

Artigo Técnico

Pós-tratamento de lixiviado de aterro sanitário com carvão ativado

Post-treatment of landfill leachate using activated carbon

Flávia Kawahigashi¹, Marcos Batista Mendes², Vilson Gomes da Assunção Júnior³, Vitor Hugo Gomes³, Fernando Fernandes⁴, Elisa Yoko Hirooka⁵, Emília Kiyomi Kuroda⁶

RESUMO

A degradação física, química e biológica da matéria orgânica presente dos resíduos sólidos gera um subproduto altamente poluidor, denominado lixiviado. Várias técnicas de tratamento aplicadas a esse efluente vêm sendo investigadas a fim de adequá-lo ao lançamento no corpo receptor sem causar prejuízos ao meio ambiente. Este trabalho teve como objetivo avaliar a aplicabilidade do Carvão Ativado Granular (CAG) na remoção de compostos poluentes presentes no lixiviado. Os ensaios em CAG foram divididos em duas fases. A fase A para a seleção do CAG de maior eficiência e a fase B para a avaliação da eficiência ao longo de sucessivos ensaios de adsorção/filtração com o CAG selecionado na fase A. O lixiviado produzido pelo CAG selecionado apresentou, ao longo dos 4 ensaios, elevada eficiência com remoções variando entre 94 e 100% para a cor verdadeira, entre 45 e 76% para a demanda química de oxigênio e entre 23 e 67% para o carbono orgânico total, com valores máximos absolutos de 8 uH, 167 mg.L⁻¹ e 93 mg.L⁻¹, respectivamente.

Palavras-chave: adsorção; carvão ativado granular; lixiviado.

ABSTRACT

The physical, chemical and biological degradation of waste disposed in sanitary landfill generates a highly polluting product, known as leachate. Several treatment techniques have been investigated to treat leachate in order to meet the discharge limits before its disposal into superficial waters and not cause impacts to the environment. This study evaluated the applicability of granular activated carbon (CAG) in the removal of pollutants from the effluent. Adsorption tests on CAG were divided in two phases. The phase A for the selection of higher efficiency CAG, and phase B to evaluate the efficiency of successive adsorption/filtration tests with the CAG selected in phase A. The leachate produced using the selected CAG showed high efficiency with removals ranging between 94-100% for true color, between 45-76% for chemical oxygen demand and between 23-67% for total organic carbon, with maximum absolute values of 8 uH, 167 mg.L⁻¹ and 93 mg.L⁻¹, respectively.

Keywords: adsorption; granular activated carbon; leachate.

INTRODUÇÃO

Os resíduos sólidos acumulados em aterros sanitários sob a influência de agentes como a chuva e os microrganismos resultam em complexas reações físicas, químicas e biológicas. Além da dissolução dos elementos minerais e do carreamento, pela água de percolação, das finas partículas e do material solúvel, ocorre também a degradação dos resíduos sólidos pela bioconversão da matéria orgânica em formas solúveis e gasosas, as quais originam dois vetores de poluição dos aterros sanitários: o lixiviado e o biogás (CASTILHOS JR *et al.*, 2003).

O lixiviado de aterro sanitário é um líquido de coloração escura, também denominado percolado ou chorume. Esse líquido pode apresentar como características: altas concentrações de nitrogênio amoniacal, cloretos, matéria orgânica, compostos orgânicos de difícil degradação, como por exemplo, as substâncias húmicas e eventualmente, metais. Devido às suas características, este requer tratamento adequado para que os valores dos seus parâmetros físicos, químicos e biológicos atendam aos limites estabelecidos pelas legislações vigentes e não cause impactos ao meio ambiente.

¹Mestre em Engenharia de Edificações e Saneamento pela Universidade Estadual de Londrina (UEL) - Londrina (PR), Brasil.

²Graduando em Química pela UEL - Londrina (PR), Brasil.

³Graduando em Engenharia Civil pela UEL - Londrina (PR), Brasil.

⁴Doutor em Engenharia pelo Institut National Polytechnique de Toulouse (França). Professor do Departamento de Construção Civil da UEL - Londrina (PR), Brasil.

⁵Doutora em Engenharia de Alimentos pela Universidade Estadual de Campinas (UNICAMP). Professora do Departamento de Ciência e Tecnologia de Alimentos da UEL - Londrina (PR), Brasil.

⁶Pós-doutora em Metabólitos de Cianobactérias e Tratamentos Específicos de Águas pela Meijo University (Japão). Professora do Departamento de Construção Civil da UEL - Londrina (PR), Brasil.

Endereço para correspondência: Emília Kiyomi Kuroda - Rodovia Celso Garcia Cid PR 445, Km 380 - Campus Universitário - 86057-970 - Londrina (PR), Brasil - E-mail: ekkuroda@uel.br

Fonte de financiamento: Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES), Financiadora de Estudos e Projetos (FINEP), Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq) e Fundação Araucária.

Recebido: 29/05/13 - **Aceito:** 10/12/13 - **Reg. ABES:** 652

No Brasil, a forma de tratamento mais difundida desses lixiviados é de natureza biológica, porém, esses processos apresentam eficiência limitada no tratamento de lixiviados de aterros que apresentam grande quantidade de compostos recalcitrantes/refratários (KURNIAWAN *et al.*, 2006; AMOKRANE *et al.*, 1997; MARAÑÓN *et al.*, 2008; RIVAS *et al.*, 2003; WISZNIOWSKI *et al.*, 2006), o que demanda a associação de processos complementares de tratamento para esse tipo de efluente.

Nesta perspectiva, o emprego adicional de operações/processos físicos e químicos, a exemplo dos que compõe a técnica de tratamento por coagulação-floculação-sedimentação, tem se mostrado eficiente no tratamento de lixiviados para remoção de matéria orgânica correlacionada à cor verdadeira e parte da Demanda Química de Oxigênio (DQO) (WANG *et al.*, 2002; AZIZ *et al.*, 2007; MARAÑÓN *et al.*, 2008; CASTRILLÓN *et al.*, 2010; FELICI, 2010; CASTRO, 2012). No entanto, esse sistema de tratamento ainda não é capaz de remover a DQO recalcitrante e outros contaminantes aos níveis exigidos pelos padrões de lançamento, ou adequar sua qualidade de forma a não causar impactos negativos no meio ambiente, considerando as condições de enquadramento dos corpos receptores. Assim, faz-se necessária a investigação de técnicas ou processos alternativos e complementares para o pós-tratamento desses lixiviados.

A adsorção de um composto em carvão ativado é resultado de uma complexa inter-relação que depende tanto das propriedades do adsorvato e do adsorvente, como de fatores externos. A capacidade adsorvativa de um carvão está relacionada tanto a fatores intrínsecos do adsorvente (tais como material de partida, forma, volume e distribuição dos poros, química da superfície, modo de ativação do material, teor de cinzas), do adsorvato (que depende da composição específica do efluente), quanto às condições experimentais, tais como pH, tempo de contato, temperatura, grau de agitação, entre outros fatores que podem dificultar ou favorecer o processo de adsorção (KURODA *et al.*, 2005; BRINQUES, 2005).

Nesse contexto, o objetivo do presente trabalho foi avaliar a aplicabilidade da adsorção em carvão ativado granular, como pós-tratamento de lixiviados de aterro sanitário, tratado previamente por *stripping* de amônia, seguido de tratamento biológico por lodos ativados e pós-tratamento por coagulação-floculação-sedimentação, mediante amostragem de carvões nacionais disponíveis comercialmente e experimentos em escala de bancada e escoamento contínuo.

METODOLOGIA

Lixiviado bruto

O lixiviado bruto foi proveniente do aterro sanitário da cidade de Rolândia, Paraná, que está em operação desde 2003 e caracteriza-se por sua recalcitrância, apresentando baixa relação Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO)/DQO e elevados valores de cor, DQO e concentração de nitrogênio.

A caracterização do lixiviado bruto e após cada etapa de tratamento foi realizada para os parâmetros da Tabela 1, segundo métodos analíticos descritos em APHA (2005). A análise de nitrato foi realizada de acordo com o método proposto por Cataldo (1975).

Tratamento preliminar por *stripping* de amônia seguido de tratamento biológico por lodos ativados

O tratamento preliminar por *stripping* de amônia seguido de tratamento biológico por lodos ativados para nitrificação e desnitrificação por via curta, mediante adição de etanol como fonte externa de carbono, foi realizado em bateladas sequenciais em escala piloto e teve como objetivo a remoção parcial (de aproximadamente 60%) do nitrogênio amoniacal. O sistema utilizado foi composto por dois reservatórios com capacidade volumétrica de 1 m³ cada, providos por um sistema mecânico de agitação com paletas verticais em aço inoxidável e polipropileno e agitação controlada por moto-reductor e inversor de frequência em 5,5 rpm, de modo a evitar a aeração do meio. A primeira fase do tratamento biológico — aeróbia para nitrificação — foi realizada pela aeração do meio por um difusor de ar para oxidação do nitrogênio amoniacal e formação de nitritos e nitratos, sendo que o término dessa fase foi condicionado à remoção total do nitrogênio amoniacal do meio.

A segunda fase do tratamento biológico — anóxica para desnitrificação por via curta — foi realizada com adição de etanol como fonte de carbono e mistura lenta a cada 6 h. A quantidade de etanol adicionada foi calculada em função da relação entre o consumo de DQO e a concentração final de nitritos e nitratos na fase aeróbia. Na fase anóxica ocorreu a redução de nitritos e nitratos a N₂, sendo que o término dessa fase foi condicionado à remoção total de nitritos e nitratos.

Pós-tratamento por coagulação-floculação-sedimentação

No tratamento por coagulação-floculação-sedimentação, os ensaios foram realizados em escala de bancada com a utilização do equipamento Jarteste (Nova Ética-218/6LDBE). Considerando as condições operacionais de um trabalho complementar em sistema de tratamento em escala piloto e a possibilidade de implantação de um sistema com reservatório de regularização e tratamento em bateladas sequenciais e escala real de um dos aterros sanitários da região, foram adotados, nos ensaios de bancada, os parâmetros de controle operacionais: tempo médio de mistura rápida T_{mr}=1 min; gradiente de velocidade média de mistura rápida G_{mr}=600 s⁻¹; tempo médio de floculação T_{floc}=20 min; gradiente de velocidade médio de floculação G_{floc}=20 s⁻¹ e velocidade de sedimentação VS=0,047 cm.min⁻¹ ou tempo de sedimentação de 2,5 h.

Os ensaios foram realizados pela técnica de planejamento fatorial de experimentos. Foram realizados 2 planejamentos 2² tendo como variáveis independentes a dosagem de ferro e o pH de coagulação, e como variáveis dependentes (variáveis resposta) as remoções de cor verdadeira

Tabela 1 - Caracterização físico-química do lixiviado bruto e após tratamento biológico por lodos ativados e porcentagem de remoção.

Parâmetro	Lixiviado Bruto	Lixiviado após tratamento biológico	Porcentagem de remoção após tratamento biológico
pH	9,1	9,7	-
Alcalinidade (mg CaCO ₃ .L ⁻¹)	4238	1401	67
Cor verdadeira (uH)	4180	3386	19
NKT (mg N-NH ₃ .L ⁻¹)	997	-	-
N-amoniacoal (mg N-NH ₃ .L ⁻¹)	859	12	98
Nitrito (mg N-NO ₂ .L ⁻¹)	0,1	0,2	-
Nitrato (mg N-NO ₃ .L ⁻¹)	0	2	-
Cloreto (mg.L ⁻¹)	-	2744	-
DBO (mg.L ⁻¹)	55	-	-
DQO (mg.L ⁻¹)	1819	2022	-
COT (mg.L ⁻¹)	813	547	33
ST (mg.L ⁻¹)	6556	8174	-

pH: potencial hidrogeniônico; NKT: nitrogênio Kjeldhal total; DBO: demanda bioquímica de oxigênio; DQO: demanda química de oxigênio; COT: carbono orgânico total; ST: sólidos totais; -: não avaliado.

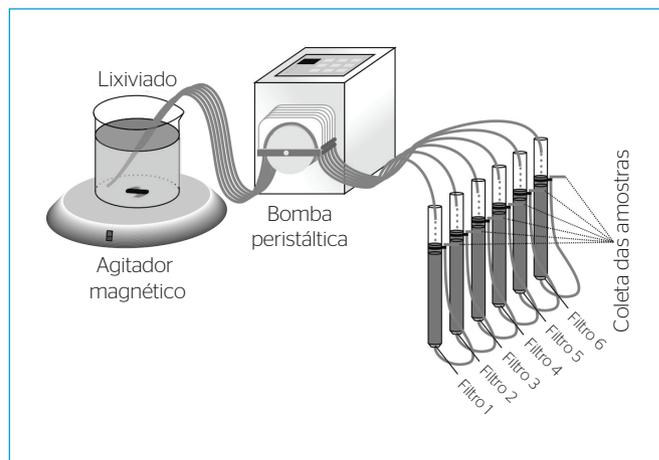
e de DQO, resultando em 22 ensaios, com 2 repetições no ponto central. Em seguida, prosseguiu-se o tratamento para a condição de coagulação química mais adequada, obtendo-se volume suficiente para a realização do tratamento subsequente por adsorção em Carvão Ativado Granular (CAG).

Pós-tratamento por adsorção em carvão ativado granular

Primeiramente, realizou-se a amostragem de 6 tipos de CAGs disponíveis comercialmente por vários fabricantes nacionais. Em seguida, os CAGs foram caracterizados em relação ao número de iodo e de azul de metileno.

O esquema do sistema utilizado para o ensaio de adsorção/filtração em CAG com escoamento contínuo e escala de bancada é apresentado na Figura 1 e foi composto por:

- um bécquer com capacidade volumétrica de 5 L para o acondicionamento do lixiviado, disposto sob um agitador magnético para manter a homogeneidade do mesmo durante todos os ensaios;
- uma bomba peristáltica de 12 canais para alimentação simultânea, contínua e independente dos filtros por meio de mangueiras com diâmetro interno de 1,14 mm, previamente regulada para conduzir simultaneamente uma vazão constante de 0,79 mL.min⁻¹ para o topo de cada um dos filtros, resultando em um tempo de contato de 20 minutos;
- seis Filtros de Carvão Ativado Granular (FCAG) contendo corpo em acrílico transparente de 18 mm de diâmetro, 40 cm de altura

**Figura 1** - Esquema do sistema de adsorção com escoamento contínuo e escala de bancada.

e areia aderida na parede interna de modo a evitar a formação de correntes preferenciais durante o processo de adsorção/filtração, com altura de 9 cm de CAG devidamente compactados.

O pós-tratamento por adsorção em CAG foi realizado em duas fases com objetivos distintos:

Fase A: seleção do CAG comercial de maior eficiência

Dentre os 6 carvões amostrados, apenas o carvão do filtro 3 (CAG3) foi proveniente do osso, sendo os demais provenientes do endocarpo do côco.

Considerando a seleção do CAG como objetivo principal desta fase, optou-se pela avaliação comparativa dos valores de cor aparente residual dos efluentes após adsorção ao longo do tempo.

Para sistematizar os resultados e facilitar a avaliação comparativa dos diferentes FCAGs, foram estabelecidos como critérios de encerramento dos ensaios de adsorção: perda de carga máxima fixada em 21 cm e ou duração máxima da carreira de adsorção/filtração em 120 h (5 dias) de operação.

Fase B: avaliação da eficiência da adsorção com o carvão ativado granular selecionado

Foram realizados quatro ensaios sucessivos de adsorção/filtração, sendo que ao final de cada ensaio, o carvão foi lavado com água deionizada no sentido ascensional para a remoção dos flocos/impurezas retidos no meio granular do CAG, seguido de compactação para ser utilizado no ensaio subsequente.

Para avaliar a qualidade do lixiviado produzido após adsorção/filtração, foram realizadas coletas a cada 3 h ou em intervalos menores, quando era observada variação significativa de cor aparente e cor verdadeira ao longo do ensaio. Além disso, foram efetuadas medidas de perda de carga para o monitoramento da compactação do meio granular ao longo do tempo.

Para avaliar o impacto da carga de poluição/contaminação gerada pelo lançamento do volume total de lixiviado pós-tratado por adsorção em corpos hídricos receptores, foram constituídas amostras compostas utilizando-se volumes fixos de todas as amostras coletadas para cada ensaio ao longo do tempo e devidamente caracterizadas.

RESULTADOS E DISCUSSÃO

Tratamento preliminar por stripping de amônia seguido de tratamento biológico por lodos ativados e pós-tratamento por coagulação-floculação-sedimentação

A Tabela 1 apresenta as características do lixiviado bruto e dos lixivia-dos produzidos na batelada típica do tratamento biológico por lodos ativados precedidos por stripping. Na batelada típica do tratamento por *stripping* de amônia, conforme a Figura 2, o tempo de detenção foi de 21 dias, com temperatura média entre 19 e 21°C, resultando em remoção de 59% do N-amoniaco, com concentração residual final de 325 mg N-NH₃.L⁻¹. Em seguida, a fase aeróbia de nitrificação teve duração de 9 dias condicionada à remoção total do nitrogênio amoniaco do meio, apresentando concentrações de N-nitrito e N-nitrato de 370,3 mg N-NO₂.L⁻¹ e 40,9 mg N-NO₃.L⁻¹. Já a fase anóxica de desnitrificação teve duração aproximada de 250 horas condicionada à remoção total de nitritos e nitratos, comprovando assim, a eficiência do tratamento biológico para remoção da série nitrogenada. Por outro lado, pode-se observar que no tratamento biológico não houve redução significativa de DQO e a remoção de cor verdadeira foi da ordem de 19%, correspondendo ao valor residual de 3386 uH.

De acordo com a Tabela 2, no tratamento por coagulação-floculação-sedimentação, as porcentagens de remoção variaram entre 67–99% para cor verdadeira e entre 39–85% para DQO.

Considerando a possibilidade de aplicação desse tratamento em escala piloto e real e o pós-tratamento em CAG, a seleção da condição de coagulação química foi realizada considerando a relação custo-eficiência em relação à cor verdadeira e DQO: dosagem de 250 mg.L⁻¹ de Fe³⁺ em pH 4 (ensaio 20) com remoções de 96 e 85% e valores absolutos de 140 uH e 303 mg.L⁻¹ de cor verdadeira e DQO, respectivamente. Resultados semelhantes com relação às remoções de cor e DQO após tratamento por coagulação-floculação-sedimentação foram descritos por Aziz (2007), Marañón *et al.* (2008), Felici (2010) e Castrillón *et al.* (2010).

Embora o padrão de lançamento de efluentes da Resolução 357/2005 do Conama (BRASIL, 2005) não determine valor limite para cor verdadeira, as condições de enquadramento estabelecidas para águas doces classes 2 e 3 limitam ao valor de 75 uH. O anexo 7 da RESOLUÇÃO N°. 0070/2009 do CEMA (CEMA, 2009) estabelece condições e padrões de lançamento de efluentes líquidos industriais e limita o valor de DQO em 200 mg.L⁻¹ para efluentes provenientes de outras atividades quando não enquadradas às especificadas na referida resolução. Assim como em estudos anteriores (WANG *et al.*, 2002; AZIZ *et al.*, 2007; MARAÑÓN *et al.*, 2008; CASTRILLÓN *et al.*, 2010; FELICI, 2010; CASTRO, 2012), pode-se constatar que o pós-tratamento por coagulação-floculação-sedimentação não foi eficaz para produção de lixiviado que atenda às referidas legislações em relação a esses parâmetros, o que comprova a necessidade de tratamento complementar para adequação da qualidade desse efluente antes de sua disposição em corpos receptores.

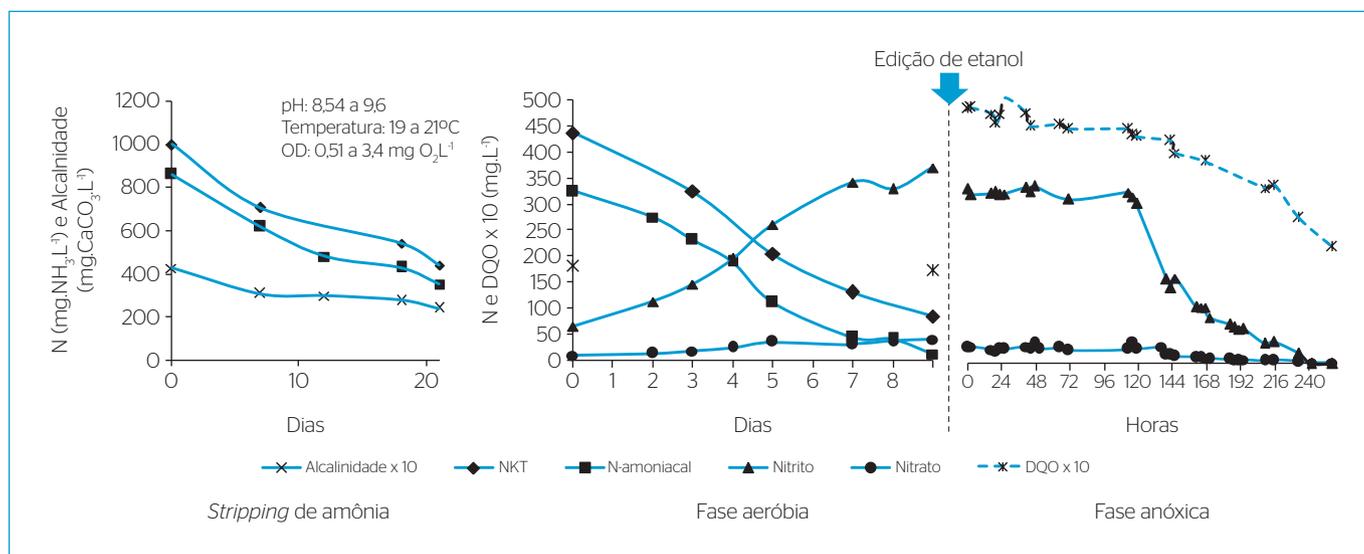


Figura 2 - Valores dos parâmetros monitorados durante o tratamento por *stripping* de amônia seguido de tratamento biológico por lodos ativados - batelada típica.

Tabela 2 - Condições de coagulação química dos ensaios 1 a 22 e porcentagem de remoção de cor verdadeira e demanda química de oxigênio.

Ensaio	Dosagem de Fe ³⁺ (mg Fe ³⁺ .L ⁻¹)	pH	Cor Verdadeira*	% de remoção cor verdadeira	DQO**	% de remoção DQO
1	300	4	117	97	640	68
2	500	4	43	99	591	71
3	400	5	79	98	805	60
4	400	5	140	96	661	67
5	300	6	526	84	905	55
6	500	6	380	89	859	58
7	400	3,6	90	97	424	79
8	260	5	208	94	579	71
9	540	5	60	98	500	75
10	400	5	76	98	492	76
11	400	5	58	98	579	71
12	400	6,4	802	76	1010	50
13	150	4	184	95	558	72
14	350	4	87	97	440	78
15	250	5	153	95	511	75
16	250	5	93	97	463	77
17	150	6	1106	67	1224	39
18	350	6	633	81	1014	50
19	150	5	378	89	698	66
20***	250	4	140	96	303	85
21	250	6	479	86	813	60
22	350	6	230	93	610	70

DQO: demanda química de oxigênio; *Cor verdadeira inicial: 3386 uH; **DQO inicial: 2022 mg.L⁻¹; *** condição de coagulação química mais adequada.

Pós-tratamento por adsorção em carvão ativado granular

Os resultados da determinação do número de iodo e de azul de metileno dos CAGs utilizados nos ensaios de adsorção na fase A estão apresentados na Tabela 3.

No Brasil, segundo a especificação EB-2133 (ABNT, 1991), o limite mínimo do número de iodo (NI) para carvões a serem utilizados em estações de tratamento de águas é de 600 mg.g⁻¹. O NI está relacionado à microporosidade do carvão ativado, uma vez que a molécula requer poros com abertura inferior a 1 nm para ser adsorvida (EL-HENDAWY *et al.*, 2001). Já a molécula de azul de metileno requer poros com abertura próxima a 2,0 nm para ser adsorvida (WARHURST *et al.*, 1997). No entanto, em lixiviados, a presença de moléculas orgânicas de alto peso molecular, como as substâncias húmicas, requerem um carvão de porosidade desenvolvida, ou seja, com predominância de mesoporos.

A Figura 3 mostra a variação da perda de carga no meio granular dos FCAGs 1 a 6 ao longo de 120 horas de operação. Pode-se verificar que os FCAGs 3, 4 e 6 apresentaram maior perda de carga, chegando a atingir 21 cm nos tempos de 36, 60 e 48 horas, respectivamente.

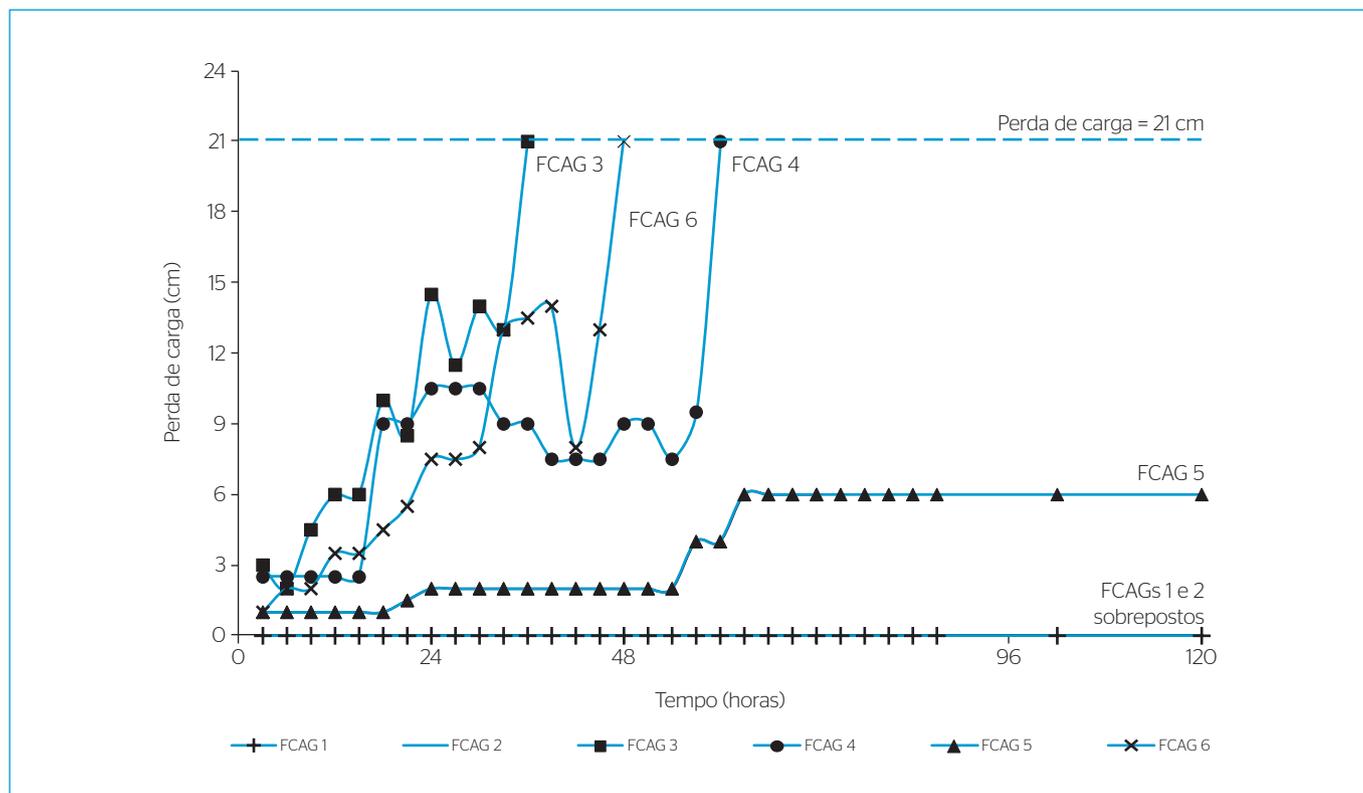
Já em relação aos FCAGs 1 e 2, estes não apresentaram aumento da perda de carga, mas por outro lado, não foram eficientes em relação à remoção de cor aparente, como pode ser observado na Figura 4.

A Figura 4 mostra os resultados de cor aparente residual dos efluentes dos FCAGs 1 a 6 ao longo de 120 horas de operação. Foi observado que ao longo do tempo os FCAGs apresentaram oscilações dos valores de cor aparente residual, devido, provavelmente, ao desprendimento e carreamento de flocos pelo incremento da perda de carga no meio granular, o que acarretou na redução dos seus valores de eficiência. Os filtros que apresentaram maior eficiência na remoção de cor aparente ao longo de 120 h de operação foram os

Tabela 3 - Número de iodo e azul de metileno dos carvões ativados granulares utilizados nos ensaios de adsorção.

Carvão	CAG1	CAG2	CAG3	CAG4	CAG5	CAG6
Matéria-prima	Endocarpo do coco	Endocarpo do coco	Osso	Endocarpo do coco	Endocarpo do coco	Endocarpo do coco
Número de iodo - NI (mg.g ⁻¹)	936	910	845	850	976	845
Azul de metileno - IAM (mg.g ⁻¹)	54	79	11	-	190	81

CAG: carvão ativado granular; -: não avaliado.

**Figura 3** - Perda de carga dos filtros de carvão ativado granular 1 a 6 ao longo de 120 h de experimento na Fase A.

FCAGs 3 e 5. No entanto, como o FCAG 3 atingiu a perda de carga máxima em apenas 36 h, o carvão do filtro 5 foi o que apresentou maior eficiência pelos critérios estabelecidos sendo, portanto, selecionado para a realização dos ensaios da fase B.

Sabe-se que o material de partida para a fabricação do CAG, como também as suas características físicas e químicas resultantes do processo de carbonização e ativação, influenciam na eficiência do processo da adsorção. Os resultados obtidos neste trabalho não permitiram associar a eficiência observada ao material de partida, tampouco ao tipo de matéria animal ou vegetal, uma vez que o FCAG 3, proveniente de osso, apresentou comportamento similar a outros FCAGs provenientes do endocarpo do coco, tanto em relação à perda de carga como à adsorção. Assim, os resultados obtidos durante o ensaio de adsorção da fase A (Figura 3) foram compatíveis

com a caracterização do índice de azul de metileno (Tabela 3), uma vez que o carvão selecionado CAG 5 foi o que apresentou maior valor de azul de metileno e, portanto, maior capacidade de adsorção da matéria orgânica presente nos lixiviados.

A Tabela 4 representa os valores de cor aparente e verdadeira iniciais e máximas residuais em função do tempo e a duração dos 4 ensaios sucessivos de adsorção/filtração em carvão selecionado na fase A (CAG 5), utilizando o mesmo material precedido de lavagem a cada ensaio, segundo critério de encerramento de 34 cm.

Como esperado, pode-se observar o incremento dos valores residuais de cor aparente (27–118 uH) e verdadeira (< LQ de 41 uH) com os sucessivos ensaios de adsorção/filtração, o que indica a perda de eficiência do adsorvente. A Figura 5 ilustra os valores residuais de cor aparente e verdadeira e altura da lâmina líquida dos ensaios I, II, III e IV.

No ensaio IV, o comportamento do FCAG 5 foi diferenciado devido à ocorrência de pico de cor aparente com valor de até 118 uH durante o período inicial do ensaio e ocorrência de vários picos subsequentes sem tendência de melhora de qualidade até o final do ensaio, o que evidencia a exaustão da capacidade de adsorção do CAG 5. Por outro lado, considerando o valor limite de cor verdadeira de 75 uH estabelecido pela Resolução 357/2005 do Conama (BRASIL, 2005) para corpos hídricos de classe 2, o FCAG 5 foi ainda relativamente eficiente na remoção de cor verdadeira com valor máximo de 41 uH durante todo o tempo de operação. Desta forma pode-se constatar que o lixiviado

produzido pelo pós-tratamento de adsorção em carvão ativado granular atendeu sistematicamente a esse parâmetro.

Em relação às amostras compostas para cada ensaio da fase B, os valores residuais de cor aparente e verdadeira, DQO, Carbono Orgânico Total (COT) e cloretos, bem como suas porcentagens de remoção calculadas em função da etapa anterior são apresentados na Figura 6. As remoções de cor aparente e verdadeira durante os ensaios I a IV apresentaram elevada eficiência variando entre 94 e 100% de remoção, com valor máximo de cor verdadeira de 8 uH, bem inferior ao limite de 75 uH que é estabelecido na Resolução 357/2005 do Conama

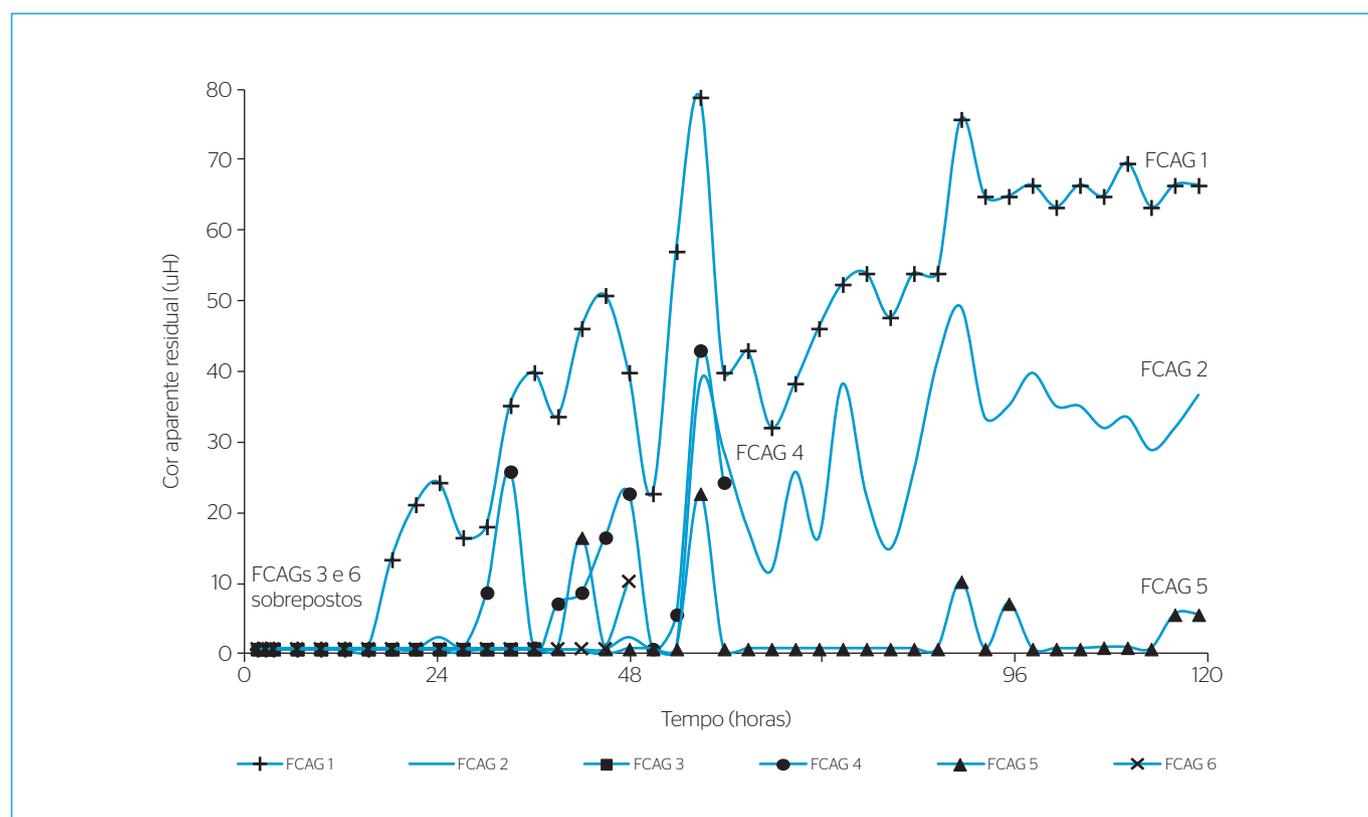


Figura 4 - Valores residuais de cor aparente para os filtros de carvão ativado granular 1 a 6 em função do tempo na Fase A.

Tabela 4 - Valores de cor aparente e verdadeira inicial e máxima residual e duração dos ensaios de adsorção.

Parâmetro	Ensaio I	Ensaio II	Ensaio III	Ensaio IV
Cor aparente inicial (uH)	397	460	486	458
Cor verdadeira inicial (uH)	110	111	98	118
Cor aparente máxima residual (uH)	27	43	46	118
Cor verdadeira máxima residual (uH)	<LQ	6	25	41
Duração da carreira de filtração (h)	138	90	99	104

LQ: limite de quantificação.

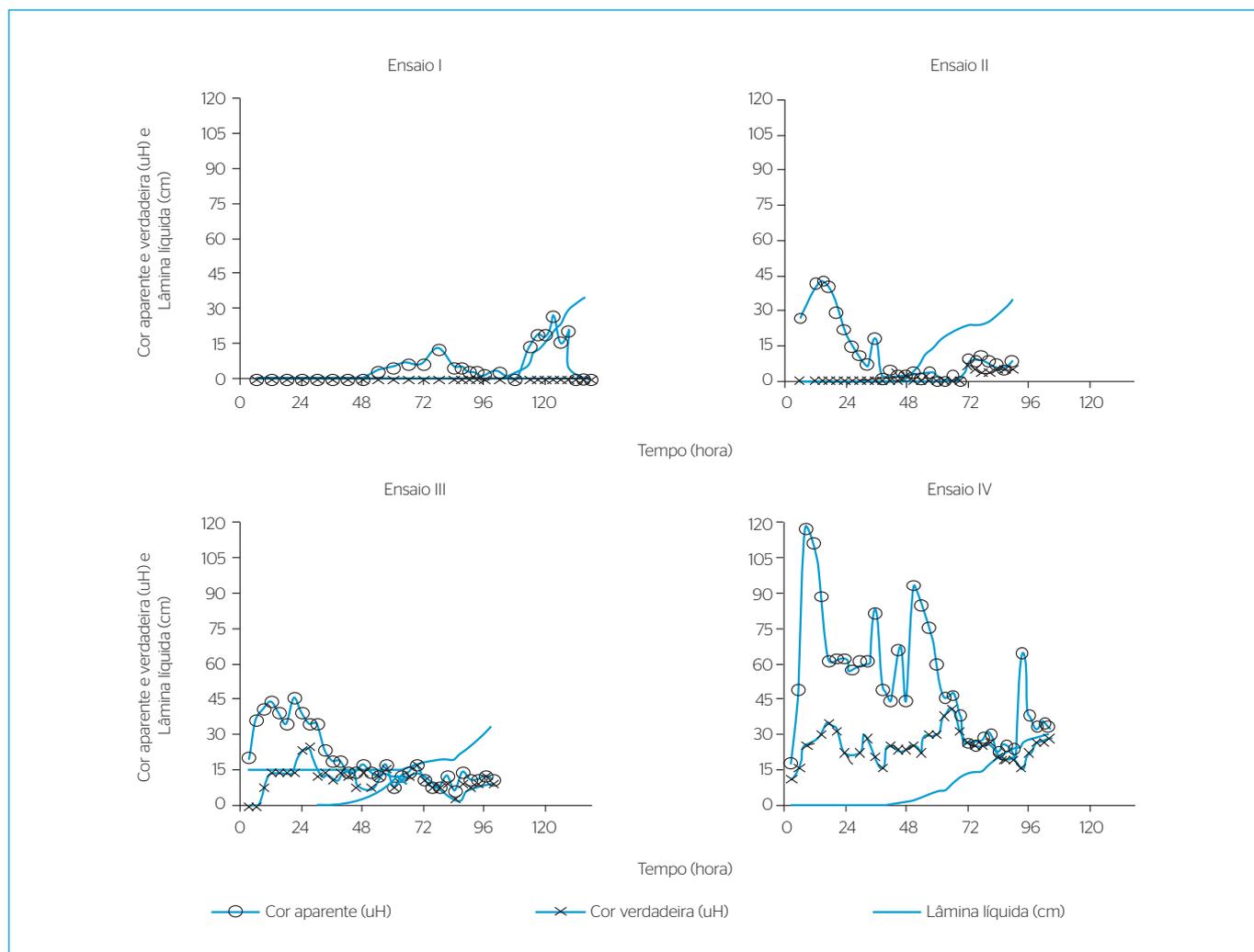
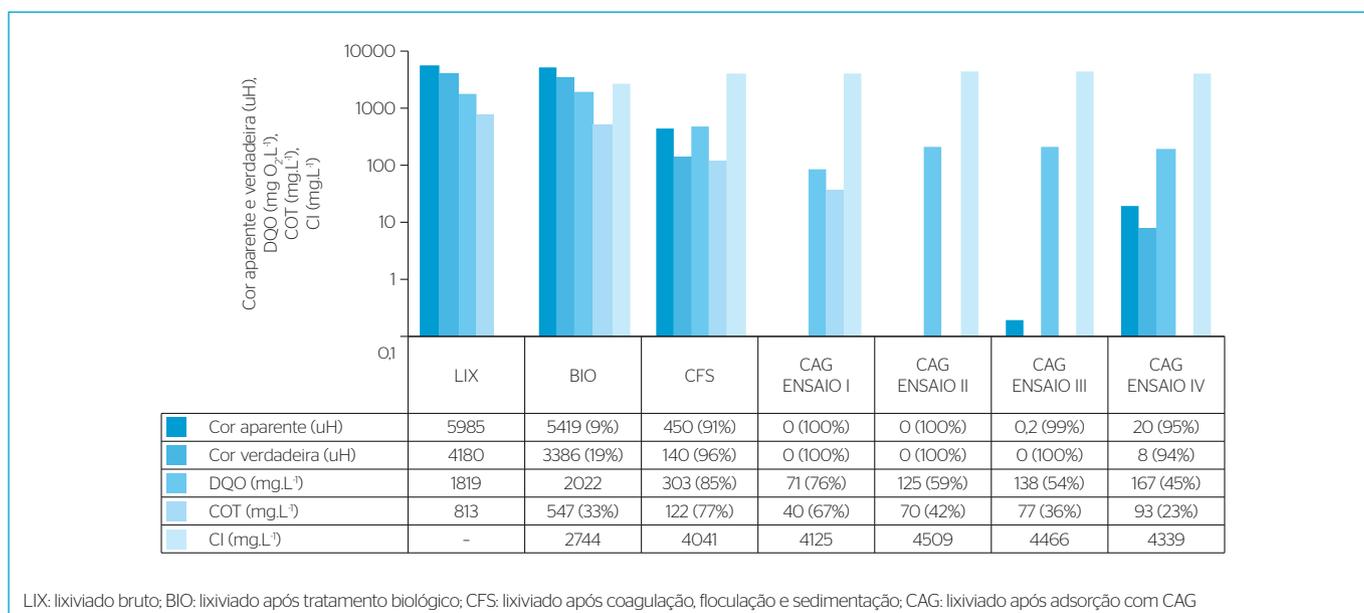


Figura 5 - Valores residuais de cor aparente e verdadeira e da lâmina líquida dos ensaios I, II, III e IV.



LIX: lixiviado bruto; BIO: lixiviado após tratamento biológico; CFS: lixiviado após coagulação, floculação e sedimentação; CAG: lixiviado após adsorção com CAG

Figura 6 - Valores residuais de cor aparente e verdadeira, demanda química de oxigênio, carbono orgânico total e cloretos do lixiviado bruto e após os tratamentos realizados e suas respectivas porcentagens de remoção.

(BRASIL, 2005) para as condições de enquadramento para águas doces classes 2 e 3. Em relação à DQO, foram observadas remoções que variaram de 45 a 76%, resultando em valores residuais de 71 a 167 mg.L⁻¹, valores inferiores ao limite estabelecido pelo padrão de lançamento da Resolução N°. 0070/2009 do CEMA (CEMA, 2009) para efluentes provenientes de outras atividades quando não enquadradas às especificadas na referida resolução.

Embora nenhuma resolução consultada faça menção sobre os valores permitidos de COT tanto para enquadramento como para padrão de lançamento, foi obtida remoção de 68% com valor residual de 39 mg.L⁻¹ no ensaio 1 da fase B.

Além das condições operacionais de aplicação investigadas neste trabalho, deve-se considerar os requisitos necessários para “*up scale*” do sistema de pós-tratamento por adsorção/filtração em CAG em escala real, especialmente em relação aos custos associados de aquisição e reativação, bem como ao controle da qualidade do produto.

No entanto, é importante ressaltar que a avaliação dos sistemas de tratamento deve considerar, além dos parâmetros físicos, químicos e microbiológicos, a toxicidade dos efluentes produzidos, de forma a assegurar a sua qualidade, visando a manutenção do equilíbrio do meio ambiente e preservação da vida aquática.

CONCLUSÕES

O tratamento preliminar por *stripping* de amônia (com duração de 21 dias) seguido de tratamento biológico por lodos ativados (com duração de 20 dias) em bateladas sequenciais e escala piloto foi eficiente na remoção da série nitrogenada resultando em remoções de 98 e 100% em relação ao N-amoniaco e amônia, respectivamente.

Em relação ao pós-tratamento por coagulação-floculação-sedimentação utilizando cloreto férrico como coagulante químico em reatores estáticos (Jarteste) em escala de bancada, a condição de coagulação química selecionada correspondeu à aplicação de 250 mg.L⁻¹ de Fe³⁺ em pH 4, obtendo-se remoções de 96% de cor verdadeira e 85% de DQO, com valores residuais de 140 uH e 303 mg.L⁻¹, respectivamente;

No pós-tratamento por adsorção com escoamento contínuo em escala de bancada utilizando-se o carvão ativado granular selecionado, as amostras compostas pelos 4 sucessivos ensaios apresentaram elevada eficiência com remoções variando entre 94 e 100% para cor verdadeira, com valor máximo de 8 uH, entre 45 a 76% para DQO com valor máximo de 167 mg.L⁻¹ e entre 23 e 67% para COT com valor residual máximo de 93 mg.L⁻¹.

A adsorção em carvão ativado granular mostrou ser uma alternativa promissora para o pós-tratamento de lixiviado estabilizado de aterros sanitários, uma vez que foi eficiente na remoção de matéria orgânica recalcitrante em relação aos limites estabelecidos pelas legislações vigentes.

REFERÊNCIAS

- ABNT - ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. (1991) *Carvão ativado pulverizado para tratamento de água - especificações: EB - 2133*. Rio de Janeiro: ABNT.
- AMOKRANE, A.; COMEL, C.; VERON, J. (1997) Landfill leachate pre-treatment by coagulation-flocculation. *Water Resources*, v. 31, n. 11, p. 2775-2782.
- APHA - AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION. (2005) *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*. 21. ed. Washington, DC: APHA, AWWA, WPCF. 1082 p.
- AZIZ, H.A.; ALIAS, S.; NORDIN ADLAN, M.N.; FARIDAH, N.A.; ASAARI, A.H.; ZAHARI, M.S. (2007) Colour removal from landfill leachate by coagulation and flocculation processes. *Bioeuropean Technology*, v. 98, p. 218-220.
- BRASIL. (2005) Ministério do Meio Ambiente. Conselho Nacional de Meio Ambiente. Resolução n° 357, de 17 de março de 2005. Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências. *Diário Oficial da União*, Brasília, DF, 18 mar. n° 053, p. 58-63.
- BRINQUES, G.B. (2005) *Adsorção de tolueno de solução aquosa em leito de carvão ativado em planta piloto*. Dissertação (mestrado em Engenharia Química) - Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre.
- CASTILHOS JR, A.B.; MEDEIROS, P.A.; FIRTA, I.N.; LUPATINI, G.; SILVA, J.D. (2003) Principais processos de degradação de resíduos sólidos urbanos. In: CASTILHOS JR, A.B. (Coord.) *Resíduos sólidos urbanos: aterro sustentável para municípios de pequeno porte*. Rio de Janeiro: ABES.
- CASTRILLÓN, L.; FERNÁNDEZ-NAVA, Y.; ULMANU, M.; ANGER, I.; MANAÑÓN, E. (2010) Physico-chemical and biological treatment of MSW landfill leachate. *Waste Management*, v. 30, p. 228-235.
- CASTRO, A.P. (2012) *Influência da adição de polieletrólito no processo de floculação como pós-tratamento de lixiviado de aterro sanitário visando à remoção de carga orgânica recalcitrante*. Dissertação (mestrado em Engenharia de Edificações e Saneamento) - Universidade Estadual de Londrina, Londrina.
- CATALDO, D.A.; HAROON, M.; SCHRADER, L.E.; YOUNGS, V.L. (1975) Rapid colorimetric determination of nitrate in plant tissue by nitration of salicylic acid. *Communications in Soil Science and Plant Analysis*, v. 6, p. 71-80.
- CEMA - Conselho Estadual do Meio Ambiente. (2009) *Resolução CEMA 0070/2009*. Dispõe sobre o licenciamento ambiental, estabelece condições e critérios e dá outras providências, para Empreendimentos Industriais. Diário Oficial n° 8068, 01 de outubro de 2009.

EL-HENDAWY, A.N.A.; SAMRA, S.E.; GIRGIS, B.S. (2001) Adsorption characteristics of activated carbons obtained from corncobs. *Colloids and surfaces A: physicochemical and engineering aspects*, v. 180, p. 209-221.

FELICI, E.M. (2010) *Coagulação-floculação-sedimentação como pós-tratamento de efluente de sistema biológico em batelada aplicado a lixiviado de aterro de resíduos sólidos urbanos*. Dissertação (mestrado em Engenharia de Edificações e Saneamento) – Universidade Estadual de Londrina, Londrina.

KURNIAWAN, T.A.; LO, W.H.; CHAN, G.Y.S. (2006) Physico-chemical treatments for removal of recalcitrant contaminants from landfill leachate. *Journal of Hazardous Materials*, v. B129, p. 80-100.

KURODA, E.K.; JÚNIOR, E.C.A.; DI BERNARDO, L.; TROFINO, J.C. (2005) Caracterização e escolha do tipo de carvão ativado a ser empregado no tratamento de águas contendo microcistinas. In: *23º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental*. Campo Grande.

MARAÑÓN, E.; CASTRILLÓN, L.; NAVA, Y.F.; MÉNDEZ, A.F.; SÁNCHEZ, A.F. (2008) Coagulation-flocculation as a pretreatment process at a

landfill leachate nitrification-desnitrification plant. *Journal of Hazardous Materials*, v. 156, p. 538-544.

RIVAS, F.J.; BELTRÁN, F.; GIMENO, O.; ACEDO, B.; CARVALHO, F. (2003) Stabilized leachates: ozone-activated carbon treatment and kinetics. *Water Research*, v. 37, p. 4823-4834.

WANG, Z.P.; ZHANG, Z.; LIN, Y.J.; DENG, N.S.; TAO, T.; ZHUO, L. (2002) Landfill leachate treatment by a coagulation-photooxidation process. *Journal of Hazardous Materials*, v. B95, p. 153-159.

WARHURST, A.M.; McCONNACHIE, G.L.; POLLARD, S.J.T. (1997) Characterization and applications of activated carbon produced from moringa oleifera seed husk by syngle-step steam pyrolysis. *Water Research*, v. 31, n. 4, p. 759-766.

WISZNIOWSKI, J.; ROBERT, D.; SURMACZ-GORSKA, J.; MIKSCH, K.; WEBER, J.V. (2006) Landfill leachate treatment methods: a review. *Environmental Chemistry Letters*, v. 4, p. 51-61.