



Avaliação da toxicidade de lixiviado de aterro sanitário tratado por eletrocoagulação

Aline Roberta de Pauli ¹, Isabella Cristina Dall’Oglio ², Fernando Rodolfo Espinoza Quiñones ³, Izabela de Oliveira Rissardo ⁴, Daniela Estelita Goes Trigueros ⁵

¹ Universidade Estadual do Oeste do Paraná (alinedepauli@hotmail.com)

² Universidade Estadual do Oeste do Paraná (isabelladallocgio@gmail.com)

³ Universidade Estadual do Oeste do Paraná (f.espinoza@terra.com.br)

⁴ Universidade Estadual do Oeste do Paraná (izarissardo@gmail.com)

⁵ Universidade Estadual do Oeste do Paraná (trigueros.deg@gmail.com)

Resumo

Muitas vezes a avaliação físico-química não é suficiente para fornecer informações sobre o grau de risco de uma água residuária, desta forma, bioensaios são necessários para verificar a toxicidade de efluentes. Neste sentido, esse trabalho tem como objetivo avaliar a toxicidade do lixiviado de um aterro sanitário tratado por eletrocoagulação utilizando como bioindicador sementes de alface (*Lactuca sativa*). Para isso, um volume de 200 litros do lixiviado do aterro sanitário municipal de Cascavel-PR foi coletado e tratado por eletrocoagulação em pH inicial igual a 5, densidade de corrente de 128,57 Am⁻² e variando o tempo de eletrólise em 5, 10, 15, 30, 45, 60, 75, 90, 120 e 180 minutos. Para os testes de toxicidade, uma solução de água dura foi preparada e usada como controle e meio de diluição. Amostras do lixiviado bruto e tratado por eletrocoagulação foram diluídas em 1, 3, 10, 30 e 100%. Vinte sementes de alface foram dispostas em placas de Petri com papel de germinação embebido nas soluções diluídas, as quais foram devidamente fechadas e incubadas, após um período de 5 dias, verificou-se a germinação das sementes e o comprimento das raízes e das radículas das plântulas de alface. Pode-se observar que a eletrocoagulação foi eficaz para remover a toxicidade do lixiviado, atingindo uma CL₅₀ de 46%.

Palavras-chave: Lixiviado. Eletrocoagulação. Toxicidade.

Área Temática: Águas residuárias

Toxicity evaluation of landfill leachate treated by electrocoagulation

Abstract

*Often the physico-chemical evaluation is not sufficient to provide information on the degree of risk of wastewater, thus, bioassays are required to verify the effluent toxicity. In this sense, this work aims to evaluate the toxicity of leachate from a sanitary landfill treated by electrocoagulation using as a bioindicator lettuce seeds (*Lactuca sativa*). For this purpose, a 200-liter volume of the leachate from the municipal landfill of Cascavel-PR was collected and treated by electrocoagulation at initial pH 5, current density of 128.57 Am⁻² and varying the electrolysis time by 5, 10, 15, 30, 45, 60, 75, 90, 120 and 180 minutes. For toxicity testing, a hard water solution was prepared and used as control and dilution medium. Samples of raw*



6º Congresso Internacional de Tecnologias para o Meio Ambiente

Bento Gonçalves – RS, Brasil, 10 a 12 de Abril de 2018

and electrocoagulation treated leachate were diluted at 1, 3, 10, 30 and 100%. Twenty seeds of lettuce were arranged in Petri dishes with germination paper soaked in the diluted solutions, which were closed and incubated. After a period of 5 days, the germination of the seeds and the length of the roots and radicles of the seeds were verified. It can be seen that electrocoagulation was effective in removing toxicity from the leachate, reaching a LC₅₀ of 46%.

Key words: *Leachate. Electrocoagulation. Toxicity.*

Theme Area: *Wastewaters*



1 Introdução

A medição de parâmetros químicos e físicos não é suficiente para fornecer dados adequados para a avaliação dos riscos que podem ser causados por efluentes contaminados, especialmente no que se refere aos organismos vivos. A avaliação de águas residuais utilizando bioensaios toxicológicos pode ser considerada complementar à avaliação físico-química considerando os parâmetros tradicionais, tais como pH, DBO e DQO (VASQUEZ & FATTAKASSINOS, 2013), uma vez que esses testes biológicos mostram diretamente os efeitos sobre organismos (BUDI *et al.*, 2016).

Algumas das substâncias presentes em lixiviados de aterros sanitários são tóxicas, persistentes e susceptíveis de bioacumulação (MELNYK *et al.*, 2014). A presença de metais traços também pode causar toxicidade em lixiviados de aterros e podem causar impactos negativos no crescimento da microflora benéfica que de outra forma ajudaria na degradação e tratamento do lixiviado (NAVEEN *et al.*, 2017). Ainda, nem todos os compostos orgânicos presentes em lixiviados podem ser identificados devido a limitação das análises químicas tradicionais e suas baixas concentrações. Portanto, os potenciais efeitos biológicos dos lixiviados podem ser subestimados. Realizar biotestes em lixiviados de aterros sanitários fornece uma resposta funcional direta que relata as propriedades toxicológicas presentes nas misturas dos compostos presentes em amostras de lixiviado (MATEJCZYK *et al.*, 2011).

Neste sentido, a avaliação da toxicidade de lixiviados de aterro sanitário é necessária para monitorar o impacto das descargas de lixiviados no ambiente aquático (THOMAS *et al.*, 2009). Ensaios de toxicidade usando plantas tem muitas vantagens já que muitas sementes de plantas permanecem viáveis por um longo tempo, além de geralmente os testes serem simples e não requererem equipamentos especiais. (BUDI *et al.*, 2016). A exposição aos lixiviados durante vários estágios de crescimento das plantas produzirá inevitavelmente efeitos diferentes em cada uma destas fases, desde a imersão e germinação até o crescimento vegetativo e reprodução. Em muitas espécies de plantas, a embebição e a germinação das sementes são os estágios mais sensíveis aos contaminantes exógenos durante o crescimento da planta. Relata-se que o estresse ambiental pode atrasar o início, diminuir a taxa, e induzir a dispersão de eventos de germinação e ainda levar à redução no crescimento da planta e rendimento final (LI *et al.*, 2017). Bioensaios utilizando sementes de alface estão entre as 10 espécies de plantas recomendadas pela Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos (U. S. Environmental Protection Agency, 1982) para a determinação de efeitos ecológicos de substâncias tóxicas, e utilizadas para a avaliação da toxicidade de lixiviados de aterros sanitários (KLAUCK *et al.*, 2015; ŽALTAUSKAITĖ & VAISIŪNAITĖ, 2010).

Neste contexto, este trabalho tem como objetivo avaliar a toxicidade de lixiviado de aterro sanitário após tratamento por eletrocoagulação. Para isso, sementes de alface adquiridas comercialmente foram submetidas ao teste de germinação com as amostras de lixiviado tratados em diferentes tempos de eletrólise

2 Materiais e métodos

2.1 Coleta do lixiviado

Um volume de 200 L de lixiviado foi coletado no Aterro Sanitário Municipal do município de Cascavel – PR, proveniente da área ainda em operação e devidamente preservado e armazenado sob refrigeração para posterior tratamento.



2.2 Eletrocoagulação

Para tratamento do lixiviado, um reator de eletrocoagulação foi construído utilizando seis placas de alumínio paralelas e equidistantes totalizando uma área efetiva de 350 cm², que foram inseridas em um recipiente de nylon com 1 litro de volume útil. Os melhores parâmetros de operação do reator foram definidos através de um planejamento experimental 3³ em que variou-se o pH inicial do lixiviado em 5, 7 e 9, a densidade de corrente elétrica em 42,85; 85,71 e 128,57 Am⁻², e o tempo em 30, 75 e 120 minutos. Após obtidas as melhores condições do planejamento experimental, realizou um novo experimento cinético em que foi melhor avaliado o tempo de eletrólise, mantendo fixos o pH inicial e a densidade de corrente nas melhores condições encontradas com tempos de eletrólise de 5, 10, 15, 30, 45, 60, 75, 90, 120 e 180 minutos.

2.3 Testes de fitotoxicidade com sementes de alface (*Lactuca Sativa*)

Testes de toxicidade utilizando plantas geralmente são de baixo custo e raramente fornecem falsos resultados (AGUIAR et al., 2016). O teste com sementes de alface é um teste de toxicidade severa estática que é aplicado para verificar os efeitos fitotóxicos monitorando o desenvolvimento das sementes de alface durante os primeiros dias de crescimento (AMADO-PIÑA et al., 2017). Desta forma, foram realizados testes de toxicidade utilizando sementes de alface empregando a metodologia descrita por Sobrero & Ronco (2004).

Inicialmente preparou-se uma solução de água dura, adicionando-se 0,2455 g de sulfato de magnésio heptahidratado, 0,1920 g de bicarbonato de sódio e 0,008 g de cloreto de potássio a 950 mL de água. Uma massa de 0,12 g de sulfato de cálcio dihidratado foi dissolvida em 50 mL de água destilada e, após, foi acrescentada à mistura inicial. A solução permaneceu em agitação até total dissolução dos sais.

Para os testes de toxicidade, foram utilizadas as amostras provenientes da cinética da eletrocoagulação com concentrações de 1, 3, 10, 30 e 100% do efluente diluídas em água dura. Um volume de 2,5 mL das amostras foram colocadas sobre papel filtro (Whatman nº3 com 90 mm de diâmetro) em placas de Petri de 100 mm de diâmetro, onde foram colocadas de forma equidistante 20 sementes de alface. Após, as placas de Petri foram devidamente fechadas, colocadas em sacos plásticos para evitar a perda de umidade e incubadas (Incubadora Solab SL-135) a 22 °C por 5 dias. Também foram feitos controles com apenas solução de água dura para posterior comparação. Todas as amostras foram analisadas em triplicata.

Após o período de incubação, foram feitos os registros de: média de sementes germinadas nas amostras (Ngerm), número total de sementes (Nseme), número de sementes no controle (Ncont), média do comprimento da raiz nas sementes germinadas (CRgerm), média do comprimento da raiz no controle (CRcont), média de crescimento das radículas na amostra (MCRdA), média de crescimento das radículas no controle negativo (MCRdC), média de crescimento das raízes na amostra (MCRzA) e média de crescimento das raízes no controle negativo (MCRzC). A partir destes registros, estimaram-se o percentual de germinação relativa ao controle para cada diluição (%GR), o índice de germinação (IG), a germinação absoluta (GA) e os percentuais de inibição de crescimento relativo às raízes (%ICRRz) e das radículas (%ICRRd), conforme as Equações 1-5. O valor da concentração letal mediana (CL₅₀), aquela que indica a concentração necessária para causar a mortalidade de 50% da população, foi estimado utilizando o software Trimmed Spearman-Karber Method, versão 1.5 (HAMILTON & RUSSO, 1977).

$$\%GR = \frac{NSGA}{NSGC} \quad (1)$$



$$GA = \frac{N_{germ}}{N_{seme}} \quad (2)$$

$$IG = \frac{N_{germ}}{N_{cont}} \times \frac{CR_{germ}}{CR_{cont}} \quad (3)$$

$$\% ICRRz = \frac{MCRzC - MCRzA}{MCRzC} \quad (4)$$

$$\% ICRRd = \frac{MCRdC - MCRdA}{MCRdC} \quad (5)$$

3 Resultados e Discussões

A partir do planejamento experimental obteve-se que as melhores condições para o tratamento do lixiviado por eletrocoagulação foram em pH inicial 5 e densidade de corrente elétrica de 128,57 Am⁻². Os resultados para o teste de fitotoxicidade realizado para diferentes tempos de eletrólise no lixiviado a pH inicial de 5 e utilizando uma densidade de corrente elétrica de 128,57 Am⁻² são visualizados na Tabela 1 e mostram uma redução elevada da toxicidade nos primeiros cinco minutos de tratamento, seguido de declínio da toxicidade, indicando a possível formação de algum subproduto tóxico às sementes de alface.

Tabela 1 - Valores de germinação absoluta, índice de germinação e CL₅₀ para o teste de fitotoxicidade com sementes de alface (*Lactuca sativa*) para a cinética com pH igual a 5.

Tempo de eletrólise (min)	1%					3%					10%					30%					Intervalo de Confiança
	GA	IG	GA	IG	GA	IG	GA	IG	GA	IG	GA	IG	GA	IG	GA	IG	GA	IG	CL ₅₀		
0	100,0	97,2	100,0	108,6	82,5	3,2	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	14	12 – 16	
5	100,0	107,3	100,0	87,7	100,0	34,5	2,2	0,9	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	46	40 – 52	
10	100,0	99,8	100,0	89,2	100,0	24,2	50,0	0,1	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	31	26 – 37	
15	100,0	98,3	100,0	98,5	87,5	18,2	77,5	1,1	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	42	36 – 49	
30	100,0	94,1	100,0	82,2	100,0	29,8	55,0	0,3	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	33	27 – 39	
45	100,0	61,2	100,0	72,8	100,0	24,5	20,0	0,3	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	34	29 – 41	
60	100,0	108,7	100,0	75,7	100,0	33,3	60,0	1,4	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	34	29 – 41	
75	100,0	74,0	100,0	73,3	100,0	70,9	72,5	3,2	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	40	34 – 47	
90	100,0	94,5	100,0	77,0	100,0	29,5	50,0	1,5	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	31	26 – 37	
120	100,0	87,7	100,0	53,2	100,0	38,9	32,5	2,5	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	25	21 – 30	
180	100,0	50,9	100,0	37,1	90,0	27,4	52,5	0,8	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	28	21 – 37	

Verifica-se que a menor condição de toxicidade foi encontrada também no tempo de eletrólise de 5 minutos, porém para as eletrólises de 120 e 180 minutos ocorre diminuição da CL₅₀, indicando a possível formação de algum produto tóxico às sementes de alface durante a reação. Apesar de a germinação ser o índice mais usado para determinar a toxicidade com sementes de alface, indicando o ponto letal, não é o parâmetro mais sensível, sendo o comprimento da raiz, um ponto subletal, um parâmetro mais sensível para avaliar a toxicidade, porém não tão fácil de medir quanto a germinação (PRIAC *et al.*, 2017). Desta

forma, a germinação relativa e os percentuais de inibição de crescimento relativo as raízes e as radículas são apresentados na Figura 1. Nas diluições de 1% e 3% algumas vezes as raízes e radículas apresentaram crescimento maior do que no controle, indicado pelos valores negativos de inibição. Segundo Arunbabu *et al.* (2017) em baixas concentrações, ocorre a diluição de poluentes tóxicos e a melhor utilização de nutrientes presentes no lixiviado, o que poderia causar esse maior crescimento. Verifica-se também que a presença de efeitos subletais, como a inibição do crescimento da raiz e da radícula, ocorrem principalmente no tempo de 180 minutos, também sugerindo uma formação de subprodutos durante a reação de eletrocoagulação, e o menor valor de inibição do crescimento da raiz e da radícula foi encontrado para os tempos de tratamento por eletrocoagulação de 5 e 75 minutos, sendo considerados estes os pontos menos tóxicos para a espécie *Lactuca sativa*. Hoque *et al.* (2007) notaram que o nitrogênio amoniacal e nitrito influenciam o crescimento das raízes de alface e a concentração de nitrito aumenta durante o processo de eletrocoagulação o que pode ser a causa do aumento de toxicidade.

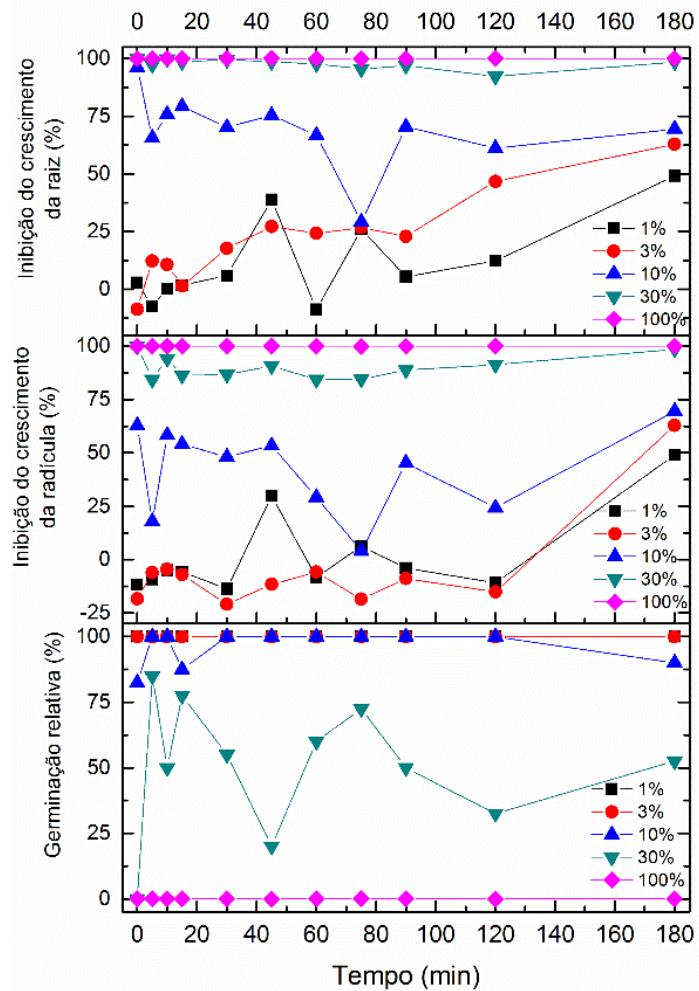


Figura 1 - Germinação relativa, inibição do crescimento da radícula e da raiz para o teste de toxicidade com sementes de alface para a cinética de pH 5.

4 Conclusão

A utilização de diferentes organismos para avaliar a toxicidade do efluente evidencia a sensibilidade particular de cada organismo num dado meio. O tratamento por



eletrocoagulação reduz a toxicidade do lixiviado em tempos de tratamento maiores, porém, quando considerado o lixiviado tratado em concentrações maiores e em tempos menores de eletrólise verifica-se que existem características letais ainda presentes. Isso pode ter se dado pela presença de compostos recalcitrantes e conversão de alguns compostos orgânicos em suas formas mais tóxicas. Ao comparar a toxicidade do lixiviado tratado com o bruto observa-se a redução da mortalidade. No caso da alface, a presença de eletrólitos nas frações de efluente menores influencia na maior germinação relativa observada. Propõe-se a integração de um processo biológico ao sistema de tratamento do lixiviado, após a eletrólise, no intuito de aumentar a redução da toxicidade e da matéria orgânica presente no lixiviado tratado.

Referências

- AGUIAR, L. L.; ANDRADE-VIEIRA, L. F.; DAVID, J. A. O. *Evaluation of the toxic potential of coffee wastewater on seeds, roots and meristematic cells of Lactuca sativa L.* Ecotoxicology and Environmental Safety, v. 133, p.366-372, 2016.
- AMADO-PIÑA, D.; ROA-MORALES, G.; BARRERA-DÍAZ, C.; BALDERAS-HERNANDEZ, P.; ROMERO, R.; DEL CAMPO, E. M.; NATIVIDAD, R. *Synergic effect of ozonation and electrochemical methods on oxidation and toxicity reduction: Phenol degradation.* Fuel, v. 198, 2017, p. 82-90.
- ARUNBABU, V.; INDU, K. S.; RAMASAMY, E. V. *Leachate pollution index as an effective tool in determining the phytotoxicity of municipal solid waste leachate.* Waste Management, v. 68, 2017, p. 329-336.
- BUDI, S.; SULIASIH, B. A.; OTHMAN, M. S.; HENG, L. Y.; SURIF, S. *Toxicity identification evaluation of landfill leachate using fish, prawn and seed plant.* Waste management, v. 55, 2016, p. 231-237.
- HAMILTON, M. A.; RUSSO, R. C.; THURSTON R.V. *Trimmed Spearman-Karber method for estimating median lethal concentrations in toxicity bioassays.* Environmental Science Technology, v. 11, 1977, p. 714–719.
- HOQUE, M. M; AJWA, H. A.; SMITH, R. *Nitrite and Ammonium Toxicity on Lettuce Grown under Hydroponics.* Communication in Soil Science and Plant Analysis, v. 39, 207-216, 2007.
- KLAUCK, C. R.; RODRIGUES, M. A. S.; SILVA, L. B. *Evaluation of phytotoxicity of municipal landfill leachate before and after biological treatment.* Brazilian Journal of Biology, v. 75, 2015, p. 57-62.
- LI, G.; CHEN, J.; YAN, W.; SANG, N. *A comparison of the toxicity of landfill leachate exposure at the seed soaking and germination stages of Zea mays L. (maize).* Journal of environmental sciences, v. 55, 2017, 206-213.
- MATEJCZYK, M.; PLAZA, G. A.; NALECZ-JAWECKI, G.; ULFIG, K.; MARKWOSKA-SZCZUPAK, A. *Estimation of the environmental risk posed by landfills using chemical,*



6º Congresso Internacional de Tecnologias para o Meio Ambiente

Bento Gonçalves – RS, Brasil, 10 a 12 de Abril de 2018

microbiological and ecotoxicological testing of leachates. Chemosphere, v. 82, p. 1017-1023, 2011.

MELNYK, A.; KUKLINSKA, K.; WOLSKA, L.; NAMIESNIK, J. *Chemical pollution and toxicity of water samples from stream receiving leachate from controlled municipal solid waste (MSW) landfill*. **Environmental Research**, v. 135, 2014, p. 253-261.

NAVEEN, B. P.; MAHAPATRA, D. M.; SITHARAM, T. G.; SIVAPULLAIAH, P. V.; RAMACHANDRA, T. V. *Physico-chemical and biological characterization of urban municipal landfill leachate*. **Environmental Pollution**, v. 220, 2017, p.1-12.

PRIAC, A.; BADOT, P. M.; CRINI, G. *Treated wastewater phytotoxicity assessment using Lactuca sativa: Focus on germination and root elongation test parameters*. **Comptes Rendus Biologies**, v. 340, 2017, p. 188-194.

SOBRERO, M.S.; RONCO, A. *Ensayo de toxicidad aguda com semillas de lechuga*. In: *Ensayos Toxicologicos y Métodos de Evaluacion de calidad de Aguas: Estandarización, intercalibración, resultados y aplicaciones*. Facultad de Ciencias Físicas y Matemáticas Ed., Chile. 2004.

THOMAS, D. J. L; TYRREL, S. F.; SMITH, R.; FARROW, S. *Bioassays for the evaluation of landfill leachate toxicity*. **Journal of toxicology and environmental health, part B: critical reviews**, v. 12, 2009, p. 83-105.

U. S. Environmental Protection Agency, 1982. Seed germination/root elongation toxicity tests. EG-12, Office of Toxic Substances, Washington, D.C.

VASQUEZ, M. I.; FATTA-KASSINOS, D. *Is the evaluation of “traditional” physicochemical parameters sufficient to explain the potential toxicity of the treated wastewater at sewage treatment plants?* **Environmental Science and Pollution Research**, v. 20, 2013, p. 3516-3258.

ŽALTAUSKAITĖ, J.; VAISIŪNAITĖ, R. *Evaluation of municipal effluent toxicity using higher plants and invertebrates*. **Environmental Research, Engineering and Management**, v. 53, p. 17-23, 2010.