XXII Congresso Brasileiro de Mecânica dos Solos e Engenharia Geotécnica
XI Simpósio Brasileiro de Engenheiros Geotécnicos Jovens
24 a 28 de agosto de 2026 – Brasília/DF
DOI: 10.47094/COBRAMSEG2026.6/86

Eficiência de uma barreira de proteção de solo compactado sob lagoa de lixiviado

Arthur Fernandes Gonçalves
Aluno de doutorado, Doutorado em Engenharia Ambiental – Universidade do Estado do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, Brasil, arthurfernandes@gmail.com

Priscila Zidan
Fundadora, Evolui, Rio de Janeiro, Brasil, priscilazidan@evolui.eco.br

Daniel Lourenço dos Santos
Aluno de Iniciação Científica (CNPq), Departamento de Química e Ambiental – Universidade do Estado do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, Brasil, lourencodaniel.backup@gmail.com

Halexia Marques Cotegipe de Almeida
Bolsista PROATEC/UERJ, Laboratório de Engenharia Sanitária – Universidade do Estado do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, Brasil, aluna.halexiacmarques@gmail.com

Elisabeth Ritter
Professora Titular, Engenharia Ambiental e Sanitária da Universidade do Estado do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, Brasil, ritter@eng.uerj.br

RESUMO: O presente trabalho avalia a eficiência de um liner de solo compactado, instalado sob uma lagoa de lixiviado, na contenção do transporte do íon amônio. Para a obtenção dos parâmetros de transporte, realizaram-se ensaios de sorção em batelada com o solo e o lixiviado provenientes da mesma área de estudo. O ensaio de difusão foi conduzido ao longo de 4 dias em uma célula de acrílico (10 cm de diâmetro), constituída por uma camada de 6 cm de solo compactado subjacente a um reservatório de 5 cm de lixiviado. O sistema foi mantido em ambiente termostatizado a 23 ºC, com coletas diárias no reservatório. Ao término do ensaio, o corpo de prova foi seccionado e cada fatia de solo foi submetida à extração dos íons em água destilada sob agitação por 24 h (proporção 1:10 m/m). A partir dos parâmetros calibrados, simulou-se o transporte em escala real para uma lagoa impermeabilizada com geomembrana de PEAD (2 mm) operando com uma densidade média de 2,5 furos/ha. A modelagem constatou um elevado potencial de contaminação das águas subterrâneas, com as concentrações na base do liner ultrapassando o limite normativo de 20 mg/L após 20 anos de operação. Os resultados indicam que um liner de argila compactada abaixo da geomembrane pode não ser suficiente para garantir proteção das águas subterrâneas em cenário realista de furos na geomembrana.

PALAVRAS-CHAVE: liner argila compactada, aterro sanitário, transporte de contaminantes, adsorção, modelagem, difusão

ABSTRACT: This study evaluates the efficiency of a compacted soil liner installed beneath a leachate pond in controlling ammonium ion transport. Transport parameters were obtained through batch sorption tests using soil and leachate collected from the same study area. The diffusion test was conducted over four days in an acrylic cell (10 cm in diameter), consisting of a 6 cm thick compacted soil layer underlying a 5 cm leachate reservoir. The system was maintained in a temperature-controlled environment at 23 °C, with daily sampling from the reservoir. At the end of the test, the specimen was sectioned, and each soil slice was subjected to ion extraction in distilled water under agitation for 24 h (1:10 soil-to-solution mass ratio). Using the calibrated parameters, full-scale transport was simulated for a pond lined with a 2 mm HDPE geomembrane operating with an average defect density of 2.5 holes per hectare. The modeling results indicated a high potential for groundwater contamination, with concentrations at the base of the liner exceeding the regulatory limit of 20

mg/L after 20 years of operation. The results indicate that compacted soil liners alone may not be sufficient to ensure long-term protection of groundwater under realistic geomembrane defect scenarios.

KEYWORDS: compacted clay liner, landfill, contaminant transport, adsorption, modelling, diffusion

1 INTRODUÇÃO

A produção de resíduos está diretamente associada às atividades humanas. Idealmente, após esgotadas todas as possibilidades de reutilização e reaproveitamento, os rejeitos devem ser destinados à disposição final adequada. A infraestrutura que atende aos requisitos de disposição final é o aterro sanitário, uma obra de engenharia que integra sistemas de impermeabilização da base, coleta e aproveitamento ou queima de biogás, drenagem e tratamento de lixiviado, além de monitoramento ambiental e geotécnico (ABREMA, 2024). A percolação da água da chuva pela massa de resíduos, associada à degradação da fração orgânica, resulta na formação do lixiviado (CHRISTENSEN et al., 2001; TENG et al., 2021). Este líquido possui elevadas concentrações de contaminantes, representando um significativo risco ambiental.

Para o gerenciamento do lixiviado, são utilizadas lagoas, que desempenham funções essenciais, como armazenamento, regulação de vazão e estabilização pré-tratamento. A fim de garantir a estanqueidade dessas lagoas, é comum a adoção de uma estrutura composta por uma camada de argila compactada e uma geomembrana de polietileno de alta densidade (PEAD) acima do solo.

Embora sejam projetadas para alta eficiência, furos em geomembranas são considerados inevitáveis (PEGGS, 2009). Essas perfurações podem ser provocadas por falhas na soldagem, danos mecânicos por equipamentos, pressão e corrosão (WAN et al., 2023). Em geomembranas instaladas sob rigoroso controle de qualidade, a média de furos é estimada entre 1 e 5 furos por hectare (GIROUD, 2016; TOUZE-FOLTZ; GIROUD, 2005). No caso de lagoas de armazenamento, reporta-se ampla variabilidade na densidade de defeitos em geomembranas, com projetos apresentando valores que variam de 0 a 689 vazamentos/ha (ZIDAN et al., 2024).

Portanto, é fundamental avaliar a capacidade de retenção de contaminantes dos liners compactados em cenários realistas de falha de geomembrana. Esse trabalho teve como objetivo analisar a capacidade de um solo utilizado como liner para conter o contaminante nitrogênio amoniacal em caso de furos em geomembrana de lagoa de armazenamento de lixiviados.

2 MATERIAIS E MÉTODOS

2.1 Ensaio de sorção

Foi coletado lixiviado bruto e solo usado como camada de argila compactada de um aterro localizado no estado do Rio de Janeiro, o solo foi seco ao ar e peneirado em peneira de 2 mm. O ensaio de sorção foi realizado de acordo com a norma USEPA EPA 530 SW87006-F (ROY, 1992). Foram testadas diferentes proporções solo:lixiviado (1:4, 1:5, 1:10, 1:20 e 1:50), com as amostras mantidas sob agitação a 120 rpm por 24 horas. O ensaio foi realizado em triplicata com um branco somente com lixiviado. Após o ensaio, todas as amostras foram centrifugadas por 30 minutos a 2500 rpm. O sobrenadante foi removido e filtrado em papel de filtro para remoção de solo em excesso e em seguida em membrana de 0,45 µm.

O material filtrado foi analisado quanto às suas características físico-químicas de acordo com o Standard Methods (RICE et al., 2012). Os parâmetros e respectivas metodologias estão apresentados na Tabela 1.

Tabela 1. Metodologias de determinação de características do lixiviado.

Parâmetro	Norma
pH	4500 – H+ B
Condutividade elétrica	2510 B
Cloreto	4500 – Cl
DQO	5520 – COD
Nitrogênio amoniacal	4500 – NH3 D

Na etapa seguinte, foi determinado o tempo de equilíbrio, mantendo a proporção selecionada constante. Os tempos foram de 1 h, 24 h, 48 h e 72 h. Ao término do ensaio, os mesmos parâmetros analisados anteriormente foram determinados.

O ensaio definitivo foi realizado com a proporção de 1:5 de solo:solução por 24h. Foi mantida a massa constante, sendo variada diluição do lixiviado 25%, 35%, 50%, 75%, 90% e 100%. Ao fim do mesmo, as isotermas linear, de Langmuir e de Freundlich foram determinadas pelo método Levenberg-Marquardt (GONÇALVES; RITTER, 2023; BELTRAN; PIGNATELLO; TEIXIDO, 2016) pelo software Origin 2018 (ORIGINLAB, 2018).

2.2 Ensaio de difusão

O ensaio de difusão seguiu o procedimento similar ao realizado por Valadão (2008) e Ritter (1998). Em resumo, foram utilizadas células de acrílico do tipo Ontario Western, com 12,8 cm de altura e 10 cm de diâmetro, equipadas com um reservatório para a introdução do lixiviado.

O solo foi compactado 2% acima do teor de umidade ótima (ramo úmido), em 3 camadas, com 26 golpes em cada uma delas. Em seguida, a célula permaneceu por 4 dias mergulhada em água destilada para incrementar a saturação. A massa do conjunto foi determinada. Com o volume da célula e a massa de solo, e a densidade real dos grãos determinada, foi calculado o grau de saturação. Em caso de esse valor ser maior que 90%, o solo foi considerado como saturado.

As células foram montadas em duplicata (C1 e C2). Foi colocado no topo um reservatório com lixiviado, 300 mL formando 5 cm. Durante o ensaio, foram removidas alíquotas de 30 mL desse reservatório e medidos os parâmetros físico-químicos iniciais e diários.

As células foram mantidas em incubadora a 25 °C. Para o solo, após 4 dias, os testes de difusão foram concluídos. O solo foi fatiado em camadas de 1-1,5 cm para análise, e as concentrações de íons amônio medidas tanto no reservatório quanto no solo.

Os contaminantes no solo foram lixiviados de acordo com Leite (2001). Alíquotas de 15g de massa seca de solo em 150 mL de água destilada (1:10 m/m) em agitação durante 24h a 120 rpm. Após esse período, a amostra foi centrifugada e filtrada antes da medição. As concentrações obtidas foram submetidas a cálculo de balanço de massa como feito por Valadão (2008) para determinar a concentração no líquido intersticial do solo.

A partir dos perfis de concentração experimentais, o software POLLUTE foi utilizado para a estimativa do coeficiente de difusão efetivo (D_e). A seleção do melhor ajuste do modelo ocorreu em duas etapas: uma análise visual preliminar das curvas, seguida da minimização do erro estatístico por meio do cálculo da Raiz do Erro Quadrático Médio (RMSE), conforme apresentado na Equação 1.

$$RMSE = \sqrt{\frac{1}{n}\sum_{i=1}^{n}\left(C_{exp,i} - C_{mod,i}\right)} \quad (1)$$

Onde C_{exp} é a concentração experimental (mg/L) e C_{mod} é a concentração modelada (mg/L).

2.3 Simulação para caso em aterros sanitário

A partir dos parâmetros obtidos experimentalmente, procedeu-se a uma simulação preditiva adotando o coeficiente de difusão efetivo médio. O cenário modelado representou uma lagoa de lixiviado cujo sistema de impermeabilização de fundo operaria com uma densidade média de defeitos na geomembrana de 2,5 furos/ha. Os parâmetros utilizados nesta simulação encontram-se sintetizados na Tabela 2.

Tabela 2. Parâmetros utilizados na simulação.

Parte do aterro	Parâmetro	Valor
Lixiviado	Concentração no lixiviado constante (mg/L)	1.000
	Altura do lixiviado (m)	2,5
	Altura relativa ao topo do aquífero (m)	0

Geomembrana	Espessura (mm)	2
	Coeficiente de difusão (m²/ano)	3×10^{-5}
	Método de cálculo de vazamento	Giroud e Bonaparte (1989)
	Formato dos furos	Redondos
	Frequencia de furos (furos/ha)	2,5
	Area do furo (cm²)	0,1
Liner	Espessura (m)	0,9
	Densidade (g/cm³)	1,9
	Condutividade hidráulica (cm/s)	3×10^{-7}
	Coeficiente de difusão (m²/ano)	0,0575
	K_d (mL/g)	$4,4 \times 10^{-4}$
	Porosidade	0,344
Aquífero	Espessura (m)	3
	Porosidade	0,3
	Velocidade de escoamento (m/a)	10

3 RESULTADOS E DISCUSSÃO

3.2 Ensaio de sorção

A Tabela 3 detalha as médias das características físico-químicas do lixiviado bruto.

Tabela 3. Características fisico-químicas do lixiviado (n=3).

Parâmetro	Resultado
pH	8,32 ± 0,02
Condutividade elétrica (mS/cm)	118,43 ± 1,57
Cloreto (mg/L)	2.412,07 ± 69,92
DQO (mg/L)	4.542,76 ± 309,56
Nitrogênio amoniacal (mg/L)	984,38 ± 4,18

Foi determinado que a melhor proporção para a execução do ensaio foi de 1:5, pois permite melhor trabalhabilidade do solo e atinge valor de sorção próximo a 10% (9,52%). A variação na remoção foi inferior a 5% entre 24 e 48 horas. Diante disso, o tempo de equilíbrio de 24 horas se mostrou mais adequado, prevenindo a perda de amônia e otimizando a sorção. Foi então realizado o ensaio definitivo de adsorção em bateladas, sendo apresentado na Figura 1 e seus respectivos valores dos coeficientes apresentados na Tabela 4.

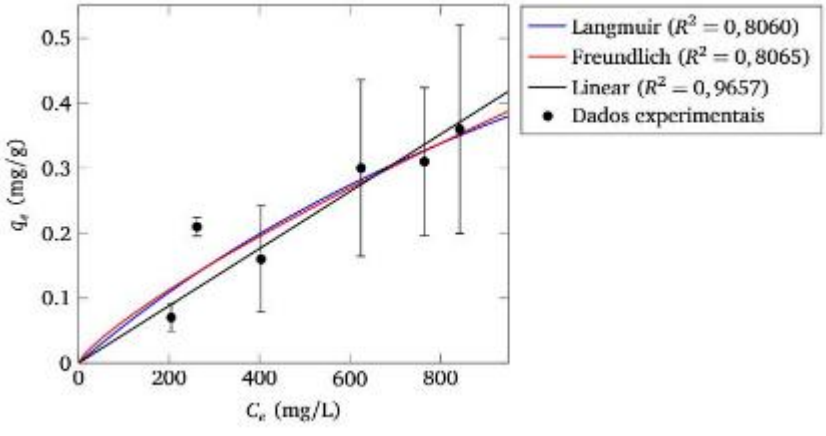


Figura 1. Isotermas de sorção do íon amônio ao solo de liner de aterro sanitário (n=3).

Tabela 4. Parâmetros ajustados dos modelos de sorção linear, Langmuir e Freundlich.

Modelo	Parâmetro	Valor	Erro
Linear	K_d (mL/g)	$4{,}4 \times 10^{-4}$	$3{,}37 \times 10^{-5}$
Langmuir	q_m (mg/g)	1,13	1,07
	K_L (L/mg)	$5{,}34 \times 10^{-4}$	$6{,}86 \times 10^{-4}$
Freundlich	K_F(mg/g)(L/mg)$^{1/n}$	$1{,}68 \times 10^{-3}$	$2{,}27 \times 10^{-3}$
	n	1,26	0,34

O ajuste ao modelo de Langmuir indicou uma capacidade máxima de adsorção de 1,13 mg/g, com o fator de separação (R_L) entre 0,001 e 0,004 apontando para leve favorabilidade da sorção (Pal e Rai, 2009). No entanto, quando confrontado com outros solos fluminenses, o material apresentou um potencial adsortivo mais restrito. Trabalhos correlatos, como os de Silva (2013) e Melgaço (2018), reportaram capacidades superiores, da ordem de 2,5 mg/g e 1,9 mg/g, respectivamente. Essa comparação reforça a classificação do solo estudado como um material de limitada capacidade de retenção para o nitrogênio amoniacal.

3.2 Ensaio de difusão

Durante o experimento, observou-se o efetivo transporte do contaminante em direção ao solo. Tal dinâmica está demonstrada na Figura 2, que apresenta o monitoramento da concentração do íon amônio no reservatório superior da célula ao longo do ensaio.

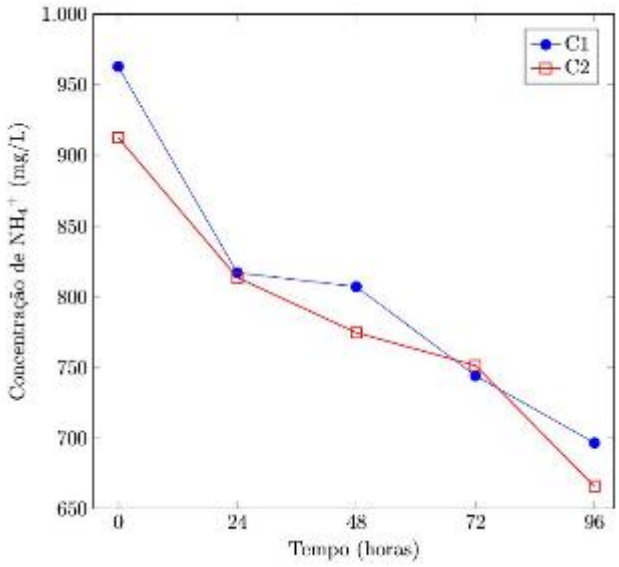


Figura 2. Concentração de amônio (NH_4^+) no lixiviado do reservatório da célula durante ensaio de difusão.

O ajuste dos dados experimentais foi realizado por meio do software POLLUTE (GAEA, 2020). Após uma inspeção visual preliminar, selecionaram-se três coeficientes de difusão que apresentavam melhor aderência gráfica aos dados, procedendo-se, então, ao cálculo da RMSE para cada cenário. Os resultados obtidos estão sintetizados na Tabela 5.

Tabela 5. Parâmetros ajustados dos modelos de sorção linear, Langmuir e Freundlich.

Coluna	D_e (m²/ano)	RME (mg/L)	R^2
C1	0,055	60,92	0,9373
C1	0,06	60,29	0,9386
C1	0,065	60,91	0,9373
C2	0,05	50,91	0,9524
C2	0,055	50,7	0,9528

C2	0,06	50,97	0,9504

Com base nos dados apresentados, adotaram-se os coeficientes de 0,060 m²/ano para a primeira coluna (C1) e 0,055 m²/ano para a segunda (C2), visto que tais valores apresentaram o menor RMSE e o maior coeficiente de determinação (R2). Os coeficientes de difusão encontrados revelaram-se superiores aos reportados por Ritter (1998) em ensaio com solo reconstituído do Aterro de Gramacho. A Figura 3 apresenta a sobreposição dos dados experimentais às curvas teóricas obtidas pelo modelo.

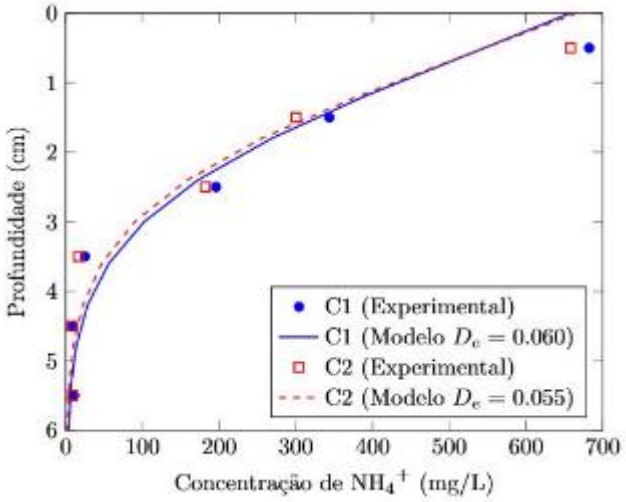


Figura 3. Perfil de concentração de amônio (NH_4^+) nas células de solo: compararação entre dados experimentais e ajuste do modelo do software POLLUTE.

3.3 Simulação para caso em aterros sanitário

As simulações foram realizadas e os dados apresentados na Figura 4.

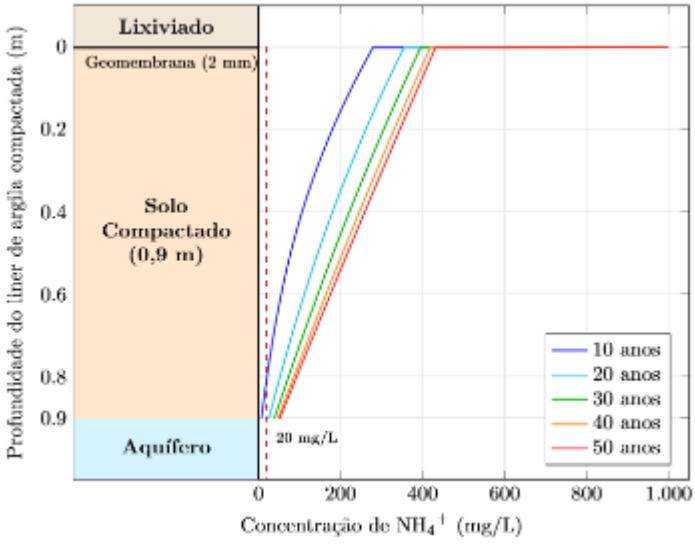


Figura 4. Migração do íon amônio (NH4+) através da barreira de fundo da lagoa de lixiviado (geomembrana + liner argila) em longo prazo.

Os resultados das simulações indicam que, após 20 anos de operação, a concentração de amônio na base da camada de solo compactado (0,9 m) atinge 25,1 mg L^{-1}, excedendo o limite de 20 mg L^{-1} estabelecido pela Resolução CONAMA nº 430/2011. Esse resultado demonstra que a presença de descontinuidades na

geomembrana compromete a eficiência hidráulica do sistema de barreira e pode levar à perda de integridade ambiental do aterro ao longo do tempo.

Destaca-se que, no presente estudo, foi adotada uma densidade de defeitos inferior aos valores reportados na literatura, como abordagem conservadora. Estudos recentes relatam médias de 14 vazamentos/ha^{-1} (ZIDAN et al., 2024) e valores de até 600 defeitos/ha^{-1} (LAKE;ROWE, 2005), evidenciando que, em condições reais de instalação e operação da geomembrana, o potencial de migração de contaminantes pode ser superior ao estimado nas simulações aqui apresentadas.

4 CONCLUSÕES

O estudo demonstrou que o solo avaliado apresenta melhor ajuste ao modelo de isoterma linear, além de um potencial de sorção favorável, embora de magnitude limitada. A partir dos ensaios em coluna, determinou-se que o coeficiente de difusão efetivo do contaminante situa-se entre 0,055 e 0,060 m²/ano. As simulações de longo prazo revelaram que o emprego de geomembrana simples, solução amplamente adotada nos aterros sanitários brasileiros, não possui capacidade suficiente para reter a migração do amônio, havendo potencial de contaminação do aquífero após 20 anos de operação. Portanto, para resguardar o meio ambiente, é imprescindível a execução de um rigoroso Controle de Qualidade de Instalação e a realização de inspeções periódicas para detecção de furos e posterior reparo. Ademais, em áreas ambientalmente sensíveis, recomenda-se a adoção de sistemas de impermeabilização mais robustos e resilientes a falhas, como o uso de geomembrana dupla com sistema intermediário de drenagem para a detecção de vazamentos da primeira camada.

AGRADECIMENTOS

Os autores expressam seus agradecimentos ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq) e ao Programa de Apoio Técnico às Atividades de Ensino, Pesquisa e Extensão (PROATEC/UERJ) pelo suporte financeiro indispensável à realização desta pesquisa. Estendemos o reconhecimento ao Laboratório de Mecânica dos Solos (LMS/UERJ) pela infraestrutura disponibilizada e a todos os seus colaboradores pelo apoio técnico prestado.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

Associação Brasileira de Resíduos e Meio Ambiente (2024) Panorama dos Resíduos Sólidos no Brasil 2024. Disponível em: https://www.abrema.org.br/panorama/. Acesso em: 13 jan. 2025.

Beltran, J.L., Pignatello, J.J., Teixidó, M. (2016) ISOT_Calc: A versatile tool for parameter estimation in sorption isotherms. Computers & Geosciences, 94, p. 11–17.

Christensen, T.H. et al. (2001) Biogeochemistry of landfill leachate plumes. Applied Geochemistry, 16 (7–8), p. 659–718.

GAEA Technologies Ltd. (2020). POLLUTE (Version 8). Software de computador. www.gaeatech.com.

Giroud, J.P. (2016) Leakage control using geomembrane liners. Soils and Rocks, 39 (3), p. 213–235.

Gonçalves, A.F., Ritter, E. (2023) Modelagem da difusão de íons monovalentes reativos no solo do Aterro Metropolitano de Gramacho, RJ. In: X Congresso Brasileiro de Geotecnia Ambiental (REGEO 2023), Salvador. Anais...

Lake, C. B., & Rowe, R. K. (2005). The 14-year performance of a compacted clay liner used as part of a composite liner system for a leachate lagoon. Geotechnical and Geological Engineering, 23, 657–678. https://doi.org/10.1007/s10706-004-8815-8.

Melgaço, S. (2018) Estudos de sorção utilizando lixiviado e monossoluções de nitrogênio amoniacal e bisfenol A em GCL e solo. Dissertação de Mestrado, Universidade do Estado do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, RJ

OriginLab (2018) OriginPro, Version 2018. Northampton, MA, USA.

Pal, R., Tewari, S., Rai, J.P.N. (2009) Metals sorption from aqueous solutions by Kluyveromyces marxianus: Process optimization, equilibrium modeling and chemical characterization. Biotechnology Journal, 4, p. 1471–1478. DOI: 10.1002/biot.200900051.

Peggs, I.D. (2009) Geomembrane liner action leakage rates: What is practical and what is not? Land and Water, p. 47.

Rice, E.W. et al. (2012) Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater. Washington, DC: American Public Health Association.

Ritter, E. (1998) Efeito da salinidade na difusão e sorção de alguns íons inorgânicos em um solo argiloso saturado. Tese de Doutorado, COPPE/UFRJ, Rio de Janeiro.

Roy, W.R. (1992) Technical Resource Document: Batch-type procedures for estimating soil adsorption of chemicals. U.S. Environmental Protection Agency, Washington, DC.

Silva, Q.S. (2013) Estudo da contaminação e da toxicidade do solo do Aterro Metropolitano de Gramacho, Duque de Caxias - RJ. Dissertação de Mestrado, Universidade do Estado do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, RJ.

Teng, C. et al. (2021) Characterization and treatment of landfill leachate: A review. Water Research, 203, 117525.

Touze-Foltz, N., Giroud, J.P. (2005) Empirical equations for calculating the rate of liquid flow through composite liners due to large circular defects in the geomembrane. Geosynthetics International, 12 (4), p. 205–207.

Valadão, I.C.R.P. (2008) Simulação computacional e experimental da influência da geomembrana na difusão de íons inorgânicos no solo do aterro sanitário de Rio das Ostras – RJ. Tese de Doutorado, Universidade Federal Fluminense, Volta Redonda, RJ.

Wan, Y. et al. (2023) Geomembrane leaks detection and leakage correlation factor analysis of composite liner systems for fifty-five (55) solid waste landfills in China. Environmental Technology & Innovation, 32, 103308.

Zidan, P., Kemnitz, M., Ritter, E. (2024). Locating leaks in geomembrane-lined ponds using the electrical leak location method: Case histories. Geotextiles and Geomembranes, 52(4), 773-777. https://doi.org/10.1016/j.geotexmem.2024.04.003