

II-042 – OTIMIZAÇÃO DA TÉCNICA DE ELETROCOAGULAÇÃO/ FLOCULAÇÃO (ECF) UTILIZANDO ELETRODOS DE ALUMÍNIO AVALIANDO REDUÇÃO DE CONCENTRAÇÕES DA MATÉRIA ORGÂNICA

Liana Geisa Conrado Maia⁽¹⁾

Licenciada em Química pela Universidade Federal do Ceará (UFC). Mestre em Engenharia Civil (Saneamento Ambiental) pela UFC. Doutoranda em Saneamento Ambiental na UFC.

Eliezer Fares Abdala Neto⁽¹⁾

Graduado em Engenharia Mecânica pela Universidade de Fortaleza (UFC). Especialista em Administração, pela (UFC). Mestre em Engenharia Civil (Saneamento Ambiental) pela (UFC), Doutor em Engenharia Civil (Saneamento Ambiental) pela (UFC) e Pós-doutorando em Engenharia Civil (Saneamento Ambiental) pela (UFC).

Jefferson Perreira Ribeiro⁽¹⁾

Graduado em Química Industrial pela Universidade Federal do Ceará (UFC). Mestre em Engenharia Civil (Saneamento Ambiental) pela UFC. Doutorando em Saneamento Ambiental na UFC.

Ronaldo Ferreira do Nascimento⁽¹⁾

Graduado em Química Industrial pela Universidade Federal do Maranhão (UFMA), Doutor em Química Analítica pelo Instituto de Química de São Carlos.

Ronaldo Stefanutti⁽²⁾

Graduado em Engenharia Agrônômica pela Universidade Estadual Paulista Júlio de Mesquita Filho, Mestre em Ciências pelo Centro de Energia Nuclear na Agricultura e Doutor em Ciências pelo Centro de Energia Nuclear na Agricultura.

Endereço⁽¹⁾: Universidade Federal do Ceará, Centro de Ciências, Departamento de Química Analítica e Físico-Química. Campus do Pici, Bloco 940. Pici. CEP: 60451970 - Fortaleza, CE - Brasil - Caixa-postal: 12110. Telefone: (85) 40089958. Ramal: 9958. Fax: (85) 40089982. Email: ronaldo@ufc.br

(2) Universidade Federal do Ceará, Departamento de Engenharia Hidráulica e Ambiental. Bloco 713 - Campus do Pici. Pici. CEP: 60455900 - Fortaleza, CE - Brasil. Telefone: (85) 33669631. E-mail: ronaldostefanutti@hotmail.com

RESUMO

O emprego de técnicas que utilizam reatores eletroquímicos apresentam resultados bastante promissores para o tratamento de vários tipos de efluente, devido à ocorrência simultânea dos processos de coagulação, floculação, flotação e sedimentação, além de facilitar a automação da unidade de tratamento. Este trabalho propõe desenvolver uma tecnologia de eletrocoagulação/flotação (ECF) para o pós-tratamento de efluentes sanitários. Investigou-se a aplicação da ECF com eletrodos confeccionados em alumínio no tratamento do efluente da lagoa de estabilização. Foram conduzidos testes em células eletrolíticas utilizando 2,6L de efluente, operando em batelada, variando-se pH inicial, velocidade de agitação e concentração de eletrólito. Com base no percentual de remoção de DQO, foram determinadas configurações ótimas de operação, pH inicial de 3,63, velocidade de agitação de 330,95 rpm, concentração de eletrólito de 0,7615 mg/L de NaCl e tempo de detenção (TDH) de 20 min. Enquadrou-se o valor de DQO à legislação local para lançamento de efluentes.

PALAVRAS-CHAVE: Eletrocoagulação, floculação, DQO, lagoa de estabilização, eletrodo de alumínio.

INTRODUÇÃO

O tratamento de efluentes domésticos em nível adequado constitui condição essencial para mitigar o efeito do lançamento de resíduos em corpos receptores, evitando o comprometimento de um possível manancial de abastecimento de água para consumo humano.

O tratamento de águas residuais é uma das grandes problemáticas atuais da sociedade, em especial a brasileira, pois segundo o Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento (SNIS), em 2010, apenas 37,9% dos esgotos gerados foram tratados (SNIS, 2010).

Diante da necessidade de depuração das águas residuárias, diversas tecnologias são utilizadas para mitigar os efeitos desses resíduos. Entre elas, os sistemas de lagoas de estabilização são os mais utilizados no Brasil, devido ao fato de ser um sistema simples de tratamento e por conta das características regionais como o alto índice de insolação, alta disponibilidade de área para construção e o baixo custo de operação e manutenção (VON SPERLING, 2005a).

As lagoas de estabilização são tanques de larga dimensão, que realizam a depuração das águas residuárias através de um processo natural de estabilização da matéria orgânica. Este processo resume-se a um ciclo de relação simbiótica entre bactérias e microalgas. As bactérias são responsáveis por oxidar a matéria orgânica através da respiração aeróbia, liberando por consequência o gás carbônico utilizado pelas microalgas como fonte de carbono, e estas por sua vez, através da fotossíntese, liberam o oxigênio necessário às bactérias para oxidação da matéria orgânica, fechando assim o ciclo natural de tratamento realizado nas lagoas de estabilização.

Micro algas

Existem alguns problemas relacionados à alta concentração de microalgas nos efluentes de lagoas de estabilização e diversos prejuízos aos corpos receptores podem ocorrer. As microalgas causam danos como sabor, odor, toxidez, turbidez, cor, matéria orgânica e redução de oxigênio dissolvido (OD) dos corpos receptores. Além disso, as lagoas de estabilização convencionais, excetuando as lagoas de alta taxa, também não possuem uma boa eficiência na remoção de nutrientes, o que acaba potencializando também processos de eutrofização dos corpos receptores (VON SPERLING, 2005a).

As microalgas estão presentes em todos os ecossistemas existentes, e não apenas aquático, representando uma grande variedade de espécies vivendo em uma ampla gama de condições ambientais. Estima-se que mais de 50.000 espécies devem existir, mas apenas um número limitado, de cerca de 30.000, foram estudadas e analisadas (RICHMOND, 2004). Estes micro-organismos podem ser utilizados para uma ampla diversidade de aplicações, tais como produtos farmacêuticos, alimentares, cosméticos, ração animal, como fonte de energia etc. (MATA; MARTINS; CAETANO, 2010).

Os métodos mais utilizados de separação das microalgas do meio aquático são a floculação, filtração, flotação e sedimentação por força centrífuga, que apresentam, na maioria dos casos, elevados custos (BRENNAN; OWENDE, 2010). Os processos eletrolíticos representam uma alternativa promissora na separação da biomassa algal, pois, contrariamente a alguns métodos tradicionais, dispensam a adição de produtos químicos e apresentam baixo requerimento energético (UDUMAN et al., 2010).

Além de promover o reaproveitamento da biomassa, a separação das microalgas do efluente antes do lançamento nos corpos hídricos melhora a eficiência do tratamento, uma vez que, quando em quantidade excessiva no efluente final do sistema, estes microorganismos estimulam o crescimento do fitoplâncton e macrófitas nos corpos receptores, levando à deterioração dos mesmos (MULBRY et al., 2008; DE-BASHAN; BASHAN, 2010; RAWAT et al., 2011).

Eletrocoagulação/Floculação (ECF)

A eletrocoagulação/floculação é um processo que usa mecanismos químicos e físicos para separar a biomassa microalgal do seu meio de cultura. Para a ECF funcionar são necessários dois eletrodos reativos submersos numa suspensão microalgal sujeita a uma corrente elétrica. Estes eletrodos normalmente são de alumínio, pois são mais eficientes para a recuperação de biomassa microalgal do que os de ferro (Vandame et al., 2011). Neste processo as microalgas, que apresentam carga negativa, são atraídas para o ânodo e quando se encontram nele perdem a sua carga ficando na forma de agregado de algas. Ainda durante o processo, há a libertação de íons metálicos pela oxidação eletrolítica do material do ânodo, que servem como agentes

coagulantes (Matos et al., 2013). Com a eletrólise da água são geradas microbolhas de oxigênio e hidrogênio que sobem à superfície (flotação) trazendo consigo agregados de algas que são facilmente recolhidos (Poelman et al., 1996). A biomassa algal pode então ser colhida à superfície (após a flotação) ou no fundo, quando já ocorreu a posterior sedimentação das algas coaguladas (Gao et al., 2010; Poelman et al., 1996; Uduman et al., 2011).

Este processo apresenta várias vantagens, tais como: (1) baixo consumo energético e baixo custo de investimento, (2) não necessita da adição de químicos, (3) versátil, (4) seguro e (5) eficaz (Poelman et al., 1996; Uduman et al., 2011). Desta forma, devido às características (1) esta é uma técnica que se destaca e distancia de uma forma positiva de técnicas como a centrifugação ou a sedimentação com floculantes (Poelman et al., 1996). Contudo, existem desvantagens que entre elas se destacam: (1) a necessidade regular de substituir os elétrodos e (2) o risco da contaminação da biomassa por aumento dos íons metálicos do elétrodo, quando se usam correntes de elevada intensidade e/ou durante muito tempo (Uduman et al., 2011). A eficiência da eletrocoagulação depende de vários fatores tais como: dos elétrodos (material, design, distância entre eles, área submersa), a intensidade da corrente, o tempo de funcionamento, o pH, a temperatura, a condutividade da suspensão de microalgas e o tamanho das microalgas (Gao et al., 2010; Uduman et al., 2011).

O processo eletrolítico empregado neste trabalho foi baseado na geração de campo eletromagnético uniformemente variado, compreendendo à parte do espectro eletromagnético entre as regiões do infravermelho e micro-ondas (variando de 0 a 6000 cm⁻¹). Segundo Lampman (2009), a radiação nessa faixa de energia corresponde à que engloba frequências vibracionais de estiramento e dobramento na maioria das moléculas mais covalentes e que possuem momento dipolo, como é o caso da molécula da água que possui modos normais de vibração do tipo: modo de esticamento simétrico, esticamento assimétrico e o de dobramento, com frequências da ordem de: 1,27 x 10¹² KHz, 9,79 x 10¹² KHz e 6,12 x 10¹² KHz. Desta forma, buscou-se neste estudo alcançar o princípio da superposição, no qual quando duas ou mais ondas ocupam determinado espaço ao mesmo tempo, os deslocamentos causados por cada uma delas se adicionam em cada ponto. Assim, quando a crista de uma onda se superpõe à crista de outra, seus efeitos individuais se somam e produzem uma onda resultante com amplitude maior. Portanto, foi promovida a elevação desta amplitude até o rompimento da ligação covalente da molécula da água, desta forma diferenciando-se da eletrólise convencional.

MATERIAIS E MÉTODOS

O efluente utilizado para a realização deste estudo foi proveniente de uma lagoa de estabilização facultativa da Estação de Tratamento de Esgotos (ETE) do Conjunto Nova Metrópole, na cidade de Caucaia-Ceará, suas características físico-químicas e bacteriológicas estão mostradas na Tabela 1.

Tabela 1 - Características físico-químicas de efluentes industriais utilizados para o estudo e valores exigidos pela legislação vigente

PARÂMETROS	VALORES LEGISLAÇÃO	VALORES OBTIDOS
pH	7,5 a 10 ^a	10,14
Temperatura(°C)	< 40 ^a	28,71
Turbidez(UNT)	*	544
DQO (mg/L)	200,0 ^a	356,88
DBO (mg/L)	<60 ^a ; 120 ^b	199,0
Coliformes Totais (NMP/100mL)	5000 ^a	275,5 x 10 ⁴

^apadrão lançamento de acordo com Portaria N. 154/2002 SEMACE; ^bpadrão lançamento de acordo com Portaria 430/2011 CONAMA, *não é exigido para lançamento de esgoto

O processo eletrolítico foi promovido por corrente direta pulsada utilizando-se uma fonte de tensão (Hayama® HY-125™), operando em 220-12V, montado conforme apresentado na Figura 1. Os cátodos e os ânodos empregados foram feitos de chapas de alumínio perfazendo 18 unidades, conforme Figura 2. Cada chapa mediu 400,0 x 9,0 x 3,0 mm, com área de superfície total de 0,18 m². As placas foram espaçadas entre si em 5 mm.

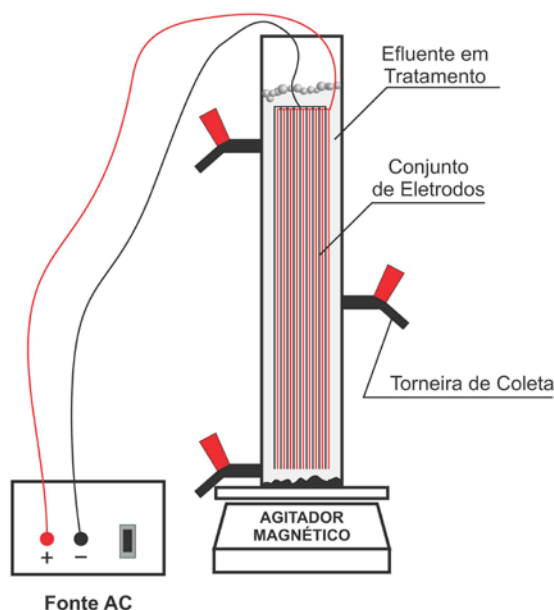


Figura 1 - Diagrama experimental do reator

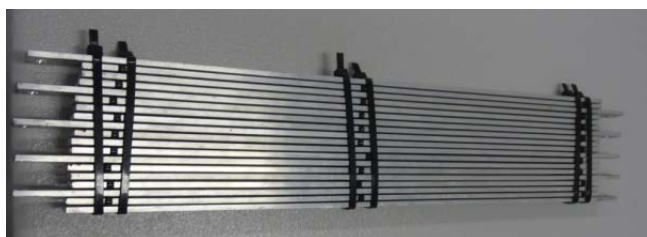


Figura 2 - Conjunto de eletrodos de alumínio utilizados nos ensaios, separados por abraçadeiras plásticas.

O reator de bancada foi confeccionado em acrílico para melhor acompanhamento da evolução dos processos eletroquímicos envolvidos conforme Figura 3, com dimensões 60,0 x 10,0 cm, totalizando um volume total de 4.710 cm³. O formato cilíndrico Quanto ao formato cilíndrico, foi utilizado a fim de proporcionar uma excelente área de contato do efluente com os eletrodos, como também evitar cantos “mortos” dentro do reator, como acontece em reatores de formato tipo tanque (cúbico).), e também oferecer o mínimo de resistência à hidrodinâmica da flotação, favorecendo o processo.



Figura 3 - Reator eletrolítico em escala de laboratório e diagrama experimental do reator.

O material acrílico foi preferido por possibilitar um melhor acompanhamento dos processos eletrolíticos envolvidos através da sua transparência.

O pH e a temperatura foram monitorados diretamente em sonda multiparamétrica (HANNA HI9828) os demais parâmetros físico-químicos e bacteriológicos seguiram seus respectivos métodos analíticos e referências descritos na Tabela 2 foram determinados segundo metodologias descritas no Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater (APHA, 2005).

Tabela 2. Variáveis monitoradas e métodos analíticos utilizados no ensaio

Parâmetros	Resultado do efluente
Turbidez(UNT)	Nefelométrico
DQO (mg/L)	Closed reflux, titrimetric Method
DBO (mg/L)	Winkler Modificado pela Azida Sódica
Coliformes Totais (NMP/100mL)	Colilert, da Indexx

Após processo de ECF o efluente tratado foi acondicionado em Becker para evaporação em estufa a temperatura entre 105 e 110°C até obtenção do resíduo seco. Os resíduos após secos foram pesados em balança analítica até obtenção de peso constante.

onde: $C_{energia}$ é o consumo de energia (Wh/m³); U, a tensão elétrica aplicada no sistema (V); i, a corrente elétrica aplicada (A); t, o tempo de aplicação da corrente (h); e V, o volume de efluente tratado (m³).

Os experimentos foram feitos por meio de delineamento experimental de superfície de resposta do tipo Box-Behnken. Quando se estudam três fatores, o delineamento Box-Behnken oferece a vantagem, sobre outras metodologias de superfície de resposta, de necessitar um número menor de experimentos. A Tabela 2 mostra os valores codificados, não codificados de cada fator para os três níveis utilizados para as seguintes variáveis independentes: concentração de eletrólito (X_1), pH inicial (X_2) e velocidade de agitação (X_3). O percentual de remoção de DQO foi tomado como resposta do sistema.

Tabela.2 - Fatores codificados e seus níveis no planejamento fatorial Box-Behnken

Ensaio	X ₁	X ₂	X ₃	Concentração de Eletrólito (mg/L)	pH	Velocidade de Agitação (rpm)
1	0	0	0	0,5	7	200
2	0	+1	+1	0,5	11	400
3	+1	-1	0	1,0	3	200
4	0	-1	+1	0,5	3	400
5	-1	0	-1	0,0	7	0
6	+1	0	+1	1,0	7	400
7	0	+1	-1	0,5	11	0
8	0	0	0	0,5	7	200
9	0	-1	-1	0,5	3	0
10	-1	+1	0	0,0	11	200
11	0	0	0	0,5	7	200
12	+1	+1	0	1,0	11	200
13	-1	-1	0	0,0	3	200
14	0	0	0	0,5	7	200
15	-1	0	+1	0,0	7	400
16	+1	0	-1	1,0	7	0

O modelo polinomial usado na resposta (DQO) foi:

$$DQO = 62,51 + 7,06X_1 - 4,98X_2 - 0,55X_3 - 27,62X_1X_2 - 24,47X_1X_3 + 4,19X_2X_3 + 28,42X_1^2 + 11,04X_2^2 - 1,48X_3^2$$

equação (1)

Onde: **DQO** é a resposta predita; **X₁** concentração de eletrólito; **X₂** é o pH inicial; **X₃** é a velocidade de agitação.

RESULTADOS

O percentual de remoção de DQO foi analisado a partir de um estudo da cinética de degradação para os tempos 0, 10, 20, 30 e 40 minutos utilizando o modelo de cinética de primeira ordem (SFO) como base de análise. Para tal, utilizou-se o Software R versão 3.0.3 pelo método do ajuste de regressão não linear.

Os valores de R² para o modelo testado, utilizando-se os eletrodos de alumínio, variaram de 0,76 a 0,99. De maneira geral e com base na análise visual, confirma-se o bom ajuste para o modelo SFO para o conjunto de eletrodos em questão. Em geral, as estimativas dos valores de TD50 da DQO com base no modelo SFO variaram de 2,2 a 15,3 minutos.

Aos 20 minutos de reação, a remoção de DQO situou-se na faixa de 86,01% considerada próxima da eficiência de remoção máxima obtida nos ensaios. A faixa de tempo de reação determinada para avaliação da etapa de otimização do processo foi a compreendida entre 0 e 20 minutos.

Os gráficos de contorno de superfície de resposta para a estimativa da eficiência de variáveis independentes de concentração de eletrólito, pH inicial e velocidade de agitação são mostrados nas Figuras 4 a 6. Estas representações gráficas são derivadas a partir do modelo da equação (1). Os gráficos de contorno apresentados nestas figuras mostram os efeitos relativos das três variáveis, quando o tempo de tratamento é mantido constante (t = 20 min.). Com base nos resultados obtidos, as condições ótimas para as variáveis independentes são, 0,8405 mg/L de NaCl para concentração de eletrólito, 8,95 de pH inicial e 0,078 rpm de velocidade de agitação para uma redução de DQO de 61,08%.

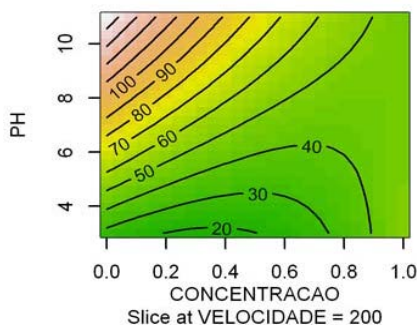


Figura 4 – Efeito do pH inicial e concentração de eletrólito na redução da DQO

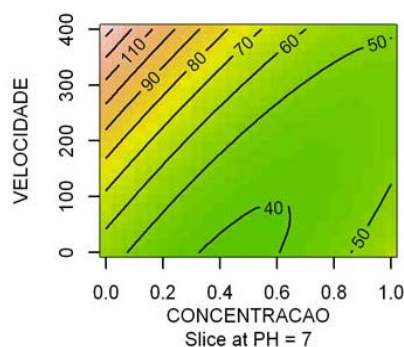


Figura 5 – Efeito da velocidade de agitação e concentração de eletrólito na redução da DQO

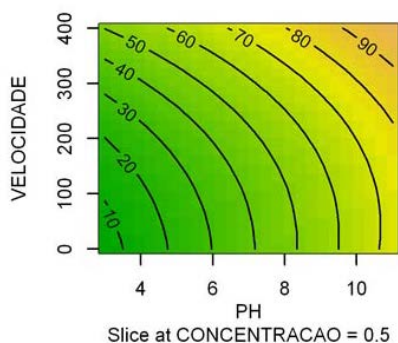


Figura 6 – Efeito da velocidade de agitação e pH inicial na redução da DQO

Após a determinação dos parâmetros ótimos de operação do reator, fez-se a repetição do ensaio. A Tabela 3 apresenta os resultados obtidos da caracterização do efluente antes (ET) e após o tratamento (EPT) por ECF.

Tabela 3 – Caracterização do efluente antes e após ECF

PARÂMETROS	ET	EPT	% de Remoção
pH	9,00	9,93	-
Temperatura (oC)	29,58	32,91	-
Turbidez(UNT)	345	2,31	99,33%
DQO(mg/L)	415,94	161,88	61,08%
Coliformes Totais	97,9 x 10 ⁴	339	99,96%

Com a ECF a parcela da matéria orgânica em suspensão e na forma coloidal foram removidas. Por outro lado, o tratamento melhorou as condições do efluente. Estes resultados mostram que o tratamento proposto permite uma

degradação eficiente da fração orgânica mais resistente (representada pela DQO), a redução de coliformes fecais pode ser justificada pela geração do gás cloro, que em meio básico, formando íons hipoclorito, pode representar uma das grandes vantagens da ECF (VLYSSIDES et al.,1999).

A quantidade de lodo formado está relacionada com a quantidade de material coagulante produzido, como também a remoção de sólidos suspensos totais e outros produtos presentes no efluente, a quantidade de lodo formada durante o tratamento por ECF nas condições de operação otimizadas (Concentração de NaCl de 0,5049 mg/L ,pH de 7,91 e velocidade de agitação de 210 rpm) foi de 5,0979 g/L.

No trabalho de Kushwaha et al. (2010) o custo energético do tratamento por eletrocoagulação para efluente de laticínio usando eletrodos de ferro foi de aproximadamente R\$ 5,00 por metro cúbico de efluente tratado para redução de 70 % na DQO. De acordo com Silva (2013) sistemas mais contaminados chegam a consumir 0,88 a 4,40 reais por metro cúbico, a exemplo do tratamento eletroquímico do chorume que consome 1,78 reais por metro cúbico de efluente tratado. Nosso trabalho apresentou custo energético de R\$ 8,32 por metro cúbico de efluente pós-tratado usando eletrodos de alumínio. Considerando que a tarifa varia de acordo com cada região podemos afirmar que o processo aplicado foi semelhante ao aplicado por Kushwaha et al. (2010).

CONCLUSÕES

A partir deste trabalho conclui-se que o tratamento proposto de ECF, nas condições estudadas, mostrou-se capaz de produzir, constantemente, efluente tratado dentro dos padrões (SEMACE, 2002), ao mesmo tempo em que se apresenta como uma tecnologia que potencializa ações de inativação de coliformes fecais e coagulação, elevando a capacidade de precipitação de compostos dissolvidos e, por conseguinte aumentando a eficiência de clarificação e desinfecção

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

1. APHA – AWWA – WEF. Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater. 21th edition. American Public Health association, American Water Works Association and Water Environment Federation, 2005.
2. CEARÁ. GOVERNO DO ESTADO. Portaria 154, de 22/07/2002. Dispõe sobre padrões e condições para lançamento de efluentes líquidos gerados por fontes poluidoras. Disponível em: <http://antigo.semace.ce.gov.br/integracao/biblioteca/legislacao/conteudo_legislacao.asp?cd=95> Acesso em: 12/01/2014.
3. CERQUEIRA, A. A.; MARQUE, M. R. C.; Electrolytic Treatment of Wastewater in the Oil Industry. New Technologies in the Oil and Gas Industry, Ed. Rijeka, Croatia: INTECH, 2012, cap. 1.
4. CRESPILO, F. N.; SANTANA, C. G.; REZENDE, M. O. O. Tratamento de efluente de indústria de processamento de coco utilizando eletroflotação. Quím. Nova, vol 27, n 3, p. 387-392, 2004.
5. MOLLAH, M. Y. A.; SCHENNACH, R.; PARGA, J. R.; COCKE, D. L. Electrocoagulation (EC) - science and applications. Journal of Hazardous Materials. 2001, 1, 84.
6. MOLLAH, M.Y.A.; MORKOVSK Y, P.; GOMES, J.A.G.; KESMEZ, M.; PARGA, J.; COCKE, D.L. Fundamentals, present and future perspectives of electrocoagulation. Journal of Hazardous Materials, v.114, n.1-3, p. 199-210, October.2004.
7. OLIVEIRA, L.H.; GONÇALVES. O.M.; Metodologia para a implantação de programa de uso racional da água em edifícios. São Paulo : EPUSP, 1999.
8. VLYSSIDES, A. G.; KARLIS, P. K.; ZORPAS, A. A.; Environ. Int. 1999, 5, 25
9. BRENNAN, L.; OWENDE, P. Biofuels from microalgae—a review of technologies for production, processing, and extractions of biofuels and co-products. Renewable and Sustainable Energy Reviews, v. 14, n. 2, p. 557-577, 2010. ISSN 13640321.
10. DE-BASHAN, L. E.; BASHAN, Y. Immobilized microalgae for removing pollutants: Review of practical aspects. Bioresour Technol, v. 101, n. 6, p. 1611-1627, Mar 2010. ISSN 1873-2976 (Electronic) 0960-8524 (Linking). Disponível em: < <http://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/19931451> >.

11. Gao, S., Du, M., Tian, J., Yang, J., Yang, J., Ma, F., e Nan, J. (2010). Effects of chloride ions on electro-coagulation-flotation process with aluminum electrodes for algae removal. *Journal of hazardous materials*, 182(1-3), 827–34. doi:10.1016/j.jhazmat.2010.06.114
12. LAMPMAN, G. M.; KRIZ, G. S.; AND VYVYAN, J. R. *Introduction to Spectroscopy*. Brooks/Cole-Cengage Learning, 4a. ed., Belmont, USA, 2009.
13. MAIA, L. G. C. Estudo do processo de eletrocoagulação/floculação aplicado ao polimento de efluente doméstico. 2014. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil, Área de Concentração: Saneamento Ambiental) – Departamento de Engenharia Hidráulica e Ambiental, Universidade Federal do Ceará, Fortaleza, 2014.
14. MATA, T. M.; MARTINS, A. A.; CAETANO, N. S. Microalgae for biodiesel production and other applications: A review. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, v. 14, n. 1, p. 217-232, 2010. ISSN 13640321.
15. Matos, C. T., Santos, M., Nobre, B. P., e Gouveia, L. (2013). *Nannochloropsis* sp. biomass recovery by Electro-Coagulation for biodiesel and pigment production. *Bioresource technology*, 134, 219–26. doi:10.1016/j.biortech.2013.02.034
16. MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE. RESOLUÇÃO No 430, DE 13 DE MAIO DE 2011. Dispõe sobre padrões e condições para lançamento de efluentes líquidos gerados por fontes poluidoras. Consultado em: <<http://www.mma.gov.br/port/conama/legiabre.cfm?codlegi=646>> desde 18/12/2014.
17. MULBRY, W.; KONDRAD, S.; PIZARRO, C.; KEBEDE-WESTHEAD, E. Treatment of dairy manure effluent using freshwater algae: Algal productivity and recovery of manure nutrients using pilot-scale algal turf scrubbers. *Bioresour Technol*, v. 99, n. 17, p. 8137-8142, Nov 2008. ISSN 0960-8524 (Print) 0960-8524 (Linking). Disponível em: < <http://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/18487042> >.
18. Poelman, E., Pauw, N. De, e Jeurissen, B. (1996). Potential of electrolytic flocculation for recovery of micro-algae., 19, 1–10.
19. RAWAT, I.; RANJITH KUMAR, R.; MUTANDA, T.; BUX, F. Dual role of microalgae: Phycoremediation of domestic wastewater and biomass production for sustainable biofuels production. *Applied Energy*, v. 88, n. 10, p. 3411-3424, 2011. ISSN 03062619.
20. RICHMOND, A. *Handbook of microalgal culture: Biotechnology and applied phycology*. Oxford: 2004.
21. UDUMAN, N., BOURNIQUEL, V., DANQUAH, M. K., e HOADLEY, A. F. a. (2011). A parametric study of electrocoagulation as a recovery process of marine microalgae for biodiesel production. *Chemical Engineering Journal*, 174(1), 249–257. doi:10.1016/j.cej.2011.09.012
22. UDUMAN, N.; QI, Y.; DANQUAH, M. K.; FORDE, G. M.; HOADLEY, A. Dewatering of microalgal cultures: A major bottleneck to algae-based fuels. *Journal of Renewable and Sustainable Energy*, v. 2, n. 1, p. 012701, 2010. ISSN 19417012.
23. VANDAME et al. (2011). Evaluation of electro-coagulation-flocculation for harvesting marine and freshwater microalgae., 108(10), 2320–2329. doi:10.1002/bit.23199/abstract
24. VON SPERLING, M. *Princípios do tratamento biológico de águas residuárias. Vol.1. Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos*. Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental-UFMG. 2005a.