

ESTIMATIVA DA GERAÇÃO DE LIXIVIADO EM UM ATERRO SANITÁRIO NO SEMIÁRIDO DO ESTADO DA PARAÍBA, BRASIL

Pablo Rafael Ferreira Ramos

Universidade Estadual da Paraíba, Campina Grande, PB, Brasil
pablorframes@gmail.com

Laercio Leal dos Santos

Universidade Estadual da Paraíba, Campina Grande, PB, Brasil
laercioleal@servidor.uepb.edu.br

Carlos Armando Reyes Flores

Universidade Federal do Amapá, Macapá, AP, Brasil
reyesflcarlos@gmail.com

William de Paiva

Universidade Estadual da Paraíba, Campina Grande, PB, Brasil
w.paiva@servidor.uepb.edu.br

Julianna Ferreira dos Santos Silva

Universidade Estadual da Paraíba, Campina Grande, PB, Brasil
juliannaferreiraeng@gmail.com

Veruschka Escarião Dessoles Monteiro

Universidade Federal de Campina Grande, Campina Grande, PB, Brasil
veruschkamonteiro@hotmail.com

Márcio Camargo de Melo

Universidade Federal de Campina Grande, Campina Grande, PB, Brasil
mailto:melomc90@gmail.com

RESUMO

Os avanços tecnológicos e a urbanização têm aumentado o consumo de produtos, resultando em mais resíduos dispostos em aterros, representando risco de poluição do ar, solo e água, além de alterar paisagens e o uso do solo. A geração de lixiviado é uma das principais consequências negativas dos aterros sanitários. Este estudo avalia a adequação do modelo computacional *MODUELO 4.0* para estimar a produção de lixiviados em aterros sanitários no semiárido da Paraíba, Brasil, usando dados hidrológicos, morfológicos e climáticos locais. Foram simulados vários cenários com diferentes condições de preenchimento e cobertura do aterro, utilizando solos naturais da região. As análises estatísticas mostraram que, apesar da variabilidade no desempenho do modelo, houve um aumento significativo na precisão das simulações ao longo do tempo, especialmente nos meses com dados observados. O estudo conclui que, embora haja limitações nas informações disponíveis, o *MODUELO 4.0* mostra-se uma ferramenta útil para a gestão de aterros sanitários no semiárido brasileiro. No entanto, o modelo ainda apresenta limitações significativas para fornecer estimativas precisas da vazão de lixiviado, que possam auxiliar na tomada de decisões e no cumprimento das regulamentações ambientais.

Palavras-chave: Modelagem. Balanço hídrico. Gestão de resíduos sólidos.

ESTIMATION OF LEACHATE GENERATION IN A LANDFILL IN THE SEMI-ARID REGION OF THE STATE OF PARAÍBA, BRAZIL

ABSTRACT

Technological advances and urbanization have increased the consumption of products, resulting in more waste being disposed of in landfills, posing a risk of air, soil and water pollution, as well as altering landscapes and land use. The generation of leachate is one of the main negative consequences of landfills. This study evaluates the suitability of the *MODUELO 4.0* computer model for estimating leachate production from landfills in the semi-arid region of Paraíba, Brazil, using local hydrological, morphological and climatic data. Various scenarios were simulated with different conditions for filling and covering the landfill,

using natural soils from the region. Statistical analyses showed that, despite the variability in the model's performance, there was a significant increase in the accuracy of the simulations over time, especially in the months with observed data. The study concludes that, although there are limitations in the information available, MODUELO 4.0 proves to be a useful tool for managing landfills in the Brazilian semi-arid region. However, the model still has significant limitations when it comes to providing accurate estimates of leachate flow that can help with decision-making and compliance with environmental regulations.

Keywords: Modeling. Water balance. Solid waste management.

INTRODUÇÃO

Em escala global, o avanço tecnológico aliado ao processo de urbanização tem impulsionado a elevação do consumo de produtos, o que resulta em um crescente acúmulo de resíduos descartados anualmente (Costa; Alfaia; Campos, 2019).

De acordo com a Associação Brasileira de Resíduos e Meio Ambiente (ABREMA, 2023), em 2022, a média de Resíduos Sólidos Urbanos (RSU) per capita no Brasil foi de 1,04 kg por dia, resultando em cerca de 77,1 milhões de toneladas de RSU no ano, onde, aproximadamente 61% dos RSU coletados, correspondendo a 43,8 milhões de toneladas, foram destinados a aterros sanitários, contribuindo para alteração da paisagem e uso do solo local, podendo provocar a poluição do ar, dos solos e das águas superficiais e subterrâneas.

Apesar do alto potencial de poluição ambiental, a prática predominante de disposição final de RSU, tanto no Brasil como em muitos outros países, é o depósito em aterros sanitários (Costa; Alfaia; Campos, 2019), ressaltando a necessidade de operações adequadas para evitar impactos negativos (Abunama; Othman; Younes, 2018; Vaverková, 2019).

A região Nordeste, por sua vez, apresentou um desempenho inferior à média nacional, com apenas 37% dos resíduos coletados sendo encaminhados para a destinação final ambientalmente correta. Ademais, áreas de disposição inadequada receberam cerca de 39% do total de resíduos coletados no país no mesmo ano, estando presentes em todas as regiões (ABREMA, 2023), o que gerou um impacto significativo nos fatores socioeconômico, ambiental e de gestão (Flores; Cunha; Cunha, 2022).

A produção de lixiviado é considerada a principal consequência adversa associada ao uso de aterros sanitários para disposição final de resíduos sólidos (Hussein *et al.*, 2019; Wdowczyk; Szymańska-Pulikowska, 2021). Devido à sua alta solubilidade, o lixiviado tem o potencial de contaminar as águas subterrâneas nas proximidades do aterro, sendo também considerado altamente tóxico para os ecossistemas aquáticos, organismos terrestres e a saúde humana (Klauck *et al.*, 2017; Baderna; Caloni; Benfenati, 2019; Abunama; Othman; Nilam, 2021; Wijekoon *et al.*, 2022). Principalmente na época de enchentes ou precipitações máximas que podem elevar o risco de vazamentos (Flores; Cunha; Cunha, 2023).

A mensuração e temporalidade da produção de lixiviado são cruciais para a aplicação de estratégias eficazes de mitigação ambiental. Compreender os processos de formação de lixiviado é essencial para uma gestão eficaz dos elementos do projeto e administração de aterros sanitários (Alibardi; Cossu, 2018). Bem como, obter estratégias de proteção do ar, dos solos e das águas do local do empreendimento.

A modelagem da quantificação de lixiviado, comumente baseada no balanço hídrico, estima a infiltração de água no aterro e subtrai as perdas por evaporação e consumo pela degradação da fração orgânica do resíduo (Cortázar; Monzón, 2007). O uso de modelos para quantificação do lixiviado produzido em um aterro sanitário, desde o início de sua produção até a fase de operação do aterro, tem sido utilizado com êxito (São Mateus; Machado; Barbosa, 2012; Ley *et al.*, 2021; Pereira, 2021). Porém, os modelos devem refletir diferentes condições climáticas, composição e propriedades físicas dos resíduos, métodos de preenchimento, além da influência de processos físicos, biológicos e químicos, o que torna o processo complexo (Ley; Silva; Nascentes, 2020).

Dentro deste cenário, a necessidade do uso de modelos preditivos aplicáveis a determinadas regiões para estimar a produção de lixiviado torna-se evidente, uma vez que podem fornecer informações essenciais para a definição, projeção, dimensionamento e operação das estruturas, os quais estão intrinsecamente associados a todos os aspectos previamente mencionados, visando cumprir às regulamentações ambientais e proteger a sociedade dos efeitos adversos, potencialmente, originados pela disposição final dos RSU em aterros sanitários.

Dentre os modelos de quantificação de lixiviado, o *MODUELO 4.0* tem se destacado. De acordo com Cuartas *et al.* (2018), este modelo é uma ferramenta de simulação dinâmica para aterros de resíduos sólidos urbanos que considera os processos hidrológicos, biodegradação e assentamento de forma integrada, baseando-se em uma representação tridimensional do aterro composto por camadas de espessuras variadas compostas por células de seção retangular constante. Por outro lado, o modelo HELP é caracterizado como quase bidimensional e apresenta uma tendência frequente de subestimar os valores estimados (Beck-Broichsitter, Gerke e Horn, 2018), o que pode resultar em uma avaliação imprecisa dos resultados.

Embora o método suíço seja amplamente aplicado no Brasil (Flores, Cunha e Cunha, 2021), ele utiliza um coeficiente de compactação com precisão limitada, o que destaca a necessidade do desenvolvimento de um coeficiente mais adequado para as condições específicas de regiões semiáridas.

Os modelos de balanço hídrico têm a capacidade de estimar a produção de lixiviado; no entanto, sua precisão é limitada por fatores como o teor de umidade residual inicial e a variabilidade do índice de compressão (Flores, Cunha e Cunha, 2021).

Dessa forma, embora esses modelos sejam úteis em determinadas circunstâncias, eles apresentam limitações na previsão precisa de lixiviados em aterros sanitários, devido à sua abordagem simplificada. A ausência da consideração de variáveis essenciais, como a composição dos resíduos, o teor de umidade e a decomposição da matéria orgânica, pode levar à subestimação dos volumes reais de lixiviado (Ley *et al.*, 2021).

A seleção de um modelo adequado é fundamental para assegurar a precisão das previsões e a eficácia das medidas de controle ambiental implementadas. Nesse contexto, a utilização de modelos tridimensionais, como o *MODUELO*, pode constituir uma estratégia mais eficaz para a gestão dos lixiviados e a proteção do meio ambiente.

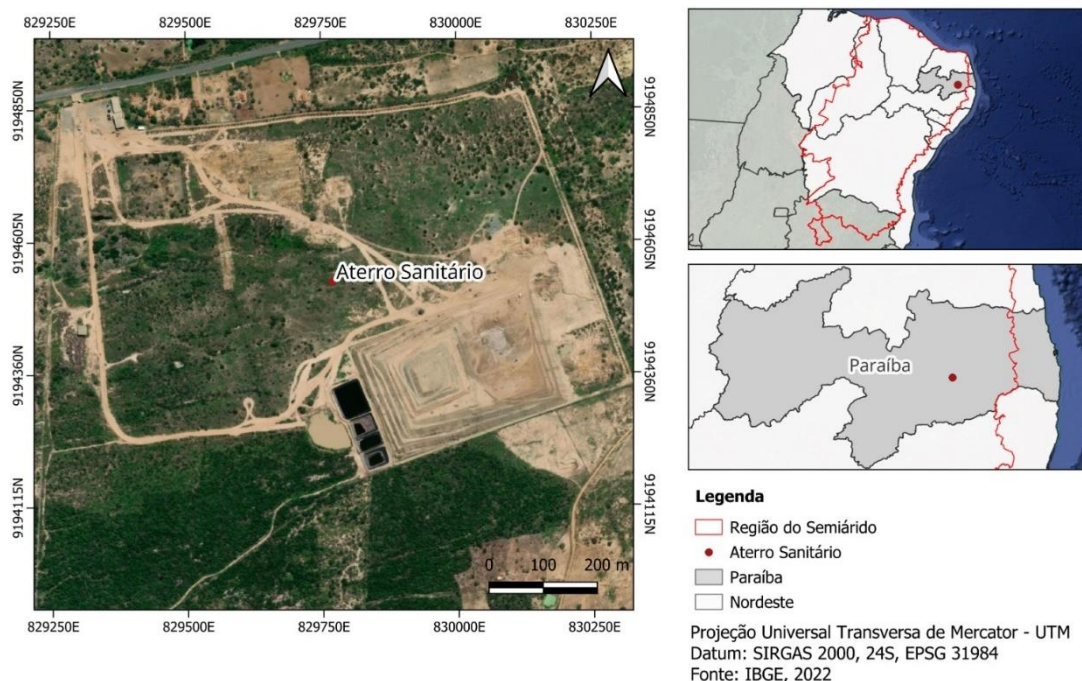
Nesse contexto, esse estudo propõe a utilização do modelo computacional *MODUELO 4.0* para a estimar a vazão de lixiviado originado em um aterro sanitário localizado na região semiárida do Brasil, considerando em sua análise os atributos hidrológicos, morfológicos, pedológicos e climáticos distintivos desta localidade. A finalidade desta abordagem é auxiliar nas tomadas de decisão e no gerenciamento dos aterros sanitários na região semiárida do Brasil, com apoio de uma ferramenta adaptada às condições específicas da área. Tal aplicação é crucial para otimizar a gestão de resíduos sólidos, minimizar os impactos ambientais e garantir a sustentabilidade das operações dos aterros sanitários nesta região.

MATERIAL E MÉTODOS

Área de estudo

A área de estudo foi o Aterro Sanitário localizado na região semiárida do Estado da Paraíba (Figura 1), pertencente à Região Geográfica Imediata de Campina Grande, cuja altitude média é de 547,6 m. O regime de precipitação do município, que se encontra no setor Leste do Estado, caracteriza-se por chuvas de pré-estação em março e um período chuvoso que começa em abril, sendo o período mais chuvoso de maio a julho. O clima, segundo a classificação de Köppen, é do tipo AS (tropical e quente com chuvas de outono/ inverno).

Figura 1 - Mapa de localização do aterro sanitário



Fonte: IBGE, 2022. Elaboração: Os autores, 2024.

Essa pesquisa foi realizada por meio de um Acordo de Parceria celebrado entre a empresa que opera o aterro (ECOSOLO) e a Universidade Federal de Campina Grande - UFCG, por intermédio do Parque Tecnológico da Paraíba. O referido aterro, ocupa uma área total de 64 ha, sendo 40 ha destinados à disposição de RSU. Atualmente, recebe resíduos de 70 municípios dos Estados da Paraíba, Pernambuco e Rio Grande do Norte, atendendo uma população de aproximadamente 1.110.621 habitantes (um milhão seiscientos e dez mil e seiscientos e vinte um habitantes) (IBGE, 2022), chegando a receber aproximadamente 630 toneladas por mês no ano 2022 (Tabela 1). No entanto, a maior contribuição de resíduos é proveniente do município de Campina Grande-PB (cerca de 90%), e o restante é oriundo dos municípios circunvizinhos (SILVA, 2023).

Tabela 1 - Informações sobre as células do aterro sanitário

Células	Período de operação	Dimensões (L x C x H)
1	Julho de 2015 a dezembro 2020	225 m x 225 m x 35 m
2	Janeiro de 2021 a junho de 2022	115 m x 225 m x 35 m
3	Julho de 2022 até o momento	115 m x 225 m x 35 m;

Obs.: L – Largura, C – Comprimento, H – Altura.

Fonte: Os autores, 2024.

Este estudo analisou os anos de 2015 a 2022 e, portanto, considerará os dados coletados durante a operação das células 1 e 2, onde a composição das camadas de base do aterro durante esse período foi realizada seguindo uma mistura de solos, com 80% de solo proveniente do próprio local do aterro sanitário e 20% de solo bentonítico originário de uma jazida localizada no município de Boa Vista-PB. A mistura entre os dois solos é realizada na própria área do aterro, seguido de espalhamento e compactação mecânica. Conforme o GGA (2022), o solo é classificado como SM (areia siltosa), de acordo com Unified Soil Classification System, D2487 (ASTM, 2011).

Quanto ao sistema de drenagem e captação de lixiviado, a fim de prevenir a infiltração e o acúmulo de líquidos na camada de cobertura do aterro sanitário, é adotado um sistema adicional de drenagem de águas pluviais, complementando os sistemas de drenagem vertical e horizontal existentes. Isso ajuda a garantir a eficiência e a proteção adequada do aterro sanitário contra problemas de infiltração de água (Araújo Neto, 2021).

O sistema de drenagem vertical distribuído na Célula do aterro é responsável pelo transporte ascendente de gases e pelo transporte descendente do lixiviado. Este sistema está interligado ao sistema de drenagem horizontal que possui forma de espinha de peixe e foi instalado sobre a camada de base do aterro com intuito de conduzir o lixiviado captado para as quatro Lagoas de acumulação de lixiviado (Araújo Neto, 2021; Silva, 2022). Esse sistema conduz o lixiviado por gravidade para um poço de visita e, em seguida, para a Lagoa de acumulação de lixiviado 1 (L1).

O monitoramento da vazão de lixiviado foi descrito por (Gomes *et al.*, 2022), no qual, foi escolhida a L1 para a realização do procedimento, com uma frequência semanal e em triplicata. O método empregado foi o da descarga livre, que consiste na verificação do tempo necessário para o enchimento de um recipiente com volume conhecido. Os tempos foram obtidos com o auxílio de um cronômetro digital; o recipiente utilizado foi um coletor de Policloreto de Vinila (PVC) linha esgoto, com volume de 1 L; e as vazões foram calculadas a partir da relação volume/tempo.

É importante ressaltar que a L1 foi escolhida para a realização do monitoramento da vazão pelo fato de receber continuamente o lixiviado bruto gerado no aterro, e as lagoas de acumulação de lixiviado L2, L3 e L4 serem usadas para o controle de vazão do efluente que é acumulado na L1, recirculação e tratamento por evaporação (Bezerra, 2023), principalmente, no decorrer do período chuvoso da região (meses de março/abril a agosto).

Segundo Gomes (2022), nos dias em que não ocorrem precipitações (período de estiagem da região), cerca de 24 a 32 m³.d⁻¹ do lixiviado represado nessas Lagoas são recirculados para a Célula em operação, com o objetivo de umedecer a massa de RSU aterrada e favorecer o processo de biodegradação.

Considerando a frequência semanal do monitoramento, os valores em litros por segundo foram extrapolados para a quantidade total de segundos diários e, subsequentemente, para a semana. Em seguida, determinou-se a média mensal, a qual foi convertida para metros cúbicos. A Tabela 2 apresenta o número de meses com falha nos dados de monitoramento da vazão de lixiviado.

Tabela 2 - Quantidade de falhas nos dados de monitoramento da vazão de lixiviado por ano

Ano	2016	2017	2018	2019	2020	2021	2022
Quantidade de falhas	9	1	3	2	8	1	0

Fonte: Os autores, 2024.

Dados de entrada

A implementação de modelagem hidrológica por meio do software *MODUELO 4.0* exige a inserção de uma quantidade substancial de variáveis de entrada. Essas variáveis são fundamentais para a simulação precisa dos processos hidrológicos e, incluem informações sobre: precipitação horária, umidade relativa, temperatura máxima e mínima, velocidade do vento e insolação diários.

Os dados de precipitação foram obtidos por meio da estação meteorológica de código OMM: 82795, com coordenadas -7.23, -35.90, estando aproximadamente a 16 km desse aterro e está localizada na cidade de Campina Grande-PB, na qual, coletou-se uma série histórica de dados do ano 2015 ao ano 2022. Esses dados foram obtidos do site eletrônico do Instituto Nacional de Meteorologia (INMET, 2023), especificamente, no Banco de Dados Meteorológicos para Pesquisa e Ensino - BDMEP.

Todos os outros dados meteorológicos (umidade relativa, temperatura, velocidade do vento e insolação), foram coletados na plataforma conhecida como Prediction Of Worldwide Energy Resources (POWER) da National Aeronautics and Space Administration (NASA), a partir de agora referida como NASAPOWER, que oferece uma ampla gama de dados meteorológicos em escala diária, utilizando o sensoriamento remoto como fonte (Silva, 2021).

Ao iniciar suas operações em 2015, o aterro sanitário recebia resíduos de quatro municípios do estado da Paraíba, representando uma população total de aproximadamente 413.906 habitantes. Em 2022, o aterro ampliou sua abrangência para 70 municípios, atendendo uma população estimada em 1.110.621 habitantes. Os dados de quantidade de resíduos recebidos por ano foram fornecidos pela empresa que opera o aterro sanitário e são apresentados na Tabela 3.

Tabela 3 - Quantidade de RSU recebidos no aterro em t.ano⁻¹

2015	2016	2017	2018
55.402,64*	125.781,95	141.212,92	143.640,38
2019	2020	2021	2022
166.557,84	**	207.566,12	111.260,29***

Obs: *A operação iniciou em julho/2015;

**Dados inconsistentes devido a problemas de coleta durante a pandemia;

***Dados recebidos até Junho/2022.

Fonte: Os autores, 2024.

Vale ressaltar que, os dados de recebimento de RSU repassados para o ano de 2020 estão inconsistentes conforme informado pela equipe de engenharia da operação do aterro por motivos decorrentes da paralisação das atividades durante a pandemia, diante disso, foram desconsiderados.

A composição gravimétrica e volumétrica foram obtidas por meio de estudo realizado por Bezerra (2023) e adaptadas (Tabela 4).

Tabela 4 - Composição gravimétrica e volumétrica dos RSU recebidos no aterro

Componentes	Composição Gravimétrica (%)	Composição Volumétrica (%)
Matéria orgânica	44	19
Plástico mole	16	34
Plástico duro	6	14
Papelão	5	8
Papel	2	2
Vidro	2	1
Madeira	2	2
Metal	2	1
Têxteis sanitários	13	10
Têxteis e couro	6	6
Outros	2	3

Fonte: Bezerra, 2023. Fonte: Os autores, 2024.

A modelagem

O *MODUELO 4.0* é uma ferramenta de simulação dinâmica para a modelagem de aterros de resíduos sólidos urbanos que leva em consideração os processos hidrológicos, biodegradação e assentamento de forma integrada (Cuartas *et al.*, 2018).

O Grupo de Engenharia Ambiental da Universidade de Cantábria (GIA), na Espanha, vem desenvolvendo essa ferramenta desde 1998, em colaboração com empresas, ministérios e grupos de pesquisa. Sua divulgação na comunidade acadêmica foi publicada por Cortázar *et al.* (2002a; 2002b), através dos estudos denominados “Modelagem para avaliação ambiental de aterros de resíduos sólidos municipais (Parte 1: Hidrologia)” e “Modelagem para avaliação ambiental de aterros de resíduos sólidos municipais (Parte II: Biodegradação),” respectivamente.

Diversos pesquisadores empregaram diferentes versões do *MODUELO* em suas pesquisas tanto no Brasil quanto internacionalmente. Entre esses estudos, destacam-se os trabalhos de Feldhaus *et al.* (2018), Martínez, Calero e Córdazar (2018), Cuartas *et al.* (2018) e Flores, Cunha e Cunha (2021).

O *MODUELO 4.0* disponibiliza cinco modalidades de análise da produção de resíduos. Neste estudo, optou-se pela modalidade "Geração global mensal", em virtude do conhecimento prévio da geração mensal durante o período em análise, o que está em conformidade com as características de coleta de dados do aterro.

Seguindo esta abordagem, a malha do aterro, desenvolvida com base no método de diferenças finitas, foi configurada com células unitárias de dimensões 10m x 10m x 5m (largura, comprimento, altura). A escolha da dimensão de 10 metros está alinhada com a distância entre os drenos horizontais, enquanto a altura das células corresponde à espessura da camada de resíduos. A numeração das células foi estabelecida de acordo com a sequência de preenchimento do aterro, conforme fornecido pela equipe de operação e monitoramento.

Os dados do levantamento topográfico do projeto do empreendimento foram disponibilizados pela equipe responsável pela operação do aterro, e pela equipe de monitoramento, GGA/UFCEG, por meio da captura de imagens aéreas de um veículo aéreo não tripulado (VANT), modelo DJI Mini 2.

Neste estudo, foram estabelecidos dois tipos de células: as células designadas como "Resíduo" (R) e "Resíduo Final" (RF). As células R representam os resíduos depositados juntamente com suas camadas de cobertura intermediárias, enquanto as células do tipo RF incorporam os resíduos aterrados junto à camada de cobertura final.

A seleção de cada tipo de célula foi fundamentada em informações específicas, características do projeto e da operação do aterro, bem como na utilização de dados extraídos da literatura.

Simulações e calibração

Para o presente estudo, foram conduzidas 16 simulações, denominadas sequencialmente de SIM1 a SIM16, cada uma possuindo características distintas. As simulações iniciais foram utilizadas como base para a verificação da sensibilidade e calibração do modelo. No tópico relativo aos resultados e discussão, serão apresentadas apenas as três simulações que alcançaram os melhores resultados sob o ponto de vista estatístico.

A simulação, designada como SIM1, foi iniciada após a coleta e determinação dos dados necessários, que incluem configuração morfológica, produção de resíduos e dados meteorológicos. Neste estudo, adotou-se a premissa de que os valores de condutividade hidráulica vertical e horizontal são idênticos. A Tabela 5 apresenta os valores dos parâmetros de entrada utilizados para cada tipo de célula na primeira simulação.

Os resultados da produção de lixiviado adquiridos após a SIM1, foram comparados com os valores observados em campo. Logo após, foi iniciado o processo de calibração do modelo, ajustando os parâmetros referentes às características das células e os seus referidos submodelos hidrológicos.

Tabela 5 - Características iniciais das células do tipo Resíduo (R) e Resíduo Final (RF)

Características dos resíduos	R	RF	Fonte
Umidade residual inicial (% peso úmido)	20,00	20,00	(SCHROEDER <i>et al.</i> , 1994) (TCHOBANOGLIOUS; THEISEN; VIGIL, 1993)
Capacidade de campo inicial (% peso úmido)	30,00	30,00	(SCHROEDER <i>et al.</i> , 1994) (TCHOBANOGLIOUS; THEISEN; VIGIL, 1993)
Umidade de saturação inicial (% peso úmido)	55,00	55,00	(SCHROEDER <i>et al.</i> , 1994) (TCHOBANOGLIOUS; THEISEN; VIGIL, 1993)
Condutividade hidráulica vertical inicial (m/s)	1x10 ⁻⁷	1x10 ⁻⁷	(KODA; ZAKOWICZ, 1999)
Condutividade hidráulica horizontal inicial (m/s)	1x10 ⁻⁷	1x10 ⁻⁷	(KODA; ZAKOWICZ, 1999)
Características da cobertura			
Espessura da cobertura (m)	0,80	0,80	Dado de operação
Teor de umidade inicial (% peso úmido)	10,10	10,10	Dado de operação
Densidade inicial (kg/m ³ peso úmido)	1.800	1.800	Dado de operação
Umidade residual inicial (% peso úmido)	9,00	8,00	(SCHROEDER <i>et al.</i> , 1994) (TCHOBANOGLIOUS; THEISEN; VIGIL, 1993)
Capacidade de campo inicial (% peso úmido)	10,10	10,10	Dado de operação
Umidade de saturação inicial (% peso úmido)	20,00	15,00	(SCHROEDER <i>et al.</i> , 1994) (TCHOBANOGLIOUS; THEISEN; VIGIL, 1993)
Condutividade hidráulica vertical inicial (m/s)	1x10 ⁻⁷	1x10 ⁻⁷	(SCHROEDER <i>et al.</i> , 1994) (TCHOBANOGLIOUS; THEISEN; VIGIL, 1993)
Modelo Hidrológico			
Taxa mínima de infiltração (mm/h)	1,27	1,27	(HUBER; DICKINSON, 1988)
Taxa máxima de infiltração (mm/h)	25,40	25,40	(HUBER; DICKINSON, 1988)
Parâmetro horton (1/h)	4,14	4,14	(HUBER; DICKINSON, 1988)
Profundidade de evaporação (m)	0,50	0,50	(SCHROEDER <i>et al.</i> , 1994)
Ponto de murcha (%)	100	100	(SCHROEDER <i>et al.</i> , 1994)
Acumulação máxima de superfície (m)	0,1	0,1	(HUBER; DICKINSON, 1988)
Fração do volume afetado por canais Preferenciais (%)	10	10	(ROSQVIST; DESTOUNI, 2000)
Razão preferencial/fluxo homogêneo Condutividade hidráulica	100	100	(ROSQVIST; DESTOUNI, 2000)

Fonte: Organização: Os autores, 2024.

Análise estatística

Conjuntamente com o processo de calibração, a precisão dos resultados gerados pelas simulações desta pesquisa foi avaliada com base em uma variedade de parâmetros estatísticos para dois cenários:

Genário 1: se refere a análise com um ajuste de preenchimento de falhas nos dados com o valor da vazão média para cada ano. Esse preenchimento dos dados foi realizado utilizando a média para completar a série temporal, com o objetivo de não afetar a vazão média diária de cada mês. Esse procedimento foi necessário devido à ausência de valores medidos em alguns dias específicos.

Cenário 2: apresenta uma análise anual entre as simulações e o valor observado no monitoramento, considerando apenas os meses em que há dados observados.

As métricas estatísticas que subsidiaram essa pesquisa foram o coeficiente de determinação (R^2), a matriz de correlação de Pearson (r), o coeficiente de Nash e Sutcliffe (NSE) e o Índice de viés percentual (PBIAS).

RESULTADOS E DISCUSSÃO

Os resultados desse estudo descrevem e analisam os dados de monitoramento da vazão do lixiviado, bem como as simulações da vazão de lixiviado realizadas no *MODUELO 4.0*. Em que a simulação do aterro forneceu um total de 2.926 células do tipo R (células com resíduos e camadas intermediárias), enquanto o tipo RF, que é caracterizado por resíduos que possuem camada de cobertura final, conta com 840 células.

Quanto a vazão de lixiviado, essa começou a ser monitorada em julho/2016, é importante destacar que o monitoramento foi interrompido entre os meses de abril a setembro de 2020, devido à pandemia. Já a série histórica da precipitação considerada nesse estudo teve início em julho/2015.

Conforme mencionado anteriormente, neste tópico são discutidas apenas as três simulações que apresentaram os melhores resultados do ponto de vista estatístico. No presente estudo, as simulações selecionadas foram SIM10, SIM13 e SIM14. A Tabela 6 apresenta as características dos principais dados de entradas das simulações selecionadas, e logo a seguir são expostos os resultados dessas simulações para os dois cenários propostos:

Tabela 6 - Principais dados de entradas das simulações selecionadas

Características dos resíduos	SIM10		SIM13		SIM14	
	R	RF	R	RF	R	RF
Umidade residual inicial (% peso úmido)	20,00	20,00	20,00	20,00	20,00	20,00
Capacidade de campo inicial (% peso úmido)	30,00	30,00	30,00	30,00	30,00	30,00
Umidade de saturação inicial (% peso úmido)	55,00	55,00	55,00	55,00	55,00	55,00
Condutividade hidráulica vertical inicial (m/s)	1×10^{-7}	1×10^{-7}	1×10^{-7}	1×10^{-7}	1×10^{-7}	1×10^{-7}
Condutividade hidráulica horizontal inicial (m/s)	1×10^{-7}	1×10^{-7}	1×10^{-7}	1×10^{-7}	1×10^{-7}	1×10^{-7}
Características da cobertura						
Espessura da cobertura (m)	0,80	0,80	1,00*	1,00*	1,00	1,20*
Teor de umidade inicial (% peso úmido)	10,10	10,10	10,10	10,10	10,10	10,10
Densidade inicial (kg/m^3 peso úmido)	1.800	1.800	1.800	1.800	1.800	1.800
Umidade residual inicial (% peso úmido)	9,00	9,00	9,00	9,00	9,00	9,00
Capacidade de campo inicial (% peso úmido)	10,10	10,10	10,10	10,10	10,10	10,10
Umidade de saturação inicial (% peso úmido)	20,00	15,00	20,00	15,00	20,00	15,00

Conductividade hidráulica vertical inicial (m/s)	1x10 ⁻⁷	1x10 ⁻⁷	1x10 ⁻⁷	1x10 ⁻⁷	1x10 ⁻⁷	1x10 ⁻⁷
Modelo Hidrológico						
Taxa mínima de infiltração (mm/h)	1,27	1,27	1,27	1,27	1,27	1,27
Taxa máxima de infiltração (mm/h)	25,40	25,40	25,40	25,40	25,40	25,40
Parâmetro horton (1/h)	4,14	4,14	4,14	4,14	4,14	4,14
Profundidade de evaporação (m)	0,50	0,50	0,50	0,50	0,50	0,50
Ponto de murcha (%)	100	100	100	100	100	100
Acumulação máxima de superfície (m)	0,05	0,05	0,1*	0,1*	0,1	0,1
Fração do volume afetado por canais Preferenciais (%)	10	10	10	10	10	10
Razão preferencial/fluxo homogêneo	100	100	100	100	100	100
Conductividade hidráulica						

Fonte: Os autores, 2024. Obs: *Parâmetros que variaram entre as simulações.

Cenário 1

Neste cenário, foi realizado o ajuste dos dados com o preenchimento de falhas nos dados da vazão observada. Os resultados obtidos para essa condição não são efetivos, como pode ser visto na Figura 2, que exibe graficamente a distribuição dos dados de modo mensal, e posteriormente na Tabela 7, que apresenta os seus respectivos resultados de comparação estatística.

O *NSE* apresentou resultados bastantes insatisfatórios, em que, o melhor resultado foi -1,98 da SIM14, bem distante do valor mínimo considerado para um modelo eficiente. O *r* apontou uma correlação insignificante na SIM10 (0,08) e correlação fraca na SIM13 (0,32) e SIM14 (0,24). Bem como o *R*² que ficou na faixa de valores menores que 0,1, indicando uma correlação muito fraca ou insignificante, assim, as variáveis têm pouca ou nenhuma relação linear.

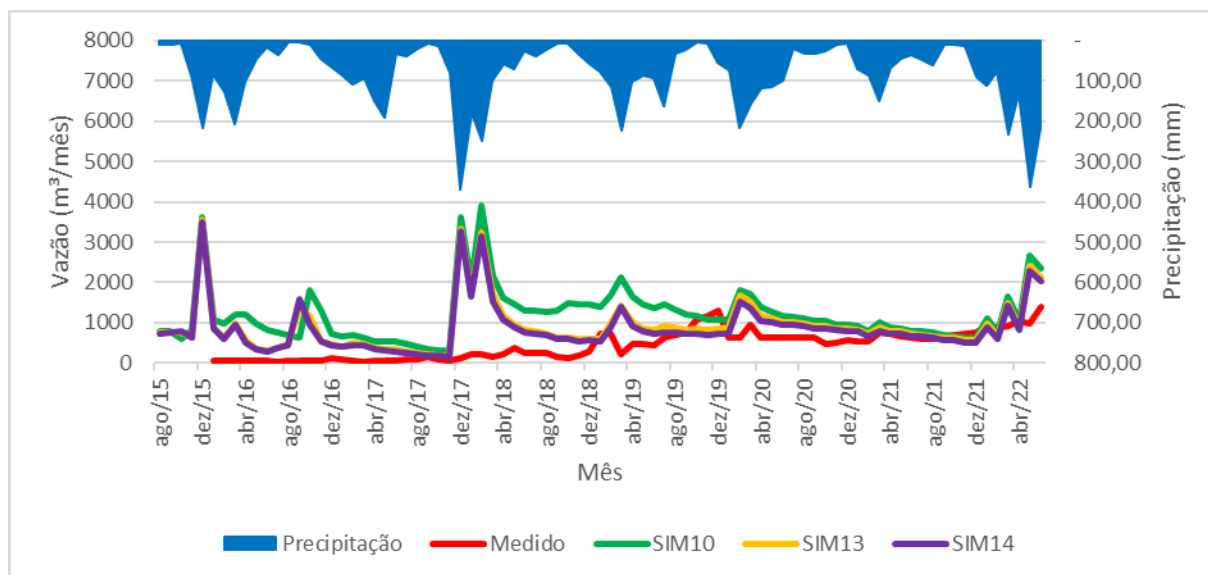
Ao passo que o *PBIAS* apresentou valores superestimados nas três simulações, entre as quais, a SIM14 apresentou o melhor resultado com uma superestimação de 87,11% em relação a vazão observada.

Ao fazer uma comparação ano a ano (Tabela 8), observa-se que em 2016, ano em que começou a ser monitorada a vazão do lixiviado, apresentou uma superestimação acima de 1.030% na SIM14 e chegando até 1.649% na SIM10. Tamanha discrepância nos valores pode ser consequência da pouca disponibilidade de dados para esse ano, que apresentou informações acerca da vazão apenas para os meses de julho, novembro e dezembro.

2017: Foi observada uma redução nos valores superestimados, com a SIM10 caindo para menos de 957% e a SIM14 alcançando a faixa de 656%. Apenas os meses de janeiro e outubro não tiveram dados registrados sobre a vazão de lixiviado.

2018: A SIM10 apresentou uma redução de aproximadamente 600% entre 2016 e 2017, diminuindo pela metade esse valor. Houve uma nova redução de 300% entre 2017 e 2018. As simulações SIM13 e SIM14 mantiveram suas respectivas taxas de redução em cerca de 300%. Não houve dados disponíveis para os meses de janeiro, fevereiro e abril.

Figura 2 - Comparação mensal entre a vazão monitorada ajustada, a precipitação e as simulações



Fonte: Os autores, 2024.

Tabela 7 - Comparação estatística entre a vazão monitorada mensal ajustada e as simulações

Métricas	SIM10	SIM13	SIM14
Coeficiente de Nash e Sutcliffe (NSE)	-8,48	-2,60	-1,98
Coeficiente de Determinação (R^2)	0,01	0,10	0,06
Matriz de Correlação de Pearson (r)	0,08	0,32	0,24
Índice de Viés Percentual (PBIAS)	169,52	101,64	87,11

Fonte: Os autores, 2024.

Tabela 8 - Comparação anual do PBIAS entre as simulações e a vazão observada

ANO	Índice de Viés Percentual (PBIAS - %)		
	SIM10	SIM13	SIM14
2016	1649,15	1065,92	1030,88
2017	957,03	707,82	656,79
2018	658,71	399,38	368,07
2019	98,21	25,58	11,71
2020	97,40	72,23	58,32
2021	18,68	6,99	-2,07
2022	56,85	40,10	31,67

Fonte: Os autores, 2024.

2019: Os dados dos dois primeiros meses não estavam disponíveis. A SIM10 registrou uma redução de cerca de 560%. A SIM13 e SIM14 apresentaram diferenças de 25,58% e 11,71%, respectivamente, em relação à vazão observada, situando-se dentro da faixa considerada satisfatória para simulações de vazão.

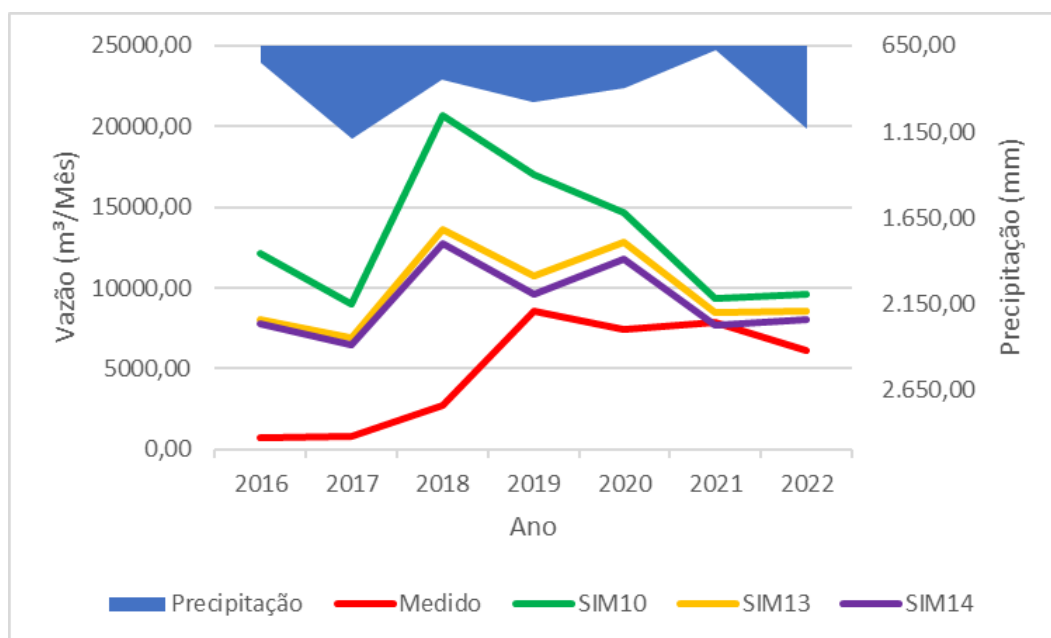
2020: Devido à interrupção das atividades pela pandemia de Covid-19, houve coleta de dados apenas nos meses de março, outubro, novembro e dezembro. A SIM10 não mostrou variação significativa em comparação com o ano anterior. A SIM13 passou a superestimar a vazão em 72,23%, e a SIM14 aumentou de 11,71% para 58,32%.

2021: Com a normalização das atividades, exceto em setembro (mês sem dados), as três simulações analisadas apresentaram resultados satisfatórios em comparação com os dados observados. Todas as simulações mantiveram-se dentro de uma margem de $\pm 25\%$. A SIM13 superestimou os dados em 6,99%, enquanto a SIM14 subestimou em 2,07%.

2022: A análise considerou os dados até junho, período que marcou o encerramento da Célula 2. As simulações voltaram a indicar um aumento na superestimação, com a SIM10 apresentando a maior superavaliação (56,85%) e a SIM14 a menor (31,67%).

A Figura 3 retrata graficamente essa comparação ano a ano para o Cenário 1.

Figura 3 - Comparação anual da vazão monitorada ajustada, a precipitação e as simulações



Fonte: Os autores, 2024.

É pertinente ressaltar a brevidade da série histórica dos dados do aterro nessa pesquisa, composta por apenas sete anos, indicando sua condição como uma instalação recente. Esta característica implica em um período limitado de utilização da cobertura final das células estudadas, impactando diretamente o funcionamento do aterro. Especificamente, a cobertura final ainda não totalmente consolidada possibilitou uma maior infiltração da precipitação, o que pode influenciar nos resultados observados.

Como fora relatado por Zhou *et al.* (2024), que descreve essa etapa dos aterros de RSU como uma fase de transição, na qual o aterro não possui um sistema de cobertura de superfície. Esses autores consideram que essa condição, aliada a problemas como degradação do material, danos estruturais e deficiências construtivas, podem deixar o aterro vulnerável ao ambiente externo, permitindo a entrada de uma quantidade considerável de precipitação através da superfície.

Essa maior exposição na fase de transição citada pelos autores supracitados se refletiu nesse estudo, principalmente nos anos iniciais do período estudado, ao evidenciar uma taxa elevada de superestimação dos valores da vazão simulada em relação à vazão observada.

Vale salientar ainda que, o estágio inicial de um aterro se caracteriza pelo estado inicial de decomposição dos resíduos, originando-se na fase aeróbia, e passando pelas fases ácida e fase metanogênica. Assim, o início desse processo é caracterizado por uma baixa produção de lixiviado. Apenas com um grande volume de resíduos aterrados e um tempo de decomposição adequado, o volume produzido de lixiviado entra em equilíbrio, sendo alterado apenas devido às precipitações que infiltram no maciço do aterro e aos novos volumes de resíduos que são introduzidos.

Cenário 2

O cenário 2 revela métricas mais razoáveis que o Cenário 1. Porém, o NSE mais uma vez não apresentou resultados satisfatórios, com resultados negativos para todas as simulações. No entanto, o R^2 da SIM13 com 0,60 e da SIM14 com 0,57 apontam um bom grau de relação linear e superam o valor mínimo de 0,5 indicado por Moriasi *et al.* (2007) para considerar uma calibração eficiente. O r apresentou resultados satisfatórios para todas as simulações, estando todas na faixa dos valores maiores que 0,5, com destaque para SIM13 (0,77) e SIM14 (0,75), como exibido na Tabela 9.

Tabela 9 - Comparação anual da vazão monitorada e as simulações considerando apenas os meses com vazão observada

Métricas	SIM10	SIM13	SIM14
Coefficiente de Nash e Sutcliffe (NSE)	-2,88	-0,34	-0,04
Coefficiente de Determinação (R^2)	0,39	0,60	0,57
Matriz de Correlação de Pearson (r)	0,62	0,77	0,75
Índice de Viés Percentual (PBIAS)	134,80	73,28	59,31

Fonte: Os autores, 2024.

Os resultados do PBIAS apontam para superestimação em todas as simulações, novamente com as SIM13 e SIM14 demonstrando estarem com valores mais próximos da vazão observada. Como pode ser observado, a comparação anual da vazão monitorada e das simulações considera os meses com dados das duas séries (Figura 4).

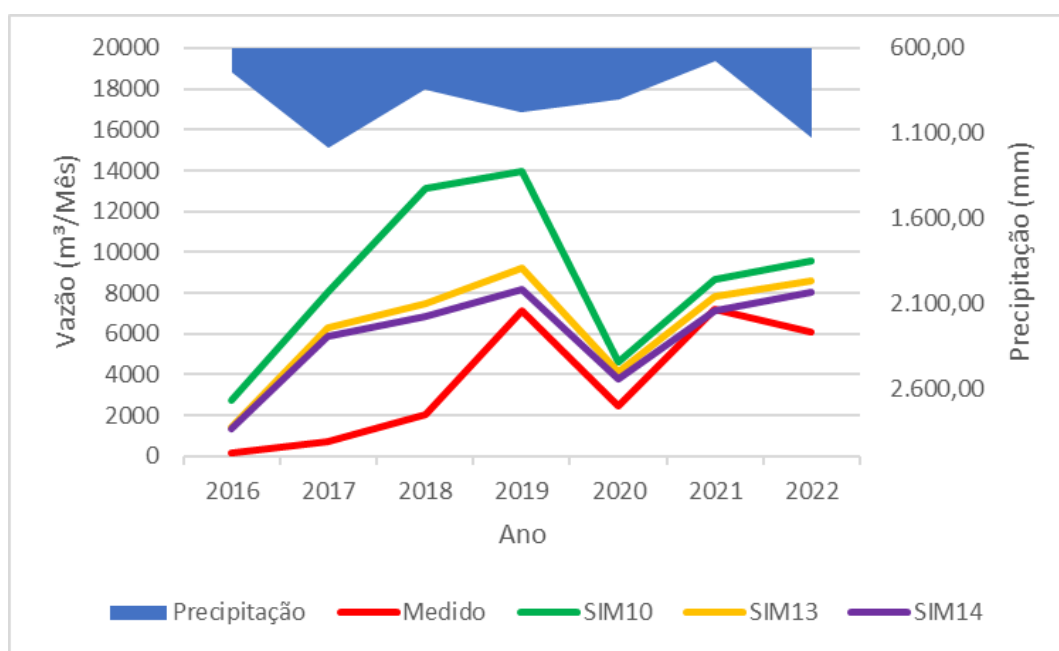
As simulações SIM13 e SIM14 apresentaram melhores desempenhos em relação à vazão observada, destacando-se por uma característica comum nos dados de entrada: o aumento das camadas de cobertura intermediária e final. Enquanto as outras simulações mantiveram camadas de cobertura intermediária e final com 0,8 metros de espessura, na SIM13 as camadas de cobertura foram aumentadas para 1 metro, e na SIM14, as camadas de cobertura intermediária atingiram 1 metro de espessura, enquanto a camada de cobertura final alcançou 1,2 metros.

De acordo com Zhou *et al.* (2024), A variação na camada de cobertura superior do aterro pode exercer uma influência significativa sobre a geração de lixiviados. Porém, em estudo realizado na Espanha por Cuartas *et al.* (2018), o uso de coberturas intermediárias ou a cobertura impermeável final exercem pouca influência na redução do lixiviado gerado, enquanto, a altura da camada de resíduos e a densidade de compactação praticamente não influenciam o volume de lixiviado gerado.

No entanto, em estudo sobre a geração de lixiviado em aterros sanitários em um clima semiárido na Tunísia, Frikha, Felner e Zairi (2017) constataram que a maioria da água que entrou na célula provinha do conteúdo de água dos RSU. A quantidade de água infiltrada nas camadas de cobertura correspondeu a aproximadamente 30% da precipitação. A liberação de água dos próprios RSU

representa uma parcela significativa da produção total de lixiviado, notadamente em RSU com elevado teor de umidade inicial (Ke *et al.*, 2021; Lombardi; Costa; Sirini, 2017).

Figura 4 - Comparação anual da vazão monitorada, a precipitação e as simulações considerando os meses com dados das duas séries



Fonte: Os autores, 2024.

A Tabela 10, apresenta a comparação ano a ano da análise por meio do *PBIAS*, entre as vazões observadas e as simulações realizadas para o Cenário 2.

Tabela 10 - Comparação anual do *PBIAS* entre a vazão observada e as simulações no Cenário 2

ANO	Índice de Viés Percentual (<i>PBIAS</i> - %)		
	SIM10	SIM13	SIM14
2016	1.500,50	703,20	663,60
2017	1.032,08	783,60	728,68
2018	543,81	266,82	236,78
2019	94,86	28,87	14,02
2020	88,00	66,56	54,19
2021	20,02	8,12	-1,03
2022	56,85	40,10	31,67

Fonte: Os autores, 2024.

Para o ano de 2016, no qual iniciaram as medições de vazão de lixiviado, não se obteve bons resultados nas simulações. A SIM10 apontou uma superestimação acima de 1.500%, e a SIM14 supervalorou os dados em 663%.

Já no ano de 2017, os valores da SIM10 sofreram uma redução e ficaram na faixa de 1.032%. Todavia, a SIM13 (783%) e SIM14 (728%) indicaram um crescimento na superestimação em relação ao ano anterior. Porém, mesmo com esse crescimento a SIM13 e SIM14 ainda apresentaram melhores desempenhos que a SIM10.

Para o ano 2018, todas as simulações reduziram seus percentuais de sobrevalorização em aproximadamente 500%. Seguindo essa tendência, no ano de 2019, a SIM10 (94,86%) continuou reduzindo seu percentual, mas, ainda longe de valores considerados satisfatórios. De maneira oposta, as reduções da SIM13 (28,87%), a colocaram próximo ao valor de referência ($\pm 25\%$), valor esse, que foi atingido pela SIM14 (14,02%).

Contudo, no ano 2020 a SIM10 (88%) não apresentou grande variação em relação ao ano anterior, obtendo uma redução abaixo dos 10%. No entanto, a SIM13 (66,56%) se distanciou ainda mais do valor de referência de 25%, bem como a SIM14 que passou a superestimar a vazão observada em 54,19%.

Assim como no Cenário 1, o ano de 2021 apresentou os melhores desempenhos, em que as três simulações realizadas mostraram ótimos resultados em comparação com os dados observados, e todas ficaram na faixa de $\pm 25\%$, com destaque para SIM13, que superestimou os dados em apenas 8,12% e a SIM14, que subestimou os dados em 1,03%. Como o ano de 2022 não possui falha nos dados, os resultados são idênticos para os dois cenários.

Essa subestimação da vazão na SIM14 nos dois cenários estudados pode estar relacionada ao fato de que o ano de 2021 apresentou a menor pluviosidade. Esse fator, combinado com o aumento da espessura das camadas de cobertura do aterro, pode justificar essa discrepância. Visto que, conforme Flores, Cunha e Cunha (2023), a variabilidade da intensidade da chuva é um fator que exerce influência significativa sobre o fluxo de água e lixiviado dentro das células do aterro sanitário, especialmente durante os eventos de pico, caracterizados pelas vazões máximas.

Fato semelhante foi observado por Mafort (2020), em que, seus estudos realizados em uma célula experimental indicaram uma relação entre as vazões simuladas e a precipitação, com aumentos associados aos picos de chuva. As simulações resultaram consistentemente em volumes superiores aos medidos, com discrepâncias mais expressivas durante a estação chuvosa e menos pronunciadas na estação seca.

No aterro objeto de estudo, em estudo sobre a evolução do comportamento dos RSU realizado por Bezerra (2023) a composição gravimétrica dos resíduos recebidos no aterro apresentou um percentual de 44% para matéria orgânica, e o teor de umidade inicial dos resíduos com 53,24%. Assim, pode-se inferir qualitativamente que, com o aumento da fração orgânica degradável e do teor de umidade inicial do RSU, há um aumento na capacidade de geração de lixiviado do aterro. (ZHOU et al., 2024).

Nesse sentido, no caso analisado, é possível que, apesar da influência do aumento da espessura das camadas de cobertura, a redução na geração de lixiviado no aterro tenha sido resultado da diminuição na quantidade de resíduos. Se uma célula, originalmente com altura de 5 metros possuía apenas 0,8 metros de cobertura, restavam 4,2 metros de RSU. Com o aumento da espessura das camadas de cobertura para 1 metro, a altura total dos RSU foi reduzida para 4 metros.

Assim, para Zhou et al. (2024), em geral, as pesquisas sobre métodos para estimar a produção de lixiviados em aterros de RSU nas últimas décadas têm aprimorado nossa compreensão dos desafios associados à geração de lixiviados e têm oferecido alternativas adicionais para avaliar a produção potencial de lixiviados. No entanto, nenhum método único é capaz de abordar completamente todos os fatores que influenciam a produção de lixiviados.

Especialmente considerando as restrições na disponibilidade e a incerteza dos dados, frequentemente encontradas em estudos sobre a produção de lixiviado, sobretudo em regiões semiáridas do Brasil, onde a literatura ainda é escassa nesse tema.

Todavia, Martínez, Calero e Cortázar (2018) acreditam que mesmo diante de algumas incertezas nos dados disponíveis, as ferramentas de modelagem podem ser empregadas para gerar informações

relevantes que contribuam para a tomada de decisões relacionadas à operação de aterros sanitários, com redução de custos econômicos e temporais.

CONSIDERAÇÕES FINAIS

O software *MODUELO 4.0* foi aplicado em um aterro numa região semiárida do estado da Paraíba objetivando a previsão de vazões de lixiviado, no período de 2016 a junho/2022. Os parâmetros para as simulações foram determinados com base em informações do projeto, características do aterro fornecidas pela equipe de operação e monitoramento, bem como pela literatura disponível.

Foram examinados dois cenários, onde foi observado uma consistência entre os cenários ao examinar a evolução do desempenho do modelo ao longo dos anos. Notavelmente, foi constatada uma correlação mais robusta entre a vazão observada e a vazão simulada nos últimos anos do período investigado. Anos esses, em que o aterro está com plena produção de lixiviado. A SIM13 demonstrou os melhores índices estatísticos em ambos. No entanto, o cenário 2, que considerou apenas os meses com disponibilidade de dados observados, apresentou resultados satisfatórios, com o coeficiente de determinação (R^2) de 0,60 e Coeficiente de Correlação de Pearson (r) de 0,77, demonstrando uma forte correlação entre as vazões simuladas e observadas.

Ao analisar o Índice de Viés Percentual (PBIAS) ano a ano, observou-se uma melhora progressiva no desempenho do modelo ao longo dos anos, especialmente nos períodos com maior disponibilidade de dados. Além disso, foi evidente a influência das camadas de cobertura intermediárias e finais, assim como da umidade inicial dos Resíduos Sólidos Urbanos (RSU), na produção de lixiviado. Bem como a influência da precipitação e a sensibilidade do modelo para este parâmetro, no qual, o ano de 2021 apresentou a menor taxa de precipitação e conseqüentemente os melhores resultados nas simulações.

A principal limitação associada a esse tipo de estudo reside nas dificuldades para a obtenção de dados contínuos, particularmente no caso analisado, em que a escassez de informações sobre a vazão observada é decorrente do monitoramento semanal, em vez do ideal monitoramento diário. Adicionalmente, há a dificuldade em acessar informações relevantes desde a concepção inicial do aterro, incluindo alterações realizadas durante a operação e construção ao longo do tempo, na ausência de um "*AS BUILT*" (registro de como foi construído). Portanto, o modelo ainda apresenta limitações significativas para fornecer estimativas precisas da vazão de lixiviado, que possam auxiliar na tomada de decisões e no cumprimento das regulamentações ambientais.

No entanto, os resultados apresentados destacam a relevância dos modelos na estimativa de lixiviado, como ferramentas fundamentais de gestão. Esses modelos têm o potencial de auxiliar os gestores e administradores na tomada de decisões relacionadas à gestão de aterros sanitários de resíduos sólidos urbanos, abordando questões geográficas, sociais, econômicas e ambientais que podem ser afetadas pela poluição resultante da contaminação por lixiviado. Esse impacto é especialmente significativo no semiárido brasileiro, devido às suas características climáticas e à pressão substancial sobre seus recursos naturais.

REFERÊNCIAS

- ABREMA. **Panorama dos resíduos sólidos no Brasil**. Associação Brasileira de Resíduos e Meio Ambiente, 2023. Disponível em: <https://abrema.org.br/pdf/Panorama_2023_.pdf>. Acesso em: 6 fev. 2024.
- ABUNAMA, T.; OTHMAN, F.; NILAM, T. I. T. Comparison of landfill leachate generation and pollution potentials in humid and semi-arid climates. **International Journal of Environment and Waste Management**, v. 27, n. 1, p. 79–92, jan. 2021. <https://doi.org/10.1504/IJEW.2021.10033674>
- ABUNAMA, T.; OTHMAN, F.; YOUNES, M. Predicting sanitary landfill leachate generation in humid regions using ANFIS modeling. **Environmental Monitoring and Assessment**, v. 190, 20 set. 2018. <https://doi.org/10.1007/s10661-018-6966-y>

- ARAÚJO NETO, C. L. de. Modelagem da resistência ao cisalhamento de resíduos sólidos urbanos para análises da estabilidade de taludes de aterros sanitários. Tese (Doutorado), Universidade Federal de Campina Grande, Campina Grande, 2021. Disponível em: <<http://dspace.sti.ufcg.edu.br:8080/jspui/handle/riufcg/26569>>. Acesso em: 19 nov. 2022.
- BADERNA, D.; CALONI, F.; BENFENATI, E. Investigating Landfill Leachate Toxicity in Vitro: A Review of Cell Models and Endpoints. **Environment International**, v. 122, p. 21–30, 1 jan. 2019. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2018.11.024>
- BECK-BROICHSITTER, S.; GERKE, H.H.; HORN, R. Assessment of Leachate Production from a Municipal Solid-Waste Landfill through Water-Balance Modeling. **Geosciences**, v. 8, n. 372, 2018. <https://doi.org/10.3390/geosciences8100372>
- BEZERRA, D. E. **Evolução do comportamento dos resíduos sólidos urbanos em aterro sanitário sob aspectos mecânicos**. 2023. Dissertação (Mestrado). Universidade Federal de Campina Grande, Campina Grande, 2023. Disponível em: <<http://dspace.sti.ufcg.edu.br:8080/jspui/handle/riufcg/30091>>. Acesso em: 3 nov. 2023.
- ALIBARDI, L.; COSSU, R. Leachate Generation Modeling. *Em*: COSSU, R.; STEGMANN, R. **Solid Waste Landfilling**. [s.l.] Elsevier, 2018. p. 229–245. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-407721-8.00013-9>
- CORTÁZAR, A. L. G. de; HERRERO, J.; FERNÁNDEZ, O.; MONZÓN, I.; LAMIA, M. Modelling for environmental assessment of municipal solid waste landfills (Part 1: Hydrology). **Waste management & research: the journal of the International Solid Wastes and Public Cleansing Association, ISWA**, v. 20, p. 198–210, 1 maio 2002b. <https://doi.org/10.1177/0734242X0202000211>
- CORTÁZAR, A. L. G. D.; LANTARÓN, J. H.; FERNÁNDEZ, O. M.; MONZÓN, I. T.; LAMIA, M. F. Modelling for Environmental Assessment of Municipal Solid Waste Landfills (Part II: Biodegradation). **Waste Management & Research**, v. 20, n. 6, p. 514–528, 1 dez. 2002a. <https://doi.org/10.1177/0734242X0202000605>
- CORTÁZAR, A. L. G. de; MONZÓN, I. T. MODUELO 2: A new version of an integrated simulation model for municipal solid waste landfills. **Environmental Modelling & Software**, v. 22, n. 1, p. 59–72, 1 jan. 2007. <https://doi.org/10.1016/j.envsoft.2005.11.003>
- COSTA, A. M.; ALFAIA, R. G. de S. M.; CAMPOS, J. C. Landfill leachate treatment in Brazil – An overview. **Journal of Environmental Management**, v. 232, p. 110–116, 15 fev. 2019. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2018.11.006>
- CUARTAS, M.; LÓPEZ, A.; PÉREZ, F.; LOBO, A. Analysis of landfill design variables based on scientific computing. **Waste Management**, v. 71, p. 287–300, 1 jan. 2018. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2017.10.043>
- FELDHAUS, C.R.; BARROS, V.G.; CORTÁZAR, A.L.G. de; MARTÍNEZ, A. L. Estudo matemático computacional da geração de percolado do aterro sanitário de Joinville. *In*: Simpósio Ítalo-Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, 14., 2018, Foz do Iguaçu – PR. **Anais: XIV SIBESA, ABES**, 2018, p. 1-13.
- FLORES, C. A. R.; CUNHA, A. C. da; CUNHA, H. F. A. Modelagem de lixiviados e compostos gerados em sistema de drenagem de aterro controlado de Macapá/Brasil. **Revista Ibero-Americana de Ciências Ambientais**, v. 12, n. 8, p. 568–583, 22 ago. 2021. <https://doi.org/10.6008/CBPC2179-6858.2021.008.0045>
- FLORES, C. A. R.; CUNHA, A. C.; CUNHA, H. F. A. Solid Waste Generation Indicators, per Capita, in Amazonian Countries. **Environmental Science and Pollution Research International**, v. 29, n. 22, p. 33138–33151, maio 2022. <https://doi.org/10.1007/s11356-022-18509-3>
- FLORES, C. A. R.; CUNHA, H. F. A.; CUNHA, A. C. da. Hydrometeorological Characterization and Estimation of Landfill Leachate Generation in the Eastern Amazon/Brazil. **PeerJ**, v. 11, p. e14686, 2023. <https://doi.org/10.7717/peerj.14686>
- FRIKHA, Y.; FELLNER, J.; ZAIRI, M. Leachate Generation from Landfill in a Semi-Arid Climate: A Qualitative and Quantitative Study from Sousse, Tunisia. **Waste management & research: the**

journal of the International Solid Wastes and Public Cleansing Association, ISWA, v. 35, n. 9, p. 940–948, set. 2017. <https://doi.org/10.1177/0734242X17715102>

GGA, G. de G. A. **Relatório do Monitoramento do Aterro Sanitário de Campina Grande – PB**. Campina Grande - PB: Universidade Federal de Campina Grande - UFCG, 2022.

GOMES, N. A. Tratamento de lixiviado de aterro sanitário utilizando torre de air stripping e adsorção em leito fixo. 2022. Universidade Federal de Campina Grande, Campina Grande - PB, 2022.

GOMES, N. A.; SILVA, E. M.; SOUSA, T. M. I. de; OLIVEIRA, A. M. B. M. de; RIBEIRO, L. S. Influência da precipitação na vazão de lixiviado de um aterro sanitário do semiárido brasileiro. Em: **Anais VII CONAPESC**, 2022, Campina Grande - PB. [...]. Campina Grande - PB: Realize, 2022. p. 12.

HUBER, W.C.; DICKINSON, R.E. **Storm water management model**; version 4. Environmental Protection Agency, United States. 1988.

HUSSEIN, M.; YONEDA, K.; ZAKI, Z. Mohd.; OTHMAN, N.; AMIR, A. Leachate characterizations and pollution indices of active and closed unlined landfills in Malaysia. **Environmental Nanotechnology, Monitoring & Management**, v. 12, p. 100232, 1 dez. 2019. <https://doi.org/10.1016/j.enmm.2019.100232>

INSTITUTO NACIONAL DE METEOROLOGIA. INMET: **Meteorologia básica**. Brasília, DF: INMET. Disponível em http://www.inmet.gov.br/portal/index.php?r=home/page&page=meteorologia_basica. Acesso em: 12 ago. 2023.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. IBGE. **CENSO, 2022**. Rio de Janeiro. 2022. Disponível em: <<https://cidades.ibge.gov.br/brasil/pb/campina-grande/panorama>>. Acesso em: 2 nov. 2022.

KE, H.; ZHANG, C. S.; HU, J.; QIN, R.; CHEN, Y.; LAN, J. Evaluation of leachate production and level in municipal solid waste landfills considering secondary compression. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 29, 2021. <https://doi.org/10.1007/s11356-021-17209-8>

KLAUCK, C. R.; GIACOBBO, A.; ALTENHOFEN, C. G.; SILVA, L. B.; MENEGUZZI, A.; BERNARDES, A. M.; RODRIGUES, M. A. S. Toxicity Elimination of Landfill Leachate by Hybrid Processing of Advanced Oxidation Process and Adsorption. **Environmental Technology & Innovation**, v. 8, p. 246–255, 1 nov. 2017. <https://doi.org/10.1016/j.eti.2017.07.006>

KODA, E.; ZAKOWICZ, S. Physical and hydraulic properties of the MSW for water balance of the landfill, **Sêco e Pin. Rotterdam**, Holland. 1999.

LEY, M.; JUNIOR, R.; MENDONÇA, H.; LIOI NASCENTES, A.; SILVA, L. Comparison between Prediction Models and Monitored Data on Leachate Generation from a Sanitary Landfill in the Metropolitan Region of Rio de Janeiro, Brazil. **International Journal of Hydrology**. v. 5, p. 58, 2 abr. 2021. <https://doi.org/10.15406/ijh.2021.05.00266>

LEY, M. B. R. G.; SILVA, L. D. B.; NASCENTES, A. L. Estado da arte dos modelos de predição de geração de lixiviado de aterro sanitário. Em: **Resíduos sólidos: desenvolvimento e sustentabilidade**. 1. ed. [s.l.] UFRPE, 2020. p. 447–459.

LOMBARDI, F.; COSTA, G.; SIRINI, P. Analysis of the role of the sanitary landfill in waste management strategies based upon a review of lab leaching tests and new tools to evaluate leachate production. **Ambiente e Agua - An Interdisciplinary Journal of Applied Science**, v. 12, p. 543, 28 jun. 2017. <https://doi.org/10.4136/ambi-agua.2096>

MAFORT, D. P. **Aplicação de modelo tridimensional ao balanço hídrico de um aterro sanitário encerrado: caso da célula experimental Delta A**, Campinas - SP. Dissertação (Mestrado). Universidade Federal de Campinas, Campinas, 2020. Disponível em: <<https://repositorio.unicamp.br/acervo/detalhe/1149363>>. Acesso em: 25 set. 2023.

MARTÍNEZ, A. L.; CALERO, T.; CORTÁZAR, A. L. G. de. Mathematical simulation to improve municipal solid waste leachate management: a closed landfill case. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 25, 1 out. 2018. <https://doi.org/10.1007/s11356-018-2844-y>

MORIASI, D.; ARNOLD, J.; VAN LIEW, M.; BINGNER, R.; HARMEL, R. D.; VEITH, T. Model Evaluation Guidelines for Systematic Quantification of Accuracy in Watershed Simulations. **Transactions of the ASABE**, v. 50, 1 maio 2007. <https://doi.org/10.13031/2013.23153>

PEREIRA, K. Y. da S. **Estimativa da quantidade de lixiviado no interior do Aterro Sanitário de Itabirito-MG**. Trabalho de Conclusão de Curso. Universidade Federal de Ouro Preto. Ouro Preto, 2021. Disponível em: <<http://www.monografias.ufop.br/handle/35400000/3479>>. Acesso em: 26 set. 2023.

ROSQVIST, H.; DESTOUNI, G. Solute transport through preferential pathways in municipal solid waste. **J Contam Hydrol**, 46:39–60. 2000. [https://doi.org/10.1016/S0169-7722\(00\)00127-3](https://doi.org/10.1016/S0169-7722(00)00127-3)

SÃO MATEUS, M. D. S. C.; MACHADO, S. L.; BARBOSA, M. C. An Attempt to Perform Water Balance in a Brazilian Municipal Solid Waste Landfill. **Waste Management**, v. 32, n. 3, p. 471–481, mar. 2012. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2011.11.009>

SILVA, D. L. M. D. **Mecanismos de transporte de metais pesados em misturas de solos utilizados como camada de base em aterro sanitário**. Tese (Doutorado), Universidade Federal de Campina Grande, Campina Grande - PB, 2023. Disponível em: <<http://www.ppgeca.ufcg.edu.br/teses-menu/teses-2022/send/164-teses-2022/685-mecanismos-de-transporte-de-metais-pesados-em-misturas-de-solos-utilizados-como-camada-de-base-em-aterro-sanitario>>. Acesso em: 14 abr. 2023.

SILVA, E. M. da. **Ecotoxicidade de resíduos sólidos urbanos e de lixiviado gerado em aterro sanitário**. Tese (Doutorado), Universidade Federal de Campina Grande, Campina Grande - PB, 2022. Disponível em: <<http://dspace.sti.ufcg.edu.br:8080/jspui/handle/riufcg/24967>>. Acesso em: 3 nov. 2022.

SILVA, O. C. C. da. **Avaliação do uso de dados meteorológicos de satélite (NasaPower) para manejo de irrigação no Brasil**. Dissertação (Mestrado). Universidade Federal de Goiás, Goiânia, 2021. Disponível em: <<http://repositorio.bc.ufg.br/tede/handle/tede/11341>>. Acesso em: 29 maio. 2023.

SCHROEDER, P.R.; DOZIER T.S.; ZAPPI P.A. AZIZ. N. M. **The hydrologic evaluation of landfill performance (HELP) model**. Engineering documentation for version 3. Environmental Protection Agency, United States. 1994.

TCHOBANOGLIOUS, G.; THEISEN, H.; VIGIL, S.A. Integrated solid waste management: engineering principles and management issues. McGraw-Hill, London.1993.

UNIFIED SOIL CLASSIFICATION SYSTEM. ASTM. **Standard Practice for Classification of Soils for Engineering Purposes (Unified Soil Classification System)**. 2011. Disponível em: <<https://www.astm.org/d2487-11.html>>. Acesso em: 11 jul. 2023.

VAVERKOVÁ, M. D. Landfill Impacts on the Environment—Review. **Geosciences**, v. 9, n. 10, p. 431, 1 out. 2019. <https://doi.org/10.3390/geosciences9100431>

WDOWCZYK, A.; SZYMAŃSKA-PULIKOWSKA, A. Analysis of the Possibility of Conducting a Comprehensive Assessment of Landfill Leachate Contamination Using Physicochemical Indicators and Toxicity Test. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, v. 221, p. 112434, 15 set. 2021. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2021.112434>

WIJEKOON, P.; KOLIYABANDARA, P. A.; COORAY, A. T.; LAM, S. S.; ATHAPATTU, B. C. L.; VITHANAGE, M. Progress and Prospects in Mitigation of Landfill Leachate Pollution: Risk, Pollution Potential, Treatment and Challenges. **Journal of Hazardous Materials**, v. 421, p. 126627, 5 jan. 2022. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2021.126627>

ZHOU, W.; CHAI, J.; ZENGGUANG, X.; QIN, Y.; CAO, J.; ZHANG, P. A review of existing methods for predicting leachate production from municipal solid waste landfills. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 31, p. 1–19, 6 fev. 2024. <https://doi.org/10.1007/s11356-024-32289-y>

Recebido em: 23/07/2024

Aceito para publicação em: 21/11/2024