



11º SIMPÓSIO
INTERNACIONAL
DE QUALIDADE
AMBIENTAL

02 A 04 DE
OUTUBRO
PORTO ALEGRE-RS
TEATRO DA PUCRS



TEMA
meio ambiente,
política & economia

OTIMIZAÇÃO DE PROCESSO ELETRO-FENTON NA REMOÇÃO DE COMPOSTOS AROMÁTICOS (ABSORBÂNCIA 254 nm) EM LIXIVIADO DE ATERRO SANITÁRIO

Leandro Pellenz - leandropellenz@hotmail.com. Engenheiro ambiental e sanitarista. Programa de Pós-Graduação em Ambiente e Tecnologias Sustentáveis (PPGATS) pela Universidade Federal da Fronteira Sul, Campus Cerro Largo/RS.

Francine Bueno – francine.bueno@hotmail.com. Engenheira ambiental e sanitarista. Programa de Pós-Graduação em Ambiente e Tecnologias Sustentáveis (PPGATS) pela Universidade Federal da Fronteira Sul, Campus Cerro Largo/RS.

Jonas Jean Inticher - jonas.inticher@hotmail.com. Engenheiro ambiental e sanitarista pela Universidade Federal da Fronteira Sul, Campus Cerro Largo/RS.

Camila Fernanda Zorzo - camilafzorzo@gmail.com. Engenheira ambiental e sanitarista pela Universidade Federal da Fronteira Sul, Campus Cerro Largo/RS.

Fernando Henrique Borba - fernando.borba@uffs.edu.br. Doutor em Engenharia Química. Programa de Pós-Graduação em Ambiente e Tecnologias Sustentáveis (PPGATS) pela Universidade Federal da Fronteira Sul, Campus Cerro Largo/RS.

Resumo: O lixiviado é um dos subprodutos da degradação de resíduos em aterro sanitários e consiste em um efluente altamente contaminado por uma grande variedade de poluentes, muitos deles com características tóxicas, recalcitrantes e de baixa degradabilidade. Neste contexto, este trabalho teve como objetivo avaliar a aplicação do processo eletro-oxidativo avançado eletro-Fenton para a remoção de poluentes de lixiviado de aterro sanitário. Os experimentos foram conduzidos em um reator batelada, tendo como eletrodos um conjunto de 4 placas de ferro fundido, com cátodos e ânodos dispostos de maneira intercalada. Em tempos de eletrólises de 0 a 120 min, foram investigadas as remoções de compostos aromáticos (absorbância em 254 nm), cor e turbidez, em função da intensidade de corrente (0,5 a 4,5 A) e da concentração de H₂O₂ adicionada (400 a 1800 mg L⁻¹). Para determinar as melhores condições experimentais do processo eletro-Fenton foi aplicada uma metodologia de superfície de resposta. Os melhores resultados foram observados em intensidade de corrente 0,5 A e concentração inicial de H₂O₂ de 700 mg L⁻¹, em pH 4 e tempo de eletrólise de 60 minutos, alcançando uma remoção máxima próxima de 90% dos compostos aromáticos (absorbância em 254 nm). Este processo demonstrou-se eficiente para o tratamento de lixiviado de aterro sanitário, sugerindo seu uso como polimento final, minimizando os impactos ambientais ocasionados pelo descarte inadequado destes efluentes em corpos hídricos.

Palavras-chave: Lixiviado de Aterro Sanitário. Processos Eletro-Oxidativos Avançados. Eletro-Fenton.

Realização

ABES-RS



Correalização



Informações:

qualidadeambiental.org.br
abes-rs@abes-rs.org.br
(51) 3212.1375



11º SIMPÓSIO
INTERNACIONAL
DE QUALIDADE
AMBIENTAL

02 A 04 DE
OUTUBRO
PORTO ALEGRE-RS
TEATRO DA PUCRS



TEMA
meio ambiente,
política & economia

OPTIMIZATION OF ELETRO-FENTON PROCESS IN THE REMOVAL OF AROMATIC COMPOUNDS (ABSORBANCE 254 NM) IN LANDFILL LEACHATE

Abstract: *The leachate is one of the by-products of waste degradation in landfills and consists of an effluent highly contaminated by a large variety of pollutants, many of them with toxic, recalcitrant and low degradability characteristics. Within this context, this work aimed to evaluate the application of the electro-Fenton advanced oxidation process to remove pollutants from landfill leachate. The experiments were performed in a batch reactor, having as electrodes four iron plates, with cathodes and anodes arranged in an interleaved way. In electrolysis times 0 to 120 min, the removals of aromatic compounds (absorbance in 254 nm), color and turbidity were investigated as a function of current intensity (0.5 a 4.5 A) and H₂O₂ added concentration (400 to 1800 mg L⁻¹). In order to determine the best experimental conditions of the process, a response surface methodology was applied. The best results were observed in current intensity 0,5 A and H₂O₂ added concentration of 700 mg L⁻¹, pH 4 and 60-minutes electrolysis time, achieving a maximal removal near 90% of aromatic compounds (absorbance in 254 nm). This process showed to be efficient in landfill leachate treatment, with its use being suggested as a final polishing treatment, minimizing the environmental impacts of its inadequate disposal of this wastewater into water bodies.*

Keywords: *Landfill Leachate. Advanced Electro-Oxidation Processes. Electro-Fenton.*

1. INTRODUÇÃO

Atualmente a utilização de aterros sanitários pode ser considerado o método mais utilizado no mundo, tanto para a disposição final de resíduos sólidos urbanos (RSU) como resíduos industriais. Este método caracteriza-se por possuir vantagens econômicas, possibilitando a decomposição controlada do resíduo em material inerte e minimizando seus potenciais impactos ambientais e sobre a saúde humana (RENOU et al., 2008).

No entanto, o processo de decomposição dos resíduos, sua umidade e percolação da água da chuva estão associados à geração de um subproduto, denominado lixiviado de aterro sanitário (LAS). O LAS consiste em um efluente altamente contaminado por uma variedade de poluentes, com destaque para grandes quantidades de matéria orgânica, sais clorados orgânicos e inorgânicos, nitrogênio amoniacal e metais pesados, sendo que suas características podem apresentar uma grande variação espaço-temporal (FAN et al., 2006; ÖMAN; JUNESTEDT, 2008; ZOUBOULIS; XIAO-LI CHAI; KATSOYIANNIS, 2004). Devido a estas características, o LAS é considerado um dos maiores problemas ambientais da atualidade em termos de poluição dos solos e das águas superficiais e subterrâneas, demandando um tratamento adequando antes da seu despejo no ambiente (WU et al., 2011).

Processos convencionais de tratamento de efluentes, tais como os biológicos são comumente usados no tratamento de LAS, devido à sua simplicidade e custo-benefício na remoção de poluentes orgânicos biodegradáveis. Entretanto, processos biológicos podem ter sua eficiência e aplicabilidade limitada devido à presença de substâncias tóxicas aos microrganismos e baixa fração de demanda bioquímica de oxigênio em relação a demanda química de oxigênio (DBO5/DQO), que confere características recalcitrantes ao LAS (RENOU et al., 2008; ZAZOULI et al., 2012). Processos físico-químicos são considerados adequados de pré-tratamento ou tratamento completo de LAS

Realização

ABES-RS



Correalização



Informações:

qualidadeambiental.org.br
abes-rs@abes-rs.org.br
(51) 3212.1375



11º SIMPÓSIO
INTERNACIONAL
DE QUALIDADE
AMBIENTAL

02 A 04 DE
OUTUBRO
PORTO ALEGRE-RS
TEATRO DA PUCRS



TEMA
meio ambiente,
política & economia

recalcitrantes e com constituintes tóxicos (GOI ANNA; VERESSININA YELENA; TRAPIDO MARINA, 2010).

Neste contexto, por possuírem um alto potencial de degradação e baixa seletividade de poluentes, os Processos Oxidativos Avançados (POAs) se destacam como uma alternativa interessante para o tratamento de efluentes com compostos não degradáveis pelos sistemas de tratamento convencionais (OLLER; MALATO; SÁNCHEZ-PÉREZ, 2011). Os POAs são divididos em várias classes, tendo como princípio principal a geração in situ de oxidantes, especialmente os radicais hidroxila ($\text{OH}\cdot$). Estes radicais possuem um alto potencial oxidativo, degradando e/ou mineralizando os poluentes presentes no efluente (ARAÚJO et al., 2016).

Dentre os POAs destacam-se os Processos Eletro-Oxidativos Avançados (PEOAs), sendo estes baseados na aplicação de uma intensidade de corrente através de eletrodos, acarretando na oxidação dos componentes orgânicos através da superfície do ânodo. Aliado a um PEOA pode ser aplicado o processo Fenton que consiste na formação de $\text{OH}\cdot$ a partir da adição de peróxido de hidrogênio (H_2O_2) e um íon ferroso como catalisador. A combinação de um PEOA com uma reação Fenton é denominada Eletro-Fenton (EF) (BRILLAS; SIRÉS; OTURAN, 2009; MOREIRA et al., 2017).

Neste contexto, este trabalho teve como objetivo avaliar a eficiência do processo EF para a remoção de poluentes de LAS. Em tempos de eletrólises de 0 a 120 min, foram investigadas as remoções de compostos aromáticos (absorbância em 254 nm), cor e turbidez, em função da intensidade de corrente e da concentração de H_2O_2 adicionada. Para determinar as melhores condições experimentais do processo EF foi aplicada uma metodologia de superfície de resposta.

2. MATERIAIS E MÉTODOS

Os materiais e métodos utilizados nesta pesquisa e as metodologias aplicadas são descritas a seguir. Os procedimentos experimentais foram realizados no Laboratório de Efluentes e de Águas da Universidade Federal da Fronteira Sul, Campus Cerro Largo-RS.

2.1. AMOSTRAS DE LAS

As amostras de LAS foram coletadas em uma Central de Tratamento de RSU, situada no município de Giruá no Rio Grande do Sul- Brasil. Neste local é realizada a disposição de RSU coletado em diversos municípios da região. A Central funciona desde abril de 2011, está instalada em uma área de 20 hectares e opera com uma capacidade diária de 300 toneladas dia^{-1} . O resíduo recebido é previamente triado, sendo que apenas o material orgânico é depositado nas células de tratamento. O lixiviado resultante do processo de disposição dos resíduos, percola até os drenos de onde é direcionado para um sistema de tratamento de efluentes baseado na nanofiltração e osmose reversa. Neste trabalho foram utilizadas amostras do lixiviado bruto, sendo os volumes de amostras do LAS tratado e não tratado preservados de acordo com as metodologias descritas no Standard Methods (APHA; AWWA; WPCF, 2005).

2.2. REAGENTES E SOLVENTES

O reagente Fenton utilizado foi peróxido de hidrogênio (H_2O_2) (ALPHATEC, 30% v/v, 1.10 g cm^{-3}). Ácido sulfúrico (Vetec, 1,5 M) e hidróxido de sódio (ALPHATEC, 6 M) foram utilizados, quando necessário, para o ajuste de pH das amostras. Para as determinações Fe^{2+} , Fe^{3+} e Fe total em solução foram utilizados ácido acético (Panreac, 99,5%), bem como 1,10-fenantrolina ($\text{C}_{12}\text{H}_8\text{N}_2$, Fluka, 99%) e ácido ascórbico ($\text{C}_6\text{H}_8\text{O}_6$, Synth, 176,13%). Metavanadato de amônia (Sigma-Aldrich) foi empregado na determinação de H_2O_2 . A água destilada utilizada foi produzida

Realização

ABES-RS



Correalização



Informações:

qualidadeambiental.org.br
abes-rs@abes-rs.org.br
(51) 3212.1375



11º SIMPÓSIO
INTERNACIONAL
DE QUALIDADE
AMBIENTAL

02 A 04 DE
OUTUBRO
PORTO ALEGRE-RS
TEATRO DA PUCRS



TEMA
meio ambiente,
política & economia

através de um sistema Millipore® (Nova Instruments, NI 2007). Todos os reagentes e solventes químicos utilizados apresentam pureza de grau analítico.

2.3. REATOR ELETRO-FENTON

Para a realização dos experimentos, bem como aplicação e monitoramento das condições do processo EF foi montado um reator de bancada no Laboratório de Efluentes da UFFS/Campus Cerro Largo-RS.

O módulo consiste em um béquer de vidro borossilicato de 1000 ml colocado sobre um agitador magnético (Centauro, modelo CAMA-15), contendo uma barra magnética para homogeneização do efluente. Para a aplicação da intensidade de corrente no LAS foi inserido um módulo composto por quatro eletrodos de ferro fundido, sendo dois cátodos e dois ânodos, dispostos de maneira intercalada a uma distância de 1,5 cm entre eletrodos. As dimensões dos eletrodos foram de 7,5 x 6,0 x 0,2 cm, perfazendo uma área efetiva entre placas de 152,22 cm². A corrente elétrica é fornecida por uma fonte de corrente contínua (BK PRECISION / 1687B (20 V/10 A). Para a medição e monitoramento da temperatura e pH do LAS foi utilizado um pHmetro de bancada (MS Tecnopon - MPA-210).

2.4. PROCEDIMENTO E ENSAIOS EXPERIMENTAIS

Para a realização dos ensaios experimentais utilizando o processo EF foi utilizado um volume de 800 mL do LAS e realizado o ajuste do pH inicial para 4. Concentrações de H₂O₂ (435 – 1565 mg L⁻¹) foram adicionadas ao reator sob condições de intensidade de corrente contínua (0,7 a 4,3 A), conforme proposto por um delineamento experimental. As condições operacionais utilizadas e faixas de parâmetros testadas são descritas na literatura (UMAR; AZIZ; YUSOFF, 2010).

Em tempos de eletrólise de 0, 5, 15, 30, 60, 90 e 120 minutos foram coletadas alíquotas de 20 mL do LAS, sendo estas previamente centrifugadas a 3200 rpm durante 2 min (CELM, LS-3 Plus) e realizadas as determinações analíticas descritas na seção 3.5. A cada 15 minutos foi realizada a inversão de polaridade dos eletrodos para evitar sua passivação e desgaste do material acarretando na redução da eficiência do processo. Durante os experimentos do processo EF foram monitorados os parâmetros: temperatura, concentração residual de H₂O₂ e Fe total.

2.5. DETERMINAÇÕES ANALÍTICAS

As leituras das concentrações residuais de H₂O₂, absorvância em 254 nm, cor, concentração de Fe²⁺ e Fe³⁺ foram realizadas em um espectrofotômetro UV-Vis (Shimadzu, modelo UV-1610PC). Para a determinação da concentração residual de H₂O₂ foi utilizado o método metavanadato de amônio, através da reação do H₂O₂ com metatavanadato de amônio para formar um cátion de cor vermelho-alaranjado, detectado por espectrofotometria em comprimento de onda 450 nm (NOGUEIRA; OLIVEIRA; PATERLINI, 2005).

A concentração dos íons Fe²⁺ e Fe³⁺ foi determinada por meio do método colorimétrico utilizando 1:10 Fenantrolina. Para Fe²⁺, o método baseia-se na complexação do cátion de ferro com Fenantrolina, formando um complexo colorido, detectado por espectrofotometria em comprimento de onda 510 nm. Para a mensuração do íon Fe³⁺ adiciona-se ácido ascórbico. A concentração total de ferro em solução pode ser obtida pela soma das concentrações dos íons Fe²⁺ e Fe³⁺.

A absorvância relativa aos compostos aromáticos foi obtida pelo espectrofotômetro UV-vis em comprimento de onda 254 nm. A cor foi determinada por pelo método descrito no Standard Methods (APHA; AWWA; WPCF, 2005) que quantifica a cor na escala Platina-Cobalto (Pt-Co). A turbidez foi mensurada através de um turbidímetro (PoliControl, AP 2000 iR) e expressa em Unidades Nefelométricas de Turbidez (NTU).

Realização

ABES-RS



Correalização



Informações:

qualidadeambiental.org.br
abes-rs@abes-rs.org.br
(51) 3212.1375



11º SIMPÓSIO
INTERNACIONAL
DE QUALIDADE
AMBIENTAL

02 A 04 DE
OUTUBRO
PORTO ALEGRE-RS
TEATRO DA PUCRS



TEMA
meio ambiente,
política & economia

3.6. METODOLOGIA DE SUPERFÍCIE DE RESPOSTA

Visando obter as melhores condições dos parâmetros operacionais do reator, foi empregada uma Metodologia de Superfície de Resposta (MSR), desenvolvida a partir da aplicação de um Delineamento Central Composto Rotacional (DCCR). Foi investigada a eficiência das condições experimentais estudadas (concentração de H_2O_2 adicionada e intensidade de corrente aplicada) a partir da variável resposta independente abs. 254 nm.

Para avaliar a influência das variáveis independentes sobre as dependentes foi considerado um modelo polinomial de segunda ordem. Os coeficientes do modelo foram validados pela Análise de Variância (ANOVA) dentro do intervalo de confiança de 95% ($p < 0,05$) e o ajuste dos valores observados (experimental) foi verificado em relação aos valores previstos (modelo polinomial). Uma estimativa de efeitos foi aplicada para verificar a significância ($p < 0,05$) dos coeficientes lineares (q_1 e q_2), quadráticos ($(q_1)^2$, $(q_2)^2$) e suas interações.

3. RESULTADOS E DISCUSSÕES

4.1 TESTES PRELIMINARES

Foram realizados testes preliminares utilizando uma intensidade de corrente aleatória de 0,5 a 4,0 A, para verificar a remoção da abs. 254 nm, cor e turbidez do LAS utilizando o processo EF (ver Fig. 1).

Realização



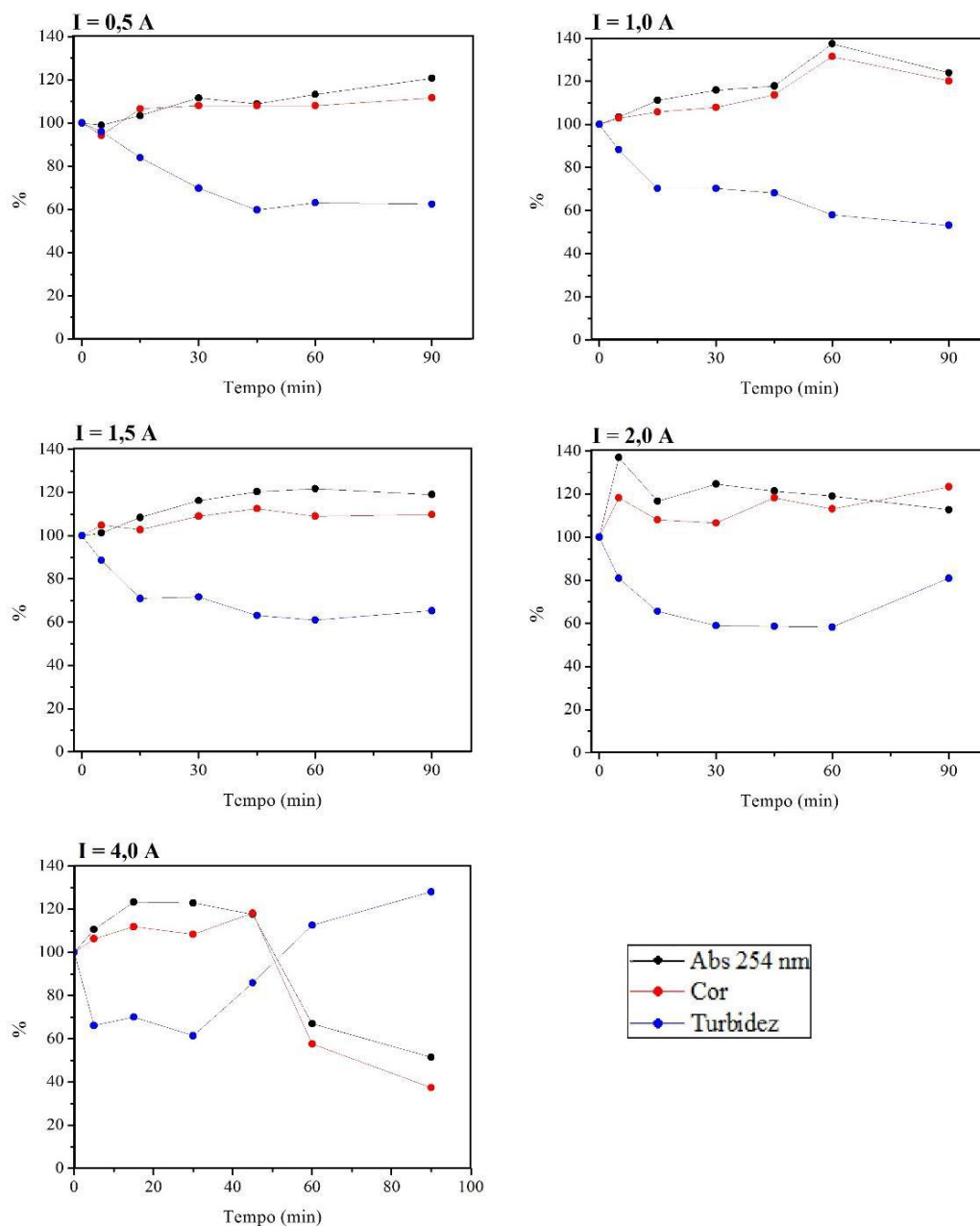
Correalização



Informações:

qualidadeambiental.org.br
abes-rs@abes-rs.org.br
(51) 3212.1375

Figura 1 - Testes preliminares variando a intensidade de corrente aplicada de 0,5 a 4,0 A utilizando o processo EF, em função do tempo de eletrólise.



Para o parâmetro turbidez em 60 minutos de eletrólise verificou-se uma redução para aproximadamente 60% para as intensidades de corrente < 4,0 A, no entanto, um aumento de aproximadamente 10% foi verificado para os parâmetros cor e abs. 254 nm. Este aumento e consequente diminuição da eficiência do processo podem estar vinculados a uma maior dissolução do material do eletrodo, conferindo a solução um aumento na coloração.

Apenas para a intensidade de corrente de 4,0 A pode ser verificada uma remoção a partir dos 40 minutos de eletrólise para a cor e abs. 254 nm, no entanto, elevadas intensidades de corrente não são adequadas, acarretando na diminuição da eficiência processo EF.



Através dos resultados não satisfatórios obtidos nos testes preliminares para a redução da cor, abs. 254 nm e turbidez, verifica-se a necessidade da adição de uma concentração de H_2O_2 , visando potencializar a reações do processo Fenton através da geração de radicais hidroxila.

3.2. DCCR E METODOLOGIA DE SUPERFÍCIE DE RESPOSTA

Para os testes experimentais do DCCR foram avaliadas intensidade de corrente de 0,7 a 4,3 A, concentrações de H_2O_2 de 435 a 1565 $mg L^{-1}$ e uma condição fixa de pH inicial e controlada $\sim 4,0$ em tempos de eletrólise de 0 a 120 min. O parâmetro avaliado estatisticamente foi a remoção da (%) abs. 254 nm em 60 minutos de eletrólise, pois apresentaram os melhores resultados estatísticos dentro de um intervalo de confiança de 95%.

Os resultados das corridas experimentais a partir do DCCR realizado obtiveram uma eficiência do processo EF variando de 27,0 a 83,3% na remoção da abs. 254 nm do LAS. Foi possível verificar que as melhores eficiências de remoção ocorreram para intensidades de corrente e concentrações iniciais de H_2O_2 simultaneamente altas ou baixas, conforme apresentado na Tabela 1.

Tabela 1 - Corridas experimentais do DCCR na remoção percentual de abs. 254 nm em função do tempo de eletrólise de 60 min.

Exp.	Variáveis Independentes		Variável Dependente
	$[H_2O_2]$ $mg L^{-1}$ (q_1)	Intensidade de Corrente (A) (q_2)	% Remoção (abs. 254 nm) 60 min
1	1400	4,0	83,3
2	1000	2,5	78,0
3	1000	0,7	81,2
4	600	1,5	72,9
5	1400	1,5	66,2
6	435	2,5	39,2
7	1000	4,3	50,0
8	1565	2,5	56,5
9	600	4,0	27,0
10	1000	2,5	71,4

A regressão estimou os parâmetros significativos com base na análise de variância (ANOVA). O nível de influência dos parâmetros na remoção de compostos aromáticos é apresentada na Tabela 2.

Realização



Correalização



Informações:

qualidadeambiental.org.br
abes-rs@abes-rs.org.br
(51) 3212.1375



Tabela 2 - Estimativas de efeitos para o DCCR.

Parâmetros	Coef.	p-valor
Média/Interc.	73.88	< 0,01
(q ₁)	0.08	0,01
(q ₁ ²)	-7e-5	0,03
(q ₂)	-32,74	0,02
(q ₂ ²)	-1,22	0,6
(q ₁ .q ₂)	0,03	< 0,01

Verificou-se que os efeitos da interação entre os termos lineares de concentração de H₂O₂ e intensidade de corrente (q₁.q₂) apresentaram um maior efeito (p < 0,01) na remoção (%) de abs. 254 nm, seguidos pelos termos (q₁), (q₁²) e (q₂), com p-valor de 0,01, 0,03 e 0,02 respectivamente. Já o termo quadrático (q₂²) de intensidade de corrente não foi considerado significativo (p > 0,5) (ver Tabela 1).

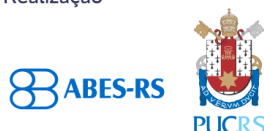
A partir destes resultados, foi proposto um modelo quadrático (ver Eq. 1), validado para a interpretação dos efeitos significativos das variáveis intensidades de corrente (A) e concentração inicial de H₂O₂ do processo EF.

$$\text{Remoção (\% abs. 254 nm)} = 73,88 + 0,08q_1 - 7e-5q_1^2 - 32,74q_2 + 0,03q_1q_2 \quad (1)$$

Este modelo foi elaborado utilizando os coeficientes (q₁).(q₁²), (q₂) e (q₁.q₂), que apresentaram nível de significância do processo EF superiores a 95 % (p < 0,05), em que (q₁) representa a concentração de H₂O₂ adicionada e (q₂) representa a intensidade de corrente aplicada. Para prescrever a resposta dependente (% Remoção de abs. 254 nm) deverão ser utilizados os valores dos coeficientes, apresentados na Tabela 1.

Os valores experimentais, assim como as tendências das melhores condições do processo EF podem ser melhores visualizados nas representações gráficas 2-D e 3-D, nos quais a remoção de abs. 254 nm (%) é apresentada em função dos parâmetros intensidade de corrente (A) e concentração inicial de H₂O₂ (mg L⁻¹), conforme apresentado na Figura 2.

Realização



Correalização

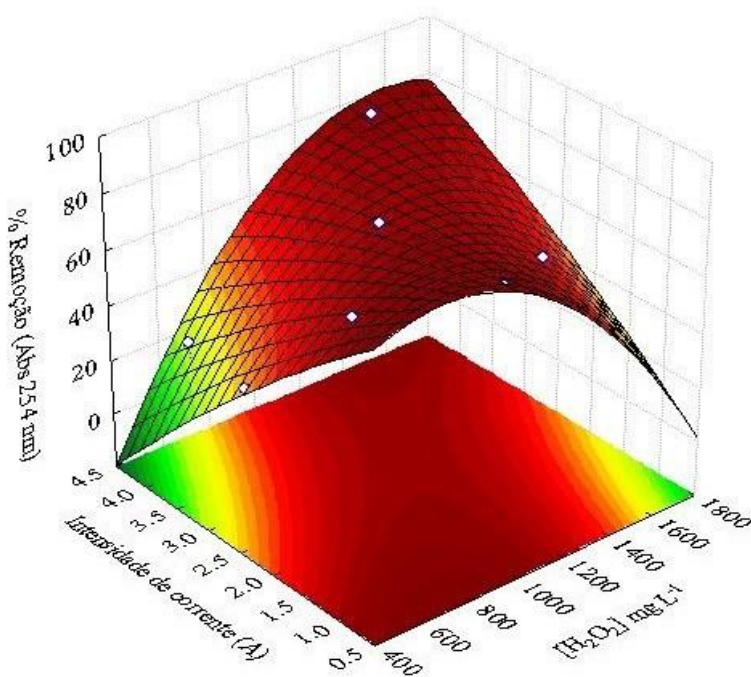
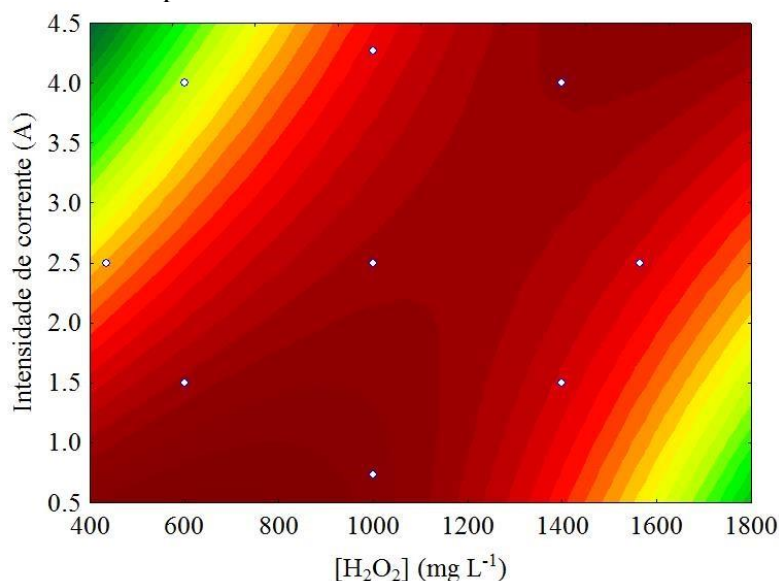


Informações:

qualidadeambiental.org.br
abes-rs@abes-rs.org.br
(51) 3212.1375



Figura 2 - Superfície de resposta da remoção percentual de Abs 254 nm, em função das variáveis independentes do reator.



Observa-se que as melhores condições do processo EF em termos de eficiência de remoção da abs. 254 nm (~90%) se localizam em uma faixa que vai desde intensidades de corrente baixas (~0,5 A) combinadas com as menores concentrações iniciais de H_2O_2 (~700 $mg L^{-1}$), até intensidades de corrente mais altas (~4,5 A) associadas com maiores concentrações iniciais de H_2O_2 (~1600 $mg L^{-1}$).

Quanto mais elevada à intensidade de corrente utilizada mais espécies oxidantes são formadas no meio reacional, no entanto, seu aumento requer também a adição de maiores

Realização



Correalização



Informações:

qualidadeambiental.org.br
abes-rs@abes-rs.org.br
(51) 3212.1375



11º SIMPÓSIO
INTERNACIONAL
DE QUALIDADE
AMBIENTAL

02 A 04 DE
OUTUBRO
PORTO ALEGRE-RS
TEATRO DA PUCRS



TEMA
meio ambiente,
política & economia

concentrações de H_2O_2 , visando manter a fração $[\text{H}_2\text{O}_2]/[\text{Fe}^{2+}]$, para não reduzir a eficiência do processo por meio de reações intermediárias. Além disso, nestas condições ocorre uma maior geração de lodo no processo, sendo necessário seu tratamento e destinação final adequado (MOREIRA *et al.*, 2017).

Dentro disso, verifica-se que intensidades de corrente próximas a 0,5 A e concentrações iniciais de H_2O_2 entre 600 e 800 mg L^{-1} tornam-se adequadas para o processo EF na remoção da abs. 254 nm, visando assim uma menor geração de lodo e a diminuição dos custos operacionais do processo através de uma redução na energia e uso de reagentes nestas condições.

4. CONSIDERAÇÕES FINAIS

Através da realização deste trabalho foi possível determinar as melhores condições de intensidade de corrente aplicada (A) e concentração inicial de H_2O_2 adicionada (mg L^{-1}) pela aplicação de um DCCR no processo EF para a remoção da abs. 245 nm (compostos aromáticos) do LAS.

Concluiu-se que para a obtenção das melhores condições experimentais dentro dos parâmetros investigados, deve-se realizar a aplicação simultânea de uma intensidade de corrente próxima a 0,5 A e adição de uma concentração inicial de H_2O_2 de aproximadamente 700 mg L^{-1} em 60 minutos de eletrólise, uma vez que neste tempo de processo a concentração de H_2O_2 foi consumido quase totalmente, tornando desnecessário a continuidade do processo.

Valores mais altos de intensidade de corrente, até 4,5 A também podem ser aplicados, desde que também seja adicionada uma concentração inicial mais elevada de H_2O_2 , acarretando em custos maiores do processo, com energia e reagentes, além de uma maior geração de lodo no processo.

Embora os testes cinéticos realizados tenham apresentado resultados satisfatórios para a remoção de abs. 254 nm, outras variáveis do processo EF também poderiam ser avaliados a fim de melhorar a eficiência, tais como: o material dos eletrodos, a distância entre eletrodos, a área de eletrólise, a adição de oxigênio no meio reacional e o pH da solução.

Dentro disso, é possível verificar que a aplicação do processo EF vem despontando como um método alternativo e inovador para a minimização dos impactos ambientais causados pelo LAS em corpos receptores, no entanto, este processo apresenta desvantagens como seu alto custo de implantação, sugerindo-se seu uso como polimento final no tratamento de LAS, em um sistema integrado com processos biológicos e/ou físico-químicos convencionais.

AGRADECIMENTOS

Os autores agradecem ao Conselho de Desenvolvimento Científico e Tecnológico - CNPq pelo apoio financeiro (Projeto Universal 2016 – Número do processo: 429116/2016-0).

5. REFERÊNCIAS E CITAÇÕES

APHA; AWWA; WPCF. **Standard methods for the examination of water and wastewater**. 21. ed. Washington, DC: American Public Health Association, 2005.

ARAÚJO, K. S. DE et al. Processos oxidativos avançados: uma revisão de fundamentos e aplicações no tratamento de águas residuais urbanas e efluentes industriais. **Revista Ambiente & Água**, v. 11, p. 387–401, 2016.

BRILLAS, E.; SIRÉS, I.; OTURAN, M. A. Electro-Fenton Process and Related Electrochemical Technologies Based on Fenton's Reaction Chemistry. **Chemical Reviews**, v. 109, n. 12, p. 6570–6631, 9 dez. 2009.

Realização

ABES-RS



Correalização



Informações:

qualidadeambiental.org.br
abes-rs@abes-rs.org.br
(51) 3212.1375



11º SIMPÓSIO
INTERNACIONAL
DE QUALIDADE
AMBIENTAL

02 A 04 DE
OUTUBRO
PORTO ALEGRE-RS
TEATRO DA PUCRS



TEMA
meio ambiente,
política & economia

FAN, H. et al. Characteristics of landfill leachates in central Taiwan. **Science of The Total Environment**, v. 361, n. 1, p. 25–37, 15 maio 2006.

GOI ANNA; VERESSININA YELENA; TRAPIDO MARINA. Fenton Process for Landfill Leachate Treatment: Evaluation of Biodegradability and Toxicity. **Journal of Environmental Engineering**, v. 136, n. 1, p. 46–53, 1 jan. 2010.

MOREIRA, F. C. et al. Electrochemical advanced oxidation processes: A review on their application to synthetic and real wastewaters. **Applied Catalysis B: Environmental**, v. 202, p. 217–261, 1 mar. 2017.

NOGUEIRA, R. F. P.; OLIVEIRA, M. C.; PATERLINI, W. C. Simple and fast spectrophotometric determination of H₂O₂ in photo-Fenton reactions using metavanadate. **Talanta**, v. 66, n. 1, p. 86–91, 31 mar. 2005.

OLLER, I.; MALATO, S.; SÁNCHEZ-PÉREZ, J. A. Combination of Advanced Oxidation Processes and biological treatments for wastewater decontamination—A review. **Science of The Total Environment**, v. 409, n. 20, p. 4141–4166, 15 set. 2011.

ÖMAN, C. B.; JUNESTEDT, C. Chemical characterization of landfill leachates – 400 parameters and compounds. **Waste Management**, v. 28, n. 10, p. 1876–1891, 1 jan. 2008.

RENOU, S. et al. Landfill leachate treatment: Review and opportunity. **Journal of Hazardous Materials**, v. 150, n. 3, p. 468–493, 11 fev. 2008.

UMAR, M.; AZIZ, H. A.; YUSOFF, M. S. Trends in the use of Fenton, electro-Fenton and photo-Fenton for the treatment of landfill leachate. **Waste Management**, v. 30, n. 11, p. 2113–2121, 2010.

WU, Y. et al. Transformation of pollutants in landfill leachate treated by a combined sequence batch reactor, coagulation, Fenton oxidation and biological aerated filter technology. **Process Safety and Environmental Protection**, v. 89, n. 2, p. 112–120, 1 mar. 2011.

ZAZOULI, M. A. et al. Municipal solid waste landfill leachate treatment by fenton, photo-fenton and fenton-like processes: Effect of some variables. **Iranian Journal of Environmental Health Science & Engineering**, v. 9, n. 1, p. 3–3, 2012.

ZOUBOULIS, A. I.; XIAO-LI CHAI; KATSOYIANNIS, I. A. The application of bioflocculant for the removal of humic acids from stabilized landfill leachates. **Journal of Environmental Management**, v. 70, n. 1, p. 35–41, 1 jan. 2004.

Realização



Correalização



Informações:

qualidadeambiental.org.br
abes-rs@abes-rs.org.br
(51) 3212.1375