



UNIVERSIDADE ESTADUAL DA PARAÍBA
CAMPUS I - CAMPINA GRANDE
PRÓ-REITORIA DE PÓS-GRADUAÇÃO E PESQUISA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM CIÊNCIA E TECNOLOGIA AMBIENTAL
CURSO DE MESTRADO EM CIÊNCIA E TECNOLOGIA AMBIENTAL

PABLO RAFAEL FERREIRA RAMOS

**ESTIMATIVA DE GERAÇÃO DE LIXIVIADO EM UM ATERRO SANITÁRIO NO
SEMIÁRIDO PARAIBANO UTILIZANDO *MODUELO 4.0***

CAMPINA GRANDE – PB
AGOSTO, 2024

PABLO RAFAEL FERREIRA RAMOS

**ESTIMATIVA DE GERAÇÃO DE LIXIVIADO EM UM ATERRO SANITÁRIO NO
SEMIÁRIDO PARAIBANO UTILIZANDO *MODUELO 4.0***

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-graduação em Ciência e Tecnologia Ambiental da Universidade Estadual da Paraíba como requisito parcial à obtenção do título de Mestre em Ciência e Tecnologia Ambiental.

Linha de pesquisa: Qualidade de Sistemas Ambientais

Orientador: Prof. Dr. Laercio Leal dos Santos

**CAMPINA GRANDE – PB
AGOSTO, 2024**

É expressamente proibido a comercialização deste documento, tanto na forma impressa como eletrônica. Sua reprodução total ou parcial é permitida exclusivamente para fins acadêmicos e científicos, desde que na reprodução figure a identificação do autor, título, instituição e ano do trabalho.

RI 75e Ramos, Pablo Rafael Ferreira.

Estimativa de geração de lixiviado em um aterro sanitário no semiárido paraibano utilizando o *MODUELO 4.0* [manuscrito] / Pablo Rafael Ferreira Ramos. - 2024.
89 p. : il. colorido.

Digitado. Dissertação (Mestrado em Ciência e Tecnologia Ambiental) - Universidade Estadual da Paraíba, Centro de Ciências e Tecnologia, 2024. "Orientação : Prof. Dr. Laércio Leal dos Santos, Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental - CCT. "

1. Resíduos sólidos urbanos. 2. Lixiviado. 3. Modelagem. 4. Balanço hídrico. I. Título

21. ed. CDD 628

PABLO RAFAEL FERREIRA RAMOS

ESTIMATIVA DE GERAÇÃO DE LIXIVIADO EM UM ATERRO SANITÁRIO NO
SEMIÁRIDO PARAIBANO UTILIZANDO *MODUELO 4.0*

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-graduação em Ciência e Tecnologia Ambiental da Universidade Estadual da Paraíba como requisito parcial à obtenção do título de Mestre em Ciência e Tecnologia Ambiental.

Linha de pesquisa: Qualidade de Sistemas Ambientais

Aprovada em: 28/08/2024.

BANCA EXAMINADORA



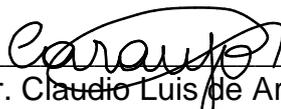
Prof. Dr. Laercio Leal dos Santos (Orientador)
Universidade Estadual da Paraíba (UEPB)



Prof. Dr. William de Paiva
Universidade Estadual da Paraíba (UEPB)



Profa. Dra. Daniela Lima Machado da Silva
Universidade Federal do Ceará (UFC)



Prof. Dr. Claudio Luis de Araújo Neto
Universidade Federal do Maranhão (UFMA)

À Deus, à minha família, aos amigos e aos professores, dedico este trabalho.

AGRADECIMENTOS

Gostaria de expressar minha gratidão primeiramente a Deus, pela saúde, coragem e determinação concedidas para enfrentar os desafios da vida. À minha avó, Maria Alaíde Silva, por todo cuidado, preocupação e incentivo. Aos meus pais, José Ivan Ramos e Luzineide Ferreira Lima Ramos, pelo amor, carinho e sacrifícios para investir na minha educação. Aos meus tios e primos, por constituírem uma família tão unida, da qual me orgulho imensamente.

Agradeço à Universidade Estadual da Paraíba por me proporcionar a oportunidade de realizar o sonho de cursar um mestrado, e a todos os seus funcionários e professores por todo apoio e ensinamentos. À Universidade Federal de Campina Grande, ao Grupo de Pesquisa em Tecnologia Ambiental e ao Grupo de Pesquisa em Geotecnia Ambiental, pelo apoio, estrutura e suporte no desenvolvimento desta pesquisa. A todos os membros do Subgrupo de Físico-química e Microbiologia, pelos ensinamentos e histórias compartilhadas tanto nos laboratórios quanto nas visitas técnicas ao aterro sanitário.

Aos professores examinadores que contribuíram ao longo do processo, William de Paiva, Ricardo Aragão, Libânia Ribeiro e Ysa Helena.

Um agradecimento especial ao Professor Dr. Laercio Leal dos Santos, que aceitou o convite para me orientar e demonstrou tanta dedicação, paciência e compromisso na elaboração desta pesquisa.

Gratidão à Carlos Armando Reyes Flores que aceitou o desafio e colaborou significativamente para o sucesso dessa pesquisa. Por fim, e não menos importante, aos membros da banca e a todos que forneceram informações e dedicaram seu tempo para contribuir e fazer parte desta história.

O presente trabalho foi realizado com apoio da Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior - Brasil (CAPES) - Código de Financiamento 001.

Essa pesquisa foi possível por meio de um Acordo de parceria celebrado entre a Universidade Federal de Campina e Ecosolo por intermédio do Parque Tecnológico

Meus sinceros agradecimentos a todos.

RESUMO

Este estudo tem como propósito estimar a geração de lixiviado em um aterro sanitário no semiárido paraibano utilizando *MODUELO 4.0*. Utilizando dados hidrológicos, morfológicos e climáticos do aterro sanitário localizado na cidade de Campina Grande, região semiárida da Paraíba. Foram simulados vários cenários com diferentes condições operacionais de preenchimento e cobertura do aterro, utilizando solos naturais da região. As análises estatísticas por meio do Coeficiente de Determinação (R^2) de 0,60 e Coeficiente de Correlação de Pearson (r) de 0,77, demonstraram uma forte correlação entre a vazão estimada na simulação 13 e a vazão observada. Apesar da variabilidade no desempenho do modelo, houve um aumento significativo na precisão das simulações ao longo do tempo reduzindo o *PBIAS* para 59,31% na SIM14, especialmente nos meses com dados observados. O estudo conclui que o *MODUELO 4.0* é uma ferramenta útil para a gestão de aterros sanitários no semiárido brasileiro, podendo auxiliar na tomada de decisões e no cumprimento das regulamentações ambientais.

Palavras-chave: resíduos sólidos urbanos; lixiviado; modelagem; balanço hídrico.

ABSTRACT

The purpose of this study is to estimate the generation of leachate in a landfill in the semi-arid region of Paraíba using MODUELO 4.0. Using hydrological, morphological and climatic data from the landfill located in the city of Campina Grande, in the semi-arid region of Paraíba. Various scenarios were simulated with different operational conditions for filling and covering the landfill, using natural soils from the region. Statistical analyses using the Coefficient of Determination (R^2) of 0.60 and Pearson's Correlation Coefficient (r) of 0.77 showed a strong correlation between the estimated flow rate in simulation 13 and the observed flow rate. Despite the variability in the model's performance, there was a significant increase in the accuracy of the simulations over time, reducing the PBIAS to 59.31% in SIM14, especially in the months with observed data. The study concludes that MODUELO 4.0 is a useful tool for landfill management in the Brazilian semi-arid region, and can assist in decision-making and compliance with environmental regulations.

Keywords: urban solid waste; leachate; modeling; water balance.

LISTAS DE ILUSTRAÇÕES

Figura 1: Fluxograma representativo do algoritmo geral do <i>MODUELO 4.0</i>	33
Figura 2: Fluxograma esquemático dos procedimentos metodológicos	42
Figura 3: Mapa de localização do aterro sanitário.....	43
Figura 4: Localização das Células e das lagoas de acumulação de lixiviado do aterro sanitário.....	44
Figura 5: Mapa da localização do aterro e dos municípios que depositam RSU	46
Figura 6: Fluxograma representativo do processo de calibração	54
Figura 7: Quantidade de RSU recebidos no aterro em ton.ano ⁻¹	56
Figura 8: Composição gravimétrica dos RSU recebidos no aterro sanitário	57
Figura 9: Composição volumétrica dos RSU recebidos no aterro sanitário	57
Figura 10: Evolução da taxa de geração de lixiviado medido no aterro	58
Figura 11: Evolução da taxa de geração de lixiviado obtido na SIM10 em relação a vazão medida.....	61
Figura 12: Evolução da taxa de geração de lixiviado obtido na SIM13 em relação a vazão medida.....	62
Figura 13: Evolução da taxa de geração de lixiviado obtido na SIM14 em relação a vazão medida.....	63
Figura 14: Comparação mensal entre a vazão medida ajustada, a precipitação e as vazões simuladas SIM10, SIM13 e SIM14.....	64
Figura 15: Comparação anual da vazão monitorada ajustada, a precipitação e as simulações	66
Figura 16: Comparação anual da vazão monitorada, a precipitação e as simulações considerando os meses com dados das duas séries	68

LISTA DE TABELAS

Tabela 1: Intensidade das faixas do coeficiente de correlação de Pearson.....	41
Tabela 2: Síntese de informações sobre as células do aterro sanitário	43
Tabela 3: Características iniciais das células do tipo Resíduo (R) e Resíduo Final (RF)	52
Tabela 4: Comparação da taxa de geração de lixiviado por tonelada de resíduos em vários países	59
Tabela 5: Principais dados de entradas das simulações selecionadas.....	60
Tabela 6: Comparação estatística entre a vazão monitorada mensal ajustada e as simulações	63
Tabela 7: Comparação anual do <i>PBIAS</i> entre as simulações e a vazão observada.	65
Tabela 8: Comparação anual da vazão monitorada e as simulações considerando apenas os meses com vazão observada	68
Tabela 9: Comparação anual do <i>PBIAS</i> entre a vazão observada e as simulações no Cenário 2.....	69

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

ABNT	Associação Brasileira de Normas Técnicas
ABRELPE Especiais	Associação Brasileira de Empresas de Limpeza Pública e Resíduos Especiais
ABREMA	Associação Brasileira de Resíduos e Meio Ambiente
CETESB	Companhia Ambiental do Estado de São Paulo
DBO	Demanda Bioquímica de Oxigênio
GGA	Grupo de Geotecnia Ambiental
GIA	<i>Grupo de Ingeniería Ambiental</i>
GPTECA	Grupo de Pesquisa em Tecnologia Ambiental
HELP	Hydrologic Evaluation of Landfill Performance
IIAMA <i>Ambiente</i>	<i>Grupo de Hidrogeología do Instituto de Ingeniería del Agua y Medio Ambiente</i>
LCS	<i>Leachate Collection System</i>
LDA	<i>Lagoa de drenagem de águas pluviais</i>
L	lagoa de acumulação de lixiviado
NASA	<i>Resources National Aeronautics and Space Administration</i>
NBR	Norma técnica brasileira
NSE	<i>Nash–Sutcliffe model efficiency coefficient</i>
PBIAS	Índice de Viés Percentual
PEAD	Polietileno de Alta Densidade
PNRS	Política Nacional de Resíduos Sólidos
POWER	<i>Prediction Of Worldwide Energy</i>
PVC	Policloreto de Vinila

RSU	resíduos sólidos urbanos
R^2	Coeficiente de Determinação
r	Coeficiente de correlação de Pearson
SIM	Simulação
SQL	<i>Structured Query Language</i>
UEPB	Universidade Estadual da Paraíba
UFCG	Universidade Federal de Campina Grande
UPV	<i>Universitat Politècnica de València</i>
VANT	veículo aéreo não tripulado

LISTAS DE QUADROS

Quadro 1: Características dos principais modelos disponíveis para estimar produção de lixiviado de aterros sanitários.	31
Quadro 2: Estudos e pesquisas que utilizaram o <i>MODUELO 4.0</i> no Brasil	32
Quadro 3: Resultados gerais do modelo de geração de resíduos.....	37
Quadro 4: Parâmetros de entrada para características da cobertura dos resíduos sólidos	48
Quadro 5: Parâmetros de entrada para características dos resíduos	51

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO	14
2	JUSTIFICATIVA	16
3	OBJETIVOS	18
3.1	Objetivo geral	18
3.2	Objetivos específicos	18
4	FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA	19
4.1	Resíduos Sólidos Urbanos (RSU)	19
4.2	Lixiviado	21
4.3	Estimativa de lixiviado em aterros sanitários	24
4.3.1	Modelos empíricos	24
4.3.1.1	<i>Método Suíço</i>	25
4.3.2	Modelos estáticos	26
4.3.2.1	<i>HELP (Hydrologic Evaluation of Landfill Performance)</i>	26
4.3.3	Modelos dinâmicos	28
4.3.3.1	<i>BIOLEACH</i>	28
4.3.3.2	<i>MODUELO</i>	29
4.3.3.3	<i>Descrição do MODUELO 4.0</i>	33
4.3.3.3.1	Submodelo morfológico.....	34
4.3.3.3.2	Submodelo Meteorológico.....	35
4.3.3.3.3	Submodelo de Geração de Resíduos Sólidos.....	36
4.3.3.3.4	Submodelo de gestão de lixiviados.....	38
4.3.3.3.5	Simulações.....	39
4.4	Estatística	39
5	METODOLOGIA	42
5.1	Área de estudo	43
5.1.1	Dados de recebimento de resíduos	46

5.1.2	<i>Dados meteorológicos</i>	47
5.1.3	<i>Caracterização dos solos e camadas de cobertura</i>	47
5.1.4	<i>Dados do monitoramento da vazão de lixiviado</i>	49
5.2	Inserção dos dados no Modulo 4.0.....	49
5.2.1	<i>Submodelo morfológico e configuração do aterro</i>	49
5.2.2	<i>Submodelo meteorológico</i>	50
5.2.3	<i>Submodelo de geração de resíduos</i>	50
5.2.4	<i>Submodelo de lixiviado</i>	51
5.2.5	<i>Simulações e Calibração</i>	52
5.3	Análise estatística	55
6	RESULTADOS E DISCUSSÕES	56
6.1	Avaliação das Simulações	60
6.1.1	<i>Cenário 1</i>	63
6.1.2	<i>Cenário 2</i>	67
7	CONSIDERAÇÕES FINAIS	73
7.1	Conclusões	73
7.2	Sugestões e recomendações	74
	REFERÊNCIAS	75
	APÊNDICE A - DADOS DE ENTRADA UTILIZADOS NAS SIMULAÇÕES 1, 2 E 3	85
	APÊNDICE B - DADOS DE ENTRADA UTILIZADOS NAS SIMULAÇÕES 4, 5 E 6	86
	APÊNDICE C - DADOS DE ENTRADA UTILIZADOS NAS SIMULAÇÕES 7, 8 E 9	87
	APÊNDICE D - DADOS DE ENTRADA UTILIZADOS NAS SIMULAÇÕES 11, 12, 15 E 16	88

1 INTRODUÇÃO

A utilização dos aterros sanitários é uma das técnicas mais comuns para disposição de resíduos sólidos urbanos (Kaza *et al.*, 2018; Das *et al.*, 2019). Devido às suas vantagens econômicas, tem sido utilizado para descarte de quase todos os tipos de resíduos, principalmente, em países em desenvolvimento, apesar de seu alto potencial de poluição ao meio ambiente, caso não seja operacionalizado de maneira adequada (Abunama *et al.*, 2017; Vaverková, 2019).

Para Njoku, Edokpayi e Odiyo (2019), os principais riscos à saúde pública associados aos aterros estão correlacionados a diferentes fatores de poluição do ar, mau odor, poluição hídrica e sonora, o aumento da presença de vetores (mosquitos e roedores), entre outros. Enquanto, Lu e Feng (2020), acreditam que os principais riscos associados aos aterros sanitários têm origem na mobilidade dos compostos químicos que são gerados à medida que os resíduos se decompõem. Corroborando, em seus estudos, Vaverková (2019) indica que grande parte desse risco potencial dos aterros sanitários de Resíduos Sólidos Urbanos (RSU) resulta da migração de lixiviado e gases, subprodutos da biodegradação dos RSU.

A avaliação da qualidade e quantidade de lixiviado de aterro é essencial para avaliar seu impacto ambiental, bem como para seu tratamento e gerenciamento, tornando o processo de avaliação mais difícil e complexo (Arias, 2019).

Geralmente, a quantificação de lixiviado é modelada com base nos princípios do balanço hídrico, estimando as quantidades de água que infiltram no aterro e subtraindo as quantidades de água perdidas por evaporação e consumidas pela degradação da fração orgânica do resíduo, tornando-se um dos métodos mais populares para a estimativa de lixiviado em aterros e ferramenta fundamental no projeto e na gestão dos aterros sanitários (São Mateus; Machado; Barbosa, 2012; Ley *et al.*, 2021; Pereira, 2021).

Dessa forma, para auxiliar nessa avaliação, o uso de modelos matemáticos está sendo empregado para prever a produção de lixiviado a partir do conhecimento de fatores hidrológicos básicos.

O desenvolvimento de um modelo de previsão de lixiviados que equilibre a quantidade de dados necessários e a precisão dos resultados para diferentes contextos de aterros é complexo (Ley *et al.*, 2021). Os fatores que influenciam o processo de produção do lixiviado variam no tempo e no espaço (Arias, 2019), pois a qualidade e a quantidade do lixiviado dependem das características geológicas da localização do aterro, das condições meteorológicas, da superfície do local de disposição e do solo subjacente, dos procedimentos operacionais e dos tratamentos a que são submetidos para os resíduos (Ccahuana, 2017).

Diante disso, para estimar com precisão a geração de lixiviado em aterros sanitários, é essencial combinar a eficiência dos métodos numéricos com as características geográficas, operacionais e de projeto desses empreendimentos. Nesse contexto, esse trabalho tem como finalidade a aplicação do modelo dinâmico *MODUELO 4.0* para determinação da vazão do lixiviado produzido, aplicado a um aterro sanitário localizado no semiárido brasileiro, considerando as condições hidrológicas, morfológicas, pedológicas e climáticas, peculiares dessa região.

Assim, a principal contribuição científica é dessa pesquisa é o entendimento aprofundado dos mecanismos de geração de lixiviados, como fator essencial para uma avaliação precisa e para a abordagem eficaz dos múltiplos aspectos relacionados ao projeto e à gestão de aterros sanitários no semiárido brasileiro. Esse conhecimento permite não apenas a identificação dos fatores que influenciam a produção de lixiviados, como também a adoção de estratégias adequadas de controle, mitigação e tratamento, contribuindo para a minimização dos impactos ambientais e garantindo a conformidade com as normas de gestão de resíduos sólidos.

2 JUSTIFICATIVA

A problemática da gestão adequada de resíduos sólidos é uma questão de relevância, especialmente em regiões áridas ou semiáridas, onde os recursos hídricos são escassos e a degradação ambiental pode ter consequências ainda mais severas. Nesse contexto, a estimativa da geração de lixiviado em aterros sanitários desempenha um papel fundamental, pois o lixiviado é um dos principais poluentes resultantes da decomposição de resíduos orgânicos e pode contaminar o solo e os recursos hídricos locais, comprometendo a qualidade de vida das comunidades próximas.

O semiárido paraibano enfrenta desafios particulares no gerenciamento de resíduos sólidos, em função das condições climáticas adversas, do risco de desertificação, da escassez de recursos hídricos, das limitações financeiras e da insuficiência de incentivos e infraestrutura adequados. Nesse contexto, torna-se imprescindível o desenvolvimento de estudos que promovam a adoção de estratégias eficientes e sustentáveis para a gestão de resíduos sólidos na região, visando mitigar os impactos ambientais e garantir a sustentabilidade a longo prazo.

A aplicação de modelos computacionais na estimativa da geração de lixiviado em aterros sanitários oferece vantagens significativas em relação aos métodos tradicionais. Esses modelos permitem considerar a variabilidade espacial e temporal, bem como testar diferentes cenários e otimizar o dimensionamento de sistemas de tratamento de lixiviado. Além disso, fornecem resultados mais rápidos e precisos, contribuindo para uma tomada de decisão embasada e eficiente.

Portanto, esse trabalho justifica-se pela Necessidade de estudos específicos para a região semiárida, na Paraíba, promovendo um desenvolvimento socioeconômico sustentável e uma abordagem mais efetiva no gerenciamento de resíduos sólidos na região. Ao explorar a aplicabilidade de um modelo computacional, buscando contribuir para aprimorar as práticas de gestão de resíduos sólidos na região. Os resultados obtidos terão relevância para gestores públicos, profissionais da área ambiental e pesquisadores, fornecendo subsídios técnicos essenciais para o planejamento adequado do gerenciamento de resíduos, a preservação ambiental, a

proteção dos recursos hídricos e a melhoria da qualidade de vida das comunidades envolvidas.

3 OBJETIVOS

3.1 Objetivo geral

Estimar a geração de lixiviado em um aterro sanitário de RSU no semiárido paraibano utilizando *MODUELO 4.0*.

3.2 Objetivos específicos

- Verificar a presença de ações e informações operacionais, de monitoramento e definir as condições de contorno do aterro sanitário;
- Comparar as estimativas geradas pelo *MODUELO 4.0* com os dados da vazão de lixiviado observados *in loco*, com intuito de avaliar a acurácia e a confiabilidade do modelo.
- Analisar criticamente o modelo, identificando suas limitações e avaliando a dificuldade na obtenção dos parâmetros de entrada necessários para a execução do programa, no semiárido paraibano.

4 FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA

4.1 Resíduos Sólidos Urbanos (RSU)

Os Resíduos Sólidos Urbanos (RSU) representam um desafio global que afeta diversos setores, desde governos até indivíduos. O manejo inadequado desses resíduos resulta em problemas de infraestrutura urbana, contaminação do ar, da água e do solo, além de representar um risco para a saúde pública (Bezerra, 2023).

Nesse sentido, a Lei nº 12.305/2010 que instituiu a Política Nacional de Resíduos Sólidos (PNRS) (Brasil, 2010), criou um ambiente regulatório favorável para a construção de aterros sanitários no Brasil, incentivando a gestão sustentável dos resíduos sólidos. Ao estabelecer diretrizes claras, oferecer incentivos financeiros e técnicos, e promover a responsabilidade compartilhada, a lei contribuiu significativamente para a melhoria da gestão dos resíduos sólidos no país e para a substituição de lixões por aterros sanitários ambientalmente adequados.

A Associação Brasileira de Empresas de Limpeza Pública e Resíduos Especiais - ABRELPE (2020) apontou no Panorama dos Resíduos Sólidos no Brasil um aumento na estimativa da quantidade de RSU gerados no Brasil entre os anos de 2010 e 2019, passando de 67 milhões para 79 milhões de toneladas por ano. Já no ano de 2020, durante a pandemia de COVID-19, a geração foi de aproximadamente, 82,5 milhões de toneladas, ou 225.965 toneladas diárias, com cada brasileiro gerando em média, 1,07 kg de resíduo por dia. Esse aumento pode ser explicado pelas novas dinâmicas sociais criadas devido a pandemia (ABRELPE, 2021).

As informações sobre a geração RSU no Brasil ao longo do ano de 2022, apresentadas pelo Panorama da ABRELPE (2022), indicam que no referido período, o total de RSU alcançou aproximadamente 81,8 milhões de toneladas, o que equivale a uma média diária de 224 mil toneladas. Isso significa que cada cidadão brasileiro produziu, em média, 1,043 kg de resíduos por dia.

Quanto à questão da destinação final dos RSU, de acordo com a Associação Brasileira de Resíduos e Meio Ambiente – ABREMA (2023), no Brasil, a grande maioria dos RSU coletados continua sendo encaminhada para aterros sanitários, representando 61% do total. Em 2022, cerca de 46,4 milhões de toneladas de RSU

foram destinadas de maneira ambientalmente adequada nesses locais. No entanto, ainda existem áreas de disposição inadequada, como lixões e os chamados aterros controlados, em operação em todas as regiões do país. Essas áreas receberam 39% do total de resíduos coletados, totalizando aproximadamente 29,7 milhões de toneladas com destinação inadequada.

Entretanto, na região Nordeste, observa-se uma situação inversa, em que os RSU coletados que são destinados adequadamente correspondem a 6,2 milhões de toneladas (37,2%), enquanto a disposição inadequada de resíduos representa 62,8% ou aproximadamente 10,5 milhões de toneladas por ano.

Diante dessa situação, a atualização do marco legal do saneamento básico, instituída pela Lei nº 14.026/2020 (Brasil, 2020), prevê que a disposição final ambientalmente adequada dos rejeitos deverá ser implantada em todos os municípios até o ano de 2024.

É com este cenário que os aterros sanitários se tornaram amplamente reconhecidos como a forma mais adequada de disposição final dos RSU no Brasil (Almeida, 2020). O aterro sanitário é uma obra de engenharia composto por uma série de sistemas de proteção e monitoramento, cada qual com funções e objetivos definidos, todos diretamente relacionados com as engenharias civil, ambiental e sanitária. Objetiva receber resíduos sólidos proporcionando sua disposição final adequada e segura junto ao solo, mantendo tais resíduos confinados, mas totalmente monitorados por meio de técnicas de engenharia distintas, amplamente conhecidas (Kumar *et al.*, 2016; Silva; Tagliaferro, 2021).

A disposição de resíduos em locais adequados, tais como, o aterro sanitário, proporciona entre diversos fatores, a diminuição de áreas abertas para sua disposição, além de permitir uma degradação mais rápida e completa dos rejeitos biodegradáveis, pois vários parâmetros são controlados (Martildes, 2021).

Para Das *et al.* (2019), os aterros sanitários são amplamente adotados como métodos de disposição de resíduos em todo o mundo, devido a sua relativa baixa relação custo-benefício em comparação com outras opções de tratamento. Além disso, quando são projetados e operados como biorreatores anaeróbios, eles se

tornam ecologicamente corretos ao permitirem o aproveitamento do biogás e do lixiviado.

No entanto, é importante ressaltar que os aterros podem acarretar impactos ambientais negativos e significativos desafios sociais. A poluição do solo, do ar e dos recursos hídricos são alguns dos principais problemas que podem surgir caso a operação e o monitoramento dos aterros não sejam conduzidos de forma adequada (Almeida, 2020).

De acordo com Bezerra (2023) os RSU que são aterrados passam por três fases distintas: sólida, líquida e gasosa. Na fase sólida, os resíduos estão em processo de degradação, envolvendo processos físicos, químicos e biológicos. Essa degradação resulta na formação de um meio poroso, no qual são gerados dois subprodutos principais: o lixiviado, que é a fase líquida, e o gás, que é a fase gasosa. Nessa linha, He e Hu (2022) corroboram ao considerar que os RSU aterrados produzem uma grande quantidade de lixiviados como resultado da degradação, da compressão dos resíduos e da percolação devido a parcela da precipitação infiltrada.

Nesse contexto Wdowczyk e Szymańska-Pulikowska (2021) consideram a produção de lixiviado um fator de risco, caso não ocorra drenagem e tratamento eficazes, associada à utilização de aterros sanitários como método de disposição final de resíduos sólidos, o qual é reconhecido como um dos principais agentes de poluição do meio ambiente subterrâneo e superficial.

4.2 Lixiviado

Conforme a norma Associação Brasileira De Normas Técnicas (ABNT) - NBR 8419 (1992), o termo "lixiviado" é definido como um líquido resultante da decomposição de substâncias presentes nos resíduos sólidos. Essa substância é caracterizada pela sua cor escura, odor desagradável e alta Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO).

Conforme Peng (2017), o lixiviado de aterros sanitários é o líquido gerado pela umidade natural e água contida nos resíduos de matéria orgânica, resultado da sua degradação biológica e pela infiltração de água na cobertura e nas camadas internas

das Células dos aterros, complementando o material dissolvido ou em suspensão proveniente de sua massa residual.

De acordo com Alibardi e Cossu (2018), o lixiviado é o resultado de dois fenômenos principais que ocorrem em um aterro, a infiltração de água na massa de resíduos depositada e a transferência de massa de substâncias de resíduos para água infiltrada. Já, Ccahuana (2017), considera os lixiviados como líquidos que são gerados a partir da decomposição da fração orgânica e putrescível dos resíduos, e da percolação intermitentemente da água através da massa de resíduos em decomposição.

O processo de formação do lixiviado é determinado por fatores que contribuem diretamente para a disponibilidade de água e aqueles que afetam a distribuição do lixiviado ou umidade no local de descarte, além de ser afetado por fatores climáticos, características físicas, mecânicas e bioquímicas dos resíduos, procedimentos e estratégias de disposição, fases de gestão, e idade do aterro (Ccahuana, 2017; Alibardi; Cossu, 2018; Miao *et al.*, 2019; Teng *et al.*, 2021).

Para Giorgini (2019), o líquido lixiviado é formado pela decomposição da matéria orgânica presente no resíduo, acrescidos da percolação de água que atravessa a massa de resíduo, além de outros materiais em solução e/ou suspensão. Estas águas que atravessam a massa de resíduo podem ser formadas pela: umidade natural do resíduo; água de constituição presente no resíduo que são liberadas pela compactação ou pela decomposição biológica; infiltração das águas de chuva pelas camadas de cobertura do aterro e pela contribuição das nascentes e águas do subsolo que por capilaridade atingem a massa de resíduo. A geração de lixiviado dependerá, portanto, da movimentação da umidade existente no interior do aterro, entendendo-se o aterro como um meio poroso complexo (Clavero, 2020).

Destaca-se que períodos prolongados de chuva leve exercem maior contribuição para a infiltração de água em comparação com eventos de chuva intensa e de curta duração. A saturação rápida dos materiais de cobertura durante tempestades intensas limita a infiltração, favorecendo o escoamento superficial (Alibardi; Cossu, 2018).

De acordo com Martildes *et al.* (2019), devido à sua alta solubilidade, o lixiviado tem o potencial de contaminar as águas subterrâneas nas áreas próximas ao aterro. Além disso, é considerado um efluente altamente tóxico para os ecossistemas aquáticos, organismos terrestres e para a saúde humana (Klauck *et al.*, 2017b, 2017a; Baderna; Caloni; Benfenati, 2019; Das *et al.*, 2019; Abunama; Othman; Nilam, 2021; Wijekoon *et al.*, 2022).

O lixiviado pode incluir mais de 200 substâncias orgânicas que possuem potencial carcinogênico, como hidrocarbonetos aromáticos policíclicos (PAHs), além de metais e patógenos (Abunama *et al.*, 2019; Begum *et al.*, 2020). Segundo Gomes (2022) o potencial de poluidor e tóxico do lixiviado pode ser atribuído, principalmente, à presença de altas cargas orgânicas e nitrogenadas, teores elevados de metais pesados e concentrações significativas de sais minerais.

Nesse contexto, conforme apontado por Silva (2017), os incidentes de vazamento de lixiviado são considerados acidentes ambientais de grande impacto, especialmente quando afetam os aquíferos. Esses vazamentos podem ocorrer principalmente, devido a falhas no planejamento ou na execução do aterro.

Seguindo essa linha, Salles e Souza (2020) ponderam que os lixiviados apresentam uma composição química complexa, e se, não submetidos ao devido tratamento, possuem alto poder poluidor para mananciais, águas subterrâneas e solo. Devido a estes fatores, é interessante estimar a quantidade de lixiviado que é gerado para uma correta gestão e operação do aterro. Consoante a Abunama *et al.* (2017), a avaliação da qualidade e quantidade de lixiviados de aterros sanitários é essencial para avaliar seu impacto ambiental, bem como para fins de tratamento e gestão.

Em concordância com Alibardi e Cossu (2018), o conhecimento dos mecanismos de geração de lixiviados é fundamental para avaliar e abordar adequadamente os diferentes aspectos do projeto e gestão de aterros sanitários. Para isso, são necessários modelos preditivos de geração de lixiviados para definir, projetar e dimensionar as obras, que estão ligados a todos os aspectos mencionados acima.

4.3 Estimativa de lixiviado em aterros sanitários

O conhecimento da geração de lixiviado é de suma importância para a calibração dos modelos e verificação da sua demanda de tratamento. Com uma calibração confiável dos modelos é possível estimar a geração futura de lixiviado, de acordo com a previsão do tempo e de recebimento de resíduos (Feldhaus, 2019). Conforme Gomes *et al.* (2022), a determinação da vazão de lixiviado é crucial tanto em estudos de projeto de estações de tratamento, quanto na avaliação da viabilidade de tratar lixiviado e outros efluentes. Essa informação é fundamental na seleção e dimensionamento das técnicas adequadas a serem implementadas.

Conforme Moisés (2018), o balanço hídrico pode ser utilizado para quantificar o lixiviado gerado em um aterro, levando em consideração a capacidade de retenção dos resíduos, as contribuições, consumo e saída de água do aterro, consegue estimar a quantidade de lixiviado correspondente.

Nesse sentido, Bejerano, Gutiérrez e Pérez (2020) indicam a aplicação de um modelo de estimativa de lixiviado gerado em aterro sanitários como uma ferramenta que pode ser utilizada para gerenciar corretamente o lixiviado e o cálculo de qualquer eventualidade que ocorra em decorrência de um evento meteorológico extremo. Nesta perspectiva, nos últimos anos, a modelagem ganhou popularidade para lidar com sistemas complexos como resultado de avanços significativos na computação científica e métodos numéricos (Rosas Grajeda, 2017).

Segundo González (2021) existem diversos modelos disponíveis na literatura para estimar a quantidade de lixiviado gerada por aterros sanitários. Alguns exemplos são: *HELP* (Schroeder *et al.*, 1984), *BIOLEACH* (Rodrigo-Clavero; Rodrigo-Illarri, 2017) e *MODUELO* (Cortázar *et al.*, 2002b). Ainda de acordo com González (2021), podendo classificá-los em três grupos de modelos: empíricos, estáticos e dinâmicos.

4.3.1 Modelos empíricos

Os modelos empíricos usam uma equação simples para calcular a quantidade de lixiviado produzido. Eles são fáceis de usar e os valores medidos são

correlacionados com variáveis meteorológicas facilmente acessíveis (González, 2021).

As principais limitações desses modelos estão associadas à falta de consideração da evolução dos processos nos aterros sanitários ao longo do tempo, como as mudanças na permeabilidade das camadas de cobertura, a compactação e a degradação dos resíduos sólidos urbanos. Ademais, esses modelos também desconsideram variáveis importantes, como a umidade do solo e os ciclos de evapotranspiração, que podem influenciar significativamente a geração de lixiviado.

Dentre os modelos empíricos, o Método Suíço é um dos mais utilizados no projeto de aterros sanitários no Brasil (Ley, 2019).

4.3.1.1 Método Suíço

O Método Suíço é um método empírico, estudado pelo Dr. Ing. Hans Jurgen Elieng, na Suíça (Pereira, 2021). Neste método, a infiltração é igual à precipitação, assumindo que não há água subterrânea e que a autoprodução de água a partir de resíduos é praticamente nula. Então a precipitação média anual será a infiltração que se torna lixiviado (González, 2021), e é calculado por meio da Equação 1.

Equação 1: Cálculo do Método Suíço

$$Qm = \frac{P * A * K}{t} \quad (1)$$

Em que:

- Qm : vazão média de líquido percolado ($l.s^{-1}$);
- P : precipitação média anual (mm);
- A : área do aterro (m^2);
- t : número de segundos em um ano (31.536.000 s);
- K : coeficiente que depende do grau de compactação dos resíduos sólidos (adimensional).

De acordo com Pereira (2021) o coeficiente K pode variar entre aterros fracamente compactados a fortemente compactados.

- Fracamente compactados: o peso específico do RSU varia de 0,4 a 0,7 por m^3 , variando o coeficiente de 0,25 a 0,50.
- Fortemente compactados: o peso específico é maior que 0,7 m^3 , com K entre 0,15 e 0,25.

Em sua pesquisa sobre a avaliação de modelos matemáticos e programas de simulação para estimativa da geração de lixiviados de aterros sanitários, Ley (2019) apontou que para o método Suíço, os dados pluviométricos e de área superficial do aterro são os parâmetros com maior influência nos resultados.

Ainda sobre o método, Ley *et al.* (2021) revelam que esse modelo não considera variáveis relevantes para a quantificação do lixiviado, tais como: composição e umidade dos resíduos, decomposição da matéria orgânica, métodos de disposição, sistema de revestimento, idade do aterro, evapotranspiração e condições climáticas, como temperatura, umidade e radiação solar. No qual, a desconsideração desses fatores compromete a integridade dos seus resultados (DOMINONI *et al.*, 2020).

4.3.2 Modelos estáticos

Nessa abordagem, o aterro já está construído, e o objetivo é calcular a geração de lixiviado a partir desse ponto. Caso se deseje estimar a produção de lixiviado em diferentes etapas de operação do aterro, o modelo deve ser executado várias vezes, simulando cada etapa e utilizando os resultados da etapa anterior como dados iniciais para a próxima. Alguns dos modelos estáticos conhecidos são o *HELP*, *SOILINER* e *FULLFILL* (González, 2021).

4.3.2.1 *HELP (Hydrologic Evaluation of Landfill Performance)*

O modelo *HELP (Hydrologic Evaluation of Landfill Performance)* (SCHOEDER *et al.*, 1984), foi desenvolvido pelo Corpo de Engenheiros do Exército dos Estados

Unidos em parceria com a Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos (*EPA, Environmental Protection Agency*) (Arias, 2019).

Sua ampla aceitação tornou-se um requisito crucial para obter licenças de gerenciamento e operação de aterros sanitários nos Estados Unidos (Clavero, 2020), se tornando o mais comumente utilizado para avaliar a produção de lixiviado em lixões e aterros sanitários, principalmente, nos Estados Unidos (Ley, 2019).

O modelo é determinístico, e, além de possuir um modelo de drenagem vertical unidimensional, é capaz de simular a drenagem lateral (Clavero, 2020). Para realizar a análise e comparação de diferentes sistemas de projeto, o *HELP* requer dados gerais de clima e tempo de 1 a 100 anos, características do solo e especificações de projeto. Os dados climáticos exigidos pelo modelo são velocidade média anual do vento, umidade relativa média trimestral, temperaturas médias mensais normais, índice máximo de área foliar, profundidade da zona evaporativa e latitude. Os dados climáticos diários incluem precipitação, temperatura média e radiação solar global total (Alibardi; Cossu, 2018).

Em estudo realizado no Rio de Janeiro, Giacomazzo e Almeida (2020) descrevem o programa de modelagem hidrológica *HELP* como simulador da condução e armazenamento da água através das diversas camadas de solo, resíduos, geomembranas e outros tipos de barreiras de contenção que compõem as áreas onde há aterramento de resíduos. Em suas pesquisas, feitas no Equador, Moisés (2018) indica algumas limitações do modelo *HELP* por não considerar como variáveis de cálculo, aspectos como infiltração de água subterrânea, consumo de água para produção de gás, produção de vapor d'água no descarte bioquímico. Tampouco é considerada a descarga de lodo ou resíduos semissólidos com alto teor de umidade.

De acordo com Grugnaletti *et al.* (2016), a baixa acurácia do modelo *HELP* pode ser atribuída, principalmente, ao fato de que tende a superestimar o armazenamento de água nos resíduos durante a parte inicial da simulação e superestima o tempo necessário para que o lixiviado seja gerado, causando uma subestimação da quantidade de lixiviado prevista. Para Ley (2019) o modelo computacional *HELP* apresenta limitações quanto aos dados de entrada necessários,

uma vez que, já incorpora fatores difíceis de serem medidos, como capacidade de campo, ponto de murcha e condutividade hidráulica.

4.3.3 Modelos dinâmicos

Esses modelos consideram a evolução do aterro ao longo do tempo. O software define como o aterro é preenchido e o modelo calcula a geração de lixiviado considerando o histórico do aterro. A principal distinção entre os modelos desse grupo está no intervalo de tempo considerado, podendo ser diário, mensal ou anual (González, 2021).

Segundo Arias (2019) deve-se ter em mente que para a descrição do balanço hídrico e a estimativa da quantidade provável de lixiviado gerado no aterro, existem diferentes métodos e fórmulas. No entanto, devido à complexidade do caso particular e ao grande número de fatores de influência, os modelos representam sempre uma simplificação, pelo que os resultados obtidos serão uma estimativa ou aproximação da realidade até determinados limites. Alguns exemplos de modelos dinâmicos são o *BIOLEACH* e o *MODUELO*.

4.3.3.1 *BIOLEACH*

O *BIOLEACH* é um modelo matemático desenvolvido pelo *Grupo de Hidrogeología do Instituto de Ingeniería del Agua y Medio Ambiente (IIAMA), Universitat Politècnica de València (UPV)*, que permite avaliar a produção conjunta de lixiviado e biogás em uma escala mensal baseado na equação do balanço hídrico. Além disso, o *BIOLEACH* é projetado para que os processos de formação de lixiviado e biogás sejam considerados de forma conjunta, sendo concebido como uma ferramenta de gerenciamento matemático de aterro sanitário de RSU, tentando assim responder da melhor maneira possível aos processos físico-químicos-biológicos que se desenvolvem dentro da massa de RSU (Rodrigo-Illarri; Rodrigo-Clavero; Cassiraga, 2020; González, 2021; Rodrigo-Illarri; Rodrigo-Clavero, 2021).

Uma das principais características do *BIOLEACH* é a possibilidade de analisar o comportamento do aterro como um biorreator anaeróbio (González, 2021). O modelo também pode ser utilizado na fase de projeto para determinar a forma ótima

de gestão do aterro e para definir o volume mais adequado da lagoa de lixiviados (Rodrigo-Illarri; Rodrigo-Clavero, 2021).

De acordo com Rodrigo-Clavero e Rodrigo-Illarri (2017), a aplicação do modelo em aterros reais permite realizar uma gestão ambientalmente sustentável que minimiza os impactos ambientais produzidos sendo também economicamente mais rentável.

Os dados de entrada do modelo que devem ser fornecidas pelo usuário são: a caracterização química do RSU, a massa mensal de RSU a ser armazenada no aterro e os dados meteorológicos locais obtidos de uma estação (Rodrigo-Illarri; RODRIGO-Clavero; Cassiraga, 2020).

Segundo Clavero (2020), o *BIOLEACH* monitora o volume de lixiviado mensal e prevê o volume do mês seguinte (com ou sem recirculação de lixiviado) usando informações como consumo de água na produção de biogás, infiltração de água externa e umidade nos resíduos depositados.

4.3.3.2 *MODUELO*

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

O *MODUELO* foi divulgado na comunidade acadêmica 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. Em seus estudos, Martínez (2016) relata que o objetivo inicial do *MODUELO* era criar uma ferramenta de simulação para aplicá-la ao aterro de Meruelo, no norte da Espanha, de onde surgiu o nome do programa, sendo desenhado especialmente para aterros operados com o método *canyon/depressão*, baseando-se em uma modelagem discreta tridimensional (3D) (Alibardi; Cossu, 2018).

A segunda versão do *MODUELO* foi apresentada por Cortázar (2005) e descrita por Cortázar e Monzón (2007a, 2007b) como uma versão otimizada do programa original, estimando o fluxo diário de lixiviados, sua poluição orgânica e o volume e composição do biogás, simulando os fenômenos hidrológicos e de biodegradação nos resíduos ao longo do tempo, dissecando o aterro em uma série de células que são “ativadas” no modelo de acordo com seu histórico operacional.

A terceira versão do *MODUELO* foi lançada por Cortázar *et al.* (2006), no entanto, na sua tese de doutorado denominada “Otimização do projeto de aterro de resíduos sólidos com base em modelagem”, Hernández (2012), apontou as seguintes limitações do *MODUELO* 3: primeiro, não está preparado para gerenciar grandes volumes de dados e simulações de forma eficiente e, segundo, apresenta problemas de instabilidade e travamentos. Nesse mesmo estudo, Hernández (2012), apresentou a nova versão do programa, o *MODUELO* 4.0.

Com esta versão (*MODUELO* 4.0), podem ser estimados os dados diários de umidade em diferentes áreas do aterro, volume e qualidade do lixiviado, vazões no entorno, recalques, quantidade e qualidade do gás gerado (López; Calero; Lobo, 2018).

O software *MODUELO* 4.0 foi desenvolvido utilizando a linguagem de programação *C# (C Sharp)* e utiliza um banco de dados relacional *SQL Server*. Isso, juntamente com o design modular de sua interface em árvore, permite lidar com facilidade com o processamento de várias centenas de modelos combinando componentes. No entanto, os tempos de simulação são longos: uma simulação típica de um aterro sanitário em um período de 25 anos ocorre em aproximadamente 10 horas (Cuartas *et al.*, 2018).

Embora o *MODUELO* 4.0 contemple com mais detalhes a complexidade física e bioquímica de um sistema de aterro sanitário, ele requer uma quantidade maior de parâmetros de entrada que em muitos casos não estão disponíveis, podendo tornar o resultado final mais incerto (Grugnaletti *et al.*, 2016). Além disso, Mafort (2020) considera que o *MODUELO* 4.0 tende a superestimar os volumes gerados em campo e não é uma ferramenta capaz de simular de forma fidedigna os processos físicos que estão ocorrendo em um aterro encerrado.

Diante dessa comparação, Rodrigo-Ilarri, Rodrigo-Clavero e Cassiraga (2020) julgam o *MODUELO* como um modelo complexo que engloba todas as funcionalidades presentes no *BIOLEACH*. Considerando que a principal diferença entre eles reside na estrutura do modelo e nas formulações numéricas utilizadas internamente para simular os diferentes processos.

Como pode ser visto nos estudos nos estudos de Rodrigo-Ilarri, Rodrigo-Clavero e Cassiraga (2020) que compararam as características dos principais modelos disponíveis para estimar produção de lixiviado de aterro sanitários disponíveis, como apresentado na Quadro 1.

Quadro 1: Características dos principais modelos disponíveis para estimar produção de lixiviado de aterros sanitários.

CARACTERÍSTICAS	LAST	BIOLEACH	HELP	MODUELO
Eliminação progressiva de resíduos	Sim	Sim	Não	Sim
Período de pós-tratamento	Sim	Sim	Sim	Sim
Discretização de aterros sanitários	Sim	Sim	Sim	Sim
Fluxo vertical	Sim	Sim	Sim	Sim
Fluxo horizontal	Apenas na camada de drenagem	Não	Apenas na camada de drenagem	Sim
Tipos diferentes de resíduos	Sim	Sim	Sim	Sim
Umidade inicial de resíduos	Sim	Sim	Sim	Sim
Evapotranspiração real	Sim	Sim	Sim	Sim
Capacidade de armazenamento de água nos resíduos	Sim	Sim	Sim	Sim
Compressão de resíduos	Sim	Sim	Não	Sim
Água liberada devido à compressão	Sim	Sim	Não	Sim
Biodegradação de Resíduos	Sim	Sim	Não	Sim
Produção de biogás	Sim	Sim	Não	Sim
Mudanças temporais das propriedades dos resíduos	Sim	Não	Não	Sim

Gerenciamento de biorreator	Não	Sim	Não	Sim
-----------------------------	-----	-----	-----	-----

Fonte: Adaptado de Rodrigo-Ilarri, Rodrigo-Clavero e Cassiraga (2020).

Todos esses modelos compartilham a característica de realizar um balanço hídrico. No entanto, para essa finalidade, são necessários diversos dados diferentes, os quais raramente estão disponíveis (Waisczik; Lima, 2020).

Mediante todas as suas vantagens e limitações anteriormente descritas, o *MODUELO* vem se atualizando constantemente e várias pesquisas recentes já foram desenvolvidas utilizando a sua versão 4.0 no Brasil. O Quadro 2 apresenta os principais estudos e pesquisas recentes que utilizaram essa versão do software no Brasil.

Quadro 2: Estudos e pesquisas que utilizaram o *MODUELO 4.0* no Brasil

Título	Principais resultados	Referências
Estudo matemático computacional da geração de percolado do aterro sanitário de Joinville	Apresentaram resultados satisfatórios para o módulo de geração de resíduos representando o volume de resíduos e a evolução das camadas do aterro de forma correta	Feldhaus <i>et al.</i> (2018)
Influência de parâmetros de entrada em modelos de simulação de aterros de resíduos	As simulações apresentam variações de volume gerado mais realistas que as encontradas em métodos empíricos, que apresentam gerações constantes.	Feldhaus (2019)
Avaliação de modelos matemáticos e programas de simulação para estimativa da geração de lixiviados de aterros sanitários	Definir as características estruturais do maciço de resíduos exige profundo conhecimento operacional da área de trabalho, dificultando uma previsão determinística durante a fase de projeto de aterro e foi a razão limitante para impossibilitar a simulação deste software no presente estudo.	Ley (2019)
Aplicação de modelo tridimensional ao balanço hídrico de um aterro sanitário encerrado: caso da célula experimental Delta A, Campinas - SP	As análises de sensibilidade revelaram que para a camada de cobertura os dados de condutividade hidráulica e as taxas mínimas e máximas de infiltração são os parâmetros mais sensíveis para calibração do modelo.	Mafort (2020)

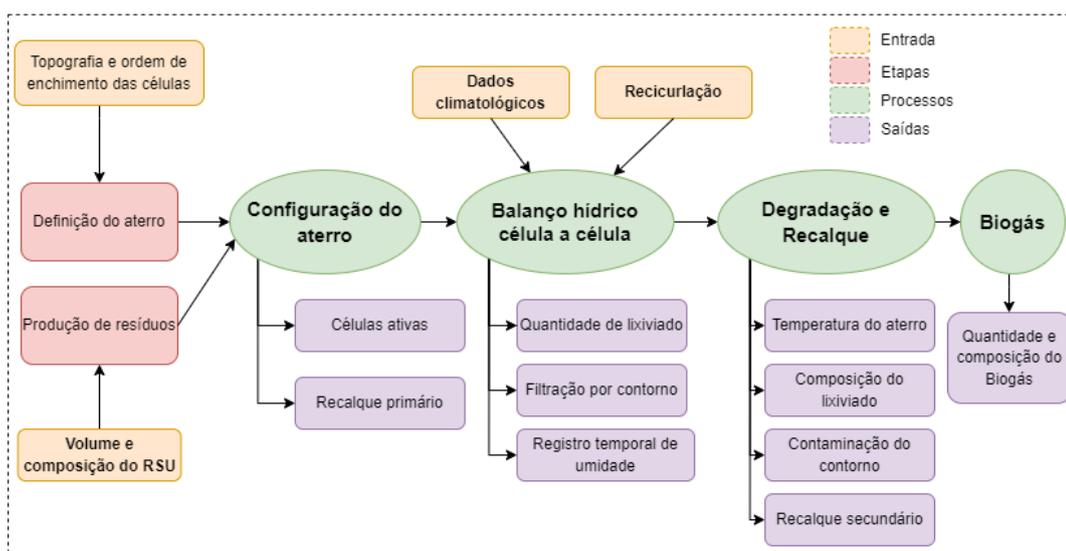
<p>Modelagem de lixiviados e compostos gerados em sistema de drenagem de aterro controlado de Macapá/Brasil</p>	<p>Confirmaram a hipótese de independência do arranjo geométrico do sistema de drenagem proposto em projeto para construção do aterro sobre o volume de lixiviado. Assim, as variações dos fluxos hídricos e de lixiviados ou coprodutos simulados não foram significativas ($p>0,05$).</p>	<p>Flores, Cunha e Cunha (2021)</p>
---	---	-------------------------------------

Fonte: Elaborado pelo autor, 2024.

4.3.3.3 Descrição do MODUELO 4.0

De acordo com Orozco-Barrantes (2018), o *MODUELO 4.0* replica o histórico de preenchimento de células, além de incorporar um módulo separado para simular cenários de gestão de recebimento de resíduos. Com o modelo devidamente calibrado, a simulação permite estimar diariamente dados como umidade, vazão de lixiviado, vazões de contorno, recalques e quantidade de biogás gerado. Essas estimativas são baseadas em uma representação tridimensional de um aterro, cuja forma é atualizada instantaneamente através de um modelo de produção, e é aplicado um modelo tridimensional de fluxo insaturado. A Figura 1 ilustra o algoritmo geral do programa.

Figura 1: Fluxograma representativo do algoritmo geral do *MODUELO 4.0*



Fonte: Adaptado de Firmo (2008).

Conforme mencionado por GIA (2009), o MODUELO 4.0 (versão 4) é um programa tridimensional composto por quatro submodelos de gerenciamento de dados (meteorologia, configuração do aterro, produção de resíduos e gestão de lixiviados), os quais o usuário define de maneira independente.

4.3.3.3.1 Submodelo morfológico

Conforme López Gasca (2020), os aspectos relacionados a esse submodelo incluem o traçado geométrico da área de disposição de resíduos, que engloba a topografia da área do aterro, a localização de cada célula e a ordem de preenchimento. Também são consideradas as características da discretização, como as dimensões horizontais das unidades elementares do modelo de aterro, chamadas de "células", a espessura das camadas, a tipologia das células, a localização dos drenos e a identificação das células sujeitas a recirculação e escoamento superficial.

De acordo com o mesmo López Gasca (2020) a operação deste submodelo compreende as seguintes etapas:

- definição dos parâmetros de discretização, define o tamanho das células, em que, quanto menores as células, maior a proximidade com o modelo do terreno e a ordem de preenchimento do RSU;
- carregamento do arquivo em formato .dxf, corresponde ao plano original em 3D para as diferentes alturas do terreno, elaborado e visualizado em qualquer software de desenho assistido;
- Modificação dos dados originais se necessário;
- Discretização do plano original;
- Modificação da discretização se necessário;
- Cálculo das alturas das células do modelo;
- Criação do arquivo XML, este arquivo permite a criação de um novo modelo onde são desenvolvidas todas as inter-relações dos cenários a serem estudados.

Após a criação do arquivo XML, é possível preencher o aterro com diferentes tipos de células, de acordo com as dimensões selecionadas nos parâmetros de

discretização. Nesse submodelo podem ser definidos quatro tipos de células, as de solo inicial, de solo encerradas, de resíduos e de resíduos encerradas, a essas células são atribuídas características do resíduo e da cobertura (Feldhaus, 2019).

No caso da última camada, tanto as células do tipo "aterro" quanto as células do tipo "solo" serão do tipo "fechado", devido às propriedades hidrológicas da superfície.

- Célula de resíduos: são as células que contém os resíduos que chegam ao aterro, dispostas sempre com uma camada de cobertura intermediária sobre elas. Cada célula possui um número referente a ordem de enchimento, que define quando a célula deixará de ser uma célula vazia e passará a célula de resíduos, dependendo da quantidade de resíduos que chega diariamente ao aterro para o seu preenchimento.
- Célula de resíduos cobertura final: funciona exatamente igual a célula de resíduos, entretanto são definidos aqui os parâmetros característicos da camada de cobertura final do aterro.

Ainda conforme Feldhaus (2019), a concepção do modelo *MODUELO 4.0* em formato de células, possibilita contornar muitas das limitações presentes em outros modelos. Essa abordagem leva em consideração a heterogeneidade dos resíduos em nível de célula, permitindo variar as propriedades térmicas com base na umidade e no volume de vazios das células. Isso possibilita a representação tridimensional das temperaturas no aterro.

4.3.3.3.2 Submodelo Meteorológico

Conforme Ley (2019), os dados meteorológicos podem ser importados a partir de um arquivo do tipo XLS, criado anteriormente. Este arquivo pode ter qualquer título, mas deve consistir em apenas uma planilha intitulada "meteorological records". Assim, a primeira linha da planilha deve conter os seguintes parâmetros:

- Data: no formato ano, mês e dia, sem espaçamentos e sem divisões.
- Umidade Relativa: média diária em percentagem.
- Temperatura: média diária em graus Celsius.

- Velocidade do Vento: média diária em km/h.
- Insolação: número diário de horas de sol
- Precipitação horária: correspondente a cada uma das horas do dia, em milímetros.
- Precipitação: média diária em milímetros.
- Temperatura Máxima: máxima diária em graus Celsius.
- Temperatura Mínima: mínima diária em graus Celsius.

A evapotranspiração é a associação da evaporação com a transpiração, que é a remoção da água do solo pela vegetação e transferência para a atmosfera na forma de vapor (Rios, 2016). Essa variável é a componente principal de perda de água da superfície e depende da demanda energética da atmosfera e da água disponível superficialmente (Cabral JÚNIOR *et al.*, 2021).

Consoante Ley (2019), os dados meteorológicos permitem que o módulo de cálculo “hidrológico” estabeleça o balanço de superfície e simule o fluxo e transporte de substâncias dissolvidas dentro do aterro, obtendo o fluxo e a composição total do lixiviado, bem como a umidade e os poluentes dissolvidos em cada célula, para determinado intervalo de tempo.

Em seguida, a partir dos resultados do módulo hidrológico, pode ser realizada a simulação da biodegradação da parte orgânica presente nos resíduos. O módulo de “biodegradação” simula a decomposição dos resíduos para estimar os poluentes que serão transportados juntamente com o lixiviado e com o biogás (Feldhaus, 2019; Ley, 2019).

4.3.3.3.3 Submodelo de Geração de Resíduos Sólidos

O modelo de geração de resíduos possibilita a representação dos diversos tipos de resíduos depositados no aterro ao longo do tempo e a avaliação de diferentes estratégias de gerenciamento de resíduos, independentemente de seu impacto no aterro. Cada modelo é composto por três módulos: componentes, períodos de geração e simulações. Isso permite uma análise abrangente do histórico operacional

e a realização de simulações para explorar diversas abordagens de gerenciamento de resíduos (GIA, 2009; Ley, 2019).

Há cinco tipos de geração de resíduos disponíveis, elas são descritas por GIA (2009) como:

- Geração global por população: nesta especifica-se a população que gera os resíduos, em número de habitantes, a quantidade diária de geração de resíduos per capita e as taxas de crescimento, tanto da população como da geração de resíduos. - Geração global mensal: nesta opção conhece-se a geração mensal de resíduos, durante o período a ser definido.
- Geração por componentes e população: nesta especifica-se a composição dos resíduos por componentes, bem como a fração reciclada de cada um. A população que gera os resíduos também é inserida, em número de habitantes, assim como a taxa de crescimento da geração de resíduos, a taxa diária de geração de resíduos per capita e a taxa de crescimento da geração de resíduos. Existe a possibilidade de selecionar a opção 'taxa de crescimento por componentes' para se definir as taxas de crescimento de produção de cada componente; nesse caso, o usuário não define a taxa de crescimento da população nem a geração global de resíduos.
- Geração por componentes e geração mensal: para esta conhece-se ao longo do tempo a composição dos resíduos por componentes, cada fração reciclada e a geração global mensal de resíduos durante o período a ser definido.
- Geração mensal de componentes: nesta os componentes são especificados, assim como a geração mensal de cada um durante o período a ser definido.

Os resultados gerados por este submodelo são apresentados no Quadro 3.

Quadro 3: Resultados gerais do modelo de geração de resíduos

Indicador	Descrição	Unidade de Medida
Resíduos gerados	Quantidade global de resíduos gerados durante o período simulado	Tonelada (peso úmido)
Resíduos reciclados	Quantidade global de resíduos reciclados durante o período simulado	Tonelada (peso úmido)

Resíduos do aterro	Quantidade global de resíduos que chega ao aterro durante o período simulado	Tonelada (peso úmido)
Conteúdo de umidade	Porcentagem em peso úmido referente aos resíduos que chegam ao aterro	% (peso úmido)
Densidade	Densidade em tonelada por metro cúbico de peso úmido referente aos resíduos que chegam ao aterro	Tonelada/m ³ (peso úmido)
Poder calorífico	Poder calorífico em quilocaloria por quilograma de peso seco referente aos resíduos que chegam ao aterro	kcal/kg (peso seco)
Material prontamente biodegradável	Quantidade em tonelada de peso seco referente ao material prontamente biodegradável dos resíduos que chegam ao aterro	Tonelada (peso seco)
Material lentamente biodegradável	Quantidade em tonelada de peso seco referente ao material lentamente biodegradável dos resíduos que chegam ao aterro	Tonelada (peso seco)
Material orgânico não biodegradável	Quantidade em tonelada de peso seco referente ao material orgânico não biodegradável dos resíduos que chegam ao aterro	Tonelada (peso seco)
Cinzas	Quantidade em tonelada de peso seco referente às cinzas dos resíduos que chegam ao aterro	Tonelada (peso seco)
Fator de acessibilidade	Fator de acessibilidade dos resíduos que chegam ao aterro	Adimensional
Fator de arrastamento	Fator de arrastamento dos resíduos que chegam ao aterro	Adimensional

Fonte: Adaptado de Ley (2019).

4.3.3.3.4 Submodelo de gestão de lixiviados

O submodelo de gestão de lixiviados define as características dos depósitos de lixiviado, bem como as séries temporais dos volumes extraídos das estações de tratamento.

Para Ley (2019), o modelo de simulação de armazenamento de lixiviado possibilita a representação de depósitos de armazenamento, permitindo a definição da quantidade e das principais características do lixiviado armazenado, como o teor de contaminantes. Dessa forma, é possível estabelecer de forma precisa e controlada o armazenamento do lixiviado dentro do sistema de simulação. Assim, é necessário

definir o sistema de coleta de lixiviado, no qual, são oferecidos três tipos principais de coleta de lixiviado: "cascalho", "tubulação" e "reservatório" (GIA, 2009).

4.3.3.3.5 Simulações

Após a criação dos modelos morfológico, meteorológico, de geração de resíduos e de armazenamento de lixiviados, é possível realizar uma simulação. Para isso, o usuário pode selecionar os modelos a serem simulados, como águas superficiais, fluxo vertical, fluxo horizontal, biodegradação, armazenamento de lixiviados e recirculação. Além disso, é necessário escolher o tipo de dados que será salvo nos resultados, tais como dados diários do Sistema de Coleta de Lixiviados (LCS - do inglês *Leachate Collection System*), dados do fluxo diário, dados diários da célula e dados diários do fluxo entre células. (GIA, 2009; Feldhaus, 2019; Ley, 2019; López Gasca, 2020).

De acordo com as pesquisas de Ley (2019), é possível realizar diferentes configurações para cada submodelo morfológico do aterro em cada simulação. Isso permite combinar submodelos meteorológicos, de geração de resíduos e de gestão de lixiviado. Além disso, é possível selecionar diversas variáveis de estudo, como balanço hídrico superficial, fluxo vertical e horizontal no interior do aterro, biodegradação, estabilização, armazenamento e recirculação do lixiviado. Essa abordagem oferece uma análise completa e detalhada dos processos relacionados ao aterro sanitário, considerando diferentes cenários e variáveis de interesse.

4.4 Estatística

O R^2 (Coeficiente de Determinação) é uma medida de ajuste do modelo, indicando a capacidade do modelo em explicar a variabilidade da variável dependente. Varia de 0 a 1, e um valor mais próximo de 1 indica melhor poder explicativo do modelo para os dados observados (Zhang *et al.*, 2023). É calculado por meio da Equação 2.

Equação 2: Cálculo do Coeficiente de Determinação (R^2)

$$R^2 = \left(\frac{\sum_{i=1}^n (o_i - o^{med})(y_i - Y^{med})}{\sqrt{\sum_{i=1}^n (o_i - o^{med})^2} * \sqrt{\sum_{i=1}^n (y_i - Y^{med})^2}} \right) \quad (2)$$

No qual, o o_i e O^{med} representam a i -ésima observação para o constituinte que está sendo avaliado e y_i e Y^{med} representam respectivamente o i -ésimo valor simulado e valor médio simulado, e n é o número total de observações.

A análise estatística quantitativa por meio do *NSE* e *PBIAS* foram recomendadas por Moriasi *et al.* (2007), que considera geralmente a simulação do modelo como "satisfatória" se $NSE > 0,50$ e se $PBIAS \pm 25\%$ para vazão.

O índice de viés percentual (*PBIAS*) é empregado para avaliar a tendência de subestimação ou superestimação dos dados simulados de vazão, em comparação com os dados observados de vazão de lixiviado. (Moriasi *et al.*, 2007). O *PBIAS* ajuda a avaliar o viés de previsão geral do modelo para os dados observados (Zhang *et al.*, 2023), e é definido pela Equação 3.

Equação 3: Índice de Viés Percentual (*PBIAS*)

$$PBIAS = \left[\frac{\sum_{i=1}^n (Y_i^{obs} - Y_i^{sim}) * (100)}{\sum_{i=1}^n (Y_i^{obs})} \right] \quad (3)$$

Em que, o Y_i^{OBS} representa a i -ésima observação e o Y_i^{sim} a i -ésima simulação para o constituinte que está sendo avaliado, e n é o número total de observações. Os valores negativos indicam subestimação, enquanto valores positivos indicam superestimação pelo modelo. Contudo, conforme Moriasi *et al.* (2007), é necessário considerar o grau de incerteza dos dados observados ao utilizar o *PBIAS* e rever a rigorosidade se a incerteza dos dados for muito baixa ou muito elevada.

A *NSE* é usada para avaliar a consistência entre as previsões do modelo e os dados observados, com uma faixa de valores de infinito negativo a 1. Um valor mais próximo de 1 indica melhor capacidade preditiva do modelo (Zhang *et al.*, 2023), o qual é calculado a partir da Equação 4.

Equação 4: Coeficiente de eficiência do modelo Nash-Sutcliffe

$$NSE = 1 - \left[\frac{\sum_{i=1}^n (Y_i^{obs} - Y_i^{sim})^2}{\sum_{i=1}^n (Y_i^{obs} - Y^{mean})^2} \right] \quad (4)$$

Em que Y_i^{obs} é a i-ésima observação para o constituinte que está sendo avaliado, Y_i^{sim} é o i-ésimo valor simulado para o constituinte que está sendo avaliado, Y^{mean} é a média dos dados observados para o constituinte que está sendo avaliado e n é o número total de observações.

A matriz de correlação de Pearson possibilita a análise da relação entre os indicadores, como vazão e precipitação, por meio de coeficientes que variam de -1 a +1. Valores próximos de 1,0 indicam uma forte dependência estatística entre os indicadores, dependendo do sinal, pode ser uma correlação negativa ou positiva (Silva, 2016), calculado a partir da Equação 5.

Equação 5: Cálculo da Correlação de Pearson

$$r = \frac{\sum_{i=1}^n (x_i - X^{med})(y_i - Y^{med})}{\sqrt{\sum_{i=1}^n (x_i - X^{med})^2 * \sum_{i=1}^n (y_i - Y^{med})^2}} \quad (5)$$

onde:

- x_i e y_i são os valores individuais das variáveis observadas e simuladas.
- X^{med} e Y^{med} são as médias dos valores observado e simulados, respectivamente.

Devore (2018) definiu a intensidade que representa cada faixa de coeficiente de correlação, conforme a Tabela 1.

Tabela 1: Intensidade das faixas do coeficiente de correlação de Pearson

Coefficiente de correlação	Definição
0 a 0,19	Correlação bem fraca
0,2 a 0,39	Correlação fraca
0,4 a 0,69	Correlação moderada
0,7 a 0,89	Correlação forte
0,9 a 1	Correlação muito forte

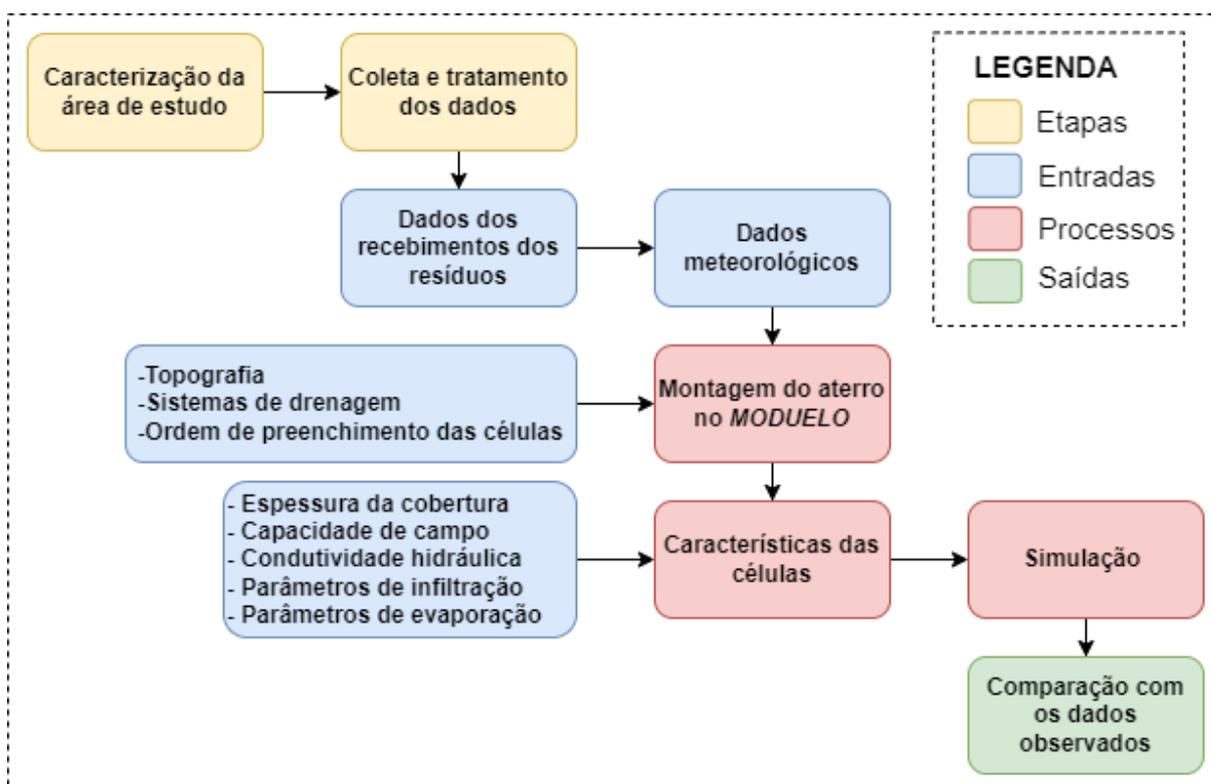
Fonte: (Devore, 2018)

5 METODOLOGIA

As informações do monitoramento do aterro foram obtidas com a colaboração dos integrantes do Grupo de Geotecnia Ambiental (GGA/UFCG) em parceria com o Grupo de Pesquisa em Tecnologia Ambiental (GPTecA/UEPB). As condições operacionais são obtidas em visitas periódicas ao aterro com base nas informações dos funcionários e projetos em desenvolvimento pelos grupos de pesquisa supracitados.

Para esse estudo, o foco foi a quantificação do lixiviado gerado e a comparação com os dados de geração de lixiviado observados por nossa equipe de monitoramento do aterro do sanitário, conforme apresentado no fluxograma esquemático dos procedimentos metodológicos da Figura 2.

Figura 2: Fluxograma esquemático dos procedimentos metodológicos

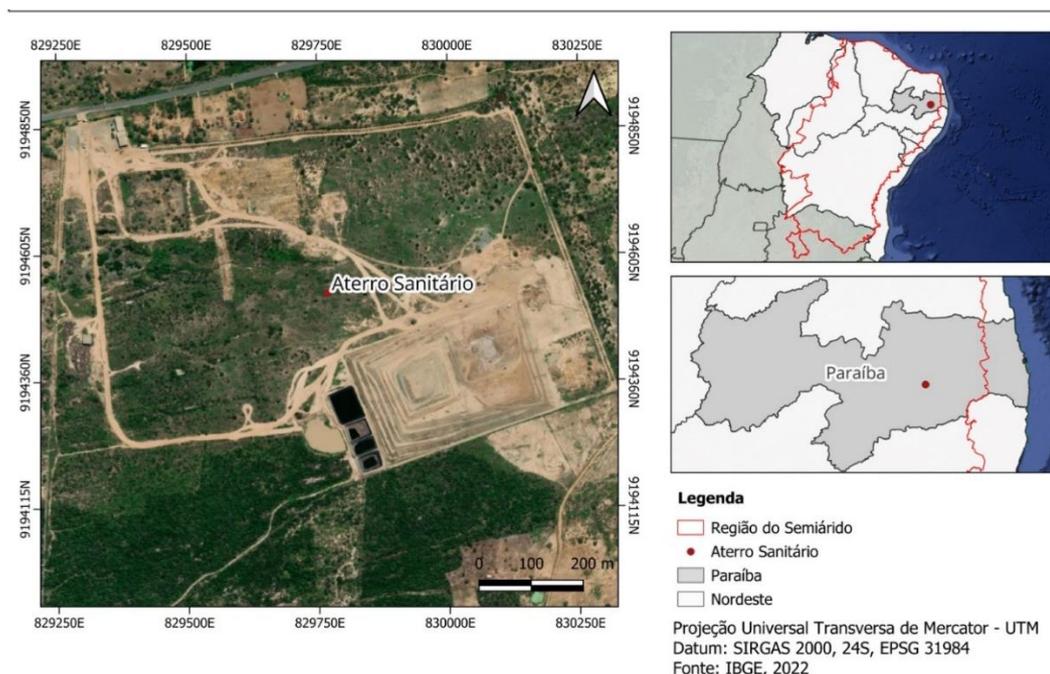


Fonte: Elaborado pelo autor, 2024.

5.1 Área de estudo

A área de aplicação do modelo *MODUELO 4.0* será o aterro sanitário localizado na cidade de Campina Grande – PB (Figura 3), localizada a aproximadamente 120 km de distância da Capital, João Pessoa/PB.

Figura 3: Mapa de localização do aterro sanitário.



Fonte: Elaborado pelo autor, 2024.

A implantação e operação do ASCG ocorreu em junho de 2015, o qual, ocupa uma área total de 64 ha, sendo 40 ha destinados à disposição de RSU. No qual, a Célula 1 ocupa uma área de 54.000 m², a Célula 2 ocupa 27.000 m², e a Célula 3 tem capacidade de 25.000 m², como pode ser observado na síntese de informações apresentada na Tabela 2 e na Figura 4.

Tabela 2: Síntese de informações sobre as células do aterro sanitário

Células	Período de operação	Dimensões (L x C x H)
1	Julho de 2015 a dezembro 2020	240 m x 225 m x 35 m
2	Janeiro de 2021 a junho de 2022	250 m x 120 m x 35 m
3	Julho de 2022 até o momento	255 m x 120 m x 35 m;

Fonte: Elaborado pelo autor, 2024.

Obs.: L (Largura), C (Comprimento), H (Altura).

Figura 4: Localização das Células e das lagoas de acumulação de lixiviado do aterro sanitário.



Fonte: GGA (2024).

A cota inicial do aterro está a 478 m, e atualmente, a Célula 1 possui 9 camadas de resíduos com uma altura média de 3,7 m, sendo 3 metros de resíduos aterrados, atingindo 34 m na altura da cota 512 m.

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 ASCG, 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 sanitário 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 ASCG com intuito de conduzir o lixiviado captado para as cinco 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). A execução desse sistema nas Células de resíduos consistiu na abertura de valas, colocação de uma camada de solo bentonítico, revestimento das valas com manta geotêxtil, tubulação para drenagem do lixiviado e, por fim, uma camada de brita nº 1 (24 mm) (Almeida, 2020).

As Lagoas de Acumulação de Lixiviado 1, 2, 3, 4 e 5 são revestidas por Geomembrana de Polietileno de Alta Densidade (PEAD) com 3 mm de espessura e com as seguintes características (largura, comprimento, profundidade, volume): L1 (25 m, 36 m, 3 m, 2.700 m³); L2 (20 m, 40 m, 3 m, 2.400 m³); L3 (57 m, 40 m, 3 m, 6.840m³), L4 (57 m, 45 m, 3 m, 7.695 m³) e a L5 que possui uma capacidade de armazenamento de 5.748,53 m³.

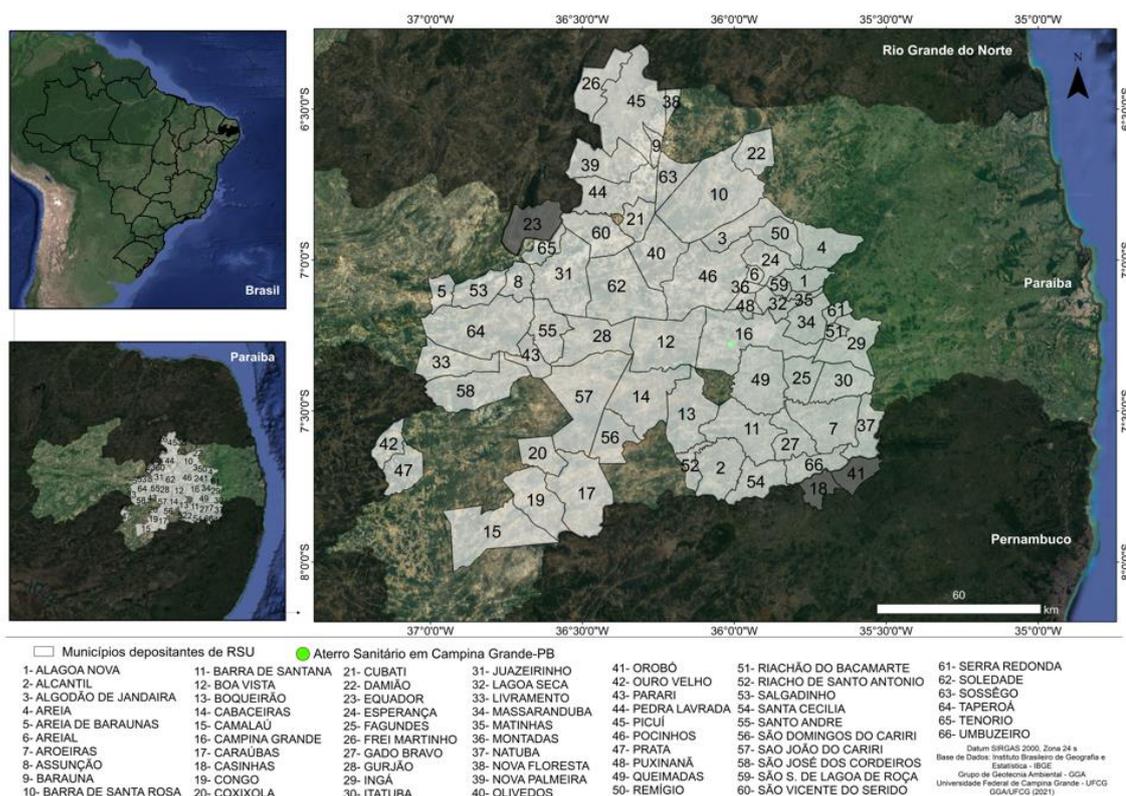
A L1 recebe continuamente o lixiviado bruto gerado no Aterro, e as L2, L3, L4 e L5 são usadas para controle de vazão do efluente que é acumulado na L1, principalmente, no decorrer do período chuvoso da região (meses de março/abril a agosto). Segundo Gomes (2022), nos dias em que não ocorrem precipitações (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.

Em períodos de grandes vazões de lixiviado, quando L1 atinge cerca de 80% de seu armazenamento total, o lixiviado é transferido por bombeamento para as lagoas posteriores, evitando o transbordamento (Silva, 2022). Já a Lagoa de Drenagem de Águas Pluviais é utilizada para reservar as águas pluviais e, quando necessário, umidificar as vias de acesso interno com o intuito de evitar a dispersão de poeira (Araújo Neto, 2021).

5.1.1 Dados de recebimento de resíduos

O aterro foi dimensionado para uma capacidade de 350 ton.dia⁻¹, resultando em uma vida útil de 25 anos. Porém, já ultrapassa o valor de aproximadamente 650 ton.dia⁻¹, em que as disposições dos RSU são provenientes de Campina Grande e mais 70 municípios, sendo dois municípios do estado de Pernambuco-PE, um do estado do Rio Grande do Norte-RN e sessenta e três do estado da Paraíba-PB (Figura 5), atendendo uma população de aproximadamente 1.110.621 habitantes (um milhão seiscentos e dez mil e seiscentos e vinte um habitantes) (IBGE, 2022). 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).

Figura 5: Mapa da localização do aterro e dos municípios que depositam RSU



Fonte: GGA (2022).

5.1.2 Dados meteorológicos

Apesar de o aterro possuir uma estação climatológica modelo DATALOGGER GSM/ WI-FI, fornecendo dados diários sobre diversos parâmetros. Esta começou a operar recentemente, no primeiro dia de janeiro de 2022.

Diante disso, os dados de precipitação foram obtidos por meio da estação meteorológica de código OMM: 82795, que fica aproximadamente, a 16 km desse aterro e está localizada na cidade de Campina Grande-PB. Esses dados foram consultados no site eletrônico do Instituto Nacional de Meteorologia (INMET, 2020), especificamente, no Banco de Dados Meteorológicos para Pesquisa e Ensino (BDMEP), para uma série histórica com dados do ano 2015 a 2022.

Todos os outros dados meteorológicos (umidade relativa, temperatura, velocidade do vento e insolação), para os anos anteriores, a começar de meados do anos 2015, foram utilizados os dados da 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).

5.1.3 Caracterização dos solos e camadas de cobertura

A composição das camadas de base do aterro 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 (Silva, 2023). A mistura entre os dois solos é realizada na própria área do aterro, seguido de espalhamento e compactação mecânica (Silva, 2022).

De acordo com Araújo Neto (2021), no término da operação, os resíduos recebem uma camada de 0,6 a 0,8 m do mesmo solo utilizado na camada de base, sem a adição de bentonita. Conforme Araújo (2017) a execução da camada é realizada com trator de esteira, para espalhamento do material, não havendo o controle da densidade *in situ* e da quantidade de água adicionada ao solo (umidade ótima) durante a sua confecção.

Conforme o GGA (2022), o solo é classificado como SM (areia siltosa), de acordo com *Unified Soil Classification System*, D2487 (ASTM, 2011), não se enquadrando na classificação proposta na CETESB (1993). Apesar de não se enquadrar na classificação, é importante ressaltar que, esse solo apresenta um percentual de finos próximo ao estabelecido pelas normas, o que confere às camadas uma permeabilidade a água de 10^{-8} m/s, conforme preconiza a NBR 13896 (ABNT, 1997)

Em etapa posterior, após ser realizada a escolha dos tipos de células no submodelo morfológico (item 5.2.1) do *MODUELO 4.0*, serão inseridas as variáveis características da camada de cobertura apresentadas no Quadro 4.

Quadro 4: Parâmetros de entrada para características da cobertura dos resíduos sólidos

Características da Cobertura dos resíduos	Unidade	Descrição
Espessura da Cobertura	metros	Medida da espessura da camada de cobertura utilizada no aterro.
Conteúdo Inicial de Umidade	% (peso úmido)	Teor de umidade do material de cobertura no início do processo, expresso como uma porcentagem do peso úmido.
Densidade Inicial do Material de Cobertura	kg/m ³ (peso úmido)	Densidade do material de cobertura no início do processo, medida em quilogramas por metro cúbico de peso úmido.
Umidade Residual Inicial	% (peso úmido)	Teor mínimo de umidade que o material de cobertura pode atingir quando não está sujeito a processos de evaporação ou evapotranspiração.
Capacidade de Campo Inicial	% (peso úmido)	Teor de umidade do material de cobertura, abaixo do qual não há perda de água devido à gravidade.
Umidade de Saturação Inicial	% (peso úmido)	Valor de umidade para o qual o material de cobertura tem todos os seus poros cheios de água.
Condutividade Hidráulica Vertical Inicial	m/s	Condutividade hidráulica vertical nas condições de saturação do material de cobertura.

Fonte: Adaptado de Ley (2019)

5.1.4 Dados do monitoramento da vazão de lixiviado

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, 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 sanitário, e as L2, L3, L4 e L5 serem usadas apenas para o controle de vazão do efluente que é acumulado na L1, principalmente, no decorrer do período chuvoso da região (meses de março/abril a agosto).

5.2 Inserção dos dados no Modulo 4.0

Para realizar uma simulação eficaz utilizando o *Modulo 4.0*, é imprescindível a disponibilidade de um volume substancial de dados. Esses dados são essenciais, pois a precisão e a eficácia da simulação estão diretamente relacionadas à qualidade e quantidade desses dados fornecidos ao programa.

Os dados necessários para efetuar uma simulação no *MODUELO 4.0* estão divididos em quatro blocos: meteorologia, geração de resíduos, armazenamento de lixiviados e configuração do Aterro (Feldhaus *et al.*, 2018).

5.2.1 Submodelo morfológico e configuração do aterro

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

foi utilizado o software Qgis 2.28.4 no processamento da altura das cotas do ASCG descritas no item 5.1.

Para a modelagem e digitalização dos desenhos foi utilizado o AutoCAD Civil 3D versão de estudante, e nesse mesmo software foi feita a conversão para “DXF”, extensão aceita no *MODUELO 4.0*.

Nesta pesquisa, foram definidos dois tipos de células, as células do tipo “Resíduo” e “Resíduo Final”, que foram denominadas “R” e “RF” respectivamente. No qual, as células R apresentam as características dos resíduos aterrados e suas camadas de cobertura intermediárias, enquanto as células do tipo RF apresentam características dos resíduos aterrados e a camada de cobertura final.

A escolha de cada tipo de célula foi baseada de acordo com as informações, características do projeto e operação do aterro, além do uso de informações extraídas da literatura.

5.2.2 Submodelo meteorológico

Diante da brevidade da série histórica disponibilizada pela essa estação climatológica instalada no aterro, e pelo fato de o modelo utilizado necessitar de uma série histórica mais robusta, nesse submodelo foram utilizados os dados obtidos por meio do *NASAPOWER* e a estação meteorológica de código OMM: 82795 do INMET, anteriormente descritos no item 5.1.2, para determinação das variáveis necessárias a essa etapa.

Foram inseridas as seguintes variáveis meteorológicas: umidade relativa; precipitação diária e horária, insolação; temperatura média, mínima e máxima; e velocidade média do vento.

5.2.3 Submodelo de geração de resíduos

Esse submodelo calcula a geração e a composição dos resíduos que chegam ao aterro ao longo do tempo, bem como a sua ordem de preenchimento.

Os dados da composição gravimétrica e volumétrica, na qual os resíduos foram divididos em onze categorias, serão descritos no item 6 e os outros dados pertinentes

como para esse submodelo como a umidade média dos resíduos foram obtidos junto ao GGA/UFCG.

Dessa forma, após ser realizada a escolha dos tipos de células no submodelo morfológico (item 5.2.1) do *MODUELO 4.0*, foram inseridas as variáveis características dos resíduos (Quadro 5).

Quadro 5: Parâmetros de entrada para características dos resíduos

Características dos Resíduos	Unidade	Descrição
Umidade Residual Inicial	% (peso úmido)	Teor mínimo de umidade que o resíduo pode atingir quando não está sujeito a processos de evaporação ou evapotranspiração.
Capacidade de Campo Inicial	% (peso úmido)	Teor de umidade do resíduo, abaixo do qual não há perda por gravidade. Está diretamente relacionado aos valores de umidade residual inicial e umidade de saturação.
Umidade de Saturação Inicial	% (peso úmido)	Valor de umidade para o qual o resíduo tem todos os seus poros cheios de água.
Condutividade Hidráulica Vertical Inicial	m/s	Condutividade hidráulica vertical nas condições de saturação residual.
Condutividade Hidráulica Horizontal Inicial	m/s	Condutividade hidráulica horizontal nas condições de saturação residual.

Fonte: Adaptado de Ley (2019).

É importante destacar que dentre as cinco possibilidades de geração de resíduos disponíveis no *MODUELO 4.0*, foi aplicada a opção “Geração global mensal” que deve ser utilizada quando se conhece a geração mensal no período analisado. Essa abordagem é apropriada para lidar com as particularidades na coleta de dados do recebimento de resíduos do aterro, que é disponibilizada mensalmente pela equipe de operação para a equipe de monitoramento, bem como, à dificuldade de determinar com precisão a população e seu crescimento durante o período de estudo.

5.2.4 Submodelo de lixiviado

Nesse submodelo, os resultados obtidos a partir dos submodelos de geração de resíduos e meteorológico foram utilizados, e o modelo de drenagem foi configurado de acordo com as especificações do projeto de drenagem do aterro.

Ademais, o modelo de armazenamento de lixiviados é por lagoas, as quais foram descritas no item 5.1.4 e juntas possuem capacidade de armazenamento de 19.635 m³. Quanto ao procedimento do monitoramento da vazão de lixiviado, este foi descrito no item 5.1.5 e está sendo monitorado desde julho do ano 2016.

5.2.5 Simulações e Calibração

Para iniciar a calibração do modelo, após a coleta e determinação dos dados necessários, que incluem configuração morfológica, produção de resíduos e dados meteorológicos, foi realizada uma simulação inicial, designada como SIM1.

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 foi escolhida considerando 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.

Vale ressaltar que neste estudo, adotou-se a premissa de que os valores de condutividade hidráulica vertical e horizontal são idênticos. A Tabela 3 apresenta os valores dos parâmetros de entrada utilizados para cada tipo de célula na primeira simulação.

Tabela 3: 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) (Tchobanoglous; Theisen; Vigil, 1993)
capacidade de campo inicial (% peso úmido)	30,00	30,00	(Schroeder <i>et al.</i> , 1994) (Tchobanoglous; Theisen; Vigil, 1993)
umidade de saturação inicial (% peso úmido)	55,00	55,00	(Schroeder <i>et al.</i> , 1994) (Tchobanoglous; Theisen; Vigil, 1993)
condutividade hidráulica vertical inicial (m/s)	1x10 ⁻⁷	1x10 ⁻⁷	(Koda; Zakowicz, 1999)

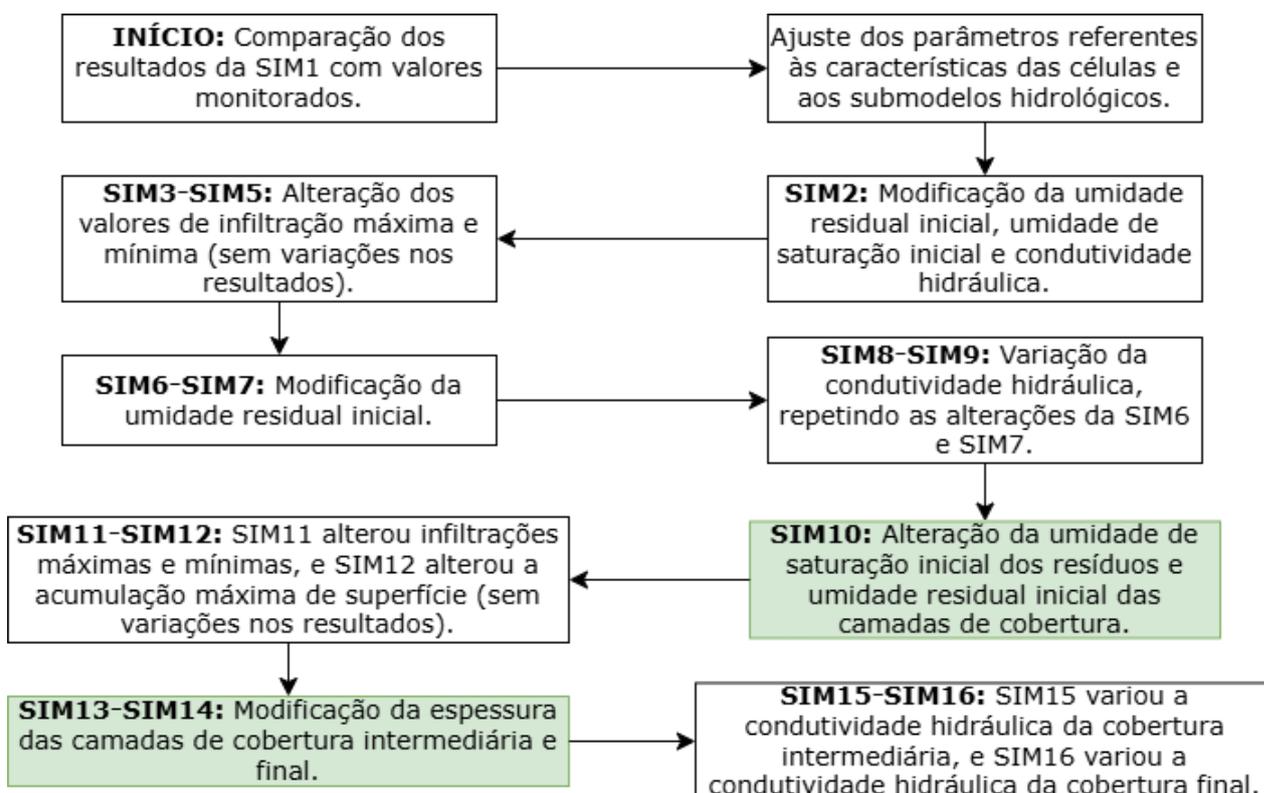
condutividade hidráulica horizontal inicial (m/s)	1x10 ⁻⁷	1x10 ⁻⁷	(Koda; Zakowicz, 1999)
CARACTERÍSTICAS DA COBERTURA			
espessura da cobertura (m)	0,80	0,80	Dado de operação
teor de umidade inicial (% peso úmido)	10,10	10,10	Dado de operação
densidade inicial (kg/m ³ peso úmido)	1.800	1.800	Dado de operação
umidade residual inicial (% peso úmido)	9,00	8,00	(Schroeder <i>et al.</i> , 1994) (Tchobanoglous; 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) (Tchobanoglous; Theisen; Vigil, 1993)
condutividade hidráulica vertical inicial (m/s)	1x10 ⁻⁷	1x10 ⁻⁷	(Schroeder <i>et al.</i> , 1994) (Tchobanoglous; 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)
umidade residual mínima de resíduos (% peso úmido)	10	10	(Schroeder <i>et al.</i> , 1994) (Tchobanoglous; Theisen; Vigil, 1993)
influência da carga na umidade residual (kg/m ²)	453	453	(Schroeder <i>et al.</i> , 1994) (Tchobanoglous; Theisen; Vigil, 1993)

Fonte: Elaborado pelo autor, 2024.

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

No processo de calibração, foram realizadas 16 (dezesesseis) simulações, em que os dados foram modificados individualmente a cada simulação, como apresentado resumidamente na Figura 6.

Figura 6: Fluxograma representativo do processo de calibração



Fonte: Elaborado pelo autor, 2024.

A SIM2 utilizou os dados da simulação inicial (SIM1), modificando a umidade residual inicial e a umidade de saturação inicial e a condutividade hidráulica dos resíduos nos dois tipos de célula.

A SIM3, SIM4 e SIM5, utilizaram os dados iniciais da SIM1, alterando os valores de infiltração máxima e mínima nos dois tipos de célula. Essas modificações não apresentaram variações no modelo, e os resultados gerados nessas simulações foram idênticos.

A SIM 6 e SIM7 seguiram utilizando a base dos dados iniciais, variando apenas os valores da umidade residual inicial dos resíduos nos dois tipos de célula.

A SIM8 repetiu a SIM6, assim como a SIM9 repetiu a SIM7, ambas variando a condutividade hidráulica dos resíduos nos dois tipos de células.

Na SIM10 foram utilizados os dados base da SIM8, alterando os dados da umidade de saturação inicial dos resíduos e a umidade residual inicial das camadas de cobertura nas células R e RF. A SIM11 utilizou a base da SIM10 alterando apenas as infiltrações máximas e mínimas nos dois tipos de células. Enquanto a SIM12 alterou a acumulação máxima de superfície, porém, ambas apresentam resultados de simulação de lixiviado iguais a SIM10.

A SIM13 e SIM14 modificaram os dados de espessura das camadas de cobertura intermediária e final. Enquanto a SIM15 variou a condutividade hidráulica da cobertura intermediária da SIM14 e a SIM16 variou a condutividade hidráulica da cobertura final da SIM13.

Os quadros destacados com cor verde representam as simulações escolhidas por meio da análise estatística descrita a seguir no item 5.3.

5.3 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:

- Cenário 1: se refere a análise com um ajuste de preenchimento de falhas nos dados com o valor da vazão média para cada ano.
- Cenário 2: apresenta uma análise anual entre as simulações e o valor observado no monitoramento, considerando apenas os meses em que há dados observados.

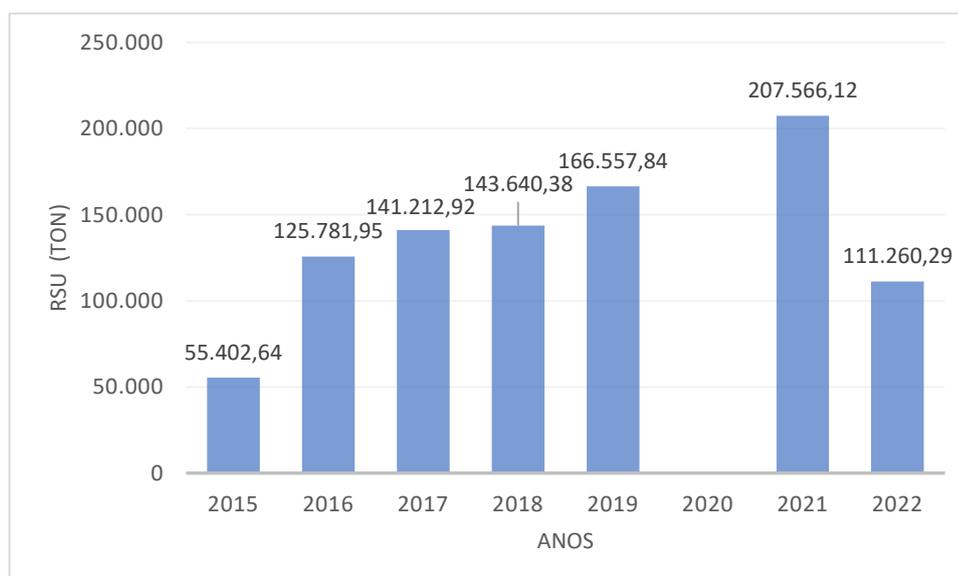
As métricas estatísticas que subsidiaram essa pesquisa foram o coeficiente de determinação (R^2), a matriz de correlação de Pearson (r), o coeficiente de Nash e Sutcliffe (NSE) e o Índice de viés percentual ($PBIAS$).

6 RESULTADOS E DISCUSSÕES

Os resultados desse estudo descrevem e analisam os dados de monitoramento do aterro, com destaque para a vazão do lixiviado, bem como as simulações da vazão de lixiviado realizadas no *MODUELO 4.0*.

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 são apresentados na Figura 7.

Figura 7: Quantidade de RSU recebidos no aterro em ton.ano⁻¹



Fonte: Elaborado pelo autor, 2024.

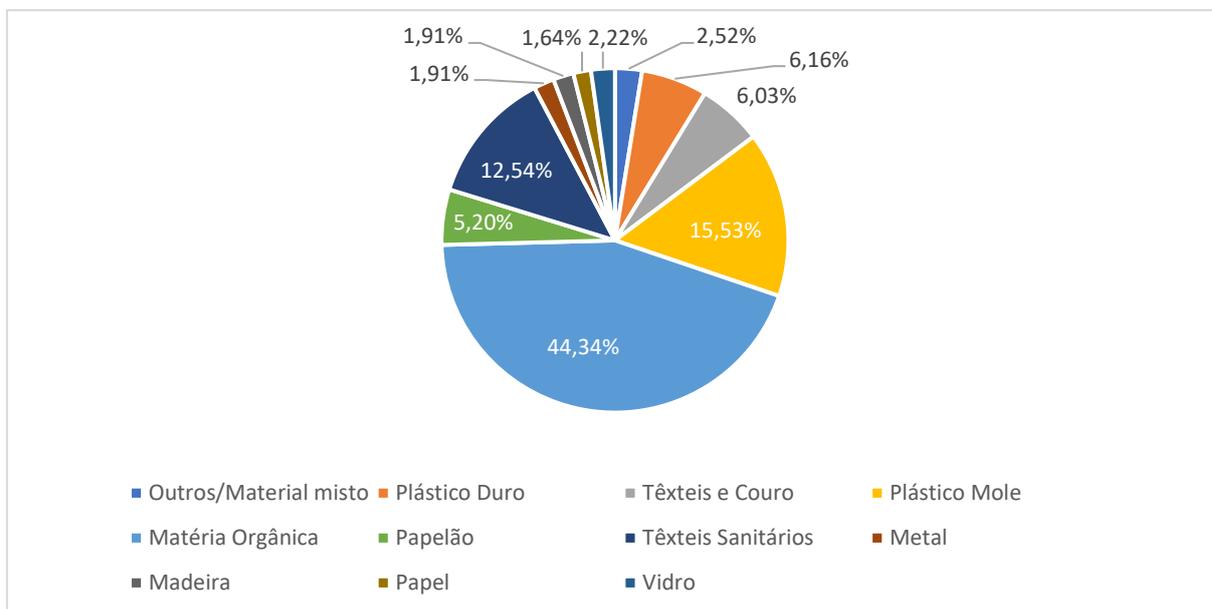
Obs: *A operação iniciou em julho/2015;

**Ausência de dados devido a problemas de coleta durante a pandemia;

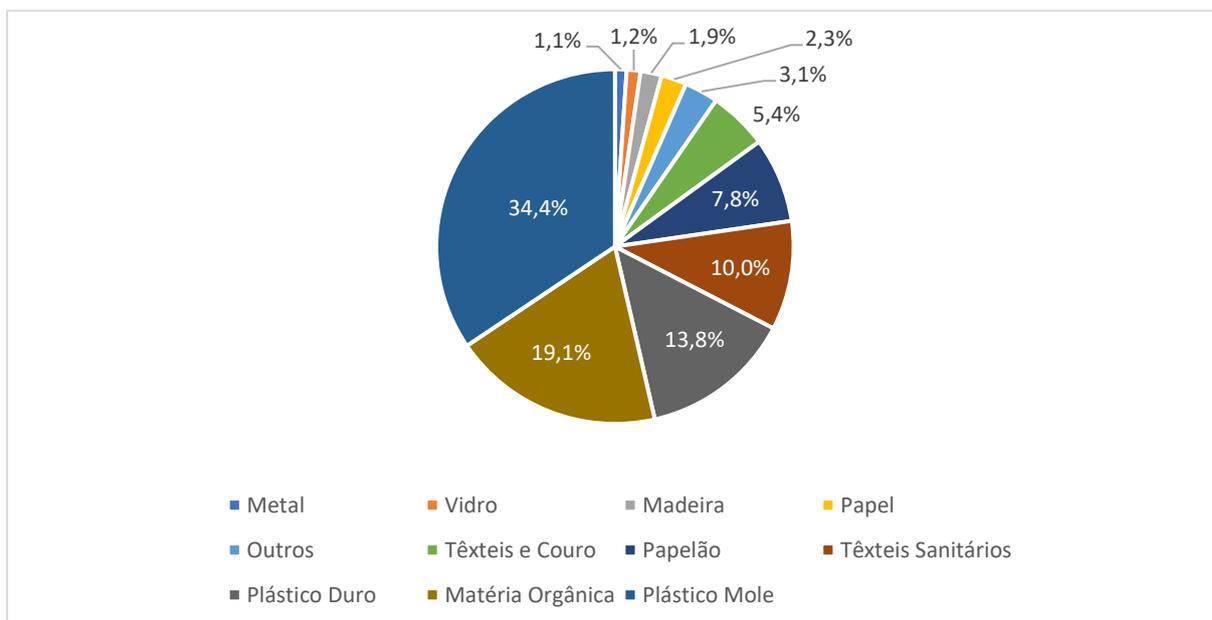
***Dados recebidos até Junho/2022.

Importa ressaltar que, a ausência dos dados de recebimento de RSU repassados para o ano de 2020 por motivos decorrentes da paralisação das atividades durante a pandemia.

A composição gravimétrica e volumétrica dos resíduos recebidos pelo aterro, são parâmetros importantes para o submodelo de geração de resíduos e lixiviado, e foram obtidas por meio de Bezerra (2023) e adaptadas para as Figuras 8 e 9.

Figura 8: Composição gravimétrica dos RSU recebidos no aterro sanitário

Fonte: Adaptado de Bezerra (2023)

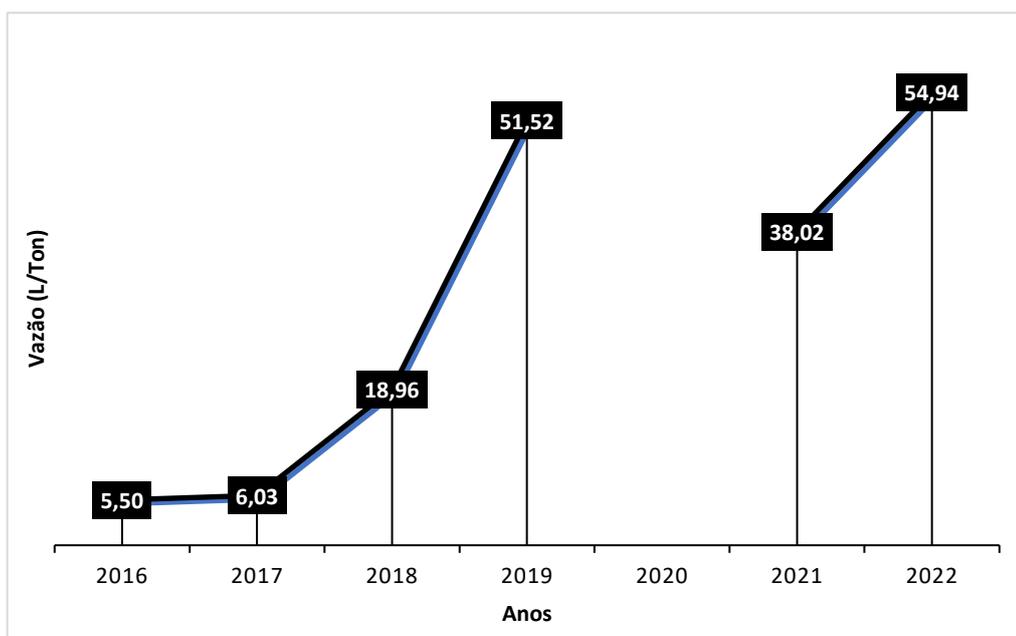
Figura 9: Composição volumétrica dos RSU recebidos no aterro sanitário

Fonte: Adaptado de Bezerra (2023)

O monitoramento da vazão de lixiviado iniciou-se em julho de 2016, sendo interrompido entre abril e setembro de 2020 devido à pandemia. A série histórica de precipitação considerada no estudo começou em julho de 2015, assim como o registro do recebimento de resíduos desde o início da operação do aterro, que também sofreu interrupção em 2020 devido à pandemia.

Deste modo, os resultados medidos durante todo o período de monitoramento do aterro apresentam uma taxa de geração de aproximadamente 174,97 L de lixiviado por tonelada de resíduos, com uma média de 29,16 litros por tonelada por ano. A Figura 10 expõe a evolução da taxa de geração de lixiviado por tonelada de resíduos no aterro.

Figura 10: Evolução da taxa de geração de lixiviado medido no aterro



Fonte: Elaborado pelo autor, 2024.

Obs.: Dados inconsistentes dos resíduos recebidos para o ano 2020

A evolução da taxa de geração de lixiviado medido por tonelada de resíduos do aterro sanitário apresenta um crescimento nos anos iniciais de operação entre 2016 e 2018, em 2019 observa-se um salto significativo para 51,52 L/ton. Esse aumento abrupto pode ser atribuído a mudanças nas práticas operacionais do aterro, como a gestão de cobertura dos resíduos e o início da recirculação do lixiviado.

No ano 2021 a taxa de geração de lixiviado foi de 38,02 L/ton, uma redução em comparação a 2019. Essa redução pode ser explicada por uma menor pluviosidade, a mais baixa no período analisado, bem como, por a interrupção da recirculação do lixiviado.

O ano de 2022 apresenta um novo aumento para 54,94 L/ton, o valor mais alto registrado. Este aumento pode estar ligado a uma combinação de fatores, incluindo maiores volumes de resíduos, mudanças nas condições meteorológicas e possíveis ajustes nas práticas de manejo do aterro. É importante ressaltar que o ano 2022 só foi analisado até o mês de junho. Em seguida, a Tabela 4 apresenta a comparação da taxa de geração de litros de lixiviado por tonelada de resíduos em vários aterros diferentes.

Tabela 4: Comparação da taxa de geração de lixiviado por tonelada de resíduos em vários países

REGIÃO	PAÍS	CLASSIFICAÇÃO CLIMÁTICA DE KÖPPEN-GEIGER	TAXA DE GERAÇÃO DE LIXIVIADO (L/TON)	REFERÊNCIAS
Pequim (Beishenshu)	China	<i>Dwa</i>	167,00	(Yang <i>et al.</i> , 2015)
Xi'an	China	<i>Af</i>	230,00	(Yang <i>et al.</i> , 2015)
Seul	Coreia do Sul	<i>Dwa</i>	218,00	(Min <i>et al.</i> , 2010)
Faixa de Gaza	Palestina	<i>BSh</i>	79,30	(Abunama <i>et al.</i> , 2017)
Selangor	Malásia	<i>Af</i>	141,20	(Abunama; Othman; Younes, 2018)
Selangor	Malásia	<i>Af</i>	188,00	(Malakahmad <i>et al.</i> , 2017)
Campina Grande	Brasil	<i>BSh</i>	174,97	Estudo atual (volumes medidos)

Fonte: Adaptado de Abunama, Othman e Younes (2018).

Obs.: *Dwa* - Clima continental úmido de verão quente; *Af* - Clima equatorial; *BSh* - Clima semiárido quente

O Aterro Sanitário em Campina Grande com uma taxa de geração de lixiviado de 174,97 L/ton, situa-se entre os aterros com maior geração de lixiviado na comparação, superando os aterros em cidades como Pequim e a Faixa de Gaza, mas ficando atrás de Xi'an e Seul. As variações podem ser atribuídas às diferenças nas

Umidade de saturação inicial (% peso úmido)	20,00	15,00	20,00	15,00	20,00	15,00
Condutividade hidráulica vertical inicial (m/s)	1×10^{-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 Condutividade hidráulica	100	100	100	100	100	100

Fonte: Elaborado pelo autor, 2024.

Os resultados obtidos por meio da SIM10 apresentam uma taxa de geração de, aproximadamente, 537,26 L de lixiviado por tonelada de resíduos, com uma média de 89,54 litros de lixiviado por tonelada de resíduos por ano. A Figura 11 apresenta a evolução da taxa de geração de lixiviado por tonelada de resíduos no aterro.

Figura 11: Evolução da taxa de geração de lixiviado obtido na SIM10 em relação a vazão medida

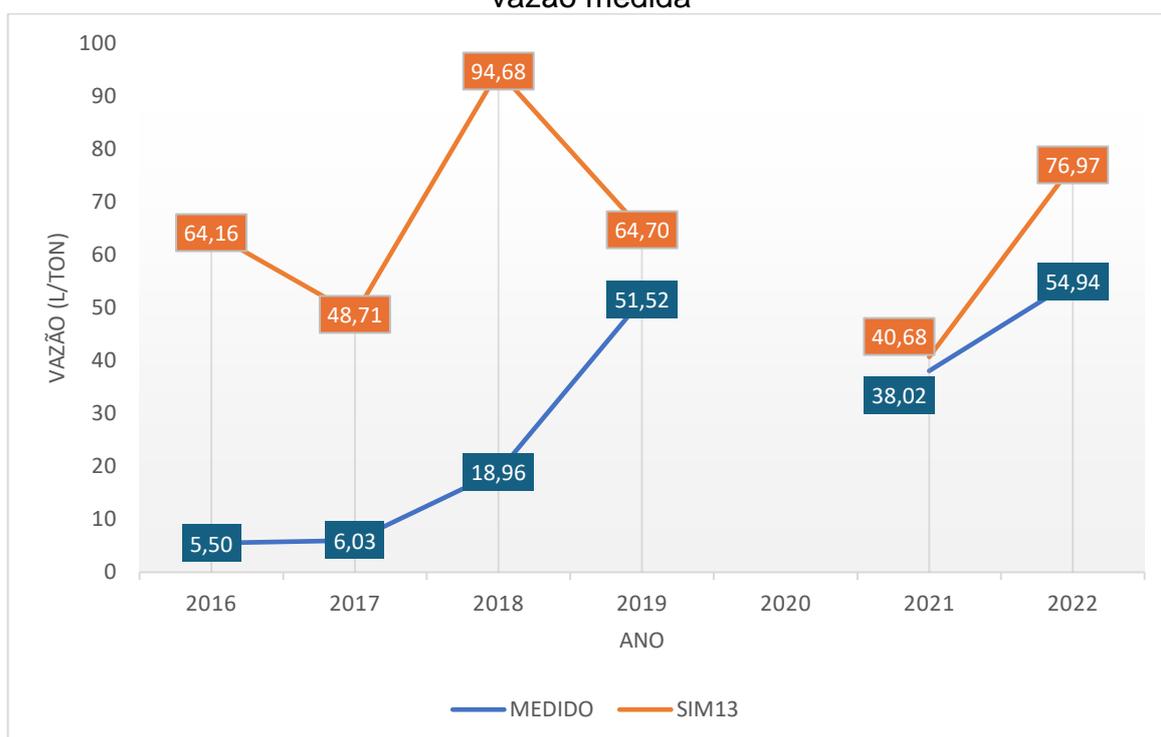


Fonte: Elaborado pelo autor, 2024.

Obs.: Sem dados consistentes dos resíduos recebidos para o ano 2020

Já a SIM13 apresentou uma taxa de geração de aproximadamente 389,91 L de lixiviado por tonelada de resíduos, com uma média de 64,98 litros de lixiviado por tonelada de resíduos por ano. A Figura 12 exibe a evolução da taxa de geração de lixiviado por tonelada de resíduos no aterro.

Figura 12: Evolução da taxa de geração de lixiviado obtido na SIM13 em relação a vazão medida



Fonte: Elaborado pelo autor, 2024.

Obs.: Sem dados consistentes dos resíduos recebidos para o ano 2020

Os resultados obtidos por meio da SIM14 indicam uma taxa de geração de aproximadamente 363,74 litros de lixiviado por tonelada de resíduos. A média anual de geração de lixiviado é de 60,62 litros por tonelada de resíduos. A Figura 13 ilustra a evolução dessa taxa de geração de lixiviado por tonelada de resíduos no aterro ao longo do período estudado.

Figura 13: Evolução da taxa de geração de lixiviado obtido na SIM14 em relação a vazão medida



Fonte: Elaborado pelo autor, 2024.

Obs.: Sem dados consistentes dos resíduos recebidos para o ano 2020

No item 6.1.1 estão detalhados os resultados dessas simulações para os dois cenários propostos bem como os seus respectivos resultados estatísticos.

6.1.1 Cenário 1

Neste cenário, foi realizado o ajuste dos dados com o preenchimento de falhas na série histórica com o valor da vazão média para cada ano. Os resultados obtidos para essa condição não são efetivos, como pode ser observado na Tabela 6, que apresenta os seus respectivos resultados de comparação estatística.

Tabela 6: Comparação estatística entre a vazão monitorada mensal ajustada e as simulações

	SIM10	SIM13	SIM14
NSE	-8,48	-2,60	-1,98
R²	0,01	0,10	0,06
r	0,08	0,32	0,24
PBIAS	169,52	101,64	87,11

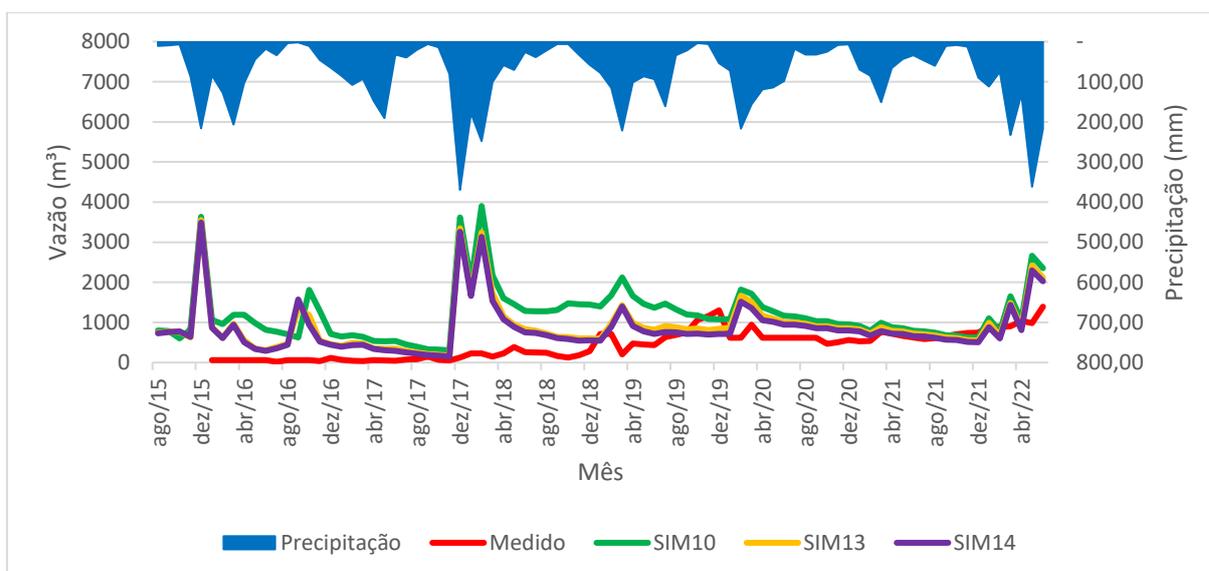
Fonte: Elaborado pelo autor, 2024.

Conforme Tabela 6, o *NSE* indicou resultados bastantes insatisfatórios, em que, o melhor resultado foi -1,98 da SIM14, bem distante do valor mínimo de 0,5 para ser considerado como um modelo eficiente. O *r* apontou uma correlação insignificante na SIM10 (0,08) e correlação fraca nas 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.

A Figura 14 exhibe, graficamente, a distribuição dos dados de modo mensal da precipitação, da vazão observada e das simulações.

Figura 14: Comparação mensal entre a vazão medida ajustada, a precipitação e as vazões simuladas SIM10, SIM13 e SIM14



Fonte: Elaborado pelo autor, 2024.

Ao fazer uma comparação ano a ano (Tabela 7), 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.

Tabela 7: Comparação anual do *PBIAS* entre as simulações e a vazão observada

ANO	<i>PBIAS</i> (%)		
	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: Elaborado pelo autor, 2024.

No ano de 2017 foi observado uma redução nos valores superestimados para menos de 957% na SIM10, e chegando na faixa de 656% na SIM14. É importante destacar que no ano 2017 apenas os meses de janeiro e outubro não tiveram informações registradas referentes a vazão do lixiviado do aterro.

Em 2018, a SIM10 apresentou uma redução de valor de aproximadamente 600% entre 2016 e 2017, reduziu esse percentual pela metade, e diminuiu a superestimação em 300% entre 2017 e 2018. Enquanto isso, a SIM13 e SIM14 mantiveram suas respectivas taxas de redução em aproximadamente 300% para esse período. Destaca-se que o ano 2018 não apresentou dados para os meses de janeiro, fevereiro e abril.

O ano de 2019 não possui dados referente aos dois primeiros meses, porém apresentou uma redução de aproximadamente 560% na SIM10, já a SIM13 e SIM14 com 25,58% e 11,71% de diferença para a vazão observada, estando dentro da faixa de valores que são considerados satisfatórios para simulações de vazão.

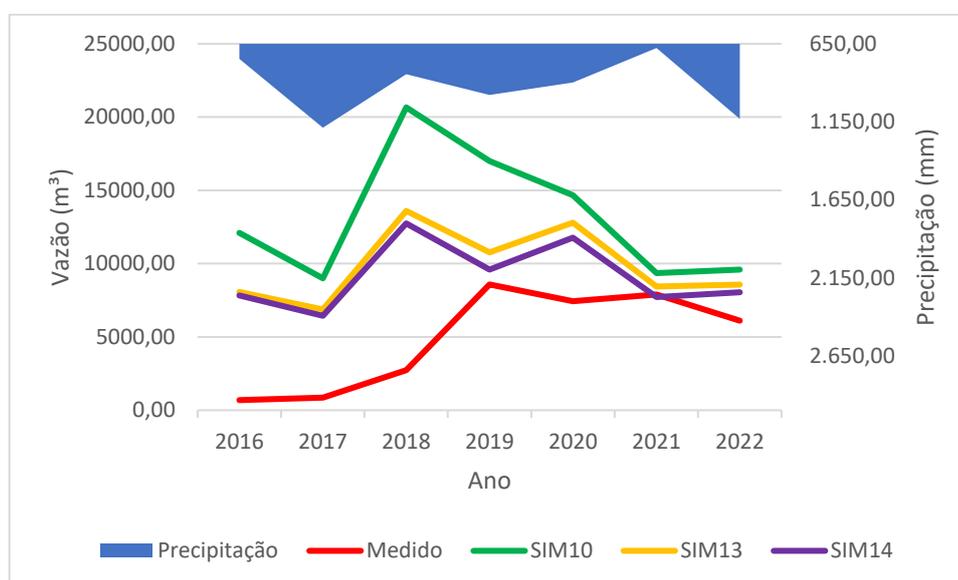
Contudo, no ano 2020 devido a interrupção das atividades por conta da pandemia da Covid-19, só houve coleta de dados para o mês de março, outubro, novembro e dezembro. Assim, a SIM10 não apresentou grande variação em relação

ao ano anterior. No entanto, a SIM13 passou a superestimar a vazão observada em 72,23%, e a SIM14 passou de 11,71 para 58,32%.

Com a normalização das atividades em 2021, exceto no mês de setembro para o qual não há dados disponíveis, as três simulações analisadas apresentaram resultados significativamente satisfatórios em comparação com os dados observados. Todas as simulações mantiveram-se dentro de uma margem de $\pm 25\%$. Destacam-se a SIM13, que superestimou os dados em apenas 6,99%, e a SIM14, que subestimou os dados em 2,07%.

Para o ano de 2022, é importante ressaltar que a análise dessa pesquisa considera apenas até o mês de junho, período em que houve o encerramento da Célula 2. Assim, acredita-se que isso possa ter influenciado nas simulações, que voltaram a indicar um aumento na superestimação dos dados, no qual a SIM10 apontou a maior superavaliação (56,85%), e a SIM14 a menor (31,67%). A Figura 15 retrata graficamente essa comparação ano a ano para o Cenário 1.

Figura 15: Comparação anual da vazão monitorada ajustada, a precipitação e as simulações



Fonte: Elaborado pelo autor, 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.

6.1.2 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 8.

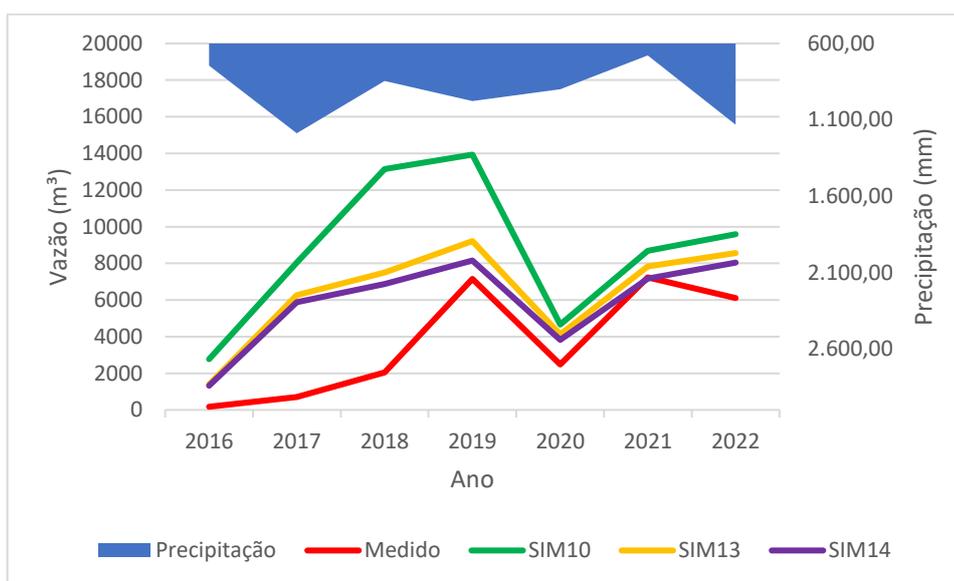
Tabela 8: Comparação anual da vazão monitorada e as simulações considerando apenas os meses com vazão observada

	SIM10	SIM13	SIM14
NSE	-2,88	-0,34	-0,04
R²	0,39	0,60	0,57
r	0,62	0,77	0,75
PBIAS	134,80	73,28	59,31

Fonte: Elaborado pelo autor, 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 Comparação anual da vazão monitorada e as simulações considerando os meses com dados das duas séries (Figura 16).

Figura 16: Comparação anual da vazão monitorada, a precipitação e as simulações considerando os meses com dados das duas séries



Fonte: Elaborado pelo autor, 2024.

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).

A Tabela 9, 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 9: Comparação anual do *PBIAS* entre a vazão observada e as simulações no Cenário 2

ANO	<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: Elaborado pelo autor, 2024.

Para o ano 2016, o 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 superestimados a SIM10 sofreu uma redução e ficou 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 2021 apresentou os melhores desempenhos, em que, as 3 simulações realizadas apresentaram 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 1,03%. Como o Ano 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 em Campinas/SP, 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 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.

7 CONSIDERAÇÕES FINAIS

7.1 Conclusões

- Constatou-se a relevância das informações acerca da composição gravimétrica e volumétrica, bem como a umidade de 53,24% dos RSU recebidos pelo aterro sanitário, como parâmetros imprescindíveis para o modelo.
- Verificou-se uma evolução do desempenho do modelo ao longo dos anos, principalmente a partir do ano de 2019.
- Notavelmente, foi constatada uma correlação mais robusta entre a vazão observada e a vazão simulada nos últimos anos do período investigado.
- A SIM13 demonstrou os melhores índices estatísticos em ambos os cenários. No entanto, o cenário 2, no qual considerou-se 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.
- A SIM14 apresentou o melhor resultado para o *PBIAS* com 59,31%.
- Evidenciou-se a influência das camadas de cobertura intermediárias e finais, assim como da umidade inicial dos Resíduos Sólidos Urbanos (RSU), na produção de lixiviado.
- Notou-se uma grande sensibilidade do modelo para o parâmetro da precipitação.
- A principal limitação deste estudo decorre das dificuldades encontradas em obter dados relevantes desde a concepção inicial do aterro, suas mudanças de operação e construção ao longo do tempo, sem a concepção do “AS BUILT” (como construído), especialmente devido à escassez de informações

sobre a vazão observada, resultante do monitoramento semanal, em vez do ideal, que seria o monitoramento diário.

7.2 Sugestões e recomendações

- Realizar estudos com o monitoramento diário da vazão de lixiviado no aterro sanitário;
- Aplicar outros modelos no aterro sanitário localizado em Campina Grande/PB
- Aplicar o *MODUELO 4.0* em outros aterros sanitários da região semiárida da Paraíba e comparar os resultados do aterro sanitário em Campina Grande/PB.

REFERÊNCIAS

Associação Brasileira de Empresas de Limpeza Pública e Resíduos Especiais - ABRELPE. **Panorama dos resíduos sólidos no Brasil 2020**. São Paulo: ABRELPE, 2020. .

ABRELPE. **Panorama dos resíduos sólidos no Brasil 2021**. São Paulo: ABRELPE, 2021. . Disponível em: <<https://abrelpe.org.br/panorama/>>. Acesso em: 1 nov. 2022.

ABREMA. **Panorama dos resíduos sólidos no Brasil**. [s.l.] 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.; ALSLAIBI, T.; ABUALQUMBOZ, M. Quantifying the Generated and Percolated Leachate through a Landfill's Lining System in Gaza Strip, Palestine. **Polish Journal of Environmental Studies**, v. 26, n. 6, p. 2455–2461, 2017.

ABUNAMA, T.; OTHMAN, F.; ANSARI, M.; EL-SHAFIE, A. Leachate Generation Rate Modeling Using Artificial Intelligence Algorithms Aided by Input Optimization Method for an MSW Landfill. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 26, n. 4, p. 3368–3381, 1 fev. 2019.

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.

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.

ALIBARDI, L.; COSSU, R. Leachate Generation Modeling. *Em*: COSSU, R.; STEGMANN, R. **Solid Waste Landfilling**. [s.l.] Elsevier, 2018. p. 229–245.

ALMEIDA, M. V. de A. **Comportamento biodegradativo do aterro sanitário em Campina Grande-PB em função dos subprodutos gerados**. 2020. Universidade Federal de Campina Grande, Campina Grande - PB, 2020. Disponível em: <<http://dspace.sti.ufcg.edu.br:8080/jspui/handle/riufcg/12638>>. Acesso em: 26 jun. 2023.

ARAÚJO NETO, C. L. de. **Modelagem da resistência ao cisalhamento de resíduos sólidos urbanos para análises da estabilidade de taludes de aterros sanitários**. 2021. 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.

ARAUJO, P. D. S. **Análise do desempenho de um solo compactado utilizado na camada de cobertura de um aterro sanitário**. 2017. Universidade Federal de Campina Grande, Campina Grande - PB, 2017.

ARIAS, J. M. **Cuantificación del volumen de percolación de lixiviados mediante el balance de humedad de los residuos sólidos (Tesis con mención honorífica)**. 2019. UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DEL ESTADO DE MÉXICO, Toluca, 2019. Disponível em: <<http://ri.uaemex.mx/handle/20.500.11799/106046>>. Acesso em: 13 nov. 2022.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS - ABNT. Apresentação de projetos de aterros sanitários de resíduos sólidos urbanos - procedimento. Conf:2008 1992. Disponível em: <<https://mega.nz/fm/tLxn1TxD>>. Acesso em: 27 jun. 2023.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS (ABNT). Aterros de Resíduos Não Perigosos-Critérios Para Projeto, Implantação e Operação. 1997. Disponível em: <<https://idoc.pub/documents/nbr-13896-aterros-de-residuos-nao-perigosos-criterios-papdf-d4pqzmm6jdnp>>. Acesso em: 23 set. 2024.

ASTM, A. S. for T. and M. 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.

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.

BEGUM, S.; JUNTUPALLY, S.; ANUPOJU, G. R.; ESHTIAGHI, N. Comparison of Mesophilic and Thermophilic Methane Production Potential of Acids Rich and High-Strength Landfill Leachate at Different Initial Organic Loadings and Food to Inoculum Ratios. **Science of The Total Environment**, v. 715, p. 136658, 1 maio 2020.

BEJERANO, J. P.; GUTIÉRREZ, J. A. G.; PÉREZ, Y. V. Estimación del caudal medio de lixiviados generados en el vertedero de Viñales, Pinar del Río. **Avances**, v. 22, n. 3, p. 325–341, 2020.

BEZERRA, D. E. **Evolução do comportamento dos resíduos sólidos urbanos em aterro sanitário sob aspectos mecânicos**. 2023. Universidade Federal de Campina Grande, Campina Grande - PB, 2023.

BRASIL. Política Nacional de Resíduos Sólidos. Lei 12.305 de 2 de agosto de 2010. 2 ago. 2010. Disponível em: <https://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2007-2010/2010/lei/l12305.htm>. Acesso em: 9 nov. 2022.

BRASIL. Marco legal do saneamento básico - Lei nº 14.026, de 15 de julho de 2020. 15 jul. 2020. Disponível em: <http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_Ato2019-2022/2020/Lei/L14026.htm>. Acesso em: 17 nov. 2022.

CABRAL JÚNIOR, J. B.; LUCENA, R. L.; SILVA, H. J. F. da; REIS, J. S. dos; RODRIGUES, D. T. CONSIDERAÇÕES SOBRE A EVAPOTRANSPIRAÇÃO ESTIMADA PELO ALGORÍTIMO SEBAL NO SEMIÁRIDO BRASILEIRO. **Revista de Geociências do Nordeste**, v. 7, n. 1, p. 45–51, 15 jul. 2021.

CCAHUANA, R. A. P. **Plan de cierre y recuperación de áreas degradadas por residuos sólidos municipales en el botadero de “San José” - Andahuaylas, Apurímac**. 2017. Universidad Nacional Agraria La Molina, Lima - Perú, 2017. Disponível em: <<http://repositorio.lamolina.edu.pe/handle/20.500.12996/4173>>. Acesso em: 3 nov. 2022.

CLAVERO, M. E. R. **Evaluación conjunta de la producción de lixiviados y biogás en vertederos de residuos sólidos urbanos**. 2020. Universitat Politècnica de València, Valencia (Spain), 2020. Disponível em: <<https://riunet.upv.es/handle/10251/148716>>. Acesso em: 13 nov. 2022.

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.

CORTÁZAR, A. L. G. de. Aplicación a un caso real: el vertedero “X”. *Em: Desarrollo de MODUELO 2: herramienta para la evaluación de la contaminación producida en vertederos de residuos sólidos urbanos*. [s.l.] Universidad de Cantabria, 2005.

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.

CORTÁZAR, A. L. G. de; MONZÓN, I. T. Application of Simulation Models to the Diagnosis of MSW Landfills: An Example. **Waste Management**, v. 27, n. 5, p. 691–703, 1 jan. 2007a.

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. 2007b.

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.

DAS, S.; LEE, S.-H.; KUMAR, P.; KIM, K.-H.; LEE, S. S.; BHATTACHARYA, S. S. Solid Waste Management: Scope and the Challenge of Sustainability. **Journal of Cleaner Production**, v. 228, p. 658–678, 10 ago. 2019.

DEVORE, J. L. **Probabilidade e estatística: para engenharia e ciências**. 9. ed. São Paulo: Cengage Learning, 2018.

DOMINONI, V.; GALINDO, M.; DOMINONI, C.; RITTER, E. Análise dos métodos de estimativa de geração de lixiviado por resíduos sólidos urbanos no aterro sanitário de Nova Iguaçu. Em: Congresso Brasileiro de Mecânica dos Solos e Engenharia Geotécnica, 2020, [...]. ABMS, 2020. p. 6191–6198.

FELDHAUS, C. R. **Influência de parâmetros de entrada em modelos de simulação de aterros de resíduos**. 2019. Universidade do Estado de Santa Catarina - UDESC, Joinville, 2019. Disponível em: <https://www.udesc.br/arquivos/cct/id_cpmenu/706/2019_02_27_Carolini_Rodrigues_Feldhaus_15626010653903_706.pdf>. Acesso em: 29 jun. 2023.

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. Em: ANAIS XIV SIBESA, 2018, Foz do Iguaçu. [...]. Foz do Iguaçu: ABES, 2018. p. 1–13.

FIRMO, A. L. B. **Análise numérica de aterros de resíduos sólidos urbanos: calibração de experimentos em diferentes escalas**. 2008. Universidade Federal de Pernambuco, Recife, 2008. Disponível em: <<https://repositorio.ufpe.br/handle/123456789/4902>>. Acesso em: 14 nov. 2022.

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.

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.

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.

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

Grupo de Ingeniería Ambiental - GIA. **Moduelo 4.0 Manual de usuário**. Cantábria: Universidad de Cantábria, 2009. .

GIACOMAZZO, A. P.; ALMEIDA, W. S. de. Estudo do potencial de contaminação do Aterro Controlado do Jóquei Clube, Distrito Federal. **Engenharia Sanitaria e Ambiental**, v. 25, p. 909–920, 23 nov. 2020.

GIORGINI, M. G. **Avaliação qualitativa de registros de monitoramento geotécnico e modelagem numérica de um aterro sanitário experimental**. 2019. Universidade Federal de Minas Gerais, Escola de Engenharia, Belo Horizonte, 2019. Disponível em: <<https://repositorio.ufmg.br/handle/1843/33652>>. Acesso em: 2 nov. 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. da; SOUSA, T. M. I. de; OLIVEIRA, A. M. B. M. de; RIBEIRO, L. da 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.

GONZÁLEZ, T. J. **Generación de lixiviados en vertederos**. 2021. Universidad de Sevilla, Sevilla, 2021. Disponível em: <<https://idus.us.es/handle/11441/126799>>. Acesso em: 12 nov. 2022.

GRUGNALETTI, M.; PANTINI, S.; VERGINELLI, I.; LOMBARDI, F. An Easy-to-Use Tool for the Evaluation of Leachate Production at Landfill Sites. **Waste Management**, SI:Sanitary Landfilling. v. 55, p. 204–219, 1 set. 2016.

HE, H. J.; HU, J. Leachate Drainage Volume of Municipal Solid Waste Landfills: Field Testing and Hydro-Mechanical Modeling. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 29, n. 43, p. 64680–64691, 1 set. 2022.

HERNÁNDEZ, M. C. **Optimización del diseño de vertederos de residuos sólidos basada en modelización**. 2012. UNIVERSIDAD DE CANTABRIA, Santander, 2012. Disponível em: <<https://repositorio.unican.es/xmlui/handle/10902/4132>>. Acesso em: 14 nov. 2022.

IBGE. **CENSO**. Rio de Janeiro: Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística, 2022. . Disponível em: <<https://cidades.ibge.gov.br/brasil/pb/campina-grande/panorama>>. Acesso em: 2 nov. 2022.

KAZA, S.; YAO, L.; BHADA-TATA, P.; WOERDEN, F. V. **What a Waste 2.0: A Global Snapshot of Solid Waste Management to 2050**. [s.l.] World Bank Publications, 2018. 230 p.

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.

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. 2017a.

KLAUCK, C. R.; GIACOBBO, A.; DE OLIVEIRA, E. D. L.; DA SILVA, L. B.; RODRIGUES, M. A. S. Evaluation of Acute Toxicity, Cytotoxicity and Genotoxicity of Landfill Leachate Treated by Biological Lagoon and Advanced Oxidation Processes. **Journal of Environmental Chemical Engineering**, v. 5, n. 6, p. 6188–6193, 1 dez. 2017b.

KUMAR, S.; NIMCHUK, N.; KUMAR, R.; ZIETSMAN, J.; RAMANI, T.; SPIEGELMAN, C.; KENNEY, M. Specific Model for the Estimation of Methane Emission from Municipal Solid Waste Landfills in India. **Bioresource Technology**, v. 216, p. 981–987, 1 set. 2016.

LEY, M. B. R. G. **Avaliação de modelos matemáticos e programas de simulação para estimativa da geração de lixiviados de aterros sanitários**. 2019. Universidade Federal Fluminense, Niterói, 2019. Disponível em: <https://sucupira.capes.gov.br/sucupira/public/consultas/coleta/trabalhoConclusao/vi ewTrabalhoConclusao.jsf?popup=true&id_trabalho=8996128>. Acesso em: 27 fev. 2023.

LEY, M. B. R. G.; JUNIOR, R. A. F. C.; MENDONÇA, H. V. de; NASCENTES, A. L.; SILVA, L. D. B. da. 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. Volume 5, n. Issue 2, p. 58–64, 2 abr. 2021.

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.

LÓPEZ, A.; CALERO, T.; LOBO, A. Mathematical Simulation to Improve Municipal Solid Waste Leachate Management: A Closed Landfill Case. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 25, n. 28, p. 28169–28184, 1 out. 2018.

LÓPEZ GASCA, S. O. **Propuesta de Ubicación y Prediseño de un Relleno Sanitario Sustentable Intermunicipal, Entre Morelos y el Estado de México**. 2020. Instituto Tecnológico de Toluca, Mepetec, 2020. Disponível em: <<https://rinacional.tecnm.mx/jspui/handle/TecNM/4021>>. Acesso em: 6 jul. 2023.

LU, S.-F.; FENG, S.-J. Comprehensive Overview of Numerical Modeling of Coupled Landfill Processes. **Waste Management**, v. 118, p. 161–179, 1 dez. 2020.

MAFORT, D. P. **Aplicação de modelo tridimensional ao balanço hídrico de um aterro sanitário encerrado: caso da célula experimental Delta A, Campinas - SP**. 2020. Universidade Estadual de Campinas, Campinas, 2020. Disponível em: <http://acervus.unicamp.br/index.asp?codigo_sophia=1149363>. Acesso em: 16 nov. 2022.

MALAKAHMAD, A.; ABUALQUMBOZ, M. S.; KUTTY, S. R. M.; ABUNAMA, T. J. Assessment of carbon footprint emissions and environmental concerns of solid waste treatment and disposal techniques; case study of Malaysia. **Waste Management**, v. 70, p. 282–292, 1 dez. 2017.

MARTILDES, J. A. L. **Variação volumétrica de aterro sanitário por meio de levantamento topográfico convencional e técnicas de aerofotogrametria**. 2021. Universidade Estadual da Paraíba, Campina Grande, 2021. Disponível em: <<http://tede.bc.uepb.edu.br/jspui/handle/tede/3867>>. Acesso em: 3 nov. 2022.

MARTILDES, J. A. L.; SILVA, A. F.; DE SOUZA, Y. R.; SANTOS, L. L. dos; PAIVA, W. de. Identificação do grau de biodegradabilidade do lixiviado do aterro sanitário de Campina Grande-PB. Em: Anais IV CONAPESC, 2019, Campina Grande - PB. [...]. Campina Grande - PB: Realize, 2019. p. 5.

MARTÍNEZ, A. L. **Emisiones en vertederos de rechazo de RCD : seguimiento, evaluación y modelización**. 2016. UNIVERSIDAD DE CANTABRIA, Santander, 2016. Disponível em: <<https://repositorio.unican.es/xmlui/handle/10902/8407>>. Acesso em: 13 nov. 2022.

MIAO, L.; YANG, G.; TAO, T.; PENG, Y. Recent Advances in Nitrogen Removal from Landfill Leachate Using Biological Treatments – A Review. **Journal of Environmental Management**, v. 235, p. 178–185, 1 abr. 2019.

MIN, J.-E.; KIM, M.; KIM, J. Y.; PARK, I.-S.; PARK, J.-W. Leachate Modeling for a Municipal Solid Waste Landfill for Upper Expansion. **KSCE Journal of Civil Engineering**, v. 14, n. 4, p. 473–480, 1 jul. 2010.

MOISÉS, B. G. E. **MODELO HIDROLÓGICO PARA LA PRODUCCIÓN DE LIXIVIADOS EN LA CLAUSURA DEL RELLENO SANITARIO DE JIPIJAPA , PROVINCIA DE MANABÍ**. 2018. JIPIJAPA-UNESUM, Jipijapa - Manabí, 2018. Disponível em: <<http://repositorio.unesum.edu.ec/handle/53000/1391>>. Acesso em: 13 nov. 2022.

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.

NJOKU, P. O.; EDOKPAYI, J. N.; ODIYO, J. O. Health and Environmental Risks of Residents Living Close to a Landfill: A Case Study of Thohoyandou Landfill, Limpopo Province, South Africa. **International Journal of Environmental Research and Public Health**, v. 16, n. 12, jun. 2019. Disponível em: <<https://www.ncbi.nlm.nih.gov/pmc/articles/PMC6617357/>>. Acesso em: 3 nov. 2022.

OROZCO-BARRANTES, V. **Determinación de lixiviados de relleno sanitario de San Ramón y selección de su sistema de tratamiento**. 2018. Instituto Tecnológico de Costa Rica, Cartago, 2018. Disponível em: <<https://repositoriotec.tec.ac.cr/handle/2238/11164>>. Acesso em: 17 abr. 2023.

PENG, Y. Perspectives on Technology for Landfill Leachate Treatment. **Arabian Journal of Chemistry**, v. 10, p. S2567–S2574, 1 maio 2017.

PEREIRA, K. Y. da S. **Estimativa da quantidade de lixiviado no interior do Aterro Sanitário de Itabirito-MG**. 2021. Universidade Federal de Ouro Preto, Ouro Preto, 2021. Disponível em: <<http://www.monografias.ufop.br/handle/35400000/3479>>. Acesso em: 3 nov. 2022.

RIOS, D. do C. **Aplicação de dois modelos de balanço hídrico para estudo de camada de cobertura de aterro sanitário utilizando solo e Resíduo da Construção Civil (RCC)**. 2016. Universidade Estadual de Feira de Santana - UEFS, Feira de Santana - BA, 2016. Disponível em: <<http://tede2.uefs.br:8080/handle/tede/473>>. Acesso em: 29 maio. 2023.

RODRIGO-CLAVERO, M.-E.; RODRIGO-ILARRI, J. Bioleach: A Mathematical Model for the Joint Evaluation of Leachate and Biogas Production in Urban Solid Waste Landfills. **Geophysical Research Abstracts**, v. 19, 2017. . Acesso em: 15 abr. 2023.

RODRIGO-ILARRI, J.; RODRIGO-CLAVERO, M. E. Modelación numérica de la producción de lixiviados en vertederos de residuos sólidos urbanos. Em: CIAS, 2021, Valencia (Espanha). [...]. Valencia (Espanha): 2021.

RODRIGO-ILARRI, J.; RODRIGO-CLAVERO, M.-E.; CASSIRAGA, E. BIOLEACH: A New Decision Support Model for the Real-Time Management of Municipal Solid Waste Bioreactor Landfills. **International Journal of Environmental Research and Public Health**, v. 17, n. 5, p. 1675, jan. 2020.

ROSAS GRAJEDA, E. **Evaluación de un reactor electroquímico de cilindro rotatorio (RCE) para la deposición de níquel y cobalto en licores simulados del lixiviado de baterías secundarias de desecho**. 2017. Universidad Autónoma Metropolitana, Azcapotzalco, 2017. Disponível em: <<http://zaloamati.azc.uam.mx/handle/11191/6084>>. Acesso em: 9 nov. 2022.

SALLES, N. A.; SOUZA, T. S. O. de. Aplicabilidade do Activated Sludge Model No. 1 (ASM 1) para simulação do cotratamento de esgoto sanitário e lixiviado de aterro

sanitário em lagoas aeradas. **Engenharia Sanitaria e Ambiental**, v. 25, n. 2, p. 293–301, mar. 2020.

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.

SCHOEDER, P. R.; GIBSON, A. C.; MORGAN, J. M.; WALSKI, T. M. **The Hydrologic Evaluation of landfill performance (HELP) Model, Users Guide**. [s.l.: s.n.].v. 1130 p.

SCHROEDER, P. R.; MORGAN, J. M.; WALSKI, T. M.; GIBSON, A. C. **Hydrologic Evaluation Of Landfill Performance**. 1. ed. [s.l.: s.n.].v. 1

SILVA, A. dos S. **Análise de componentes tóxicos em resíduos sólidos urbanos**. 2016. Universidade Federal de Campina Grande, Campina Grande - PB, 2016. Disponível em: <<http://dspace.sti.ufcg.edu.br:8080/jspui/handle/riufcg/1039>>. Acesso em: 14 jul. 2023.

SILVA, D. L. M. D. **Mecanismos de transporte de metais pesados em misturas de solos utilizados como camada de base em aterro sanitário**. 2023. 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**. 2022. 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**. 2021. Universidade Federal de Goiás, Goiânia, 2021. Disponível em: <<http://repositorio.bc.ufg.br/tede/handle/tede/11341>>. Acesso em: 29 maio. 2023.

SILVA, T. F. D. **ESTUDO DE MISTURA DE SOLOS PARA IMPERMEABILIZAÇÃO EFICIENTE DE CAMADA DE BASE DE ATERROS SANITÁRIOS**. 2017. Universidade Federal de Campina Grande, Campina Grande - PB, 2017.

SILVA, W. K. A. S.; TAGLIAFERRO, E. R. Aterro sanitário - a engenharia na disposição final de resíduos sólidos / Landfill - engineering in the final disposal of solid waste. **Brazilian Journal of Development**, v. 7, n. 2, p. 12216–12236, 8 fev. 2021.

TENG, C.; ZHOU, K.; PENG, C.; CHEN, W. Characterization and Treatment of Landfill Leachate: A Review. **Water Research**, v. 203, p. 117525, 15 set. 2021.

VAVERKOVÁ, M. D. Landfill Impacts on the Environment—Review. **Geosciences**, v. 9, n. 10, p. 431, out. 2019.

WAISCZYK, D. H. D. R.; LIMA, J. T. de. Leachate production estimation for a landfill in south of Brazil using Hydrus-1D. Em: E3S Web of Conferences, 2020, Lisboa. [...]. Lisboa: EDP Sciences, 2020. v. 195, p. 1–6.

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.

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.

YANG, N.; DAMGAARD, A.; KJELDSEN, P.; SHAO, L.-M.; HE, P.-J. Quantification of regional leachate variance from municipal solid waste landfills in China. **Waste Management**, v. 46, p. 362–372, 1 dez. 2015.

ZHANG, X.; QI, Y.; FANG LIU; LI, H.; SUN, S. Enhancing Daily Streamflow Simulation Using the Coupled SWAT-BiLSTM Approach for Climate Change Impact Assessment in Hai-River Basin. **Scientific Reports**, v. 13, n. 1, p. 15169, 13 set. 2023.

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.

APÊNDICE A - DADOS DE ENTRADA UTILIZADOS NAS SIMULAÇÕES 1, 2 E 3

CARACTERÍSTICAS DOS RESÍDUOS	SIM1		SIM2		SIM3	
	R	RF	R	RF	R	RF
Umidade residual inicial (% peso úmido)	30,00	30,00	15,00	15,00	30,00	30,00
Capacidade de campo inicial (% peso úmido)	30,00	30,00	30,00	30,00	30,00	30,00
Umidade de saturação inicial (% peso úmido)	53,24	53,24	55,00	55,00	53,24	53,24
Condutividade hidráulica vertical inicial (m/s)	1x10 ⁻⁵	1x10 ⁻⁵	1x10 ⁻⁷	1x10 ⁻⁷	1x10 ⁻⁵	1x10 ⁻⁵
Condutividade hidráulica horizontal inicial (m/s)	1x10 ⁻⁵	1x10 ⁻⁵	1x10 ⁻⁷	1x10 ⁻⁷	1x10 ⁻⁵	1x10 ⁻⁵
Características da cobertura						
Espessura da cobertura (m)	0,80	0,80	0,80	0,80	0,80	0,80
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)	6,00	6,00	6,00	6,00	6,00	6,00
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
Condutividade hidráulica vertical inicial (m/s)	1x10 ⁻⁷					
Modelo Hidrológico						
Taxa mínima de infiltração (mm/h)	1,27	1,27	1,27	1,27	3,82	3,82
Taxa máxima de infiltração (mm/h)	25,40	25,40	25,40	25,40	76,2	76,2
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 Condutividade hidráulica	100	100	100	100	100	100

APÊNDICE B - DADOS DE ENTRADA UTILIZADOS NAS SIMULAÇÕES 4, 5 E 6

CARACTERÍSTICAS DOS RESÍDUOS	SIM4		SIM5		SIM6	
	R	RF	R	RF	R	RF
Umidade residual inicial (% peso úmido)	30,00	30,00	30,00	30,00	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)	53,24	53,24	53,24	53,24	53,24	53,24
Condutividade hidráulica vertical inicial (m/s)	1x10 ⁻⁵					
Condutividade hidráulica horizontal inicial (m/s)	1x10 ⁻⁵					
Características da cobertura						
Espessura da cobertura (m)	0,80	0,80	0,80	0,80	0,80	0,80
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)	6,00	6,00	6,00	6,00	6,00	6,00
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
Condutividade hidráulica vertical inicial (m/s)	1x10 ⁻⁷					
Modelo Hidrológico						
Taxa mínima de infiltração (mm/h)	3,00	3,00	20,00	20,00	1,27	1,27
Taxa máxima de infiltração (mm/h)	4,00	4,00	21,00	21,00	25,4	25,4
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 Condutividade hidráulica	100	100	100	100	100	100

APÊNDICE C - DADOS DE ENTRADA UTILIZADOS NAS SIMULAÇÕES 7, 8 E 9

CARACTERÍSTICAS DOS RESÍDUOS	SIM7		SIM8		SIM9	
	R	RF	R	RF	R	RF
Umidade residual inicial (% peso úmido)	9,00	9,00	20,00	20,00	9,00	9,00
Capacidade de campo inicial (% peso úmido)	30,00	30,00	30,00	30,00	30,00	30,00
Umidade de saturação inicial (% peso úmido)	53,24	53,24	53,24	53,24	53,24	53,24
Condutividade hidráulica vertical inicial (m/s)	1×10^{-7}	1×10^{-5}	1×10^{-7}	1×10^{-7}	1×10^{-7}	1×10^{-7}
Condutividade hidráulica horizontal inicial (m/s)	1×10^{-7}	1×10^{-5}	1×10^{-7}	1×10^{-7}	1×10^{-7}	1×10^{-7}
Características da cobertura						
Espessura da cobertura (m)	0,80	0,80	0,80	0,80	0,80	0,80
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)	6,00	6,00	6,00	6,00	6,00	6,00
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
Condutividade hidráulica vertical inicial (m/s)	1×10^{-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)	25,4	25,4	25,4	25,4	25,4	25,4
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 Condutividade hidráulica	100	100	100	100	100	100

**APÊNDICE D - DADOS DE ENTRADA UTILIZADOS NAS SIMULAÇÕES 11, 12,
15 E 16**

CARACTERÍSTICAS DOS RESÍDUOS	SIM11		SIM12		SIM15		SIM16	
	R	RF	R	RF	R	RF	R	RF
Umidade residual inicial (% peso úmido)	20,00	20,00	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	30,00	30,00
Umidade de saturação inicial (% peso úmido)	55,00	55,00	55,00	55,00	55,00	55,00	55,00	55,00
Condutividade hidráulica vertical inicial (m/s)	1x10 ⁻⁷	1x10 ⁻⁷	1x10 ⁻⁷	1x10 ⁻⁷				
Condutividade hidráulica horizontal inicial (m/s)	1x10 ⁻⁷	1x10 ⁻⁷	1x10 ⁻⁷	1x10 ⁻⁷				
Características da cobertura								
Espessura da cobertura (m)	0,80	0,80	0,80	0,80	0,80	1,20	1,00	1,00
Teor de umidade inicial (% peso úmido)	10,10	10,10	10,10	10,10	10,10	10,10	10,10	10,10
Densidade inicial (kg/m³ peso úmido)	1.800	1.800	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	6,00	9,00	9,00	9,00
Capacidade de campo inicial (% peso úmido)	10,10	10,10	10,10	10,10	10,10	10,10	10,10	10,10
Umidade de saturação inicial (% peso úmido)	20,00	15,00	20,00	15,00	20,00	15,00	20,00	20,00
Condutividade hidráulica vertical inicial (m/s)	1x10 ⁻⁷	1x10 ⁻⁷	1x10 ⁻⁷	1x10 ⁻⁷	1,8x10 ⁻⁷	1x10 ⁻⁷	1x10 ⁻⁷	1x10 ⁻⁷
Modelo Hidrológico								

Taxa mínima de infiltração (mm/h)	3,00	1,27	1,27	1,27	1,27	1,27	1,27	1,27
Taxa máxima de infiltração (mm/h)	4,00	25,4	25,4	25,4	25,4	25,4	25,4	25,4
Parâmetro horton (1/h)	4,14	4,14	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	0,50	0,50
Ponto de murcha (%)	100	100	100	100	100	100	100	100
Acumulação máxima de superfície (m)	0,05	0,05	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1
Fração do volume afetado por canais preferenciais (%)	10	10	10	10	10	10	10	10
Razão preferencial/fluxo homogêneo	100	100	100	100	100	100	100	100
Condutividade hidráulica								