

AVALIAÇÃO DA EFICIÊNCIA DO TRATAMENTO DE EFLUENTE POR ELETROFLOCULAÇÃO

HENDGES, Letiane T.^{1*}; Roselaine C. R. Reinehr¹; Rubia Hoffmann¹; Fernando H. Borba¹

¹ UFFS, Curso de Engenharia Ambiental e Sanitária, Universidade Federal da Fronteira Sul, Campus Cerro Largo, Rua Jacob Reinaldo Haupenthal, 1580, Bairro São Pedro, Cerro Largo/RS, CEP 97900-000.

*Autor Correspondente: letiane.hendges@hotmail.com

RESUMO

É crescente a preocupação com a poluição dos recursos hídricos, de forma que cada vez são estudadas e desenvolvidas mais tecnologias para melhorar a qualidade dos efluentes a serem lançados em corpos hídricos receptores. Uma dessas tecnologias é a Eletrofloculação (EF), que tem demonstrado elevado potencial no tratamento de uma grande variedade de efluentes, que apresentam mistura de diferentes substâncias. Este trabalho tem à finalidade de aplicar a tecnologia de EF para o tratamento de Lixiviado de Aterro Sanitário (LAS) e para o corante Índigo Carmin (IC), com o objetivo de reduzir a Absorvância (Abs) a λ 254 nm para o LAS e Abs a λ 612 nm para o corante IC. O procedimento experimental foi conduzido em 3 Células Eletrolíticas (CEs) em sistema batelada, uma constituída com quatro eletrodos de Ferro (Fe), outra com quatro eletrodos de Alumínio (Al) e outra com 4 eletrodos híbridos de Ferro e Alumínio (FA). Em um béquer 1000 mL com 800 mL de solução (LAS ou IC), e uma fonte de corrente contínua, alíquotas de 5 mL foram retiradas em intervalos de tempo de 0, 5, 15, 30, 45 e 60 min. As melhores condições experimentais do processo de EF foram observadas em um tempo de 60 min, com os eletrodos de híbrido FA para o LAS, com uma redução da Abs a λ 254 nm de 53,44 % e com os eletrodos de Al para IC, com uma redução de 96,32 % da Abs a λ 612 nm.

Palavras-chave: Eletrofloculação, lixiviado de aterro sanitário, corante Índigo Carmin.

EVALUATION OF EFFICIENCY OF EFFLUENT TREATMENT BY ELETROFLOCCULATION

ABSTRACT

There is a growing concern about the pollution of water resources, so that more and more technologies are being studied and developed to improve the quality of effluents to be released into receiving water bodies. One of these technologies is Electroflocculation (EF), which has demonstrated high potential in the treatment of a wide variety of effluents, which present a mixture of different substances. The aim of this work is to apply EF technology for the treatment of Landfill Leachate (LAS) and Indigo Carmin dye (IC), with the objective of

reducing Absorbance (Abs) at λ 254 nm for LAS and Abs at λ 612 nm for IC dye. The experimental procedure was conducted in 3 electrolytic cells (ECs) in a batch system, one composed of four electrodes of iron (Fe), one with four electrodes of aluminum (Al) and the other with 4 electrodes of iron and aluminum (FA). In a 1000 mL beaker with 800 mL solution (LAS or IC), and a direct current source, 5 mL aliquots were withdrawn at time intervals of 0, 5, 15, 30, 45 and 60 min. The best experimental conditions of the EF were observed in a time of 60 min with the FA hybrid electrodes for LAS, with a reduction of Abs at λ 254 nm of 53.44% and with the electrodes of Al for IC, with a 96.32% reduction of Abs at λ 612 nm.

Keywords: Electroflocculation, landfill leachate, Indigo Carmin dye.

1 INTRODUÇÃO

A água doce é um recurso fundamental para a existência dos seres vivos, e por muito tempo teve-se a percepção de que era um bem infinito. Porém, o uso abusivo e irresponsável desse recurso, seja para abastecimento humano, uso agrícola, industrial para a diluição de efluentes tem levado a projeções de escassez em dimensões mundiais devido a redução da qualidade e conseqüentemente da quantidade desse recurso.

Dentro desse contexto, as indústrias têxteis são geradoras de uma significativa quantidade de despejos aquosos altamente poluidores do meio ambiente, contendo elevada carga orgânica, cor acentuada e compostos tóxicos ao homem e ao meio ambiente. Os corantes indigóides são os de maior uso na indústria têxtil, com aplicações também na indústria de papel e celulose e indústria alimentícia. Os indigóides possuem uma estrutura molecular complexa, o que o torna mais estável quimicamente e mais resistente aos processos utilizados para tratamento de efluentes (CHAVES et al., 2008).

Outro sério problema que leva a contaminação de corpo de águas superficiais e subterrâneos provém dos aterros sanitários pela formação de chorume. O chorume é um líquido produzido pela massa orgânica do lixo durante o processo de degradação biológica. Este líquido em contato com a água da chuva, que percola a massa do aterro, gera o lixiviado, tóxico, com valores elevados de Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO) e Demanda Química de Oxigênio (DQO), traços de metais dissolvidos e amônia (NASCIMENTO FILHO, VON MÜHLEN; CARAMÃO, 2001).

Desse modo, faz-se necessário o desenvolvimento de estudos com o intuito de viabilizar tratamentos eficientes e de baixo custo, específicos para o efluente proveniente destes setores e a tecnologia de EF é um processo que tem demonstrado elevada potencial em

diversas pesquisas no tratamento de efluentes variados, como exemplo: Kobya et al., (2011) para a retirada de arsênio da água potável; Kruthika et al., (2013) no tratamento de águas residuais geradas a partir de planta de produção de gelatina; e no tratamento de efluentes contendo corantes de indústria têxtil (CERQUEIRA, 2006; TONES, 2015).

A técnica de EF pode ser considerada como uma tecnologia relativamente simples, que envolve a utilização de um par de placas metálicas de sacrifício (que dissolvem na solução), frequentemente de alumínio ou ferro, e energia elétrica, que através de reações eletroquímicas gera coagulantes *in situ*. E tem por finalidade tratar efluentes que apresentem em sua composição a mistura de diferentes substâncias de modo eficiente, o que viabiliza seu uso no tratamento de diversos efluentes (CHEN, 2004; DUBRAWSKI; MOHSENI, 2013).

Neste contexto, este artigo tem como objetivo aplicar a tecnologia de EF para o tratamento de efluentes LAS e IC, para redução da Abs a λ 254 nm e Abs a λ 612 nm, respectivamente, utilizando 3 células eletrolíticas com eletrodos de sacrifício de Fe, Al e um eletrodo híbrido de FA.

2 REFERENCIAL TEÓRICO

2.1 LIXIVIADO DE ATERRO SANITÁRIO

O aterro sanitário é a forma mais comum de descarte de resíduos sólidos gerados nas cidades e permite que os resíduos sólidos urbanos se decomponham sob condições controladas até se transformarem em um material estabilizado. Como resultado da degradação pode-se ter o chorume que é percolado pela precipitação (SILVA et al., 2017).

Os efluentes de lixiviação de aterro sanitário apresentam geralmente baixa biodegradabilidade, alta toxicidade e níveis elevados de carga orgânica, principalmente devido a presença de ácidos orgânicos como ácidos húmicos e fúlvicos. Assim, a oxidação biológica não é completamente eficiente no tratamento desse efluente, sendo necessário o desenvolvimento de novos processos de tratamento (CHRISTENSEN et al., 2001; JUCA 2002; LI et al., 2017).

O lixiviado contém compostos aromáticos representam os poluentes orgânicos recalcitrantes ou persistentes, isto é, são compostos de difícil degradação e hidrofóbicos. Além disso, esses compostos têm a característica de serem bioacumulativos, ou seja, sua concentração no tecido dos organismos aquáticos pode ser relativamente alta caso não

possuam mecanismos metabólicos que eliminem estes compostos após sua ingestão (CHRISTENSEN et al., 2001; SILVA et al., 2017).

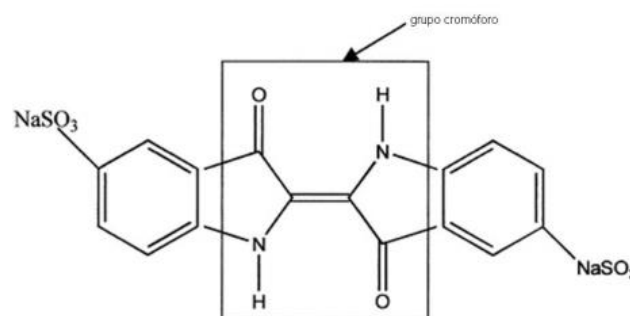
Os compostos aromáticos são formados por complexas cadeias carbônicas compostas por anéis benzênicos, e a grande maioria dos compostos aromáticos absorve no comprimento de onda de 254 nm, medido através do espectrofotômetro (RAVIKUMAR; GUROL, 1994).

2.2 CORANTE INDIGO CARMIN

Os corantes indigóides são os de maior uso na indústria têxtil, sendo aplicados também na indústria de papel e celulose e indústria alimentícia. Sua estrutura molecular é complexa, o que o torna mais estável quimicamente e mais resistente aos processos de biodegradação e de remoção mais comumente utilizados para tratamento de efluentes (CHAVES et al., 2008).

O corante índigo carmin é considerado um indigóide altamente tóxico, podendo causar irritações na pele e na córnea, além de apresentar propriedades cancerígenas e que interferem no desenvolvimento neural; e o seu consumo pode ser fatal. Na Figura 2, ilustra-se as duas estruturas dos corantes, dando-se ênfase para os grupamentos NaSO_3 do Índigo Carmim, os quais lhe confere solubilidade em meio aquoso. E também, é evidenciando o grupo cromóforo, responsável pela cor do corante (SAGGIORO et al., 2012).

Figura 2 - Estrutura do corante Índigo Carmim



Fonte: SAGGIORO et al., 2012

Este composto apresenta como característica absorvância máxima no comprimento de onda de 612 nm, representada como o máximo de absorvância desse composto considerando o espectro de absorção, descrito por Secula; Cretescu; Petrescu, (2011).

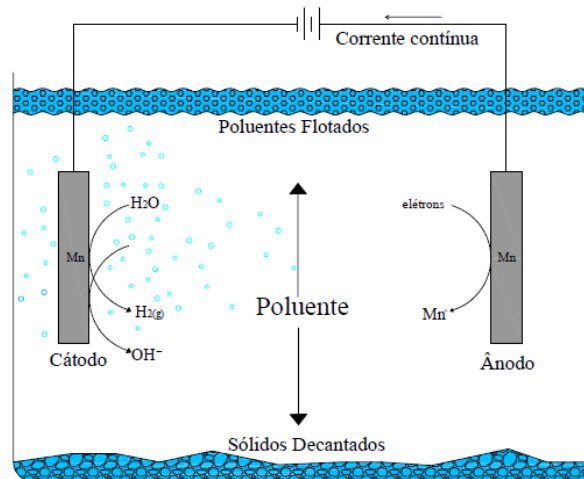
2.3 TECNOLOGIA DE ELETROFLOCULAÇÃO

A EF para o tratamento de águas residuais é uma tecnologia relativamente simples, que envolve a utilização de um par de placas metálicas de sacrifício, frequentemente de alumínio ou ferro, e energia elétrica, que através de reações eletroquímicas gera coagulantes *in situ* (DUBRAWSKI; MOHSENI, 2013).

Além da necessidade de equipamentos simples e de poder ser projetado para capacidades variadas de tratamento de efluentes, não há necessidade de adição de produtos químicos para esse processo, o que reduz significativamente a probabilidade de geração subprodutos. Com isso diminuirá a produção de lodo e minimizará a presença de produtos químicos utilizados como coagulantes nos métodos de tratamento de efluentes convencionais (KHANDEGAR; SAROHA, 2013).

A coagulação eletroquímica, dissolve eletricamente os eletrodos de Al ou de Fe, em íons Al^{n+} ou Fe^{n+} respectivamente, dando origem aos coagulantes. Os íons metálicos são gerados no ânodo, e no cátodo ocorre a liberação do gás hidrogênio, que é responsável por proporcionar a flutuação dos colóides formados, para a superfície do efluente, sendo esse processo chamado de EF (CHEN, 2004). As interações podem ser visualizadas na Figura 1.

Figura 1 - Diagrama esquemático de uma célula de EF com dois eletrodos de escala de bancada



Nota: Mn^+ - íons metálicos (Al e /ou Fe)
 Fonte: Adaptação de Mollah et al. (2004).

A EF pode ser subdividida em três fases, primeiro ocorre a formação dos coagulantes por oxidação eletrolítica dos eletrodos (Fe; Al; FA); a desestabilização dos contaminantes; e a formação dos flocos após a desestabilização das fases (MOLLAH et al., 2001).

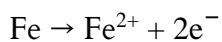
Com a finalidade de proporcionar ambiente adequado para a formação dos coagulantes, a EF baseia-se em aplicar uma corrente elétrica a um “eletrodo de sacrifício” para gerar o coagulante *in situ*, que possibilita a aglomeração dos coloides e posterior coagulação, floculação e flotação dos compostos a serem removidos (TONES, 2015).

Para o eletrodo de Fe mediante oxidação num sistema eletrolítico pode produzir hidróxido de ferro, $Fe(OH)^{n+}$, $Fe_2(OH)_2^{n+}$ onde $n = 2, 3$ ou 4 (CERQUEIRA, 2006; MOLLAH et al., 2004). E para o eletrodo de Al, poderá estar presentes no meio espécies tais como $Al(OH)^{n+}$, $Al_2(OH)_2^{n+}$ e $Al(OH)^{n-}$, onde $n = 2, 3$ ou 4 . Sendo que estes complexos metálicos podem conferir característica gelatinosa ao meio (CRESPILHO; SANTANA; REZENDE, 2004; MOLLAH et al. 2004).

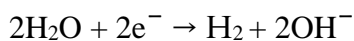
Os mecanismos para a formação dos coagulantes ocorrem em diferentes etapas para os dois eletrodos (Fe e Al), as quais são delineadas por Mollah et al. (2001); Mollah et al. (2004); Chen (2004); Crespilho; Santana; Rezende (2004):

Ferro

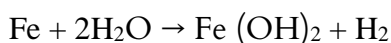
Ânodo:



Cátodo:

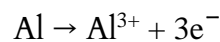


Reação global:

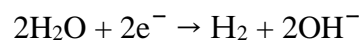


Alumínio

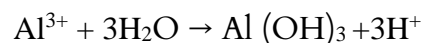
Ânodo:



Cátodo:



Reação global:



A formação do coagulante *in situ* inicia-se, com a reação de dissolução eletrolítica do ânodo, onde ocorre a oxidação do alumínio. Através do processo de hidrólise do cátion, forma-se o agente coagulante ($Fe(OH)_2$ / $Al(OH)_3$), os quais serão os responsáveis pela coagulação dos coloides. Além da formação do agente coagulante, pode ocorrer a evolução de hidrogênio no cátodo, que propicia a flotação de compostos particulados (MOLLAH et al. 2001; CHEN 2004; CRESPILO; SANTANA; REZENDE 2004).

A tecnologia de EF vem sendo empregada em diversas pesquisas, para o tratamento de vários efluentes obtendo excelentes resultados, como para a remoção de arsênio da água potável, (KOBYA et al., 2011); no tratamento de águas residuais, da indústria de laticínios (MELCHORS et al., 2016); Kobya et al, (2010) no tratamento de água de lavagem de revestimento obteve com o eletrodo de Fe remoções de 97,7 % de fosforo e 97,8 % de zinco e com o eletrodo de Al as remoções foram de 99,8 % de fosforo e 96,7 % de zinco.

Com o eletrodo híbrido (FA) Cerqueira, (2006), em estudo para tratar efluente de indústria têxtil, obteve bons resultados de remoção de DQO (53 %), cor (92 %) e turbidez (98 %), o que indica que o eletrodo FA pode ser uma ótima alternativa de tratamento.

Como apurado na literatura a EF mostra-se eficiente e versátil no tratamento de diferentes efluentes. O que torna esta tecnologia altamente adequada para tratamento de águas residuais proveniente de diferentes setores, contendo características diversas.

2.2 MATERIAIA E MÉTODOS

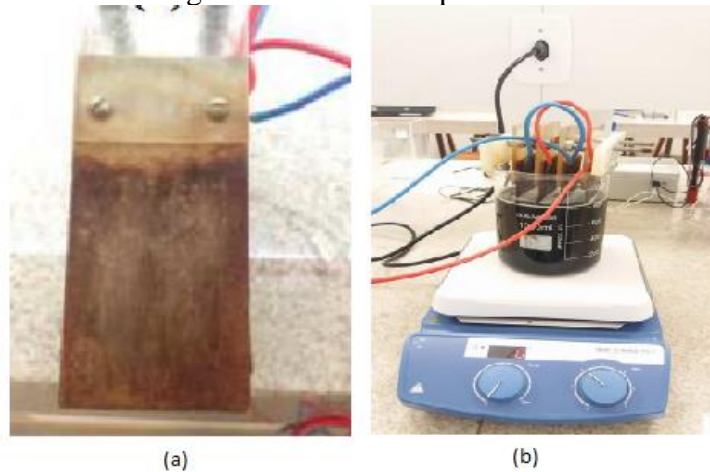
Para a consolidação dos procedimentos experimentais, utilizou-se a infraestrutura do Laboratório de Águas e Ecotoxicologia da Universidade Federal da Fronteira Sul (UFFS) campus Cerro Largo / RS.

O módulo experimental do reator eletrolítico foi composto por um béquer de vidro com uma capacidade de 1000 mL, uma fonte de alimentação de energia elétrica (EA-PS3016-20B), e um agitador magnético (Centauro, modelo CAMA - 15). Os experimentos foram conduzidos em três CEs de escala laboratorial e em sistema batelada.

O eletrodo é constituído por um conjunto de quatro placas (colmeia) (11,9 cm de altura x 0,2 cm de espessura x 5,9 cm de largura) de Fe ou Al ou híbrido FA. A fim de facilitar o manuseio, foi construído um suporte isolado com placas de acrílico (7,5 cm de altura x 0,2 cm de espessura x 6 cm de largura) e esse foi instalado no eletrodo.

Além disso, o sistema também possuiu duas barras de aço (16 cm cada), para a conexão monopolar entre as placas. O eletrodo foi colocado perpendicularmente na CE, sendo suportado pelas barras de aço. Foi estabelecido uma diferença de potencial por meio de conexões elétricas em terminais positivos e negativos de uma fonte de corrente contínua (Figura 3).

Figura 3 – Módulo experimental



Nota: (a) célula eletrolítica; (b) reator de EF
Fonte: elaborado pelo autor, 2017

Foram realizados dois tratamentos através da tecnologia de EF, cada tratamento com soluções distintas: (1) o LAS (coletado na Central de Tratamento de Resíduos (CTR) localizada no município de Giruá/RS); e (2) solução com corante IC (a solução foi previamente preparada, pelos técnicos do laboratório). A seguir é descrito o procedimento experimental adotado para os dois tratamentos realizados.

Adicionou-se 800 mL da solução (LAS ou IC) em 3 reatores distintos, compostos com eletrodos de Fe, Al ou híbrido FA. Posteriormente, aplicou-se corrente elétrica constante de 2,5 A. Somente para o corante IC adicionou-se 1g de NaCl, com o intuito de atingir a corrente elétrica necessária.

Alíquotas de 5 mL foram retiradas em intervalos de tempo de 0, 5, 15, 30, 45 e 60 min. O pH da solução foi avaliado no início e no final do processo. As amostras retiradas foram centrifugadas a 3000 rpm durante 2 minutos. A fim de evitar a passivação dos eletrodos, foi realizada a inversão da polaridade a cada 15 min durante os experimentos.

A leituras das amostras foram realizadas no espectrômetro UV/Vis (Thermo-Scientific, Evolution 201), no comprimento de onda de 254 nm para o LAS e 612 nm para o IC. Ao final teve-se um total de 6 ensaios realizados, os quais observou-se a porcentagem de redução da Abs nos respectivos comprimentos de onda.

3 RESULTADOS E DISCUSSÃO

3.1.APLICAÇÃO DA TÉCNICA DE EF NO LAS

Na Tabela 1 verifica-se os resultados obtidos para a redução da absorção no comprimento de 254 nm no tempo de aplicação da EF, no processo com a solução de LAS.

Tabela 1 - Porcentagem de redução da Abs a λ 254 nm.

Tempo (min)	Redução (%)		
	Fe	Al	FA
0	-	-	-
5	3,49	11,40	2,45
15	24,98	7,26	0,00
30	51,46	28,84	13,48
45	45,99	11,88	29,78
60	48,73	39,11	53,44

Fonte: elaborado pelo autor, 2017.

Através dos resultados da Tabela 1 percebe-se que para os 3 eletrodos a medida que o tempo de eletrólise aumentou também aumentou a porcentagem de redução, exceto para tempo de tratamento de 15 min. Assim, em 60 min ocorreu uma redução de 48,73 % para o eletrodo de Fe, 39,11 % para o de Al e 53,5 % para o híbrido FA. Com isso, o eletrodo híbrido de FA obteve uma maior redução da Abs do LAS através do processo de EF.

A EF foi eficiente para a remover Abs da fase líquida, essa absorvância está ligada aos compostos orgânicos que apresentam uma ou várias duplas ligações. A redução se deve ao fato de esse processo gerar os agentes coagulantes de Fe, Al ou os dois nos respectivos processos através da diferença de potencial, produzindo a aglomeração de colóides, gerando hidróxidos metálicos insolúveis nos quais os compostos podem adsorver e precipitar (DIA et al., 2016). Assim, os compostos são transferidos de fase.

Considerando a variação do pH, no início e no final do experimento pode ser visualizado na Tabela 2.

Tabela 2 - Variação do pH do LAS para os diferentes eletrodos utilizados.

pH	Eletrodos		
	Fe	Al	FA
Inicial	7,3	7,3	7,3
Final	9,28	8,97	9,02

Fonte: elaborado pelo autor, 2017.

É possível perceber (Tabela 2) que o pH da solução aumenta com o tempo de eletrólise no processo de EF. Esse fenômeno é comum e ocorre principalmente por

acumulação de íons carboxílicos com o tempo de hidrólise. Este aumento no pH da solução afeta a concentração das espécies predominantes (Al e Fe) e o mecanismo de remoção de compostos (NIDHEESH; SINGH, 2017).

3.2 APLICAÇÃO DA TÉCNICA DE EF NO IC

A Tabela 3 tem-se a redução da Abs do corante IC no comprimento de onda de 612 nm durante a eletrólise.

Tabela 3 - Porcentagem de redução da Abs a λ 612 nm.

Tempo (min)	Redução (%)		
	Fe	Al	FA
0	-	-	-
5	25,07	87,46	18,76
15	34,50	95,76	39,49
30	44,58	96,42	52,50
45	51,27	96,42	80,30
60	50,61	96,32	81,24

Fonte: elaborado pelo autor

Na Tabela 3 percebe-se que para os 3 eletrodos uma diminuição da Abs com o passar do tempo. Para o eletrodo de Fe em um tempo de 60 min ocorreu uma redução a 50,61 %, uma redução acima a 96 % para o eletrodo de Al e superior a 81 % de redução para o eletrodo híbrido FA. Com isso, o eletrodo Al obteve uma maior redução da Abs no processo de EF.

Considerando o pH, no início e no final do experimento pode ser visualizado na Tabela 4.

Tabela 4: pH da solução com corante IC para os diferentes eletrodos utilizados.

pH	Eletrodos		
	Fe	Al	FA
Inicial	6,2	6,2	6,2
Final	9,23	9,11	10,77

Fonte: elaborado pelo autor

Na Tabela 4 é possível perceber que o pH final da solução aumentou em relação ao pH inicial, para os 3 eletrodos. Este aumento do valor de pH pode estar associado à formação de hidrogênio gasoso no cátodo e íons hidroxila (KOBAYASHI et al. 2011).

CONCLUSÃO

A EF proporciona a desestabilização do poluente através da oxidação eletrolítica e sua coagulação, adsorção, precipitação e flotação subsequente, evitando a introdução de um outro agente coagulante. A partir dos resultados obtidos para o LAS pode-se observar que o eletrodo híbrido FA obteve uma maior eficiência na remoção da Abs a λ 254 nm (53,44 %) e para o IC a maior remoção Abs a λ 612 nm de foi obtida para o eletrodo Al (96,32 %).

Ponderando sobre os objetivos propostos para este trabalho e os resultados obtidos, pode-se concluir que a tecnologia de EF aplicada no tratamento de efluente de Lixiviado de Aterro Sanitário (LAS) e efluente contendo corante Índigo Carmin (IC), com uso dos eletrodos de Fe, Al ou híbrido FA foi eficaz. Portanto, essa técnica se mostra bastante promissora para o tratamento de efluentes com características distintas.

REFERÊNCIAS

- CERQUEIRA, A. A. **Aplicação da técnica de eletrofloculação no tratamento de efluentes têxteis**. Dissertação (Mestrado em Química) - Universidade do Estado do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2006.
- CHAVES, K. O.; MONTEIRO, C. R. L.; MUNIZ, C. R.; GOMES, R. B; BUARQUE, H. L. B. **Adsorção de índigo carmin em biomassas mortas de *Aspergillus Niger***. Vol.13 - Nº 4 - out/dez 2008.
- CHEN, G.; **Electrochemical technologies in wastewater treatment**. Separation and Purification Technology. Vol 38, pag. 11 – 41, 2004.
- CRISPILHO, F. N.; SANTANA, C.G.; REZENDE, M.O.O. Eletroflotação: Princípios e Aplicações. **Química Nova - Scielo**, São Carlos, v.27, p. 387 - 392, 2004.
- CHRISTENSEN, T.H.; KJELDSSEN, P.; BJERG, P.L.; JENSEN, D.L.; CHRISTENSEN, J.B.; BAUN, A.; ALBRESCHTSEN, H.J.; HERON, G. **Biogeochemistry of landfill leachate plumes**. **Applied Geochemistry**, v.16.p.659-718, 2001.
- DIA, O. et al. Electrocoagulation of bio-filtrated landfill leachate: Fractionation of. **Chemosphere**, p. 1-6, 2016.
- DUBRAWSKI, K. L.; MOHSENI, M.; Standardizing electrocoagulation reactor design: Iron electrodes for NOM removal. **Chemosphere**, v. 91, p. 55 - 60, 2013.
- JUCÁ, J. F. T. Destinação final dos resíduos sólidos no Brasil: situação atual e perspectivas. In: **Simpósio Luso-Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental**, Braga, Portugal, 2002.
- KHANDEGAR V.; SAROHA, A. K. Electrocoagulation for the treatment of textile industry effluent - A review. **Journal of Environmental Management - Elsevier**. v. 25, p. 949 - 963, 2013.

KOBYA, M.; DEMIRBAS, E.; DEDELI, A.; SENSOY, M.T. Treatment of rinse water from zinc phosphate coating by batch and continuous electrocoagulation processes. **Journal of Hazardous Materials**, v.173, 326 - 334, 2010.

KOBYA, M.; ULU, F.; UGUR, G.; DEMIRBAS, E.; ONCEL, M. S. Treatment of potable water containing low concentration of arsenic with electrocoagulation: Different connection modes and Fe–Al electrodes. **Separation and Purification Technology - Elsevier**, v. 77, p. 283 -293, 2011.

KRUTHIKA, N. L.; KARTHIKA, S.; BHASKAR RAJU, G.; PRABHAKAR S. Efficacy of electrocoagulation and electrooxidation for the purification of wastewater generated from gelatin production plant. **Journal of Environmental Chemical Engineering**. v. 1, p. 183 - 188, 2013.

LI, J.; NIU, A.; LU, C. J.; ZHANG, J. H.; JUNAID, M.; STRAUSS, P. R.; XIAO, P.; WANG, X.; REN, Y. W.; PEI, D. S. A novel forward osmosis system in landfill leachate treatment for removing polycyclic aromatic hydrocarbons and direct fertigation. **Chemosphere**, v. 168, p.112–121, 2017.

MELCHORS, M. S.; PIOVESAN, M.; RECEGATO, V. R.; BECEGATO, V. A.; TAMBOUGI, E. B.; PAULINO, A. T. Treatment of wastewater from the dairy industry using electroflocculation and solid whey recovery. **Journal of Environmental Management**, v.182 p. 574 - 580, 2016.

MOLLAH, M.Y.U.; SCHENNACH, R.; PARGA, J. R.; COCKE, D. L. - **Electrocoagulation (EC): science and applications**. Journal of Hazardous Materials, vol. 84, pag. 29 - 41, 2001.

MOLLAH, M. Y. A.; MORKOVSKY, P., GOMES, J. A. G.; KESMEZ, M.; PARGA, J.; COCKE, D. L. Fundamentals, present and future perspectives of electrocoagulation. **Journal of Hazardous Materials**, v. B114, p. 199 - 210, 2004.

NASCIMENTO FILHO, I.; VON MÜHLEN, C.; CARAMÃO, E. B. **Estudo de compostos orgânicos em lixiviado de aterros sanitários por EFS E CG/EM**. Instituto de Química, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre / RS, 2001.

NIDHEESH, P. V.; SINGH, T. S. A. Arsenic removal by electrocoagulation process: Recent trends and removal mechanism. **Chemosphere**, v. 181, p. 418–432, 2017.

RAVIKUMAR, J. X.; GUROL, M. D. Chemical Oxidation of Chlorinated Organics by Hydrogen Peroxide in the Presence of Sand. **Environmental Science & Technology**, v. 28, p. 394-400, 1994.

SAGGIORO, E.; PAVESI, T.; FERREIRA, L. F. V.; MORIRA, J.; OLIVEIRA, A. **Fotocatálise solar na remediação de corantes indigoides usados no tingimento de fios de algodão**. Centro Interdisciplinar de Investigação e Inovação do Instituto Politécnico de Portalegre, 2012.

SECUA, M. S.; CRETESCU, I.; PETRESCU, S. An experimental study of indigo carmine removal from aqueous solution by electrocoagulation. **Desalination**, v. 277, p. 227-235, 2011

SILVA, T.F.C.V.; SOARES, P.A.; MANENTI, D.R.; FONSECA, A.; SARAIVA, I.; BOAVENTURA, R.A.R.; VILAR, V.J.P. An innovative multistage treatment system for sanitary landfill leachate depuration: Studies at pilot-scale. **Science of the Total Environment**, v. 576, p. 99-117, 2017.

TONES, A. R. M.; Estudo da aplicação da técnica de eletrofloculação na remoção da cor em misturas de corantes têxteis. **Dissertação (Mestre em Tecnologias Ambientais)** - Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Medianeira, 2015.



De 04/06/2018 a 06/06/2018

TERMO DE COMPROMISSO DE APRESENTAÇÃO

Eu Letiane T. Hendges autorizo, caso meu Trabalho AVALIAÇÃO DA EFICIÊNCIA DO TRATAMENTO DE EFLUENTE POR ELETROFLOCULAÇÃO de autoria de Letiane T. Hendges, Roselaine C. R. Reinehr; Rubia G. Hoffmann; Fernando H. Borba, seja aprovado pela Comissão Científica da SEMANA INTERNACIONAL DE ENGENHARIAS E ECONOMIA FAHOR, a publicação nos anais e no site da instituição.

Assim sendo, firmo que a presente declaração é expressão absoluta da verdade e me responsabilizo integralmente, em meu nome e de eventuais coautores, pelo material apresentado.

Horizontina, 04 de abril de 2018.

Letiane T. Hendges