

III-369 - USO DE BIOCOAGULANTE A BASE DE MORINGA OLEIFERA PARA O TRATAMENTO DE LIXIVIADOS DO ATERRO SANITÁRIO DE CARUARU/PE

Miguel Antônio Pires Kelm

Possui graduação em Engenharia Ambiental pelo Centro Universitário Tabosa de Almeida (2016). Mestrado em Engenharia Civil pela Universidade Federal de Pernambuco (2019).

Daiany Silva dos Santos Schodermayr

Possui graduação em Gestão Ambiental pelo Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia de Pernambuco (2012). Mestrado em Engenharia Civil pela Universidade de Pernambuco (2015). Atualmente é doutoranda em Engenharia Civil na Universidade Federal de Pernambuco.

Mauricio Alves da Motta Sobrinho ⁽¹⁾

Engenheiro Químico pela Universidade Católica de Pernambuco (Unicap); Doutorado em Engenharia de Processos pelo Institut National Polytechnique de Lorraine (França); Professor Associado da Universidade Federal de Pernambuco (UFPE). Pesquisador 1D CNPq.

Endereço⁽¹⁾: Departamento de Engenharia Química, Universidade Federal de Pernambuco (UFPE), Av. Prof. Moraes Rego, 1235, Recife, PE, Brasil, CEP: 50670-901

RESUMO

O objetivo deste trabalho foi avaliar o uso de um biocoagulante comercial a base de *Moringa oleifera* aplicado ao tratamento do lixiviado. Para determinar a melhor condição para utilização do coagulante, foi realizado um planejamento fatorial 2^3 em duplicata com ponto central, em que as variáveis independentes foram dosagem, pH e velocidade de mistura rápida (v_r). As variáveis dependentes avaliadas foram a remoção de cor, de turbidez e de DQO. A condição ótima determinada pelo planejamento para remoção de cor foi pH 5, dosagem $0,5 \text{ g.L}^{-1}$ e v_r de 120 rpm. No caso da turbidez, a condição de maior remoção foi aquela que utilizou pH 9, dosagem 2 g.L^{-1} e $v_r=120 \text{ rpm}$. Testes de germinação em sementes de alface indicaram que o lixiviado após o tratamento proposto se mostrou mais tóxico do que antes do tratamento a partir da diluição 3%.

PALAVRAS-CHAVE: Poluição, tratamento físico-químico, tecnologia ambiental, lixiviados de aterro sanitário.

INTRODUÇÃO

Apesar do grande número de lixões no Brasil, os aterros sanitários são a forma correta mais econômica de destinação final de resíduos sólidos utilizada no país: cerca de 63% dos resíduos coletados em 2017 foram dispostos em aterros sanitários (BRASIL, 2019). Pela Norma Brasileira (NBR) 8419, o projeto de aterro sanitário deve dispor de sistema de drenagem, coleta e tratamento de lixiviados, este último necessário para adequar os valores dos parâmetros físicos, químicos e biológicos aos valores limites das normas de controle e minimizar seus impactos ambientais.

Contudo, enquanto os gases gerados pela biodegradação dos resíduos sólidos podem ser queimados ou aproveitados energeticamente, os lixiviados, conhecidos popularmente por chorume, são um problema mais complexo.

Em geral, os lixiviados constituem uma solução aquosa de cor escura, cujos poluentes presentes podem ser classificados em quatro grupos: matéria orgânica dissolvida (ácidos graxos voláteis, matéria orgânica refratária, como ácidos húmicos e fúlvicos); macrocomponentes inorgânicos (Ca^{2+} , Mg^{2+} , Na^+ , K^+ , NH_4^+ , Fe^{2+} , Mn^{2+} , Cl^- , SO_4^{2-} , HCO_3^-), metais pesados (Cd^{2+} , Cr^{3+} , Cu^{2+} , Pb^{2+} , Ni^{2+} , Zn^{2+}), e compostos orgânicos xenobióticos provenientes dos resíduos químicos e domésticos presentes em baixas concentrações (hidrocarbonetos aromáticos, fenóis, clorados alifáticos, pesticidas entre outros) (KJELDSEN et al, 2002).

Por essa razão, são considerados um grande risco de poluição para as águas superficiais e subterrâneas, solos e meio ambiente, o que é ainda mais preocupante em países onde parcela considerável dos resíduos sólidos urbanos é destinada a instalações inadequadas (ARUNBABU et al, 2017).

Os lixiviados de aterro apresentam composição complexa e variável de acordo com a idade do aterro. Tais características fazem do lixiviado um efluente de difícil tratamento (AMOR *et al.*, 2015; DENG; ENGLEHARDT, 2006).

Os lixiviados de aterros jovens apresentam, em geral, relação DBO₅/DQO que varia entre 0,5 e 1,0, o que os torna mais susceptíveis ao tratamento biológico (BAIJU *et al.*, 2018), enquanto lixiviados intermediários apresentam tal relação entre 0,1 a 0,5. Já em lixiviados maduros essa relação é menor que 0,1 (KURNIAWAN *et al.*, 2005).

Os processos geralmente aplicados ao lixiviado incluem recirculação no aterro sanitário, a fim de diminuir a carga poluidora e melhorar a biodegradação anaeróbia; processos biológicos, processos físico-químicos de coagulação-floculação, oxidação química, membranas filtrantes, como osmose reversa e nanofiltração (MARANON *et al.*, 2010).

Diversos estudos avaliaram a aplicação de coagulação/floculação em lixiviados de aterro sanitário (MARANON *et al.*, 2010; RENOU *et al.*, 2008, GHAFARI *et al.*, 2009). Além disso, há trabalhos que propõem a integração de processos convencionais a processos avançados (BATISTA *et al.*, 2014; NASCIMENTO, 2013).

Os coagulantes naturais tem ganhado destaque como alternativa para tratamento de águas para abastecimento e águas residuárias. Oliveira (2015) destaca as vantagens desses coagulantes em relação aos químicos, entre elas a baixa toxicidade e biodegradabilidade.

Neste sentido, o objetivo deste trabalho foi avaliar a aplicação de um biocoagulante comercial à base de extrato de *Moringa oleifera* no tratamento de lixiviado do aterro sanitário de Caruaru, Pernambuco. Foi avaliada as taxas de remoção de cor, turbidez e demanda química de oxigênio em um planejamento fatorial 2³ cujas variáveis independentes foram dosagem, pH e velocidade de mistura rápida. Na sequência, as amostras tratadas foram submetidas a testes de germinação em sementes de alface.

MATERIAIS E MÉTODOS

COLETA E ARMAZENAMENTO

O lixiviado utilizado nesse trabalho foi gerado no aterro sanitário do município de Caruaru, localizado no agreste de Pernambuco, sob as coordenadas de latitude -08°14'23,15" e longitude: -35° 59' 43,54", datum (SIRGAS 2000). O empreendimento tem como ponto de referência o Polo Comercial de Caruaru, cuja principal via de acesso se dá pela rodovia BR 104, sentido Caruaru. O aterro está instalado em uma área de 14 hectares e iniciou as suas operações em 2001. Até abril de 2019, o aterro se encontrava encerrado, e os resíduos sólidos gerados no município estavam sendo destinados à uma central de tratamento de resíduos (CTR – Caruaru).

O lixiviado foi coletado na entrada de uma lagoa de acumulação. O material coletado foi armazenado em bombonas de PEAD (Polietileno de Alta Densidade) com capacidade para 10 litros e mantidos em refrigeração a 4°C.

CARACTERIZAÇÃO

Os experimentos foram executados nos laboratórios do Grupo de Processos e Tecnologias Ambientais (GPTA), localizado no Departamento de Engenharia Química da Universidade Federal de Pernambuco (UFPE), campus Recife. Os parâmetros utilizados na caracterização do lixiviado coletado foram: pH, cor, turbidez, Sólidos Totais, Fixos e Voláteis, Demanda Química de Oxigênio (DQO, método colorimétrico) e Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO), realizados seguindo as recomendações do Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater (APHA, 2005).

ENSAIOS DE COAGULAÇÃO

O biocoagulante cedido pela Claeff Engenharia e Produtos Químicos® é constituído a base de componentes extraídos da espécie *Moringa oleífera*. Os testes de coagulação foram realizados de acordo com um planejamento experimental 2³ em duplicata com ponto central, cujos fatores estudados foram pH, dose do biocoagulante e velocidade de mistura rápida (v_r), conforme apresentado na tabela 1. As variáveis de resposta foram cor, turbidez e DQO. Foi utilizado um jarrest Quimis configurado para 3 minutos em mistura rápida e mistura lenta a 40 rpm por 15 minutos. O tempo de sedimentação foi de 1 hora.

Tabela 1. Níveis do planejamento fatorial 2³ com ponto central.

Fator	-1	0	+1
v_r (rpm)	120	150	180
pH	5	7	9
Dosagem (g/L)	0,5	1,25	2,00

Os testes foram realizados seguindo as etapas: ajuste do pH, adição do coagulante, mistura rápida, mistura lenta, tempo de sedimentação, coleta e análise do sobrenadante. Primeiramente transferiu-se 250 mL de lixiviado para beakers de 600 mL. O ajuste do pH se deu utilizando ácido sulfúrico 2M e Hidróxido de Sódio 4M. Os beakers foram colocados em suas posições no Jarrest previamente configurado de acordo com o planejamento. Transferiu-se o volume de coagulante para os beakers e imediatamente se iniciou a agitação. Ao finalizar a agitação, aguardou-se 1 hora e coletou-se o sobrenadante para a análise dos parâmetros de resposta.

ESTE DE GERMINAÇÃO

Os testes foram realizados utilizando a Alface (*Lactuca sativa* L) da variedade *Rafaela*. A metodologia utilizada foi a mesma de Ferreira (2015). As sementes foram expostas por um período de 120 horas ao lixiviado bruto e tratado sob diferentes diluições: 1%, 3%, 10%, 30% e 100%. Os ensaios foram montados em placas de Petri e papel filtro qualitativo, utilizado como meio suporte. Água destilada foi utilizada como controle negativo, enquanto tomou-se uma solução de 1g.L^{-1} de $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$ como controle positivo. Todos os testes foram realizados em duplicata.

Em cada placa com papel filtro foram colocadas 10 (dez) sementes e 2 mL das amostras. Todas as placas foram vedadas com duas camadas de plástico filme para evitar perda de umidade e guardadas em local ausente de luz, sob temperatura ambiente (aproximadamente 28 °C).

As respostas consideradas para este teste foram o percentual de germinação, através do cálculo do índice de Germinação (IG), e o percentual de inibição de crescimento, através do cálculo do Índice de Crescimento Relativo (ICR). As Equações 1 e 2 demonstram o cálculo do IG e ICR, respectivamente. Após as 120 horas, realizou-se a contagem do número de sementes germinadas. Foram consideradas apenas as sementes que germinaram normalmente, com o surgimento efetivo da radícula. As replicatas em que o controle negativo apresentou germinação inferior a 90% foram descartadas. Para o cálculo do ICR, foi medido o comprimento das radículas em cm.

$$ICR = \frac{(CRA)}{(CRC)} \quad \text{Equação 1}$$

$$IG = ICR \frac{(SGA)}{(SGC)} \times 100 \quad \text{Equação 2}$$

Onde: CRA representa o Comprimento da Radícula Total na amostra (cm), CRC é o Comprimento da Radícula total no Controle negativo (cm). SGA significa o número de Sementes Germinadas na Amostra e SGC é o número de Sementes que Germinaram no Controle negativo.

Segundo Young *et al.* (2012), de acordo com os efeitos tóxicos observados, o valor de ICR pode ser interpretado da seguinte forma: inibição no crescimento da radícula ($0 < IGR < 0,8$), sem efeito significativo ($0,8 < IGR < 1,2$) e estimulação do crescimento da raiz ($IGR > 1,2$).

RESULTADOS E DISCUSSÃO

CARACTERIZAÇÃO DO LIXIVIADO

O resultado da caracterização do lixiviado de Caruaru é apresentado na Tabela 3.4. Observou-se a baixa biodegradabilidade da amostra, de acordo com o valor da relação DBO₅/DQO (0,16). Alguns autores, como Kurniawan et al. (2005), relacionaram, de forma geral, essa razão de biodegradabilidade a lixiviados intermediários. Porém, segundo Ferreira (2013), esta razão pode sugerir que o aterro é antigo e estável. Para o tratamento deste tipo de efluente, recomenda-se processos físico-químicos ou avançados (LANGE *et al.*, 2006; LUCENA *et al.*, 2017).

O valor de pH (8,5) indica que o aterro se encontra na fase metanogênica de decomposição. De acordo com Gao (2014), em aterros jovens, um pH baixo indica a presença de ácidos graxos voláteis gerados na fermentação anaeróbica da matéria orgânica, o que também justifica a elevada biodegradabilidade de lixiviados jovens. Conforme o aterro amadurece, esses ácidos são convertidos em gás carbônico e metano por bactérias metanogênicas, elevando o pH a valores acima de 7 (KURNIAWAN *et al.*, 2006; KJELDSEN *et al.*, 2002).

Tabela 2 - Caracterização do lixiviado de Caruaru.

Parâmetros	Valores
pH	8,5
Cor (uH)	3780
Turbidez NTU	83,5
DQO (mg O ₂ L ⁻¹)	5039
DBO ₅ (mg O ₂ .L ⁻¹)	800
DBO ₅ /DQO	0,16
ST (mg.L ⁻¹)	17866
SV (mg.L ⁻¹)	3696
SF (mg.L ⁻¹)	14170

ST – Sólidos Totais; SV – Sólidos Voláteis; SF: Sólidos Fixos.

ENSAIOS DE COAGULAÇÃO

A Tabela 3.5 apresenta as condições de cada ensaio do planejamento fatorial completo 2³ em duplicata com ponto central juntamente com as variáveis de resposta: remoção de cor, turbidez e DQO.

Tabela 3 - Resultado do planejamento fatorial 2³ para as variáveis de resposta utilizando o biocoagulante.

Ensaio	v _r	pH	Dosagem	Média de remoção de cor (%)	média de remoção de turbidez (%)
1	-1	-1	-1	70,13	77,50
2	+1	-1	-1	67,79	77,74
3	-1	+1	-1	22,48	24,97
4	+1	+1	-1	25,48	32,89
5	-1	-1	+1	60,88	53,44
6	+1	-1	+1	63,60	49,76
7	-1	+1	+1	57,24	83,94
8	+1	+1	+1	57,01	81,91
9	0	0	0	57,41	58,16

Conforme dados da Tabela 3, houve resultados de 22,48% (ensaio 3) a 70,13% (ensaio 1) de remoção de cor aparente com o uso do biocoagulante. Para turbidez, os valores de remoção ficaram entre 24,97% (ensaio 3) a 83,94% (ensaio 7).

As melhores condições para remoção de cor foram àquelas que utilizaram pH 5 e dosagem 0,5 g.L⁻¹. Marañón *et al.* (2009), estudando a aplicação de cloreto férrico no tratamento de lixiviados maduros, obteve melhores resultados de remoção de cor (97,3%), turbidez (100%) e DQO (73%) em pH 5,3 e dosagem de 0,6 g/L de Fe³⁺.

Em condições ácidas e dosagem 2 g.L⁻¹, não foi observado aumento de rendimento das variáveis de resposta. De acordo com Amor *et al.* (2015) isso pode ser explicado pela teoria de neutralização de cargas: quando adicionados coagulantes ao lixiviado, os cátions e seus produtos hidrolisados interagem com os colóides negativos e neutralizam as suas cargas, promovendo a desestabilização dos colóides. Acima da dosagem ideal, os colóides absorvem os cátions e se tornam positivamente carregados e estáveis novamente, como resultado da repulsão eletrostática e, portanto, diminuindo a sua capacidade de remoção de matéria orgânica.

Em dosagem 0,5 g.L⁻¹ e pH 5, o biocoagulante obteve boas remoções de turbidez, em torno de 77%. Contudo, a dosagem de 2 g.L⁻¹ de biocoagulante em pH 9 propiciaram remoção de turbidez em valores em torno de 84%.

Utilizando um biocoagulante a base de moringa oleífera, semelhante ao utilizado nesse trabalho, Rocha (2013), ao tratar lixiviados do Aterro da Muribeca, em Jaboatão dos Guararapes/PE, utilizando 0,5 mL do biocoagulante em 500 mL do lixiviado, obteve remoção de 70% de DQO em lixiviado da época de cheia, sem correção de pH. A melhor dosagem para remoção de cor (76%) foi de 5 mL para 500mL do mesmo lixiviado. Em relação à turbidez, houve remoção de 74% utilizando 2mL para 500 mL.

Oliveira (2015), ao estudar o tratamento de lixiviados do Centro de Tratamento de Resíduos de Candeias (CTR-CANDEIAS), no município de Jaboatão dos Guararapes/PE, por extrato de *Moringa oleífera* a 37g.L⁻¹ de pó da semente sem casca, obteve resultados de remoção de cor em 90% e remoção de turbidez em 92%, além de ter reduzido a concentração de Zn (45%) e Fe (90%) e eliminado 99,8% de coliformes. Não houve remoção de DQO.

Com os dados obtidos na execução do planejamento fatorial, realizou-se uma análise estatística através do software Statistica versão 10 com o objetivo de avaliar os efeitos que as variáveis independentes exerceram sobre o processo. Considerou-se um intervalo de confiança de 95%. O modelo quadrático se ajustou melhor aos resultados de remoção de Cor (%), com R² em 0,992, apesar de haver falta de ajuste, enquanto que o modelo linear conseguiu descrever a remoção de turbidez (%), apresentando R² 0,993.

De acordo com a figura 1.a, o diagrama de Pareto dos efeitos estimados das variáveis independentes (fatores) sobre a remoção de cor aponta que os fatores pH (L), dosagem (L) e a interação entre os dois são significativos linearmente, sendo o pH aquele que apresenta maior efeito estimado. O pH, de forma isolada, apresentou impacto inverso no processo. Já o efeito da velocidade de mistura rápida (Vr(Q)) mostrou influência quadrática significativa, porém tem efeito menos pronunciado no processo. O fator Vr (L) isoladamente não apresentou efeito significativo.

O diagrama de Pareto presente na figura 1.b aponta a interação entre pH e dosagem como o efeito estimado mais pronunciado para remoção de turbidez do lixiviado, seguido pela dosagem e pelo pH. A Interação entre velocidade de mistura rápida (v(rpm)) e dosagem (g/L) também são significativos, porém menos pronunciado.

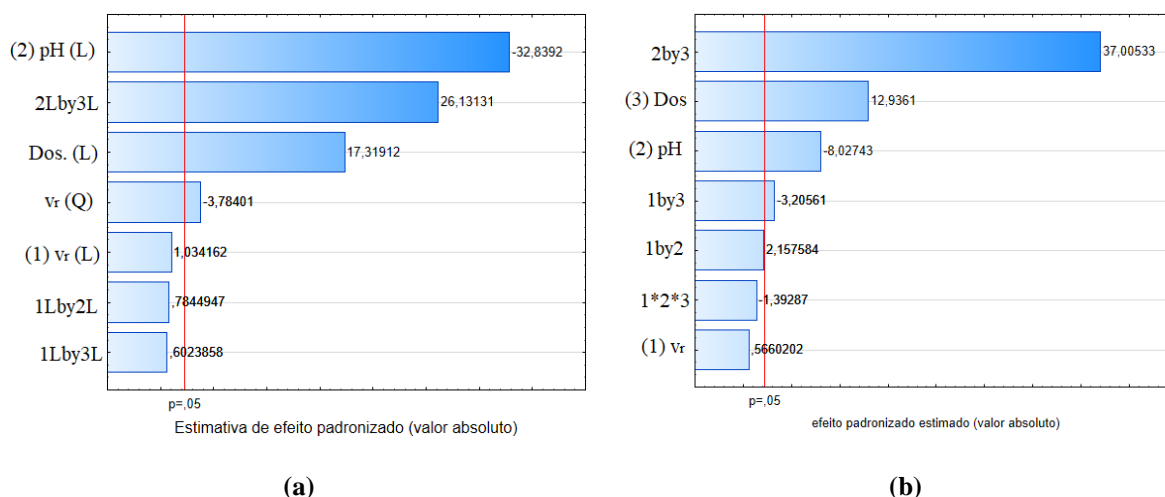


Figura 1. Diagramas de Pareto: (a) remoção de cor (%) e (b) remoção de turbidez (%).

O gráfico de superfície de resposta, mostrado na Figura 2, torna mais clara a influência do pH no rendimento do processo, uma vez que, independente da dosagem, em pH 5 os resultados serão acima de 70% (região vermelha), o que não ocorre em pH básico, que necessita de dosagem de 2 g.L⁻¹ para obter bons resultados.

De acordo com o gráfico de superfície de resposta, mostrado na Figura 3, torna mais clara a influência do pH e da dosagem no rendimento do processo de remoção de turbidez. É possível observar que os melhores resultados se encontram nas condições valores máximos (+1,+1) e mínimos (-1,-1) para ambas variáveis. A velocidade de mistura rápida neste gráfico foi considerada 120 rpm (-1).

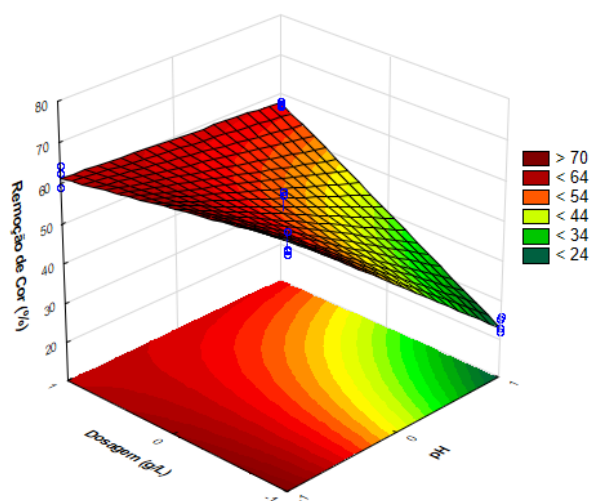


Figura 2. Superfície de resposta da remoção de cor em função da dosagem e do pH considerando $v_r = 180$ rpm (+1).

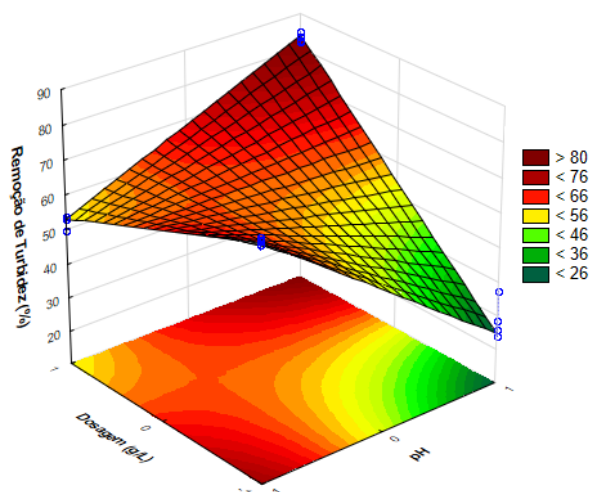


Figura 3. Superfície de resposta da remoção de turbidez em função da dosagem e do pH.

TESTES DE GERMINAÇÃO

Os resultados apresentados na Tabela 4 são do teste de germinação ao qual foram submetidos o lixiviado sem tratamento (bruto) e o tratado por biocoagulação. O lixiviado utilizado no teste foi tratado por coagulação nas condições do ensaio 3: pH 5, dosagem de 0,5 g.L⁻¹ do biocoagulante e velocidade de mistura rápida (vr) = 180 rpm.

Tabela 4. Resultados do teste de germinação.

AMOSTRA	PARÂMETRO	DILUIÇÃO DO EFLUENTE TRATADO				
		1%	3%	10%	30%	100%
LIXIVIADO BRUTO	ICR	0,89	0,91	0,51	0	0
	IG (%)	85,35	86,72	38,76	0	0
LIXIVIADO TRATADO	ICR	0,87	0,58	0	0	0
	IG (%)	82,52	52,94	0	0	0

Os resultados apresentados na tabela 4 mostram que, para lixiviado bruto, as diluições de 1% e 3% não apresentaram efeito significativo de toxicidade para a espécie de alface. Porém a diluição 10% apresentou ICR abaixo de 0,8. Nesta diluição o lixiviado já apresenta efeito de inibição de crescimento para a espécie. Nas demais diluições, não houve germinação de sementes.

Ainda segundo a tabela 4, na diluição de 1% o lixiviado tratado por biocoagulante não apresentou toxicidade às sementes de alface. Na diluição 3% o valor do ICR indicou efeito inibidor no desenvolvimento das sementes. Nas diluições seguintes não houve germinação.

Era esperado que a toxicidade apresentada com o tratamento por biocoagulante fosse menor que no lixiviado bruto. Contudo, verificou-se o contrário. Mioduski (2014) avaliou a toxicidade de extratos da semente de *Moringa oleífera* para *Daphnia magna* e *Artemia salina lench*. Os extratos avaliados foram o aquoso, salino da semente integral e extrato salino da semente sem óleo. O extrato aquoso foi o único que não apresentou toxicidade para *Daphnia magna*, já os extratos salinos apresentaram toxicidade aguda em concentrações acima de 300 mg.L⁻¹ para a espécie. Nenhum dos extratos apresentaram toxicidade para *Artemia salina lench*.

CONCLUSÕES

Dentro do intervalo das variáveis estudadas no planejamento fatorial foi possível encontrar as condições ótimas do uso de biocoagulante para remoção de cor e turbidez do lixiviado do aterro sanitário de Caruaru. Foi

alcançado valores de remoção de cor de 70% na condição de pH 5 e dosagem 0,5 g.L⁻¹. Em relação a turbidez, os maiores valores foram obtidos quando utilizado pH 9 e dosagem 2g.L⁻¹. O efeito da velocidade de mistura rápida foi pouco pronunciado em ambos os casos.

Há necessidade de maiores estudos para afirmar a aplicabilidade do biocoagulante em grande escala. Além disso, para alcançar remoções superiores, exigidas pelos órgãos ambientais, é necessária a associação deste processo com outra técnica de tratamento.

Os testes de germinação indicaram que, na diluição 3%, o lixiviado tratado tem maior inibição sobre o desenvolvimento das sementes de alface, quando comparado ao lixiviado bruto.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

1. ABNT – ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. NBR 8.419/1992: Apresentação de projetos de Aterros Sanitários e Resíduos
2. Sólidos Urbanos, Rio de Janeiro, 1992.
3. APHA. Standard methods for the examination of water and wastewater. 21.ed. Washington: American Public Health Association, 2005.
4. AMOR, C., TORRES-SOCÍAS, E., PERES, J.A., MALDONADO, M.I., OLLER, I., MALATO, S., LUCAS, M.S. Mature landfill leachate treatment by coagulation/flocculation combined with Fenton and solar photo-Fenton processes. *Journal of Hazardous Materials*, 286, p. 261-268, 2015.
5. ARUNBABU, V., et al. Leachate pollution index as an effective tool in determining the phytotoxicity of municipal solid waste leachate. *Waste Management*, v. 68, p.329-336, out. 2017.
6. BAIJU, A., GANDHIMATHI, R., RAMESH, S.T., NIDHEESH, P.V. Combined heterogeneous electro-fenton and biological process for the treatment of stabilized landfill leachate. *Journal of Environmental Management*, 210, p.328-337, Jan, 2018.
7. BATISTA, G., CERVANTES, T.N.M., MOORE, G.J., SANTANA, H. Fotocatálise aplicada no estudo da descoloração e remoção da DQO dos percolados de aterro sanitário. *Semina: Ciências Exatas e Tecnológicas*, v. 35, n. 2, p. 121-130, Jul/Dez, 2014.
8. BRASIL. MINISTÉRIO DAS CIDADES – SISTEMA NACIONAL DE INFORMAÇÕES SOBRE SANEAMENTO (SNIS). Diagnóstico do manejo de Resíduos Sólidos Urbanos-2017. 2019. Disponível em: < <http://www.snis.gov.br/diagnostico-residuos-solidos/diagnostico-rs-2017>>. Acesso em: 14 fev 2019.
9. DENG, Yang; ENGLEHARDT, James D. Treatment of landfill leachate by the Fenton process. *Water Research*, v. 40, n. 20, p.3683-3694, dez. 2006.
10. FERREIRA, Andréa Pacheco. Degradação do fármaco cloridrato de tetraciclina via processos oxidativos avançados. 2015. 105 f. Tese (Doutorado) - Curso de Engenharia Química, Centro de Tecnologias e Geociências, Universidade Federal de Pernambuco, Recife, 2015.
11. GAO, J., OLOIBIRI, V., CHYS, M., AUDENAERT, W., DECOSTERE, B., HE, Y., VAN LANGENHOVE, H., DEMEESTERE, K., VAN HULLE, S. W. H. (2014). The present status of landfill leachate treatment and its development trend from a technological point of view. *Reviews in Environmental Science and Bio/Technology*, 14(1), 93–122.
12. GHAFARI, S., AZIZ, H.A., ISA, M.H., ZINATIZADEH, A.A. Application of response surface methodology (RSM) to optimize coagulation-flocculation treatment of leachate using poly-aluminium chloride (PAC) and alum. *Journal of Hazardous Materials*, 163, p. 650-656, 2009.
13. KJELDSSEN, P. BARLAZ, M.A. ROOKER, A.P. BAUN, A. LEDIN, A. CHRISTENSEN, T. Present and long-term composition of MSW landfill leachate: A review. *Environmental Science and Technology*, 32(4), p. 297-336, 2002.
14. KURNIAWAN, T; LO, W; CHAN, G. Physico-chemical treatments for removal of recalcitrant contaminants from landfill leachate. *Journal Of Hazardous Materials*, v. 129, n. 1-3, p.80-100, 28 fev. 2006.
15. LANGE, L.C., ALVES, J.F., AMARAL, M.C.S., MELO JÚNIOR, W.R, Tratamento de lixiviado de aterro sanitário por processo oxidativo avançado empregando reagente de Fenton, *Eng Sanit Ambient*, v.11, n.2, p. 175-183, abr/jun. 2006.
16. LUCENA, L.G., ROCHA, E.M.R., SILVA, F.L.H., CAHINO, A.M, Otimização multivariada do processo foto-Fenton solar na remoção da demanda química de oxigênio em lixiviados de aterros sanitários, *Eng Sanit Ambient*, v.23, n.3, p.499-507, maio/jun. 2017.

17. MARAÑÓN, E. CASTRILLÓN, L. FERNÁNDEZ-NAVA, Y. FERNÁNDEZ-MÉNDEZ, A. Coagulation–flocculation as a pretreatment process at a landfill leachate nitrification–denitrification plant. *Journal of Hazardous Materials*, 156, p. 538-544, Jan, 2008.
18. MARAÑÓN, E. CASTRILLÓN, L. FERNÁNDEZ-NAVA, Y. FERNÁNDEZ-MÉNDEZ, A. Colour, turbidity and COD removal from old landfill leachate by coagulation-flocculation treatment. *Waste Management & Research*. 28, p. 731-737, 2010. YANG, R.T. Adsorbents: fundamentals and applications. New Jersey: Wiley-Interscience, 2003. 410p.
19. MIODUSKI, J. Avaliação da toxicidade de extratos da semente de moringa oleífera lam. frente aos organismos daphnia magna straus. e artemia salina lench. Curitiba, 2014. Dissertação de mestrado. Universidade Tecnológica Federal do Paraná -UTFPR, Curitiba, 2014.
20. NASCIMENTO. I.O.C. Avaliação do processo de coagulação-floculação de lixiviado de aterro sanitário pré-tratado biologicamente utilizando quitosana e sulfato de alumínio como coagulantes. Salvador, 2013. Dissertação de mestrado. Escola Politécnica, Universidade Federal da Bahia – UFBA, Salvador 2013.
21. OLIVEIRA, Z.L. Lixiviado de aterro sanitário tratado com extratos de moringa oleífera lam isolados e combinados com abelmoschus esculentus l. moench e biossurfactante. Recife. 2015. Tese de doutorado – Universidade Federal de Pernambuco, Recife, 2015.
22. RENOU, S., POULAIN, S., GIVAUDAN, J.G., MOULIN, P. Treatment process adapted to stabilized leachates. Lime precipitation-prefiltration-reverse osmosis. *Journal of Membrane Science*, 313, p.9-22, 2008.
23. ROCHA, Etienne Elayne Meireles da. Precipitação química associada aos processos de tratamento de lixiviados. 2013. 138 f. Tese (Doutorado em Engenharia Civil, Centro de Tecnologias e Geociências, Universidade Federal de Pernambuco, Recife, 2013.
24. YOUNG, B. J., RIERA, N. I., BEILY, M. E., BRES, P. A., CRESPO, D. C., & RONCO, A. E. (2012). Toxicity of the effluent from an anaerobic bioreactor treating cereal residues on *Lactuca sativa*. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 76, 182–186.