



ISSN: 2447-3359

REVISTA DE GEOCIÊNCIAS DO NORDESTE

Northeast Geosciences Journal

v. 10, nº 2 (2024)

<https://doi.org/10.21680/2447-3359.2024v10n2ID35949>



Análise do desempenho da cobertura final de aterros sanitários utilizando modelagem numérica

Performances analysis of the sanitary landfills final cover using numerical modeling

Airlis Mendes de Freitas Júnior¹; Anderson Borghetti Soares²

¹ Universidade Federal do Ceará, Centro de Tecnologia/Departamento de Engenharia Hidráulica e Ambiental, Fortaleza/CE, Brasil.
Email: airlismendes@alu.ufc.br

ORCID: <https://orcid.org/0009-0001-0728-1672>

² Universidade Federal do Ceará, Centro de Tecnologia/Departamento de Engenharia Hidráulica e Ambiental, Fortaleza/CE, Brasil.
Email: borghetti@ufc.br

ORCID: <https://orcid.org/0000-0003-0708-3702>

Resumo: Este trabalho visa determinar o desempenho da cobertura final de aterros sanitários localizados na Região Metropolitana de Fortaleza-CE, através da determinação das parcelas de balanço hídrico e de perfis de saturação e de poropressão, utilizando modelagem numérica do fluxo de água do balanço hídrico. As modelagens numéricas foram realizadas com auxílio do *Software* Vadose/W considerando períodos de anos distintos de maior e de menor precipitação. De acordo com as parcelas de balanço hídrico, todos os modelos analisados apresentaram valores elevados de percolação. Deste modo, o modelo com cobertura de 30 cm de solo natural foi selecionado para análise de fluxo de água, tendo em vista ser a configuração empregada no aterro sanitário onde foram obtidos os dados utilizados neste trabalho. Considerando as análises de perfis de saturação e de poropressão, o modelo em questão não apresentou bom desempenho para aplicação em camadas finais de aterros sanitários, dada a sua incapacidade de manter as condições de saturação em épocas chuvosas e secas, o que permitiria que ocorresse a saída do fluxo de gases do interior do sistema. A modelagem numérica se mostrou uma ferramenta viável na análise de desempenho dos sistemas do tipo resíduos sólidos urbanos-cobertura de solo, auxiliando na previsão do seu comportamento rapidamente.

Palavras-chave: Fluxo de água; Balanço Hídrico; Aterro Sanitário.

Abstract: This work aims to determine the performance of the final coverage of landfills located in the Metropolitan Region of Fortaleza-CE, by determining the water balance portions and saturation and pore pressure profiles, using numerical modeling of the water flow of the water balance. Numerical modeling was carried out with the help of Vadose/W Software considering periods of different years with higher and lower rainfall. According to the water balance plots, all models analyzed presented high percolation values. Therefore, the model with a coverage of 30 cm of natural soil was selected for water flow analysis, considering that it was the configuration used in the landfill where the data used in this work were obtained. Considering the analyzes of saturation and pore pressure profiles, the model in question did not present good performance for application in final layers of landfills, given its inability to maintain saturation conditions in rainy and dry seasons, which would allow the occurrence of exit of the gas flow from inside the system. Numerical modeling proved to be a viable tool in analyzing the performance of urban solid waste-land cover systems, helping to quickly predict their behavior.

Keywords: Water Flow; Hydric Balance; Sanitary Landfill.

Recebido: 10/04/2024; Aceito: 04/06/2024; Publicado: 22/07/2024.

1. Introdução

A disposição ambientalmente adequada dos Resíduos Sólidos Urbanos (RSU) continua sendo um dos maiores desafios dentro do saneamento básico e ambiental no país (Santos, 2008). Esta preocupação se dá, principalmente, em decorrência do elevado volume de RSU produzido, que está diretamente relacionado ao crescimento populacional somado à intensa urbanização e ao aumento do poder de compra atrelado ao surgimento de novas tecnologias (Silva *et al.*, 2020).

Em muitos casos, esses resíduos são dispostos em locais inadequados, impactando de maneira negativa o meio ambiente. Dentre as alternativas de disposição, o aterro sanitário é considerado um método ambientalmente adequado para o tratamento e a destinação final do RSU. No entanto, a degradação dos resíduos ocasionados por mecanismos físicos, químicos e biológicos ocorrentes nesses locais, transforma a matéria orgânica em lixiviados e gases (Rocha; Rosa; Cardoso, 2009). Essa degradação, cria rotas preferenciais de líquidos no material, facilitando a condução do lixiviado dentro da massa de resíduos e permitindo a saída dos gases.

Os sistemas de cobertura seca são uma alternativa viável no controle desses materiais solúveis e gasosos e, consistem basicamente na aplicação de camadas de solos, geossintéticos e/ou materiais alternativos, sobre os rejeitos. Esse sistema atua na contenção dos resíduos e dos compostos originados por eles, por meio do controle da entrada de água e do ar dentro da massa de resíduos, resultando em custos mais baixos em relação ao tratamento de efluentes (Joaquim Júnior, 2015).

O conhecimento acerca do desempenho a longo prazo das coberturas secas é de suma importância, tendo em vista que esses sistemas podem sofrer alterações significativas de umidade em decorrência dos ciclos sazonais, acarretando o seu desgaste a longo prazo devido ao aumento da condutividade hidráulica e, conseqüentemente, o aumento da infiltração (Albright, B.; Waugh, 2010; Mellies; Schweizer, 2015; Wang; Xue; Liu, 2014; Lu *et al.*, 2015). Todavia, os resultados provenientes de um modelo físico podem levar de meses a anos e apresentam limitações em relação à instrumentação.

Diante disso, as soluções numéricas são comumente empregadas com a finalidade de obter uma previsão mais rápida e fidedigna do desempenho da cobertura. O modelo numérico simula um processo físico real e para garantir uma modelagem precisa é fundamental ter excelente representatividade dos parâmetros de entrada em relação aos materiais e condições as quais a cobertura será submetida. Os modelos numéricos fornecem informações de todo o perfil e, permitem ainda a simulação de distintas condições de contorno e geometrias.

Diversos pesquisadores buscaram avaliar o desempenho de coberturas secas por meio do uso de modelagem numérica (Borghetti Soares, A. *et al.*, 2009; Borghetti Soares, A. *et al.*, 2015; Souza *et al.*, 2019). No âmbito internacional, destacam-se os trabalhos de Widomski *et al.* (2015); Saito *et al.*, (2021) e Alam *et al.* (2021), dentre outros. De modo geral, os autores ressaltam que a modelagem numérica auxilia na previsão do comportamento de aterros sanitários, e que os resultados obtidos permitem avaliar o seu desempenho.

Borghetti Soares *et al.* (2009) utilizaram modelagem numérica com o programa Soil Cover para dimensionar coberturas para cobrir rejeitos de mineração de carvão. A modelagem numérica levou a seleção de quatro configurações para teste: uma cobertura seca com barreira capilar dupla com cinzas pesadas, uma cobertura seca com uma única camada de argila, uma cobertura seca com resíduos mistos e resíduos sem cobertura. Os resultados da modelagem permitiram selecionar o modelo de melhor desempenho para serem aplicados e monitorados em campo em escala piloto.

Borghetti Soares *et al.* (2015) estudaram através de modelagens numéricas o fluxo de água e o balanço hídrico de sistemas do tipo rejeito-cobertura, utilizando o *software* Vadose/W que considera o fluxo evapotranspirativo. A modelagem numérica foi desenvolvida para dois modelos físicos tipo rejeito cobertura, construídos em uma unidade piloto, localizada em uma mina de carvão, no Estado de Santa Catarina. Os resultados da modelagem apresentaram bom desempenho das coberturas, diante da redução dos volumes percolados e a manutenção de elevados graus de saturação na camada argilosa, e estão de acordo os dados obtidos em campo.

Souza *et al.* (2019) avaliou a infiltração em modelos experimentais de coberturas secas utilizando cinzas de carvão mineral da Termelétrica do Pecém. Em sua pesquisa foram produzidos três modelos de cobertura: Coluna A – Uma camada superior de solo natural (30 cm) e uma camada de material impermeabilizante com a mistura de solo e cinzas MS70C30 (30 cm, com 70% de solo e 30% de cinzas); Coluna B – Uma camada de solo natural (30 cm) e uma camada de material impermeabilizante com cinza composta (30 cm); e Coluna C – Camada única de solo natural (30 cm), representando a cobertura encontrada no Aterro Sanitário do Município de Caucaia. Os resultados mostram que o volume de percolado em cada ensaio, o que apresentou melhor desempenho foi a mistura MS70C30 (Coluna A), resultando em um volume percolado muito inferior em relação aos outros dois modelos. O material também manteve as condições de saturação elevadas, acima de 90% ao longo de quase todos os ensaios, condição necessária para reduzir a fuga de biogás do interior do sistema.

Widomski *et al.* (2015) realizaram uma modelagem numérica do balanço hídrico para simular o desempenho de uma cobertura temporária de aterros sanitários na região Norte da Alemanha. Os autores empregaram o programa FEFLOW 6.0. De acordo com os resultados dos componentes do balanço hídrico, o sistema temporário de cobertura estratificada de

aterros apresentou bom desempenho, tendo em vista que apresentaram um coeficiente de determinação compreendidos entre 0,50 e 0,90 para valores volumétricos de teor de água calculados e medidos. De acordo com os autores, o desvio entre os valores medidos e modelados estão relacionados à heterogeneidade do solo.

Saito *et al.* (2021) realizaram uma modelagem numérica utilizando o programa Hydrus, de modo a estimar o volume de lixiviado produzido em um aterro de RSU localizado no Rio de Janeiro. Os autores modelaram quatro tipos de cobertura final, sendo elas: cobertura vegetal por gramíneas; cobertura vegetal por braquiária; cobertura compacta do solo; e cobertura de barreira capilar. Os resultados indicaram que a cobertura vegetal composta de gramíneas e braquiárias apresentou importantes mecanismos de controle quanto ao movimento da pluma contaminante. Os melhores desempenhos para a cobertura final do aterro foram alcançados para a barreira capilar, ao passo que os piores foram obtidos com o solo compacto comumente empregado.

Alam *et al.* (2021) realizaram a comparação entre as previsões do balanço hídrico feitas com um modelo numérico e os dados de campo de uma cobertura monolítica de um aterro localizado no Texas (EUA). Para tanto, foram utilizados dados climatológicos no local, propriedades da vegetação de proteção das camadas medidas em campo e as propriedades hidráulicas dos materiais de cobertura. Com base na simulação preliminar de dados de um ano, o modelo numérico previu razoavelmente os componentes do balanço hídrico. No entanto, o volume percolado foi subestimado pelo modelo numérico, uma hipótese para esta discrepância é pela presença de caminhos de fluxo preferenciais (fissuras de dessecação), que o modelo numérico não pode reproduzir.

Observa-se que as modelagens numéricas são ferramentas úteis que permitem simular a interação complexa do sistema cobertura-resíduo. Nesta perspectiva, esse trabalho visa determinar o desempenho da cobertura final, que geralmente é aplicada em aterros sanitários brasileiros, através da determinação das parcelas do balanço hídrico e perfis de saturação e poropressão, utilizando modelagem numérica do fluxo de água do balanço hídrico. Os modelos desenvolvidos são representativos dos tipos de coberturas secas para aterros sanitários utilizados no Brasil e os parâmetros de entrada para alimentar o programa numérico são representativos de materiais de coberturas e RSU e foram obtidos experimentalmente.

2. Metodologia

Os modelos numéricos, foram reproduzidos no *software* Vadose/w (Geostudio, 2007), que é um programa bidimensional baseado em elementos finitos, que permite a simulação do fluxo de água nos meios porosos através do regime estacionário e transiente, bem como o balanço hídrico em sistemas cobertura-rejeito (Geostudio, 2007). O Vadose/w tem sido utilizado em diferentes pesquisas para simular o fluxo de evapotranspiração e balanço hídrico em solos não saturados (Borghetti Soares, A. 2013, 2022; Souza, 2018).

Os modelos numéricos foram elaborados para reproduzir uma camada composta por um único material na cobertura final de um aterro de resíduos sólidos urbanos, que é uma prática comum aplicada em alguns aterros brasileiros. Foram produzidos três modelos com uma camada de RSU de 1 m com profundidade, variando a espessura da camada de cobertura com 20, 30 e 40 cm (Figura 1). A escolha da variação de espessura da camada de cobertura ocorreu por ser as dimensões geralmente empregadas em aterros de resíduos sólidos urbanos brasileiros.

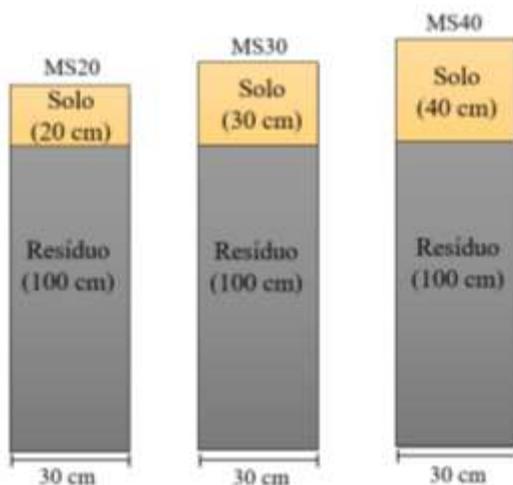


Figura 1 – Modelos numéricos utilizados.
Fonte: Autores (2024).

Os parâmetros de entrada do solo utilizados na cobertura foram obtidos a partir de dados de caracterização de um solo de cobertura de um aterro localizado na região metropolitana de Fortaleza, cuja caracterização geotécnica foi realizada por Elias (2018). A caracterização do material no Sistema Unificado de Classificação dos Solos (SUCS) mostrou que se tratava de areia argilosa, demonstrando a predominância de partículas de areia (mais permeáveis). Assim, pode-se afirmar que a camada do material adotada não atende de forma eficiente às características exigidas para um sistema de cobertura seca usual de um aterro sanitário. Na Tabela 1 é possível observar a distribuição granulométrica do solo da camada de cobertura.

Tabela 1 – Distribuição granulométrica do solo da camada de cobertura.

Amostra	Pedregulho (%)	Areia Grossa (%)	Areia Média (%)	Areia Fina (%)	Silte (%)	Argila (%)
Solo da camada de cobertura	1	6	26	31	6	29

Fonte: Elias (2018).

De acordo com a USEPA (2004), um solo com propriedades adequadas para ser utilizado na camada de cobertura de aterros deve possuir porcentagem de finos entre 30% a 50%. Para a CETESB (1993), o solo deve conter mais de 30% de granulometria fina em sua composição. Assim, pode-se afirmar que o solo selecionado possui as características granulométricas exigidas para o uso na camada de cobertura do aterro sanitário.

Os limites de liquidez (LL) e plasticidade (LP) do referido solo de cobertura são essenciais para a compreensão do comportamento do material. A coesão e a resistência ao cisalhamento têm relação direta com a plasticidade, que por sua vez está associada à deformação. Desse modo, a Tabela 2 apresenta a classificação segundo o SUCS para o solo de cobertura.

Tabela 2 – Classificação SUCS da amostra do solo da camada de cobertura.

Amostra	LL (%)	LP (%)	IP (%)	Granulometria	Simb. do Grupo	Nome do Grupo
Solo da camada de cobertura	23,8	15,8	8	Solo fino	SC	Areia argilosa

Fonte: Elias (2018).

A compactação do solo do aterro retornou valores característicos de uma argila arenosa e a média dos valores obtidos para a umidade ótima (w_{opt}) e peso específico seco máximo (γ_d) foi de 11% e 19,51 kN/m³, respectivamente.

No que diz respeito ao RSU, as curvas de retenção e condutividade hidráulica foram obtidas no trabalho de Breitmeyer *et al.* (2014), dada a semelhança das características geotécnicas do RSU ensaiado pelos autores e o RSU do aterro da região metropolitana de Fortaleza. Para o solo de cobertura, as curvas de retenção e condutividade hidráulica foram obtidas no estudo realizado por Souza (2018).

A malha de elementos finitos utilizada foi a mesma para todos os modelos, e apresenta elementos quadrados de 5 cm de lado, distribuídos igualmente sobre toda a geometria. Além disso, é importante simular maiores variações na superfície, assim, foi necessária a adoção de três camadas de elementos de superfície, que estão sujeitas às condições climáticas, com 1 cm de espessura cada. Convém destacar que o refinamento da malha foi feito através de tentativas e essa configuração adotada se refere a que apresentou o menor erro no balanço hídrico, bem como uma boa velocidade de processamento. (Geo-Slope, 2007).

2.1 Parâmetros de entrada

Os parâmetros relativos de entrada utilizados para alimentar o programa Vadose/w foram as curvas de retenção e de condutividade hidráulica não saturada do solo natural e do RSU. As Figuras 2a e 2b apresentam as curvas de retenção e de condutividade hidráulica do solo obtidas por Souza (2018), respectivamente.

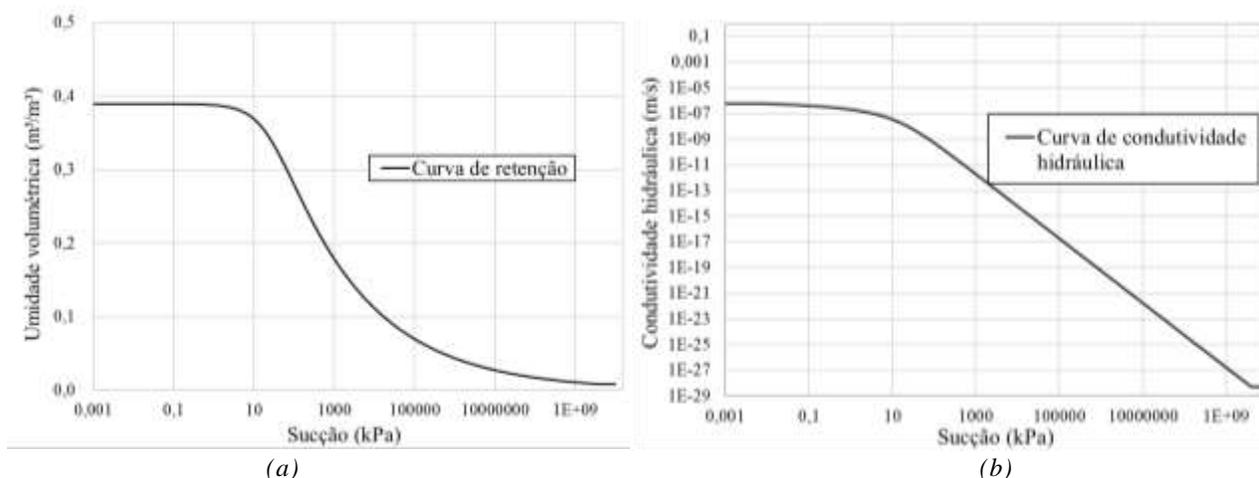


Figura 2 – Curva de retenção (a) e curva de condutividade hidráulica (b) para o solo natural.
 Fonte: Souza (2018).

Analisando a relação entre a umidade volumétrica e a condutividade hidráulica do solo utilizado na cobertura, verifica-se que a condutividade hidráulica se mantém constante até valores próximos ao valor de entrada de ar, definindo a região em que o material está no estado saturado. Para valores superiores a 10 kPa de sucção, a areia argilosa inicia o processo de dessaturação, observa-se o início da perda de umidade e o valor de condutividade hidráulica diminui.

A partir de um determinado valor de sucção, os materiais que apresentam menor capacidade de reter umidade podem manifestar condutividades hidráulicas inferiores a de materiais mais finos, que retêm maior volume de água. Logo, o não preenchimento dos vazios cria bolsões de ar que interrompem os canais de fluxo, reduzindo a condutividade.

Para a obtenção da curva de permeabilidade não saturada, Souza (2018) ajustou os dados através do método de Van Genuchten (1980), utilizando o software RETC (Van Genuchten; Leij; Yates, 1991) dos pontos experimentais obtidos pelo método do papel filtro. No ajuste das curvas foi considerado o Método de Regressão não Linear e o k_{sat} do solo foi na ordem de $6,70 \times 10^{-7}$ m/s.

Para Lambe e Whitman (1969) solos com coeficiente de permeabilidade (k) entre 10^{-7} cm/s e 10^{-5} cm/s são considerados de permeabilidade muito baixa. Segundo Daniel (1993), valores da ordem de 10^{-7} m/s são mais adequados, porque a condutividade hidráulica do solo seria mais baixa. Assim, verifica-se que o solo aplicado à cobertura do aterro atende a esse critério.

Em relação ao RSU, as Figuras 3a e 3b apresentam as curvas de retenção e condutividade hidráulica que foram obtidas por Breitmeyer *et al.* (2014) por meio de regressão não linear, utilizando-se um k_{sat} de $2,7 \times 10^{-5}$ m/s.

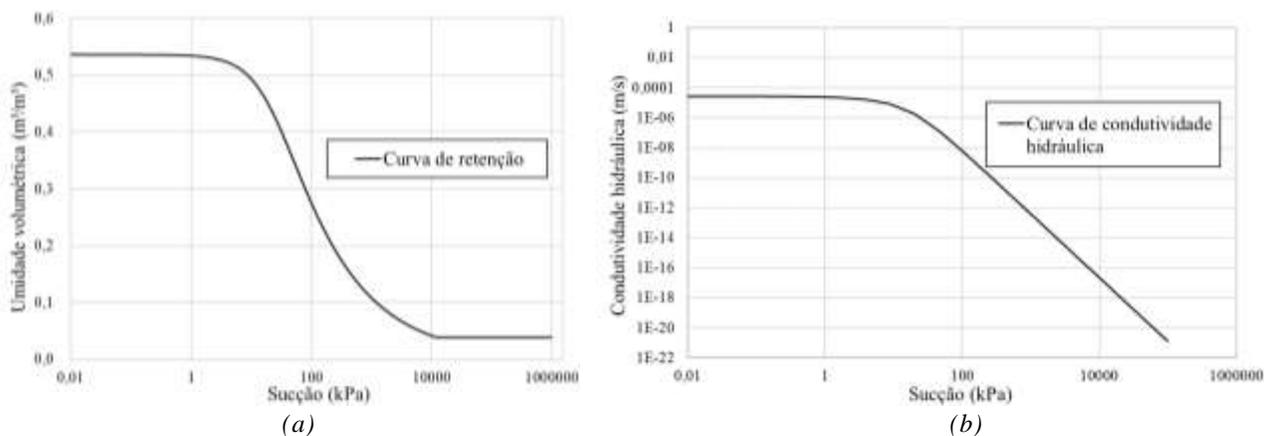


Figura 3 – Curva de retenção (a) e curva de condutividade hidráulica (b) para o RSU.
 Fonte: Breitmeyer *et al.* (2014).

Os solos tropicais são os mais encontrados no Brasil, eles normalmente apresentam curvas com comportamento bimodal, com dois pontos de dessaturação e um patamar característico. A variação de valores de sucção para as condições climáticas da região metropolitana de Fortaleza é geralmente de 0 kPa a 1×10^9 kPa para o solo da cobertura e 0 kPa a 1×10^6 kPa para o RSU.

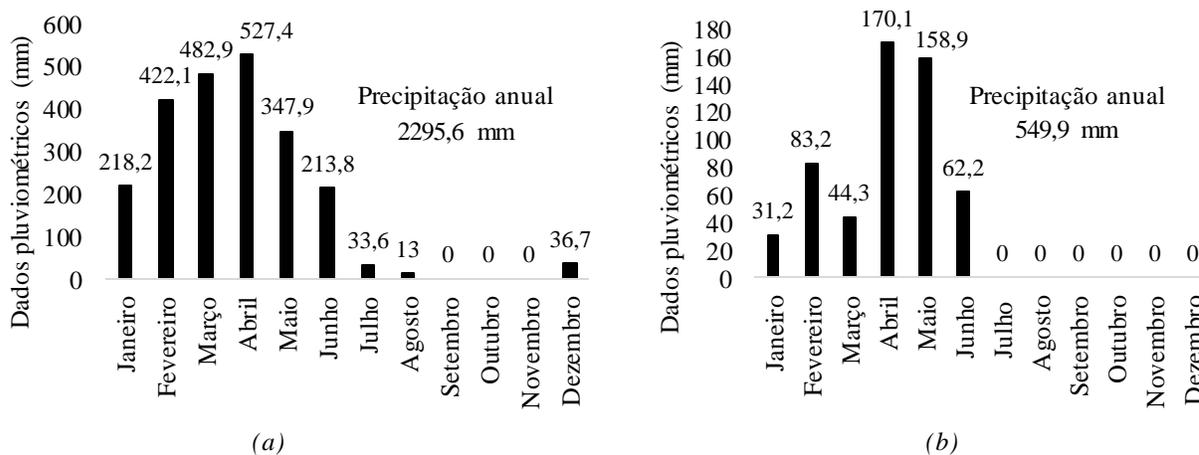
No que diz respeito à compreensão da curva característica do solo, existem dois pontos a serem analisados, o primeiro se refere à pressão de entrada de ar, que representa o diferencial de pressão entre a água e o ar necessário para causar a drenagem do maior poro do solo, e o segundo se refere ao início do estágio residual de dessaturação do solo, no qual o efeito da sucção ocasiona uma perda adicional de água. Segundo Alcântara (2007), a curva característica pode auxiliar na estimativa da capacidade máxima de retenção de água pelo solo, que por sua vez, influenciará na geração de lixiviado.

2.2 Condições de contorno

2.2.1. Condição de contorno climática

A condição de contorno utilizada na face superior se refere aos dados climáticos de uma região metropolitana da cidade de Fortaleza. Na condição de contorno inferior foi empregada uma condição de gradiente unitário de fluxo.

Em relação aos dados climáticos, os valores de precipitação foram selecionados de um período que compreende os anos de 2001 a 2021. Os anos em que ocorreram os maiores e os menores volumes de precipitação anual desse período foram os anos de 2019 e 2013, respectivamente, que apresentaram volumes anuais de 2295,6 mm e 549,9 mm. As Figuras 4a e 4b apresentam as precipitações mensais dos anos supracitados. Os dados são oriundos do portal do Instituto Nacional de Meteorologia (INMET), obtidos por meio do sistema de monitoramento de uma Estação Meteorológica de Observação de Superfície Automática (Código OMM: 81758), localizada a 15,32 km do local de estudo.



(a) (b)
Figura 4 – Dados pluviométricos dos anos de 2019 (a) e 2013 (b).

Fonte: Adaptado de FUNCEME (2023).

O Método de Penman (1948) modificado por Wilson (1990), foi empregado para estimar a evaporação real, que pôde ser obtida através de uma rotina disponível no programa Vadose/w. Dados de temperaturas máxima e mínima, velocidade do vento, e umidade relativa do ar, obtidas em uma estação meteorológica da cidade de Fortaleza, foram utilizados para alimentar o programa Vadose/w que calcula a evaporação real.

2.3.2. Condição inicial

As modelagens no *software* foram desenvolvidas em duas etapas, a primeira estacionária e a segunda transiente. A condição inicial foi gerada a partir de uma modelagem transiente. Para tanto, arbitrou-se um perfil inicial com sucção constante na camada de cobertura de -2,5 kPa e no RSU de -20 kPa, com uma temperatura de 25°C utilizados em uma análise estacionária inicial, os referidos valores são baseados em valores de medições em campo e também foram usados por Souza (2018).

A partir deste primeiro perfil, realizou-se uma análise transiente utilizando condições climáticas das médias de precipitações de 2019 e 2013, de modo que a condição final de sucção nas camadas fosse equivalente às do início das

simulações. Para isso foi necessário realizar a análise transiente por três vezes. Uma vez obtido esse perfil de equilíbrio, o mesmo serviu de condição inicial para as modelagens transientes dos anos de 2019 (maiores precipitações) e 2013 (menores precipitações).

Destaca-se ainda que as modelagens transientes foram processadas para cada um dos 365 dias dos anos de maior e menor precipitação anual (2019 e 2013) para os três modelos (MS20, MS30 e MS40). Já em relação ao intervalo de tempo de modelagem, foi adotado o incremento de tempo (marcos temporais em que se deseja visualizar os resultados de 1 dia).

3. Resultados e discussão

3.1. Balanço hídrico

As parcelas do balanço hídrico que englobam um sistema rejeito-cobertura são: a precipitação, a evaporação, o escoamento superficial e a percolação de volume acumulado (m³). O programa Vadose/w fornece os resultados de cada parcela e um erro associado ao método numérico e o armazenamento de água. As Tabelas 3 e 4 apresentam os volumes acumulados de cada parcela do balanço hídrico para os três modelos desenvolvidos, considerando o ano de maior e menor precipitação, respectivamente.

Tabela 3 – Resumo dos volumes dos componentes do balanço hídrico ao final do ano de maior precipitação.

Parâmetros	Modelo 1 (MS20+)	Modelo 2 (MS30+)	Modelo 3 (MS40+)
Armazenamento (m ³)	-0,0820	-0,0838	-0,0834
Erro	-0,0048	-0,0047	-0,0045
Evaporação (m ³)	-0,2500	-0,2449	-0,2435
Percolação	-0,5141	-0,4930	-0,4800
Precipitação (m ³)	0,6886	0,6886	0,6886
Escoamento superficial (m ³)	0,0113	0,0393	0,0531

Fonte: Autores (2024)

Tabela 4 – Resumo dos volumes dos componentes do balanço hídrico ao final do ano de menor precipitação.

Parâmetros	Modelo 1 (MS20-)	Modelo 2 (MS30-)	Modelo 3 (MS40-)
Armazenamento (m ³)	-0,0925	-0,0956	-0,0946
Erro	-0,0047	-0,0035	-0,0028
Evaporação (m ³)	-0,1824	-0,1726	-0,1691
Percolação	-0,0823	-0,0915	-0,0934
Precipitação (m ³)	0,1649	0,1649	0,1649
Escoamento superficial (m ³)	-0,0025	0,0000	0,0000

Fonte: Autores (2024)

Conforme a Tabela 3 o modelo 1 (MS20+), apresentou um escoamento superficial menor quando comparado ao volume de precipitações, denotando apenas 1,64% do volume total precipitado. Ao final do referido ano, o volume percolado é de 0,5141 m³, conferindo 74,65% do volume incidente. Observa-se ainda uma perda relevante por evaporação, apresentando um volume anual de 0,2500 m³, reduzindo o volume infiltrado na cobertura.

No que concerne ao modelo 2 (MS30+), o escoamento superficial apresentou 5,7% do volume total. Em relação à percolação, ao final de 2019, o volume acumulado apresentou uma redução quando comparado ao modelo 1, conferindo 71,59 % do volume. A evaporação foi de 0,2449 m³, ou seja, aproximadamente 35,56 % do volume anual.

No que diz respeito ao modelo 3 (MS40+) a perda por escoamento superficial foi ligeiramente superior aos modelos anteriores, denotando 7,71%, do volume incidente, isso por sua vez, é acarretado pela espessura da camada de solo empregada ser superior às demais, comportando-se como uma barreira natural a infiltração de água. Logo, a carga hidráulica na superfície aumenta, propiciando o aumento do escoamento superficial durante as precipitações.

Quanto ao parâmetro percolação, o modelo 3 não apresentou variação relevante, apresentando um volume acumulado de 69,70%, inerente a 0,4800 m³. A evaporação, também foi expressiva assim como os modelos 1 e 2. O referido fato reforça a importância do estudo dos fatores climáticos da região de implantação do aterro sanitário, conforme mencionado por O’Kane *et al.* (2002). Ressalta-se que o parâmetro em questão manteve constância em todos os modelos analisados, assim como o parâmetro de armazenamento. O erro de todas as análises nos três modelos foi pequeno e próximo, garantindo maior grau de confiança nos resultados.

Com base na Tabela 4 observa-se um déficit de escoamento superficial para todos os modelos estudados e uma expressiva evaporação, principalmente para o modelo 1 (MS20-). No que diz respeito a percolação e o armazenamento os modelos não apresentaram diferenças consideráveis, o modelo 1 apresentou um menor volume anual percolado, sendo este de 49,9%, ao passo que os modelos 1 (MS20-) e 2 (MS30-) denotaram um volume de 55,9% e 56,6%.

No geral, os parâmetros do balanço hídrico para os três modelos propostos de cobertura com espessura de 20, 30 e 40 cm para o ano (2019) de maior e para o ano (2013) de menor precipitação não apresentaram diferenças muito expressivas. Considerando os critérios de desempenho hidráulico que uma cobertura de um aterro sanitário deve apresentar, nenhum dos modelos nos períodos estudados podem ser aplicados como cobertura, devido às elevadas taxas de percolação. Já Borghetti Soares *et al.* (2015) utilizando o mesmo *software* obteve bom desempenho do sistema de cobertura em suas modelagens numéricas. Os resultados apresentaram bom desempenho das coberturas, diante da redução dos volumes percolados.

Nesta perspectiva, o modelo 2 (MS30+) foi definido para realização do estudo do fluxo de água que ocorre na camada de cobertura e no RSU, uma vez que ele apresenta menor percolação e maior escoamento superficial que o modelo 1 (MS20+) e valores muito semelhantes ao modelo 3 (MS40+). Ademais, esse modelo representa o sistema de cobertura aplicado no aterro sanitário de origem dos dados. As Figuras 5a e 5b apresentam as parcelas do balanço hídrico do modelo 2 para o ano de maior e menor precipitação, respectivamente.

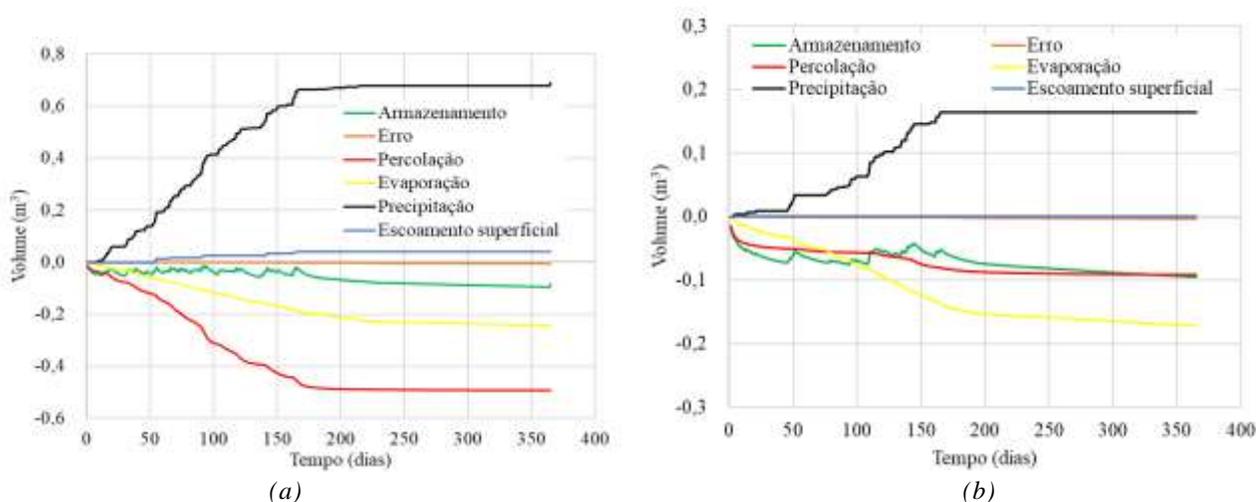
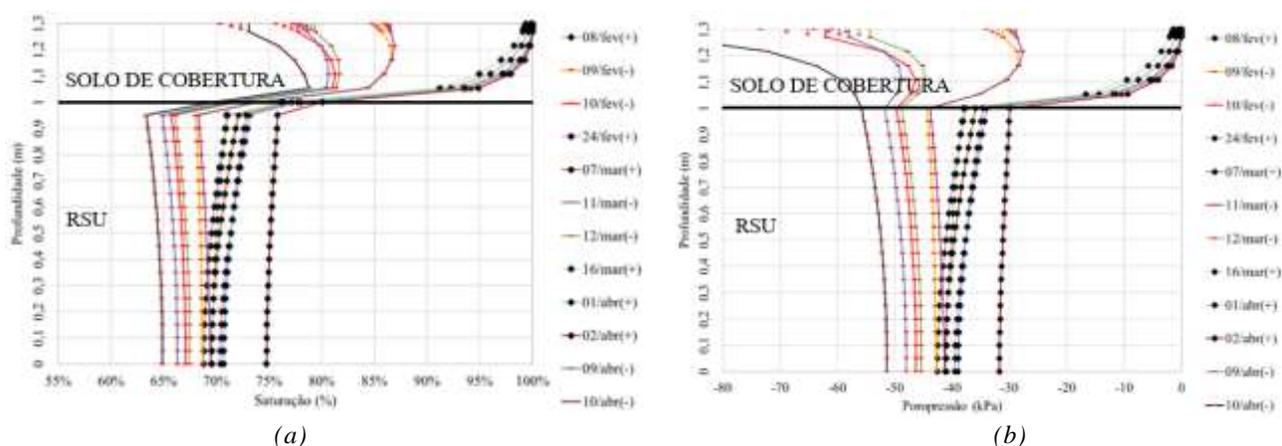


Figura 5 – Balanço hídrico do ano de maior (a) e menor precipitação (b) do modelo 2.

Fonte: Autores (2024).

3.2. Fluxo de água

Neste item são apresentados perfis de saturação e poropressão do modelo 2 no trimestre mais chuvoso do ano de 2019, período de maior precipitação da série histórica analisada (fevereiro, março e abril). O mesmo processo foi realizado para o trimestre com maior estresse hídrico do ano de menor volume de chuvas (2013), para os meses de outubro, novembro e dezembro. Foram selecionados os perfis de saturação e poropressão dos dois dias com maior volume (+) e menor volume (-) de precipitação por mês do trimestre mais chuvoso, e dois dias de menor precipitação por mês do trimestre menos chuvoso, tendo em vista que neste trimestre não teve dias com elevadas precipitações. As Figuras 6 (a e b) e 7 (a e b) apresentam os resultados fornecidos pela modelagem numérica do fluxo de água para as estações chuvosa e seca, respectivamente.



(a) (b)
 Figura 6 – Perfis de saturação (a) e poropressão (b) para o trimestre do ano de maior precipitação.
 Fonte: Autores (2024).

Considerando a estação chuvosa e os dias com maiores precipitações por mês, de acordo com a Figura 6a, observou-se que para o trimestre selecionado, o modelo supracitado apresentou uma saturação da camada do solo natural com variação de 75% no início do período e que chega a atingir valores de 100% quando ocorrem as maiores precipitações. Ressalta-se que a superfície da camada de cobertura sofre maiores variações, tendo em vista que está em contato direto com as condições atmosféricas locais. No entanto, para os dias de maiores precipitações do trimestre é esperado que o comportamento seja semelhante, como apresentado no referido perfil de saturação.

O perfil de saturação apresenta comportamento constante no RSU para cada dia que teve maiores precipitações no trimestre mais chuvoso, com variação entre 68% e 75%. Essa redução de saturação que ocorre no RSU, quando comparada à saturação da camada de cobertura, é justificada devido a esta última estar mais exposta às maiores precipitações e pela função principal, isto é, atenuar o máximo possível a entrada de água nos resíduos. Na interface RSU/camada de cobertura a saturação apresenta valores similares para os dias com elevadas precipitações do trimestre, sendo aproximadamente 73%.

De acordo com a Figura 6b, a poropressão varia de 40 kPa a 0 kPa na camada de cobertura, considerando os dias de maiores precipitações do trimestre mais chuvoso. No RSU a poropressão apresentou constância, mantendo-se em torno de 43 kPa durante esses dias.

A Figura 6a também mostra a análise do trimestre mais chuvoso, considerando os dias com menores precipitações por mês. Para esta condição, o modelo apresentou para cada dia, perfis com tendência a 70% de saturação no início da camada de cobertura, com elevados aumentos até aproximadamente os primeiros 10 cm, e em seguida, sucessivas reduções até chegar à superfície. Diante desse comportamento, ao comparar os perfis de saturação dos dias com maiores e menores precipitações do trimestre mais chuvoso, constata-se que mesmo na estação chuvosa a camada não possui boa manutenção das condições de saturação para as situações consideradas, principalmente, nas proximidades da superfície onde ocorre as maiores reduções, tendo em vista que está em contato direto com as condições atmosféricas locais.

Para os dias de menores precipitações do trimestre mais chuvoso, o RSU apresenta perfis de saturação constante para cada dia, com variações entre 65% e 70% para os dias considerados. No que diz respeito a camada de cobertura, a poropressão varia de 120 kPa a 50 kPa para os dias de menores precipitações do trimestre mais chuvoso. No RSU, a poropressão média dos dias considerados foi de 43 kPa, demonstrando constância para cada dia.

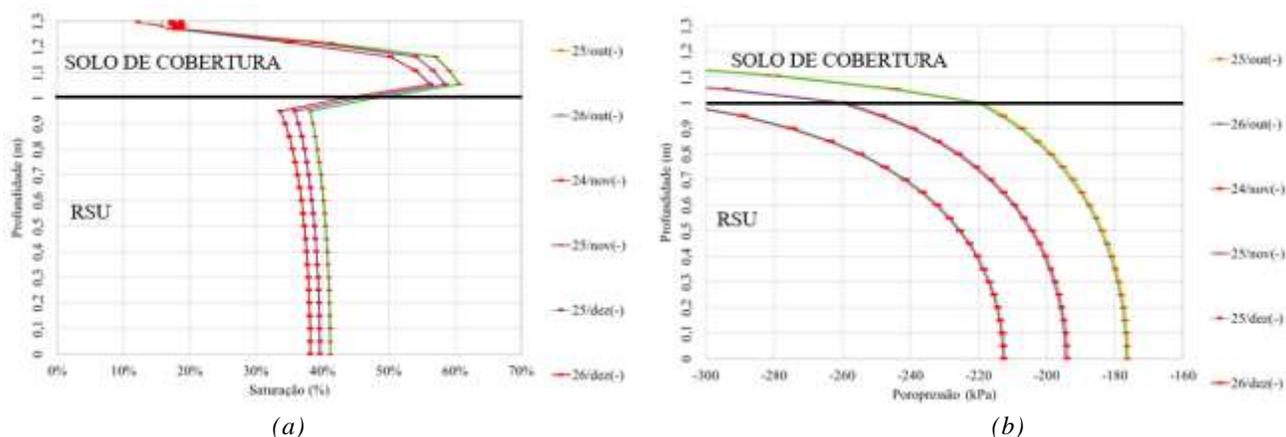


Figura 7 – Perfis de saturação (a), e poropressão (b) para o trimestre do ano de menor precipitação.
Fonte: Autores (2024).

Em relação à estação seca, na qual não há incidência de precipitações, observa-se na Figura 7 (a), que a interface superior da camada sofre uma perda significativa de saturação, atingindo valores de até 12%, enquanto a interface inferior, próxima à camada de RSU, mantém valores, em um intervalo de 40% a 50%. Na camada de RSU, a saturação apresentou uma variação irrelevante, contemplando valores constantes entre 35% e 45% nos dias analisados.

Conforme a Figura 7 (b), a poropressão atinge valores superiores a 220 kPa na região inferior da camada de solo. Entretanto, na região superior, os valores de poropressões para os dias considerados chegam a atingir aproximadamente 600.000 kPa, contudo, para melhor visualização, os perfis foram plotados com valores de poropressão de até 300 kPa. Para a camada de RSU, as poropressões exprimiram valores de até 256.000 kPa.

Considerando a ausência de precipitação no trimestre, o fluxo no interior dos materiais (solo e resíduo) apresentou tendência de fluxo ascendente de dessaturação. De acordo com Souza (2018), isso ocorre devido ao processo de evaporação na superfície da cobertura, e, conseqüentemente a diminuição da saturação das camadas, sendo maior à medida que se aproxima da superfície.

No geral, verifica-se que a camada de 30 cm de solo natural modelada com as condições supracitadas, não apresenta capacidade de manutenção dos níveis de saturação na estação seca, sendo de suma importância para reduzir o fluxo de gases no interior do sistema solo-RSU. Portanto, o sistema solo-RSU proposto não apresentou resultados consideráveis, não sendo recomendada a sua utilização.

4. Considerações finais

Neste trabalho foi proposta a modelagem numérica do fluxo de água para caracterização do desempenho da cobertura final de aterros sanitários do tipo RSU-cobertura de solo, utilizando o *software* Vadose/W. Os modelos desenvolvidos foram caracterizados quanto à geometria, às condições iniciais, às condições de contorno e aos parâmetros de entrada. Os resultados obtidos contemplaram os perfis de saturação e poropressão para os dias de maiores e menores precipitações do trimestre mais chuvoso e para os dias de menores precipitações do trimestre menos chuvoso, considerando os anos de maior e menor volume de precipitação, sendo eles 2019 e 2013, respectivamente.

De acordo com os resultados obtidos, a diferença dos parâmetros de maior significância do balanço hídrico dos modelos analisados é pequena, porém, todos os modelos desenvolvidos apresentaram elevadas taxas de percolação. Desta forma, o modelo desenvolvido com cobertura de 30 cm de solo natural sob a camada de RSU, foi selecionado para a análise de fluxo de água, tendo em vista ser a configuração empregada no sistema de cobertura do aterro sanitário onde foram obtidos os dados.

Os resultados obtidos mostram que o modelo selecionado não apresenta boas condições para aplicação em sistemas de cobertura seca de aterros sanitários, tendo em vista que não ocorre a manutenção das condições de saturação em épocas de chuvosas e de estresse hídrico, o que permitiria que ocorresse a saída do fluxo de gases no interior do sistema. Assim, a camada de cobertura não apresentou no ano úmido e seco uma saturação superior a 85%, que de acordo com Yanful (1993) é o percentual mínimo para garantir uma barreira efetiva contra a difusão de oxigênio.

Em suma, a modelagem numérica mostrou-se uma ferramenta viável na estimativa do fluxo de água dos sistemas do tipo RSU-cobertura de solo, auxiliando na previsão do comportamento, uma vez que seus resultados permitem a avaliação do seu desempenho, não sendo necessário produzir uma célula piloto instrumentada em um aterro que esteja submetido a

condições parecidas ao modelo de melhor desempenho (MS30), e realizar a medição de todas as parcelas do balanço hídrico, comparando com a simulação numérica. Não obstante, faz-se necessária a utilização de parâmetros representativos das características do solo, em especial, curva de retenção e curva de condutividade do solo de cobertura e RSU. Além disso, condições de contorno (precipitação, velocidade do vento, umidade, temperatura, pressão) representativas da região para obter uma previsão fidedigna da cobertura.

Agradecimentos

À Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (Capes) pelo apoio financeiro.

Referências

- ALAM, J. B.; AHMED, A.; ISLAM, M. A.; RAHMAN, N.; HOSSAIN, M. S. Field monitoring and model predicted water balance of monolithic cover. MATEC WEB OF CONFERENCES 337, 04009 (2021). PanAm-UNSAT 2021.
- ALBRIGHT, W. H.; BENSON, C. H.; WAUGH, W. J. Water Balance cover for waste containment: principles and practices. American Soc of Civil Engineering (ASCE), Reston, VA, ISBN978784410707, 2010.
- ALCÂNTARA, P. B. Avaliação da influência da composição de Resíduos Sólidos Urbanos no comportamento de aterros simulados. Tese (Doutorado) – Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil, Universidade Federal de Pernambuco, Recife, 2007.
- BORGHETTI SOARES, A.; POSSA, M. P.; SOUZA, V. P.; SOARES, P. S. M.; AGUIAR, M. F. P. Dry Covers Applied to Coal Tailings. Mine Water and the Environment, n. 41, p. 666–678, 2022.
- BORGHETTI SOARES, A.; POSSA, M. P.; SOUZA, V. P.; SOARES, P. S. M.; AGUIAR, M. F. P. Avaliação do desempenho de coberturas secas utilizando modelagem numérica. In: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE SOLOS NÃO SATURADOS, Fortaleza, CE, p. 305-312, 2015.
- BORGHETTI SOARES, A.; SOARES, P. S. M.; POSSA, M. V.; SOUZA, V. P. Modelagem numérica de coberturas secas aplicadas a rejeitos de mineração de carvão. In: XXV ENCONTRO NACIONAL DE TRATAMENTO DE MINÉRIOS E METALURGIA EXTRATIVA (ENTMME), Goiânia, GO, 2013.
- BORGHETTI SOARES, A.; UBALDO, M. O.; DE SOUZA, V. P.; SOARES, P. S. M.; BARBOSA, M. C.; MENDONÇA, R. M. G. Design of a Dry Cover Pilot Test for Acid Mine Drainage Abatement in Southern Brazil. I: Materials Characterization and Numerical Modeling, Mine Water and the Environment, v.28, p. 219-231, 2009.
- BREITMEYER, R. J.; BENSON, C. H. Evaluation of Parameterization Techniques for Unsaturated Hydraulic Conductivity Functions for Municipal Solid Waste, Geotechnical Testing Journal, v. 37, n. 4, p. 1–16, 2014.
- COMPANHIA DE TECNOLOGIA DE SANEAMENTO AMBIENTAL - CETESB. (1993). Resíduos Sólidos Industriais. 2ª ed. São Paulo, SP, 1993.
- DANIEL, D. E.; WU, Y. K. Compacted clay liners and covers for arid sites. Journal Geotechnical Engineering, ASCE (Vol. 119, pp.223–237), 1993.
- ELIAS, D. de S. Caracterização de cinzas de carvão mineral e sua aplicação como barreira impermeabilizante. 2018. Dissertação (Mestrado) - Curso de Engenharia Civil, Departamento de Engenharia Hidráulica e Ambiental, Universidade Federal do Ceará, Fortaleza, 2018.
- GEO-SLOPE. Vadose Zone Modeling with Vadose/W: An Engineering Methodology. GEO-SLOPE International Ltd, Calgary, Alberta, Canadá, p. 356, 2007.
- GEOSTUDIO. VADOSE/W. Vadose Zone and Soil Cover Analysis. User's Guide. Third Edition. GEO-SLOPE International Ltd., Canada. Third edition, 2007.
- JOAQUIM JÚNIOR, G. O. Comparação de desempenho de sistemas de cobertura em relação à infiltração de água pluvial no aterro sanitário de Seropédica (RJ), durante a fase de operação. Tese (Doutorado em Ciências), Programa de Pós-

Graduação em Tecnologia de Processos Químicos e Bioquímicos, Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2015.

LAMBE, T. W.; WHITMAN, R. V. Soil Mechanics. New York, Ed. Wiley. 553p. 1969.

LU, H.; LI, J.; WANG, W.; WANG, C. Cracking and water seepage of Xiashu loess used as landfill cover under wetting-drying cycles. Environ Earth Sci, v. 74, p. 7441–7450, 2015.

MELLIES, W. H.; SCHWEIZER, A. Long term performance of landfill cover - Results of Lysimeter test fields in Bavaria (Germany). Waste Manag Res v. 29, n. 1, p. 59–68, 2015.

O'KANE, M.; AYRES, B.; CHRISTENSEN, D; MEIERS. Manual on Cover System Design for Reactive Mine Waste. In: CANMET-CETEM, Report No. 689-01 O'Kane Consultants Inc, 2002.

PENMAN, H. L. Natural Evapotranspiration From Open Water Bare Soil and Grass. Proc. R. Soc. London Ser. A, 193: 120-145, 1948.

ROCHA, J. C.; ROSA, A.; CARDOSO, A. A. Introdução à química ambiental. 2. Ed, p. 256. Porto Alegre: Bookman, 2009.

SAITO, K. K. S.; VASCONCELLOS, C. A. B.; ROTUNNO FILHO, O. C.; MANSUR, W. J. Numerical Modeling Applied to Leachate Generation using Hydrus – Case Study: Seropédica, Rio de Janeiro, Brazil. Eng Sanit Ambient. v.26 n.4. p. 639-649, 2021.

SANTOS, T. F. L. Estudo experimental da camada de cobertura do aterro morro do céu, Niterói – RJ. Dissertação (Mestrado em Saneamento Ambiental: controle da poluição urbana e industrial) - Universidade do Estado do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2008.

SILVA, C. S. S.; BOLL, N.; ZANIN, G. B.; PERETTI, G.; SOUZA, D. S. Análise histórica da geração, coleta e destinação dos resíduos sólidos urbanos no Brasil. R. Tecnol. Soc. v.16, n.41, p. 125-138, Ed. Especial. 2020.

SOUZA, H. P. Uso de cinzas de carvão mineral da termelétrica do Pecém como material de cobertura seca de depósitos de resíduos em fortaleza. 2018. 160 f. Dissertação (Mestrado) - Curso de Programa de Pós-Graduação em Recursos Hídricos, Departamento Engenharia Hidráulica e Ambiental, Universidade Federal do Ceará, Fortaleza, 2018.

SOUZA, H. P.; SOARES, A. B.; ELIAS, D. S. Ensaios de infiltração em modelos experimentais de coberturas secas utilizando cinzas de carvão mineral da Termelétrica do Pecém. Revista Matéria, v.24, n.4, 2019.

UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (USEPA). Assessment and Recommendations for Improving the Performance of Waste Containment Systems. Washington, 2004.

VAN GENUCHTEN, M. T. A. closed form equation for predicting the hydraulic conductivity of unsaturated soils. Soil Sci Am J, v. 44, n. 5, p. 892–898, 1980.

VAN GENUCHTEN, M. Th.; LEIJ, F. J.; YATES, S. R. The RETC Code for Quantifying the Hydraulic Functions of Unsaturated Soils. EPA, 600/p.2-91/065, Dec. 1991.

WANG, Y.; XUE, Q.; LIU, L. Study on the permeability evolution law and the micro-mechanism of CCL in a landfill final cover under the dry-wet cycle. Bull Eng Geoenviron, v. 73, p. 1089–1103, 2014.

WIDOMSKI, M. K.; BROICHSITTER, S. B.; ZINK, A.; FLEIGE, H.; HORN, R.; STEPNIIEWSKI, W. Numerical modeling of water balance for temporary landfill cover in North Germany. J. Plant Nutr. Soil Sci. v. 178, p. 401–412, 2015.

WILSON, G.W. Soil evaporative fluxes for geotechnical engineering problems, Ph.D. dissertation, University of Saskatchewan, Saskatoon, SK., Canada, 1990.

YANFUL, E.K. Oxygen diffusion through soil covers on sulfidic mill tailings, ASCE, Journal of Geotechnical Engineering, 119 (8):1207-28. 1993.