTILHA PRECEND- Disponível em <http://www.copasa.com.br/media2/CARTILHA_PRECEND.pdf> Acesso em 24 de Setembro de 2021

Raschitor A., Fernandez C. M., Cretescu I., Rodrigo M. A., P. Cañizares. Sono electrocoagulation of wastewater polluted with Rhodamine 6G. **Separation and Purification Technology**. v.135, p.110–116, 2014.

Shahedi, A. et al. **A review on industrial wastewater treatment via electrocoagulation processes**. Current Opinion in Electrochemistry, v. 22, p. 154–169, ago. 2020.

Silva, Douglas Mark Lopes da; Carneiro, Maria Tereza W. D.; Ribeiro, Josimar. **Boron Removal from Mining and Synthetic Effluents by Eletrocoagulation using aluminum electrodes**. The Scientific Word Journal, v.2019, 2019.

Silva J. P. V da. **Tratamento de efluentes de tanques de piscicultura aplicando a tecnologia de eletrocoagulação**. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil),

área de concentração Saneamento Ambiental, Departamento de Engenharia Hidráulica e Ambiental, Universidade Federal do Ceará, Fortaleza, 2013.

Silva, J.O., Silva, V.M., Cardoso, V.L., Machado, A.E.H., Trovó, A.G., **Treatment of Sanitary Landfill Leachate by Photo-Fenton Process: Effect of the Matrix Composition.** Journal of the Brazilian Chemical Society, v. 27, nº 12, p. 2264-2272. 2016

Tak, B.; Kim, Y.; Park, Y.; Yoon, Y.; Min, G. **Optimization of color and COD removal from livestock wastewater by electrocoagulation process: Application of Box-Behnken design (BBD).** Journal Of Industrial And Engineering Chemistry. Republic Of Korea, v. 28, p. 307-315, 2015.

Tang, J., Zhang, C., Shi, X., Sun, J., Cunningham, A. **Municipal wastewater treatment plants coupled with electrochemical, biological and bio-electrochemical technologies: Opportunities and challenge toward energy self-sufficiency.** Journal of environmental management, 234, 396-403. 2019

Tavares, B. F. D. **Tratamento de Chorume: Análise dos efluentes da evaporação forçada.** Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, Março 2011.

Torem, M. L.; Casqueira, R. G., Kohler, H. M. **The removal of zinc from liquid streams by electroflotation** Minerals Engineering, v. 19, n. 13, p. 1388-1392, November. 2006.

Ugurlu, M.; Gürses, A.; Dogar, Ç.; Yalçın, M. **The removal of lignin and phenol from paper mill effluents by electrocoagulation.** Journal of Environmental Management, v.87, p.420-428, 2008.