

III-430 – TRATAMENTO DE LIXIVIADO DE ATERRO POR ELETROCOAGULAÇÃO

Andrew Henrique de Sousa Carvalho⁽¹⁾

Químico Industrial pelo Instituto Federal de Goiás (IFG). Especialista em Gestão e Qualidade Ambiental e Mestrando em Engenharia Ambiental e Sanitária pela Universidade Federal de Goiás (UFG).

Andreia Cristina Fonseca Alves⁽²⁾

Engenheira Ambiental e Sanitarista pela Universidade Federal de Goiás (UFG). Mestranda em Engenharia Ambiental e Sanitária pela Universidade Federal de Goiás (UFG).

Poliana Nascimento Arruda⁽³⁾

Sanitarista pelo Instituto Federal de Goiás (IFG), Mestre em Engenharia do Meio Ambiente e Doutoranda em Ciências Ambientais pela Universidade Federal de Goiás (UFG).

Renata Medici Frayne Cuba⁽⁴⁾

Química pela Universidade de São Paulo (USP), Mestre e Doutora em Hidráulica e Saneamento pela Universidade de São Paulo. Professora da Escola de Engenharia Civil e Ambiental na Universidade Federal de Goiás (UFG).

Paulo Sérgio Scalize⁽⁵⁾

Engenheiro Civil pela Faculdade de Engenharia Civil de Araraquara, Mestre e Doutor pela Escola de Engenharia de São Carlos EESC-USP. Professor da Escola de Engenharia Civil e Ambiental na Universidade Federal de Goiás (UFG).

Endereço⁽¹⁾: Av. Universitária, 1488, Q. 86, L. Área - Setor Universitário-Goiânia - GO - CEP: 74605-220 - Brasil - Tel: (62) 98168-7783 - e-mail: carvalhoandrew@gmail.com

RESUMO

O lixiviado é gerado a partir da decomposição dos resíduos sólidos, e os aterros sanitários por terem impermeabilização, permite o recolhimento desse efluente que possui uma alta carga poluidora, sendo um desafio tratá-lo. A eletrocoagulação se destaca como uma tecnologia não convencional, mas bastante promissora no tratamento de vários tipos de efluente complexos, como é o caso do lixiviado. Desse modo, a presente pesquisa teve por objetivo verificar a eficiência do tratamento de lixiviado de aterro sanitário por eletrocoagulação. Inicialmente o efluente bruto foi caracterizado por meio da análise dos parâmetros pH, cor aparente, série de sólidos, coliformes termotolerantes, condutividade, DQO, DBO e Fósforo total. Os ensaios foram realizados em um reator de eletrocoagulação com intervalos de tempo de 10, 20 e 30 minutos, e após o efluente tratado passou pelos mesmos testes do lixiviado bruto. Os parâmetros cor aparente, sólidos suspensos, DQO, DBO, Fósforo total e Coliformes Termotolerantes apresentaram resultados satisfatórios com remoção acima de 80%. Em relação ao pH, foi possível observar que o efluente se tornou mais alcalino, chegando a 9,7 após 30 minutos de eletrólise. A eletrocoagulação demonstrou ser um método de tratamento eficaz para o aumento de biodegradabilidade do lixiviado de aterro. Além disso, os resultados referentes a remoção de cor aparente, sólidos suspensos, e fósforo apresentaram elevada remoção, em cerca de 10 minutos de eletrólise.

PALAVRAS-CHAVE: Eletrocoagulação, Lixiviado de aterro, Chorume, Efluente.

INTRODUÇÃO

Os aterros sanitários embora sejam considerados sistemas ambientalmente corretos para a disposição final dos resíduos sólidos urbanos, apresentam subprodutos potencialmente perigosos para o ambiente, como por exemplo o chorume que, segundo Jardim (2011), é um dos maiores problemas gerados por estes sistemas, podendo-se apontar essas causas devido a suas características variáveis, como carga orgânica, presença de compostos recalcitrantes e vazão variante dependendo das chuvas.

Comparando a carga orgânica de lixiviados com efluentes domésticos, segundo dados de Qasim e Chiang (1994) e Sperling (1996), a Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO) dos lixiviados, de até um ano, variam entre 7500 e 28000 mg.L⁻¹, e nos efluentes domésticos entre 200 e 500 mg.L⁻¹.

Devido as suas características altamente poluidoras a escolha técnica de tratamento que alie o custo e benefício vem se tornando um desafio para a engenharia, motivo pelo qual, na literatura são apresentados diferentes métodos.

Os processos biológicos são os mais utilizados no tratamento do lixiviado, sendo os principais realizados em lagoas de estabilização e lodo ativado. Maia et al.(2015) avaliaram o desempenho do sistema de tratamento biológico de lixiviado de um aterro sanitário em escala real formado por duas lagoas anaeróbias (LA1 e LA2) operadas em série, um sistema de lodos ativados (SLOA) e uma lagoa facultativa (LF). O tempo de detenção hidráulica (TDH) foi de 49, 15 e 12 dias para LA1, LA2 e LF, respectivamente, e a remoção foi de 60% para Demanda Química de Oxigênio (DQO) e 85% para (DBO). Tais resultados demonstram o tempo de retenção elevado para tratamento o tratamento biológico situação, esta, que pode implicar, principalmente, na necessidade de grandes áreas para o tratamento.

Diante de uma gama de tecnologias disponíveis para tratar efluentes, a eletrocoagulação (EC) se destaca como uma técnica não convencional, mas bastante promissora principalmente no tratamento de efluente complexos, como por exemplo de indústria galvânica (AL-SHANNAG, 2015), curtume (FORNARI et al., 2009), indústria têxtil (PALÁCIO et al.,2009), e inclusive para lixiviado de aterros (LI et al. 2011).

A eletrocoagulação faz uso de corrente elétrica e chapas metálicas,de forma geral, de alumínio ou ferro, para liberação de ions metálicos (Al^{+3} , Fe^{+2} ou Fe^{+3}) que, em solução reagem com a água, formando hidróxidos metálicos altamente eficazes na remoção de poluentes, seja na complexação ou por atração eletrostática, seguida por coagulação, sedimentação ou flotação (ULU, 2014) e aumento da biodegradabilidade do efluente.

A quantidade de produções científicas relacionadas ao uso da eletrocoagulação como método de aumentar a biodegradabilidade, é limitado, principalmente em relação a lixiviados. Além dos resultados promissores de tratabilidade, a eletrocoagulação, principalmente com eletrodos de alumínio, apresenta tempos de retenção baixo, aparelhagem simples, e eficiência na remoção de compostos refratários como metais pesados, corantes, dentre outros poluentes não removidos por tratamentos convencionais (FERNANDES et al. ,2014).

Desse modo, esse trabalho verificou a eficiência do tratamento e alterações nas características recalcitrantes de lixiviado de aterro sanitário por eletrocoagulação que por se tratar de um efluente complexo, demanda tecnologias alternativas, sendo analisadas uma série de parâmetros físico-químicos e biológicos para verificação da eficiência de tratamento.

MATERIAIS E MÉTODOS

O lixiviado analisado neste trabalho foi coletado em uma lagoa que recebia toda drenagem do líquido gerado no aterro sanitário localizado na região metropolitana de Goiânia-GO. Inicialmente foi feita a caracterização do lixiviado bruto de acordo com os parâmetros físico-químicos e microbiológico, apresentados na Tabela 1 com suas respectivas metodologias.

Tabela 1: Parâmetros, equipamentos e metodologias utilizadas na caracterização do lixiviado.

PARÂMETROS	TÉCNICA ANALÍTICA	UNIDADE
pH	PHmetro Qualxtron Model 8010	SMWW 4500H+B ⁽¹⁾
Cor Aparente	Lambda 25 UV/VIS Spectrometer Perkin Elmer	SMWW 2120C ⁽¹⁾
Sólidos Totais	Banho Maria Ethik/ Estufa de Secagem Nova Ética/ Membrana Machery-Nagel	SMWW 2540 E ⁽¹⁾
Sólidos Suspensos		SMWW 2540 D ⁽¹⁾
Sólidos Dissolvidos		SMWW 2540 C ⁽¹⁾
Coliformes Termotolerantes	Estufa bacteriológica TE392/2 Tecnal /Fluxo Laminar Com. Biologic 90/ Banho Maria	SMWW 9221 C ⁽¹⁾
Condutividade Elétrica	Thermo Electron Corporation Orion 115A+	SMWW 2510 B ⁽¹⁾
Demanda Química de Oxigênio	Digestora DRB 200 Hach / Lambda 25 UV/VIS Spectrometer Perkin Elmer	SMWW 5220D ⁽¹⁾
Demanda Bioquímica de Oxigênio	Câmara de incubação BOD 347 Fanen/ Oxímetro Hach HK30D	SMWW 5210 B ⁽¹⁾
Fósforo Total	Optima 7300 DV Perkin Elmer (ICP-EOS)	EPA USEPA 3010A ⁽²⁾

⁽¹⁾ APHA; AWWA; WEF (2012); ⁽²⁾ EPA (1992).

O reator foi construído utilizando um recipiente de vidro com volume de 5 litros e um par de eletrodos de chapa de alumínio nas dimensões de 10 x 8 cm, totalizando uma massa de 18 g. Para o fornecimento de energia utilizou-se uma fonte da Marca Meind de 12 V e 10 A, onde a densidade de corrente aplicada foi de 59,37 mA/cm². A figura 1 representa o esquema do reator utilizado.

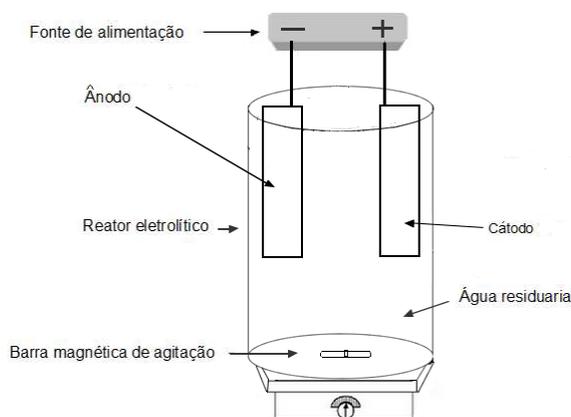


Figura 1: Esquema do reator de eletrocoagulação de batelada.

O tratamento total foi de cerca de 30 minutos com tomadas de amostras a cada 10 minutos. A caracterização foi realizada em três etapas, sendo a primeira do lixiviado bruto e as demais durante os ensaios de eletrocoagulação nos tempos de 10, 20 e 30 minutos. Os ensaios foram realizados sob agitação constante de 200 rpm.

Através da relação entre a demanda bioquímica de oxigênio (DBO) e a demanda química de oxigênio (DQO), é possível estimar a biodegradabilidade. Com intuito de verificar se houve aumento na biodegradabilidade do efluente, foi feita a razão entre a DQO e a DBO do lixiviado bruto em relação aos tempos de tratamento.

CÁLCULO DE CUSTOS

O consumo de energia está relacionado com a intensidade de corrente utilizada, condutividade do efluente, espaçamento e passivação dos eletrodos. De acordo com Kobya et al. (2006), o consumo de energia em um reator batelada pode ser calculado utilizando-se a equação (1), que foi adaptada.

$$C = f \cdot \frac{U \cdot i \cdot t}{1000} \quad \text{equação (1)}$$

Sendo C o consumo de energia (em KWh), U a tensão elétrica aplicada ao processo em Volts (V), i a corrente elétrica aplicada (em A), t o tempo de aplicação da corrente ou tempo de processo (h), onde f equivale ao fator de potência de 0,65 para ajustar a unidade VA em W.

RESULTADOS

Os resultados dos parâmetros analisados após o tratamento por eletrocoagulação estão apresentados na Tabela 2, juntamente com seus respectivos resultados do lixiviado bruto e do efluente tratado após os diferentes tempos de eletrocoagulação.

Tabela 2: Parâmetros avaliados com base no tempo de eletrocoagulação

PARÂMETROS	TEMPO DE ELETROCOAGULAÇÃO (MIN)				REMOÇÃO (%)		
	0	10	20	30	10	20	30
pH	8,2	9,0	9,5	9,7	*	*	*
Cor Aparente (mg.L ⁻¹)	13254	4899	3464	1757	63,0	73,87	86,7
Condutividade elétrica (µS.cm ⁻¹)	15810	14450	13220	12533	8,6	16,4	20,7
Sólidos Totais (mg.L ⁻¹)	13060	9068	8170	7406	30,6	37,4	43,3
Sólidos Suspensos (mg.L ⁻¹)	4120	988	630	437	76,0	84,6	89,4
Sólidos Dissolvidos (mg.L ⁻¹)	8940	8080	7540	6970	9,6	15,6	22,0
DQO (mg O ₂ .L ⁻¹)	20640	10380	5880	1660	49,7	71,5	92,0
DBO (mg O ₂ .L ⁻¹)	9960	5250	3110	1185	47,3	68,7	88,1
Fósforo Total (mg.L ⁻¹)	19,03	0,56	0,38	0,35	97,0	98,0	98,2
Coliformes Termotolerantes (x 10 ⁴ NMP/100mL)	2,40	0,94	0,21	0,14	60,8	91,2	94,2

* Não aplicável

O pH do lixiviado bruto foi de cerca de 8,2, e de acordo com estudos apresentados em PROSAB (2009) o pH é um parâmetro que retrata o processo de decomposição biológica da matéria orgânica, e um pH mais alcalino indica um lixiviado mais antigo. Após os 30 minutos de tratamento, o pH do efluente se tornou mais alcalino, chegando a 9,7. Alguns autores atribuem o aumento do pH devido a evolução do hidrogênio no cátodo (CRESPILHO; SANTANA; REZENDE, 2004).

A Figura 2 apresenta o lixiviado bruto antes da eletrocoagulação iniciar, e após 10 minutos de tratamento. Na segunda imagem é possível observar duas fases constituídas pela porção líquida, que notoriamente apresenta uma coloração mais clara, e o lodo formado pelos flocos de hidróxido de alumínio que foram flotados.



Figura 2: Lixiviado antes do início da eletrocoagulação e após 10 minutos de tratamento, apresentando a separação de fases.

A remoção de cor aparente atingiu 86,7% de remoção após 30 minutos, sendo que após 10 minutos já tinha atingido 63,0%. Os sólidos suspensos alcançaram 89,4% de remoção ao final dos 30 minutos de tratamento, e os sólidos dissolvidos 22,0%, demonstrando que a eletrocoagulação é mais eficiente para remoção do material suspenso. A mudança no aspecto do lixiviado pode ser observada na Figura 3, com os respectivos tempos de eletrocoagulação.



Figura 3: Aspecto visual do lixiviado bruto e do efluente tratado após 10, 20 e 30 minutos.

O lixiviado apresentou elevada condutividade e sólidos dissolvidos, e através da análise estatística de regressão linear apresentada na Figura 4, foi obtido um R^2 de 0,9905, indicando que 99,05 % da variação dos dados podem ser explicados por essa relação. Com isso, conclui-se que a condutividade elétrica do efluente é causada, em grande parte, pelos sólidos dissolvidos no lixiviado, e como a eletrocoagulação não possui grande eficiência na remoção desse tipo de sólidos, a condutividade seguiu o mesmo padrão.

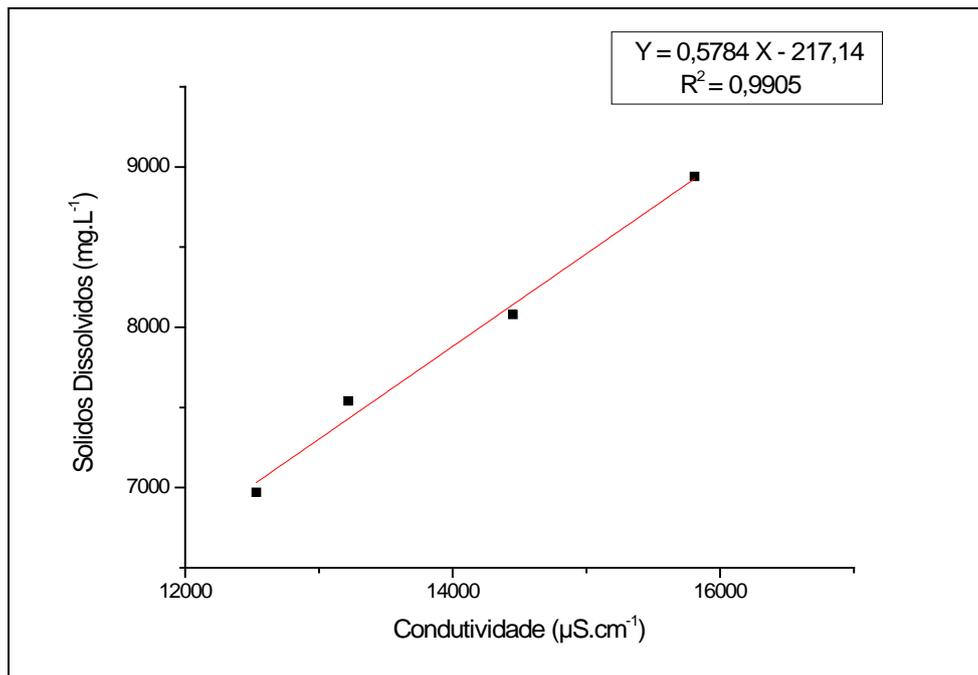


Figura 4: Regressão linear correlacionando a condutividade com os sólidos dissolvidos.

O fósforo foi outro parâmetro avaliado, demonstrando alta eficiência do processo eletrolítico, chegando a remoção de 98,18% após 30 minutos. A análise de coliformes termotolerantes demonstrou que a eletrocoagulação também possui potencial para inativação de patógenos, removendo 94,17% de coliformes termotolerantes após 30 minutos de eletrólise.

A Figura 2 apresenta os valores remanescentes da demanda química de oxigênio (DQO) e demanda bioquímica de oxigênio (DBO) em relação ao tempo de eletrólise. Quanto mais próximo o valor da DBO em relação à DQO, mais biodegradável se encontra o resíduo líquido.

A DBO também avalia a tratabilidade biológica de um efluente, quanto maior o valor da DBO, maior o potencial de tratamento biológico dos compostos orgânicos presentes, e a diferença com a DQO indica a recalcitrância desta mesma carga orgânica. Quanto mais próximo forem os valores da demanda química e bioquímica, mais biodegradável é o efluente. A Figura 5 apresenta a relação da remoção de DQO e DBO de acordo com o tempo, sendo que a relação DBO/DQO do lixiviado bruto foi de 0,48 e aos 30 minutos de 0,71. Fernandes et al. (2014) utilizou a eletrocoagulação com intuito de verificar o aumento de biodegradabilidade, e obteve cerca de 0,88 na relação, sendo a do lixiviado bruto de 0,33, em reator de bancada com 8 horas de tratamento.

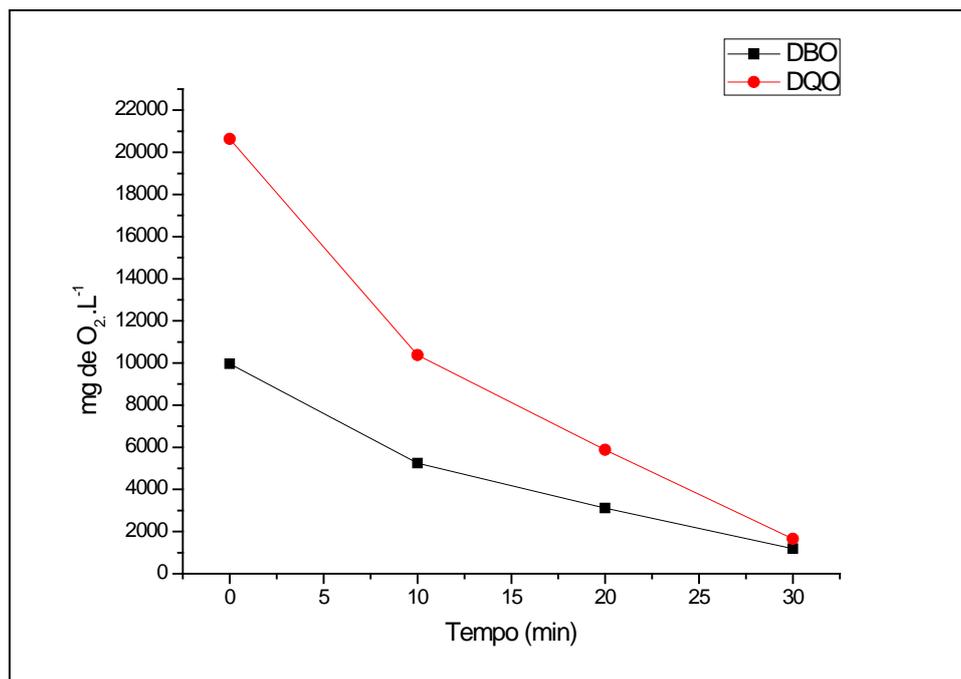


Figura 5: Concentração de DBO e DQO no lixiviado bruto e no decorrer do tratamento

O consumo de energia elétrica foi calculado com a equação (1), onde a corrente aplicada foi de 4,7 A, a tensão de 12 V e o tempo de 30 min. O consumo nesse período foi de cerca de 0,01833 KWh, e considerando o valor de R\$ 0,73 do KWh cobrado pela companhia de energia de Goiás (CELG), o custo total foi de cerca de R\$ 0,013, considerando que o teste foi feito em reator de bancada o cálculo, portanto, não teve relação com o volume do efluente. Para estações em escala real, o tempo de detenção hidráulico (TDH) para tratamentos contínuos deve entrar para os cálculos afim de estabelecer parâmetros de projeto, além de dados como desgaste dos eletrodos.

CONCLUSÃO

A eletrocoagulação demonstrou ser um método de tratamento eficaz alcançando remoções elevadas em 10 minutos de operação. Ao final do processo, a grande maioria dos parâmetros obtiveram remoção próximas ou superiores a 90%, tendo destaque a remoção da DQO (92%), DBO (88,1%), sólidos suspensos (89,4) e cor aparente (86,7%). Foi possível constatar o aumento de biodegradabilidade do lixiviado de aterro. Tendo em vista o baixo tempo do tratamento, comparado aos biológicos que demandam mais de 1 mês para alcançar bons resultados, a simplicidade dos equipamentos utilizados, o custo baixo da energia elétrica usada, a eletrocoagulação desponta como uma tecnologia que deve ser considerada para otimização dos tratamentos de efluentes gerados, em vista do custo benefício apontado nesse e em outros trabalhos.

AGRADECIMENTOS

Agradecimento a Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de Goiás (FAPEG) e ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental e Sanitária (PPGEAS) da Universidade Federal de Goiás (UFG) pelo apoio prestado.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

1. AL-SHANNAG, M., AL-QODAH, Z., BANI-MELHEM, K., QTAISHAT, M.R., ALKASRAWI, M. Heavy metal ions removal from metal plating wastewater using electrocoagulation: Kinetic study and process performance. *Chemical Engineering Journal*, v.260, p 749–756, 2015.
2. APHA., AWWA., WEF. Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater. 22st Edition. American Public Health Association/American Water Works Association/Water Environment Federation, Washington DC, USA, 2012.
3. CRESPILO, F.N., SANTANA, C.G., REZENDE, M.O.O. Tratamento de efluente da indústria de processamento de coco utilizando eletroflotação. *Química Nova*, v. 27, n. 3, p. 387-392, 2004.
4. USEPA. Acid Digestion of Aqueous Samples and Extracts for Total Metals for Analysis by Flame Atomic Absorption Spectroscopy (FLAA) or Inductively Coupled Plasma Spectroscopy (ICP). SW-846 Test Method 3010A, 1992.
5. FERNANDES, A; SPRANGER, P; FONSECA, A.D; PACHECO, M.J; CIRÍACO, L; LOPES, A. Effect of electrochemical treatments on the biodegradability of sanitary landfill leachates. *Applied Catalysis B: Environmental*, v.144, p.514–520, 2014.
6. FORNARI, M.M.T. et al. Pollutant removal from tannery effluent by electrocoagulation. *Chemical Engineering Journal*, v. 151, p. 59-65, 2009.
7. JARDIM, F. Destino final: problema ou solução? *Gestão de Resíduos*, v. 1, n. 1, p. 14-20, 2006.
8. KOBYA, M. et al. Treatment of potato chips manufacturing wastewater by electrocoagulation. *Desalination*, v. 190, n. 1–3, p. 201–211, 2006
9. LI, X; SONG, J; GUO, J; WANG, Z; FENG, Q. Landfill leachate treatment using electrocoagulation. *Procedia Environmental Sciences*. v.10, p.1159-1164, 2011.
10. MAIA, I. S. et al. Avaliação do tratamento biológico de lixiviado de aterro sanitário em escala real na Região Sul do Brasil. *Engenharia Sanitaria e Ambiental*, v. 20, n. 4, p. 665–675, 2015.
11. PALÁCIO, M. S.; ESPINOZA-QUIÑONES, F.R.; MÓDENES, A. N.; OLIVEIRA, C.C.;BORBA, F.H.; SILVA JR, F. G. Toxicity assessment from electro-coagulation treated-textile dye wastewaters by bioassays. *Journal of Hazardous Materials*, v.172, n.1, p.330-337, 2009.
12. PROSAB. Estudos de caracterização e tratabilidade de lixiviados de aterros sanitários para as condições brasileiras. Rio de Janeiro: ABES, 2009.
13. QASIM, S.R.; CHIANG, W. *Sanitary Landfill Leachate: generation, control and treatment*. Lancaster: Technomic, p.339, 1994.
14. ULU, F.; BARISCI, S.; KOBYA, M; SARKKA, H.; SILLANPAA, M. Removal of humic substances by electrocoagulation (EC) process and characterization of floc size growth mechanism under optimum conditions. *Separation and Purification Technology*. v.133, p.246–253, 2014.
15. SPERLING, M.V. Introdução à Qualidade das Águas e ao Tratamento de Esgotos. Minas Gerais: SEGRAC, p.243, 1996.