

Tratamento de efluente têxtil sintético por Eletrocoagulação utilizando eletrodos de Alumínio e Ferro

Treatment of synthetic textile effluent by electrocoagulation using aluminum and iron electrodes

Tratamiento de efluentes textiles sintéticos por electrocoagulación mediante electrodos de aluminio y Hierro

Recebido: 23/11/2022 | Revisado: 11/12/2022 | Aceitado: 13/12/2022 | Publicado: 18/12/2022

Ewerton Lopes Pires Neto

ORCID: <https://orcid.org/0000-0002-6155-4782>
Instituto Federal do Rio Grande do Norte, Brasil
E-mail: ewerton.n@academico.ifrn.edu.br

Argeu Cavalcante Fernandes

ORCID: <https://orcid.org/0000-0002-0222-9883>
Instituto Federal do Rio Grande do Norte, Brasil
E-mail: argeu.fernandes@ifrn.edu.br

Júlio César Silvério

ORCID: <https://orcid.org/0000-0002-4468-6257>
Instituto Federal do Rio Grande do Norte, Brasil
E-mail: cesar.silverio@escolar.ifrn.edu.br

José Wanderley da Silva

ORCID: <https://orcid.org/0000-0002-0013-192X>
Instituto Federal do Rio Grande do Norte, Brasil
E-mail: silva.wanderley@escolar.ifrn.edu.br

Resumo

Alternativamente aos tratamentos convencionais de água, a eletrocoagulação (EC) é um processo eletroquímico baseado na produção de agente coagulante *in situ* através de oxidação anódica. O objetivo do presente artigo é avaliar a influência de diferentes parâmetros no processo EC para o tratamento de um efluente sintético têxtil contendo azul de metileno, tais como potencial elétrico aplicado, tempo de eletrólise, pH inicial e final do efluente e o tipo de eletrodo utilizado (Ferro e Alumínio). A taxa de remoção do corante foi acompanhada por espectroscopia no ultravioleta-visível (UV-vis). Os resultados obtidos mostraram maior eficiência com o aumento do potencial elétrico e do tempo de eletrólise, uma vez que a quantidade de agentes coagulantes formados é proporcional a esses dois parâmetros. Entretanto, utilizou-se como tempo máximo 60 minutos, já que as taxas de remoção não aumentavam significativamente em maiores tempos. O eletrodo de Ferro mostrou-se mais eficiente com taxa de remoção do corante de 96,7%, enquanto o eletrodo de Alumínio, 84,4%. Pela influência do pH, foi possível observar que o meio ácido apresentou melhores resultados em potencial elétrico alto. A análise da massa consumida nos eletrodos indicou que o eletrodo de Alumínio sofreu maior perda de massa e isso deve-se a características intrínsecas do metal. Na máxima eficiência do processo EC, verificou-se o consumo energético de 15,3 kWh/m³ e 22,7 kWh/m³ para os eletrodos de Ferro e Alumínio, respectivamente, mostrando que o eletrodo de Ferro é preferível, seja na eficiência de remoção ou na viabilidade econômica.

Palavras-chave: Eletrocoagulação; Efluente têxtil; Tratamento de água.

Abstract

As an alternative to conventional water treatments, electrocoagulation (EC) is an electrochemical process based on the production of a coagulating agent *in situ* through anodic oxidation. The objective of this article is to evaluate the influence of different parameters in the EC process for the treatment of a synthetic textile effluent containing methylene blue, such as applied electrical potential, electrolysis time, initial and final pH of the effluent and the type of electrode used. (Iron and Aluminium). The dye removal rate was monitored by ultraviolet-visible (UV-vis) spectroscopy. The results obtained showed greater efficiency with increasing electrical potential and electrolysis time, since the amount of coagulating agents formed is proportional to these two parameters. However, a maximum time of 60 minutes was used, since removal rates did not increase significantly with longer times. The Iron electrode proved to be more efficient with a dye removal rate of 96.7%, while the Aluminum electrode was more efficient with an 84.4% one. The influence of the pH shows that the acid medium presented better results in high electrical potential. The analysis of the mass consumed in the electrodes indicated that the aluminum electrode suffered greater mass loss and this is due to intrinsic characteristics of the metal. At maximum efficiency of the EC process, energy consumption

of 15.3 kWh/m³, and 22.7 kWh/m³ were verified for the Iron, and the Aluminum electrodes, respectively. These results show that the Iron electrode is preferable, either in terms of removal efficiency or economic viability.

Keywords: Electrocoagulation; Textile effluent; Water treatment.

Resumen

Como alternativa a los tratamientos de agua convencionales, la electrocoagulación (EC) es un proceso electroquímico basado en la producción de un agente coagulante in situ mediante oxidación anódica. El objetivo de este artículo es evaluar la influencia de diferentes parámetros en el proceso EC para el tratamiento de un efluente textil sintético que contiene azul de metileno, tales como el potencial eléctrico aplicado, el tiempo de electrólisis, el pH inicial y final del efluente y el tipo de electrodo. (Hierro y Aluminio). La velocidad de eliminación del colorante se controló mediante espectroscopia ultravioleta-visible (UV-vis). Los resultados obtenidos mostraron una mayor eficiencia a medida que aumenta el potencial eléctrico y el tiempo de electrólisis, ya que la cantidad de coagulantes formados es proporcional a estos dos parámetros. Sin embargo, se utilizó un tiempo máximo de 60 minutos, ya que las tasas de eliminación no aumentaron significativamente con tiempos más largos. El electrodo de Hierro demostró ser más eficiente con una tasa de remoción de colorante del 96,7%, mientras que el electrodo de Aluminio, del 84,4%. Por la influencia del pH, se pudo observar que el medio ácido presentó mejores resultados en alto potencial eléctrico. El análisis de la masa consumida en los electrodos indicó que el electrodo de aluminio sufrió mayor pérdida de masa y esto se debe a características intrínsecas del metal. En la máxima eficiencia del proceso EC se verificó el consumo de energía de 15,3 kWh/m³ para el electrodo de Hierro y 22,7 kWh/m³ para el Aluminio, mostrando que el electrodo de Hierro es preferible, ya sea en términos de eficiencia de remoción o viabilidad económica.

Palabras clave: Electrocoagulación; Efluentes textiles; Tratamiento de agua.

1. Introdução

Durante longos períodos acreditava-se que a água seria um recurso que, embora essencial, fosse inesgotável. Somente a partir da década de 80, a sociedade notou as ameaças que seriam enfrentadas caso as práticas insustentáveis dos recursos hídricos continuassem (Moraes & Jordão, 2002). Atualmente é perceptível o quão fundamental é conservar os recursos hídricos do planeta utilizando-se de práticas sustentáveis e de consumo consciente uma vez que eles possuem um valor inestimável, seja economicamente, socialmente ou ambientalmente.

O crescimento desenfreado de diversos setores industriais trouxe diversos impactos à vida humana. Um setor industrial que desempenha um papel amplamente relevante é o têxtil. No Brasil, em 2012, ele trouxe resultados satisfatórios para a economia, levando-nos ao quinto lugar no *ranking* mundial na produção de manufaturas têxteis, de acordo com a Associação Brasileira da Indústria Têxtil (ABIT). Ainda de acordo com ABIT, em 2017, o setor têxtil apresentou um faturamento de 45 bilhões de dólares, além de geração de diversos postos de emprego, que chegou a 1,48 milhões somente neste setor. Portanto, é uma seção industrial essencial para a economia do nosso país. Em contraponto aos benefícios, suas consequências ambientais são demasiadamente preocupantes.

Uma das principais características da indústria têxtil é o grande volume de água consumida para seu funcionamento, ficando entre os setores industriais que mais consomem água. Esse gasto excessivo é enfatizado por Foguel & Sotomayor (2016), nos quais afirmam que são consumidos em média 100m³ de água - aproximadamente 100.000L - para cada tonelada de tecido processado. Como as indústrias têxteis necessitam de volumes elevados de água, a quantidade de efluente por ela produzida é igualmente alta. O setor têxtil possui uma cadeia produtiva ampla e complexa com diversas etapas, mas de acordo com Queiroz *et al* (2019), é a partir da etapa de tingimento que o problema ambiental se torna de fato evidente. Esta etapa é responsável por conferir ao tecido as características com relação à cor e à beleza do produto (Cerqueira, 2006). É nesta etapa que os corantes são amplamente utilizados. Existe, comercialmente, uma imensa gama de opções de corantes e muitos deles são aplicados na indústria têxtil (Srivastava *et al*, 2019).

As consequências ambientais para corpos d'água contaminados por corantes são estudados recorrentemente. Por exemplo, os altos valores de Demanda Química de Oxigênio (DQO) e de sólidos dissolvidos em efluentes industriais têxteis, além de uma ampla faixa de pH e, evidentemente, forte coloração. Consequentemente, devido a cor, ocorrerá uma diminuição da transparência da água, o que obstaculiza o processo de fotossíntese, afetando negativamente a vida aquática (Cerqueira,

Russo & Marques, 2009; Deshannavar et al, 2014). Com a fotossíntese prejudicada, a quantidade de oxigênio também apresentará redução e esse efeito dificulta a manutenção da vida aquática. Diante disso, o tratamento de águas residuais do setor têxtil é essencial antes de serem despejadas em corpos d'água

Entretanto, os corantes podem ser considerados poluentes persistentes e de difícil remoção por métodos convencionais. De acordo com Srivastava *et al* (2019), eles são sintetizados com o intuito de persistir na fibra durante longos tempos. Dessa forma, eles são resistentes à exposição solar, à descoloração, aos produtos químicos e entre outros, o que torna, consequentemente, o seu tratamento um verdadeiro desafio (Cerqueira, 2006; Srivastava *et al*, 2019). À vista disso, é perceptível que os efluentes têxteis, além de exibirem tratamento complexo em decorrência da baixa degradabilidade, também apresentam um efluente variado, com diversos corantes presentes em virtude da enorme variedade disponível no mercado.

Diante destes desafios, as indústrias recebem o papel de lidar com o tratamento do seu efluente produzido. Esse tratamento pode ocorrer convencionalmente ou não. Conforme Srivastava *et al* (2019), os efluentes coloridos, comuns em têxteis, podem ser tratados por métodos físicos, químicos ou biológicos. Os métodos físicos se baseiam na floculação e/ou coagulação empregando o sulfato de alumínio, $Al_2(SO_4)_3$, como agente coagulante (Silva *et al*, 2020). Possuem algumas restrições como pouca eficiência na diminuição da cor do efluente, formação exacerbada de resíduo e seu desempenho é dependente das características não apenas do coagulante, mas do efluente também (Liang *et al*, 2014).

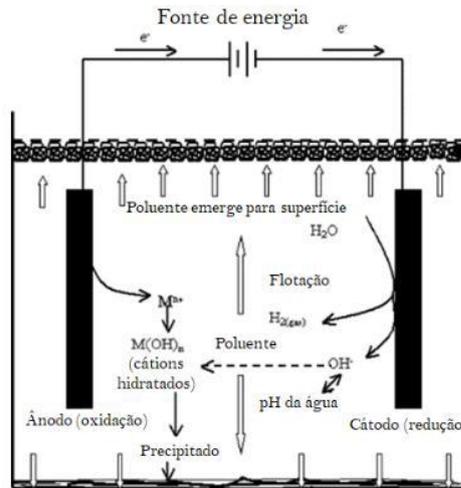
Nesse contexto, destacamos a eletrocoagulação (EC), também chamada de eletrofloculação e eletroflotação (Aquino Neto *et al*, 2011), que tem como base de funcionamento a formação de cátions eletroliticamente a partir de eletrodos consumíveis (Chaturvedi, 2013). Esses íons, formados *in situ* durante o tratamento são o agente coagulante (Mollah *et al*, 2004). O coagulante, portanto, é formado no próprio efluente e, como consequência, não há necessidade de adição de sais para esta finalidade. A oxidação do ânodo de sacrifício, que leva à produção catiônica do metal correspondente na célula eletrolítica, resulta na formação de hidróxidos e polihidróxidos de baixa solubilidade que são excelentes agentes coagulantes, além de apresentarem superfícies ativas para a adsorção de poluentes no efluente (Mollah *et al*, 2004; Sarkka *et al*, 2015; João *et al*, 2020). Estes hidróxidos de baixa solubilidade, como coagulante, têm papel de desestabilizar suspensões coloidais que resultará, consequentemente, na agregação das partículas (Holt *et al*, 2002; Sarkka *et al*, 2015; Fayad, 2017).

A adsorção dos hidróxidos/polidróxidos pode ocorrer por complexação ou atração eletrostática, o que irá promover a aglutinação – coagulação – seguida de sedimentação ou floculação (Sarkka *et al*, 2015; Gobbi, 2013; Aquino Neto *et al*, 2011). Assim, o mecanismo principal responsável por desestabilizar o poluente presente em corpos d'água é a liberação de íons na solução a ser tratada, no qual originam espécies químicas hidrocomplexadas que possuem o papel de fixar os contaminantes (Barrera-Díaz *et al*, 2002). Portanto, todo o procedimento de tratamento acontece por intermédio de uma eletrólise, dispensando etapas do tratamento convencional de água, como a adição de sais coagulantes.

Em paralelo à oxidação anódica, a reação catódica será responsável por formar pequenas bolhas de hidrogênio (H_2) (Gili, 2015). Portanto, durante o procedimento, ocorrerá a eletroflotação. A eletroflotação ocorre em quatro etapas principais: (1) formação de bolhas de gás; (2) contato entre as bolhas formadas e as partículas em suspensão; (3) adsorção das bolhas na superfície das partículas dispersas e (4) elevação das bolhas – adsorvidas pelos dispersos – para a superfície do sistema (Paschoal & Trimiliosse-Filho, 2005). Essa etapa, portanto, permite a remoção dos flocos produzidos de maneira facilitada. Dessa forma, a eletrocoagulação apresenta-se por um método complexo onde vários mecanismos estão operando de forma sinérgica na remoção dos poluentes (Holt *et al*, 2002).

Normalmente os eletrodos usados na EC são de Ferro e Alumínio por serem materiais de baixo custo, de alta eficiência, de ampla disponibilidade e baixa nocividade (Aquino Neto *et al*, 2011; Gobbi, 2013; Souza & Hemkemeier, 2020). A Figura 1 abaixo descreve um esquema geral de funcionamento para uma célula de eletrocoagulação.

Figura 1 - Mecanismo geral da eletrocoagulação.



Fonte: adaptado de Mollah *et al* (2004).

De maneira geral, as principais reações de oxidação e redução que ocorrem no meio reacional são descritas a seguir, onde M representa o material utilizado como eletrodos (Mollah *et al*, 2004).

Região anódica:



Na região catódica



Para eletrodos de ferro e alumínio as reações também levarão à formação de, a depender do pH do meio reacional, hidróxidos e espécies anódicas e catiônicas como $Al(OH)^{2+}$, $Al_2(OH)_2^{4+}$, $Al(OH)_4^{-}$, $Fe(OH)^{2+}$, $Fe(OH)_2^{+}$, $Fe(OH)_6^{-}$, $Fe(OH)_4^{-}$ que atuarão também na remoção, através de adsorção, dos poluentes presentes (Mollah *et al*, 2001).

De maneira sucessiva, os cátions de alumínio oriundos da oxidação do ânodo sofrem hidrólise à medida que o pH do meio se eleva, produzindo espécies catiônicas até a formação do hidróxido de alumínio que, em consequência de sua baixa solubilidade, precipita no meio reacional (Fernandes *et al*, 2019). Em condições alcalinas o ânion solúvel $Al(OH)_4^{-}$, que não tem papel relevante na eletrocoagulação, é formado (Fernandes *et al*, 2019). De forma semelhante, em condições básicas o eletrodo de ferro pode gerar ânions $Fe(OH)_6^{-}$, $Fe(OH)_4^{-}$ e, em condições ácidas, as espécies poliméricas $Fe(OH)^{2+}$, $Fe(OH)_2^{+}$ e $Fe(OH)_3$ (Mollah *et al*, 2001).

Os hidróxidos poliméricos catiônicos possuem um papel fundamental na eletrocoagulação, uma vez que estes são responsáveis por desestabilizar estruturas coloidais carregadas negativamente, o que permite sua agregação e subsequente

floculação (Bukhari, 2008; Mollah *et al*, 2001). A eletrocoagulação vem sendo aplicada em diversos trabalhos. Pode-se citar a sua eficiência no tratamento de águas residuais da indústria de processamento de coco (Crespilho, Santana & Rezende, 2004), na remoção de metais pesados de meio aquoso (Doggaz *et al*, 2019) e de compostos fenólicos (Adhoum & Monser, 2004), no tratamento de águas residuais provenientes da indústria de látex (Mattos *et al*, 2016), de efluentes de um abatedouro de aves (Combatt *et al*, 2017), e de uma indústria de suinocultura (João *et al*, 2020).

Embora haja diversos trabalhos na literatura que apontam a Eletrocoagulação como um método eficiente e alternativo para a remoção de diversos poluentes, é importante ressaltar que a aplicação de mais de um método de tratamento para aprimorar a eficiência de limpeza do efluente é importante (Mollah *et al*, 2001). Pode-se comprovar isto através do trabalho de Palácio *et al* (2015), no qual aplicou-se a eletrocoagulação sequenciada pela fotocatalise heterogênea e obteve-se resultados mais satisfatórios, com taxas de remoção maiores. Enfatize-se, portanto, a aplicação de métodos de tratamento híbridos.

Além de métodos alternativos para uma melhoria na eficácia, pode-se pensar ainda na otimização da EC utilizando seus parâmetros de funcionamento. Existem condições a serem consideradas durante a eletrocoagulação, em que as principais são: potencial elétrico aplicado, efeito do pH inicial da amostra tratada, distância entre os eletrodos, passivação dos eletrodos, temperatura, natureza dos eletrodos e tempo de eletrólise (Andrade *et al*, 2020; Cerqueira, 2006; Chen, 2004; Crespilho, Rezende & Santana, 2004). Essas características, normalmente associadas à água a ser tratada, podem ser ajustadas para obter uma melhor eficiência em cada tipo de efluente (Mollah *et al*, 2001).

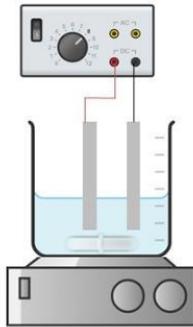
Portanto, o presente artigo tem como objetivo avaliar a influência de diferentes parâmetros do processo de eletrocoagulação num efluente sintético têxtil, tais como: potencial elétrico, o tempo de eletrólise, pH inicial do efluente e o tipo de eletrodo utilizado (ferro e alumínio).

2. Metodologia

2.1 Sistema de eletrocoagulação

O efluente sintético têxtil utilizado foi preparado pela dissolução de 50 mg/L do corante de azul de metileno em água deionizada. Para condução da corrente elétrica, utilizou-se o eletrólito de suporte Sulfato de Sódio (Na_2SO_4). Os experimentos foram conduzidos em batelada e escala laboratorial com alíquotas de 500 mL da solução estoque produzida. Durante as eletrocoagulações, foi utilizado um par de eletrodos de ferro ou de alumínio com dimensões similares e área efetiva de contato entre eles e o efluente têxtil variando entre $33,2\text{cm}^2$ e $44,5\text{cm}^2$, visto que, à decorrência das coletadas, o volume da solução variava. A corrente elétrica foi fornecida por uma fonte de alimentação contínua. Durante os experimentos, a distância entre os eletrodos manteve-se constante, com aproximadamente 2,3 cm de intervalo entre eles. A conexão entre a fonte e os eletrodos foi feita através de jacarés com fios de cobre isolados. Para favorecer o transporte de massa entre o efluente e os eletrodos, um agitador magnético foi utilizado para manter a constante agitação com rotação de 55 RPM durante as eletrólises. Na Figura 2, é mostrado um esquema com o sistema eletrolítico utilizado. Esse sistema possui forma geométrica cilíndrica para viabilizar a agitação e facilitar o transporte de massas e cargas dentro do meio reacional. As massas dos eletrodos foram medidas para dimensionar a massa consumida do ânodo.

Figura 2 - Esquema de aplicação da eletrocoagulação.



Fonte: Dados dos autores (2022).

2.2 Instrumentos e procedimentos analíticos

Os ensaios de eletrocoagulação foram realizados com o controle das seguintes variáveis operacionais: i) tempo de eletrólise (15, 30, 45 e 60min); ii) pH inicial do efluente sintético (3, 7 e 11), no qual foram utilizadas soluções 0,1mol/L de Hidróxido de Sódio (NaOH) e Ácido clorídrico (HCl); iii) intensidade do potencial aplicado (4, 5 e 6V). Nos tempos especificados, o sistema foi desligado para a separação do lodo formado e coletada uma pequena alíquota. Após cada eletrólise, foi determinado o pH final do efluente têxtil. As leituras das absorvâncias foram feitas utilizando um espectrômetro UV-Vis. A eficiência do processo foi avaliada através da Equação 5, onde E representa a eficiência do tratamento (%); E_b é o parâmetro do efluente bruto; o E_t é o parâmetro do efluente tratado.

$$E = \frac{E_b - E_t}{E_b} \times 100 \quad (\text{Equação 5})$$

Como a eletrocoagulação está relacionada à dissolução e conseqüente consumo dos eletrodos utilizados, a quantificação teórica da massa consumida dos eletrodos foi avaliada através da Equação 6 (Cerqueira, 2006) e comparada com a massa consumida realmente através das medidas das massas dos eletrodos antes e depois de cada experimento. Na Equação 6, i representa a corrente aplicada em ampères; t é o tempo de eletrólise em segundos; M é a massa molar do elemento constituinte do eletrodo; F é a constante de Faraday ($9,65.10^4$ s.A.mol⁻¹); o n é a quantidade de elétrons envolvidos na reação.

$$m_{el} = \frac{i \times t \times M}{F \times n} \quad (\text{Equação 6})$$

O consumo de energia por volume do efluente tratado em determinado tempo de experimento (t) pode ser calculado pela Equação 7 (Koby *et al*, 2006). Nesta equação, C representa o consumo de energia por metro cúbico de efluente tratado, em kWh/m³; V é o potencial (V) aplicado na célula eletrolítica; A é a corrente (A) submetida à célula; t é o tempo de eletrólise (s) e v é o volume de efluente tratado (m³). O produto do resultado obtido pela equação 5 e a tarifa de energia cobrada resultará no gasto econômico.

$$C_{energia} = \frac{U \times I \times t}{1000 \times v} \quad (\text{Equação 7})$$

As diferenças do custo financeiro relacionado às alterações dos parâmetros operacionais foram analisadas utilizando a ferramenta de gestão Diagrama de Pareto. Trata-se de uma ferramenta da Gestão de Qualidade que permite, através de gráficos de barras verticais, determinar os problemas e prioridades que determinado procedimento financeiro possui (Santos, Guimarães & Brito, 2013). Com essa análise podemos avaliar qual parâmetro (tensão elétrica e pH da solução) foi responsável por aumentos consideráveis de custo energético.

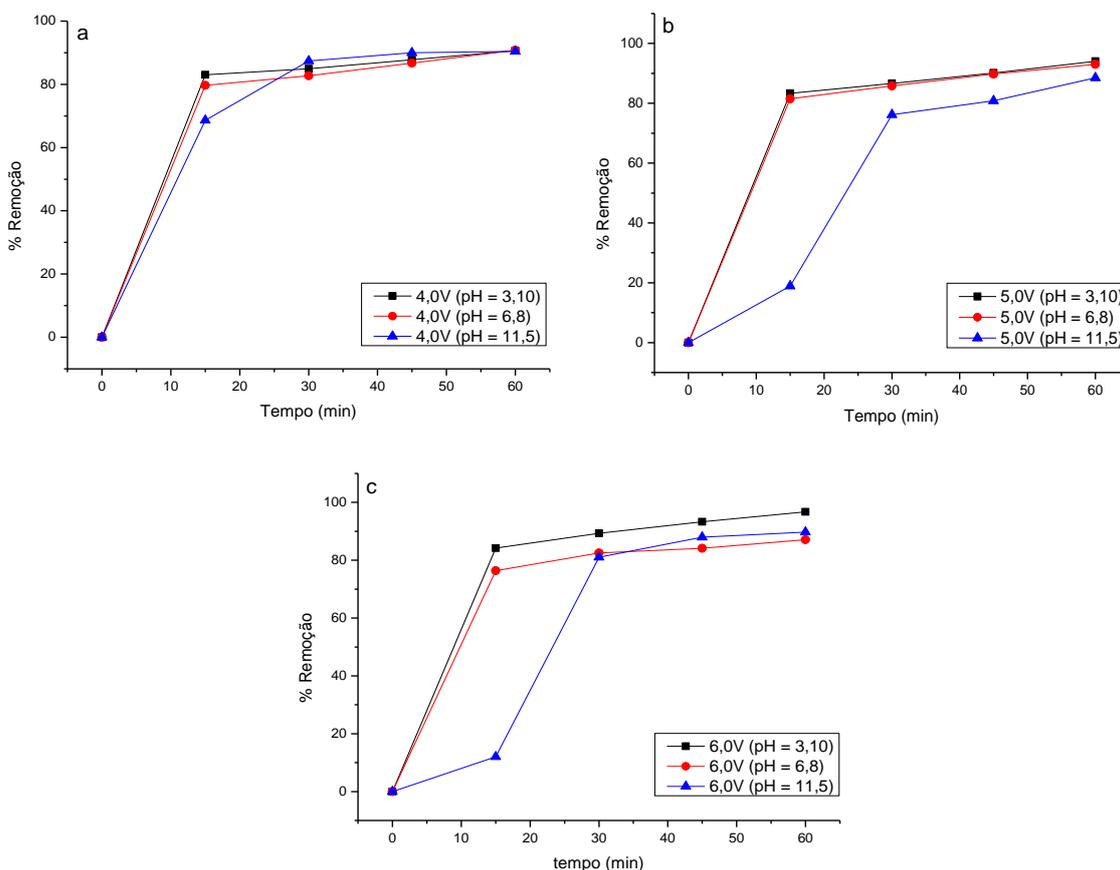
3. Resultados e Discussão

Os primeiros experimentos realizados foram conduzidos utilizando-se os pares de eletrodos de ferro. Os resultados foram comparados levando em consideração os fatores que influenciam os resultados da eletrocoagulação, como pH e tensão elétrica.

3.1 Efeito do pH inicial do efluente na remoção do azul de metileno com os eletrodos de Ferro e Alumínio

O pH inicial do efluente a ser tratado é um dos parâmetros importantes para definir a eficácia da eletrocoagulação. Através deste parâmetro, define-se as condições ideais para a formação do agente coagulante – hidróxidos de baixa solubilidade – que são responsáveis pelo aprisionamento das moléculas do contaminante, em solução. Na Figura 3 são mostradas as eficiências na remoção do contaminante têxtil para o eletrodo de ferro mantendo constantes os potenciais elétricos e variando apenas o pH.

Figura 3 - Efeito do pH inicial na eficiência de remoção do contaminante para o efluente sintético têxtil com eletrodos de ferro nos potenciais (a) 4,0 V; (b) 5,0 V e (c) 6,0 V.



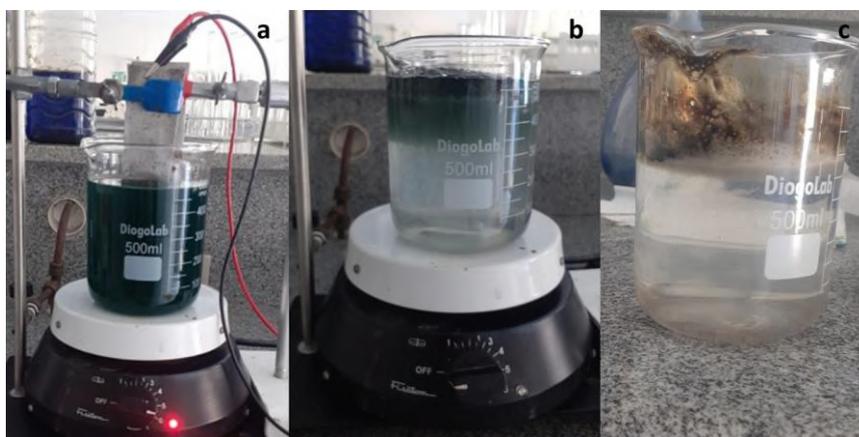
Fonte: Dados dos autores (2022).

Pela análise da Figura 3a, para o potencial aplicado de 4,0 V, o pH inicial do efluente sintético têxtil não demonstrou relações significativas na eficiência de remoção do contaminante, sendo os valores apresentados 90,8%, 90,7% e 90,4% respectivamente para os meios neutro, ácido e básico, no tempo de 60 min. Esse resultado revela que para esse potencial aplicado, o pH inicial da amostra não influencia na remoção do contaminando, dispensando assim reagentes químicos para correção do pH. Em relação ao potencial 5,0 V (Figura 3b), as condições neutras e ácidas foram as que apresentaram os

melhores resultados, 93,0 % e 94,0%, respectivamente, contra 88,5% em meio básico, no maior tempo de eletrólise (60 min). Finalmente, pela análise da Figura 3c (potencial 6,0 V), percebe-se um comportamento bem parecido com a figura anterior, demonstrando maior eficiência em meio ácido (96,7%) em detrimento do meio básico (89,7%). O meio neutro, para essa mesma densidade de corrente, apresentou valores intermediários (87,1%).

Os resultados das eficiências mostrados na Figura 3 podem ser analisados visualmente através da Figura 4 em três distintos momentos de eletrólise, a saber, tempo inicial (Figura 4a), durante os primeiros 15 minutos de eletrólise (Figura 4b) e tempo final (Figura 4c), para o potencial elétrico de 5,0 V em meio ácido. É possível observar uma quantidade significativa de lodo, indicando uma grande produção de agente coagulante.

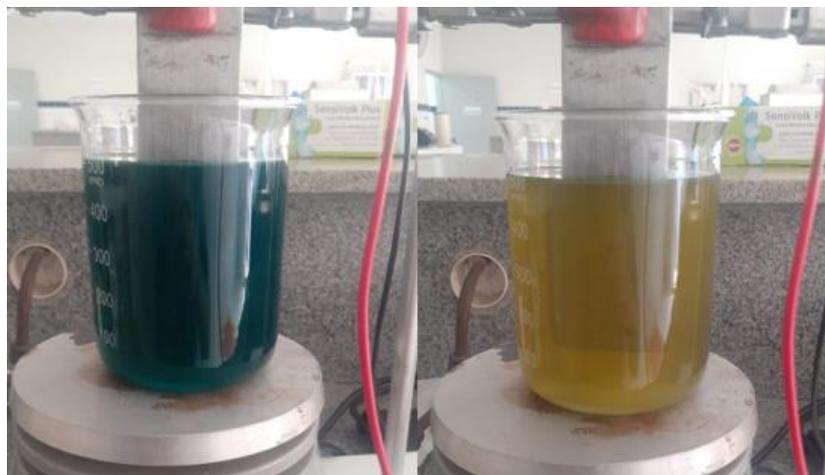
Figura 4 - Comparação visual da eficiência na remoção do corante azul de metileno no tempo inicial (a), 15 minutos (b) e 60 minutos (c) para pH = 3,10 e potencial elétrico da célula igual a 5,0 V.



Fonte: Dados dos autores (2022).

Nos minutos iniciais de eletrólise, a formação de hidróxido de ferroso, $\text{Fe}(\text{OH})_2$, é responsável pela coloração esverdeada (Figura 4a). Em pouco tempo, é possível notar a coloração avermelhada na célula eletrolítica que sinaliza a formação de hidróxido de férrico, $\text{Fe}(\text{OH})_3$. Essa mudança na coloração é, portanto, resultado da oxidação dos íons Fe^{2+} a Fe^{3+} (Combatt *et al.*, 2017). Essa variação na cor do efluente foi registrada em outro experimento, demonstrado na Figura 5.

Figura 5 - Formação dos íons Fe^{2+} (esquerda) e Fe^{3+} (direita)

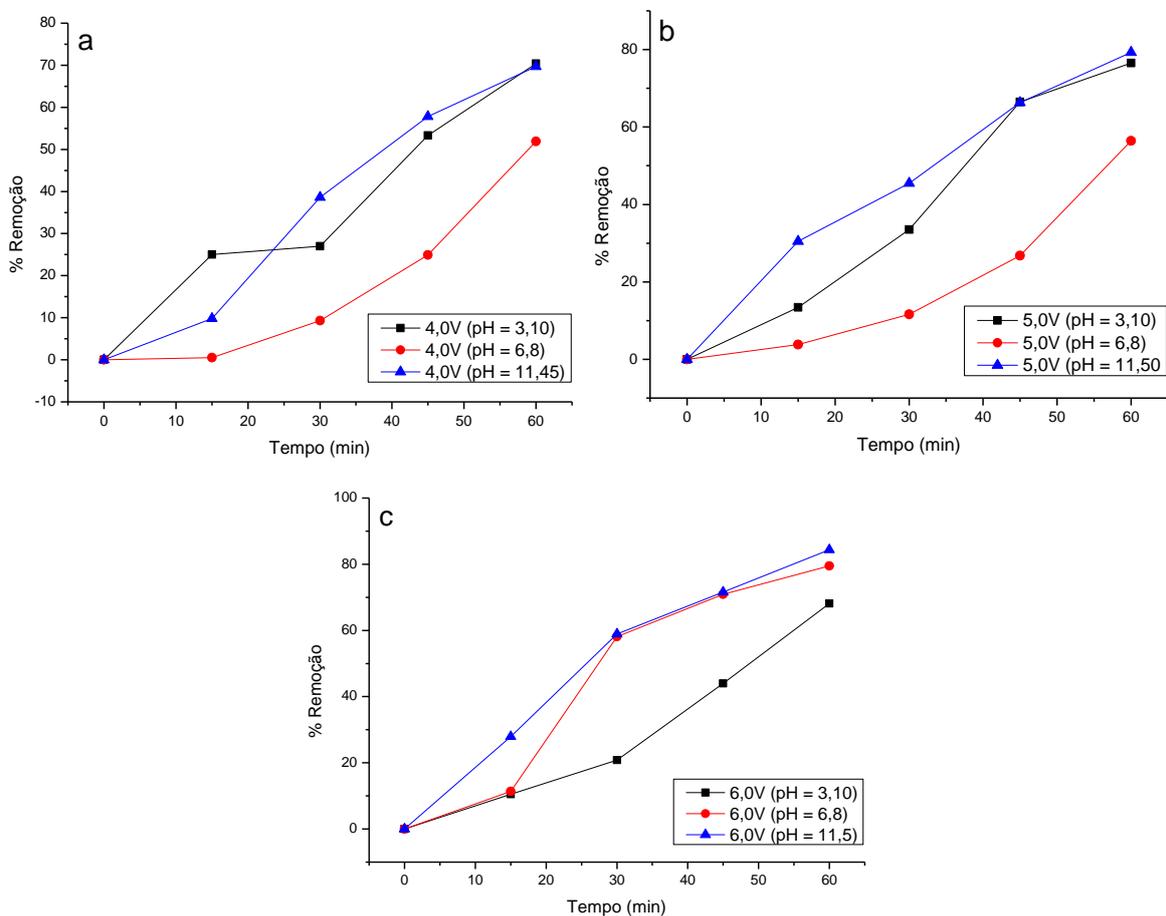


Fonte: Dados dos autores (2022).

Essa acelerada clarificação da solução (Figura 4b) indica um desempenho significativo. Em outro estudo, os corantes *Basic Red 46* e *Basic Black* eletrocoagulados, utilizando ânodo de ferro, por apenas 5 minutos, com densidades de corrente específicas, foram removidos em grande quantidade (Daneshvar *et al*, 2006). Este trabalho observou comportamento semelhante de acordo com a Figura 3, nas quais mostram que os eletrodos de ferro demonstraram alta remoção já nos 15 minutos iniciais de eletrocoagulação. Essa variação ocorreu rápida e, logo após alguns minutos, a coloração desapareceu e a solução ficou incolor, como na Figura 4b e 4c.

Para os eletrodos de alumínio, pudemos observar um comportamento relativamente diferente se comparado com os eletrodos de ferro, principalmente em termos de eficiência em função do tempo de eletrólise. A Figura 6 apresenta, respectivamente, os experimentos das eletrólises conduzidos em 4,0 V, 5,0 V e 6,0 V variando apenas o pH do meio reacional.

Figura 6 - Efeito do pH inicial na eficiência de remoção do contaminante para o efluente sintético têxtil com eletrodos de alumínio nos potenciais (a) 4,0 V; (b) 5,0 V e (c) 6,0 V.



Fonte: Dados dos autores (2022).

Percebe-se que as maiores eficiências foram adquiridas em pH alcalino e ácido, apresentando uma variação ínfima em seus resultados. Um ponto interessante é o comportamento diferente dos eletrodos de ferro, onde os primeiros minutos de eletrólise mostraram uma baixa eficiência que foi, gradualmente, aumentando com o tempo de eletrocoagulação. O estudo realizado por Dalvand *et al* (2011) chegou a resultado semelhante, onde a remoção do corante R198 foi pequeno nos minutos iniciais de eletrocoagulação com eletrodos de alumínio e aumentou conforme o experimento decorria.

A Figura 6 nos permite a observação de que, em termos de eficácia, os melhores experimentos ocorrem em pH alcalino em todos os potenciais elétricos após os 60 minutos preestabelecidos. Porém, na Figura 6a e 6b é evidenciado uma discrepância pequena entre esses resultados e os obtidos no pH ácido, com exceção da Figura 6c, que mostra a solução neutra como segunda mais eficiente. Os experimentos demonstraram formação de grandes quantidades de lodo.

Diferente do experimento com o ferro, as soluções tratadas com os eletrodos de alumínio, durante o tratamento, não apresentaram uma variação abrupta de coloração, que resultou em uma solução que gradualmente se tornava translúcida (Figura 7). Podemos inferir, através destes resultados, que efluentes de caráter alcalino podem ser tratados com maior aproveitamento com eletrodos de alumínio. Já com o potencial 6,0V, é possível observar que a solução neutra apresentou pequenos aumentos sucessivos na eficiência em relação à solução ácida, comportamento este não observado nos outros experimentos (Figura 6c).

Figura 7 - Comparação visual da eficiência na remoção do corante azul de metileno no tempo de 30 minutos (a), 45 minutos (b) e 60 minutos (c) para pH = 11,5 e potencial elétrico da célula igual a 6,0 V.

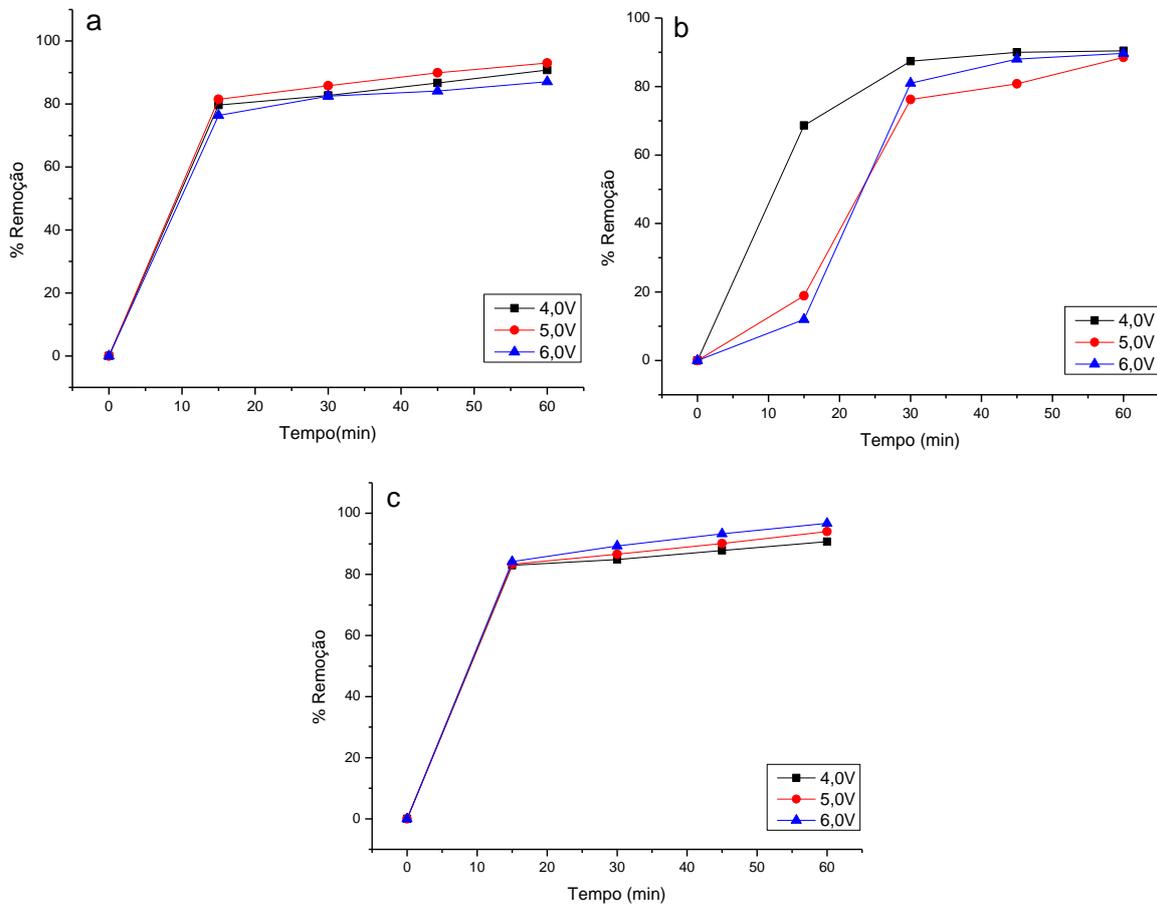


Fonte: Dados dos autores (2022).

3.2 Efeito da tensão elétrica aplicada na eletrocoagulação

A tensão elétrica é um dos parâmetros operacionais importantes para otimizar a eletrocoagulação visto que ela determina a dosagem do coagulante oriundo dos eletrodos (Dalvand *et al*, 2011). Os dados dos seus efeitos nos experimentos foram analisados mantendo o pH do meio reacional constante. A Figura 8 descreve o comportamento dos eletrodos de ferro em condições de pH constante, variando apenas o potencial aplicado.

Figura 8 - Desempenho dos eletrodos de ferro em função do tempo e da variação do potencial elétrico, (a) pH neutro; (b) pH alcalino; (c) pH ácido.

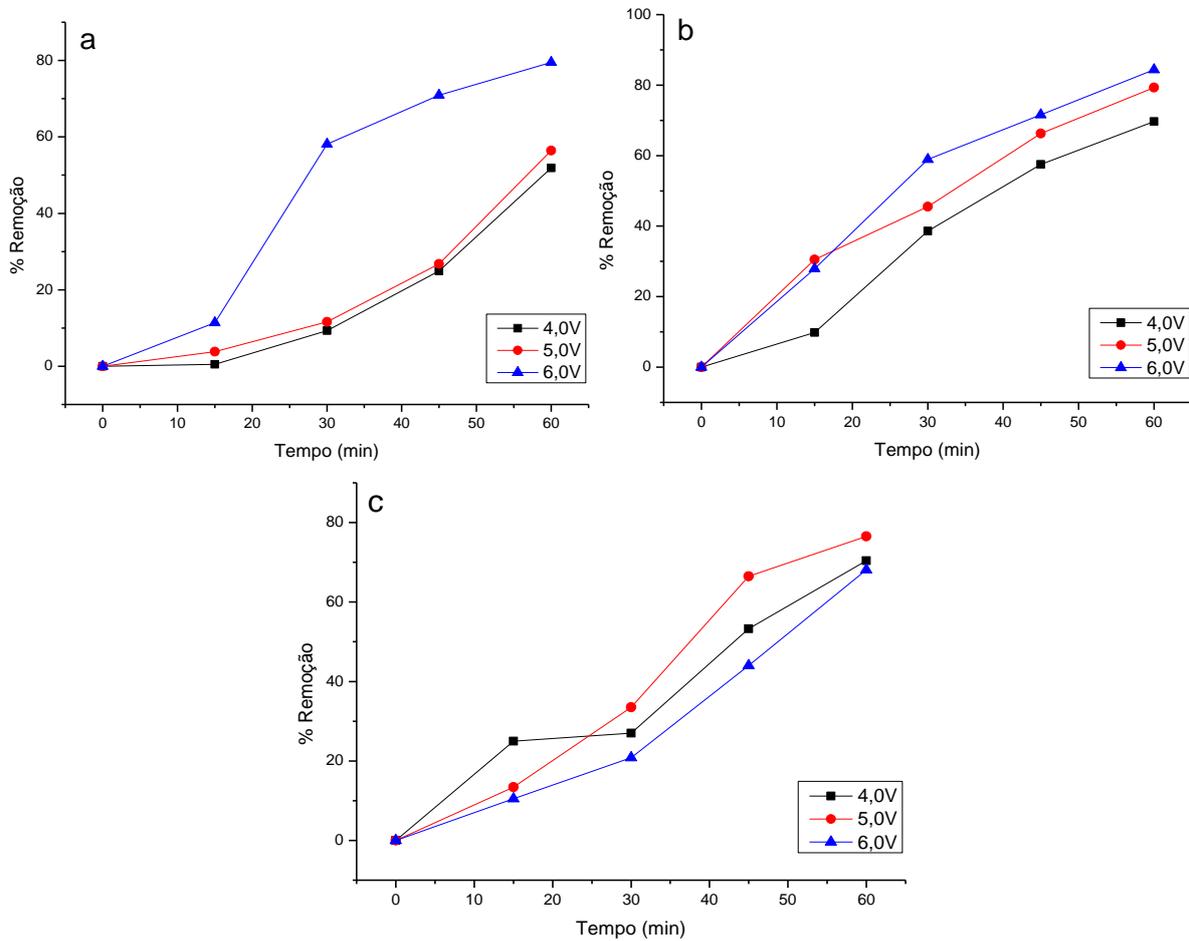


Fonte: Dados dos autores (2022).

Pelos resultados obtidos, notamos que uma variação do potencial elétrico acarreta mudanças nos resultados da eletrocoagulação, seja para maior ou menor. Em pH neutro, a maior remoção aconteceu com o potencial elétrico de 5,0V, com taxa de 93%. Porém, no meio ácido as remoções foram maiores, chegando a uma remoção de 96,7%, em comparação com o mesmo experimento na solução ácida com o potencial de 5V, no qual obteve-se 94%.

A elevação do potencial elétrico implica em maiores valores de corrente elétrica que não apenas determina a quantidade de coagulante que será produzido, também influencia diretamente na quantidade e no tamanho das bolhas produzidas na região catódica (Holt *et al*, 2002; João *et al*, 2020). Dessa forma, a eficiência da eletrocoagulação apresentaria um comportamento diretamente proporcional ao potencial/corrente aplicado, mas este comportamento não foi observado. Uma das hipóteses para este resultado é que, ao crescer o potencial elétrico, a exacerbada quantidade de bolhas acaba por influenciar negativamente o processo, removendo pequenos flocos do coagulante da solução, fazendo com que ele seja utilizado de forma menos eficaz. (Holt *et al*, 2002). Já os eletrodos de alumínio mostraram alguns resultados que estão dentro do esperado. A Figura 9 descreve o comportamento dos eletrodos de alumínio mantendo o pH do meio constante.

Figura 9 - Desempenho dos eletrodos de alumínio em função do tempo e da variação do potencial elétrico; (a) pH neutro; (b) pH básico; (c) pH ácido.



Fonte: Dados dos autores (2022).

Os experimentos relacionados ao meio constante neutro e básico apresentaram resultados coerentes e dentro do esperado, com a taxa de remoção aumentando conforme o potencial aplicado é acrescido. Contudo, o tratamento realizado em solução ácida demonstrou um comportamento diferente, onde o maior potencial aplicado (6,0V) resultou na menor taxa de remoção (68,1%, em comparação de 79,5% e 84,4% para o meio neutro e básico, respectivamente). Para ambos os eletrodos, pudemos presenciar que o aumento na corrente – e consequentemente, tensão elétrica – é benéfico para a eletrocoagulação, porém, com limitações, pois isso implica em um custo energético maior, o que torna inviável o processo (Hashim *et al*, 2019). Portanto, esta variável deve ser investigada minuciosamente a fim de encontrar valores de correntes elétrica que removam eficientemente os contaminantes, mas simultaneamente não eleve severamente o gasto energético.

Diante disto, é perceptível a relação estrita entre o pH inicial da solução contaminada e o potencial aplicado – e consequentemente, a condutividade – na remoção do contaminante, onde estes fatores podem ser alterados para otimizar a eficiência de remoção (Mollah *et al*, 2001). Ademais, podem ser combinados para reduzir significativamente o tempo de eletrocoagulação, o que ocasiona em uma mitigação do custo do processo de tratamento.

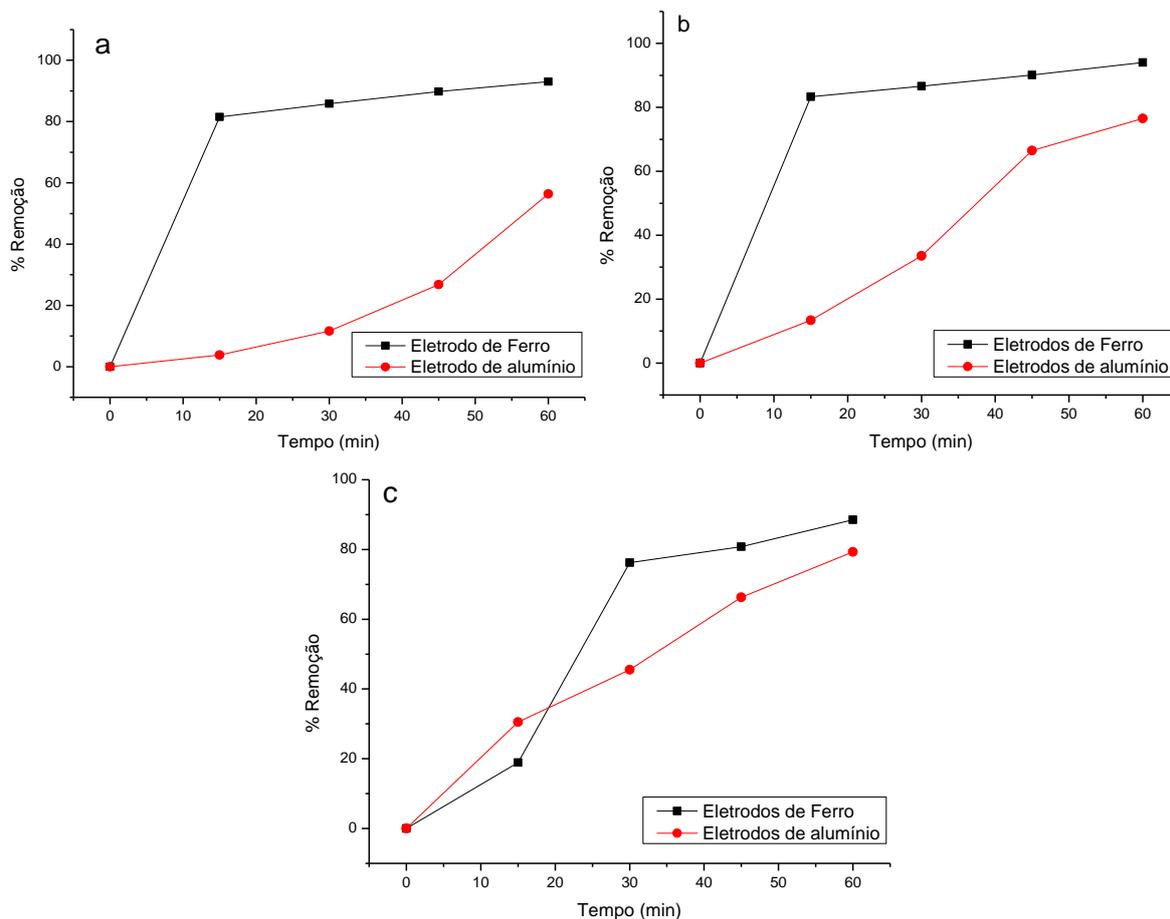
O resultado obtido de outros estudos, como o de Hashim *et al* (2019), é que quanto maiores forem os valores das correntes elétricas, mais porcentagem do corante será removido. Contudo, o presente estudo não encontrou dados inteiramente coerentes, com alguns experimentos em correntes mais baixas removendo maior quantidade de corantes em comparação com

experimentos de amperes mais elevados. Como este método de tratamento depende quase unicamente da formação dos hidróxidos insolúveis, é possível inferir que, nas condições de baixo potencial elétrico que apresenta maior eficiência, determinadas reações químicas específicas ocorram, resultando em um meio reacional onde a formação dos hidróxidos sejam mais ou menos favorecida, acarretando um maior número de moléculas aprisionadas.

3.3 Comparação da eficiência entre os eletrodos de Ferro e Alumínio

A comparação entre a eficiência dos eletrodos de alumínio e de ferro foi também analisada em outros trabalhos. Em alguns deles, o eletrodo de alumínio é preferível, pois ele não dá coloração ao efluente tratado, diferentemente do de ferro que, em consequência de oxidação – entre Fe^{2+} e Fe^{3+} - pode apresentar uma coloração verde (Kobyta *et al*, 2006). Apesar deste comportamento ter sido observado no tratamento do azul de metileno, a coloração esverdeada logo esvaiu-se, indicando uma taxa de remoção elevada e resultados significativos na taxa de descoloração, como observado na Figura 10.

Figura 10 - Comparação da eficiência dos eletrodos de ferro e alumínio na remoção do efluente sintético têxtil. Condições experimentais: potencial elétrico de 5,0 V; (a) meio neutro; (b) meio ácido e (c) meio básico.



Fonte: Dados dos autores (2022).

Pela análise dos três gráficos é perceptível a maior remoção com os eletrodos de ferro. Com eles é possível observar uma diminuição da eficiência conforme o pH do efluente aumentava, observando uma remoção de 94%, 93% e 88,5% para os efluentes ácidos, neutros e básicos, respectivamente. Em contrapartida, os eletrodos de alumínio demonstraram um desempenho divergente, com taxas de remoção de 76,5%, 56,4% e 79,3% para os meios ácido, neutro e básico.

Comparando-os, observamos que a remoção do corante no efluente ácido ocorreu de maneira mais significativa com o eletrodo de ferro; já com o efluente básico, temos uma menor discrepância entre os resultados. No meio ácido, a eletrodissolução dos eletrodos de ferro é maior do que a do alumínio; em contrapartida, o comportamento dos eletrodos de alumínio é inverso, demonstrando uma dissolução maior em soluções alcalinas (Koby, Senturk, & Bayramoglu, 2006). Em soluções neutras, observamos uma eletrodissolução significativamente maior dos eletrodos de ferro em comparação com o alumínio (Holt *et al.*, 2002; Barrera-Díaz *et al.*, 2003). Diante disso, podemos observar uma imensa discrepância entre os resultados no efluente neutro. No final, os eletrodos de ferro demonstraram superioridade na descoloração – remoção do corante – da solução. Resultado semelhante foi observado por Sengil e Ozacar (2009), onde os eletrodos de ferro removeram mais de 95% da cor do corante RB5, em comparação com menos de 85% utilizando eletrodos de alumínio.

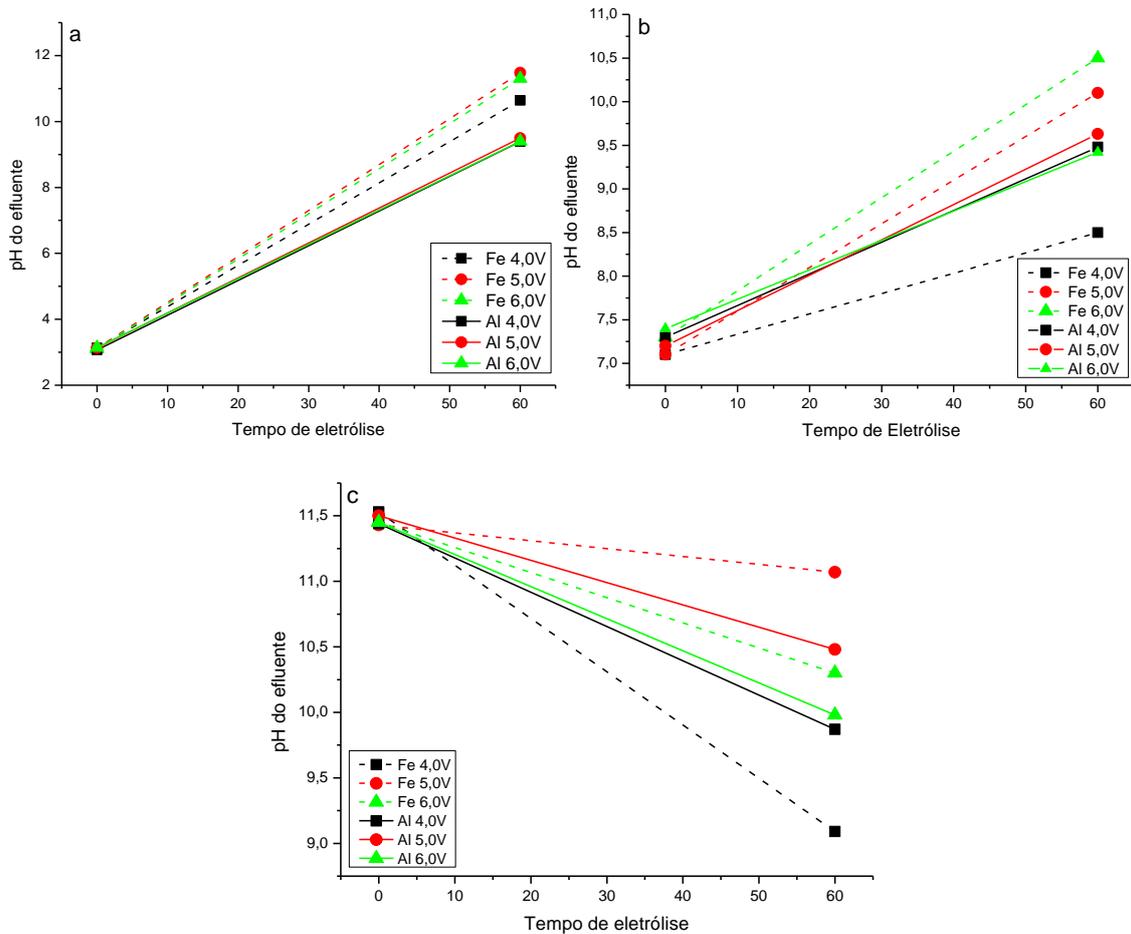
3.4 A variação do pH em decorrência da Eletrocoagulação

O pH das soluções apresentaram, com exceção das soluções alcalinas, um aumento significativo que estabilizava entre 9 e 11,3. Resultado semelhante foi observado por João *et al.* (2020), entretanto, em seu trabalho – que era um efluente diferente – o pH estabilizou entre 9 e 10. Podemos conjecturar que, a depender do tipo de efluente tratado, o pH apresentará uma estabilização diferente.

O acréscimo do pH está relacionado à capacidade da eletrocoagulação em gerar íons OH^- (Crespilho, Santana & Rezende, 2004). Já nos primeiros 15 minutos foi possível observar que o pH se estabilizou e, ao decorrer da eletrólise, não apresentou grandes variações. Este equilíbrio que se assemelha a um tampão é característico da eletrocoagulação e está associado ao consumo e geração de íons hidróxidos que acaba por estabilizar o pH do meio (João *et al.*, 2020). Na solução ácida (pH inicial = 3,10), o pH após a eletrólise apresentou um acréscimo elevado, chegando a valores que variavam entre 10,60 e 11,3. O que implica numa variação de aproximadamente 70% do pH.

Esse comportamento também foi observado nos experimentos realizados em meio neutro (pH inicial = 6,7), onde o pH sofreu uma elevação, tornando o meio com caráter alcalino. Todavia, ao tratarmos de um meio básico (pH inicial = 11,5), foi possível notar uma diminuição do pH para valores que apresentavam variação entre 9,08 e 11,30. Estes resultados adquiridos estão de acordo com a literatura, onde explicam que, caso o pH da solução tratada seja ácido, neutro ou levemente alcalino, o pH apresenta um acréscimo, porém, caso seja muito elevado, ele diminui (Naje *et al.*, 2016). Este comportamento pode ser observado através da Figura 11, onde compara a variação do pH dos experimentos com eletrodos de Ferro e Alumínio.

Figura 11 - Variação do pH dos efluentes após o tratamento por eletrocoagulação.



Fonte: Dados dos autores (2022).

Observamos, portanto, que a eletrocoagulação varia o pH do efluente dependendo do pH inicial dele e do tipo de eletrodo utilizado no tratamento (Kobyta, Can, e Bayramoglu, 2003; Cerqueira, Russo e Marques, 2009). Esta peculiaridade da eletrocoagulação pode ser encarada de maneira positiva visto que o pH varia durante o próprio tratamento. Dessa forma, o tratamento de água por via eletroquímica pode até mesmo neutralizar o pH do efluente (Crespilho, Santana & Rezende, 2004).

3.5 Comparação do consumo teórico e prático dos eletrodos no tratamento de efluente têxtil

A quantidade de eletrodo dissolvido – consumido – durante a eletrocoagulação é dependente da tensão elétrica e carga aplicada (Holt *et al*, 2002). Outro fator que eleva ou diminui o consumo é o pH do efluente. De acordo com Kobyta *et al* (2006), algumas reações (Equações 8 e 9) podem ocorrer no meio reacional a depender do pH do efluente, podendo implicar em um maior consumo.



Assim, o pH do efluente, além do próprio material do eletrodo são fatores que influenciam na dosagem do coagulante; ademais, as características de cada efluente também implicam em maiores dissoluções (Kobyta *et al.*, 2006; Kobyta, Senturk, & Bayramoglu, 2006). Como a quantidade dissolvida implica diretamente na quantidade de agente coagulante formada *in situ*, a quantificação da massa consumida é importante, além disso implica diretamente no custo operacional, uma vez que a manutenção dos eletrodos é um dos fatores que influenciam na viabilidade econômica da eletrocoagulação (Mollah *et al.*, 2004). A massa perdida dos eletrodos foi quantificada, de acordo com os Quadros 1 e 2:

Quadro 1 - Consumo teórico e prático do eletrodo de ferro no tratamento do efluente têxtil (levando em consideração apenas os íons Fe^{2+})

Condições do experimento	Consumo teórico – Lei de Faraday	Consumo prático
Efluente ácido	0,75g (4,0V)	0,80g (4,0V)
	0,90g (5,0V)	1,34g (5,0V)
	1,34g (6,0V)	1,55g (6,0V)
Efluente neutro	0,74g (4,0V)	0,70g (4,0V)
	0,60g (5,0V)	0,52g (5,0V)
	0,80g (6,0V)	0,60g (6,0V)
Efluente básico	0,45g (4,0V)	0,51g (4,0V)
	0,69g (5,0V)	0,53g (5,0V)
	0,95g (6,0V)	0,75g (6,0V)
Massa total consumida	7,22g	7,32g

Fonte: Dados dos autores (2022).

Quadro 2 - Consumo teórico e prático dos eletrodos de alumínio no tratamento do efluente têxtil.

Condições do experimento	Consumo teórico – Lei de Faraday	Consumo prático
Efluente ácido	0,35g (4,0V)	0,81g (4,0V)
	0,50g (5,0V)	0,40g (5,0V)
	0,59g (6,0V)	0,50g (6,0V)
Efluente neutro	0,40g (4,0V)	0,51g (4,0V)
	0,50g (5,0V)	0,55g (5,0V)
	0,69g (6,0V)	1,11g (6,0V)
	0,37g (4,0V)	0,30g (4,0V)

Efluente básico	0,50g (5,0V)	0,60g (5,0V)
	0,63g (6,0V)	0,75g (6,0V)
Massa total consumida	4,54g	5,52g

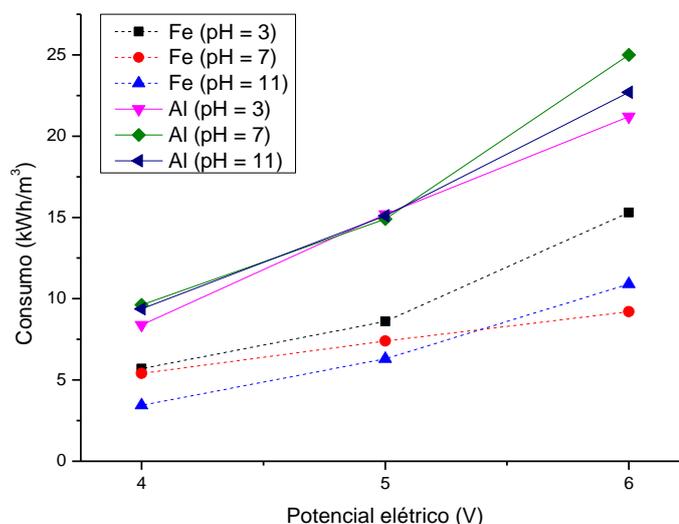
Fonte: Dados dos autores (2022).

Vale ressaltar que, durante a limpeza dos eletrodos após cada experimento, existe a possibilidade de uma perda de massa adicional, não contabilizada pela Lei de Faraday. Podemos observar pelo quadro que, em alguns casos, a massa teórica mostrou-se maior. Já em alguns outros, temos que consumida na prática foi maior, o que está de acordo com Kobya *et al* (2006). É pertinente observar também que no experimento de meio ácido, onde houve maior desempenho (96,7%) levando em consideração os eletrodos de Fe, ocorreu uma maior quantidade de massa consumida, seja teórica ou prática. Porém, a quantidade de poluente removido é apenas um parâmetro analisado, sendo necessário também levarmos em conta a viabilidade financeira.

3.6 Consumo energético do processo de tratamento

A simples remoção dos poluentes de um determinado efluente não se caracteriza como parâmetro para viabilidade de uma técnica de tratamento. Tratando-se fundamentalmente de uma reação eletrolítica, a eletrocoagulação leva a um determinado gasto que deve ser levado em consideração. Dito isso, o consumo de cada experimento foi calculado e todos os dados estão reunidos na Figura 12. É importante ressaltar a possibilidade de uma margem de erro nos cálculos do consumo energético em consequência do equipamento utilizado para gerar corrente elétrica que, durante os experimentos, variava bastante o valor da corrente elétrica. Além do mais, a corrente variava também durante a eletrocoagulação como efeito da diminuição ou acréscimo dos íons presentes na solução – Fe (II), Fe (III), Al (III) e íons oriundos da matéria orgânica dissolvida (Cerqueira, 2006). Isso deve ser considerado também na remoção do Azul de Metileno, uma vez que a corrente apresentou diversas variações nos experimentos.

Figura 12 - Consumo energético em função da tensão elétrica para cada experimento conduzido



Fonte: Dados dos autores (2022).

A Figura 12 mostra que, enquanto o experimento com Ferro em pH ácido obteve o melhor desempenho, ele também foi o mais caro entre os experimentos com este eletrodo. Por ela, fica nítido também que a utilização dos eletrodos de alumínio tem um custo elevado, algo que foi observado também por Kobya, Can e Bayramoglu (2003). O eletrodo de ferro, portanto, mostrou-se preferível para a remoção do corante.

Segundo o portal da ANEEL, o valor da tarifa convencional de energia é de R\$ 0,622, valor vigente desde julho de 2022 no Rio Grande do Norte. Os eletrodos de alumínio levaram a consumo energético muito elevado e um rendimento de tratamento muito baixo comparado com o ferro. O melhor resultado utilizando alumínio foi observado em meio alcalino, portanto, seu custo operacional é apresentado a seguir, calculado de acordo com a Equação 10:

$$C = \frac{6V \times 1,894 \times 1h}{1000 \times 0,0005 m^3} \therefore C = \frac{22,7 kWh}{m^3} \times \frac{R\$ 0,662}{1 kWh} = R\$ 15,02/m^3 \quad (\text{Equação 10})$$

O tratamento de 1000L de efluentes podem ser tratados, portanto, por um valor aproximado de R\$ 15,00. Entretanto, como vimos no tópico anterior, eles apresentaram grande custo energético e baixa remoção quando comparados com os eletrodos de ferro:

$$C = \frac{6V \times 1,2774 \times 1h}{1000 \times 0,0005 m^3} \therefore C = \frac{15,3 kWh}{m^3} \times \frac{R\$ 0,662}{1 kWh} = R\$ 10,13/m^3 \quad (\text{Equação 11})$$

O eletrodo de ferro utilizado no efluente ácido mostrou um custo menor e um resultado de remoção superior (96,7%) do azul de metileno. Em termos de viabilidade econômica, entretanto, o experimento em efluente ácido com potencial de 5V mostra-se melhor, uma vez que sua taxa de remoção foi de 94%, sendo uma baixa variação e, apesar disso, o seu custo operacional foi menor:

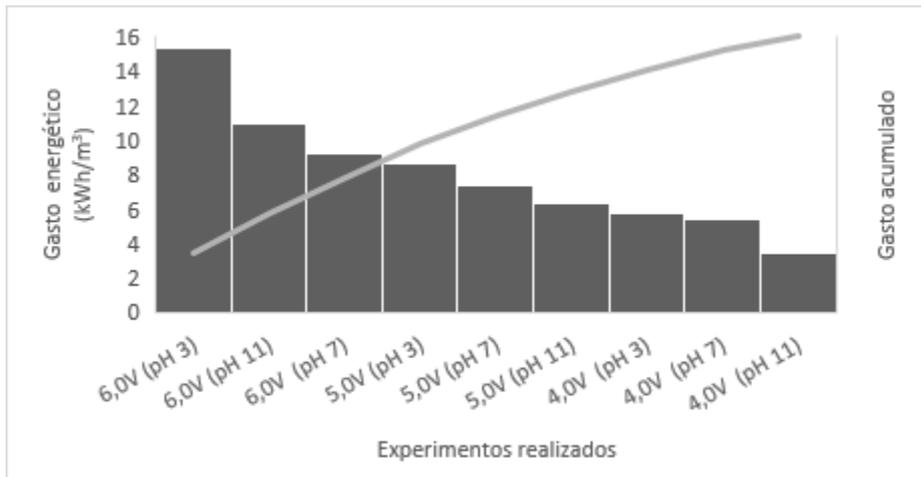
$$C = \frac{5V \times 0,8624 \times 1h}{1000 \times 0,0005 m^3} \therefore C = \frac{8,6 kWh}{m^3} \times \frac{R\$ 0,662}{1 kWh} = R\$ 5,70/m^3 \quad (\text{Equação 12})$$

Piovesan (2017) calculou, em seu trabalho, um custo operacional semelhante na aplicação da eletrocoagulação em uma indústria de papel. Pelos resultados, podemos observar que, embora o eletrodo de alumínio tenha apresentado custos energéticos elevados, ele não mostrou resultados satisfatórios na remoção do poluente têxtil, sendo preferível o uso de eletrodos de ferro para a remoção de azul de metileno. Santos *et al* (2021) enfatizam que o custo pode ser reduzido ainda mais caso haja a combinação da coagulação por Sulfato de Alumínio combinado com a eletrocoagulação.

3.7 Análise da viabilidade financeira através do diagrama de Pareto

A análise adquirida através dos diagramas de Pareto descreve, de maneira sucinta e, não obstante, ampla, as influências dos parâmetros operacionais para o custo da eletrocoagulação. As análises foram feitas para os dois eletrodos. Na Figura 13, é apresentado o diagrama para os eletrodos de Ferro.

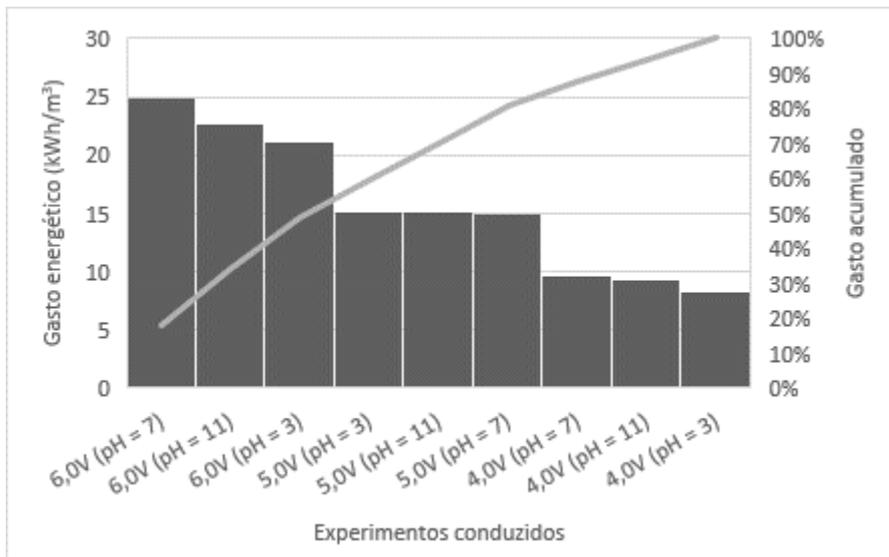
Figura 13 - Diagrama de Pareto - Eletrodos de Ferro



Fonte: Dados dos autores (2022).

Observamos, pela Figura 13, que nos experimentos com eletrodos de Ferro, o pH foi determinante no custo energético da eletrocoagulação. Em solução ácida, os custos foram mais acentuados quando comparados com as soluções neutras e alcalinas. Em sua maioria, os experimentos em meio alcalino mostram os menores valores, porém, também foram os resultados menos eficientes na remoção do azul de metileno, de acordo com a Figura 3. A tensão elétrica demonstrou o comportamento esperado de acréscimo do gasto proporcionalmente. O comportamento do gasto energético da eletrocoagulação com os eletrodos de alumínio foi divergente, conforme Figura 14.

Figura 14 - Diagrama de Pareto - Eletrodos de alumínio.



Fonte: Dados dos autores (2022).

O gráfico de Pareto enuncia que o pH, neste caso, não levou a mudanças significativas no valor operacional gasto dos experimentos. Em relação ao potencial elétrico, o comportamento segue os observados na Figura 13, no qual o gasto cresce de maneira proporcional à tensão elétrica.

4. Conclusão

O presente estudo se preocupou com a remoção de um efluente têxtil recorrente, que é o azul de metileno. Comprovou-se, por meio dos experimentos conduzidos, que a eletrocoagulação, com a utilização de eletrodos de Ferro e Alumínio foi capaz de remover, significativamente, o corante da solução sintética. Ademais, também foi constatado que os eletrodos de Ferro são preferíveis na remoção da cor aparente oriunda de uma determinada concentração de corante.

O estudo acerca dos parâmetros operacionais deu-se de maneira semelhante à literatura. O eletrodo de ferro, quando consumido através do processo de eletrocoagulação, foi mais eficiente quando o efluente do experimento tinha um pH inicial muito baixo, de caráter altamente ácido. Já o eletrodo de alumínio, por sua vez, demonstrou resultados mais satisfatórios quando o efluente foi eletrocoagulado em pH inicial altamente alcalino. No que diz respeito ao estudo do potencial elétrico, enfatiza-se a necessidade de mais estudos, pois foram encontradas algumas inconsistências referentes à remoção do corante em função da tensão elétrica.

O custo energético, por fim, foi satisfatório. Levando em consideração apenas o custo energético do tratamento, os resultados foram satisfatórios, chegando a uma despesa pequena quando se compara com outros métodos de tratamento. Além disso, com o auxílio do Diagrama de Pareto, pudemos observar que o eletrodo de alumínio praticamente não variou o valor da despesa em consequência da variação do pH em cada experimento, diferentemente dos eletrodos de Ferro.

Agradecimentos

Os autores do artigo agradecem ao auxílio financeiro oferecido pelo Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia do Rio Grande do Norte (IFRN) no formato de bolsa institucional.

Referências

- ABIT. (2018a). O poder da Moda. Associação Brasileira da Indústria Têxtil (ABIT).
- ABIT. (2018b). Setor têxtil e de confecção brasileiro fecha 2017 com crescimento. Associação Brasileira da Indústria Têxtil (ABIT). <https://www.abit.org.br/noticias/setor-textil-e-de-confeccao-brasileiro-fecha-2017-com-crescimento>.
- Adhoum, N., & Monser, L. (2004). Decolourization and removal of phenolic compounds from olive mill wastewater by electrocoagulation. *Chemical Engineering and Processing: Process Intensification*, 43(10), 1281-7.
- Andrade, A. N., Blasques, R. V., Villis, P. C. M., Silva, D. F., & Gomes, W. C. (2020). Efficiency of electroflocculation in the treatment of water contaminated by organic waste. *Revista Ambiente & Água*, 15(2), 1-10.
- Aquino Neto, S. D., Magri, T. C., Silva, G. M. D., & Andrade, A. R. D. (2011). Tratamento de resíduos de corante por eletrofloculação: um experimento para cursos de graduação em química. *Química Nova*, 34(8), 1468-1471.
- Barrera-Díaz, C., Urena-Nunez, F., Campos, E., Palomar-Pardavé, M., & Romero-Romo, M. (2003). A combined electrochemical-irradiation treatment of highly colored and polluted industrial wastewater. *Radiation physics and chemistry*, 67(5), 657-663.
- Bukhari, A. A. (2008). Investigation of the electro-coagulation treatment process for the removal of total suspended solids and turbidity from municipal wastewater. *Bioresource technology*, 99(5), 914-921.
- Cerqueira, A. A. (2006). *Aplicação da técnica de eletrofloculação no tratamento de efluentes têxteis* (Doctoral dissertation). p.1-111.
- Cerqueira, A., Russo, C., & Marques, M. R. C. (2009). Electroflocculation for textile wastewater treatment. *Brazilian Journal of Chemical Engineering*, 26(12), 659-668.
- Chaturvedi, S. I. (2013). Electrocoagulation: a novel waste water treatment method. *International journal of modern engineering research*, 3(1), 93-100.
- Chen, G. (2004). Electrochemical technologies in wastewater treatment. *Separation and purification Technology*, 38(1), 11-41.
- Combatt, M. P. M., Mendonça, R. C. S., Valente, G. D. F. S., & Silva, C. M. (2017). Validação do processo de eletrocoagulação e avaliação da eletrodissolução de eletrodos no tratamento de efluentes de abatedouros de aves. *Química Nova*, 40(4), 447-453.
- Crespilho, F. N., Santana, C. G., & Rezende, M. O. O. (2004). Tratamento de efluente da indústria de processamento de coco utilizando eletrofloculação. *Química Nova*, 27(3), p. 387-392.
- Dalvand, A., Gholami, M., Joneidi, A., & Mahmoodi, N. M. (2011). Dye removal, energy consumption and operating cost of electrocoagulation of textile wastewater as a clean process. *Clean–Soil, Air, Water*, 39(7), 665-672.

- Daneshvar, N., Oladegaragoze, A., & Djafarzadeh, N. (2006). Decolorization of basic dye solutions by electrocoagulation: an investigation of the effect of operational parameters. *Journal of hazardous materials*, 129(3), 116-122.
- Deshannavar, U. B., Ratnamala, G. M., Kalburgi, P. B., El-Harabawi, M., Agarwal, A., Shet, M., ... & Bhandare, P. (2016). Optimization, kinetic and equilibrium studies of disperse yellow 22 dye removal from aqueous solutions using Malaysian teak wood sawdust as adsorbent. *Indian Chemical Engineer*, 58(1), 12-28.
- Doggaz, A., Attour, A., Mostefa, M. L. P., Côme, K., Tlili, M., & Lopicque, F. (2019). Removal of heavy metals by electrocoagulation from hydrogenocarbonate-containing waters: Compared cases of divalent iron and zinc cations. *Journal of Water Process Engineering*, 29(1), 100796.
- dos Santos, A. A. M., Guimarães, E. A., & de Brito, G. P. (2013). Gestão da qualidade: conceito, princípio, método e ferramentas. *Revista Científica INTERMEIO*, 1(2), 91-101.
- Fayad, Nidal. (2017). The application of electrocoagulation process for wastewater treatment and for the separation and purification of biological media. Chemical and Process Engineering. Université Clermont Auvergne. (*Doctoral dissertation*).
- Fernandes, T. F., Nóbrega, C. C. S., Alexandre, G. B., & Silva, J. N. (2019). Estudo e Monitoramento Tecnológico do Tratamento de Efluentes por Eletrocoagulação. *Cadernos de Prospecção*, 12(2), 388-388.
- Foguel, M. V., & Sotomayor, M. P. T. (2016). Polímero Molecularmente Impresso (MIP) como fase sensora e como sorvente. In: Corantes: caracterização química, toxicológica, métodos de detecção e tratamento / Org. Maria V. Boldrin Zanoni, Hideko Yamanaka. 1. ed. São Paulo: *Cultura Acadêmica*, p.347.
- Gili, I. (2015). Tratamento de efluentes por eletrólise: estudo de caso para efluentes têxteis (*Doctoral dissertation*). p.1-102.
- GOBBI, L. C. A. (2013). Tratamento de água oleosa por eletrofloculação (*Doctoral dissertation*). p. 1-120.
- Hashim, K. S., Al-Saati, N. H., Alquzweeni, S. S., Zubaidi, S. L., Kot, P., Kraidi, L., ... & Alwash, R. (2019, August). Decolourization of dye solutions by electrocoagulation: an investigation of the effect of operational parameters. *Materials Science and Engineering*, 584(1), 012024.
- Holt, PK, Barton, GW, Wark, M., & Mitchell, CA (2002). Uma comparação quantitativa entre dosagem química e eletrocoagulação. *Colóides e Superfícies A: Aspectos Físico-Químicos e de Engenharia*, 211(3), 233-248.
- Juarez João, J., Vieira Alves, A., Luiz Vieira, J., Emerick, T., & Souza Silva, C. (2020). Eletrocoagulação-flotação: uma tecnologia mais sustentável para tratamento de efluentes de frigoríficos de suínos. *Revista em Agronegócios e Meio Ambiente*, 13(3), 1091-1112.
- Koby, M., Can, O. T., & Bayramoglu, M. (2003). Treatment of textile wastewaters by electrocoagulation using iron and aluminum electrodes. *Journal of Hazardous Materials*, 100 (1-3), 163-178.
- Koby, M., Hiz, H., Senturk, E., Aydin, C., & Demirbas, E. (2006). Treatment of potato chips manufacturing wastewater by electrocoagulation. *Desalination*, 190(1), 201-211.
- Koby, M., Senturk, E., & Bayramoglu, M. (2006). Treatment of poultry slaughterhouse wastewaters by electrocoagulation. *Journal of Hazardous Materials*, 133(1-3), 172-176.
- Liang, CZ, Sun, SP, Li, FY, Ong, YK e Chung, TS (2014). Treatment of highly concentrated wastewater containing multiple synthetic dyes by a combined process of coagulation/flocculation and nanofiltration. *Journal of Membrane Science*, 469(1), 306-315.
- Mattos, J. C. P., Almeida, V. M., Granja, D. S., Nunes, G. S., & Vieira, L. J. S. (2016). Prospecção tecnológica sobre técnicas de eletroflotação e eletrocoagulação aplicadas no tratamento das águas residuárias das indústrias do ramo do látex. *Cadernos de Prospecção*, 9(3), 287-287.
- Mollah, MYA, Schennach, R., Parga, JR, & Cocke, DL (2001). Electrocoagulation (EC) — science and applications. *Journal of Hazardous Materials*, 84(1), 29-41.
- Mollah, M. Y., Pathak, S. R., Patil, P. K., Vayuvegula, M., Agrawal, T. S., Gomes, J. A. G., Kesmez, M., & Cocke, D. L. (2004). Treatment of orange II azo-dye by electrocoagulation (EC) technique in a continuous flow cell using sacrificial iron electrodes. *Journal of Hazardous Materials*, 109(1-3), 165-171.
- Moraes, D. S. D. L., & Jordão, B. Q. (2002). Degradação de recursos hídricos e seus efeitos sobre a saúde humana. *Revista de saúde pública*, 36(3), 370-374.
- Naje, A.S., Chelliapan, S., Zakaria, Z., Ajeel, M. A., & Alaba, P. A. (2017). A review of electrocoagulation technology for the treatment of textile wastewater. *Reviews in Chemical Engineering*, 33(3), 263-292.
- Palácio, S. M., Fagundes-Klen, M. R., Oliveira, C. C., Garcia, J. C., & Manenti, D. R. (2015). Combinação dos processos eletrocoagulação e fotocatalise heterogênea no tratamento de um efluente têxtil clorado. *Engevista*, 17(3), 407-420.
- Paschoal, F. M. M., & Tremiliosi-Filho, G. (2005). Aplicação da tecnologia de eletrofloculação na recuperação do corante índigo azul a partir de efluentes industriais. *Química Nova*, 28(5), 766-772.
- Piovesan, Maurício. (2017). Tratamento de efluentes industriais utilizando eletrofloculação com eletrodos de alumínio e ferro (*Doctoral dissertation*). p. 1-90.
- Queiroz, M. T. A., Queiroz, C. A., Alvim, L. B., Sabará, M. G., Leão, M. M. D., & Amorim, C. C. (2019). Reestruturação na forma do tratamento de efluentes têxteis: uma proposta embasada em fundamentos teóricos. *Gestão & Produção*, 26(1), e1149.
- Santos, G. D., Silva, J. M. D., Villegas-Aragón, J. A., Costa, S. S. L. D., Palomino-Romero, J. A. (2021). Optimization of guava juice wastewater electrochemical treatment. *Research, Society and Development*, 10(2), 1-19.

Särkkä, H., Vepsäläinen, M., & Sillanpää, M. (2015). Natural organic matter (NOM) removal by electrochemical methods — A review. *Journal of electroanalytical chemistry*, 755 (1), 100-108.

Şengil, İ. A., & Özacar, M. (2009). The decolorization of C.I. Reactive Black 5 in aqueous solution by electrocoagulation using sacrificial iron electrodes. *Journal of Hazardous Materials*, 161(2-3), 369-1376.

Silva, S. N., Siqueira, E. C., Gomes, J. P., Wanderley, R. O. S., Silva, P. B. (2020). Qualidade de água tratada com sementes de Moringa Oleifera Lam. *Research, Society and Development*. 9(4), 1-9.

Souza, C. F. & Hemkemeier, M. (2020). Pós tratamento por eletrocoagulação de efluente do processamento do soro de leite tratado por reator anaeróbio. *Research, Society and Development*. 9(9), 1-26.

Srivastava, A., Shukla, S., Jangid, N. K., Srivastava, M. & Vishwakarma, R. (2019). World of the dye. In: Wani, K. A., Jangid, N. K., & Bhat, A. R. *Impact of textile dyes on public health and the environment*. 10.4018/978-1-7998-0311-9.