UNIVERSIDADE FEDERAL DE CAMPINA GRANDE
CENTRO DE TECNOLOGIA E RECURSOS NATURAIS
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA CIVIL E AMBIENTAL

FELIPE FIRMINO DINIZ

DESEMPENHO BIODEGRADATIVO, ECONÔMICO E GEOTÉCNICO EM ATERRO SANITÁRIO

CAMPINA GRANDE – PB
2026

FELIPE FIRMINO DINIZ

DESEMPENHO BIODEGRADATIVO, ECONÔMICO E GEOTÉCNICO EM ATERRO SANITÁRIO

Tese apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil e Ambiental, do Centro de Tecnologia e Recursos Naturais da Universidade Federal de Campina Grande, como parte dos requisitos para obtenção do grau de Doutor em Engenharia Civil e Ambiental.

Área de concentração: Geotecnia e Obras da Terra

Linha de pesquisa: Geotecnia Ambiental.

Prof. Dr. Márcio Camargo de Melo
Orientador

Profª. Drª. Veruschka Escarião Dessoles Monteiro
Co-Orientadora

CAMPINA GRANDE – PB
2026

Universidade Federal de Campina Grande - UFCG
Sistema de Bibliotecas - SISTEMOTECA
Catalogação de Publicação na Fonte. UFCG - Biblioteca Central

D585d Diniz, Felipe Firmino.

Desempenho biodegradativo, econômico e geotécnico em aterro sanitário/ Felipe Firmino Diniz. – 2026.

172 f. : il. color.

Tese (doutorado em Engenharia Civil e Ambiental) – Universidade Federal de Campina Grande, Centro de Tecnologia e Recursos Naturais, 2026.

"Orientação: Prof. Dr. Márcio Camargo de Melo, Profa. Dra. Veruschka Escarião Dessoles Monteiro".

Referências.

1. Geotecnia e Obras da Terra. 2. Geotecnia Ambiental. 3. Desenvolvimento Limpo. 4. Baixo Carbono. 5. Transição Energética. 6. Rotas Energéticas. 7. Fluxo de Massa. II. Monteiro, Veruschka Escarião Dessoles. III. Título.

UFCG/BC CDU 624.13(043.2)

FICHA CATALOGRÁFICA ELABORADA PELA BIBLIOTECÁRIA ITAPUANA SOARES DIAS GONÇALVES CRB-15/93

FELIPE FIRMINO DINIZ

DESEMPENHO BIODEGRADATIVO, ECONÔMICO E GEOTÉCNICO EM ATERRO SANITÁRIO

Tese apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil e Ambiental, do Centro de Tecnologia e Recursos Naturais da Universidade Federal de Campina Grande, como parte dos requisitos para obtenção do grau de Doutor em Engenharia Civil e Ambiental.

APROVADA em 03 de Agosto de 2026.

Dr. Ivan Felipe Silva dos Santos — UNIFEI

Documento assinado digitalmente
gov.br
IVAN FELIPE SILVA DOS SANTOS
Data: 02/10/2026 13:30:46-0300
Verifique em https://validar.iti.gov.br

Dra. Rejane Nascentes — UFV

Documento assinado digitalmente
gov.br
REJANE NASCENTES
Data: 06/10/2026 20:53:52-0300
Verifique em https://validar.iti.gov.br

Dr. Ricardo de Aragão — UFCG

Documento assinado digitalmente
gov.br
RICARDO DE ARAGAO
Data: 06/10/2026 20:01:24-0300
Verifique em https://validar.iti.gov.br

Dra. Tuilly de Fátima Furtado Guerra — IFPB

Documento assinado digitalmente
gov.br
TUILLY DE FATIMA MACEDO FURTADO GUERRA
Data: 06/10/2026 08:14:53-0300
Verifique em https://validar.iti.gov.br

Prof. Dr. Márcio Camargo de Melo
Orientador

Documento assinado digitalmente
gov.br
MARCIO CAMARGO DE MELO
Data: 03/10/2026 18:54:52-0300
Verifique em https://validar.iti.gov.br

Profª. Drª. Veruschka Escarião Dessoles Monteiro
Co-Orientadora

Documento assinado digitalmente
gov.br
VERUSCHKA ESCARIAO DESSOLES MONTEIRO
Data: 01/10/2026 16:21:28-0300
Verifique em https://validar.iti.gov.br

CAMPINA GRANDE – PB
2026

A Deus Pai, Filho e Espírito Santo.

Aos meus pais Expedito Joaquim Diniz (*in memoriam*) e Marilene Firmino Diniz.

A minha esposa Edna Ferreira Diniz.

Aos meus filhos Bereshit Ferreira Diniz e Enoque Ferreira Diniz.

Dedico!

AGRADECIMENTOS

Louvado seja o Deus de Abraão, de Isac e de Jacó. Louvado seja Jesus Cristo, por me permitirem chegar até aqui. Em sua graça e misericórdia, fortaleceram-me em todos os momentos, concedendo-me sabedoria, direção e perseverança para seguir em frente.

À minha mãe, Marilene Firmino Diniz, que, em meio a tantas dificuldades, me ensinou valiosas lições de vida e uma sabedoria imensurável, fundamentais para o meu crescimento pessoal e profissional. Aos meus irmãos, José Ronielyson Diniz e Magdiel Diniz, por compartilharem comigo essa caminhada e pelos momentos de aprendizado e alegria. À minha esposa, Edna Diniz, pelo carinho, paciência, companheirismo e apoio constante ao longo desta jornada.

Sou profundamente grato ao professor Márcio Camargo de Melo pela orientação, confiança, amizade e pelos valiosos ensinamentos transmitidos ao longo desta trajetória acadêmica. À professora Veruschka Escarião Dessoles Monteiro, expresso minha sincera gratidão pelo apoio, incentivo, disponibilidade e parceria no desenvolvimento deste trabalho. Estendo meus agradecimentos aos membros da banca examinadora, Ivan Felipe Silva dos Santos, Rejane Nascentes, Ricardo de Aragão e Tuilly de Fátima Guerra, pelas valiosas contribuições, sugestões e observações que enriqueceram esta pesquisa.

Agradeço aos colegas do grupo de pesquisa e da vida acadêmica, em especial ao Jordan, Tuilly, Pabllo, Wlisses, Rivaildo, Abraham e Meiry pelo companheirismo e pelas constantes palavras de incentivo.

À Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES), pela concessão da bolsa de estudos, fundamental para a realização desta pesquisa.

À Universidade Federal de Campina Grande (UFCG), especialmente ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil e Ambiental (PPGECA), pela infraestrutura, suporte institucional e ambiente acadêmico que possibilitaram o desenvolvimento deste trabalho.

Ao Laboratório de Geotecnia Ambiental (LGA) e ao Grupo de Geotecnia Ambiental (GGA), pelo apoio técnico e científico na realização dos ensaios e atividades de pesquisa.

Ao Laboratório de Avaliação e Desenvolvimento de Biomateriais do Nordeste (CERTBIO) e ao Laboratório de Engenharia de Alimentos (LEA) da UFCG, pelo suporte às atividades experimentais desenvolvidas nesta pesquisa.

À CRIL Soluções Ambientais, pela parceria e colaboração no desenvolvimento deste estudo. Ao Parque Tecnológico da Paraíba, pelo incentivo à pesquisa, à inovação e ao desenvolvimento científico e tecnológico.

A todos os professores, pesquisadores, técnicos e profissionais do Laboratório de Engenharia de Pavimentos (LEP), da UFCG e das demais instituições que contribuíram, direta ou indiretamente, para minha formação acadêmica e para a realização deste trabalho.

Por fim, agradeço a todos que contribuíram, apoiaram e acreditaram em mim ao longo desta caminhada, tornando possível a concretização deste importante objetivo de vida.

No princípio, criou Deus os céus e a terra.
Gêneses 1:1

Tudo foi criado por Ele e para Ele.
Colossenses 1:16

Aqueles que se aplicam a conhecer a vontade de Deus estão recebendo a mais alta educação que é dado aos mortais.

Ellen G. White

RESUMO

O gerenciamento de Resíduos Sólidos Urbanos (RSU) em aterros sanitários evoluiu de simples confinamento para sistemas complexos de recuperação de energia e mitigação de Gases de Efeito Estufa (GEE). No contexto do semiárido, a escassez de dados sobre aterros sanitários, bem como as condições climáticas extremas demandam indicadores específicos que integrem informações sobre processos bioquímicos e integridade estrutural para otimizar a conversão bioenergética em sistemas ambientais, especialmente onde há depósitos de RSU. Na presente pesquisa determinou o desempenho de aspectos biodegradativo, econômico e geotécnico em aterro sanitário no semiárido brasileiro em condições climática severas, localizado no interior da Paraíba, no Aterro Sanitário e Indústrial de Belém do Brejo do Cruz (ASIBBC) na célula de RSU. Especificamente, buscou-se mapear na literatura o estado da arte da eficiência biodegradativa, econômica e geotécnica, definir rotas de conversão energética baseadas na idade dos resíduos, avaliar a viabilidade técnico-econômica da bioeletricidade sob cenários de risco e validar a eficiência da camada de cobertura por meio de um novo índice geotécnico. O desempenho biodegradativo, caracterizou a fibra de coco, podas de árvores e papelão em diferentes idades de aterramento, utilizando para tanto, Espectroscopia de Infravermelho por Transformada de Fourier, Termogravimetria (TGA) e ensaios de *Biochemical Methane Potential* (BMP). O risco econômico foi quantificado por simulação de Monte Carlo com 10.000 iterações, avaliando o Valor Presente Líquido (VPL) e o Custo Nivelado de Energia (CNE) em três horizontes temporais. Para elaboração do índice geotécnico foi feita a caracterização físico-quimicamente do solo de cobertura e as medições *in situ* de fluxos de CO_2 e CH_4 com placa de fluxo estática em 21 pontos, seguidas de interpolação por krigagem e análise de correlação espacial (I de Moran). Os resultados revelam que a produção científica sobre o desempenho geotécnico da camada de cobertura para fins energético em aterro sanitário cresce 3,01% a.a., consolidando temas como oxidação de metano e materiais alternativos de cobertura. Na dimensão química, resíduos recém-aterrados são ideais para a digestão anaeróbia devido à presença de frações celulósicas lábeis na composição global dos RSU. Em contrapartida, resíduos envelhecidos apresentam maior recalcitrância e enriquecimento em frações aromáticas, tornando-se mais adequados a rotas termoquímicas, como a pirólise e a gaseificação. A produção média de biogás foi de 1.222.807 m^3/ano. Economicamente, o cenário temporal de 35 anos obteve o maior VPL médio estocástico, de R$ 10,65 milhões. Geotecnicamente, o Índice de Desempenho Geotécnico (IDG) correlacionou-se positivamente com a retenção de gases (I de Moran = 0,105 para CO_2), identificando que falhas na compactação e umidade do solo da camada de cobertura no aterro sanitário, onde favoreceu caminhos preferenciais (*hotspots*) que elevam as emissões fugitivas. Dessa forma, a pesquisa demonstra a eficiência sob três perspectivas fundamentais: indicadores biodegradativos, viabilidade financeira e integridade geotécnica das camadas de cobertura. Embora os achados atuais sejam positivos, investigações posteriores poderão integrar essas métricas para avaliar o desempenho global da instalação, objetivando maximizar a captura de biogás e minimizar as pegadas climáticas. Conclui-se que este *framework* fornece diretrizes robustas para impulsionar práticas de economia circular e gestão de resíduos em regiões áridas e semiáridas do Brasil.

Palavras-chave: Desenvolvimento limpo; Baixo carbono; Transição energética; Rotas energéticas; Fluxo de massa.

ABSTRACT

The management of municipal solid waste (MSW) in landfills has evolved from simple containment to complex systems for energy recovery and greenhouse gas (GHG) mitigation. In the context of the semiarid region, the scarcity of data on sanitary landfills, as well as extreme climatic conditions, calls for specific indicators that integrate information on biochemical processes and structural integrity to optimize bioenergy conversion in environmental systems, especially where MSW is deposited. This study assessed the biodegradative, economic, and geotechnical performance of a sanitary landfill in the Brazilian semi-arid region under severe climatic conditions, located in the interior of Paraíba at the Belém do Brejo do Cruz Sanitary and Industrial Landfill (ASIBBC) in the MSW cell. Specifically, the study sought to review the state-of-the-art in the literature regarding biodegradative, economic, and geotechnical efficiency; define energy conversion pathways based on the age of the waste; assess the technical and economic feasibility of bioelectricity under risk scenarios; and validate the efficiency of the cover layer using a new geotechnical index. Biodegradative performance was characterized for coconut fiber, tree prunings, and cardboard at different ages since burial, using Fourier Transform Infrared Spectroscopy, Thermogravimetry (TGA), and Biochemical Methane Potential (BMP) tests. Economic risk was quantified using a Monte Carlo simulation with 10,000 iterations, evaluating the Net Present Value (NPV) and the Levelized Cost of Energy (LCOE) over three time horizons. To develop the geotechnical index, the cover soil was physically and chemically characterized, and in situ measurements of CO_2 and CH_4 fluxes were taken using a static flux plate at 21 points, followed by kriging interpolation and spatial correlation analysis (Moran's I). The results reveal that scientific output on the geotechnical performance of the cover layer for energy purposes in sanitary landfills is growing at a rate of 3.01% per annum, consolidating topics such as methane oxidation and alternative cover materials. From a chemical perspective, freshly landfilled waste is ideal for anaerobic digestion due to the presence of labile cellulosic fractions in the overall composition of MSW. In contrast, aged waste exhibits greater recalcitrance and enrichment in aromatic fractions, making it more suitable for thermochemical routes, such as pyrolysis and gasification. Average biogas production was 1,222,807 m^3/year. Economically, the 35-year time horizon yielded the highest stochastic average NPV, at R$ 10.65 million. Geotechnically, the Geotechnical Performance Index (GPI) correlated positively with gas retention (Moran's I = 0.105 for CO_2), indicating that failures in compaction and soil moisture in the landfill's cover layer favored preferential pathways (hotspots) that increase fugitive emissions. Thus, the study demonstrates efficiency from three fundamental perspectives: biodegradation indicators, financial viability, and the geotechnical integrity of the cover layers. Although the current findings are positive, further research could integrate these metrics to assess the facility's overall performance, with the aim of maximizing biogas capture and minimizing climate footprints. It is concluded that this framework provides robust guidelines for promoting circular economy practices and waste management in arid and semiarid regions of Brazil.

Keywords: Clean development; Low carbon; Energy transition; Energy routes; Mass flow.

LISTA DE FIGURAS

Figura 3.1 – Mapa de localização do município de Belém do Brejo do Cruz.....27
Figura 3.2 – Dados da estação meteorológica e condições climáticas 28
Figura 3.3 – Mapa de localização do ASIBBC. 30
Figura 3.4 – Fluxograma das etapas metodológicas da pesquisa 31
Figura 4.1 – Seleção dos critérios de avaliação na revisão sistemática dos indicadores de eficiência da camada e coleta de biogás em aterros sanitários 37
Figura 4.2 – Distribuição espacial dos principais países com pesquisas nas avaliações da camada de cobertura e a produção de biogás em aterros sanitários de 1988 a 2025. 41
Figura 4.3 – Evolução anual do número de publicações e do total de citações (1988–2025). .42
Figura 4.4 – Ciclo de vida do tema: publicações anuais observadas e curva logística ajustada, com indicação do ano de pico.....43
Figura 4.5 – Evolução temporal das redes de palavras-chave em pesquisas sobre sistemas de cobertura de aterros sanitários e produção de biogás (2000–2025).....44
Figura 4.6 – Mapa temático estratégico de clusters de pesquisa baseado na coocorrência de palavras-chave. 46
Figura 5.1 – Separação e embalagem de amplas parcelas enterradas e segregadas por idade de sepultamento. 69
Figura 5.2 – Variação temporal dos Espectros FTIR dos Resíduos Sólidos aterrados, Fibra de Coco (a), Poda (b) e Papelão (c), no período de 2022 a 2024. 75
Figura 5.3 – Análise termogravimétrica (TGA) de resíduos do aterro sanitário, fibra de coco (a, b), poda de madeira (c, d) e papelão (e, f), correspondentes a 2 anos de aterramento (2022, 2023 e 2024). 77
Figura 5.6 – Rotas de conversão bioenergética no contexto do Mecanismo de Desenvolvimento Limpo (MDL). 81
Figura 6.1 – Processo para quantificar e estimas a viabilidade de instalação da usina de biogás. 101
Figura 6.2 – Composição percentual (a) e correlação populacional da distribuição (b) do volume de RSU do aterro sanitário de Belém do Brejo do Cruz em 2023. 105
Figura 6.3 – Precipitação média (mm) e de temperatura (°C) máximo e mínimo do aterro sanitário de Belém do Brejo do Cruz no ano de 2023. 107
Figura 6.4 – Evolução temporal da produção anual estimada de biogás pelo modelo LandGEM. 109
Figura 6.5 – Determinação do potencial máximo de produção de energia (a) e perfil temporal da potência (b) para otimização no ASIBBC em três cenários. 110
Figura 6.6 – Comparativo de desempenho econômico, VPL, CNE e Payback em cenários temporais de 70, 35 e 15 anos.....113
Figura 6.7 - Distribuições de probabilidade do VPL e do CNE, obtidas por meio de simulação de Monte Carlo para os cenários C1, C2 e C3.....114
Figura 7.1 – Mapa de localização do município de Belém do Brejo do Cruz. 128
Figura 7.2 – Distribuição espacial dos pontos definidos para a placa de fluxo e testes de densidade in situ da célula RSU do ASIBBC. 130
Figura 7.3 – Placa de fluxo fechado para medição no local. 131
Figura 7.4 – Evolução temporal das concentrações de CO_2 e CH_4 (% v/v) resumida pela faixa mediana e interquartil (Q1–Q3) entre as 21 SPs, com séries temporais representativas (SP7, SP11, SP20). 136
Figura 7.5 – Fluxos superficiais nos 21 SPs (CO_2 e CH_4), ordenados por fluxo decrescente de CO2 para destacar pontos críticos de emissão.....139

Figura 7.6 – Distribuição espacial dos parâmetros geotécnicos da camada de cobertura do ASIBCC. 142
Figura 7.7 – Evolução anual e cumulativa da tonelada máxima e média de emissões de CO_2 e CH_4 (tCO_{2_eq}) ao longo de 21 anos (2025–2045). 145
Figura 7.8 – Projeção das receitas de créditos de carbono provenientes de CO_2 fugitivo (tCO_2) e CH_4 (emissões tCO_{2_eq}) nos cenários conservador, moderado e otimista, no período de 2025 a 2045. 145
Figura 7.9 – Distribuição espacial do IDG ao longo da cobertura do aterro, interpolada por kriging, Etiquetas indicam 21 pontos. 147
Figura 7.10 – Dispersão entre parâmetros geotécnicos e emissões de CO_2 e CH_4 149

LISTA DE TABELAS

Tabela 4.1. Sistema de captação e mitigação do biogás em aterro sanitário 48
Tabela 4.2. Requisitos técnicos e hidráulicos para camadas de cobertura de aterros sanitários 52
Tabela 5.1. Caracterização físico-química e energética das amostras de fibra de coco, poda e papelão em diferentes idades de aterramento 73
Tabela 6.1. Valores sugeridos para o potencial de geração de metano (L_0) em função da categoria dos resíduos 97
Tabela 6.2. Componentes e custos para equipamentos de conversão e transporte de biogás 103
Tabela 6.3. Variáveis de entrada estocásticas para a simulação de Monte Carlo 104
Tabela 7.1. Ensaios de caracterização do solo da camada de cobertura final do ASIBBC. ... 129
Tabela 7.2. Coeficientes de determinação (R^2) dos modelos linear e logarítmico (acumulado) para emissões de CO_2 e CH_4 140
Tabela 7.3. Parâmetros do modelo de krigagem ajustado aos dados geotécnicos do solo de coberturas do ASIBBC 143
Tabela 7.4. Comparação de estudos da influência de parâmetros externos e da camada de cobertura que influência nas emissões de gás de aterro 151

LISTA DE SIGLAS

ABNT	ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS
ASIBBC	ATERRO SANITÁRIO INDUSTRIAL DE BELÉM DO BREJO DO CRUZ
CNE	CUSTO NIVELADO DE ELETRICIDADE
DQO	DEMANDA QUÍMICA DE OXIGÊNIO
EC	ECONOMIA CIRCULAR
GEE	GASES DE EFEITO ESTUFA
IBGE	INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA
IDG	ÍNDICE DE DESEMPENHO GEOTÉCNICO
IQDR	ÍNDICE DE QUALIDADE DE DESTINAÇÃO DE RESÍDUOS
MDL	MECANISMO DE DESENVOLVIMENTO LIMPO
ODS	OBJETIVOS DE DESENVOLVIMENTO SUSTENTÁVEL
PCS	PODER CALORÍFICO SUPERIOR
RSU	RESÍDUOS SÓLIDOS URBANOS
ST	SÓLIDOS TOTAIS
SV	SÓLIDOS VOLÁTEIS
VPL	VALOR PRESENTE LÍQUIDO

SUMÁRIO

1. INTRODUÇÃO 18
1.1. Considerações iniciais 18
1.2. Justificativa e relevância da pesquisa 19
1.3. Contribuição científica 19
1.4. Ineditismo 20
2. OBJETIVOS 20
2.1. Objetivo geral 20
2.2. Objetivos específicos 20
3. REFERENCIAL TEÓRICO 21
3.1. Desempenho de biodegradação de resíduos revelam caminhos de conversão de bioenergia em aterro sanitário 21
3.2. Indicadores econômicos revelam desempenho da bioeletricidade em aterros sanitários 23
3.3. Distribuição espacial das emissões de gases de efeito estufa em aterro sanitário do nordeste brasileiro: aplicação de um novo índice no desempenho geotécnico 24
3.4. Área de estudo e dados climatológicos 27
3.5. Etapas da pesquisa e estrutura metodológica 30
4. ARTIGO 1 – EVIDÊNCIAS NA OTIMIZAÇÃO DO DESEMPENHO DA CAMADA DE COBERTURA, PRODUÇÃO E CAPTAÇÃO DE BIOGÁS EM ATERROS SANITÁRIOS: UMA REVISÃO * 33
4.1. Introdução 35
4.2. Material e Métodos 36
4.2.1. Planejamento de investigação 36
4.2.2. Refinamento da amostra e distribuição espacial 38
4.2.3. Ciclo de vida da produção científica e modelagem temporal 39
4.2.4. Mapeamento temático e análise de clusters 40
4.3. Resultados e discussão 40
4.3.1. Refinamento da amostra e distribuição espacial 40
4.3.2. Ciclo de Vida da produção cientifica 42
4.3.3. Distribuição temporal da rede de palavras-chaves 44
4.3.4. Estrutura de nichos temáticos 45

4.3.5. Sistema de captação do biogás e aproveitamento energético em aterros sanitários .. 47
4.3.6. Integração de materiais alternativos em camada de cobertura 49
4.3.7. Camadas de cobertura biogeoquímica como mitigadores de GEE 50
4.3.8. Poços verticais 51
4.3.9. Sistema tecnológicos integrado à captação do biogás 51
4.3.10. Recomendações na avaliação do desempenho geotécnico da camada de cobertura52
4.3.11. Influências dos fluxos de gases na estabilidade de coberturas de aterros 53
4.3.12. Integração com a agenda 2030 e metas globais de sustentabilidade 53
4.3.13. Limitações da literatura e sugestões de pesquisas futuras 54
4.4. Conclusão 55
4.5. Referências 56
5. ARTIGO 2 – DETERMINAÇÃO DE ROTAS DE CONVERSÃO EM BIOENERGIA E DO POTENCIAL METANOGÊNICO DE RESÍDUOS SÓLIDOS EM ATERROS SANITÁRIOS COM DIFERENTES IDADES NA REGIÃO SEMIÁRIDA DO BRASIL * 64
5.1. Introdução 66
5.2. Material e métodos 68
5.2.1. Protocolo de amostragem e coleta de amostras de resíduos 68
5.2.2. Caracterização do inóculo 69
5.2.3. Preparo das amostras 69
5.2.4. Caracterização físico-química 70
5.2.5. Análise energética 70
5.2.6. Análise de espectroscopia de infravermelho com transformada de Fourier 71
5.2.7. Análise termogravimétrica 71
5.2.8. Potencial bioquímico de metano 71
5.2.9. Análise da concentração e volume do biogás no biodigestor 72
5.2.10. Taxa geométrica de crescimento 72
5.3. Resultados e discussão 73
5.3.1. Caracterização de substratos e inóculos 73
5.3.2. Variação temporal dos padrões espectrais dos resíduos aterrados no período 2022-2024 74
5.3.3. Indicadores de biodegradação para o reaproveitamento na conversão energética 76
5.3.4. Produção cumulativa e potencial de geração de metano 78
5.3.5. Produção de energia limpa de baixo carbono 80

5.3.6. Recomendações para produção de biogás em aterros 82
5.4. Conclusões 83
5.5. Referências 84
6. ARTIGO 3 - BIOELETRICIDADE DE RESÍDUOS SÓLIDOS URBANOS EM ATERRO SANITÁRIO NO SEMIÁRIDO: DESEMPENHO TÉCNICO-ECONÔMICA POR CENÁRIOS E SIMULAÇÃO ESTOCÁSTICA 91
6.1. Introdução 93
6.2. Material e métodos 95
6.2.1. Área e campo de investigação 95
6.2.2. Projeção populacional e produção de resíduos 96
6.2.3. Modelo LandGEM 96
6.2.4. Potencial energético 98
6.2.5. Escalonamento dos motores geradores 99
6.2.6. Avaliação econômica dos cenários 100
6.2.7. Simulação e análise dos cenários de risco 103
6.3. Resultados e discussão parciais 104
6.3.1. Panorama populacional e gravimétrica dos resíduos sólidos do ASIBBC 104
6.3.2. Produção de biogás pelo modelo LandGEM 108
6.3.3. Cenários do potencial energético e eficiência tecnológica de conversão 110
6.4. Desempenho econômico dos cenários (C1, C2 e C3) e riscos envolvidos no investimento 112
6.5. Conclusão 116
6.6. Referências 117
7. ARTIGO 4 - ÍNDICE DE DESEMPENHO GEOTÉCNICO PARA VALIDAR EFICIÊNCIA DA COBERTURA DE ATERRO: PRODUÇÃO MAIS LIMPA E ECONOMIA CIRCULAR NA REGIÃO SEMIÁRIDA BRASILEIRA * 125
7.1. Introdução 126
7.2. Material e métodos 128
7.2.1. Area de estudo 128
7.2.2. Caracterização geotécnica da camada de cobertura 129
7.2.3. Ensaios de placa de fluxo 130
7.2.4. Índice de desempenho geotécnico da camada de cobertura 132
7.2.5. Efeitos da camada de cobertura no potencial de aquecimento global 133
7.2.6. Análise de correlação geoestatística 134

7.3. Resultados e discussão 136
7.3.1. Caracterização geotécnica e concentrações de gases CO2 e CH4 da camada de cobertura 136
7.3.2. Controle de permeabilidade e implicações para as emissões de gases de aterro 138
7.3.3. Fluxo de CO2 e CH4 através da camada compactada de cobertura do solo 138
7.3.4. Interpolação geoespacial dos parâmetros geotécnicos 141
7.3.5. Efeitos das emissões fugitivas no potencial de aquecimento global e no mercado de carbono 144
7.3.6. Índice de desempenho geotécnico 147
7.3.7. Dependência espacial do fluxo de CO2 e CH4 no desempenho geotécnico 148
7.3.8. Implicações da economia circular do IDG 152
7.3.9. Implicações da gestão de resíduos para produção de biogás mais limpo 153
7.3.10. Limitações, perspectivas e estudos futuros 154
7.4. Conclusões 154
7.5. Referências 155
8. RECOMENDAÇÕES 162
9. CONCLUSÕES 164
10. REFERÊNCIAS 165

1. INTRODUÇÃO

1.1. Considerações iniciais

O desempenho em aterros sanitários pode ser avaliado a partir de dimensões biodegradativa, econômica e geotécnica. Essa abordagem permite uma análise sistêmica da geração, aproveitamento e controle do biogás, considerando tanto os processos bioquímicos quanto os aspectos operacionais e estruturais do aterro.

Na dimensão biodegradativa dos resíduos, os indicadores estão relacionados à eficiência da decomposição da fração orgânica dos Resíduos Sólidos Urbanos (RSU), influenciando diretamente a geração de biogás e sua qualidade energética. Parâmetros como taxa de biodegradação, composição dos resíduos e potencial metanogênico são fundamentais para estimar a produção de metano (CH_4), principal componente energético do biogás (Feiz *et al*., 2020; Josimović *et al*., 2024). A dinâmica de produção de CH_4, constitui um indicador chave do desempenho do sistema (*Environmental Protection Agency* – EPA, 2024).

Na dimensão econômica, os indicadores estão associados à viabilidade do aproveitamento energético do biogás, incluindo custos operacionais, eficiência de conversão energética e retorno financeiro. Modelos de valoração do biogás, aliados a estimativas de geração baseadas em modelagem matemática e dados experimentais, permitem avaliar a rentabilidade do empreendimento e subsidiar decisões relacionadas a investimentos em infraestrutura e políticas públicas (Lino *et al*., 2023; Jannuzzi, 2021). Nesse contexto, o biogás representa uma fonte de energia renovável com potencial de mitigação das emissões de gases de efeito estufa (GEE), agregando valor econômico aos aterros sanitários (Sun e Zhou, 2023).

A dimensão geotécnica abrange os fatores relacionados às propriedades físicas e hidráulicas dos materiais que compõem o aterro, especialmente as camadas de cobertura. Características como permeabilidade do solo ao ar e a água, grau de compactação e teor de umidade influenciam diretamente o fluxo, retenção e oxidação do biogás, pela camada de cobertura, além de controlarem emissões fugitivas (Xu e Zhang, 2022). A adequada execução das camadas de cobertura, em conformidade com normas técnicas, contribui para a maximização da recuperação de biogás e para a estabilidade estrutural do aterro, refletindo no seu desempenho (Karimi *et al*., 2021).

Nesse contexto, o desempenho biodegradativos, econômicos e geotécnicos em aterro sanitário, possibilita uma avaliação mais robusta e abrangente do empreendimento, permitindo identificar oportunidades de otimização na camada de cobertura, drenagem do gás de aterro, gestão de RSU e no aproveitamento energético do biogás.

1.2. Justificativa e relevância da pesquisa

A justificativa deste estudo fundamenta-se na necessidade de estruturar o desempenho biodegradativo, econômico e geotécnico em aterro sanitário na região semiárida do Brasil. Busca-se preencher lacunas e avançar na sistematização de métricas capazes de representar, de forma qualitativa e quantitativa, os processos de degradação de resíduos que controlam a geração, o fluxo e o aproveitamento energético do biogás, contextualizados à realidade de aterros de pequeno porte em regiões semiáridas.

No âmbito biodegradativo, a proposição de indicadores contribui para o aprimoramento da compreensão das rotas de degradação dos resíduos sólidos urbanos no próprio aterro, permitindo avaliar a eficiência dos processos de conversão da matéria orgânica em biogás. Essa análise se mostra crucial frente ao clima semiárido, cujas restrições hídricas severas alteram significativamente a cinética de estabilização biológica da massa aterrada.

Na dimensão econômica, a justificativa reside na incorporação de indicadores que permitam avaliar a viabilidade do aproveitamento energético do biogás com base em modelagens ajustadas a contextos regionais. Essa abordagem viabiliza a proposição de cenários realistas de valorização energética e a inserção em mecanismos de valoração, incluindo potenciais mercados associados ao carbono e à comercialização de energia para instalações de pequeno porte, frequentemente negligenciadas pelos modelos econômicos de larga escala.

Por sua vez, a dimensão geotécnica justifica-se pela necessidade de desenvolver indicadores relacionados às propriedades físicas e hidráulicas do aterro, bem como aquelas que influenciam o fluxo, a retenção e a oxidação do biogás pela camada de cobertura. Esses parâmetros são determinantes tanto para a eficiência da biodegradação quanto para o controle do transporte de gases no meio poroso, sendo diretamente impactados pela elevada evapotranspiração e consequente indução de sucção no solo de cobertura, característicos do ambiente semiárido.

1.3. Contribuição científica

A contribuição científica desta tese fundamenta-se na proposição de uma estrutura de avaliação sistêmica do desempenho biodegradativo, econômico e geotécnico em aterros sanitários. No âmbito biodegradativo, o trabalho contribui para o estado da arte ao estabelecer indicadores baseados na composição elementar e na estabilidade térmica dos resíduos, permitindo identificar as rotas de conversão energética mais eficientes de acordo com a idade

de aterramento no contexto específico do semiárido. Na dimensão econômica, a tese avança metodologicamente ao integrar a análise de viabilidade de projetos de bioeletricidade com a predição de risco via simulação estocástica, oferecendo uma métrica de robustez financeira para investimentos em regiões com carência de dados históricos. Sob a ótica geotécnica, a principal contribuição reside na criação, aplicação e validação do Índice de Desempenho Geotécnico e no mapeamento espacial das emissões fugitivas, fornecendo uma ferramenta inédita de zoneamento para a otimização da camada de cobertura e maximização da retenção do biogás. Esses estudos fornecem um framework técnico-estratégico capaz de subsidiar gestores e formuladores de políticas públicas na transição para uma economia circular e de baixo carbono no Nordeste brasileiro.

1.4. Ineditismo

O ineditismo da pesquisa preenche uma lacuna relevante na literatura científica, marcada pela escassez de estudos que abordem o desempenho de forma individualizada e articulada, com foco em contextos semiárido. Serão desenvolvidos e aplicados métodos específicos para avaliar o desempenho biodegradativo, econômico e geotécnico.

2. OBJETIVOS

2.1. Objetivo geral

Determinar o desempenho biodegradativo, econômico e geotécnico em aterro sanitário.

2.2. Objetivos específicos

I. Definir parâmetros para avaliação do desempenho biodegradativo dos resíduos sólidos urbanos ao longo do tempo de disposição em aterro sanitário, definindo rotas de aproveitamento energético.
II. Quantificar os indicadores econômicos para produção energética do biogás gerado pela degradação de resíduos sólidos urbanos no aterro sanitário.
III. Estimar o potencial energético teórico e a viabilidade econômica do biogás gerado em aterro sanitário em cenários de riscos.
IV. Propor um índice geotécnico para validação da eficiência da camada de cobertura em termos de qualidade energética e ambiental no aterro sanitário.

3. REFERENCIAL TEÓRICO

3.1. Desempenho de biodegradação de resíduos revelam caminhos de conversão de bioenergia em aterro sanitário

A estimativa do potencial energético teórico em aterros sanitários está diretamente associada à capacidade de conversão da matéria orgânica em biogás ao longo do tempo, sendo esse processo governado por mecanismos biodegradativos que variam conforme a idade do aterro. Nesse contexto, a utilização de indicadores de biodegradação de resíduos torna-se essencial para revelar os caminhos de conversão de bioenergia em aterros sanitários, permitindo compreender a dinâmica temporal da produção de CH_4 em diferentes estágios de degradação dos resíduos, especialmente em condições específicas, como as observadas em regiões semiáridas.

O modelo de primeira ordem (*First-Order Decay* – FOD) é amplamente utilizado por representar a degradação da matéria orgânica como uma função exponencial do tempo, possibilitando a estimativa da produção de CH_4 em função da idade dos resíduos (Peng *et al*., 2024). Nesse modelo, parâmetros como o potencial de geração de metano (L_0) e a constante de decaimento (k) são diretamente influenciados pelas condições ambientais e pela composição dos resíduos, sendo particularmente sensíveis a fatores como temperatura e umidade, variáveis críticas em ambientes semiáridos.

Entretanto, as limitações do modelo FOD, associadas à incerteza na determinação do carbono orgânico degradável e de sua fração efetivamente convertida em biogás, comprometem a representação fiel dos processos biodegradativos em diferentes fases do aterro (Kim *et al*., 2023). Essa limitação é ainda mais evidente quando se busca analisar aterros em diferentes idades, nos quais a atividade microbiológica e a disponibilidade de substrato variam significativamente ao longo do tempo.

Modelos de segunda ordem e abordagens mecanísticas avançam nesse sentido ao considerar a heterogeneidade das fases de degradação, permitindo representar com maior precisão a transição entre as etapas hidrolítica, acidogênica e metanogênica (Shahidi-Moghadam *et al*., 2023; Song *et al*., 2024). Esses modelos possibilitam a construção de indicadores capazes de refletir não apenas a quantidade de biogás gerado, mas também a eficiência dos processos de conversão bioenergética em função da idade do RSU no aterro sanitário.

A análise desses indicadores biodegradativos permitem identificar padrões de conversão energética ao longo do tempo, evidenciando que aterros mais jovens tendem a

apresentar maior taxa de produção de biogás, enquanto aterros mais antigos apresentam declínio progressivo na atividade metanogênica. Essa dinâmica temporal constitui um elemento-chave para a interpretação do desempenho. Além disso, indicadores operacionais, como a eficiência de captação do biogás e a taxa de conversão energética, permitem relacionar o potencial teórico de geração com o aproveitamento efetivo da energia (Lair *et al*., 2024; Du *et al*., 2024). Esses indicadores funcionam como elementos de conexão entre os processos biodegradativos e a eficiência do sistema, evidenciando perdas associadas à idade do aterro, à heterogeneidade dos resíduos e às condições físicas do meio.

Adicionalmente, a parametrização do modelo FOD pode ser significativamente aprimorada a partir de métodos analíticos instrumentalizados, que fornecem indicadores diretos da biodegradabilidade dos resíduos. Ensaios de potencial bioquímico de metano (*Biochemical Methane Potential* – BMP) permitem estimar experimentalmente o potencial metanogênico (L_0) (Akamine *et al*., 2023), enquanto análises termogravimétricas (TGA) possibilitam a quantificação de sólidos voláteis (SV), carbono fixo (CF) e fração mineral, parâmetros diretamente relacionados à fração biodegradável da matéria orgânica. Técnicas espectroscópicas, como o FTIR, contribuem para a identificação de grupos funcionais e estruturas químicas associadas à biodegradabilidade, permitindo inferir o grau de recalcitrância dos resíduos ao longo do tempo de aterramento (Redko *et al*., 2024; Abyaneh, *et al*., 2024).

Além disso, a caracterização físico-química, incluindo teor de umidade, sólidos totais e composição granulométrica, associada à estratificação das amostras por idade (2022, 2023 e 2024), fornece suporte empírico para a calibração da constante cinética (k), refletindo a evolução dos processos biodegradativos. Dessa forma, os indicadores biodegradativos provenientes de dados experimentais permite não apenas reduzir incertezas associadas aos parâmetros do modelo, mas também estruturar o processo de degradação a serem representativos em regiões semiáridas, com escassez de dados e a dinâmica real da conversão de matéria orgânica em bioenergia ao longo do tempo

A literatura recente reforça a necessidade de integração entre métodos técnicos-analíticos para evitar interpretações isoladas dos processos de geração de energia (Psyrri *et al*., 2024; Zhang *et al*., 2025a; Tian e Khan, 2025). No contexto de aterros sanitários, essa integração é fundamental para compreender como os processos biodegradativos evoluem ao longo do tempo e como influenciam diretamente o potencial de conversão de bioenergia.

Apesar dos avanços, ainda há lacunas na literatura quanto à identificação e aplicação de indicadores que considerem simultaneamente a variabilidade temporal (idade do aterro) e as condições ambientais específicas, como aquelas encontradas em regiões semiáridas. Essa

limitação compromete a capacidade preditiva dos modelos e dificulta a identificação de padrões regionais de conversão bioenergética (Neves *et al*., 2024; Ruiz e Diaz, 2022; Lamborn, 2012).

Dessa forma, o Artigo 2 possibilita a definição de parâmetros para a avaliação do desempenho de indicadores biodegradativos dos RSU ao longo do tempo de disposição em aterro sanitário no semiárido brasileiro, permitindo a identificação de rotas de aproveitamento energético no sistema. A proposição de indicadores de biodegradação orientados à análise temporal do aterro constitui um avanço relevante, pois possibilita não apenas a estimativa do potencial energético, mas também a interpretação dos caminhos de conversão da bioenergia ao longo das diferentes fases de degradação dos resíduos.

3.2. Indicadores econômicos revelam desempenho da bioeletricidade em aterros sanitários

A produção de energia elétrica a partir do biogás de aterro, por meio de sistemas de cogeração baseados em motores de combustão interna (ICE), constitui uma alternativa tecnicamente viável para o aproveitamento energético de RSU (Ciuła *et al*., 2024; Arbabi *et al*., 2017; Duren *et al*., 2019). Nesse contexto, o potencial energético do biogás pode ser quantificado a partir da vazão de gás recuperável, do poder calorífico inferior e da eficiência de conversão do sistema, permitindo a estimativa da energia elétrica disponível ao longo do tempo de operação do aterro. A incorporação de dados reais de concentração de metano, obtidos por monitoramento em campo, contribui para reduzir incertezas nas estimativas energéticas e melhorar a representatividade dos modelos aplicados.

Os indicadores para obter a viabilidade econômica da bioeletricidade gerada em aterros sanitários depende diretamente da dinâmica temporal da produção de biogás, a qual está associada à idade do aterro e às condições operacionais do sistema (Krause *et al*., 2023; EPA, 2016). Nesse sentido, as tecnologias de Transformação de Resíduos em Energia (TREn) têm apresentado expansão em escala global, especialmente em países emergentes, evidenciando o potencial do setor como fonte complementar de energia (Papamichael *et al*., 2024; Meza *et al*., 2023).

A viabilidade do aproveitamento energético pode ser avaliada por meio de indicadores clássicos, como o Valor Presente Líquido (VPL) e o Custo Nivelado de Eletricidade (CNE), os quais permitem mensurar, respectivamente, a rentabilidade do projeto e o custo unitário da energia gerada (Manzardo *et al*., 2023; Manzolini *et al*., 2024; Saghir *et al*., 2026). A análise deve considerar parâmetros de investimento (CAPEX), custos operacionais (OPEX), eficiência

tecnológica e taxa de desconto compatível com o cenário econômico brasileiro (Bernal *et al*., 2017; ANEEL, 2022).

Entretanto, a análise determinística desses indicadores não é suficiente para representar as incertezas inerentes à produção de biogás e às variáveis econômicas do sistema. Fatores como variação na produção de metano, eficiência de coleta de gás, custos de operação e flutuações de mercado introduzem riscos significativos na avaliação econômica (Lawal *et al*., 2024). Nesse contexto, a incorporação de cenários de risco torna-se essencial para avaliar a robustez do empreendimento.

Para isso, a simulação de Monte Carlo, utilizando variáveis estocásticas associadas à produção de metano, eficiência do sistema, custos e taxa de desconto, com a realização de 10.000 interações, permite a obtenção de distribuições probabilísticas para os indicadores econômicos (Fonseca *et al*., 2024; Soujanya e Basha, 2024).

Dessa forma, o Artigo 3 avança ao propor uma análise integrada da bioeletricidade gerada a partir de RSU em aterros sanitários, com base em indicadores econômicos aplicados a cenários de risco de investimentos. A abordagem considera simultaneamente a variabilidade da geração de biogás, o desempenho técnico do sistema e as incertezas econômicas, permitindo avaliar a viabilidade do empreendimento sob diferentes condições operacionais. Esse enfoque representa um avanço ao incorporar a dimensão probabilística na análise econômica de regiões com carência de dados, contribuindo para uma avaliação mais consistente e aplicável ao contexto de aterros sanitários no Nordeste brasileiro.

3.3. Distribuição espacial das emissões de gases de efeito estufa em aterro sanitário do nordeste brasileiro: aplicação de um novo índice no desempenho geotécnico

A cobertura final do aterro sanitário é o encapsulamento completo dos resíduos com materiais de baixa permeabilidade para evitar infiltração de liquido e fluxo de gases (Verma *et al*., 2024; Hirata *et al*., 2024). A quantificação das emissões fugitivas, gases provenientes da camada final do aterro, é complexa por depender de diversos fatores como: composição dos resíduos, gestão do aterro e desempenho geotécnico do solo da camada final de cobertura (Liu *et al*., 2016; Duan *et al*., 2021; Patil *et al*., 2024).

O desempenho geotécnico da camada final de cobertura, a fim de evitar emissões fugitiva depende do tipo de solo, umidade, densidade, grau de compactação e pressão dos gases gerados no aterro, contribuindo para redução do aquecimento global e eficiência energética do

aterro (Yang *et al*., 2024; Han *et al*., 2024a; Rajesh, 2017). Neste contexto, as condições satisfatórias para produção energética de um aterro devem atender ao grau de compactação, a distribuição granulométrica, a plasticidade e o grau de saturação do solo após a compactação (Gurdal *et al*., 2003; Benson, 2013; Benson *et al*., 2018; Tan, *et al*., 2023).

No Nordeste brasileiro, uma região marcada por suas condições geoclimáticas únicas, a quantificação e a compreensão espacial tanto da camada de cobertura final como das emissões fugitivas são essenciais para a implementação de tecnologias de conversão energética e políticas de mitigação (Gama *et al*., 2023). Entender tais fenômenos e parâmetros da geotecnia na camada de cobertura final em aterros está diretamente relacionado ao desenvolvimento sustentável (Singh *et al*., 2024) e neutralidade do carbono (Ng *et al*., 2024). A mitigação de emissões fugitiva atende a objetivos centrais das ODS (6, 7 e 13), como a ação contra a mudança global do clima (Na e Byun, 2024; Piadeh, *et al*., 2024; Kopecká, *et al*., 2024).

A literatura apresenta soluções ao correlacionar as variáveis (climáticas, pressão barométrica, temperatura do solo e do ar e a radiação solar) com o fluxo das emissões fugitivas (Aghdam *et al*., 2019), contudo o uso isolado desses parâmetros para prever o comportamento das emissões fugitiva mostra-se limitado. Neste cenário, a avaliação das propriedades geotécnicas como variáveis para correlacionar com o fluxo das emissões fugitivas possibilita a criação de camadas de cobertura eficientes, reduzindo a permeabilidade do solo ao ar e, consequentemente, otimizando a produção de energia (Hanson *et al*., 2023; Gebert *et al*., 2011; Hamamoto *et al*., 2011).

Evidências de Chen *et al*. (2022) relatam por ensaios laboratoriais, que camadas de argila compactada na umidade ótima recomendada atuam como barreiras eficazes, reduzindo significativamente o transporte de CH_4 e CO_2. Kumar e Mohini (2020) revelam que a presença de trincas na camada de cobertura de aterros, muitas vezes originadas por variações de umidade, cria caminhos preferenciais para a migração de gases. Por conseguinte, a quantificação de emissões em aterros sanitários é otimizada pela combinação de técnicas de medição do fluxo de gases fugitiva e parâmetros do solo (Huang *et al*., 2022).

Torna-se, portanto, imprescindível integrar parâmetros do solo da cobertura final de aterro e correlaciona-las aos fluxos de CO_2 e CH_4, considerando o efeito acoplamento (a interação simultânea entre distintos mecanismos de transporte, como advecção e difusão) a fim de proporcionar uma avaliação robusta do desempenho geotécnico e dinâmica dos gases. Consequentemente, a eficiência de retenção de gases pela camada de cobertura final em aterros é necessária para modelagens precisa da pegada de carbono (Giordano *et al*., 2024).

O método de placa de fluxo estática é amplamente utilizado em estudos de emissões fugitiva em aterros sanitários devido à sua precisão na detecção de concentrações de CH_4 e CO_2 e possibilidade de espacializar os dados (Mønster *et al*., 2019; Jeong *et al*., 2019). O uso de técnicas geoestatísticas, como a krigagem, permite interpolar os dados espaciais, proporcionando uma compreensão mais detalhada e abrangente das emissões fugitiva ao longo da camada de cobertura de aterro sanitário (Lemos *et al*., 2024).

Estudos recentes, como Du *et al*. (2023) e Giordano *et al*. (2024), empregaram o método da câmara de fluxo para investigar as taxas de emissão em diferentes áreas de aterros de RSU. Esses mesmos autores, expandiram o uso de câmaras de fluxo para diferentes áreas, revelando variações consideráveis nas taxas de emissão de GEE. Rolston (1986) um dos pioneiros verificou que o método da placa estática de fluxo é eficaz para determinar o fluxo de gases na superfície do solo, sendo historicamente o mais aplicado para quantificar emissões de CH_4 em camadas superficiais de aterros sanitários (Kjeldsen e Fisher, 1995).

Giordano *et al*. (2024) analisaram a eficiência de coleta de gás de aterro, com dados de medições *in situ* existentes e descobriram que o tamanho da amostra em microescala (medições da câmara de fluxo) teve a maior magnitude de impacto na estimativa da eficiência de coleta do gás de aterro. A interpolação por krigagem, conforme relatado por Zhang *et al*. (2025b), tem proporcionado maior acurácia na modelagem de emissões, reduzindo incertezas nas estimativas de fluxo de gases como CO_2 e CH_4.

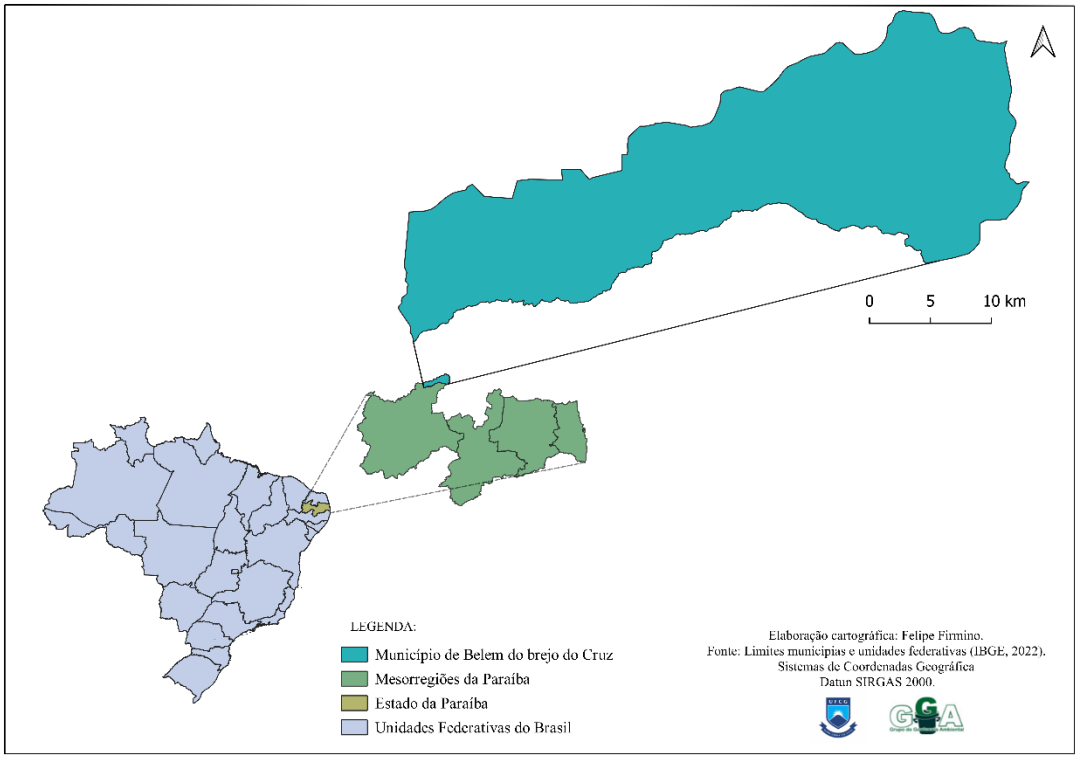
As emissões pela camada de cobertura de aterros sanitários são altamente variáveis e assimétricas, podendo atingir variações de até sete ordens de magnitude, conforme demonstrado por Bogner *et al*. (1997). Para melhorar a precisão na predição dessas emissões, ferramentas avançadas, como o *Smart Map*, para interpolação por krigagem, têm se mostrado superiores a métodos tradicionais, como a ponderação de distância inversa, sendo recomendadas para a análise de parâmetros e atributos do solo (Nasser *et al*., 2023; Pereira *et al*., 2022).

Esses avanços metodológicos, como indicadores geotécnicos, são essenciais para a valoração do biogás, pois permitem o monitoramento eficiente e a identificação do desempenho associado à sua produção. Nesse contexto, o Artigo 4 avança metodologicamente ao estabelecer a correlação entre as propriedades geotécnicas do solo e as emissões de gases gerados no aterro, possibilitando a validação da eficiência da camada de cobertura. Como desdobramento, propõe-se o desenvolvimento de um índice de eficiência da camada de cobertura, configurando uma ferramenta integrativa baseada em parâmetros geotécnicos para avaliar a retenção e o controle do biogás em aterros sanitários.

3.4. Área de estudo e dados climatológicos

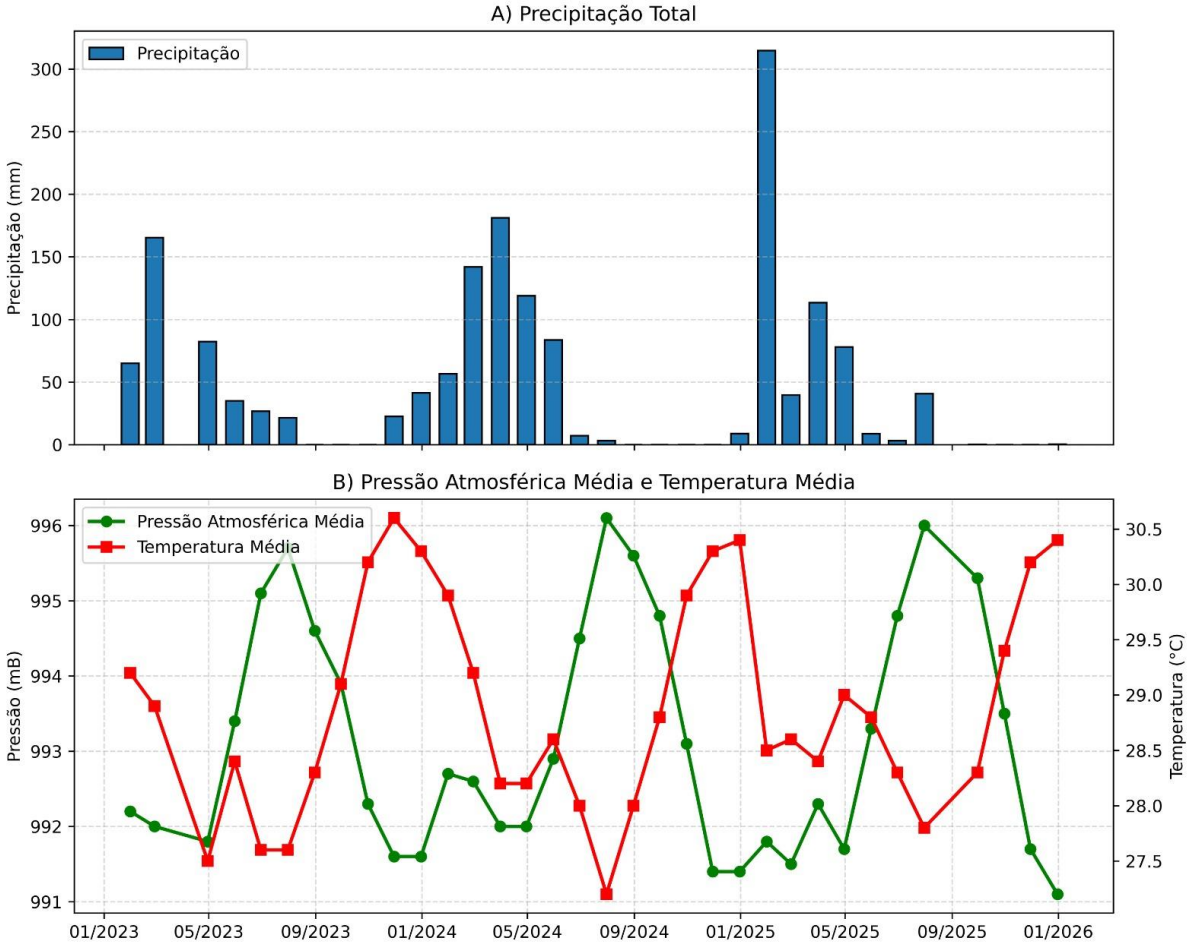
O município de Belém do Brejo do Cruz, localizado no estado da Paraíba, possui uma população de 6.268 habitantes em uma área territorial de 601,549 km^2, distância da capital de aproximadamente 430 km, uma densidade demográfica de 10,42 hab/km^2 e com IDHM de 0,578, (Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística - IBGE, 2022), conforme apresentado pela Figura 3.1.

Figura 3.1 – Mapa de localização do município de Belém do Brejo do Cruz



Devido à ausência de uma estação meteorológica de alta resolução operando diretamente no município de Belém do Brejo do Cruz para o período analisado, adotou-se como referência a estação meteorológica de Caicó – RN. Essa estação encontra-se estrategicamente posicionada a uma distância geodésica reduzida do local de estudo, inserida na mesma bacia macroclimática e sob idênticas características do bioma Caatinga e regime de chuvas. As variáveis meteorológicas da estação de suporte constam na Figura 3.2, disponibilizada pelo Instituto Nacional de Meteorologia (INMET).

Figura 3.2 – Dados da estação meteorológica e condições climáticas



Fonte: INMET (2026).

De acordo com a classificação climática de Köppen-Geiger, a região de Belém do Brejo do Cruz e seu entorno apresentam clima BSh (Sertão Semiárido Equatorial), caracterizado por altas temperaturas ao longo de todo o ano, elevada taxa de evapotranspiração potencial e marcada estacionalidade no regime de precipitações. A dinâmica pluvial local é altamente irregular no tempo e no espaço. A combinação de elevadas temperaturas, intensa radiação solar e baixa precipitação durante grande parte do ano impõe sistema de operação específicos para o aterro sanitário em Belém do Brejo do Cruz.

Sob a perspectiva geotécnica, esse cenário afeta diretamente o balanço hídrico da camada de cobertura. As elevadas taxas de evapotranspiração promovem intensa perda de umidade do solo superficial, resultando no aumento da sucção matricial na zona não saturada, consequentemente, os ciclos repetidos de secagem favorecem a retração volumétrica do solo.

Sendo assim, ocorre a formação de trincas e fissuras por dessecação, comprometendo a integridade estrutural e a eficiência hidráulica da barreira de cobertura.

Do ponto de vista biodegradativo, o déficit hídrico reduz a infiltração de água e limita a disponibilidade de umidade no interior da massa de resíduos. Em muitos casos, essa condição mantém o teor de umidade abaixo dos níveis mais favoráveis à atividade microbiológica metanogênica. Como resultado, a degradação da matéria orgânica e a geração de biogás passam a depender fortemente dos períodos sazonais de precipitação, quando há maior disponibilidade hídrica para sustentar os processos biológicos.

A caracterização espacial e operacional do ASIBBC é detalhada na Figura 3.3. Operado pela empresa Cril Empreendimento Ambiental Ltda. e situado na Fazenda Marabá, às margens da Rodovia PB-321, configura-se como um ponto estratégico para a gestão regionalizada de passivos ambientais (Silva et al., 2023).

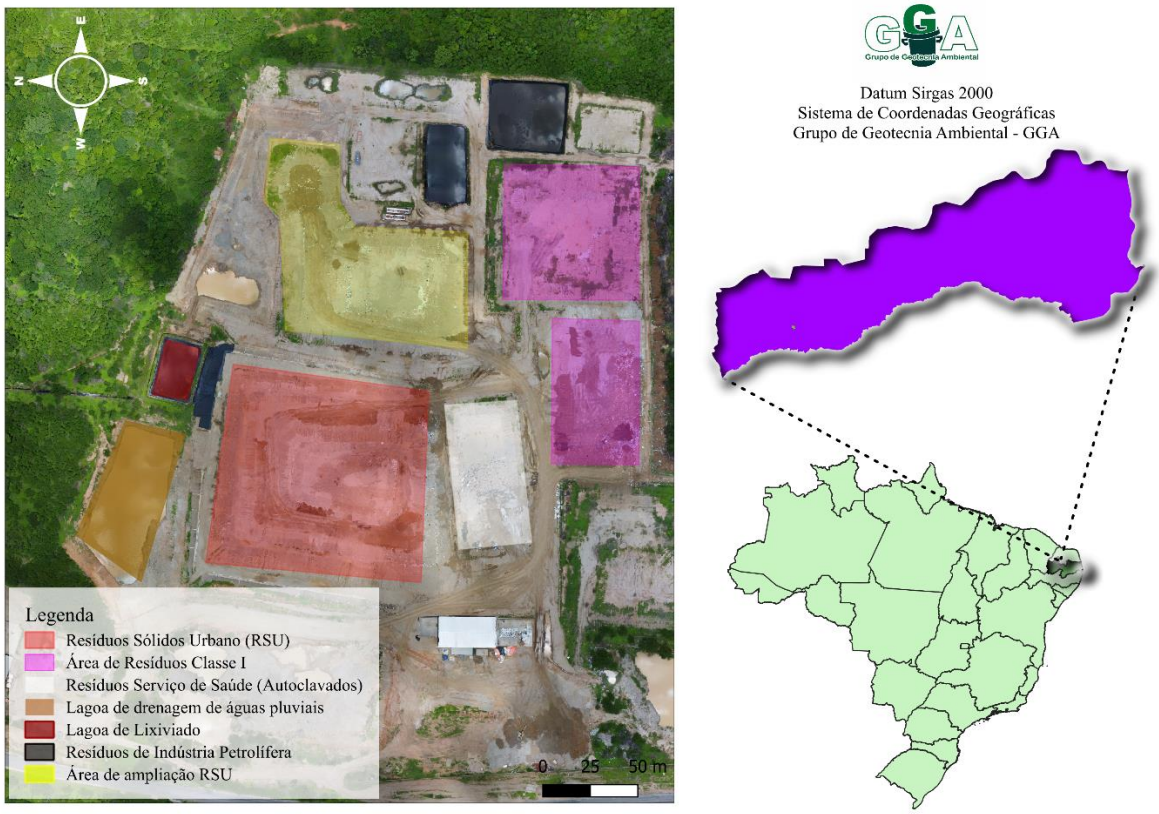
Historicamente, o aterro iniciou suas atividades operacionais no ano de 2008, com foco voltado exclusivamente para o recebimento e confinamento de resíduos de origem industrial. Contudo, em virtude da crescente demanda por soluções consorciadas no semiárido paraibano, a planta expandiu e diversificou suas operações a partir de 2020, passando a incorporar o recebimento, a disposição e o tratamento de Resíduos Sólidos Urbanos (RSU).

A organização interna do complexo, conforme espacializado no mapeamento técnico, reflete uma estratégia de engenharia sanitária e ambiental voltada ao gerenciamento estritamente segregado de diferentes tipologias de rejeitos em setores e células de disposição independentes, o que mitiga riscos de contaminação cruzada e otimiza os processos de degradação. No setor voltado aos Resíduos Sólidos Urbanos (RSU), que compreende os materiais domiciliares e as frações oriundas da limpeza urbana, o confinamento é realizado em uma célula sanitária específica e impermeabilizada. O ambiente estritamente anaeróbio desenvolvido nessa célula de RSU constitui a unidade fundamental de análise e o objeto de estudo central deste trabalho, voltado à modelagem e avaliação do potencial de geração de biogás.

Em paralelo, e de forma isolada para resguardar a integridade dos processos biológicos do maciço urbano, o ASIBBC dispõe de células de disposição de resíduos industrial exclusivas para o recebimento de Resíduos da Indústria Petrolífera (RIP). Essa segregação de resíduos é fundamental, visto que tais fluxos industriais contêm cascalhos e fluidos de perfuração, metais pesados, sais solúveis, óleos e graxas que, se misturados à matéria orgânica comum, provocariam a inibição da atividade microbiológica das bactérias metanogênicas, na célula de RSU. Por fim, o arranjo espacial do centro contempla setores restritos e protegidos para o

manejo de Resíduos de Serviços de Saúde (RSS), cujos componentes caracterizados pela presença de agentes biológicos patogênicos, compostos químicos específicos e materiais perfurocortantes são submetidos a processos prévios de desinfecção e tratamento, em estrita conformidade com os padrões normativos de segurança e eficiência ambiental.

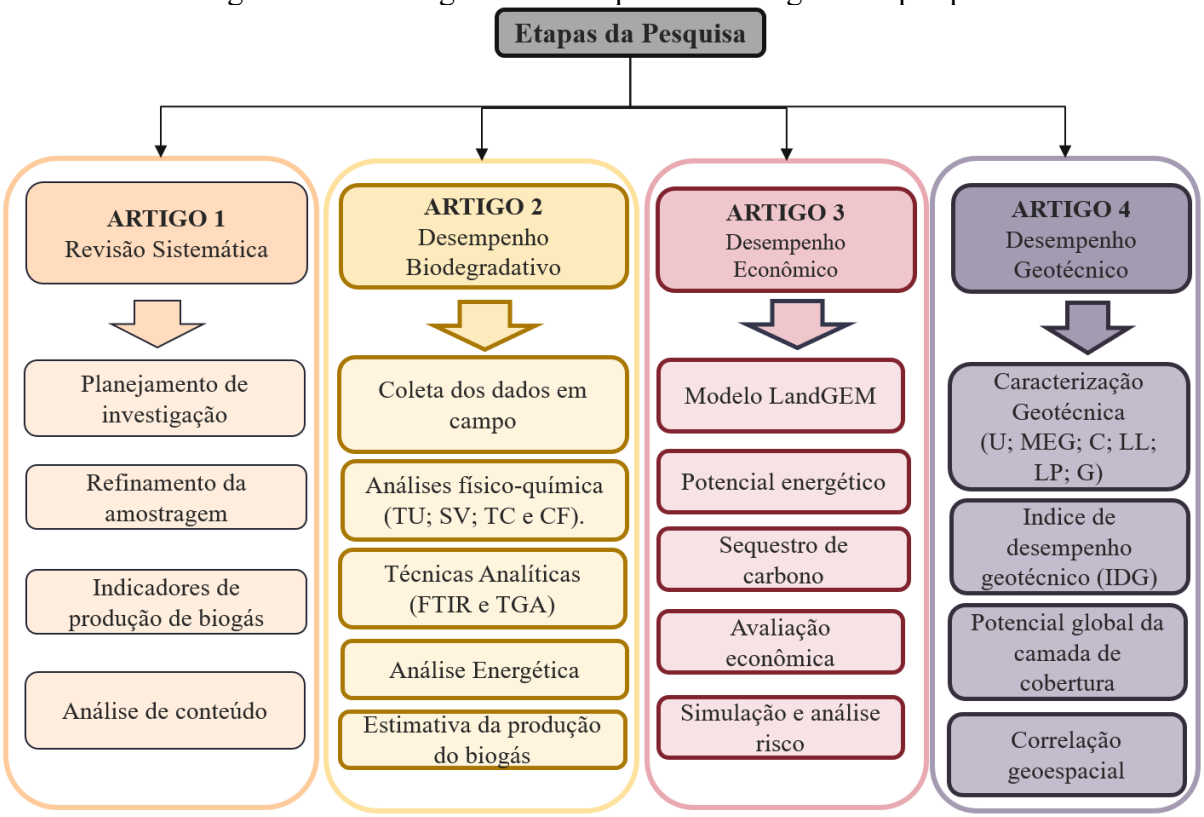
Figura 3.3 – Mapa de localização do ASIBBC.



3.5. Etapas da pesquisa e estrutura metodológica

A presente tese foi estruturada sob a abordagem de escrita por artigos científicos, na qual cada capítulo corresponde a um manuscrito independente, porém inter-relacionado, compondo um conjunto integrado de conhecimentos sob perspectiva biodegradativa, econômica e geotécnica em aterro sanitário. Essa estrutura, conforme ilustrada na Figura 3.4, organiza as investigações em quatro artigos, cada qual com objetivos e metodologias específicas.

Figura 3.4 – Fluxograma das etapas metodológicas da pesquisa



O primeiro artigo corresponde a uma revisão sistemática da literatura, voltada ao levantamento do estado da arte sobre os temas centrais da pesquisa. As etapas desse artigo envolvem o planejamento da investigação, o refinamento da amostragem dos estudos selecionados, a identificação dos indicadores de produção de biogás reportados na literatura, e a análise de conteúdo dos trabalhos revisados. Essa etapa fundamenta teoricamente os demais artigos da tese e delimita as lacunas científicas a serem preenchidas.

O segundo artigo trata do desempenho biodegradativo dos resíduos sólidos urbanos (RSU) dispostos no aterro. O trabalho inicia-se com a coleta de dados em campo, seguida por análises físico-químicas por meio de análises proximais: Teor de Umidade (TU), Sólidos Voláteis (SV), Teor de Carbono (TC) e Carbono Fixo (CF). Complementarmente, são empregadas técnicas analíticas avançadas, como a espectroscopia no infravermelho com transformada de Fourier e TGA, para caracterização química e estabilidade térmica dos resíduos. Os parâmetros analisados são tratados de forma integrada como indicadores de desempenho biodegradativo ao longo do tempo, permitindo uma interpretação sistêmica da evolução dos processos.

O terceiro artigo foca nos indicadores econômicos associados ao aproveitamento energético do biogás. A metodologia baseia-se na aplicação do Modelo LandGEM para

estimativa do potencial de geração de biogás, seguida pela análise do potencial energético do aproveitamento. Em seguida, realiza-se uma avaliação econômica dos cenários de aproveitamento e, por fim, simulações e análises de risco, visando avaliar a previsibilidade e a robustez dos indicadores obtidos. A abordagem baseia-se na análise conjunta de indicadores econômicos em cenários de risco, possibilitando uma avaliação integrada da viabilidade e sensibilidade do sistema.

O quarto artigo aborda os indicadores geotécnicos do aterro sanitário, com foco na camada de cobertura e nos pontos de coleta de biogás. A pesquisa inicia-se com a caracterização geotécnica completa do solo, contemplando parâmetros como Umidade (U), Massa Específica (ME), Compactação (C), limite de liquidez e limite de plasticidade (LL e LP) e Granulometria (G). A partir desses dados, é elaborado o Índice de Desempenho Geotécnico (IDG), seguido pela análise do potencial global de emissões de GEE da camada de cobertura e pela correlação geoespacial dos resultados, permitindo uma avaliação espacializada das condições geotécnicas e ambiental no aterro sanitário.

4. ARTIGO 1 – EVIDÊNCIAS NA OTIMIZAÇÃO DO DESEMPENHO DA CAMADA DE COBERTURA, PRODUÇÃO E CAPTAÇÃO DE BIOGÁS EM ATERROS SANITÁRIOS: UMA REVISÃO *

RESUMO

A eficiência geotécnica das camadas de cobertura é determinante na retenção, coleta e produção de biogás em aterros sanitários, impactando diretamente na mitigação de emissões fugitivas e o aproveitamento energético. Contudo, permanece limitada a compreensão estrutural sobre a evolução deste campo científico e a sistematização das evidências, o que dificulta a consolidação de frameworks padronizados de avaliação. Este estudo realiza uma revisão bibliométrica e sistemática de mapear a dinâmica evolutiva, espacial e a qualidade das pesquisas sobre indicadores de eficiência geotécnica aplicados à retenção e coleta de biogás em camada de coberturas de solo compactado. Foram identificadas 71 publicações no período de 1988 a 2025, envolvendo 258 autores e 46 fontes, com crescimento anual estimado de 3,01%. A produção apresenta concentração geográfica, com destaque para China, Estados Unidos, Canadá e Índia, que juntos respondem por parcela significativa das publicações. A análise do ciclo de vida científico indica que o campo se encontra em fase de crescimento avançado, com pico estimado entre 2023 e 2024 e aproximadamente 40% do nível teórico de saturação alcançado. Redes de palavras-chave e mapa temático revelam consolidação de temas motores associados às emissões de CH_4 e materiais de cobertura, além da existência de nichos aplicados e tópicos emergentes ainda pouco integrados. Os resultados apresentam as principais evidências empíricas relacionadas aos sistemas de cobertura final, abrangendo a inclinação do topo, a camada monolítica, de transição, impermeável e a oxidativa. Por fim, existe maturidade conceitual, contudo apresenta a necessidade de padronização e integração metodológica para consolidação de frameworks analíticos robustos promissores aos tomadores de decisão.

Palavras-chaves: Emissões fugitivas; Hidrogeomecânica; Drenagem vertical; Poços de extração.

ARTICLE 1 –EVIDENCE ON OPTIMIZING COVER LAYER PERFORMANCE AND BIOGAS PRODUCTION IN SANITARY LANDFILLS: A REVIEW

ABSTRACT

The geotechnical efficiency of cover layers is a decisive factor in biogas retention and collection at sanitary landfills, directly impacting the mitigation of fugitive emissions and energy recovery. However, structural understanding regarding the evolution of this scientific field and the systematization of evidence remains limited, hindering the consolidation of standardized assessment frameworks. This study conducts a bibliometric and systematic review to map the evolutionary dynamics, spatial distribution, and research quality concerning geotechnical efficiency indicators applied to biogas retention and collection in compacted soil cover layers. A total of 71 publications were identified from 1988 to 2025, involving 258 authors and 46 sources, with an estimated annual growth rate of 3.01%. Research output shows geographic concentration, notably in China, the United States, Canada, and India, which collectively account for a significant share of the publications. Scientific life-cycle analysis indicates that the field is in an advanced growth phase, with a peak estimated between 2023 and 2024 and approximately 40% of the theoretical saturation level reached. Keyword networks and thematic mapping reveal the consolidation of driving themes associated with CH_4 emissions and cover materials, alongside the existence of applied niches and emerging topics that remain poorly integrated. The results present key empirical evidence regarding final cover systems, covering top slope, monolithic, transition, impermeable, and oxidative layers. Ultimately, while conceptual maturity exists, there is a need for standardization and methodological integration to consolidate robust analytical frameworks that offer promise to decision-makers.

Keywords: Fugitive emissions; Hydrogeomechanics; Vertical drainage; Extraction wells.

4.1. Introdução

Os aterros sanitários constituem sistemas tecnológicos de engenharia que utilizam o solo como principal material construtivo para o confinamento e o isolamento ambientalmente seguro de resíduos sólidos urbanos (RSU) (Yaashikaa *et al*., 2022; Morita *et al*., 2021). Embora projetados para minimizar impactos ambientais, a decomposição anaeróbia da fração orgânica dos resíduos resulta na geração contínua de biogás, cuja composição e qualidade podem ser influenciadas por estratégias de pré-tratamento (Pratama *et al*., 2025). A retenção de emissões fugitivas de biogás, em conjunto, com a coleta eficiente é fundamental tanto para a mitigação de emissões de GEE quanto para o aproveitamento energético, em consonância com metas globais de sustentabilidade (Neves *et al*., 2025; Kothari *et al*., 2024; Slorach, *et al*., 2019).

A camada de cobertura, geralmente constituídas por solos naturais ou materiais melhorados (por exemplo, biochar e geomembranas), são responsáveis pelo controle da infiltração hídrica e pela regulação do fluxo gasoso (Vizuete-Montero *et al*., 2025; Verma e Reddy, 2026). A camada de cobertura em conjunto com os sistemas de drenagem de líquidos e gases, exercem papel determinante no desempenho ambiental e energético dos aterros. Parâmetros geotécnicos como permeabilidade a água e ao gás, grau de compactação e densidade influenciam diretamente a retenção, a oxidação e condução controlada do biogás até os sistemas de coleta, frequentemente compostos por drenos verticais (Diniz *et al*., 2026).

Nas últimas décadas, diversos estudos empíricos investigaram, de forma isolada, o comportamento hidráulico das coberturas, a eficiência de sistemas de drenagem ou a modelagem do fluxo gasoso em maciços de resíduos (Münnich, Bauer e Fricke, 2012; Høyer *et al*., 2019; Liu *et al*., 2022). Entretanto, esses trabalhos concentram-se predominantemente em análises laboratoriais ou modelagens numéricas, enquanto evidências de campo que relacionem desempenho geotécnico e eficiência de captura de gases permanecem dispersas e pouco sistematizadas na literatura.

Apesar dos avanços técnicos, permanece limitada a compreensão acerca de como esse campo científico se estruturou ao longo do tempo, quais países lideram a produção científica? como se configuram as redes de colaboração? e quais temas se consolidaram como eixos centrais?. A ausência dessa perspectiva, compromete a consolidação de frameworks padronizados de avaliação e dificulta a identificação de lacunas estratégicas para o avanço metodológico. Essas limitações resultam em escassez na formulação de diretrizes técnicas baseadas em evidências empíricas robustas, especialmente, quando considerados diferentes contextos climáticos e operacionais.

Diante desse cenário, o presente trabalho mapeia substancialmente o conteúdo técnico existente e revisa a dinâmica evolutiva, espacial e temática da produção científica relacionada a indicadores de eficiência geotécnica na retenção e coleta de biogás em camada de cobertura e sistema de drenagem de aterros sanitários. Por meio de uma análise integrada do ciclo de vida da produção científica, das redes de palavras-chave e da estrutura de nichos temáticos, busca-se compreender o estágio de maturidade do campo, seu grau de concentração geográfica e suas perspectivas futuras de desenvolvimento.

4.2. Material e Métodos

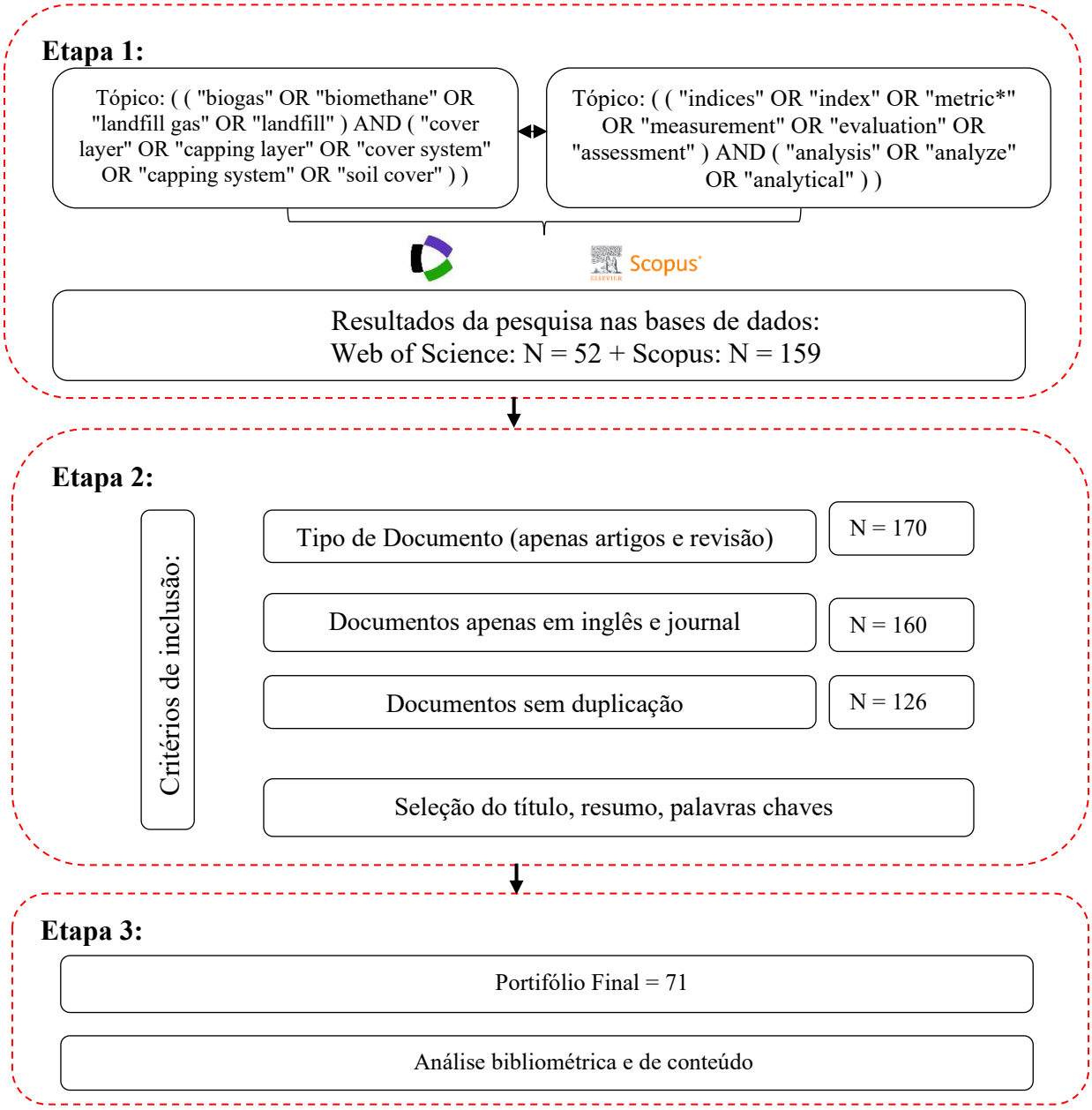
4.2.1. Planejamento de investigação

As definições e conceitos predefinidos foram o primeiro passo para busca sistemática por estudos publicados sobre avaliações e indicadores que integrem a produção de biogás com a camada de cobertura em aterros sanitários. Este método seguiu o modelo de revisão sistemática apresentado por Tranfield *et al*. (2003) e uma abordagem metodológica sugerida por Zacho e Mosgaard (2016), através da seleção de bases de dados robustas.

A escala temporal adotada foi 1964 até 2025 nas bases de dados Scopus e Web of Science (WoS) usando dois *strings* de buscas, em tópico: (("biogas" OR "biomethane" OR "landfill gas" OR "landfill") AND ("cover layer" OR "capping layer" OR "cover system" OR "capping system" OR "soil cover")) e tópico: (("indices" OR "index" OR "metric*" OR "measurement" OR "evaluation" OR "assessment") AND ("analysis" OR "analyze" OR "analytical")).

Para abordar as questões e desafios de pesquisa, o processo de revisão foi dividido em três etapas desenvolvendo um quadro que avaliem os principias indicadores da camada de cobertura de aterro sanitários e sua relação com a produção de biogás, conforme apresentada pela Figura 4.1. A estrutura combina análise bibliométrica, revisão sistemática da literatura e modelagem temática e temporal para investigar indicadores relacionados à produção de biogás em aterros sanitários. O fluxo de trabalho integra técnicas bibliométricas quantitativas com análise indutiva qualitativa para caracterizar a evolução, estrutura e maturidade do campo de pesquisa tanto sob a perspectiva das emissões fugitivas em camada de cobertura, quanto da gestão ambiental, conforme Aria *et al*. (2020).

Figura 4.1 – Seleção dos critérios de avaliação na revisão sistemática dos indicadores de eficiência da camada e coleta de biogás em aterros sanitários



Na Etapa 1, foi definida a estratégia da pesquisa bibliográfica a partir de dois blocos temáticos complementares, estruturados por operadores booleanos. O primeiro bloco teve como objetivo capturar estudos relacionados à produção de biogás e biometano em aterros sanitários, com ênfase em sistemas de cobertura e camadas de capeamento, utilizando os termos “biogas”, “biomethane”, “landfill gas” e “landfill” combinados com “cover layer”, “capping layer”, “cover system”, “capping system” e “soil cover”.

O segundo bloco concentrou-se em abordagens analíticas e avaliativas, voltadas à identificação de índices, métricas e métodos de avaliação, por meio dos termos “indices”,

“index”, “metric*”, “measurement”, “evaluation” e “assessment”, combinados com “analysis”, “analyze” e “analytical”. As buscas foram realizadas nas bases WoS e Scopus, resultando inicialmente em 52 registros na WoS e 159 registros na Scopus, totalizando 211 documentos identificados.

Na Etapa 2, os registros identificados foram submetidos a critérios sucessivos de inclusão e refinamento. Inicialmente, foram selecionados apenas artigos científicos e artigos de revisão, reduzindo o conjunto para 170 documentos. Em seguida, restringiu-se a amostra a publicações em língua inglesa, veiculadas exclusivamente em periódicos científicos, resultando em 160 documentos. Posteriormente, foi realizada a remoção de duplicatas entre as bases de dados, obtendo-se um conjunto de 126 documentos únicos. Esses registros foram então avaliados por meio da leitura de títulos, resumos e palavras-chave, com o objetivo de verificar a aderência ao escopo temático definido na Etapa 1.

A Etapa 3 consistiu na consolidação do portfólio bibliográfico final, composto por 71 artigos, considerados plenamente alinhados aos objetivos do estudo. Esse conjunto de documentos foi utilizado para a realização das análises bibliométricas e de conteúdo, servindo como base para a caracterização da evolução científica, identificação de padrões temáticos e interpretação do estado da arte sobre os indicadores e padrões de avaliação da camada de cobertura de aterro sanitários e sua relação com a produção de biogás. Buscando integrar uma análise dessas contribuições com os Objetivos do Desenvolvimento Sustentável (ODS).

4.2.2. Refinamento da amostra e distribuição espacial

A análise qualitativa indutiva foi aplicada ao longo de todo o processo para sistematizar os achados na área temática e contextualizar o cenário científico. Os resultados dessa fase orientaram a construção de uma revisão sistemática da literatura, permitindo a identificação de lacunas sobre análise de desempenho na camada de cobertura de aterro, e oportunidades para investigações futuras. A distribuição espacial dos países foi realizada seguindo a metodologia de Crespo (2009), conforme a Equação 1.

$$Q_k = \frac{k\sum f_i}{4} \tag{1}$$

onde, f_i= publicações dos artigos por país; k = número de ordem do quartil.

A classificação em quartis foi estabelecida a partir dos pontos de corte, definindo quatro faixas, onde p = publicação: Q1 (≤ 1 p); Q2 (2 < p ≤ 3), Q3 (3 < p ≤ 6) e Q4 (> 7 p). A análise abrangeu os países onde ocorreram as pesquisas. A revisão bibliométrica avaliou tanto as

tendências anuais quanto cumulativas em publicações e citações, bem como a classificação dos periódicos de acordo com a produtividade e o impacto das citações.

A síntese analítica do estado da arte em relação aos indicadores, processos de avaliações da camada de cobertura e na produção de biogás em aterros sanitários considerou sua distribuição entre os principais periódicos, períodos de publicação, dimensões metodológicas e a integração aos ODS abordando o tripé da sustentabilidade.

4.2.3. Ciclo de vida da produção científica e modelagem temporal

A evolução do tema de pesquisa ao longo do tempo foi modelada usando o módulo Ciclo de Vida da Produção Científica, que aplica um modelo de crescimento logístico às contagens anuais de publicações. Essa abordagem, fundamentada em teorias de difusão da inovação e paradigmas científicos, permite a identificação do estágio de desenvolvimento de um campo de pesquisa (emergência, crescimento rápido, maturidade ou declínio) (Bettencourt *et al*., 2009; Small e Upham, 2009; Wang, 2018). O número acumulado de publicações P(t) é descrito pela função logística, conforme a Equação 2.

$$P_{(t)} = \frac{K}{1+\exp\left[-b(t-t_0)\right]} \tag{2}$$

onde, K = Nível de saturação (publicações acumuladas máximas teóricas); b = Parâmetro da taxa de crescimento; t_0 = Ponto de inflexão, correspondendo aproximadamente ao ano da taxa máxima de crescimento.

A produção científica anual é interpretada como a primeira derivada de P(t), resultando em uma curva em forma de sino cujo pico corresponde ao período de produção anual máxima. Os resultados dos modelos incluem nível de saturação (K), ano de pico, publicações anuais máximas e duração de crescimento, definidos como o intervalo entre aproximadamente 10% e 90% do K.

A taxa anual de crescimento das publicações foi estimada usando a taxa geométrica de crescimento (TGC) a fim de, observar as variações anuais. De acordo com Cuenca e Dompieri (2017) a TGC é expressa em porcentagem anual (% a.a.) pela Equação 3:

$$TGC = \left(\sqrt[n]{\frac{P_t}{P_0}} - 1 \right) \cdot 100 \tag{3}$$

onde, n = Total de anos analisado; P_0 = Quantidade de publicações no primeiro ano; P_t = Quantidade de publicações no último ano.

Taxas de crescimento positivas indicam um campo de pesquisa em expansão, enquanto valores próximos de zero ou negativos sugerem maturidade ou declínio. Considerando que os modelos logísticos podem não capturar flutuações de curto prazo ou rupturas estruturais, a interpretação dos parâmetros enfatizou tendências gerais e estágios de desenvolvimento.

4.2.4. Mapeamento temático e análise de clusters

A estrutura temática do campo temático foi examinada por meio de mapeamento geoestatístico e diagramas estratégicos baseados na análise de coocorrência de palavras-chave. Os metadados extraídos das bases Scopus e Web of Science foram processados eletronicamente utilizando o software *Bibliometrix* (R-*package*). Esta ferramenta permitiu a construção automatizada de matrizes de coocorrência e a aplicação de algoritmos de agrupamento (*clustering*) para a identificação de nichos temáticos. A modelagem do ciclo de vida da produção científica e a geração das redes de colaboração e densidade também foram subsidiadas pelas rotinas computacionais do software, garantindo a reprodutibilidade dos indicadores bibliométricos.

4.3. Resultados e discussão

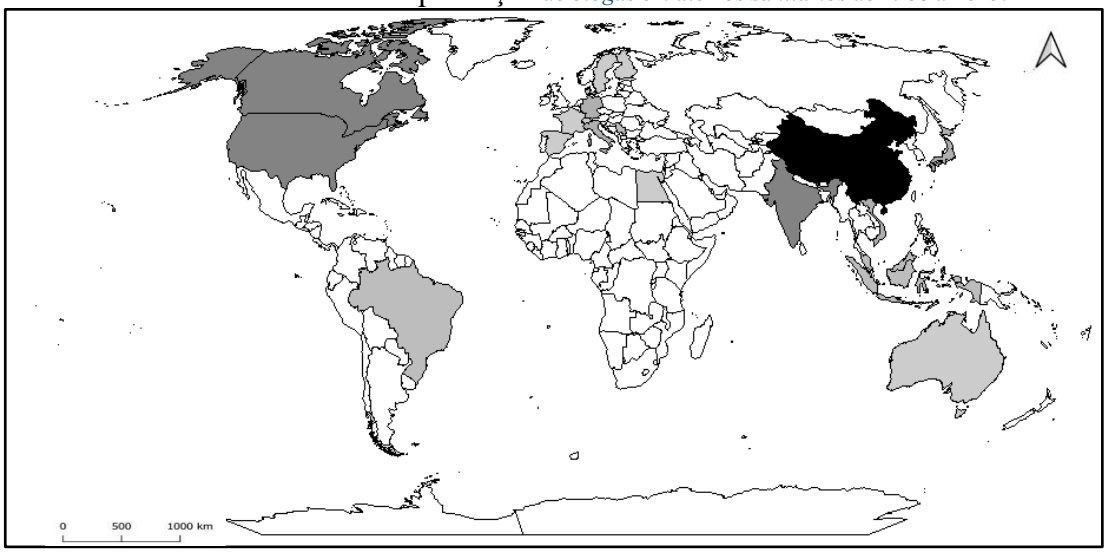
4.3.1. Refinamento da amostra e distribuição espacial

No conjunto, foram identificadas 46 fontes, sugerindo dispersão da produção e diversidade de canais de comunicação científica. Em termos de autoria, o Scopus reúne 258 autores, com média de 4,37 coautores por documento, evidenciando predominância de trabalhos colaborativos. Isso é reforçado pelo registro de apenas 1 autor associado a documentos de autoria única, apontando que a produção na área ocorre majoritariamente em redes de pesquisa, e não de forma isolada.

A colaboração internacional aparece em 22,54% dos artigos, o que revela um nível relevante de internacionalização, ainda que a maior parte das publicações seja resultante de cooperação institucional. Quanto ao impacto e à atualidade das publicações, observa-se média de 25 citações por documento.

No período de 1988 a 2025, a taxa de crescimento anual estimado de 3,01 % p.a., refletiu uma expansão moderada da produção. A área temática fora contabilizada 240 palavras-chave, sinalizando diversidade de enfoques e possibilidade de formação de clusters temáticos os longos dos anos. A Figura 4.2 apresenta a distribuição espacial dos principais países com pesquisas relacionadas ao processo de avaliações da camada de cobertura e a produção de biogás em aterros sanitários de 1988 a 2025.

Figura 4.2 – Distribuição espacial dos principais países com pesquisas nas avaliações da camada de cobertura e a produção *de biogás em aterros sanitários de 1988 a 2025.*



A análise da contribuição percentual por país confirma um padrão altamente concentrado. A China, isoladamente, concentra 21 % do total, configurando-se como o principal polo de contribuição. Esse resultado indica não apenas maior frequência, mas também uma posição estrutural dominante no conjunto analisado.

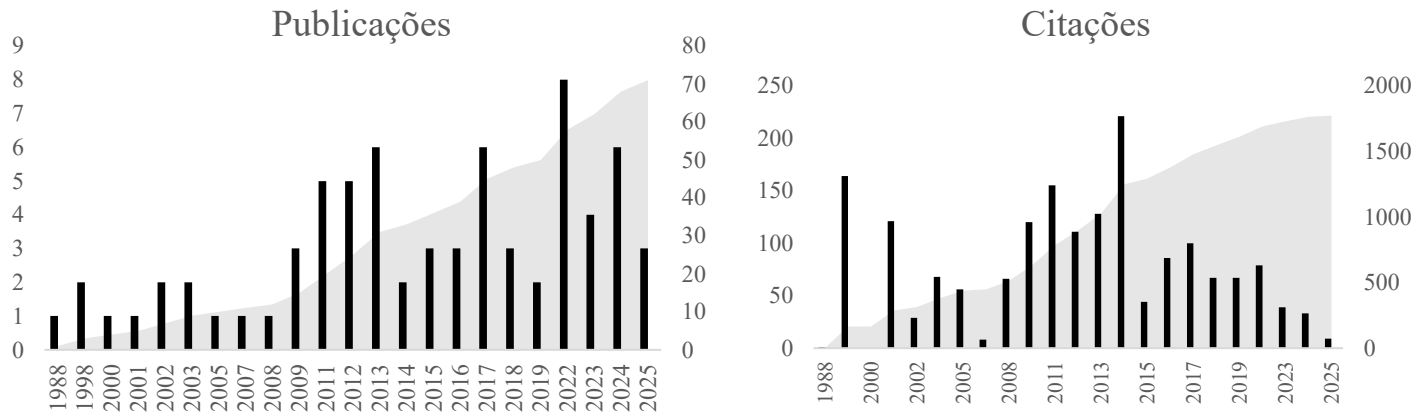
Um segundo nível de concentração é observado no Canadá, Estados Unidos e Índia, cada um com 8 % de contribuição. Em conjunto com a China, esses quatro países respondem por 45 % do total, evidenciando que quase metade das ocorrências está restrita a um grupo de 4 países. Esse comportamento reforça a existência de um núcleo central de países com elevada recorrência .

O grupo intermediário, formado por Alemanha, Itália, Japão e Vietnã, apresenta contribuições homogêneas de 4 % cada, totalizando 16 %. Esse bloco sugere um patamar de participação consistente. Na sequência, Brasil, Indonésia, Malásia, Singapura e Sérvia, com 3 % cada, somam 15 % do total. Embora numericamente menos expressivos, esses países ampliam a diversidade geográfica da amostra e indicam uma participação emergente. Por fim, os demais países com contribuições individuais de apenas 1 %, que, embora representem diversidade institucional e regional, exercem impacto quantitativo limitado no conjunto global.

A Figura 4.3 apresenta a evolução anual do número de publicações e do total de citações relacionadas ao tema no período de 1988 a 2025. Observa-se um crescimento progressivo da produção científica, com intensificação a partir de 2011, quando o número anual de publicações

passa a se situar entre cinco e seis trabalhos (2011–2013), seguido por um novo ciclo de expansão que culmina no pico de 2022, ano com o maior volume registrado (oito publicações).

Figura 4.3 – Evolução anual do número de publicações e do total de citações (1988–2025).



O comportamento das citações anuais não acompanha proporcionalmente a dinâmica da produção. Os maiores totais de citações concentram-se em anos anteriores, destacando-se 2014, com 221 citações. Valores elevados também são observados em 1998 (164), 2011 (155 citações) e 2013 (128 citações), indicando que o impacto científico anual é fortemente influenciado por artigos individuais de alto impacto, em vez do volume agregado de publicações.

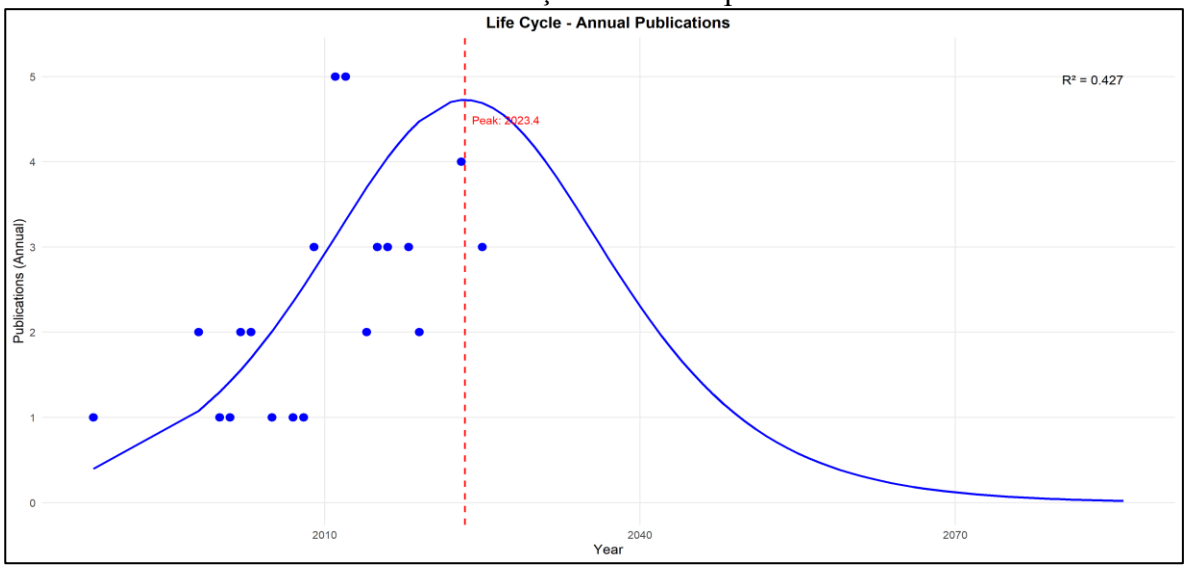
Nos anos mais recentes (2022–2025), embora se observe oito publicações em 2022 e seis em 2024 os totais anuais de citações permanecem relativamente baixos (79 em 2022, 33 em 2024 e 9 em 2025). A análise evidencia uma associação linear fraca entre o número anual de publicações e o total de citações. Esse resultado reforça que o impacto científico, em termos de citações, depende menos da intensidade produtiva e mais da qualidade e relevância temática.

4.3.2. Ciclo de Vida da produção cientifica

A Figura 4.4 apresenta a evolução anual das publicações confrontada com o modelo logístico ajustado. Observa-se um coeficiente de determinação de $R^2 = 0{,}427$, o que indica um ajuste de qualidade moderada. Essa magnitude é intrínseca à natureza dos dados analisados (como o campo de indicadores geotécnicos em aterros) sendo um nicho especializado com baixo número absoluto de publicações (variando entre 1 e 8 artigos por ano), e qualquer oscilação de apenas 2 ou 3 trabalhos anuais gera um impacto desproporcional na variância residual do modelo. Contudo, apesar do ruído estatístico interanual, a curva logística permanece válida como uma ferramenta heurística, sendo capaz de descrever com clareza a tendência

estrutural de transição do campo da fase de emergência para o crescimento acelerado ocorrido após 2011.

Figura 4.4 – Ciclo de vida do tema: publicações anuais observadas e curva logística ajustada, com indicação do ano de pico.



O ajuste logístico estimou o ano de intensidade anual máxima em aproximadamente 2023-2024, indicando que o campo atingiu sua taxa máxima de publicação nesse período. A curva modelada sugere uma desaceleração gradual na produção anual, consistente com a transição de uma fase de expansão para uma etapa pós-pico. A intensidade máxima estimada de aproximadamente cinco publicações por ano reflete um campo de escala limitada, no qual variações interanuais relativamente pequenas exercem forte influência na trajetória ajustada.

Sob a interpretação do modelo logístico (inerentemente o comportamento cumulativo), o modelo estima um nível teórico de saturação (K) de aproximadamente 175 publicações acumuladas, representando o limite superior se o padrão de difusão atual persistisse. Considerando as 71 publicações até 2025, o campo atingiu aproximadamente 40% da saturação estimada, posicionando-se dentro da fase de rápido crescimento do ciclo logístico (entre 10% e 50% do K). Essa colocação é consistente com um domínio que alcançou consolidação conceitual, mas ainda não atingiu a maturidade total.

O limiar critico (10% de K) é atingido no início dos anos 2000, seguido por um período prolongado de crescimento que culmina no ponto de inflexão próximo a 2023. Esse comportamento é típico de áreas de pesquisa que evoluem gradualmente e dependem do desenvolvimento de infraestrutura, padronização metodológica e convergência conceitual,

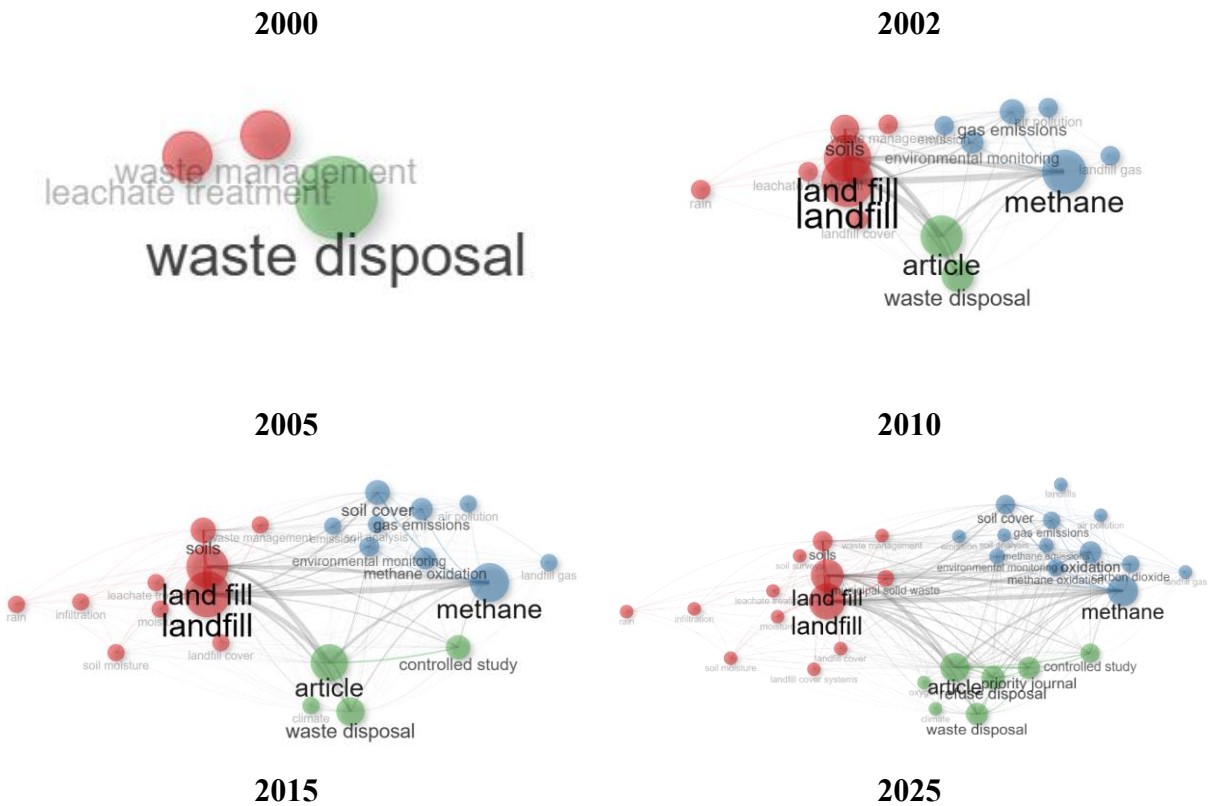
como ocorre com avaliações baseadas em indicadores e modelos de sistemas de cobertura de aterros sanitários na produção de biogás.

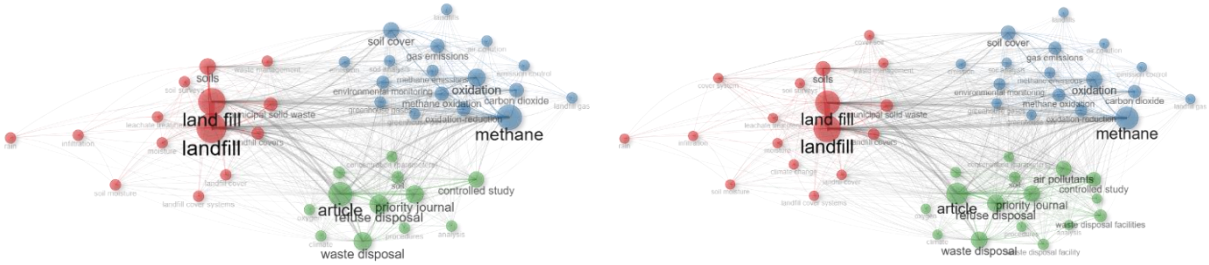
Do ponto de vista preditivo, o regime pós-pico sugere que os avanços futuros na área provavelmente serão impulsionados pelo refinamento analítico, integração de indicadores estratégicos e robustez metodológica. Contudo, o modelo logístico deve ser interpretado como uma representação heurística das tendências de longo prazo, em vez de uma ferramenta precisa de previsão.

4.3.3. Distribuição temporal da rede de palavras-chaves

A Figura 4.5 ilustra a evolução temporal das redes de palavras-chave associadas a sistemas de cobertura de aterros sanitários e produção de biogás entre 2000 e 2025, revelando uma clara mudança no foco temático e na maturidade conceitual ao longo do tempo. No estágio inicial (2000–2002), o cenário de pesquisa é dominado por termos amplos e genéricos como descarte de resíduos, gestão de resíduos e tratamento de lixiviados, indicando uma ênfase inicial na operação de aterros sanitários e controle ambiental, em vez da dinâmica dos gases ou desempenho do sistema de cobertura.

Figura 4.5 – Evolução temporal das redes de palavras-chave em pesquisas sobre sistemas de cobertura de aterros sanitários e produção de biogás (2000–2025)





A partir de 2005, a rede de palavras-chave torna-se mais densa e estruturada, com a consolidação do aterro sanitário e do metano (CH_4) como nós centrais. Essa transição reflete o reconhecimento crescente do CH_4 como um componente ambiental e energético dos sistemas de aterros sanitários. Neste estágio, surgem termos relacionados a solos, emissões de gases e monitoramento ambiental como conectores intermediários, sugerindo a integração precoce dos materiais de cobertura e do comportamento dos gases no escopo analítico do campo.

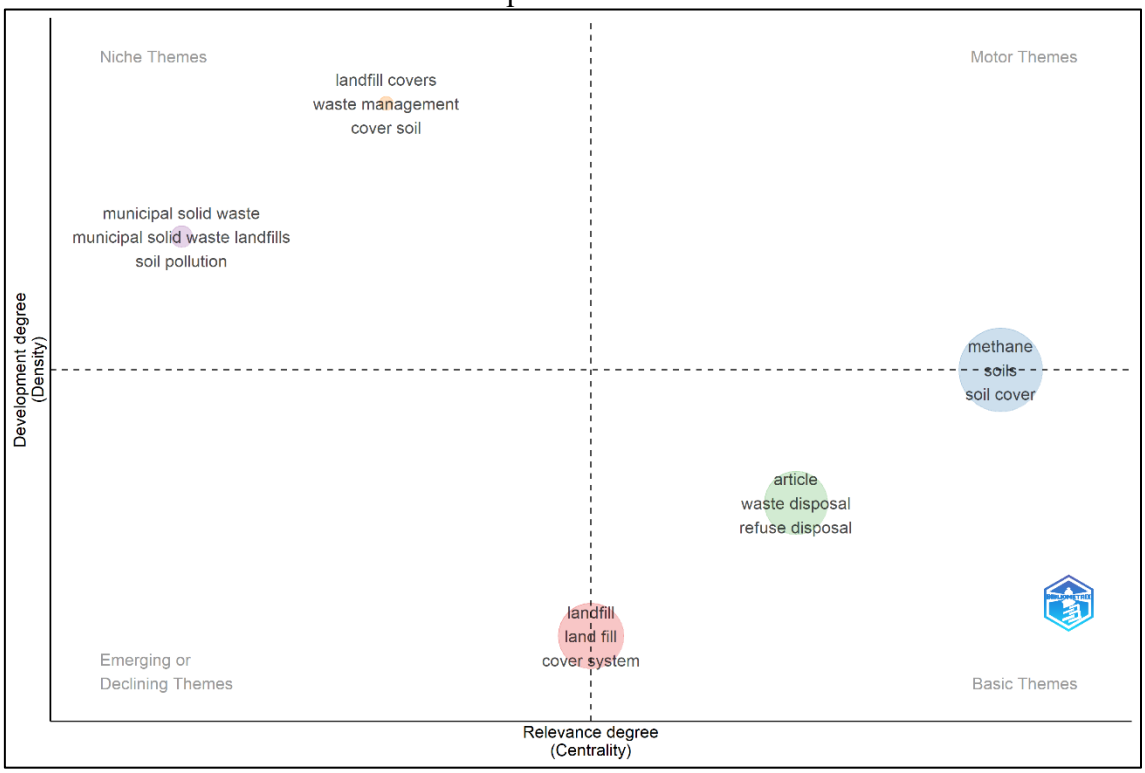
Entre 2010 e 2015, a rede apresenta um aumento significativo na conectividade e diversificação temática. Palavras-chave como cobertura do solo, oxidação do CH_4, dióxido de carbono e estudo controlado ganham destaque, indicando uma mudança das avaliações descritivas para investigações orientadas a processos e experimentais. O surgimento de termos ligados à oxidação e ao controle de emissões destaca a crescente importância das coberturas de aterros não apenas como barreiras físicas, mas também como sistemas reativos que influenciam a transformação e mitigação de gases.

No período de 2025, a estrutura das palavras-chave reflete um campo de pesquisa maduro e altamente interconectado. Além das temáticas de dominância (aterro sanitário e CH_4), surgem novas ênfases em torno de poluentes atmosféricos e instalações. A proeminência da cobertura do solo e termos relacionados à oxidação sugere que a atenção da pesquisa tem convergido cada vez mais para avaliação de desempenho, desenvolvimento de indicadores e modelagem analítica, alinhando-se diretamente com abordagens de avaliação baseadas em frameworks.

4.3.4. Estrutura de nichos temáticos

A Figura 4.6 apresenta o mapa temático estratégico derivado da análise de coocorrência de palavras-chave, no qual os clusters são posicionados de acordo com sua centralidade (relevância e conectividade dentro do campo de pesquisa) e densidade (desenvolvimento interno e coerência temática). Essa representação permite identificar os papéis funcionais desempenhados por diferentes temas dentro da estrutura de conhecimento dos indicadores de sistemas de cobertura em aterros sanitários e da relação na produção de biogás.

Figura 4.6 – Mapa temático estratégico de clusters de pesquisa baseado na coocorrência de palavras-chave.



A coocorrências das palavras-chave agrupadas como temas motores são caracterizados por alta centralidade e alta densidade. Esse agrupamento é dominado pelas emissões de CH_4 e fortemente associado ao solo de coberturas, sugerindo estudos relacionados as emissões fugitivas pela camada de cobertura em aterros sanitários. Sua posição sugere que pesquisas sobre dinâmica do CH_4 e sua interação com materiais de cobertura de aterros constituem a espinha dorsal conceitual e metodológica do domínio. Esse agrupamento não apenas integra processos físicos, biológicos e químicos (transporte e oxidação de biogás), mas também fornece o principal elo entre mitigação de emissões e estruturas de avaliação baseada em desempenho.

O quadrante de temas de nicho compreende agrupamentos relacionados a resíduos sólidos municipais, aterros de resíduos sólidos e poluição do solo, bem como coberturas de aterro e gestão de resíduos. Esses temas apresentam alta densidade interna, mas centralidade limitada. Esses agrupamentos normalmente representam linhas de pesquisa aplicadas, frequentemente focadas em questões regulatórias ou em escala de local. Sua posição sugere que, embora tecnicamente maduros, esses temas contribuem menos para a integração analítica transversal.

No quadrante emergente o agrupamento terminológico de aterros sanitários e sistemas de cobertura, aproxima-se por baixa centralidade e baixa densidade. Esse agrupamento se

aproxima não do declínio, mas sim como uma área onde a relevância conceitual pode ser subestimada devido à inconsistência lexical, reforçando a necessidade de terminologia padronizada em avaliações baseadas em frameworks. Esses resultados destacam tanto a maturidade dos temas analíticos centrais quanto a oportunidade de melhor integrar tópicos de nicho e emergentes por meio de indicadores padronizados.

A evolução significativa no uso de materiais alternativos, como geomembranas compostas, cinzas e resíduos de construção civil, visam substituir camadas minerais tradicionais (Xie *et al*., 2022a, 2022b; Ahmed *et al*., 2022). A Análises de Ciclo de Vida (ACV) demonstram que essas substituições não apenas atendem aos requisitos de estabilidade geotécnica e durabilidade, como também reduzem custos e impactos ambientais globais (Ahmed *et al*., 2022; Kahale *et al*., 2022). No entanto, existe um trade-off operacional relevante: embora a aeração dos RSU diminua a produção metanogênica e as emissões de GEE, essa técnica pode prejudicar o desempenho energético e a recuperação econômica do biogás (Hrad *et al*., 2012).

4.3.5. Sistema de captação do biogás e aproveitamento energético em aterros sanitários

A análise integrada das tecnologias de captação e aproveitamento energético do biogás em aterros sanitários evidencia que a eficiência do sistema depende da articulação entre soluções geotécnicas, drenagem e operacionais. Conforme apresentado na Tabela 4.1, as alternativas tecnológicas podem ser organizadas com sistemas de captação do biogás para aproveitamento energético e mitigação de poluição atmosférica.

Tabela 4.1. Sistema de captação e mitigação do biogás em aterro sanitário

Sistema	Processo	Aplicação	Referências
Poços verticais	Fluxo e extração de biogás por sucção em drenos verticais conectados à rede coletora.	Captação de biogás em aterros de média e grande profundidade, favorecendo altas taxas de recuperação.	Pantini *et al*. (2015); Yeşiller *et al*. (2022); Xue *et al*. (2013); Yazdani *et al*. (2015); (Xue *et al*., 2013).
Drenos horizontais	Migração e coleta de biogás por drenos instalados entre camadas de resíduos.	Permite a captação precoce do biogás durante a fase operacional do aterro, com menor custo de implantação.	Schroth *et al*. (2012).
Cobertura impermeável	Restrição do fluxo ascendente de gases por meio de barreira de baixa permeabilidade.	Reduz emissões fugitivas e aumenta a eficiência do sistema ativo de extração.	Abdel Rahman (2011); Chanton *et al*. (2010, 2000); Pratama *et al*. (2025); Verma *et al*. (2025); Yuan *et al*. (2025); Huang *et al*. (2024); Soujanya e Basha (2024); Barreto *et al*. (2024); Pu *et al*. (2024); Sanoop *et al*. (2024); Ng *et al*. (2024); Wang *et al*. (2023); Wang *et al*. (2015); Yan *et al*. (2023); Yeşiller *et al*. (2022); Zhang *et al*. (2009); Zhang *et al*. (2008); Xie *et al*. (2022a); Xie *et al*. (2022b); Ahmed *et al*. (2022); Kahale *et al*. (2022); Shaikh *et al*. (2019); Xie *et al*. (2019); Kumar *et al*. (2018); Hrad *et al*. (2012).
Cobertura biogeoquímica	Oxidação microbiana do metano na zona aerada da cobertura.	Mitiga emissões residuais de CH_4 e contribui para o controle ambiental do aterro.	Chetri *et al*. (2022); Štefaňák e Chalmovský (2022); Raga *et al*. (2018); Schulte *et al*. (2017); Rafiee *et al*. (2017); Wang *et al*. (2017); Santhosh *et al*. (2017); Kim *et al*. (2016); Zhan, Qiu e Xu (2016); (Reddy *et al*. 2014); Abushammala *et al*. (2013); Pratt *et al*. (2013); Bastian *et al*. (2012);
Cobertura com evapotranspiração	Armazenamento temporário e remoção da água por evaporação e transpiração vegetal.	Minimiza a infiltração de água, reduz a geração de lixiviado e auxilia indiretamente no controle das emissões gasosas.	Schnabel *et al*. (2012)

Os achados demonstram que a eficiência na gestão de gases de aterro depende da integração de tecnologias de captação e processos de conversão energética. No que se refere à captação de biogás, os poços verticais de extração destacam-se por sua elevada eficiência e aplicabilidade em diversas profundidades (Pantini *et al*., 2015; Yeşiller *et al*., 2022; Xue *et al*., 2013;

Yazdani *et al*., 2015). Em contrapartida, embora os drenos horizontais apresentem vantagens em termos de custos de instalação operacional, seu desempenho de captação é inferior em maciços profundos quando comparado aos sistemas verticais. Observa-se uma convergência na literatura quanto ao fato de que sistemas integrados, proporcionam o melhor desempenho global na mitigação de emissões difusas (Chetri *et al*., 2022; Štefaňák e Chalmovský, 2022).

Além disso, a integração de materiais alternativos em camada de cobertura é eficaz no sucesso da mitigação climática em aterros sanitários, pois, exige a superação de barreiras técnicas e econômicas. A escolha da tecnologia deve ser pautada pelo binômio (eficiência e custo). Existe uma ênfase da literatura em análises aproximadas e finais (67%) na técnica de pirólise (52%) indica uma maturidade metodológica na caracterização dos resíduos, embora ainda falte profundidade na avaliação do potencial calorífico (10%) (Ramos, 2025).

4.3.6. Integração de materiais alternativos em camada de cobertura

Os estudos recentes demonstram um avanço significativo no desenvolvimento de sistemas de cobertura, integrando materiais alternativos e modelos de confiabilidade para mitigar emissões difusas de biogás. São apresentadas novas abordagens de coberturas compostas em três camadas (barreira capilar, drenagem e impermeável) utilizando sedimentos solidificados e resíduos industriais, as quais oferecem desempenho mecânico superior e resistência a eventos pluviais (Yuan *et al*., 2025).

A introdução de frameworks de confiabilidade, permitem otimizar a espessura da cobertura contra falhas críticas de deslizamento e levantamento por pressão de gás, elevando o padrão de segurança da engenharia geotécnica (Soujanya e Basha, 2024). Enquanto Sanoop *et al*. (2024) e Ng *et al*. (2024) utilizam Análise de Ciclo de Vida (LCA) para validar que misturas com areia de fundição, argila marinha e agregado de concreto reciclado reduzem o consumo energético e aumentam o sequestro de CO2. Pratama *et al*. (2025) focam na valorização energética de frações grossas (>10 mm) para combustíveis derivados, ao passo que Yuan *et al*. (2025) priorizam a aplicação de frações finas em barreiras impermeáveis. Esta diferenciação sugere que a escolha do material deve ser pautada não apenas pela eficácia da barreira, mas pela estratégia global de gestão de recursos do aterro.

A interpretação dos fluxos gasosos revela que a negligência do acoplamento água–gás em modelos analíticos induz erros substanciais, variando de 28,3% a 79,8% (Pu *et al*., 2024). Tais achados explicam por que técnicas de bio-cimentação em solos não saturados são cruciais para reduzir a permeabilidade ao gás de forma eficaz (Huang *et al*., 2024). A dinâmica de

Compostos Orgânicos Voláteis (COVs) também é governada por essa integridade física: a baixa oxidação limita o controle de poluentes, e variações de temperatura e pressão barométrica potencializam o transporte de gases para a superfície (Wang *et al*., 2023; Wang *et al*., 2015).

A configuração geométrica da camada é determinante, sendo que a adição de argila sobre solos arenosos é capaz de reduzir o fluxo gasoso em até 35 vezes (Zhang *et al*., 2008). Tais dados corroboram a importância da transição acelerada para coberturas permanentes e a junção de solos permeáveis com materiais de alta atividade, como a bentonita, para otimizar o controle das emissões.

A interpretação física do transporte de gases revela que a advecção (fluxo forçado por gradiente de pressão) supera a difusão como principal mecanismo em solos fraturados (Xie *et al*., 2019). Paradoxalmente, a própria instalação da cobertura pode intensificar a migração lateral de metano ao elevar a pressão interna do aterro (Kumar *et al*., 2018). Adicionalmente, a escolha do material altera a dinâmica hídrica: o uso de argilas geossintéticas pode duplicar o tempo de saturação da cobertura, reduzindo a condutividade hidráulica, embora a absorção inicial de umidade seja mais rápida em solos finos do que em arenosos (Shaikh *et al*., 2019).

4.3.7. Camadas de cobertura biogeoquímica como mitigadores de GEE

Os achados principais indicam uma mudança de paradigma: as coberturas de aterros deixaram de ser meras barreiras físicas para se tornarem meios ativos de mitigação biogeoquímica. A pesquisa reforça que a combinação de novos materiais, como biochar e cinzas, potencializa a atividade biológica de oxidação do metano (Chetri *et al*., 2022; Kim *et al*., 2016).

Ao comparar as tecnologias, observa-se uma discrepância entre a retenção física quase total das membranas (99,8%) (Wang *et al*., 2017) e a eficiência biológica dos solos emendados (Schulte *et al*., 2017). Embora as membranas ofereçam maior controle imediato de emissões difusas, os sistemas biofiltrantes, conforme discutido por Schulte *et al*. (2017) e Rafiee *et al*. (2017), oferecem uma solução de longo prazo mais sustentável ao transformar quimicamente o CH_4. Diferentemente de Raga *et al*. (2018), que não observaram melhoria na oxidação com membranas ativadas, Kim *et al*. (2016) demonstraram que aditivos minerais podem ser catalisadores eficazes para o processo biológico.

A alta eficácia do biochar (redução de 69 vezes nas emissões de CH_4) (Chetri *et al*., 2022) sugere que a porosidade e o suporte microbiano fornecidos por esses materiais superam as limitações de solos minerais puros. A oxidação ocorre de forma mais eficiente quando o

meio é ativo, invalidando a hipótese de que barreiras impermeáveis são a única solução para o controle de GEE.

4.3.8. Poços verticais

A subestimação da eficiência de captação de biogás em modelos tradicionais decorre da sua rigidez geométrica, um problema mitigado por simulações numéricas flexíveis que consideram a variabilidade do terreno (Xue *et al*., 2013; Yeşiller *et al*., 2022). Observou-se uma concordância na literatura sobre a falibilidade de inventários teóricos frente a medições *in situ* de biogás (Yazdani *et al*., 2015). Enquanto Pantini *et al*. (2015) focaram em inibidores químicos de biogás (amônia), Xue *et al*. (2013) focaram em barreiras físicas, indicando que a eficiência global é um fenômeno multidisciplinar que envolve tanto a integridade geotécnica quanto o equilíbrio bioquímico dos resíduos.

A superioridade do modelo de simulação numérica sobre o modelo da Environmental Protection Agency (EPA), pode ser explicada pela capacidade do primeiro em mapear fluxos preferenciais de gás, os quais são frequentemente ignorados por equações simplificadas (Xue *et al*., 2013). As limitações na otimização dos poços verticais são geralmente pelo acúmulo de amônia (Pantini *et al*., 2015), embora a captação física possa ser otimizada, a purificação do biometano depende crucialmente do controle de contaminantes internos.

4.3.9. Sistema tecnológicos integrado à captação do biogás

A literatura revelou que a eficácia da captação de gases não depende apenas da barreira física, mas da integração de sistemas ativos de sucção, especialmente em terrenos de alta permeabilidade (Kumar *et al*., 2018). Observa-se uma concordância na literatura quanto à importância de abordagens holísticas de monitoramento, porém há uma discrepância crítica entre as eficiências estimadas em inventários teóricos e o desempenho real medido em campo (Aghdam *et al*., 2018; Yeşiller *et al*., 2022).

Enquanto autores como Xie (2022b) e Ahmed (2022) focam na integração de planejamento, a realidade prática descrita por Aghdam *et al*. (2018) sugere que as perdas e fugas do biogás ainda são subestimadas. A disparidade de 30 vezes nas emissões entre solos usados na camada de cobertura, sugere que a compactação e o teor de água são determinantes mais críticos para a fuga de metano do que a simples espessura da camada.

O uso de flares exclusivamente para segurança e mitigação de GEE (Kumar *et al*., 2018) reforça que, em muitos cenários, a necessidade de controlar a explosividade ainda precede a viabilidade do aproveitamento energético.

4.3.10. Recomendações na avaliação do desempenho geotécnico da camada de cobertura

Os requisitos do desempenho técnicos e hidráulicos para camadas de cobertura revelaram uma convergência normativa quanto à necessidade de barreiras hidráulicas com condutividade $\leq 10^{-7}$ cm/s, visando o controle rigoroso da infiltração, conforme a Tabela 4.2. Em contraste, as camadas de transição para ventilação de gás demandam elevada permeabilidade, evidenciando o caráter funcionalmente antagônico do sistema multicamadas (Schroth *et al*., 2012; Maciel e Jucá, 2011).

Tabela 4.2. Requisitos técnicos e hidráulicos para camadas de cobertura de aterros sanitários

Camada de cobertura	Valores técnicos	Critérios de desempenho	Referência
Inclinação do topo	2–5% após os recalques previstos.	Deve assegurar drenagem superficial eficiente e minimizar empoçamentos.	EPA (1989).
Camada monolítica	Espessura de 0,60 m de solo compactado.	Pode ser composta por 0,45 m de solo compactado de baixa permeabilidade e 0,15 m de solo superficial para suporte da vegetação.	Rahardjo (2016); EPA (1993).
Camada de transição (drenagem)	Espessura mínima de 0,30 m; $K \geq 1\times10^{-2}$ cm/s.	Deve promover drenagem da água infiltrada e homogeneizar as pressões hidráulicas sobre a barreira impermeável.	Schroth *et al*. (2012); Maciel e Jucá (2011).
Camada impermeável	$\geq$ 0,60 m de solo argiloso compactado ($K \leq 10^{-7}$ cm/s) ou sistema composto com geomembrana ($K \leq 10^{-11}$ cm/s).	Deve limitar a infiltração de água, podendo alcançar eficiência superior a 95% na interceptação das águas pluviais quando associada a geomembranas.	Hollingshead *et al*. (1988); EPA (1989, 1993); Yanful *et al*. (2003); Kamon *et al*. (2002, 2003); Sanoop *et al*. (2024).
Camada oxidativa	Umidade próxima de 10% e temperatura em torno de 30°C favorecem a oxidação do metano.	A presença de elevadas concentrações de NH_4^+ pode inibir a atividade metanotrófica e reduzir a eficiência da oxidação.	Park *et al*. (2005).

Parâmetros geotécnicos específicos também influenciaram a atividade metanotrófica, a umidade ideal foi fixada em torno de 10% e a temperatura ótima em 30 °C, enquanto a presença de íon amônio (NH_4^+) atuou como um inibidor do processo (Park *et al*., 2005). As validações desses parâmetros nas emissões de CH_4 foram iniciadas por Tecle *et al*. (2009), consolidando a avaliação do aterro em quatro módulos críticos: lixiviado, gás, água subterrânea e cobertura final (Morris *et al*., 2012).

Os achados destacam que a eficiência da cobertura final depende do equilíbrio entre a estanqueidade hidráulica e a difusão gasosa. A dualidade entre uma camada impermeável à água e permeável ao gás constitui o principal desafio de projeto, conforme corroborado pela discrepância entre as recomendações da EPA (1989). Observa-se que, enquanto as normas tradicionais focam na barreira física, pesquisas recentes enfatizam a inclusão de camadas de cascalho e meios metanotróficos para mitigar emissões difusas de CH_4 de forma ativa.

Embora os requisitos técnicos sejam bem definidos, a aplicação prática enfrenta limitações na manutenção da umidade ideal em climas variados. O uso de modelos simplificados pode desconsiderar o impacto do íon amônio no atraso da oxidação, o que representa uma carência na gestão preditiva do sistema.

A análise metodológica revela que câmaras de fluxo rudimentares podem subestimar as emissões em até 80%. Diante dessa limitação, a aplicação do método de correlação temporal com traçador, baseado em espectroscopia de absorção FTIR, apresenta-se como uma alternativa tecnologicamente superior para mitigar erros sistemáticos (Galle *et al*., 2001).

4.3.11. Influências dos fluxos de gases na estabilidade de coberturas de aterros

Destaca-se que a estabilidade de coberturas de aterros é uma função direta da gestão de pressões fluidas e da integridade física dos materiais utilizados. Enquanto os modelos de Soujanya e Basha (2023a, 2023b) estabeleceram as bases teóricas para o levantamento de coberturas por forças de empuxo, os estudos de Xie *et al*. (2017) e Rahardjo *et al*. (2016) ofereceram soluções práticas baseadas na alteração da composição do solo para neutralizar esses riscos físicos e químicos.

A redução drástica do fluxo de benzeno com o uso de biochar sugere que a estabilidade não é apenas mecânica, mas também química, impedindo a degradação da barreira por contaminantes. A recomendação de solos com índice de plasticidade ≤ 20% (Rahardjo *et al*., 2016) é uma medida preventiva crucial contra o encolhimento térmico, que, se não observado, poderia criar fendas e invalidar os ganhos de eficiência de recuperação (88%) obtidos com tecnologias como as geomembranas (Trapani *et al*., 2013).

4.3.12. Integração com a agenda 2030 e metas globais de sustentabilidade

Alinhado com o ODS 11 (cidades e comunidades sustentáveis) a literatura demonstra que a otimização geotécnica das camadas de cobertura não é apenas um desafio de engenharia, mas um requisito fundamental para o cumprimento do indicador 11.6.1, que mede a proporção de resíduos sólidos urbanos coletados e gerenciados em instalações controladas. O nível de

controle pleno no aterro sanitário, depende do uso de cobertura diária dos resíduos, coleta e queima ou utilização do gás de aterro.

Paralelamente, a ODS 12 (consumo e produção responsáveis) reforça a mitigação de emissões difusas de CH_4 por meio de barreiras de baixa permeabilidade e sistemas ativos de extração de biogás. A carência de frameworks robustos é uma das barreiras e desafios para cumprimento metas globais das ODS, portanto, a integração de materiais alternativos em camadas de cobertura, e novas metodologias para monitoramento e eficácia do desempenho da camada de cobertura, alinha-se à visão de recuperação de recursos. Essa abordagem transforma o sistema de cobertura de uma barreira passiva em um ativo circular, promovendo a valorização descrita na hierarquia de destinos dos resíduos.

4.3.13. Limitações da literatura e sugestões de pesquisas futuras

Esta pesquisa apresenta limitações inerentes à modelagem técnica e à generalização dos achados. Primeiramente, a complexidade na modelagem da altura de lixiviado em sistemas de cobertura variados impõe desafios significativos, exigindo elevada confiabilidade das barreiras hidráulicas (Santhosh *et al*., 2017). Adicionalmente, a dependência de modelos de medição que desconsideram variações de advecção pode introduzir vieses na estimativa da eficiência real de barreiras impermeáveis (Kahale *et al*., 2022; Xie *et al*., 2022a). Tais inconsistências são agravadas pela disparidade frequente entre métodos analíticos teóricos e dados de campo qualitativos, o que dificulta a generalização imediata dos resultados para diferentes contextos climáticos ou topografias de aterro. Contudo, o emprego de simulações robustas, como o método de Monte Carlo (Fonseca *et al*., 2025), e a aplicação de índices que acoplem parâmetros espacializados auxiliam na manutenção do rigor técnico-científico (Diniz *et al*., 2026).

No âmbito operacional e tecnológico, o monitoramento *in situ* de gases para quantificar a eficiência da cobertura de biogás mostra-se complexo em aterros de grande escala com sistemas de poços heterogêneos (Yazdani *et al*., 2015). Essa dificuldade é ampliada por uma lacuna crítica na área, a carência de inovações tecnológicas inéditas nos planos de mitigação de GEE, que ainda se mantêm restritos ao planejamento e à integração de tecnologias preexistentes. Além disso, a avaliação da eficiência global demanda métodos de quantificação complexos, como a análise isotópica, que raramente estão disponíveis em monitoramentos de rotina. Sob a perspectiva ambiental, ressalta-se o risco de certas configurações de selantes argilosos influenciarem a oxidação indesejada de óxido nitroso (N_2O) via CH_4, elevando potencialmente a poluição atmosférica global (Zhang *et al*., 2009).

Por fim, subsistem limitações quanto à viabilidade econômica e à sustentabilidade dos materiais utilizados na camada de cobertura. Embora a análise de revestimentos sintéticos possa ser estruturada por meio de relações de regressão entre infiltração e pluviosidade (He *et al*., 1998), a escassez de documentação sobre a viabilidade financeira dessas tecnologias impede o alinhamento pleno entre o desempenho técnico e a gestão de custos operacionais. De modo análogo, a estabilidade geotécnica de novos materiais, embora promissora, requer análises de Ciclo de Vida (LCA) mais profundas para assegurar que os impactos ambientais da produção desses aditivos não anulem os benefícios mitigadores pretendidos (Štefaňák e Chalmovský, 2022).

4.4. Conclusão

Esta revisão demonstra que existem evidências consolidadas para a otimização do desempenho geotécnico na retenção e coleta de biogás em aterros sanitários. Embora o campo apresente um volume absoluto reduzido de publicações anuais (2 a 3 artigos), o conhecimento acumulado é suficiente para fundamentar uma estrutura teórica coerente que descreve as tendências de longo prazo da área. Observou-se uma transição fundamental de estudos de caso isolados para avaliações padronizadas e orientadas por modelos, o que fortalece a necessidade atual por abordagens baseadas em frameworks.

A adoção de coberturas híbridas integra a confiabilidade física das membranas à atividade biológica do solo. Dessa forma, os projetos de engenharia de aterros devem priorizar a combinação de barreiras físicas (solo compactado e geomembranas) com melhorias químicas no solo. Essa abordagem assegura tanto a recuperação máxima de gases quanto a estabilidade estrutural a longo prazo. Esforços futuros de pesquisa devem focar na integração de modelagem preditiva com metodologias de medição rigorosas e indicadores de desempenho para validar a mitigação de gases em cenários reais. É necessário avançar além do planejamento de tecnologias existentes, buscando inovações tecnológicas inéditas que otimizem os sistemas de captação.

4.5. Referências

Abdel Rahman, R. O. (2011). Preliminary evaluation of the technical feasibility of using different soils in waste disposal cover system. Environ. Prog. Sustain. Energy, 30(1), 19–28. https://doi.org/10.1002/ep.10432

Abushammala, M. F. M., Ahmad Basri, N. E., Basri, H. B., Kadhum, A. A. H., & Elshafie, A. H. (2013). Empirical gas emission and oxidation measurement at cover soil of dumping site: Example from Malaysia. Environ. Monit. Assess., 185(6), 4919–4932. https://doi.org/10.1007/s10661-012-2913-5

Aghdam, E. F., Fredenslund, A. M., Chanton, J. P., Kjeldsen, P., & Scheutz, C. (2018). Determination of gas recovery efficiency at two Danish landfills by performing downwind methane measurements and stable carbon isotopic analysis. Waste Manag., 73, 220–229. https://doi.org/10.1016/j.wasman.2017.11.049

Ahmed, S. N., Anh, L. H., Thanh, N. T., Thao, P. T. M., & Schneider, P. (2022). Life cycle assessment of substitutive building materials for landfill capping systems in Vietnam. Appl. Sci., 12(6). https://doi.org/10.3390/app12063063

Aria, M., Misuraca, M., & Spano, M. (2020). Mapping the evolution of social research and data science on 30 years of Social Indicators Research. Soc. Indic. Res., 149, 803–831. https://doi.org/10.1007/s11205-020-02281-3

Barreto, C. A. A., Paiva, W. P., De Melo, M. C., Monteiro, V. E. D., Vieira, F. F., De Lyra, M. V. M., & Bezerra, D. E. (2024). Influence of geo-environmental factors on landfill fugitive biogas emissions. Int. J. Environ. Waste Manag., 33(3), 333–348. https://doi.org/10.1504/IJEWM.2024.137524

Bastian, L., Yano, J., Hirai, Y., & Sakai, S. I. (2012). Greenhouse gas emissions from biogenic waste treatment: Options and uncertainty. J. Mater. Cycles Waste Manag., 15(1), 49–60. https://doi.org/10.1007/s10163-012-0087-4

Bettencourt, L. M., Kaiser, D. I., & Kaur, J. (2009). Scientific discovery and topological transitions in collaboration networks. J. Informetr., 3(3), 210–221. https://doi.org/10.1016/j.joi.2009.03.001

Chanton, J. P., Abichou, T. H., Langford, C., Hater, G. R., Green, R. B., Goldsmith, D., & Swan, N. D. (2010). Landfill methane oxidation across climate types in the U.S. Environ. Sci. Technol., 45(1), 313–319. https://doi.org/10.1021/es101915r

Chanton, J., & Liptay, K. (2000). Seasonal variation in methane oxidation in a landfill cover soil as determined by an *in situ* stable isotope technique. Glob. Biogeochem. Cycles, 14(1), 51–60. https://doi.org/10.1029/1999GB900087

Chetri, J. K., Reddy, K. R., & Dubey, B. K. (2022). Life cycle assessment of novel biogeochemical cover versus conventional soil cover. J. Clean. Prod., 380. https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2022.135066

Crespo, A. A. (2019). Estatística fácil (22ª ed.). Saraiva.

Diniz, F. F., Souza, J. C. M., Araujo, P. S., Guerra, T. F. F., Nascentes, R., Coelho Junior, L. M., Monteiro, V. E. D., & Melo, M. C. (2026). Geotechnical performance index to validate landfill cover efficiency: Cleaner production and circular economy in the Brazilian semi-arid region. Geomech. Energy Environ., 45, 100795. https://doi.org/10.1016/j.gete.2026.100795

Environmental Protection Agency. (1993). Solid waste disposal facility criteria: Technical manual (EPA/530-R-93-017). U.S. Environmental Protection Agency.

Environmental Protection Agency. (1989). Technical guidance document: Final covers on hazardous waste landfills and surface impoundments (EPA/530-SW-93-017). Office of Solid Waste and Emergency Response.

Fonseca, A. J. S., Diniz, F. F., Gehrke, C. S., Nunes, A. M. M., Santos Júnior, E. P., & Coelho Junior, L. M. (2025). Thermal power plants in the energy transition and circular economy: A review. Sustain. Futures, 10, 101302. https://doi.org/10.1016/j.sftr.2025.101302

Galle, B. O., Samuelsson, J., Svensson, B. H., & Börjesson, G. (2001). Measurements of methane emissions from landfills using a time correlation tracer method based on FTIR absorption spectroscopy. Environ. Sci. Technol., 35(1), 21–25. https://doi.org/10.1021/es0011008

He, G., Solo-Gabriele, H., & Wong, K. V. (1998). Infiltration rates through landfill cover systems. J. Solid Waste Technol. Manag., 25(3), 161–167.

Hollingshead, S. C., Kennedy, K. G., & Anderson, E. G. (1988). Improved facility management at landfills and waste disposal sites by cover system design analysis; amélioration de la gestion de décharges et de sites de stockage de déchets par l'analyse de la conception du recouvrement. Bull. Int. Assoc. Eng. Geol., 37(1), 27–37. https://doi.org/10.1007/BF02590368

Høyer, A.-S., Klint, K. E. S., Fiandaca, G., Maurya, P. K., Christiansen, A. V., Balbarini, N., Bjerg, P. L., Hansen, T. B., & Møller, I. (2019). Development of a high-resolution 3D geological model for landfill leachate risk assessment. Eng. Geol., 249, 45–59. https://doi.org/10.1016/j.enggeo.2018.12.015

Hrad, M., Huber-Humer, M., Wimmer, B., & Reichenauer, T. G. (2012). Design of top covers supporting aerobic *in situ* stabilization of old landfills—An experimental simulation in lysimeters. Waste Manag., 32(12), 2324–2335. https://doi.org/10.1016/j.wasman.2012.06.004

Huang, L., Cai, W., Bogireddy, C., Garg, A., & Wang, Y. (2024). Influence of bio-cementation on gas permeability of unsaturated soils in landfill cover system. Acta Geotech., 19(11), 7389–7405. https://doi.org/10.1007/s11440-024-02416-7

Kahale, T., Ouédraogo, O., Duarte Neto, M., Simard, V., & Cabral, A. R. (2022). Field-based assessment of the design of lysimeters for landfill final cover seepage control. J. Air Waste Manag. Assoc., 72(12), 1477–1488. https://doi.org/10.1080/10962247.2022.2126557

Kamon, M., Inazumi, S., & Katsumi, T. (2002). Performance evaluations of landfill cover systems with sludge barriers. Geotech. Eng., 33(3), 113–132.

Kamon, M., Inazumi, S., Katsumi, T., & Inui, T. (2003). Water interception of landfill cover systems under unsaturated conditions. Soils Found., 43(2), 1–16. https://doi.org/10.1016/S0038-0806(20)30799-X

Kim, G. W., Ho, A., Kim, P. J., & Kim, S. Y. (2016). Stimulation of methane oxidation potential and effects on vegetation growth by bottom ash addition in a landfill final evapotranspiration cover. Waste Manag., 55, 306–312. https://doi.org/10.1016/j.wasman.2016.03.058

Kothari, R., Singh, H. M., Goria, K., Raina, S., Tyagi, V. V., Ahmad, S., Singh, R., Sharma, A., Sheoran, S., & Bruno, F. (2024). Utilization of rice crop residue to fortify biogas production with mitigation of aerosols for sustainable environment: Mechanism, potential strategies, and opportunities. Biomass Convers. Biorefin., 15(22), 28717–28744. https://doi.org/10.1007/s13399-024-05571-9

Kumar, A., Datta, M., Nema, A. K., Singh, R. K. P., & Gurjar, B. R. (2018). Improved rating system for hazard assessment related to subsurface migration of landfill gas from municipal solid waste landfills and dumps. J. Hazard. Toxic Radioact. Waste, 22(3). https://doi.org/10.1061/(ASCE)HZ.2153-5515.0000393

Liu, Q., Wang, X., Gao, M., Guan, Y., Wu, C., Wang, Q., Rao, Y., & Liu, S. (2022). Heavy metal leaching behaviour and long-term environmental risk assessment of cement-solidified municipal solid waste incineration fly ash in sanitary landfill. Chemosphere, 300, 134571. https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2022.134571

Maciel, F. J., & Jucá, J. F. T. (2011). Evaluation of landfill gas production and emissions in a MSW large-scale experimental cell in Brazil. Waste Manag., 31(5), 966–977. https://doi.org/10.1016/j.wasman.2011.01.030

Morita, A. K. M., Ibelli-Bianco, C., Anache, J. A. A., Coutinho, J. V., Pelinson, N. S., Nobrega, J., Rosalem, L. M. P., Leite, C. M. C., Niviadonski, L. M., & Manastella, C. (2021). Pollution threat to water and soil quality by dumpsites and non-sanitary landfills in Brazil: A review. Waste Manag., 131, 163–176. https://doi.org/10.1016/j.wasman.2021.06.004

Morris, J. W. F., Crest, M., Barlaz, M. A., Spokas, K. A., Åkerman, A., & Yuan, L. (2012). Improved methodology to assess modification and completion of landfill gas management in the aftercare period. Waste Manag., 32(12), 2364–2373. https://doi.org/10.1016/j.wasman.2012.07.017

Münnich, K., Bauer, J., & Fricke, K. (2012). Long term monitoring of leachate flux into drainage pipes of MSW landfills. Waste Manag. Res., 30(1), 49–55. https://doi.org/10.1177/0734242X10386639

Neves, F. O., Cury, M., Pereira, E. B., & Roveda, S. R. M. (2025). Waste-to-energy conversion through P-Fuzzy simulation of methane production. Sci. Total Environ., 1002, 180580. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2025.180580

Ng, C. W. W., Chen, H., Guo, H., Chen, R., & Xue, Q. (2024). Life cycle analysis of common landfill final cover systems focusing on carbon neutrality. Sci. Total Environ., 912. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.168863

Pantini, S., Verginelli, I., Lombardi, F., Scheutz, C., & Kjeldsen, P. (2015). Assessment of biogas production from MBT waste under different operating conditions. Waste Manag., 43, 37–49. https://doi.org/10.1016/j.wasman.2015.06.019

Park, J., Moon, S., Ahn, Y., Kim, J. Y., & Nam, K. (2005). Determination of environmental factors influencing methane oxidation in a sandy landfill cover soil. Environ. Technol., 26(1), 93–102. https://doi.org/10.1080/09593332608618586

Pratama, R. A., Wahyono, S., Sahwan, F. L., Suryanto, F., Hanif, M., Wiharja, Prihartanto, Prasetiyadi, Suprapto, & Tilottama, R. D. (2025). Evaluation of the physical and chemical characteristics of waste excavated from an open dump site for sustainable waste management. Case Stud. Chem. Environ. Eng., 11, 101069. https://doi.org/10.1016/j.cscee.2024.101069

Pratt, C., Walcroft, A. S., & Deslippe, J. R. (2013). CH4/CO2 ratios indicate highly efficient methane oxidation by a pumice landfill cover-soil. Waste Manag., 33(2), 412–419. https://doi.org/10.1016/j.wasman.2012.10.020

Pu, H., Min, M., Deng, S., Wen, X., & Xu, J. (2024). Transient analytical solution for coupled water–gas transport in unsaturated soil cover of landfill. J. Hydrol., 638. https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2024.131515

Rafiee, R., Obersky, L., Xie, S., & Clarke, W. P. (2017). A mass balance model to estimate the rate of composting, methane oxidation and anaerobic digestion in soil covers and shallow waste layers. Waste Manag., 63, 196–202. https://doi.org/10.1016/j.wasman.2016.12.025

Raga, R., Pivato, A., Lavagnolo, M. C., Megido, L., & Cossu, R. (2018). Methane oxidation and attenuation of sulphur compounds in landfill top cover systems: Lab-scale tests. J. Environ. Sci., 65, 317–326. https://doi.org/10.1016/j.jes.2017.06.040

Rahardjo, H., Satyanaga, A., Leong, E. C., & Noh, O. (2016). Performance of residual soil as cover system for a sanitary landfill in Singapore. J. Perform. Constr. Facil., 31(1). https://doi.org/10.1061/(ASCE)CF.1943-5509.0000926

Ramos, A. (2025). Integrating waste thermal conversion and lifecycle analysis for sustainable energy production: Reflecting upon environmental and economic impacts. Sustain. Energy Technol. Assess., 78, 104342. https://doi.org/10.1016/j.seta.2025.104342

Reddy, K. R., Yargiçoğlu, E. N., Yue, D., & Yaghoubi, P. (2014). Enhanced microbial methane oxidation in landfill cover soil amended with biochar. J. Geotech. Geoenviron. Eng., 140(9). https://doi.org/10.1061/(ASCE)GT.1943-5606.0001148

Sanoop, G., Cyrus, S., & Madhu, G. (2024). Sustainability analysis of landfill cover system constructed using recycled waste materials by life cycle assessment. Nat. Environ. Pollut. Technol., 23(1), 409–417. https://doi.org/10.46488/NEPT.2024.v23i01.035

Santhosh, L. G., Lakshmikanthan, P., & Sivakumar Babu, G. L. S. (2017). Reliability based approach for the prediction of leachate head in MSW landfills. Int. J. Geosynth. Ground Eng., 3(1). https://doi.org/10.1007/s40891-016-0080-4

Schnabel, W. E., Munk, J., Lee, W. J., & Barnes, D. L. (2012). Four-year performance evaluation of a pilot-scale evapotranspiration landfill cover in Southcentral Alaska. Cold Reg. Sci. Technol., 82, 1–7. https://doi.org/10.1016/j.coldregions.2012.03.009

Schroth, M. H., Eugster, W., Gómez, K. E., Gonzalez-Gil, G., Niklaus, P. A., & Oester, P. (2012). Above- and below-ground methane fluxes and methanotrophic activity in a landfill-cover soil. Waste Manag., 32(5), 879–889. https://doi.org/10.1016/j.wasman.2011.11.003

Schulte, S. M., Jochmann, M. A., Gehrke, T., Thom, A., Ricken, T., Denecke, M., & Schmidt, T. C. (2017). Characterization of methane oxidation in a simulated landfill cover system by comparing molecular and stable isotope mass balances. Waste Manag., 69, 281–288. https://doi.org/10.1016/j.wasman.2017.07.032

Shaikh, J., Bordoloi, S., Yamsani, S. K., Sreedeep, S., Rakesh, R. R., & Sarmah, A. K. (2019). Long-term hydraulic performance of landfill cover system in extreme humid region: Field monitoring and numerical approach. Sci. Total Environ., 688, 409–423. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.06.213

Slorach, P. C., Jeswani, H. K., Cuéllar-Franca, R., & Azapagic, A. (2019). Environmental and economic implications of recovering resources from food waste in a circular economy. Sci. Total Environ., 693, 133516. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.07.322

Small, H., & Upham, S. P. (2009). Citation structure of an emerging research area on the verge of application. Scientometrics, 79(2), 365–375. https://doi.org/10.1007/s11192-009-0424-0

Soujanya, D., & Basha, B. M. (2024). Component and system reliability assessment of landfill cover systems using pseudostatic and pseudodynamic methods. Int. J. Geomech., 24(11). https://doi.org/10.1061/IJGNAI.GMENG-10239

Soujanya, D., & Basha, B. M. (2023a). Effect of hydrostatic and hydrodynamic pressures on the stability of landfill veneer covers with an internal seeper. J. Hazard. Toxic Radioact. Waste, 27(3). https://doi.org/10.1061/JHTRBP.HZENG-1194

Soujanya, D., & Basha, B. M. (2023b). Probabilistic stability analysis of reinforced veneer cover systems of MSW landfills using Monte Carlo simulations. Indian Geotech. J., 53(4), 761–774. https://doi.org/10.1007/s40098-022-00705-0

Štefaňák, J., & Chalmovský, J. (2022). Assessment of the landfill barrier system through numerical analysis: Rehabilitation and expansion of Belgrade landfill case study. Sustainability, 14(13). https://doi.org/10.3390/su14137647

Tecle, D., Lee, J., & Hasan, S. E. (2009). Quantitative analysis of physical and geotechnical factors affecting methane emission in municipal solid waste landfill. Environ. Geol., 56(6), 1135–1143. https://doi.org/10.1007/s00254-008-1214-3

Tranfield, D., Denyer, D., & Smart, P. (2003). Towards a methodology for developing evidence-informed management knowledge by means of systematic review: Introduction: The need for an evidence-informed approach. Br. J. Manag., 14, 207–222.

Trapani, D., Di Bella, G., & Viviani, G. (2013). Uncontrolled methane emissions from a MSW landfill surface: Influence of landfill features and side slopes. Waste Manag., 33(10), 2108–2115. https://doi.org/10.1016/j.wasman.2013.01.032

Verma, G., Chetri, J. K., Reddy, K. R., & Green, S. J. (2025). Large-scale testing to assess the performance of biogeochemical and soil cover systems for landfill gas mitigation. Acta Geotech., 20(3), 1471–1494. https://doi.org/10.1007/s11440-024-02511-9

Verma, G., & Reddy, K. R. (2026). Integrated resiliency and sustainability assessment of biogeochemical cover system to mitigate landfill gas emissions. Waste Manag., 209, 115200. https://doi.org/10.1016/j.wasman.2025.115200

Vizuete-Montero, M., Chaglla-Cango, M., Cuadrado-Andrade, J., & León-Terán, J. (2025). HDPE geomembrane-based artificial cover system for landfill in mitigating mercaptan emissions from organic waste. Waste Manag. Bull., 3(3), 100231. https://doi.org/10.1016/j.wmb.2025.100231

Wang, Q. (2018). A bibliometric model for identifying emerging research topics. J. Assoc. Inf. Sci. Technol., 69(2), 290–304. https://doi.org/10.1002/asi.23930

Wang, Q., Xie, H., Peng, Y., Mohammad, A., & Narain Singh, D. N. (2023). VOCs emission from a final landfill cover system induced by ground surface air temperature and barometric

pressure fluctuation. Environ. Pollut., 336, 122391. https://doi.org/10.1016/j.envpol.2023.122391

Wang, X., Jia, M., Lin, X., Xu, Y., Ye, X., Kao, C., & Chen, S. (2017). A comparison of CH4, N2O and CO2 emissions from three different cover types in a municipal solid waste landfill. J. Air Waste Manag. Assoc., 67(4), 507–515. https://doi.org/10.1080/10962247.2016.1268547

Wang, X., Yue, D., Zhao, K., Han, B., & Yang, T. (2015). Mitigation of non-methane organic compounds through landfill soil cover and its environmental implications. J. Mater. Cycles Waste Manag., 17(4), 616–625. https://doi.org/10.1007/s10163-015-0403-x

Xie, H., Wang, Q., Wu, J., & Chen, Y. (2019). Analytical model for methane migration through fractured unsaturated landfill cover soil. Eng. Geol., 255, 69–79. https://doi.org/10.1016/j.enggeo.2019.04.018

Xie, H., Wang, Q., Yan, H., & Chen, Y. (2017). Steady-state analytical model for vapour-phase volatile organic compound (VOC) diffusion in layered landfill composite cover systems. Can. Geotech. J., 54(11), 1567–1579. https://doi.org/10.1139/cgj-2016-0293

Xie, H., Zuo, X., Chen, Y., Yan, H., & Ni, J. (2022a). Numerical model for static chamber measurement of multi-component landfill gas emissions and its application. Environ. Sci. Pollut. Res., 29(49), 74225–74241. https://doi.org/10.1007/s11356-022-20951-2

Xie, H., Zuo, X., Yan, H., Peng, Y., Gu, X., Chen, Y., & Chen, Y. (2022b). A steady-state analytical model for coupled methane transport and oxidation in vegetated landfill cover soil. Comput. Geotech., 152, 105006. https://doi.org/10.1016/j.compgeo.2022.105006

Xue, Q., Liu, L., Chen, Y., & Wang, J. (2013). Investigation of the recovery efficiency of methane using vertical wells operating in landfills. Environ. Eng. Manag. J., 12(9), 1855–1859. https://doi.org/10.30638/eemj.2013.228

Yaashikaa, P. R., Kumar, P. S., Nhung, T. C., Hemavathy, R. V., Jawahar, M. J., Neshaanthini, J. P., & Rangasamy, G. (2022). A review on landfill system for municipal solid wastes: Insight into leachate, gas emissions, environmental and economic analysis. Chemosphere, 309, 136627. https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2022.136627

Yan, H., Xie, H., Rajabi, H., Gu, X., & Chen, Y. (2023). Analytical solution for one-dimensional steady-state VOCs diffusion in simplified capillary cover systems. Int. J. Numer. Anal. Methods Geomech., 47(12), 2304–2321. https://doi.org/10.1002/nag.3557

Yanful, E. K., Mousavi, S. M., & Yang, M. (2003). Modeling and measurement of evaporation in moisture-retaining soil covers. Adv. Environ. Res., 7(4), 783–801. https://doi.org/10.1016/S1093-0191(02)00053-9

Yazdani, R., Imhoff, P. T., Han, B., Mei, C., & Augenstein, D. C. (2015). Quantifying capture efficiency of gas collection wells with gas tracers. Waste Manag., 43, 319–327. https://doi.org/10.1016/j.wasman.2015.06.032

Yeşiller, N., Hanson, J. L., Manheim, D. C., Newman, S., & Guha, A. (2022). Assessment of methane emissions from a California landfill using concurrent experimental, inventory, and modeling approaches. Waste Manag., 154, 146–159. https://doi.org/10.1016/j.wasman.2022.09.024

Yuan, J., Guo, L., Chen, S., Liu, Y., Feng, Y., & Lu, H. (2025). Solidified lake sediment with industrial waste and construction waste used as barrier cover material: Mechanical strength, water resistance performance, and microscopic analysis. Environ. Technol., 46(16), 3090–3106. https://doi.org/10.1080/09593330.2025.2453948

Zacho, R. A., & Mosgaard, M. A. (2016). Systematic literature review: Challenges, critiques, and ways forward. In Proceedings of the 2nd International Conference on Information and Education Innovations (ICIEI) (pp. 133–136). https://doi.org/10.2991/iciei-16.2016.31

Zhan, L., Qiu, Q., & Xu, W. (2016). Analytical solution for infiltration and deep percolation of rainwater into a monolithic cover subjected to different patterns of rainfall. Comput. Geotech., 77, 1–10. https://doi.org/10.1016/j.compgeo.2016.03.008

Zhang, H., He, P., & Shao, L. (2008). Methane emissions from MSW landfill with sandy soil covers under leachate recirculation and subsurface irrigation. Atmos. Environ., 42(22), 5579–5588. https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2008.03.010

Zhang, H., He, P., & Shao, L. (2009). N2O emissions at municipal solid waste landfill sites: Effects of CH4 emissions and cover soil. Atmos. Environ., 43(16), 2623–2631. https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2009.02.011

5. ARTIGO 2 – DETERMINAÇÃO DE ROTAS DE CONVERSÃO EM BIOENERGIA E DO POTENCIAL METANOGÊNICO DE RESÍDUOS SÓLIDOS EM ATERROS SANITÁRIOS COM DIFERENTES IDADES NA REGIÃO SEMIÁRIDA DO BRASIL *

RESUMO

A produção de metano em aterros sanitários é amplamente documentada, contudo ainda são escassos, para regiões semiáridas, os dados que relacionam a degradação estrutural ao potencial metanogênico de frações lignocelulósicas segregadas, como a fibra de coco e o resíduo de poda. Este estudo identifica rotas de conversão bioenergética em três idades de aterramento (recém aterrada, 1 ano e 2 anos) no semiárido brasileiro. Resíduos segregados na fonte: fibra de coco (FC), poda (PO) e papelão (PA), foram caracterizados por análise imediata e energética, FTIR, TGA e BMP de 40 dias em frascos lacrados, com quantificação manométrica da produção de gás. Após dois anos de aterramento, os rendimentos médios de biogás e de CH_4 foram de 180,3 ± 25,9 e 51,1 ± 1,7 NmL g^{-1} SV para PA, 125,5 ± 18,7 e 33,0 ± 5,8 para PO e 10,0 ± 7,8 e 3,9 ± 1,0 para FC. O achado central é que o efeito da idade mostrou-se específico de cada fração, e não uniforme: PA e PO mantiveram seus maiores rendimentos no estrato mais antigo, enquanto apenas a FC seguiu o declínio esperado, com o material mais recente apresentando o maior rendimento de CH_4 (4,5 ± 1,3). A ordenação PA > PO >> FC manteve-se estável entre os estratos e foi reproduzida de forma independente pela pressão do *headspace*. Os resultados de FTIR e TGA indicam o maior enriquecimento relativo em lignina na FC, ao passo que o PA preserva perfil celulósico estável com aumento da carga mineral. A escolha da rota de conversão deve, portanto, seguir a identidade da fração: digestão anaeróbia para frações de predomínio celulósico em qualquer idade e rotas termoquímicas para frações enriquecidas em lignina, como a fibra de coco.

Palavras-chave: Idade de aterramento; Potencial bioquímico de metano; Resíduo lignocelulósico; Aproveitamento energético; Região semiárida.

ARTICLE 2 - DETERMINATION OF BIOENERGY CONVERSION PATHWAYS AND METHANOGENIC POTENTIAL OF SOLID WASTE IN SANITARY LANDFILLS OF DIFFERENT AGES IN THE SEMIARID REGION OF BRAZIL

ABSTRACT

Methane production in landfills is well documented; however, data linking structural degradation to the methanogenic potential of segregated lignocellulosic fractions—such as coconut fiber and pruning waste—remain scarce for semiarid regions. This study identifies bioenergy conversion pathways at three stages of landfill age (newly landfilled, 1 year, and 2 years) in the Brazilian semiarid region. Source-separated waste—coconut fiber (CF), pruning waste (PW), and cardboard (CA)—was characterized using immediate and energy analysis, FTIR, TGA, and a 40-day BMP in sealed flasks, with manometric quantification of gas production. After two years of landfilling, the average biogas and CH_4 yields were 180.3 ± 25.9 and 51.1 ± 1.7 NmL g^{-1} SV for PA, 125.5 ± 18.7 and 33.0 ± 5.8 for PO, and 10.0 ± 7.8 and 3.9 ± 1.0 for FC. The key finding is that the effect of age was fraction-specific and not uniform: PA and PO maintained their highest yields in the oldest stratum, while only FC followed the expected decline, with the most recent material exhibiting the highest CH_4 yield (4.5 ± 1.3). The ranking PA > PO >> FC remained stable across the strata and was independently reproduced by headspace pressure. FTIR and TGA results indicate a higher relative enrichment in lignin in the FC, whereas the PA preserves a stable cellulose profile with an increased mineral content. The choice of conversion route should therefore be based on the fraction's composition: anaerobic digestion for cellulose-dominant fractions at any age, and thermochemical routes for lignin-enriched fractions, such as coconut fiber.

Keywords: Age of land; Biochemical methane potential; Lignocellulosic waste; Energy recovery; Semi-arid region.

5.1. Introdução

A biomassa, principal fonte de bioenergia, provém de materiais orgânicos biodegradáveis, como resíduos agrícolas, florestais, domésticos e industriais. A partir desses insumos, é possível gerar bioenergia por diferentes processos, como a biodegradação, que produz biogás em aterros sanitários, e as conversões térmicas, como a queima de madeira ou a incineração de resíduos (Lucía e Ospina, 2024). A crescente necessidade de fontes alternativas e sustentáveis de energia evidencia a importância de explorar o potencial energético dos RSU (Galavote *et al.*, 2024; Santos *et al.*, 2020).

A biodegradação da matéria orgânica em aterros sanitários apresenta-se como indicador promissor para a conversão de RSU em bioenergia, contribuindo para a economia circular voltada à sustentabilidade de soluções híbridas de transformação energética (Armoo *et al.*, 2024). O aproveitamento energético de resíduos aterrados contribui de forma mais direta para os Objetivos de Desenvolvimento Sustentável (ODS) 7 (energia limpa e acessível), 11 (cidades sustentáveis), 12 (consumo e produção responsáveis) e 13 (ação contra a mudança global do clima) (Vasileiadou, 2024; Cui *et al.*, 2024). Entretanto, apesar dos avanços na compreensão da transformação de resíduos em energia a partir de aterros (Paddy *et al.*, 2024), permanece necessário explicar as alterações da composição elementar, térmica e energética das amostras de resíduos em diferentes idades de aterramento (Yu *et al.*, 2022).

Embora a transformação da biomassa residual em metano (CH_4) em aterros sanitários esteja bem documentada, O'Dwyer *et al.* (2018) recomendam ampliar as investigações sobre a decomposição de produtos de madeira em aterros, uma vez que as emissões de carbono tendem a ser superestimadas. Nesse contexto, a digestão anaeróbia em diferentes idades de aterramento assume papel central na produção de energia, pois a taxa de decomposição e a geração de CH_4 variam de modo expressivo ao longo do tempo.

Estudos recentes têm empregado técnicas analíticas avançadas para investigar os processos de degradação ao longo do tempo. A análise FTIR tem sido utilizada para acompanhar a alteração progressiva de resíduos complexos recuperados de aterros em operação, incluindo a degradação oxidativa de frações plásticas em escalas de décadas (Redko *et al.*, 2024), e para quantificar assinaturas de lignina, celulose e hemicelulose em matérias-primas lignocelulósicas (Xu *et al.*, 2013). Abyaneh *et al.* (2024), de modo semelhante, empregaram FTIR para demonstrar que o processamento térmico e biológico de resíduos de poda aumenta o peso relativo das bandas aromáticas. O BMP destaca-se como ferramenta metodológica para a valorização de resíduos orgânicos na produção de energia renovável (Toufexis *et al.*, 2024), desde que a relação inóculo-substrato, os controles positivos e os critérios de encerramento do

ensaio sigam protocolos harmonizados (Angelidaki *et al.*, 2009; Holliger *et al.*, 2016; Koch *et al.*, 2020). O método tem sido amplamente aplicado para estimar a bioenergia gerada a partir de resíduos orgânicos, contribuindo para o avanço das pesquisas na área (Noor *et al.*, 2021).

Akamine *et al.* (2023) investigam a biodegradação anaeróbia de esterco bovino e levedura residual como indicador de bioenergia. Rahmani *et al.* (2022) apresentam evidências obtidas da biodegradação anaeróbia de palha de trigo com resíduos alimentares e esterco bovino como indicador bioenergético. Nessa linha, Paddy *et al.* (2024) estimaram que o aterro de Buea, nos Camarões, apresenta potencial energético entre 61,74 GWh e 158,52 GWh para o período de 2010 a 2030.

Goushki *et al.* (2023) demonstram que mesmo municípios de pequeno porte, como o condado de Baft, no Irã, podem sustentar a geração de eletricidade a partir do gás de aterro, enquanto sistemas integrados de captura e armazenamento de carbono podem reduzir ainda mais as emissões líquidas de GEE (Fridahl e Lehtveer, 2018). Não obstante, os potenciais metanogênicos específicos por componente (L_0) e as constantes de decaimento (k) permanecem como principal fonte de incerteza dos modelos de gás de aterro, e os conjuntos de dados disponíveis apresentam forte viés em favor de sítios de clima temperado e elevada pluviosidade (Krause *et al.*, 2016; Jain *et al.*, 2021). Tais indicadores de biodegradação ainda carecem de dados e de otimização, o que reforça a importância de analisar a biodegradação e o potencial energético dos RSU por idade de aterramento (Hassaan *et al.*, 2024).

Apesar desse conjunto de trabalhos, persistem três lacunas. Primeira: os rendimentos de metano de referência para componentes individuais dos RSU derivam quase exclusivamente de substratos preparados em laboratório, e não de material fisicamente escavado de um aterro em operação (Eleazer *et al.*, 1997; Barlaz, 2006; Krause *et al.*, 2016). Segunda: descritores estruturais (FTIR), térmicos (TGA) e biológicos (BMP) raramente são medidos nas mesmas amostras estratificadas por idade, de modo que a relação mecanística entre a perda de carboidrato acessível e a perda de potencial metanogênico permanece inferencial. Terceira: aterros em clima semiárido, nos quais a baixa umidade reduz a constante de decaimento e prolonga a vida reativa do resíduo, encontram-se praticamente ausentes desses conjuntos de dados. Este estudo aborda tais lacunas ao acoplar caracterização físico-química e energética, FTIR, TGA e BMP nas mesmas frações segregadas na fonte (fibra de coco, poda e papelão), escavadas de três estratos de aterramento de um aterro sanitário do semiárido brasileiro.

O objetivo é avaliar de que modo a idade de aterramento influencia as características estruturais, térmicas e metanogênicas de frações de resíduos segregadas na fonte e determinar se a idade, isoladamente, constitui critério adequado para a seleção de rotas de recuperação

energética. Ao integrar os resultados de FTIR, TGA e BMP, o estudo busca estabelecer critérios específicos por fração para definir a adequação da digestão anaeróbia ou da conversão termoquímica e avaliar suas implicações para o planejamento da recuperação energética em aterros de regiões de baixa pluviosidade.

5.2. Material e métodos

5.2.1. Protocolo de amostragem e coleta de amostras de resíduos

As amostras de RSU foram coletadas em 2024 em um aterro sanitário localizado na região semiárida do estado da Paraíba, Brasil, abrangendo resíduos aterrados em anos anteriores (2022 e 2023) e resíduos recém-aterrados (2024), conforme Zeng *et al.* (2005) e Wasserman *et al.* (2022). As amostras coletadas contemplam os períodos de aterramento de 2022 (dois anos), 2023 (um ano) e 2024 (recém-aterrado).

As três frações foram selecionadas por cobrirem a faixa de acessibilidade enzimática que governa o decaimento específico por componente em aterros: o papelão é uma fração de predomínio celulósico e baixo teor de lignina, com um dos maiores rendimentos documentados por componente; a poda constitui mistura intermediária de material lenhoso e herbáceo; e a fibra de coco é um resíduo fortemente lignificado. O conjunto de dados seminal por componente de Eleazer *et al.* (1997), posteriormente consolidado por Barlaz (2006) e Krause *et al.* (2016), reporta 152,3, 62,6 e 30,6 mL CH_4 g^{-1} de massa seca para papelão ondulado, galhos e folhas, respectivamente, amplitude de três vezes que estas três frações pretendem reproduzir em condições reais de aterramento. Os três anos de aterramento foram escolhidos por cobrirem o intervalo no qual os modelos de decaimento de primeira ordem preveem a perda mais acentuada da fração reativa em climas úmidos e no qual, em climas áridos, essa perda tende a ser marginal (Jain *et al.*, 2021).

Para este estudo, foram preparadas três amostras por ano, contendo resíduos secos: fibra de coco (FC), poda (PO) e papelão (PA). A classificação de degradabilidade dessas amostras pode variar conforme as condições ambientais, como temperatura, umidade e atividade microbiana (Leme *et al.*, 2021). Esses tipos de resíduo foram selecionados por representarem frações de biodegradabilidade alta e moderada, de acordo com a classificação proposta pelo Banco Mundial (2004).

A Figura 5.1 apresenta a escavação e triagem empregada para abrir uma trincheira e separação dos RSU. A fim de evitar resultados divergentes, e obter amostras representativas, adotou-se a separação e coleta conforme Zeng *et al*. (2005) e Wasserman *et al*. (2022). Destaca-se que a separação dos RSU aterrado esteve entre 91 e 140 kg. Posteriormente a separação dos

resíduos no local do aterro, acondicionou as amostras de RSU em sacolas zipadas aproximadamente 1 a 2 kg por amostra de RSU para tratamento e análise em Laboratório de Geotécnica Ambiental (LGA) da UFCG.

Figura 5.1 – Separação e embalagem de amplas parcelas enterradas e segregadas por idade de sepultamento.



5.2.2. Caracterização do inóculo

O inóculo, agente da biodegradação das amostras, foi coletado em reator de Saneamento Ambiental e Reúso de Água (SARA) em operação no Instituto Nacional do Semiárido, na Paraíba, com boa atividade metanogênica (equilíbrio microbiológico). O inóculo foi armazenado em recipiente limpo à temperatura de 4 °C, conforme Valentin e Białowiec (2024). A composição química do inóculo foi determinada pelas seguintes análises: pH, série de sólidos, fósforo, sulfato, demanda química de oxigênio (DQO) e alcalinidade, segundo Ndubuisi-Nnaji et al. (2020) e Silva et al. (2024).

5.2.3. Preparo das amostras

As amostras, categorizadas conforme o tempo de aterramento (2022, 2023 e 2024), seguiram as etapas propostas por Raposo *et al.* (2011), Filer *et al.* (2019) e Ibikunle *et al.* (2021), e foram armazenadas em sacos com fecho hermético para preservar as condições locais. Como pré-tratamento, as amostras foram secas em estufa sob temperatura mesofílica controlada (36 ±

1 °C), conforme descrito por Mouftahi *et al.* (2019). Após a secagem, foram moídas em moinho de facas para obtenção de granulometria uniforme. Em seguida, foram peneiradas para separação em duas granulometrias distintas: partículas com diâmetro inferior a 2 mm, destinadas à análise de PBM, e partículas com diâmetro de 0,074 mm, empregadas nas técnicas analíticas de FTIR e TGA (Matteis *et al.*, 2024; Rigo *et al.*, 2009).

5.2.4. Caracterização físico-química

A caracterização química foi realizada em triplicata, com teores calculados na mesma base (seca), incluindo a análise imediata para determinação do teor de umidade (TU) e dos sólidos totais (ST), conforme Ibikunle *et al.* (2020) e Siddiqui e Singh (2022). A partir dos resultados da TGA, estimaram-se os sólidos voláteis (SV), considerando a perda de massa entre 105 e 550 °C, e o teor de cinzas (TC) a 900 °C, conforme validado por Racero-Galaraga *et al.* (2024).

O carbono fixo foi calculado por diferença, subtraindo-se de 100% a soma de SV e TC, de acordo com a Equação 1. Todos os valores da análise imediata são reportados em base seca, de modo que SV, TC e carbono fixo somam 100% para cada amostra. Os valores correspondem à média de três repetições; como foi escavada uma única amostra composta por fração e por ano de aterramento, essas repetições quantificam a variabilidade analítica.

$$CF(\%) = 100 - (SV + TC) \quad (1)$$

onde, CF = Carbono Fixo; SV = Sólidos voláteis e TC = Teor de cinzas.

5.2.5. Análise energética

Para o cálculo do poder calorífico, foram utilizados os dados obtidos por TGA, em razão de sua confiabilidade comprovada e ampla adoção em estudos anteriores (Barros *et al.*, 2023; Reis *et al.*, 2022). O poder calorífico superior (PCS) foi estimado a partir da análise imediata pela correlação de Cordero *et al.* (2001), originalmente calibrada para materiais lignocelulósicos e carbonáceos (R^2 = 0,93), conforme a Equação 2.

$$PCS = (0.3543 \cdot CF) + (0.1708 \cdot SV) \quad (2)$$

onde, PCS = Valor calorífico superior estimado (MJ/kg); CF = Carbono Fixo (%), e SV = Sólido volátil (%).

5.2.6. Análise de espectroscopia de infravermelho com transformada de Fourier

A estrutura química e as mudanças dos grupos funcionais, ligações inter e intramoleculares entre as amostras de RSU (Fc, Po e Pa), foram caracterizadas por FTIR. A análises foram realizadas em equipamento Perkin Elmer 400 FT Mid-IR, (Perkin Elmer, Waltham, EUA), equipado com acessório de reflectância total atenuada, varrendo de 4000 a 400 cm^{-1}, com resolução de 4 cm^{-1}, em temperatura ambiente (24 ± 2 °C). Este método é amplamente utilizado em estudos que abrangem RSU como Redko *et al*. (2024) e Abyaneh, *et al*. (2024). O software OriginPro8.0® foi utilizado para plotagem dos dados e ajuste dos gráficos.

5.2.7. Análise termogravimétrica

A análise TGA realizada nas amostras de RSU coletadas no aterro sanitário, foram conduzidas utilizando um equipamento da marca PerkinElmer, operado por meio do software Pyris. As amostras de RSU analisadas correspondem a Fc, Po e Pa, com massa inicial aproximada de 2,3 mg. O ensaio teve para condições experimentais, gás de purga, o nitrogênio, com vazão controlada de 20 mL/min. As condições iniciais foram com temperatura ambiente de 20 °C. A amostra foi aquecida de 20 °C até 900 °C com uma taxa de aquecimento constante de 10 °C/min. O ensaio foi encerrado ao atingir a temperatura máxima prevista.

5.2.8. Potencial bioquímico de metano

O ensaio de BMP seguiu as recomendações harmonizadas de Angelidaki *et al.* (2009) e Holliger *et al.* (2016). Frascos de borossilicato de 250 mL de capacidade nominal receberam 50 g de inóculo e 5 g de substrato, pesados individualmente, para cada combinação de tipo de resíduo e ano de aterramento, em triplicata. O headspace foi purgado com N_2 para estabelecer condições anaeróbias e os frascos foram vedados com septo de butila e silicone, permanecendo fechados durante toda a incubação de 40 dias a 36,5 ± 1 °C. Frascos contendo apenas inóculo foram conduzidos em triplicata como brancos (Bk), e todos os rendimentos reportados são líquidos da produção endógena média dos brancos, conforme Mouftahi *et al.* (2021).

Os frascos foram agitados manualmente ao menos uma vez ao dia (Filer *et al.*, 2019). A mesma configuração de ensaio tem sido empregada para resíduos orgânicos (Noor *et al.*, 2021), esterco animal (Akamine *et al.*, 2023) e resíduos agrícolas e florestais (Rahmani *et al.*, 2022). Embora ensaios padronizados de BMP possam estender-se por até 180 dias, a duração de 40 dias adotada neste estudo mostrou-se suficiente, uma vez que as curvas cumulativas de metano de todos os substratos (Fc, Po e Pq) atingiram patamar estável, com produção diária

inferior a 1% do volume cumulativo total por três dias consecutivos, atendendo aos critérios de estabilidade recomendados por Holliger *et al.* (2016).

5.2.9. Análise da concentração e volume do biogás no biodigestor

A produção de gás foi quantificada pelo método manométrico, técnica de referência para ensaios em batelada com frascos lacrados (Angelidaki *et al.*, 2009; Holliger *et al.*, 2016; Koch *et al.*, 2020). A pressão manométrica do *headspace* foi lida diariamente com transdutor digital de faixa de ±50 kPa, antes de qualquer retirada de gás; a composição desse mesmo *headspace* foi então determinada pela retirada de aproximadamente 15 mL, através do septo, para analisador Drager X-am 8000 (CH_4 e CO_2, 0 a 100% v/v). Como os frascos nunca foram despressurizados, a pressão registrada em determinado dia reflete o saldo entre o gás produzido e o gás removido pelas retiradas anteriores. A produção foi, portanto, calculada a partir do incremento de pressão absoluta em relação à pressão remanescente após o evento de amostragem anterior, sendo o volume do *headspace* e a temperatura constantes, de modo que o número de mols é proporcional à pressão absoluta (Equação 3):

$$n_d = (V_{HS} / RT) \cdot (P_{abs,d} - P_{post,d-1}) \tag{3}$$

em que, n_d = Número de mols de gás produzidos no dia d (mol); V_{HS} = volume do *headspace* (espaço livre do frasco); R = constante universal dos gases (0,08206 $L \cdot atm \cdot K^{-1} \cdot mol^{-1}$, ou equivalente conforme a unidade de pressão adotada); T = temperatura absoluta do *headspace*, considerada constante; $P_{abs,d}$ = pressão absoluta registrada no dia (kPa ou atm); $P_{pós,d-1}$ = pressão remanescente no *headspace* após o manuseio (amostragem e/ou alívio) do dia anterior (d−1).

5.2.10. Taxa geométrica de crescimento

A Taxa Geométrica de Crescimento (TGC) foi utilizada a fim de observar as variações da caracterização físico-química e energética, bem como produção de biogás ($Nml.g^{-1}$ SV) das amostras de resíduos do período de 2022 a 2024. De acordo com Cuenca e Dompieri (2017) a TGC é expressa em porcentagem anual (% p.a.) pela Equação 4:

$$TGC = \left(\sqrt[n]{\frac{V_t}{V_0}} - 1 \right) \cdot 100 \tag{4}$$

sendo, V_t = Dados da caracterização dos resíduos no último ano; V_0 = Dados da caracterização dos resíduos no ano inicial; n = Variação temporal (expresso em anos totais).

5.3. Resultados e discussão

5.3.1. Caracterização de substratos e inóculos

Os resultados da caracterização apresentaram valor do pH para o inóculo de 7,1, valor próximo à neutralidade e adequado ao desenvolvimento de comunidades metanogênicas, em conformidade com as diretrizes para testes BMP (Holliger *et al*., 2016). De modo semelhante, Silva *et al*. (2024) reportaram pH inicial de 7,4 para o lodo, também dentro da faixa ideal. A alcalinidade do inóculo foi de aproximadamente 500 mg $CaCO_3$/L (0,5 g/L), substancialmente inferior aos valores registrados por Niquini *et al*. (2019).

O inóculo apresentou 8,6% de ST e 5,0% de SV, valores compatíveis com sistemas classificados como úmidos segundo recomendações técnicas. Em contraste, Niquini *et al*. (2019) trabalharam com ST de 18,5 a 35%, caracterizando regime mais seco. A relação SV/ST de 58,2% observada neste estudo enquadra-se no intervalo recomendado de 40–70% para lodos ativos (Holliger *et al*., 2016), indicando fração orgânica representativa nos ST. A DQO apresentou 1.984 mg O_2/L, situando-se na faixa típica de misturas utilizadas em ensaios BMP (1.000–4.000 mg/L), valor compreendido na faixa típica das misturas empregadas em ensaios de PBM (1.000 a 4.000 mg/L). Embora Silva *et al.* (2024) tenham reportado aproximadamente 3.300 mg L^{-1}, ambos os valores permanecem coerentes com a prática de utilizar lodo relativamente estabilizado como inóculo.

Quanto às espécies inorgânicas, o sulfato atingiu 1.882 mg L^{-1}, valor comparável às faixas avaliadas em estudos que testaram concentrações entre 625 e 1.660 mg L^{-1} (Holliger *et al.*, 2016). Essa concentração sugere risco de competição mais intensa entre bactérias redutoras de sulfato e arqueias metanogênicas, o que pode reduzir a eficiência da produção de metano. Por fim, o fósforo total foi de 16,97 mg L^{-1}, suficiente para suprir esse nutriente essencial ao crescimento microbiano. A Tabela 5.1 apresenta os substratos avaliados, com comportamentos distintos ao longo do período de aterramento e variações expressivas de composição e de potencial energético. O tempo de aterramento associou-se a diferenças no teor de SV, na fração de cinzas, na relação SV/carbono fixo e no PCS dos materiais Fc, Po e Pa.

Tabela 5.1. Caracterização físico-química e energética das amostras de fibra de coco, poda e papelão em diferentes idades de aterramento

Substratos (base seca)	2022			2023			2024		
	Fc	Po	Pa	Fc	Po	Pa	Fc	Po	Pa
Umidade (%)	11,3	10,8	9,9	4,3	8,0	8,3	20,5	17,4	12,6
Sólidos Totais (%)	88,7	89,2	90,1	95,7	92,0	91,7	79,5	82,6	87,4
Teor de Sólidos Voláteis (%)	49,0	56,8	64,1	53,0	68,4	77,6	87,5	64,5	73,3
Teor de Cinzas (%)	34,7	27,3	12,7	34,7	23,6	15,7	9,0	31,1	18,6

Carbono Fixo (%)	16,3	15,9	23,2	12,4	8,0	6,7	3,5	4,4	8,1
SV/CF	3,0	3,6	2,8	4,3	8,5	11,6	25,0	14,7	9,0
Analise energética									
Poder Calorífico Superior(MJ/Kg)	14,2	15,3	19,2	13,4	14,5	15,6	16,2	12,6	15,4

A comparação entre amostras de RSU dispostas há dois anos (2022) e amostras recém-aterradas (2024) evidencia a transformação estrutural da matriz lignocelulósica durante o processo de degradação em aterro. Os valores a seguir são reportados como diferenças entre o material mais antigo (2022) e o mais recente (2024), anualizadas pela Equação 4; valor positivo significa, portanto, que o parâmetro é maior no resíduo recém-aterrado.

O teor de umidade foi maior no material recém-aterrado, com diferenças anualizadas de 34,7% a.a. (Fc), 26,9% a.a. (Po) e 12,8% a.a. (Pa); as diferenças correspondentes de ST foram de −5,3% a.a., −3,8% a.a. e −1,5% a.a. Trata-se da assinatura esperada da dessecação progressiva com o tempo de exposição em célula de clima semiárido, na qual as perdas por evaporação não são compensadas pela infiltração. Quanto à fração orgânica, os SV foram maiores no material recém-aterrado em 33,6% a.a. (Fc), 6,6% a.a. (Po) e 6,9% a.a. (Pa), o que indica que o resíduo recentemente disposto retém maior fração de compostos orgânicos ainda não estabilizados. O CF foi consistentemente menor no material recente em todos os substratos, em 53,7% a.a. (Fc), 47,4% a.a. (Po) e 40,9% a.a. (Pa), refletindo a menor fração carbonizada do resíduo recentemente disposto.

Em termos de conteúdo energético, o PCS foi 6,8% a.a. maior na Fc recente e 9,3% e 10,4% a.a. menor na poda e no papelão recentes, respectivamente. O comportamento da Po e do Pa refletem, o CF recebe peso aproximadamente duas vezes maior que os SV: a perda de CF não é compensada pelo ganho de SV. A Fc comporta-se em sentido oposto porque seu ganho de SV (33,6% a.a.) é suficientemente elevado para superar a perda de CF. Cabe ressaltar que o PCS aqui reportado é estimativa derivada de correlação e que as diferenças entre estratos (12,6 a 19,2 MJ kg^{-1} no conjunto das amostras) situam-se na faixa típica de biomassa lignocelulósica não tratada e de combustíveis derivados de resíduos (Vassilev *et al.*, 2010).

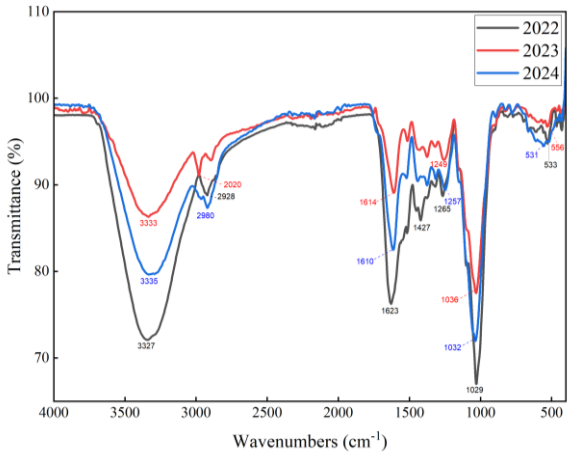
5.3.2. Variação temporal dos padrões espectrais dos resíduos aterrados no período 2022-2024

A Figura 5.2 apresenta os espectros das amostras de resíduos depositadas ao longo do tempo. Os três resíduos (Fc, Po e Pa) preservam o esqueleto lignocelulósico, mas exibem deslocamentos e variações de intensidade que refletem alterações relativas nas cargas de hemicelulose, lignina e mineral entre 2022 e 2024. Tais alterações afetam a reatividade térmica e a cinética de liberação de voláteis. As principais bandas, estiramento O–H largo (3300 a 3350

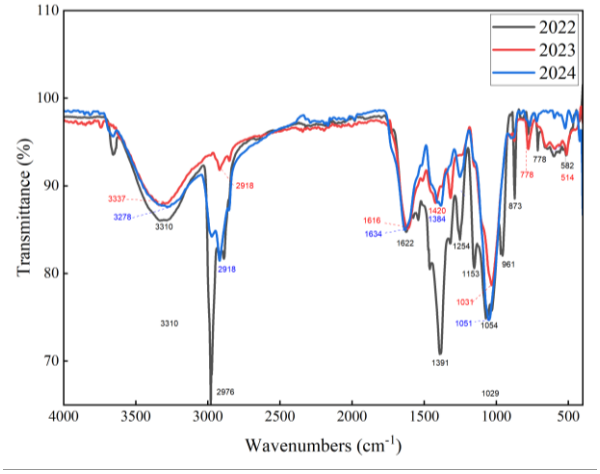
cm^{-1}), C–H alifático (2920 a 2890 cm^{-1}), carbonila de hemicelulose (1730 cm^{-1}) e vibrações do esqueleto aromático (1600 a 1460 cm^{-1}), variam em intensidade relativa mantendo suas posições, padrão coerente com as atribuições estabelecidas para biomassa lignocelulósica (Xu *et al.*, 2013) e com os espectros reportados para casca de coco por Johari *et al.* (2016).

Figura 5.2 – Variação temporal dos Espectros FTIR dos Resíduos Sólidos aterrados, Fibra de Coco (a), Poda (b) e Papelão (c), no período de 2022 a 2024.

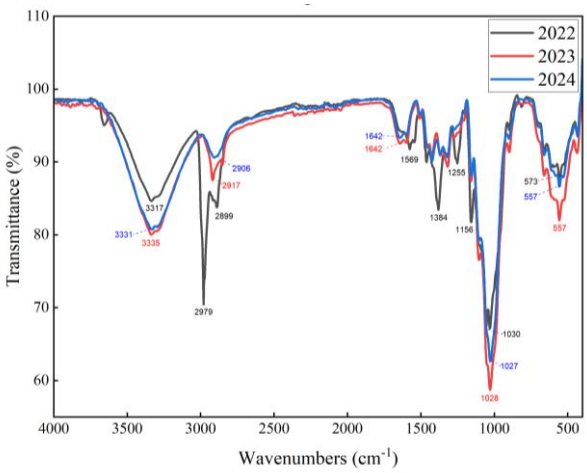
Resíduos de Fibra de coco a)



Resíduos de Poda b)



Resíduos de Papelão c)



A Fc no período 2022 (2 anos de aterramento) apresenta banda de O–H mais intensa e levemente deslocada para menores números de onda, sugerindo maior densidade de ligações de hidrogênio associadas a estrutura lignocelulósica relativamente menos degradada. Em 2023 indica perda relativa de hemicelulose, enriquecimento em lignina e aumento de carbono fixo, produzindo um material energeticamente mais estável e com janela de pirólise deslocada para temperaturas mais elevadas. Em 2024, recém-aterrada, mantém partes estruturais de celulose e lignina. Os resultados são consistentes com a literatura que descreve a decomposição seletiva

de hemicelulose e celulose amorfa durante envelhecimento de resíduos de coco, o enriquecimento relativo em lignina e a consequente modificação do desempenho em processos termoquímicos (Luong *et al*., 2024). A mesma perda seletiva de carboidrato acessível, com enriquecimento concomitante em lignina, foi documentada diretamente para frações lenhosas decompostas em aterros em escala de laboratório (Wang *et al.*, 2011).

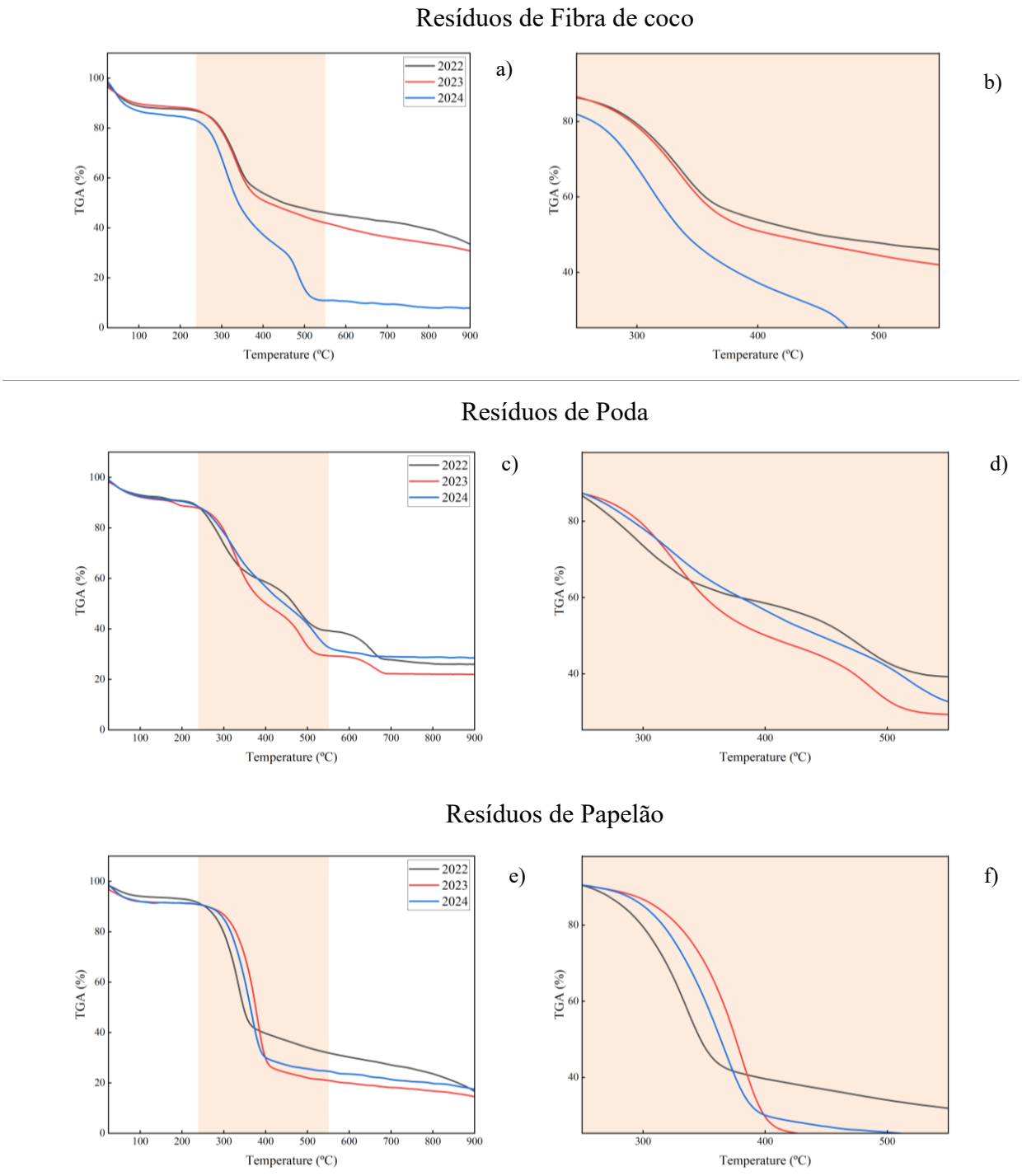
Os resíduos Po em 2022, apresentaram banda de hemicelulose (1730 cm^{-1}) mais evidente em dois anos de aterramento. As bandas aromáticas (1600, 1510 e 1460 cm^{-1}), indicam aumento relativo da lignina. A estabilidade térmica permite enriquecimento aromático e o rendimento de char, exigindo temperaturas de conversão um pouco mais altas após 2023 (Araujo *et al*., 2025; Ong *et al*., 2021). A tendência é coerente com a literatura, que mostra aumento de frações aromáticas e grupos funcionais alifáticos em materiais orgânicos envelhecidos (Huo *et al*., 2008).

O Pa mantém perfil celulósico estável, com bandas O–H (3330 cm^{-1}), C–H (2890 cm^{-1}) e C–O–C (1160 a 1030 cm^{-1}) praticamente inalteradas entre os anos, em conformidade com os resultados de He *et al.* (2022). A banda em 1730 cm^{-1} é fraca ou ausente, o que confirma baixo teor de hemicelulose. As maiores variações ocorrem em 1475, 875 e 712 cm^{-1}, relacionadas a $CaCO_3$ e a cargas minerais, que aumentam em 2023 e 2024. Esse aumento indica maior teor de cinzas e menor temperatura de fusão das cinzas, o que exige atenção à formação de escória e de depósitos em combustão e cocombustão (Vassilev *et al.*, 2010). A persistência de assinatura celulósica essencialmente inalterada nos três estratos constitui a contrapartida estrutural do resultado de BMP, qual seja, a de que o papelão retém elevado potencial metanogênico mesmo após dois anos de aterramento.

5.3.3. Indicadores de biodegradação para o reaproveitamento na conversão energética

A Figura 5.3 apresenta os perfis de TGA das três frações de resíduo aterrado (Fc, Po e Pa), evidenciando os três estágios típicos de degradação térmica da biomassa lignocelulósica: (i) perda de umidade e de voláteis leves até cerca de 150 °C; (ii) decomposição principal de hemicelulose e celulose entre 200 °C e 380 °C; e (iii) degradação lenta da lignina e formação de resíduos carbonáceos até 700 a 900 °C. Esses resultados são coerentes com o comportamento clássico de pseudocomponentes da biomassa lignocelulósica (Yang *et al.*, 2007) e com trabalhos subsequentes sobre combustíveis derivados de resíduos (Díez *et al.*, 2020; Gerassimidou *et al.*, 2020; Hadou *et al.*, 2025). São aqui utilizados como indicadores qualitativos do equilíbrio entre frações lábeis e termoestáveis, o que, por sua vez, orienta a escolha entre rotas biológicas e termoquímicas.

Figura 5.3 – Análise termogravimétrica (TGA) de resíduos do aterro sanitário, fibra de coco (a, b), poda de madeira (c, d) e papelão (e, f), correspondentes a 2 anos de aterramento (2022, 2023 e 2024).



A análise termogravimétrica evidencia que a hemicelulose e a celulose se degradam na faixa de 200 a 400 °C, ao passo que a lignina se decompõe mais lentamente e se distribui até cerca de 800 a 900 °C, conferindo maior estabilidade térmica ao material (Yang *et al.*, 2007;

Gerassimidou *et al.*, 2020). Com base nesses padrões, infere-se que, nos processos de envelhecimento, ocorre redução relativa das frações lábeis e enriquecimento em lignina e carvão, o que implica biodegradação seletiva (Andrés *et al.*, 2023).

As amostras de Fc apresentam estágio principal de decomposição entre aproximadamente 250 e 380 °C nas curvas de TGA do período de 2022 a 2024, associado à degradação conjunta de hemicelulose e celulose. A amostra recém-aterrada de 2024 exibe taxa de perda de massa mais elevada e mais negativa nessa faixa, o que indica maior teor de voláteis, enquanto as fibras envelhecidas (2022 e 2023) mantêm maior fração residual, em consonância com o enriquecimento relativo em lignina e a maior estabilidade térmica discutidos na literatura (Andrés *et al.*, 2023).

As amostras de resíduo de Po exibiram dois picos principais entre 300 e 370 °C, característicos da decomposição sobreposta de hemicelulose e celulose, além de cauda até 750 °C, típica da lignina. As amostras de 2022 apresentaram menores perdas entre 250 e 400 °C e maior resíduo final, o que sugere enriquecimento em lignina. As variações podem estar associadas à heterogeneidade do resíduo e à presença de partículas minerais (Brand *et al.*, 2018; Gerassimidou *et al.*, 2020).

Os resíduos de Pa foram dominados por celulose. As amostras de 2024 apresentaram perfis mais estreitos e intensos, coerentes com maior teor de celulose, ao passo que as de 2022 exibiram maior resíduo final entre 700 e 800 °C, possivelmente associado à mineralização e a aditivos como o carbonato de cálcio.

5.3.4. Produção cumulativa e potencial de geração de metano

A produção cumulativa de biogás e de CH_4 normalizada por grama de SV, líquida do branco, com o desvio padrão das três repetições. No estrato de 2022 (dois anos de aterramento), os rendimentos médios de biogás foram de 180,3 ± 25,9 (Pa), 125,5 ± 18,7 (Po) e 10,0 ± 7,8 NmL g^{-1} SV (Fc), e os rendimentos correspondentes de CH_4 foram de 51,1 ± 1,7, 33,0 ± 5,8 e 3,9 ± 1,0 NmL g^{-1} SV. Em 2023, os rendimentos de CH_4 foram de 28,7 ± 4,3 (Pa), 9,9 ± 1,6 (Po) e 2,7 ± 0,6 (Fc), e em 2024 foram de 35,7 ± 10,6 (Pa), 21,5 ± 0,8 (Po) e 4,5 ± 1,3 NmL g^{-1} SV. O teor de metano no biogás variou de 19,4 a 28,3% para o Pa, de 11,7 a 26,3% para a Po e de 3,5 a 39,3% para a Fc.

No estrato de 2023 (um ano de aterramento), os rendimentos foram os menores da série para os três substratos. Os rendimentos médios de biogás foram de 147,4 ± 11,1 (Pa), 85,1 ± 6,5 (Po) e 77,2 ± 5,0 NmL g^{-1} SV (Fc), com rendimentos médios de CH_4 de 28,7 ± 4,3, 9,9 ±

1,6 e 2,7 ± 0,6 NmL g^{-1} SV, respectivamente. A ordenação entre as frações foi preservada, permanecendo o Pa como o mais elevado e a Fc como o mais baixo.

No estrato de 2024 (recém-aterrado), os valores médios recuperaram-se em relação a 2023, mas permaneceram abaixo dos de 2022 para Pa e Po. Os rendimentos médios de biogás foram de 183,8 ± 48,6 (Pa), 132,2 ± 20,5 (Po) e 67,0 ± 33,0 NmL g^{-1} SV (Fc), com rendimentos médios de CH_4 de 35,7 ± 10,6, 21,5 ± 0,8 e 4,5 ± 1,3 NmL g^{-1} SV. A Fc é a única fração cujo maior rendimento ocorre no estrato mais recente; para o papelão e a poda, o máximo permanece no material de dois anos.

Em 2022 e 2023, a Fc apresentou elevado teor de cinzas (34,7%) e menor teor de SV que Pa e Po, o que é coerente com os menores rendimentos em NmL g^{-1} SV. No mesmo período, o Pa apresentou menor teor de cinzas (12,7 a 15,7%) e maiores teores de SV (64,1 a 77,6%), coerentes com os maiores potenciais de biogás e de CH_4. O resíduo de Po manteve valores intermediários de SV, mas em 2024 apresentou elevado teor de cinzas (31,1%), o que pode limitar seu potencial relativo em comparação ao Pa. Para Pa e Po, os maiores rendimentos médios foram obtidos no estrato mais antigo (2022) e não no mais recente, resultado oposto ao que preveria um decaimento simples de primeira ordem da fração reativa; apenas a Fc apresenta o padrão esperado, com o material de 2024 produzindo o maior rendimento de CH_4 (4,5 ± 1,3 NmL g^{-1} SV).

O Pa registrou 29,5, 21,4 e 24,9 kPa e a Po registrou 14,9, 1,1 e 7,0 kPa para 2022, 2023 e 2024, enquanto a Fc permaneceu negativa em todos os estratos. A variabilidade do resíduo recebido, particularmente a carga mineral e de solo, que atingiu 31,1% de cinzas na amostra de poda de 2024, supera o efeito de dois anos de degradação anaeróbia nessas células de baixa umidade. Essa interpretação é coerente com as constantes de decaimento muito baixas (0,02 a 0,04 ano^{-1}) reportadas para aterros de clima árido (Jain *et al.*, 2021; Krause *et al.*, 2016), sob as quais é pequena a fração reativa consumida em dois anos.

A superioridade do Pa relaciona-se à sua composição celulósica relativamente homogênea, que favorece a hidrólise e a metanogênese, em conformidade com os elevados rendimentos de metano historicamente reportados para frações de papelão em aterros em escala de laboratório (Eleazer *et al.*, 1997; Krause *et al.*, 2016). Os baixos valores da Fc refletem sua estrutura lignocelulósica recalcitrante, rica em lignina, que limita a acessibilidade enzimática e reduz a produção de biogás e de CH_4 (Triolo *et al.*, 2012; Janzon *et al.*, 2014). A lignina atua menos como substrato do que como barreira física à hidrólise, e seu enriquecimento relativo com a idade de aterramento tende, portanto, a reduzir os rendimentos de forma desproporcional (Barlaz, 2006; Wang *et al.*, 2011). A poda manteve desempenho intermediário, influenciado

por variações na proporção de folhas e galhos e no teor de lignina, padrão também reportado para resíduos verdes e lenhosos (Eleazer *et al.*, 1997; Walk *et al.*, 2021).

As amostras de Fc produziram 24,3 (2022), 204,7 (2023) e 292,4 NmL (2024) de biogás, e 9,6, 7,3 e 19,6 NmL de CH_4 ao longo dos 40 dias. Trata-se de um substrato cuja fração fermentável limitada sustenta a acidogênese, mas não a metanogênese continuada, o que é coerente com o enriquecimento relativo em lignina identificado por FTIR. Como as curvas da Fc permanecem próximas da produção endógena do branco ao longo de todo o ensaio, as diferenças entre seus três estratos situam-se dentro da incerteza combinada da subtração do branco. Os resultados sustentam que a Fc constitui substrato anaeróbio de baixo desempenho em qualquer idade de aterramento.

As amostras de resíduo de Po do estrato de 2022 apresentaram os maiores volumes absolutos da série para essa fração, com biogás cumulativo de 356,4 NmL contra 290,9 NmL em 2023 e 426,3 NmL em 2024, e CH_4 cumulativo de 93,7, 34,0 e 69,2 NmL, respectivamente. A variabilidade entre repetições foi moderada em base normalizada (desvios padrão de 5,8, 1,6 e 0,8 NmL g^{-1} SV). A amostra de Po de 2024 combinou elevado teor de cinzas (31,1%) com 64,5% de SV, ao passo que a amostra de 2022 apresentou menor teor de cinzas (27,3%) e 56,8% de SV.

Esse comportamento sugere heterogeneidade do resíduo: diferentes rotas de conversão podem ocorrer em aterros, tanto as rotas convencionais de degradação anaeróbia quanto rotas alternativas orientadas à produção mais limpa e de baixo carbono. Tais rotas alternativas podem favorecer maior eficiência na conversão da matéria orgânica, redução das emissões de GEE e melhor aproveitamento energético, contribuindo com a aplicabilidade dos ODS.

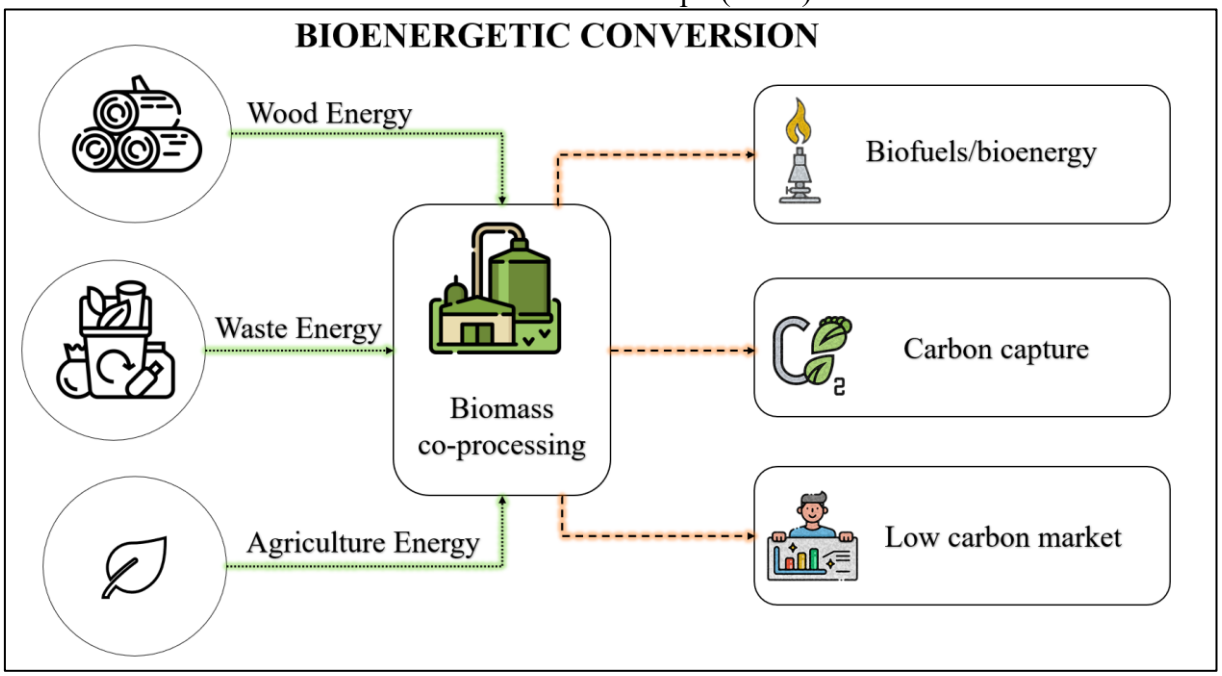
5.3.5. Produção de energia limpa de baixo carbono

As características químicas da matéria-prima na produção de energia limpa influenciam diretamente suas propriedades e condicionam as rotas de transformação energética possíveis. Frações ricas em lignina, como a fibra de coco envelhecida, são, pelas mesmas razões que as tornam substratos anaeróbios de baixo desempenho, candidatas comparativamente adequadas à pirólise lenta, uma vez que a lignina é o principal precursor do carvão e das frações de bio-óleo termicamente mais estáveis (Yang *et al.*, 2007; Lubowa *et al.*, 2024). O papelão, por sua vez, volatiliza-se de forma quase completa, mas carrega carga mineral crescente, que exige controle do comportamento de fusão das cinzas em qualquer arranjo de combustão ou cocombustão (Vassilev *et al.*, 2010). A adição de biocarvão, na célula de RSU, tem sido reportada como capaz de acelerar a degradação de ácidos graxos voláteis e aumentar a produtividade de CH_4

em sistemas de codigestão (Yu *et al.*, 2015; Shanmugam *et al.*, 2018; Kaur *et al.*, 2020), e a relação celulose/lignina da alimentação permanece como o mais forte preditor composicional isolado da geração de gás de aterro (Singh *et al.*, 2021).

A Figura 5.6 apresenta os componentes que podem ser direcionados a diferentes caminhos tecnológicos a partir do coprocessamento de biomassa. Após essa etapa, os materiais seguem para dois destinos estratégicos: (i) produção de biocombustíveis, incluindo bioenergia por processos como digestão anaeróbia, pirólise ou combustão controlada; e (ii) geração de resultados de mitigação elegíveis a créditos em mecanismos de mercado de carbono.

Figura 5.4 – Rotas de conversão bioenergética no contexto do Mecanismo de Desenvolvimento Limpo (MDL).



A captura de CH_4 de aterro, com queima em *flare* ou aproveitamento, constituiu historicamente uma das categorias de projeto mais utilizadas no âmbito do MDL, com a transição para o Mecanismo de Crédito do Acordo de Paris, tais projetos passam a ser reavaliados frente aos requisitos mais rigorosos de adicionalidade e de linha de base do novo arranjo, aspecto diretamente relevante para os sítios semiáridos e de baixo rendimento de gás aqui considerados. Usinas de captura e combustão de gás de aterro têm sido convencionalmente consideradas economicamente viáveis. O resíduo recente é mais adequado à digestão anaeróbia, ao passo que materiais envelhecidos e ricos em lignina apresentam maior eficiência em processos como pirólise ou gaseificação (Shi *et al.*, 2020; Edwiges *et al.*, 2018). A recuperação energética em aterros contribui para os ODS 7, 11, 12 e 13, integrando compostagem, digestão descentralizada e uso eficiente do gás de aterro.

A amostra de Fc recém-aterrada (2024) apresenta elevado teor de umidade, elevada fração de SV e o maior rendimento de biogás e de CH_4 em comparação às amostras de Fc com um e dois anos de aterramento (2023 e 2022), o que indica biomassa ainda relativamente pouco recalcitrante e biodegradável. Para esse perfil, a rota prioritária é a digestão anaeróbia para produção de biometano, possivelmente combinada à codigestão com lodo ou outros resíduos úmidos do próprio aterro, de modo a ajustar a relação carbono/nitrogênio.

O período a partir de 2023 (maior teor de ST) sugere enriquecimento relativo em lignina e em estruturas termoestáveis. Nesse estágio intermediário, a digestão anaeróbia permanece possível, porém com menor rendimento. Nesse cenário, mostram-se relevantes a produção energética híbrida (digestão anaeróbia associada à pirólise lenta) para obtenção de biocarvão, ou mesmo a cocombustão de resíduos (Lubowa *et al.*, 2024).

Após dois anos de aterramento (2022), a Fc apresentou baixo potencial de produção de biometano, resultando em resíduo parcialmente estabilizado e mais aromático. Nessas condições, rotas estritamente biológicas deixam de ser atrativas e o resíduo mostra-se mais adequado a rotas termoquímicas. Nesse cenário, havendo PCS suficiente após mistura com outros combustíveis, a gaseificação e a combustão para geração de calor e eletricidade são propostas em estudos recentes (Menon *et al.*, 2021).

5.3.6. Recomendações para produção de biogás em aterros

Os resultados indicam que o aterro deve proporcionar ambiente de transformação físico-química, promovendo secagem, estabilização da fração orgânica e redistribuição entre cinzas e carbono fixo, de modo a maximizar o PCS dos RSU. A recomendação prática é direcionar a Po para células com maior controle de umidade e coleta ativa de gás, integrando o biogás a motogeradores. Por sua vez, as amostras de Pa mostram-se favoráveis à implantação de rotas de energia limpa em aterros, por terem apresentado os maiores potenciais médios de biogás e de CH_4. Os picos elevados indicaram alta capacidade de conversão e forte contribuição para a fração energética do biogás.

Esse conjunto de evidências reforça a necessidade de considerar tanto a identidade da fração quanto sua idade de disposição no planejamento das rotas de recuperação energética em aterros. No contexto de regiões semiáridas de baixa pluviosidade anual, a baixa umidade mantém a constante de decaimento de primeira ordem em valores tão reduzidos quanto k de 0,02 a 0,04 ano^{-1}, contra 0,1 a 0,7 ano^{-1} em climas úmidos e para frações prontamente degradáveis (Jain *et al.*, 2021; Krause *et al.*, 2016). Esse decaimento lento é o mecanismo que explica por que as amostras de papelão e de poda com dois anos de aterramento mantiveram

rendimentos comparáveis ou superiores aos do material recente: sob tais valores de k, apenas pequena parcela da fração reativa é consumida em dois anos, e a variabilidade composicional entre lotes torna-se dominante. A recirculação de lixiviado e a operação em modo biorreator tendem a elevar k, acelerar a estabilização e antecipar o pico de metano em comparação à operação passiva convencional (Tolaymat *et al.*, 2010). A gestão do aterro com circulação de nutrientes pode equilibrar a produção de biogás, aumentando a taxa de conversão anaeróbia (Freitas *et al.*, 2022) e viabilizando sistemas de aproveitamento energético adaptados a regiões áridas e semiáridas.

5.4. Conclusões

A caracterização físico-química e energética, associada a FTIR, TGA e BMP, evidencia que a idade de aterramento altera a estrutura e a reatividade do resíduo, mas que seu efeito sobre a rota de conversão energética preferencial é específico de cada fração, e não uniforme. Essa é a lacuna que o estudo se propôs a preencher. Ao medir descritores estruturais, térmicos e biológicos nas mesmas frações estratificadas por idade, escavadas de um aterro em operação no semiárido, torna-se possível separar o que se altera com a idade de aterramento daquilo que é determinado pela identidade da fração.

Entre os materiais avaliados, o Pa apresentou o maior potencial de biogás e de CH_4, a Po apresentou desempenho intermediário e a FC exibiu a maior recalcitrância e os menores rendimentos metanogênicos, em conformidade com as diferenças de fração volátil, teor de cinzas e assinatura estrutural. Em contexto semiárido, no qual a constante de decaimento é baixa, a idade de aterramento constitui, portanto, preditor fraco do potencial metanogênico residual em horizonte de dois anos, sendo a composição do lote recebido o determinante mais forte.

A digestão anaeróbia deve ser priorizada para frações de predomínio celulósico, como o Pa, independentemente da idade de aterramento, ao passo que frações enriquecidas em lignina, como a fibra de coco, são mais bem direcionadas a arranjos termoquímicos ou híbridos desde o início, uma vez que seu potencial metanogênico é baixo mesmo quando o material é recém-aterrado. Para ampliar a previsibilidade e o desempenho, recomenda-se planejar o aterro com células estratégicas diferenciadas, com maior controle de umidade e segregação operacional das frações de maior teor de cinzas. Esses achados fornecem um referencial estratégico para gestores de aterros em regiões semiáridas, ao viabilizar a segregação por fração e por idade para otimizar a recuperação de biometano ou a conversão termoquímica.

Estudos futuros devem avançar da escala laboratorial para validações em escala piloto e de campo, incorporando a heterogeneidade real dos RSU, a sazonalidade e as estratégias de manejo de umidade (recirculação de lixiviado e operação em modo biorreator). Recomenda-se também aprofundar a modelagem que conecta indicadores térmicos e estruturais (FTIR e TGA) a parâmetros cinéticos e a previsões de geração de metano, reduzindo incertezas na seleção de rotas e no dimensionamento de sistemas de aproveitamento energético. Por fim, devem ser integradas análises tecnoeconômicas e ambientais, incluindo balanço de carbono e risco operacional, bem como avaliações de governança e de capacidade institucional, pois a implantação bem-sucedida depende tanto da escolha tecnológica quanto da robustez operacional e regulatória.

5.5. Referências

Abyaneh, M. R., Bidhendi, G. N., Zand, A. D. 2024. Pb(II), Cd(II), and Mn(II) adsorption onto pruning-derived biochar: Physicochemical characterization, modeling and application in real landfill leachate. Sci. Rep., 14(1), 1. https://doi.org/10.1038/s41598-024-54028-6

Akamine, L., Passini, R., Sousa, J., Fernandes, A., Moraes, M. 2023. Anaerobic co-digestion of cattle manure and brewer's residual yeast: Process stability and methane and hydrogen sulfide production. Fermentation, 9(12), 993. https://doi.org/10.3390/fermentation9120993

Andrés, G. S., Aguilar-Sierra, S., Graziella, B. 2023. Morphological, physical, and chemical characterization of coconut residues in Ecuador. Heliyon, 9(9), e19267. https://doi.org/10.1016/j.heliyon.2023.e19267

Angelidaki, I., Alves, M., Bolzonella, D., Borzacconi, L., Campos, J. L., Guwy, A. J., Kalyuzhnyi, S., Jenicek, P., van Lier, J. B. 2009. Defining the biomethane potential (BMP) of solid organic wastes and energy crops: A proposed protocol for batch assays. Water Sci. Technol., 59(5), 927–934. https://doi.org/10.2166/wst.2009.040

Araujo, J. D. M., Sousa Filho, M. de S. M. de, Matos, A. L. A., Sousa, J. A. de, Marques, F. P., Bezerra, A. M. E. 2025. Characterisation of the lignocellulosic properties of pruning waste from tree species with the potential for furniture production in Acaraú, Ceará. Rev. Ciênc. Agron., 56, 1–9. https://doi.org/10.5935/1806-6690.20250012

Armoo, E. A., Narra, S., Mohammed, M., Boahemaa, B., Beguedou, E., Kemausuor, F., Agyenim, F. B. 2024. Hybrid waste-to-energy solutions within a circular economy framework directed towards sustainable urban waste management in Ghana. Sustainability, 16(12), 4976. https://doi.org/10.3390/su16124976

Barlaz, M. A. 2006. Forest products decomposition in municipal solid waste landfills. Waste Manag., 26(4), 321–333. https://doi.org/10.1016/j.wasman.2005.11.002

Barros, D. de S., Lima, M. D. R., Dias Junior, A. F., Bufalino, L., Massuque, J., Santos, E. V. dos, Trugilho, P. F., Oliveira, F. de A., Protásio, T. de P. 2023. Does the segregation of wood

waste from Amazonia improve the quality of charcoal produced in brick kilns? Bioenergy Res., 16(3), 1604–1617. https://doi.org/10.1007/s12155-022-10551-w

Brand, M. A., Barnasky, R. R. de S., Carvalho, C. A., Buss, R., Waltrick, D. B., Jacinto, R. C. 2018. Thermogravimetric analysis for characterization of the pellets produced with different forest and agricultural residues. Cienc. Rural, 48(11), 1. https://doi.org/10.1590/0103-8478cr20180271

Cordero, T., Marquez, F., Rodriguez-Mirasol, J., Rodriguez, J. J. 2001. Predicting heating values of lignocellulosics and carbonaceous materials from proximate analysis. Fuel, 80(11), 1567–1571. https://doi.org/10.1016/S0016-2361(01)00034-5

Cuenca, M. A. G., Dompieri, M. H. G. 2017. Dinâmica espacial da canavicultura e análise dos efeitos sobre o valor bruto da produção, na região dos tabuleiros costeiros da Paraíba, Pernambuco e Alagoas. Rev. Econ. Nord., 47(4), 91–106.

Cui, W., Su, H., Liu, X., Ji, N., Wei, Y. 2024. Resource utilization potential of municipal solid waste affects the sustainable development goals progress in China. Resour. Conserv. Recycl., 205, 107562. https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2024.107562

Díez, D., Urueña, A., Piñero, R., Barrio, A., Tamminen, T. 2020. Determination of hemicellulose, cellulose, and lignin content in different types of biomasses by thermogravimetric analysis and pseudocomponent kinetic model (TGA-PKM method). Processes, 8(9), 1048. https://doi.org/10.3390/pr8091048

Edwiges, T., Frare, L., Mayer, B., Lins, L., Triolo, J. M., Flotats, X., Costa, M. S. S. M. de. 2018. Influence of chemical composition on biochemical methane potential of fruit and vegetable waste. Waste Manag., 71, 618–625. https://doi.org/10.1016/j.wasman.2017.05.030

Eleazer, W. E., Odle, W. S., Wang, Y.-S., Barlaz, M. A. 1997. Biodegradability of municipal solid waste components in laboratory-scale landfills. Environ. Sci. Technol., 31(3), 911–917. https://doi.org/10.1021/es9606788

Filer, J., Ding, H. H., Chang, S. 2019. Biochemical methane potential (BMP) assay method for anaerobic digestion research. Water, 11(5), 921. https://doi.org/10.3390/w11050921

Freitas, G. P. de, Athayde Júnior, G. B., Oliveira, M. M. de. 2022. Influência da relação C: N e da umidade do substrato no processo de biometanização de resíduos sólidos orgânicos. Rev. AIDIS Ing. Cienc. Ambient. Investig. Desarro. Práct., 15(1), 405. https://doi.org/10.22201/iingen.0718378xe.2022.15.1.78116

Fridahl, M., Lehtveer, M. 2018. Bioenergy with carbon capture and storage (BECCS): Global potential, investment preferences, and deployment barriers. Energy Res. Soc. Sci., 42, 155–165. https://doi.org/10.1016/j.erss.2018.03.019

Galavote, T., Chaves, G. de L. D., Yamane, L. H., Siman, R. R. 2024. The effects of municipal waste reduction and recycling policies on the economic feasibility of landfill gas generation. Energy Sustain. Dev., 81, 101493. https://doi.org/10.1016/j.esd.2024.101493

Gerassimidou, S., Velis, C. A., Williams, P. T., Komilis, D. 2020. Characterisation and composition identification of waste-derived fuels obtained from municipal solid waste using

thermogravimetry: A review. Waste Manag. Res., 38(9), 942–965. https://doi.org/10.1177/0734242X20941085

Goushki, M. N., Shiri, M. A., Nozari, M. 2023. Estimation of gas emissions using the LandGEM model from the landfill of Baft County, Kerman, Iran. Environ. Monit. Assess., 195(12), 1. https://doi.org/10.1007/s10661-023-11943-x

Hadou, A., Belaadi, A., Ghernaout, D., Mukalazi, H. 2025. Forecasting the thermal degradation depending on the kinetics of Dracaena draco lignocellulosic fibers using an artificial neural network. J. Nat. Fibers, 22(1), 1. https://doi.org/10.1080/15440478.2025.2531368

Hassaan, M. A., Elkatory, M. R., El-Nemr, M. A., Ragab, S., Nemr, A. E. 2024. Optimization strategy of Co3O4 nanoparticles in biomethane production from seaweeds and its potential role in direct electron transfer and reactive oxygen species formation. Sci. Rep., 14(1), 1. https://doi.org/10.1038/s41598-024-55563-y

He, L., Hu, W., Wei, Y. 2022. Lignocellulose determination and categorization analysis for biofuel pellets based on FT-IR spectra. Spectrosc., 14–22. https://doi.org/10.56530/spectroscopy.hg8068b2

Holliger, C., Alves, M., Andrade, D., Angelidaki, I., Astals, S., Baier, U., Wierinck, I. 2016. Towards a standardization of biomethane potential tests. Water Sci. Technol., 74(11), 2515–2522.

Huo, S., Xi, B., Yu, H., He, L., Fan, S., Liu, H. 2008. Characteristics of dissolved organic matter (DOM) in leachate with different landfill ages. J. Environ. Sci., 20(4), 492–498. https://doi.org/10.1016/S1001-0742(08)62085-9

Ibikunle, R. A., Titiladunayo, I. F., Dahunsi, S. O., Akeju, E. A., Osueke, C. O. 2021. Characterization and projection of dry season municipal solid waste for energy production in Ilorin metropolis, Nigeria. Waste Manag. Res., 39(8), 1048–1057. https://doi.org/10.1177/0734242X20985599

Ibikunle, R. A., Titiladunayo, I. F., Lukman, A. F., Dahunsi, S. O., Akeju, E. A. 2020. Municipal solid waste sampling, quantification and seasonal characterization for power evaluation: Energy potential and statistical modelling. Fuel, 277, 118122. https://doi.org/10.1016/j.fuel.2020.118122

Jain, P., Wally, J., Townsend, T. G., Krause, M., Tolaymat, T. 2021. Greenhouse gas reporting data improves understanding of regional climate impact on landfill methane production and collection. PLOS One, 16(2), 0246334. https://doi.org/10.1371/journal.pone.0246334

Janzon, R., Schütt, F., Oldenburg, S., Fischer, E., Körner, I., Saake, B. 2014. Steam pretreatment of spruce forest residues: Optimal conditions for biogas production and enzymatic hydrolysis. Carbohydr. Polym., 100, 202–210. https://doi.org/10.1016/j.carbpol.2013.04.093

Johari, K., Saman, N., Song, S. T., Chin, C. S., Kong, H., Mat, H. 2016. Adsorption enhancement of elemental mercury by various surface modified coconut husk as eco-friendly

low-cost adsorbents. Int. Biodeterior. Biodegrad., 109, 45–52. https://doi.org/10.1016/j.ibiod.2016.01.004

Kaur, G., Johnravindar, D., Wong, J. W. C. 2020. Enhanced volatile fatty acid degradation and methane production efficiency by biochar addition in food waste-sludge co-digestion: A step towards increased organic loading efficiency in co-digestion. Bioresour. Technol., 308, 123250.

Koch, K., Hafner, S. D., Weinrich, S., Astals, S., Holliger, C. 2020. Power and limitations of biochemical methane potential (BMP) tests. Front. Energy Res., 8, 63. https://doi.org/10.3389/fenrg.2020.00063

Krause, M. J., Chickering, G. W., Townsend, T. G., Reinhart, D. R. 2016. Critical review of the methane generation potential of municipal solid waste. Crit. Rev. Environ. Sci. Technol., 46(13), 1117–1182. https://doi.org/10.1080/10643389.2016.1204812

Leme, M. A. G., Takeda, C. M., Silva, K. G., Silva, J. C. V., Miguel, M. G. 2021. Gravimetric characterization of Brazilian municipal solid waste mined from landfill for assessment of reuse potential. In CISA Publisher (Ed.), 18th International Symposium on Waste Management and Sustainable Landfilling. CISA Publisher.

Liu, Y., He, P., Peng, W., Zhang, H., Lü, F. 2024. Biochemical methane potential database: A public platform. Bioresour. Technol., 393, 130111. https://doi.org/10.1016/j.biortech.2023.130111

Lubowa, P. S., Ndiritu, H., Oketch, P., Mutua, J. 2024. Coconut fiber pyrolysis: Bio-oil characterization for potential application as an alternative energy source and production of bio-degradable plastics. World J. Eng. Technol., 12(2), 310–319. https://doi.org/10.4236/wjet.2024.122020

Lucía, O., Ospina, C. 2024. Bioenergy: Paradoxes and dilemmas of a promising energy alternative. Int. J. Sci. Res. Arch., 12(1), 2845–2856. https://doi.org/10.30574/ijsra.2024.12.1.1131

Luong, H. V. T., Le, T. L., Ly, X. H., Le, T. P., Nguyen, N. Y., Pham, D. T. 2024. Optimizing cellulose extraction from coconut coir pith via response surface methodology for improving methylene blue adsorption. Int. J. Environ. Sci. Technol., 22(7), 5591–5608. https://doi.org/10.1007/s13762-024-05963-4

Matteis, C. de, Pollastri, S., Mantovani, L., Tribaudino, M. 2024. Potentially toxic elements speciation in bottom ashes from a municipal solid waste incinerator: A combined sem-eds, μ-xrf and μ-xanes study. Environ. Adv., 15, 100453. https://doi.org/10.1016/j.envadv.2023.100453

Menon, S. D., Sampath, K., Kaarthik, S. S. 2021. Feasibility studies of coconut shells biomass for downdraft gasification. Mater. Today Proc., 44, 3133–3137. https://doi.org/10.1016/j.matpr.2021.02.813

Mouftahi, M., Hidouri, N., Tlili, N., Ben Brahim, A. 2019. Experimental study of biomethane production from organic discharges. In 2019 10th International Renewable Energy Congress (IREC) (p. 1). IEEE. https://doi.org/10.1109/IREC.2019.8754591

Mouftahi, M., Tlili, N., Hidouri, N., Bartocci, P., Fantozzi, F. 2021. Bioenergy recovery from Southern Tunisia's organic wastes: Analysis and kinetic modeling study of biomethane production. Biomass Conv. Biorefin., 13(7), 6345–6361. https://doi.org/10.1007/s13399-021-01684-7

Ndubuisi-Nnaji, U. U., Ofon, U. A., Offiong, N.-A. O. 2020. Anaerobic co-digestion of spent coconut copra with cow urine for enhanced biogas production. Waste Manag. Res., 39(4), 594–600. https://doi.org/10.1177/0734242X20975092

Niquini, G. R., Silva, S. R., Costa Junior, E. F., Costa, A. O. S. 2019. Feedstock and inoculum characteristics and process parameters as predictors for methane yield in mesophilic solid-state anaerobic digestion. An. Acad. Bras. Cienc., 91(4), 1. https://doi.org/10.1590/0001-3765201920181181

Noor, R. S., Ahmed, A., Abbas, I., Hussain, F., Umair, M., Noor, R., Sun, Y. 2021. Enhanced biomethane production by 2-stage anaerobic co-digestion of animal manure with pretreated organic waste. Biomass Conv. Biorefin., 13(4), 2833–2847. https://doi.org/10.1007/s13399-020-01210-1

O'Dwyer, J., Walshe, D., Byrne, K. A. 2018. Wood waste decomposition in landfills: An assessment of current knowledge and implications for emissions reporting. Waste Manag., 73, 181–188. https://doi.org/10.1016/j.wasman.2017.12.002

Ong, H. C., Yu, K. L., Chen, W.-H., Pillejera, M. K., Bi, X., Tran, K.-Q., Pétrissans, A., Pétrissans, M. 2021. Variation of lignocellulosic biomass structure from torrefaction: A critical review. Renew. Sustain. Energy Rev., 152, 111698. https://doi.org/10.1016/j.rser.2021.111698

Paddy, E. Y., Namondo, B. V., Fopah-Lele, A., Foba-Tendo, J., Ibrahim, F. S., Tanyi, E. 2024. Assessment of the energy potential of municipal solid waste: A case study of Mussaka dumpsite, Buea, Cameroon. Bioresour. Technol. Rep., 25, 101784. https://doi.org/10.1016/j.biteb.2024.101784

Racero-Galaraga, D., Rhenals-Julio, J. D., Sofan-German, S., Mendoza, J. M., Bula-Silvera, A. 2024. Proximate analysis in biomass: Standards, applications and key characteristics. Results Chem., 12, 101886. https://doi.org/10.1016/j.rechem.2024.101886

Rahmani, A. M., Tyagi, V. K., Ahmed, B., Kazmi, A. A., Ojha, C. S. P., Singh, R. 2022. Critical insights into anaerobic co-digestion of wheat straw with food waste and cattle manure: Synergistic effects on biogas yield and kinetic modeling. Environ. Res., 212, 113382. https://doi.org/10.1016/j.envres.2022.113382

Raposo, F., Fernández-Cegrí, V., de la Rubia, M. A., Borja, R., Béline, F., Cavinato, C., Demirer, G., Fernández, B., Fernández-Polanco, M., Frigon, J.-C. 2011. Biochemical methane potential (BMP) of solid organic substrates: Evaluation of anaerobic biodegradability using data from an international interlaboratory study. J. Chem. Technol. Biotechnol., 86(8), 1088–1098. https://doi.org/10.1002/jctb.2622

Redko, V., Wolska, L., Cieślak-Piotrowicz, A. 2024. Alteration and progressive degradation of plastic waste in a Polish operational landfill analysed over 60 years. Commun. Earth Environ., 5(1), 1. https://doi.org/10.1038/s43247-024-01695-y

Reis, A. R. S., Gondim, M. da C., Santos, P. S. B. dos, Soares, C. R., Souza, D. V., Zanatta, P. 2022. The quality of artisanal charcoal sold for domestic use in Tucuruí municipality in the Brazilian Amazon. Int. Wood Prod. J., 13(4), 211–218. https://doi.org/10.1080/20426445.2022.2094115

Rigo, C., Zamengo, L., Rampazzo, G., Argese, E. 2009. Characterization of a former dump site in the Lagoon of Venice contaminated by municipal solid waste incinerator bottom ash, and estimation of possible environmental risk. Chemosphere, 77(4), 510–517. https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2009.07.046

Santos, L. A. dos, Valença, R. B., Silva, L. C. S. da, Holanda, S. H. de B., Silva, A. F. V. da, Jucá, J. F. T., Santos, A. F. M. S. 2020. Methane generation potential through anaerobic digestion of fruit waste. J. Clean. Prod., 256, 120389. https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2020.120389

Shanmugam, S. R., Adhikari, S., Nam, H., Sajib, S. K. 2018. Effect of bio-char on methane generation from glucose and aqueous phase of algae liquefaction using mixed anaerobic cultures. Biomass Bioenergy, 108, 479–486. https://doi.org/10.1016/j.biombioe.2017.10.034

Shi, K., Yan, J., Menéndez, J. A., Luo, X., Yang, G., Chen, Y., Lester, E., Wu, T. 2020. Production of H2-rich syngas from lignocellulosic biomass using microwave-assisted pyrolysis coupled with activated carbon enabled reforming. Front. Chem., 8, 1. https://doi.org/10.3389/fchem.2020.00003

Siddiqui, F. A., Singh, R., Prashant. 2022. Seasonal characterization and possible solutions for municipal solid waste management in the city of Patna, Bihar, India. Nat. Environ. Pollut. Technol., 21(5), 2073–2087. https://doi.org/10.46488/NEPT.2022.V21I05.005

Silva, A. de S. e, Santos, A. L. M. dos, Malveira, I. C. C., Girão, B. H. A., Santos, A. B. dos. 2024. Effect of thermo-alkaline pretreatment and substrate inoculum ratio on methane production from dry and semi-dry anaerobic digestion of swine manure. Renew. Energy, 231, 121015. https://doi.org/10.1016/j.renene.2024.121015

Singh, D., Chavan, D., Pandey, A. K., Periyaswami, L., Kumar, S. 2021. Determination of landfill gas generation potential from lignocellulose biomass contents of municipal solid waste. Sci. Total Environ., 785, 147243. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.147243

Tolaymat, T. M., Green, R. B., Hater, G. R., Barlaz, M. A., Black, P., Bronson, D., Powell, J. 2010. Evaluation of landfill gas decay constant for municipal solid waste landfills operated as bioreactors. J. Air Waste Manag. Assoc., 60(1), 91–97. https://doi.org/10.3155/1047-3289.60.1.91

Toufexis, C., Makris, D.-O., Vlachokostas, C., Michailidou, A. V., Mertzanakis, C., Vachtsiavanou, A. 2024. Bridging the gap between biowaste and biomethane production: A systematic review meta-analysis methodological approach. Sustainability, 16(15), 6433. https://doi.org/10.3390/su16156433

Triolo, J. M., Sommer, S. G., Møller, H. B., Weisbjerg, M. R., Jiang, X. Y. 2012. A new algorithm to characterize biodegradability of biomass during anaerobic digestion: Influence of lignin concentration on methane production potential. Bioresour. Technol., 123, 232–239. https://doi.org/10.1016/j.biortech.2011.07.026

Valentin, M. T., Białowiec, A. 2024. Impact of using glucose as a sole carbon source to analyze the effect of biochar on the kinetics of biomethane production. Sci. Rep., 14(1), 1. https://doi.org/10.1038/s41598-024-59313-y

Vasileiadou, A. 2024. From organic wastes to bioenergy, biofuels, and value-added products for urban sustainability and circular economy: A review. Urban Sci., 8(3), 121. https://doi.org/10.3390/urbansci8030121

Vassilev, S. V., Baxter, D., Andersen, L. K., Vassileva, C. G. 2010. An overview of the chemical composition of biomass. Fuel, 89(5), 913–933. https://doi.org/10.1016/j.fuel.2009.10.022

Walk, S., Lüssenhop, P., Elfers, B.-M., Körner, I. 2021. Characteristics of different urban and rural green wastes. Waste Biomass Valorization, 12, 5041–5054. https://doi.org/10.1007/s12649-020-01326-5

Wang, X., Padgett, J. M., De la Cruz, F. B., Barlaz, M. A. 2011. Wood biodegradation in laboratory-scale landfills. Environ. Sci. Technol., 45(16), 6864–6871. https://doi.org/10.1021/es201241g

Wasserman, M., Anshassi, M., Townsend, T. G. 2022. Assessing sample number requirements for municipal solid waste composition studies. J. Hazard. Toxic Radioact. Waste, 26, 1–1. https://doi.org/10.1061/(ASCE)HZ.2153-5515.0000652

World Bank. 2004. Handbook for the preparation of landfill gas to energy projects in Latin America and the Caribbean. Conestoga-Rovers Associates. https://documents.worldbank.org/en/publication/documents-reports

Xu, F., Yu, J., Tesso, T., Dowell, F., Wang, D. 2013. Qualitative and quantitative analysis of lignocellulosic biomass using infrared techniques: A mini-review. Appl. Energy, 104, 801–809. https://doi.org/10.1016/j.apenergy.2012.12.019

Yang, H., Yan, R., Chen, H., Lee, D. H., Zheng, C. 2007. Characteristics of hemicellulose, cellulose and lignin pyrolysis. Fuel, 86(12–13), 1781–1788. https://doi.org/10.1016/j.fuel.2006.12.013

Yu, F., Wu, Z., Wang, J., Li, Y., Chu, R., Pei, Y., Ma, J. 2022. Effect of landfill age on the physical and chemical characteristics of waste plastics/microplastics in a waste landfill sites. Environ. Pollut., 306, 119366. https://doi.org/10.1016/j.envpol.2022.119366

Yu, L., Yuan, Y., Tang, J., Wang, Y., Zhou, S. 2015. Biochar as an electron shuttle for reductive dechlorination of pentachlorophenol by Geobacter sulfurreducens. Sci. Rep., 5(1), 1. https://doi.org/10.1038/srep16221

Zeng, Y., Trauth, K. M., Peyton, R. L., Banerji, S. K. 2005. Characterization of solid waste disposed at Columbia Sanitary Landfill in Missouri. Waste Manag. Res., 23(1), 62–71. https://doi.org/10.1177/0734242X05050995

6. ARTIGO 3 - BIOELETRICIDADE DE RESÍDUOS SÓLIDOS URBANOS EM ATERRO SANITÁRIO NO SEMIÁRIDO: DESEMPENHO TÉCNICO-ECONÔMICA POR CENÁRIOS E SIMULAÇÃO ESTOCÁSTICA

RESUMO

A bioeletricidade gerada a partir de resíduos sólidos urbanos (RSU) em aterros sanitários representa uma estratégia promissora para integrar descarbonização, gestão de resíduos e ampliação da oferta de energia renovável, especialmente em regiões com baixa inserção de tecnologias, como o Nordeste brasileiro. Diante da escassez de estudos aplicados à realidade do semiárido e da predominância de aterros de pequeno porte na região, este estudo identificou a viabilidade técnico-econômica e os riscos associados ao aproveitamento energético do biogás no Aterro Sanitário e Industrial de Belém do Brejo do Cruz (ASIBBC), Paraíba, Brasil. A produção de biogás foi modelada com o software LandGEM, utilizando parâmetros ajustados às condições climáticas locais, com taxa de degradação $k = 0{,}02$ ano^{-1} e potencial $L_0 = 140$ m^3/t, enquanto o risco econômico foi quantificado por simulação de Monte Carlo com 10.000 iterações, avaliando o Valor Presente Líquido (VPL) e o Custo Nivelado de Energia (CNE) em três horizontes temporais. A produção média de biogás foi de 1.222.807 m^3/ano. O cenário temporal de 35 anos obteve o maior VPL médio estocástico, de R$ 10,65 milhões (com 99,99% de viabilidade). A simulação de Monte Carlo confirmou que a extensão do horizonte temporal atua como mitigador de risco, com os cenários de longo prazo (C1 e C2) apresentando viabilidade econômica (>99,99%) frente ao cenário de curto prazo (C3), que exibiu margem de risco de aproximadamente 5%. Os resultados subsidiam a tomada de decisão para políticas públicas de gestão de resíduos e contribuem para os ODS 7, 11 e 13.

Palavras-chave: Valorização energética; Economia de baixo carbono; Modelagem estocástica; Mitigação climática.

ARTICLE 3 – BIOELECTRICITY FROM MUNICIPAL SOLID WASTE IN A SANITARY LANDFILL IN THE SEMIARID REGION: TECHNICAL-ECONOMIC PERFORMANCE VIA SCENARIOS AND STOCHASTIC SIMULATION

ABSTRACT

Bioelectricity generated from municipal solid waste (MSW) in landfills represents a promising strategy to integrate decarbonization, waste management, and the expansion of renewable energy supplies, particularly in regions with low technology adoption, such as Northeast Brazil. Given the scarcity of studies tailored to the semi-arid context and the prevalence of small-scale landfills in the region, this study evaluated the techno-economic feasibility and risks associated with energy recovery from biogas at the Belém do Brejo do Cruz Sanitary and Industrial Landfill in Paraíba, Brazil. Biogas production was modeled using LandGEM software with parameters adjusted for local climatic conditions, specifically a degradation rate (k) of 0.02 $year^{-1}$ and a potential (L0) of 140 m^3/t, while economic risk was quantified via Monte Carlo simulation (10,000 iterations), assessing Net Present Value (NPV) and Levelized Cost of Energy (LCOE) across three time horizons. Average biogas production was 1,222,807 m^3/year. The 35-year time horizon scenario yielded the highest average stochastic NPV at R$ 10.65 million (with 99.99% feasibility). The Monte Carlo simulation confirmed that extending the time horizon acts as a risk mitigation factor; long-term scenarios (C1 and C2) demonstrated economic feasibility (>99.99%) compared to the short-term scenario (C3), which showed a risk margin of approximately 5%. These results support decision-making for public waste management policies and contribute to SDGs 7, 11, and 13.

Keywords: Energy valorization; Low carbon economy; Stochastic modeling; Climate mitigation.

6.1. Introdução

A bioeletricidade neutra em carbono é a energia elétrica gerada a partir de biomassa ou resíduos orgânicos por processos que não resultam em emissões líquidas de CO_2 para a atmosfera, equilibrando o carbono liberado com o carbono previamente fixado pela matéria orgânica. A energia elétrica gerada a partir de biomassa de RSU orgânicos em aterros sanitários representa uma abordagem promissora no enfrentamento da crise energética e ambiental global, com destaque para tecnologias microbianas (Thulasinathan *et al*., 2022; Komninos e Panori, 2025).

A relevância do aproveitamento energético proveniente de RSU vai além da produção de energia, sendo parte de estratégias amplas de descarbonização. Komninos e Panori (2025) apontam que edifícios e cidades neutros em carbono exigem fontes energéticas sustentáveis, como a bioeletricidade, para alcançar metas de mitigação de emissões gasosas.

No cenário brasileiro, os aterros sanitários consolidaram-se como a principal infraestrutura de destino final de RSU. Esse avanço é impulsionado pela necessidade de cumprir metas nacionais de desenvolvimento sustentável e pela transição energética de baixo carbono. Embora grandes centros urbanos no Sul e Sudeste já operem usinas de biogás em larga escala, o Nordeste brasileiro ainda apresenta um vasto potencial inexplorado (Lima *et al*., 2018).

A geração distribuída a partir do biogás proveniente de RSU apresentou crescimento gradual ao longo dos últimos anos. Dados da Agência Nacional de Energia Elétrica (ANEEL) indicam aumento progressivo no número de conexões dessa fonte à rede elétrica. Em 2026, o Brasil contabilizava 101 empreendimentos em operação, com capacidade instalada total de aproximadamente 51,2 MW, distribuídos em 68 municípios.

Em 2026, na Região Nordeste, há apenas três empreendimentos em operação, onde no município de Campina Grande (PB) possui capacidade instalada de 2.500 kW. Em Petrolina (PE), a usina opera desde 2019, com potência instalada de 980,8 kW. Já em Camaragibe (PE), o empreendimento encontra em operação desde 2016, com capacidade de 28,38 kW. Em conjunto, esses sistemas totalizam aproximadamente 3,5 MW de potência instalada (ANEEL, 2026). Apesar dos avanços observados, a participação dessa fonte permanece reduzida em relação ao potencial disponível. Essa limitação é ainda mais evidente em regiões semiáridas, caracterizadas pela predominância de aterros sanitários de pequeno porte.

Os RSU convertidos em energia já apresentam viabilidade tecno-econômica, e é segundo Rodrigues *et al*. (2024) um modelo inovador de aproveitamento do biogás por meio da mineralização de CO_2, gerando biometano e subprodutos valiosos como Na_2CO_3, H_2 verde e Cl_2, com uma taxa de retorno atrativa e Valor Presente Líquido (VPL) estimado em mais de

USD 400 milhões de dólares em 30 anos. Essa abordagem de reuso em energia, reduz a emissão de Gases de Efeito Estufa (GEE) e substitui sistemas convencionais onerosos, demonstrando que, com as tecnologias certas, os aterros podem ser reconfigurados como plataformas de energia limpa e carbono neutro.

A bioeletricidade neutra em carbono surge como uma solução promissora e sustentável para a geração de energia a partir de resíduos sólidos urbanos (RSU), alinhando-se às metas globais de mitigação das mudanças climáticas. Esse conceito, está fundamentado na utilização de fontes biogênicas de carbono, como o biogás oriundo da decomposição anaeróbia dos RSU em aterros sanitários, cuja queima ou conversão energética pode ser considerada neutra se compensada por mecanismos de captura ou reaproveitamento do carbono. No Nordeste do Brasil, onde os aterros ainda são majoritariamente utilizados como destino final dos resíduos (Nascimento *et al*., 2019), há um potencial significativo de aproveitamento energético: estima-se que a região concentre entre 15% e 17% do potencial inexplorado de biogás no país (Lima *et al*., 2018). A adoção de tecnologias adequadas, como digestores anaeróbios, sistemas de gaseificação e mecanismos de captura de carbono, permite não apenas a redução das emissões de gases de efeito estufa (GEE), como também a valorização energética e econômica do biogás gerado.

A viabilidade técnico-econômica depende da integração entre tecnologias de captação e uso energético do biogás e estratégias de sequestro de carbono (Brigagão *et al*., 2021; Carvalho *et al*., 2019). A viabilidade técnica é influenciada por parâmetros operacionais como a potência máxima exigida (Kelley *et al*., 2010), enquanto a viabilidade econômica pode ser estimada com base nos custos de capital e operação, utilizando dados de projetos similares e preços de mercado (Kasai e Kashiwaya, 2014). Além disso, a avaliação de risco, especialmente por métodos como Monte Carlo, contribui para uma análise mais robusta, permitindo prever falhas e garantir a sustentabilidade do processo (Chen *et al*., 2024). A combinação entre indicadores de qualidade energética, tecnologias de captura e métodos de previsão de risco fortalece a valoração do biogás, transformando os resíduos em uma fonte de energia limpa e viável (Verma e Reddy, 2024; Chandrasekaran e Busetty, 2023).

Pesquisas recentes enfatizam que a implementação de tecnologias de conversão energética deve considerar aspectos sociais, ambientais e culturais. Soluções adaptadas à realidade regional, com participação das comunidades locais, tendem a apresentar maior aceitabilidade e menores impactos ambientais (Mor e Ravindra, 2023; Suhardono *et al*., 2024; Mujtaba *et al*. (2024).

Além disso, o uso do biogás na geração distribuída, especialmente em cidades de pequeno e médio porte, pode reduzir as emissões de GEE entre 44,1% e 70,5% (Benito *et al*., 2024). Em 2022, o Brasil registrou uma oferta de 3.968.936 TJ de energia proveniente de biocombustíveis e resíduos (IEA, 2024), evidenciando a relevância dessa matriz para a transição energética nacional. Contudo, os aterros sanitários no Nordeste do Brasil ainda enfrentam limitações estruturais e institucionais, como a baixa integração tecnológica, ausência de políticas públicas integradas e resistência à inovação (Oliveira *et al*., 2021; Hekmatmehr *et al*., 2024). A superação desses desafios requer esforços conjuntos entre governos, pesquisadores e sociedade civil (Escamilla-García, 2024; Dada *et al*., 2024).

Estudos específicos sobre a viabilidade técnico-econômica do aproveitamento energético do biogás no contexto do mercado de carbono reforçam o potencial dessa alternativa. Santos *et al*. (2018) analisaram a cogeração de energia com biogás de aterros e estações de tratamento de esgoto, enquanto Campello *et al*. (2024) demonstraram a viabilidade de sistemas híbridos de geração elétrica com RSU. Chandrasekaran e Busetty (2023) estimaram o potencial de sequestro de carbono em aterros no sul da Índia, e Lim e Tan (2023) identificaram a comercialização de créditos de carbono como principal fonte de receita nesses projetos. Diante disso, destaca-se a necessidade de estudos aplicados à realidade do Nordeste brasileiro, no sentido de avaliar a viabilidade técnico-econômica da bioeletricidade neutra em carbono gerada a partir de RSU.

Diante da carência de dados regionais sobre o aproveitamento energético a partir de RSU no semiárido brasileiro, este estudo preenche uma lacuna relevante ao determinar a viabilidade técnico-econômica e os riscos associados ao biogás no Aterro Sanitário e Industrial de Belém do Brejo do Cruz (ASIBBC), na Paraíba. O ineditismo da pesquisa reside na aplicação de uma modelagem integrada voltada especificamente para aterros de pequeno porte, infraestrutura predominante na região, estimando a produção de biogás, a bioeletricidade gerada e o potencial de energia distribuída.

6.2. Material e métodos

6.2.1. Área e campo de investigação

Os dados de volume de RSU utilizados na modelagem foram fornecidos pelo ASIBBC, localizado na Paraíba, Brasil, e administrado pela CRIL Soluções Ambientais, do grupo LuSo Energia e Soluções Ambientais. Para a caracterização dos resíduos, foram utilizados dados de composição gravimétrica provenientes de relatórios técnicos e registros operacionais do

empreendimento, conforme apresentado por Moura et al. (2023). Essas informações subsidiaram a aplicação da Equação 1, utilizada para determinar as características dos resíduos dispostos no aterro sanitário.

$$CG = \frac{P_c}{P_t} \cdot 100 \quad (1)$$

sendo, CG = Composição gravimétrica (%); P_c = Peso da categoria; P_t = Peso total.

6.2.2. Projeção populacional e produção de resíduos

O modelo de projeção populacional foi aplicado para estimar a quantidade de resíduos sólidos produzidos nas cidades que encaminham seus RSU para o ASIBBC. O modelo logístico foi o escolhido para a projeção populacional devido à sua tendência em estabilizar para um valor máximo (Kt) de população, conforme a Equação 2 (Qasim, 1999). Esse modelo tem sido utilizado com a mesma finalidade para aplicação na área de meio ambiente (Hrytsiuk *et al*., 2023) e saúde (Marín-machuca *et al*., 2023).

$$K_s = \frac{2P_0 \cdot P_1 \cdot P_2 - P_1^2 \cdot (P_0 + P_2)}{P_0 \cdot P_2 - P_1^2} \quad (2)$$

sendo, K_s = Valor máximo de estabilização populacional; $P_0; P_1; P_2$ = Variáveis populacional (populações ao longo dos anos).

Para modelar a dinâmica populacional ao longo do tempo utilizou-se a Equação 3 (Qasim, 1999). Para definir a curva de crescimento populacional e permitir previsões precisas aplicou-se ao modelo logístico as Equações 4 e 5 (Qasim, 1999), com horizonte de projeção de 20 anos. Este modelo de projeção tem sólida base teórica e vem sido utilizado por diversos autores (Santos *et al*., 2018a; Cortès *et al*., 2019; Smith *et al*., 2021).

$$Pop = \frac{K_s}{1 + ce^{a(t-t0)}} \quad (3)$$

$$a = \frac{1}{t_2 - t_1} \cdot \ln\left[\frac{P_0(K_s - P_1)}{P_1(K_s - P_0)}\right] \quad (4)$$

$$c = \frac{K_s - P_0}{P_0} \quad (5)$$

sendo, Pop = Projeção Populacional (em habitantes); a e c = Constante do modelo logístico; t = Ano da população ao longo do período.

6.2.3. Modelo LandGEM

O modelo LandGEM, desenvolvido pela *Environmental Protection Agency* (EPA), foi usado para identificar a produção de biogás no ASIBBC. Estudos recentes revelam a utilização

deste modelo de previsão de biogás e do potencial de geração de energia elétrica a partir de aterro de RSU em regiões como Turquia (Alboğa *et al*., 2024), Itália (Folino *et al*., 2024), Ásia (Setu *et al*., 2023) e Índia (Paddy *et al*., 2024). Os parâmetros do modelo foram ajustados às condições reais do aterro investigado, adequando aos padrões apresentados por López *et al*. (2017), utilizando condições climáticas e parâmetros específicos, a Equação 6 demonstra o cálculo da modelagem. Para assegurar a precisão das estimativas, a modelagem foi aplicada exclusivamente à célula de disposição de RSU, utilizando apenas a massa desses resíduos nos cálculos, de modo a evitar a interferência de resíduos de origem industrial que poderiam inibir os processos de digestão anaeróbia.

$$Q_{CH_4} = \sum_{i=1}^{n} \sum_{j=0.1}^{n} K \cdot L_0 \cdot \left(\frac{M_i}{10} \right) \cdot e^{-kt_{ij}} \quad (6)$$

sendo, Q_{CH_4} = Síntese anual de metano no ano de cálculo (m^3/ano); i = Aumento de 1 ano; M_i = Massa de resíduos aceito no i-ésimo ano (Mg); n = Ano do cálculo-Ano inicial de aceitação dos resíduos); t_{ij} = Idade da j-ésima secção da massa de resíduos; j = Aumento temporal de 0,1 anos; k = Taxa de produção de metano; L_0 = Capacidade potencial de produção de metano (m^3/Mg).

Os parâmetros k (taxa de degradação) e L_0 (potencial de geração de biogás) foram aplicados no software LandGEM® e extraídos do estudo do World Bank (2004). O parâmetro k representa a velocidade de degradação dos resíduos, sendo que valores mais elevados indicam uma decomposição acelerada do CH_4. Já L_0 está associado ao potencial máximo de produção de biogás por tonelada de resíduo. Ambos os parâmetros são fundamentais no modelo de previsão de emissões de aterros sanitários, conforme apresentado na Tabela 6.1.

Tabela 6.1. Valores sugeridos para o potencial de geração de metano (L_0) em função da categoria dos resíduos

Categoria do resíduo	**Valor mínimo de L_0 (m^3 CH_4/t)**	**Valor máximo de L_0 (m^3 CH_4/t)**
Relativamente inerte	5	25
Moderadamente degradável	140	200
Altamente degradável	225	300

Fonte: Adaptado de World Bank (2004).

Os resíduos depositados no aterro apresentam um teor médio de matéria orgânica de 52,96% (Moura *et al*., 2023). Com base nesses fatores, o perfil geral dos resíduos da região pode ser classificado entre moderadamente e facilmente degradável. Os valores adotados para k e L_0 foram, respectivamente, 0,02 ano^{-1} e 140 m^3/t. A adoção de k (0,02 ano^{-1}) justifica-se pela restrição hídrica da região, uma vez que a baixa umidade interna do maciço atua como fator limitante para a microbiota metanogênica.

Para os cálculos da massa de resíduos aceito em aterros sanitários (M_i), utilizou uma população equivalente à soma da população de cada ano nas cidades que destinam RSU ao ASIBBC. Para isto, utilizou a Equação 7 proposta por Barros (2012). A eficiência de coleta do biogás de 55,5% foi usada para o cálculo do fluxo coletado (m^3/ano), conforme Silva *et al*. (2013) e Watermolen *et al*. (2012).

$$M_i = I_w \cdot Pop \cdot d / 10^3 \tag{7}$$

sendo, l_w = taxa de geração de resíduos per capita (kg/hab/dia); Pop = população no i-ésimo ano (habitantes); $_d$ = densidade dos resíduos (kg/m³).

6.2.4. Potencial energético

Os *Internal Combustion Engines* – ICE (motores de combustão interna) atuam como tecnologia de conversão termomecânica para geração elétrica, aplicando o princípio da cogeração (Arbabi *et al*., 2017). O potencial energético do biogás, fonte primária, pode ser quantificado conforme a Equação 8.

$$E_{dispo} = \frac{PCI_{biogas} \times Q_{b,r} \times \delta}{\gamma_1} \left[\frac{kWh}{ano} \right] \tag{8}$$

sendo, E_{dispo} = Energia elétrica disponível (kWh/ano); $Q_{b,r}$:= Quantidade de biogás recuperável (m^3/ano); PCI_{biogas} = Poder calorífico inferior do biogás (MJ/m^3); δ = Eficiência de conversão elétrica do conjunto motogerador (especificação técnica do ICE, geralmente 33% de energia por m^3 do biogás) γ_1 = Fator de conversão de MJ para kWh (3,6 MJ/kWh).

Ressalta-se que, embora a literatura técnica frequentemente adote concentrações de 60% de metano para aterros em regimes úmidos, o presente estudo utilizou 40% visando uma modelagem mais fiel à realidade local. Esta decisão fundamentou-se, primordialmente, nos resultados do monitoramento *in situ* realizado entre 2023 e 2025 pelo Grupo de Geotecnia Ambiental (GGA) da UFCG, que executou medições diretas no ASIBBC utilizando o detector portátil Dräger X-am 8000, na célula de RSU. Adicionalmente, a especificidade climática do semiárido, caracterizada pela baixa pluviosidade da região, impõe severas restrições hídricas ao maciço de resíduos.

Como a umidade é o fator limitante para a atividade microbiana metanogênica, a cinética de biodegradação é retardada, resultando em concentrações de metano inferiores às observadas em aterros operados em climas tropicais úmidos. Por fim, a adoção deste índice reflete o conservadorismo na estimativa econômica, constituindo uma margem de segurança operacional. Dessa forma, o poder calorífico inferior interno do biogás ($PCI_{biogás}$), em MJ/m^3, pode ser calculado usando a Equação 9.

$$PCI_{biogas} = C_{CH_4} \times PCI_{CH_4} / 100 \quad (9)$$

sendo, C_{CH_4} = Concentração de metano (40%); PCI_{CH_4} = Poder calorífico inferior do CH_4 (35,53 MJ/m^3).

6.2.5. Escalonamento dos motores geradores

O dimensionamento dos grupos geradores seguiu o método proposto por Santos *et al.* (2018), que define a potência instalada, o tempo de operação e o número de unidades geradoras para o aproveitamento energético do biogás de aterros sanitários. Esse método tem como base a metodologia de potência ótima pelo máximo benefício líquido, desenvolvida para aterros sanitários por Silva *et al.* (2017). Fundamenta-se no escalonamento incremental de potências, no qual os geradores operam sempre em carga plena, sendo acionados somente quando há biogás suficiente para seu abastecimento integral.

A curva de potência disponível no aterro foi obtida a partir da série temporal de geração de biogás projetada pelo modelo LandGEM, convertida em potência pela Equação (10); a energia anual correspondente foi estimada pela Equação (11). O escalonamento opera sobre a série Q(t), uma vez que os intervalos de disponibilidade $\Delta t_{(P)}$ são definidos pela interseção de cada nível de potência com a curva projetada. Três cenários foram avaliados com base nos anos de projeção da geração de biogás do aterro sanitário: C1 (70 anos), C2 (35 anos) e C3 (15 anos). Cada cenário origina uma curva de potência disponível distinta a partir das Equações (10) e (11), resultando em diferentes valores de P_1 e P_2 ótimos, refletindo o declínio da capacidade geradora ao longo do tempo de operação do aterro.

$$P_{disp} = Q \cdot LHV \cdot \eta \cdot E_c / 31.536 \quad (10)$$

$$E = P \cdot H_{op} \quad (11)$$

onde, P_{disp} = Potência disponível anualmente (kW); Q = Vazão de biogás (m³/h); η = Eficiência de conversão tecnológica (33%); LHV = Poder calorífico inferior do biogás (21,3 MJ/m³); E_c = Eficiência de coleta de gás no aterro (55,5%); H_{op} = Horas de operação anual (h/ano), adotado como 7.884 h/ano (10% destinados à manutenção); e E = Energia produzida anualmente (kWh/ano).

A potência do primeiro grupo gerador (P_1) foi definida como aquela que, combinada com o intervalo de disponibilidade de biogás, resulta na máxima produção de energia. O intervalo Δt para cada nível de potência é obtido pela interseção entre o valor de potência e a curva de disponibilidade do aterro, cujo ajuste foi realizado no software Microsoft Excel.

A partir do primeiro grupo gerador (P_1) as potências dos módulos subsequentes foram selecionadas com base no maior incremento energético proporcionado ao sistema. Cabe

explicitar que, nas Equações (12) e (13), P designa o nível de potência total da usina no degrau considerado, e não a potência nominal do módulo acrescentado: a unidade geradora efetivamente adquirida possui potência (P − P1), e a capacidade instalada resulta da operação em paralelo dos módulos, conformando uma escada de potências que acompanha a curva de disponibilidade (Santos et al., 2018). O incremento de energia ΔE_1, resultante da implantação de um segundo módulo de potência P, é calculado pelas Equações 12 e 13. A potência P_2 do segundo grupo gerador corresponde àquela que maximiza ΔE_1, segundo a Equação 14:

$$Se, P < P_1 \rightarrow \Delta E_1 = P \cdot [(t_{i1} - t_i) + (t_f - t_{fi})] \cdot H_{op} = P \cdot (\Delta t - \Delta t_1) \cdot H_{op} \quad (12)$$

$$Se, P > P_1 \rightarrow \Delta E_1 = (P - P_1) \cdot \Delta t \cdot H_{op} \quad (13)$$

$$P_2 = P \rightarrow Max \Delta E_1(P), 0 < P \leq P_{disp,\max} \quad (14)$$

onde, t_i e t_f = São os instantes de início e fim de operação da unidade geradora; P_2 = Potência da segunda unidade geradora; $P_{disp,máx}$ = Valor máximo da curva de potência disponível (kW); e ΔE_1 = Incremento de energia devido à implementação da segunda unidade geradora.

Nas fases finais da curva, em que a disponibilidade decresce, a capacidade instalada é progressivamente reduzida pela desativação de módulos, cujo valor residual deve ser incorporado ao fluxo de caixa (Santos et al., 2018). O aumento do número de grupos geradores eleva a eficiência de aproveitamento do biogás, mas também o investimento inicial e os custos de operação e manutenção (Souza, Santos & Bortoni, 2009). Santos et al. (2018) verificaram, para aterro brasileiro de porte comparável, que os incrementos energéticos se tornam pouco significativos a partir de N = 3 unidades, razão pela qual o número de módulos foi limitado a esse valor no presente estudo, com a definição final estabelecida por critério econômico (VPL e CNE) e não energético.

6.2.6. Avaliação econômica dos cenários

A viabilidade econômica foi avaliada por meio do Valor Presente Líquido (VPL), que prevê a riqueza líquida do projeto conforme Manzardo *et al*. (2023) e Saghir, *et al*. (2026), e do Custo Nivelado de Eletricidade (CNE), onde, calcula a eficiência de custo por unidade gerada (R$/MWh) conforme Manzolini *et al*. (2024) definido nas Equações 14 e 15.

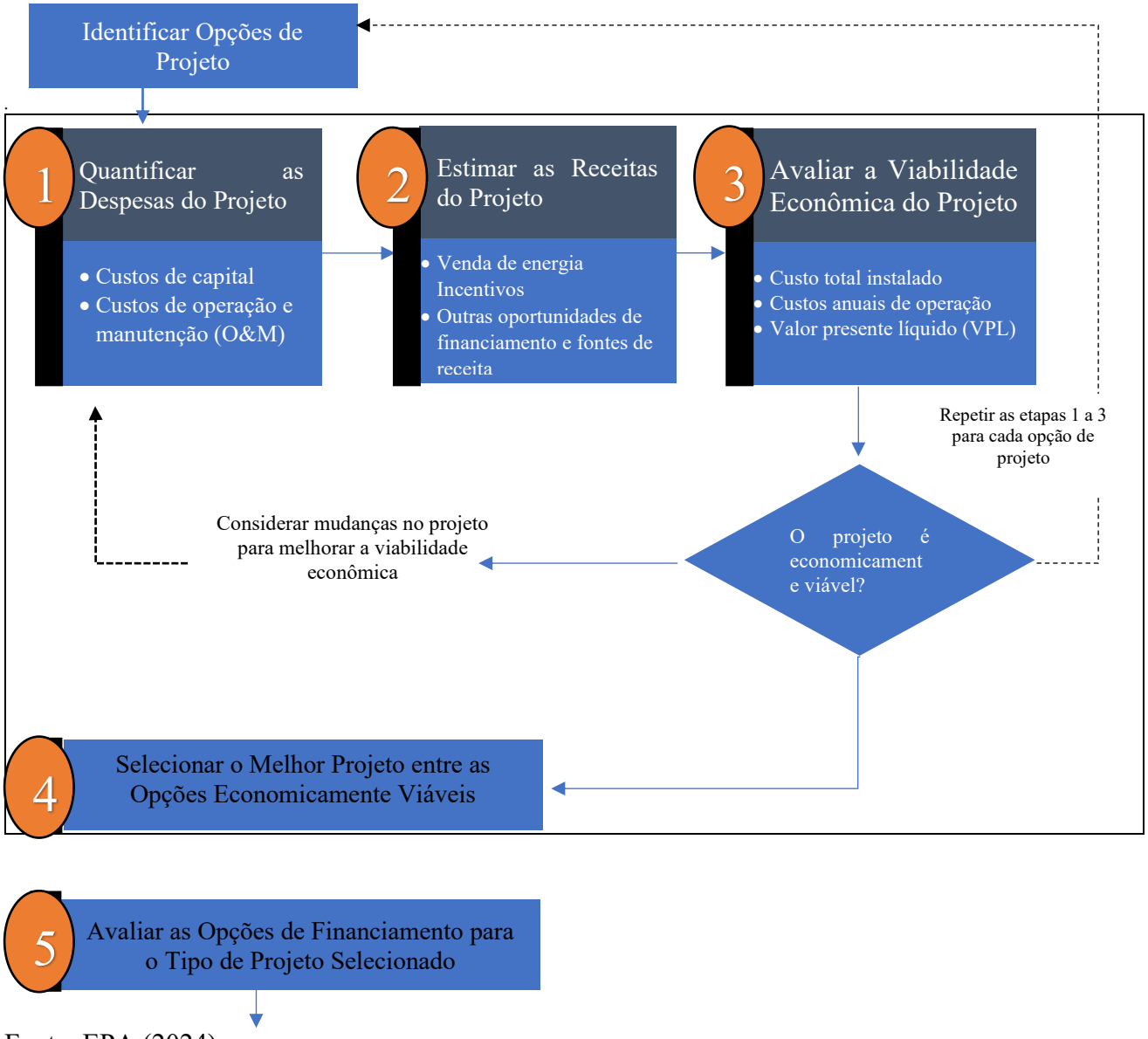
$$VPL = \sum_{t=1}^{m} \frac{E \cdot T - C_{om} - I}{(1+i)^t} \quad (14)$$

$$CNE = \frac{\sum_{t=0}^{m} \frac{C_n}{(1+i)^t}}{\sum_{t=0}^{m} \frac{E}{(1+i)^t}} \quad (15)$$

sendo, VPL = Valor presente líquido; CNE = Custo nivelado de eletricidade (R$/MWh); T = Preço de venda de energia (R$/MWh); E = Energia produzida anualmente (MWh/ano); i = Taxa de desconto; m = Tempo de vida do empreendimento (ano); C_{om} = Custo de operação e manutenção da planta (R$/ano); I = investimento inicial (R$); C_n = Custo do projeto a cada ano (R$/ano); e t = Tempo em anos.

A Figura 6.1 apresenta o fluxograma do processo de tomadas de decisão ao serem considerados na análise de viabilidade econômica.

Figura 6.1 – Processo para quantificar e estimas a viabilidade de instalação da usina de biogás.



Fonte: EPA (2024).

O estudo considerou três cenários temporais que refletem as diferentes fases de operação e pós-fechamento de um aterro sanitário, descritos a seguir: Cenário 1 (70 anos): período que vai até o encerramento das operações, quando a produção de biogás começa reduzir, ainda é possível prever produção de biogás. Cenário 2 (35 anos): período de tendência de fechamento, necessitando de uma infraestrutura otimizada para o máximo aproveitamento do biogás gerado. Cenário 3 (15 anos): período de pico operacional, quando a deposição de resíduos está em andamento.

O projeto foi planejado para durar 70 anos (cenário 1), 35 anos (cenário 2) e 15 anos (cenário 3). Estima-se, que do investimento inicial 5% dos custos totais de capital (Sabeti et al. 2025 serão destinados à manutenção e 0,35% ao seguro (Saghir *et al*., 2026). A vida útil estimada dos geradores sem considerar o tratamento prévio do gás foi de 8 anos, possibilitando a inclusão de um valor residual na venda dos geradores ao final da operação (Leme *et al*., 2014). Ao final dessa vida útil, os motores terão um valor residual de 10% (Yang et al., 2018). Considerou-se um preço de venda da energia (leilão A-5, produto disponibilidade RSU (R$ 0,614/kWh), conforme Agência Nacional de Energia Elétrica – ANEEL, 2022) e uma taxa de desconto de 8% p.a., em consonância com a realidade econômica brasileira (Ministério de Minas e Energia – MMA, 2024).

O projeto de uma usina de biogás incluiu uma tubulação de 500 m para transporte de gás. Capacidade de armazenamento de gás equivalente a 10% do volume mensal de produção, e aquisição de *flare*. O custo dos equipamentos utilizados para o aproveitamento do gás foi com base em dados da literatura e cotações de sites oficiais, bem como, atualizado a partir dos valores em reais, quando necessário corrigiu-se os valores pela calculadora (IGP-M FGV) cidadã do Banco Central do Brasil (Brasil, 2020). A viabilidade econômica foi submetida a uma análise de sensibilidade e riscos.

A Tabela 6.2 apresenta os dados de custo da análise econômica e o investimento inicial. Um VPL positivo indica viabilidade econômica. O projeto é considerado viável se o CNE for inferior ao preço de venda de energia.

Tabela 6.2**.** Componentes e custos para equipamentos de conversão e transporte de biogás

Componente	Custo	Função
Flare[a, *]	889.276,79 (R$/uni)	Queima do gás não utilizado na conversão energética.
Gasômetro (500 m^3) [b, **]	144.499,00 (R$/uni)	Regularização do armazenamento e descarga do biogás.
Compressor (media 140 Nm^3/h) [c]	139.500,00 (R$/$m^3$/h)	Bombeamento do gás através da tubulação.
Gasoduto [d, ***]	1.632,56 (R$/m)	Permite o transporte do biogás.
Motor de combustão interna (η = 33%) [e, ***]	7.777,17 (R$/kW)	Converte a energia química do biogás em energia elétrica.

Obs: [a] (Sorrels et al., 2019); [b] (Zorg Biogas GmbH, 2026); [c] (Stephen, 2026) [d] (EPA, 2021); [e] (Yang et al., 2018).

Nota: *IGP-M (FVG) Correção de 2019 para 2025 (fator de correção = 1,593686); ** O gasômetro foi definido para armazenamento de biogás de 3 hrs (média) a 24 hrs (pico mínimo); *** IGP-M (FVG) Correção de 2020 para 2025 (fator de correção = 1,2798516); Correção Dólar médio 2025 (USD 5,58); Correção Euro médio 2025 (€ 6,31); Pressuposto do valor de aquisição para MCI para gases combustíveis foi estimado, calculado a partir dos dados de Yang et al. (2018), Converter o custo de Libras para Dólares: £ 3.062.818 / 0,7402 = $ 4.137.825,00, posteriormente, dividir o custo total pela potência: 4.137.825,00/3.800kW, resultando aproximadamente ao valor de $ 1.089/kW, converteu para R$.

6.2.7. Simulação e análise dos cenários de risco

A análise de risco por meio da simulação de Monte Carlo é amplamente utilizada para validar resultados de estudos econômicos em diversos setores, incluindo energia agrivoltaica (Hwang e Lee, 2024), energia eólica e hidrogênio offshore (Li et al., 2024) e energias provenientes de aterros sanitários (Soujanya e Basha, 2024; Rafey e Siddiqui, 2023).

Neste estudo, o software *Visual Studio Code*® foi empregado para simular cenários futuros com base em variáveis estocásticas, abordagem consolidada na literatura para avaliação de incertezas (Fonseca et al., 2024). As incertezas foram modeladas como variáveis de entrada (Tabela 6.3), tendo como parâmetros de saída o Valor Presente Líquido (VPL) e o Custo Nivelado de Energia (CNE). Foram realizadas 10.000 iterações aleatórias fixada para garantir reprodutibilidade, resultando em distribuições estatísticas para cada variável analisada, de acordo com Ribeiro et al. (2018).

As variáveis foram modeladas por distribuições distintas conforme o mecanismo gerador de incerteza de cada parâmetro: log-normal para o CAPEX, refletindo a assimetria positiva típica de estimativas de investimento; normal truncada para o OPEX; triangular para o preço de venda da energia; Beta para o fator de capacidade e as eficiências técnicas; e uniforme para o valor residual.

Tabela 6.3. Variáveis de entrada estocásticas para a simulação de Monte Carlo.

Variável estocástica	Distribuição	Intervalo / Parâmetros
CAPEX	Log-normal	C1/C2/C3: (σrel = 20%)
OPEX	Normal truncada	C1/C2/C3: (σrel = 6,9%)
Preço de venda da energia	Triangular	C1/C2/C3 (R$ 0,614/kWh)
Fator de capacidade	Beta	α = 6,14; β = 2,05; escala (0,65; 0,85)
Eficiência de coleta do biogás	Beta	C1/C2: escala (0,38–0,40; 0,68–0,70); C3: escala (0,35; 0,65)
Eficiência elétrica do motogerador	Beta	α = 5,14; β = 10,28; escala (0,28; 0,38)
Valor residual	Uniforme	C1 (3–15%): C2 (3–12%): C3 (2–10%) do CAPEX
Taxa de desconto	Fixa (determinística)	C1/C2/C3 (8,0% a.a.)

Essa abordagem contribui para a tomada de decisão ao fornecer uma análise probabilística dos riscos envolvidos no projeto. O efeito da taxa de desconto sobre o VPL foi avaliado separadamente por análise de sensibilidade determinística, com variação de ±20% em relação ao valor de referência.

6.3. Resultados e discussão parciais

6.3.1. Panorama populacional e gravimétrica dos resíduos sólidos do ASIBBC

A classificação dos RSU gerados pelos municípios que destinam seus resíduos ao ASIBBC inclui, principalmente, matéria orgânica, papel/papelão, plástico, vidro e madeira, que constituem a maior parcela do total. A caracterização e a distribuição gravimétrica desses materiais são essenciais para o planejamento do sistema e para a definição de estratégias eficazes de manejo de resíduos, além de orientar a seleção de tecnologias capazes de reduzir impactos ambientais.

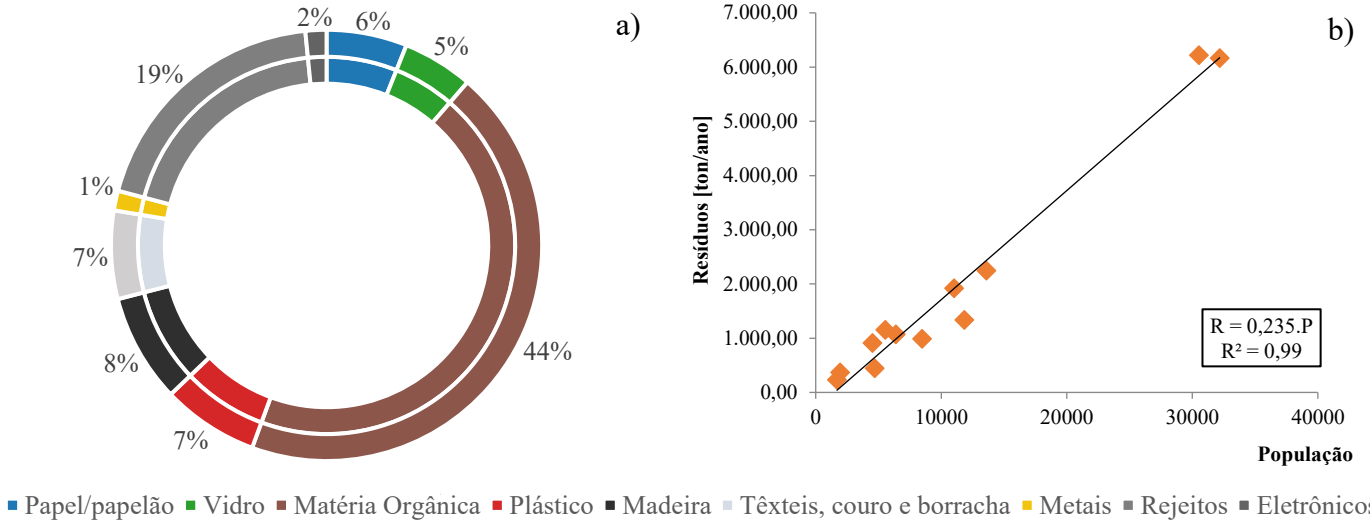
A segregação eficiente dos RSU e a seleção de rotas tecnológicas compatíveis com a fração orgânica e com os recicláveis podem melhorar o desempenho do sistema de manejo e ampliar o potencial de mitigação de GEE. Em particular, tecnologias que evitam a liberação de CH_4 e que permitem sua captura e uso para geração de energia tendem a converter um problema ambiental em oportunidade de recuperação energética e geração de valor (Penaia *et al*., 2025).

Krell *et al*. (2025) indicam que, para resíduos plásticos, a triagem e a reciclagem mecânica, quando tecnicamente aplicáveis, apresentam desempenho superior na redução de GEE em comparação com a reciclagem termoquímica por pirólise. Os autores também

destacam que o potencial total de mitigação de GEE é altamente sensível à eficiência da triagem.

A Figura 6.2 apresenta a composição residual em percentagem do volume total de resíduos em 2023. Os gráficos apresentados fornecem uma análise detalhada sobre a composição dos RSU do ASIBBC (a) e a relação entre a população e a geração de resíduos (b).

Figura 6.2 – Composição percentual (a) e correlação populacional da distribuição (b) do volume de RSU do aterro sanitário de Belém do Brejo do Cruz em 2023.



A fração orgânica representou a maior parcela (44%) dos RSU destinados ao ASIBBC. Essa predominância indica uma oportunidade relevante para a implementação de programas de compostagem, capazes de reduzir de forma significativa o volume encaminhado ao aterro sanitário e, simultaneamente, produzir composto orgânico. Essa estratégia se alinha aos ODS, em especial ao ODS 13 (Ação contra a mudança global do clima), ao contribuir para a mitigação de emissões associadas ao manejo inadequado da fração biodegradável.

Zhazhkov *et al*. (2024) reportam que, para uma composição gravimétrica de RSU em aterros sanitários, a matéria orgânica biodegradável é o principal componente dos resíduos dispostos. Os autores também destacam que, embora essa fração seja frequentemente armazenada e destinada juntamente com os demais RSU, a existência de uma coleta seletiva contínua e bem organizada permite uma destinação mais adequada, com otimização do manejo por meio da compostagem.

Na região, o aproveitamento da fração orgânica pode viabilizar modelos estratégicos de bioenergia, criando oportunidades de mercado em um contexto semiárido e contribuindo para a descentralização da geração de energia (Galavote *et al*., 2022). Municípios com maiores quantidades de matéria orgânica e rejeitos, como Paulista e Jericó, apresentam potencial

relevante para a produção de biogás por digestão anaeróbia. Esse biogás pode ser aproveitado localmente ou destinado à rede a depender do arranjo técnico e logístico adotado.

Os dados revelam a necessidade de aprimorar a coleta seletiva e promover a educação da população sobre a importância da separação adequada de resíduos na fonte. Outras categorias de RSU, como plásticos (8%), papel/papelão (7%), vidro (7%) e madeira (6%), também apresentam proporções significativas. A presença considerável desses materiais indica que há um potencial não explorado para a reciclagem, o que poderia trazer benefícios econômicos e ambientais.

Modelos de gestão europeia, onde a meta principal é reduzir os resíduos de embalagens em 15% até 2040 por Estado-Membro per capita, em comparação com 2018, podem ser explorados (European Commission, 2022). Posteriormente, tornar embalagens totalmente recicláveis até 2030, inclui definir critérios de design à embalagens (Yokokawa *et al*., 2021), sistemas de devolução de para garrafas plásticas e latas de alumínio (Jadayil e Aqil, 2023) e a exploração do bioplásticos para sustentar a economia circular na região (Rosenboom *et al*, 2022).

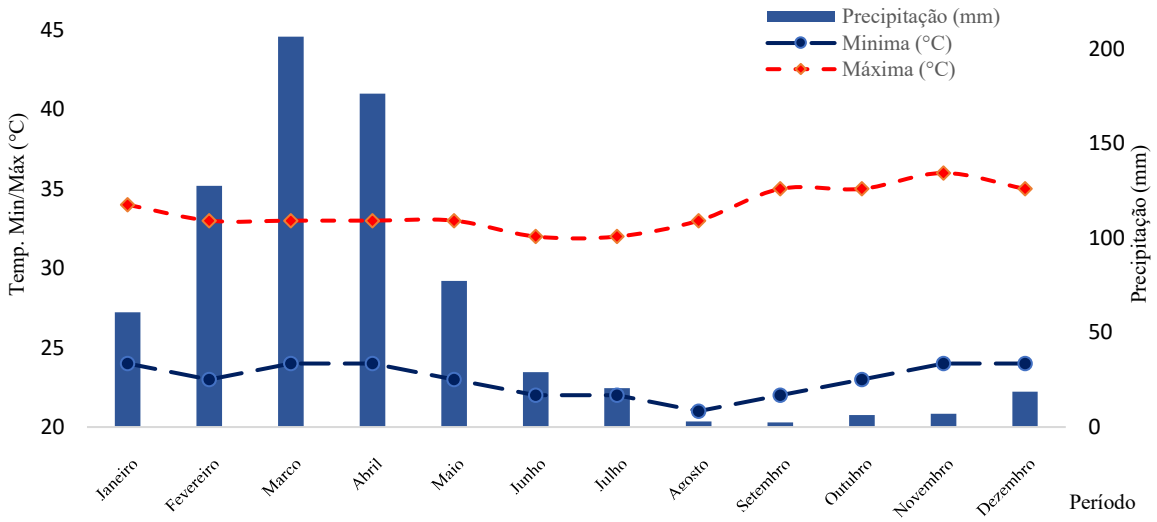
Os têxteis, couro e borracha representam 5% dos resíduos depositados na célula de RSU em estudo, oferecendo oportunidades adicionais para programas de reutilização e reciclagem específicos. Embora menores em proporção, os metais (2%) e os resíduos eletrônicos (1%) são de grande importância devido ao seu valor e ao potencial de contaminação ambiental. Programas de reciclagem específicos para equipamentos elétricos, como transformadores, são necessários para recuperar recursos e evitar danos ao meio ambiente. A exemplo de países como China, Alemanha e Japão, que já estruturaram cadeias de reciclagem para resíduos eletrônicos e de infraestrutura energética, observa-se que tais iniciativas contribuem significativamente para a redução de emissões de carbono e para o controle da poluição (Ding *et al*., 2026).

No contexto brasileiro, além dos avanços regulatórios em resíduos eletrônicos, destaca-se a evolução das políticas públicas voltadas para a economia circular e o enfrentamento da poluição plástica. A Política Nacional de Resíduos Sólidos (PNRS), instituída pela Lei nº 12.305/2010, estabeleceu os princípios de responsabilidade compartilhada e logística reversa, mas enfrentou dificuldades de execução (Brasil, 2010). Mais recentemente, o Plano Nacional de Economia Circular (PLANEC 2025–2034) e a plataforma Recircula Brasil têm fortalecido a rastreabilidade e a transparência na cadeia de reciclagem, garantindo maior inclusão de cooperativas (Scur, 2026). Esses mecanismos mostram como políticas integradas e tecnologia podem transformar a gestão de resíduos em instrumentos de competitividade e sustentabilidade.

A correlação positiva (R^2 = 0,99) entre a população dos municípios que depositam no aterro em estudo e a quantidade de resíduos gerados, indica uma forte correlação linear, sugerindo que o aumento da população está diretamente associado ao aumento da geração de resíduos na região. Este fator está bem discutido na literatura, pois estudos recentes demonstram que o crescimento populacional intensifica a pressão sobre os sistemas de gestão de resíduos e aumenta a necessidade de estratégias de economia circular (Ding *et al*., 2026; Scur, 2026).

A Figura 6.3 apresenta o comportamento da precipitação (mm) e das temperaturas mínima e máxima (°C) no ano de 2023 no ASIBBC, que influencia diretamente a geração e a composição de resíduos sólidos urbanos.

Figura 6.3 – Precipitação média (mm) e de temperatura (°C) máximo e mínimo do aterro sanitário de Belém do Brejo do Cruz no ano de 2023.



A análise das variáveis climáticas ao longo de 2023, revelam importantes implicações para a produção de RSU e a consequente geração de biogás no ASIBBC. A precipitação variou significativamente ao longo dos meses. Os maiores volumes de precipitação foram observados nos meses de março (206,6 mm) e abril (176,4 mm), enquanto os menores níveis ocorreram nos meses de agosto e setembro, com 3,0 mm e 2,4 mm, respectivamente.

No período de precipitação, a umidade adicional tende a aumentar a atividade microbiana, favorecendo a decomposição anaeróbica e, consequentemente, a geração de biogás (Adghim *et al*., 2022). A temperatura mínima teve uma média de 23 °C, enquanto a moda foi de 24 °C, mostrando pouca variação ao longo dos meses. A temperatura máxima, por sua vez, apresentou uma média de 33 °C, com taxa de variação de 0,26% p.m.

Adghim *et al*. (2022) revelam que o aumento da temperatura para 55 °C pode elevar o potencial de metano em até 41%, demonstrando que condições térmicas mais elevadas

favorecem a biodegradabilidade dos substratos e ampliam a eficiência da digestão. Os mesmos autores destacam a interação entre temperatura e pH como fatores críticos para a remoção de amônia e para o incremento da produção de CH_4, o que pode acorrer na região do aterro em estudo por suas condições climáticas semiáridas.

Além disso, estudos recentes reforçam que o pré-tratamento físico-químico do substrato pode potencializar ainda mais a digestão anaeróbica. Park *et al*. (2022) demonstraram que o pré-tratamento alcalino-térmico a 60 °C e pH 10 por 24h aumentou em 46,6% a produção de CH_4, além de favorecer a disintegração do lodo e estimular o crescimento de bactérias hidrolíticas. Isso indica que, em condições mesofílicas (30–40 °C), a atividade hidrolítica é mais estável, porém mais lenta do que em regimes termofílicos (50–60 °C). Nesse sentido, a *Temperature-Phased Anaerobic Digestion* (TPAD) estrutura o processo em duas etapas sequenciais, com uma fase inicial de alta temperatura e curto tempo de retenção, seguida por uma fase mesofílica com maior tempo de permanência, otimizando a digestão anaeróbia (Zhen *et al*., 2017).

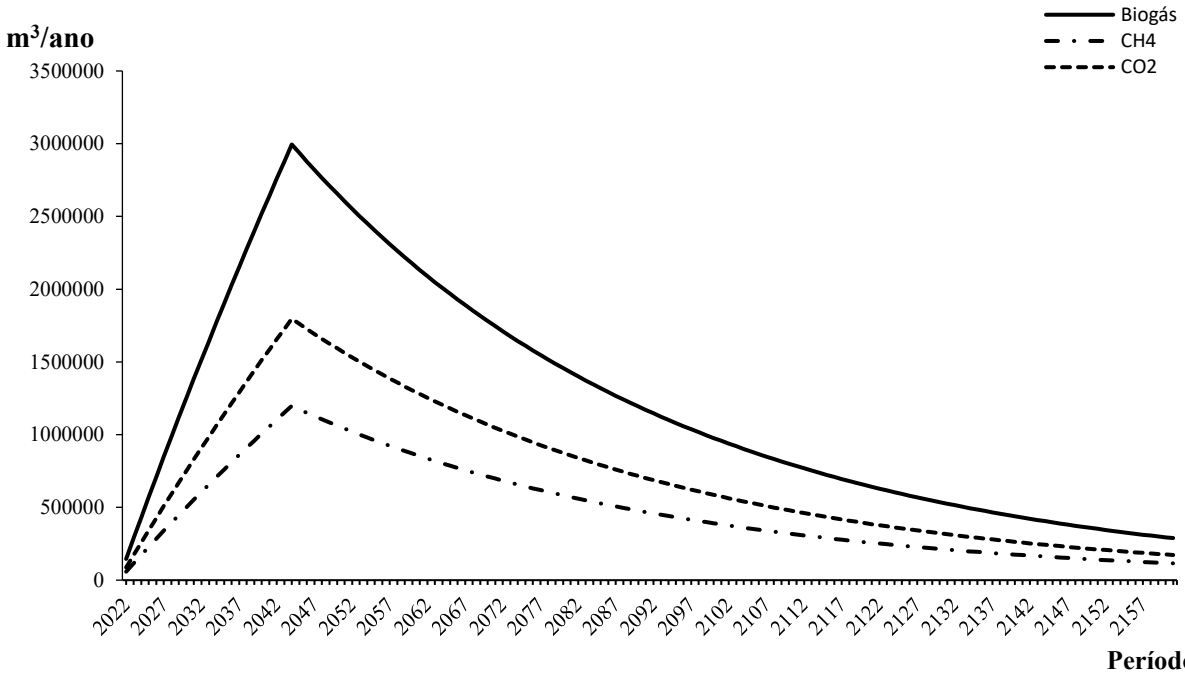
Complementarmente, Shi *et al*. (2019) demonstraram que a operação com diferenciação de temperatura em um sistema de TPAD com reator acidogênico a 45 °C e reator metanogênico a 36 °C, intensificou a separação funcional (menos sobreposição de etapas, favorecendo grupos microbianos). Nessa configuração, os autores observaram aumento na abundância de genes associados à degradação de carbono e às rotas de metanogênese, sugerindo maior especialização metabólica e potencial de conversão da matéria orgânica em CH_4 ao longo das fases.

6.3.2. Produção de biogás pelo modelo LandGEM

A elevação rápida do pico da produção de biogás e, posteriormente, declínio contínuo, é compatível com a evolução esperada da biodegradação da fração orgânica ao longo do tempo. Com as 140 observações, o biogás apresentou média de 1.222.807 m³/ano, indicando que uma parcela menor de anos com produção mais acentuada eleva a média acima do valor central da distribuição. A amplitude dos valores reforça esse comportamento, evidenciando forte variação interanual no potencial de recuperação do gás ao longo do horizonte analisado. Essa heterogeneidade é consistente com a dispersão observada (desvio padrão de 784.717 m^3/ano) e com a assimetria positiva (0,645), que sugere a cauda observada à direita associada a poucos anos com volumes muito elevados.

A distribuição e a variabilidade dos dados coletados são essenciais para a avaliação da produção de biogás como uma fonte sustentável de energia, alinhada aos ODS, revelando a evolução temporal da produção anual estimada de biogás na Figura 6.4.

Figura 6.4 – Evolução temporal da produção anual estimada de biogás pelo modelo LandGEM.



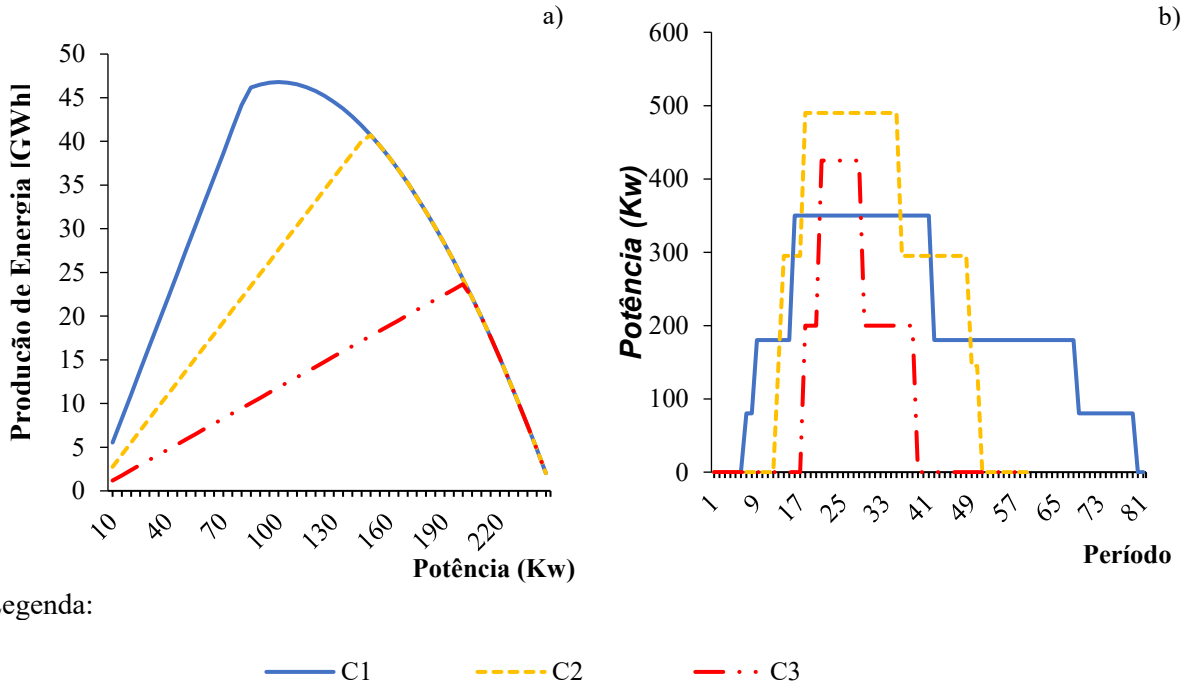
Ao decompor o biogás em constituintes (CH_4 e CO_2), as séries seguem o mesmo padrão temporal da curva total, porém em magnitudes distintas, com médias de 489.122,8 m³/ano (CH_4) e 733.684,2 m^3/ano (CO_2). Apesar de o NMOC apresentar magnitude muito menor (média de 4.891,228 m^3/ano), sua presença é relevante na discussão por envolver compostos orgânicos não metânicos associados a impactos locais (odor) e à qualidade do ar. Tais poluentes, participam de processos fotoquímicos e são precursores na formação de ozônio troposférico quando presentes em misturas atmosféricas.

A literatura destaca que sistemas de coleta e queima são componentes essenciais para reduzir emissões e impactos locais, e que escolhas de infraestrutura e eficiência de coleta afetam diretamente o desempenho ambiental (Santos *et al*., 2018a; Chandrasekaran e Busetty, 2023). No semiárido brasileiro as implicações ambientais tendem a ser agravadas pela recorrência de secas e por vulnerabilidades socioambientais, que afetam acesso à água, condições de saúde e capacidade de resposta local. Isso reforça que a gestão do biogás e o controle de GEE devem ser vistos como parte estratégia integrada de resiliência, especialmente onde estresses climáticos ampliam os riscos e as desigualdades.

6.3.3. Cenários do potencial energético e eficiência tecnológica de conversão

A Figura 6.5 demonstra que a produção energética a partir do biogás do ASIBBC apresenta comportamento dinâmico ao longo do tempo, caracterizado por fases de crescimento, pico e declínio da geração de CH_4. Essa variabilidade evidenciou a necessidade de considerar simultaneamente o perfil temporal de potência (kW) para o adequado dimensionamento, escalonamento e operação de sistemas de aproveitamento energético, como motores-geradores, flares e estratégias de expansão.

Figura 6.5 – Determinação do potencial máximo de produção de energia (a) e perfil temporal da potência (b) para otimização no ASIBBC em três cenários.



A relação entre energia total recuperável e potência instantânea assume papel central no planejamento energético. A energia acumulada associada a cada cenário representa o limite superior de recuperação ao longo da vida útil do aterro, enquanto o perfil de potência define a faixa operacional efetiva do sistema e orienta decisões sobre capacidade instalada e momento de expansão. Os diferentes cenários analisados (C1–C3) como hipóteses contrastantes de disponibilidade de biogás, influenciadas por eficiência de captura, condições operacionais e maturidade do aterro, permite avaliar os impactos dessas variáveis sobre a viabilidade técnica e econômica do projeto.

Os patamares e transições observados no perfil temporal de potência sustentam um *trade-off* (ação econômica que visa à resolução de problema mas acarreta outro, obrigando uma

escolha) clássico do planejamento energético: optar pelo superdimensionamento para capturar o pico máximo de geração de energia, implicando maior investimento inicial e ociosidade futura, ou adotar uma capacidade intermediária considerada ótima, aceitando perdas pontuais por queima em *flare* em períodos específicos.

Avaliações espaciais e temporais do potencial energético do biogás de aterros no Brasil indicam que, embora exista expressivo potencial teórico, a capacidade efetivamente instalada permanece significativamente inferior, reforçando a importância de análises por cenários para subsidiar decisões de planejamento público e privado, bem como a formação de arranjos territoriais e consórcios intermunicipais (Lima *et al*., 2018). De forma complementar, estudos voltados à estimativa do potencial elétrico a partir de biogás de aterros no país destacam que a quantificação integrada de energia e potência constitui ferramenta estratégica para orientar políticas de incentivo e investimentos em geração renovável, tratando o aproveitamento do biogás explicitamente como um problema de planejamento de incremento energético (Penteado *et al*., 2014).

Os motores de combustão interna apresentam a maior potência média (100,928 kW), acompanhada também da maior dispersão (64,769 kW), indicando maior capacidade de capturar picos de geração, porém com maior variabilidade temporal. Esse comportamento direciona essa tecnologia para projetos que priorizam maximização de potência e receita nos períodos de maior oferta de biogás.

As microturbinas a gás operam com menor potência média (76,461 kW), mas exibem dispersão significativamente menor (49,068 kW), o que sugere maior estabilidade operacional. Essa característica as torna particularmente adequadas a estratégias de planejamento incremental, baseadas em módulos menores que podem ser adicionados ou retirados conforme o declínio progressivo da vazão e da qualidade do biogás ao longo do tempo. As turbinas a gás ocupam uma posição intermediária, com potência média de 85,636 kW, refletindo um compromisso entre capacidade de geração e variabilidade.

Do ponto de vista tecnológico, os motores de combustão interna permanecem como a opção predominante e mais atrativa em projetos de aproveitamento energético do biogás de aterro, sobretudo quando se busca maximizar a geração elétrica em fases de maior disponibilidade de gás. As turbinas a gás, embora apresentem desempenho competitivo em aterros de grande porte, requerem maiores vazões e sofrem perdas relevantes de eficiência em regimes de carga parcial, o que limita sua aplicação em cenários de declínio. Já as microturbinas, apesar de menos difundidas, podem ser consideradas em estratégias modulares

que valorizam flexibilidade operacional e tolerância a menores vazões e concentrações de metano (Jaramillo e Matthews, 2005).

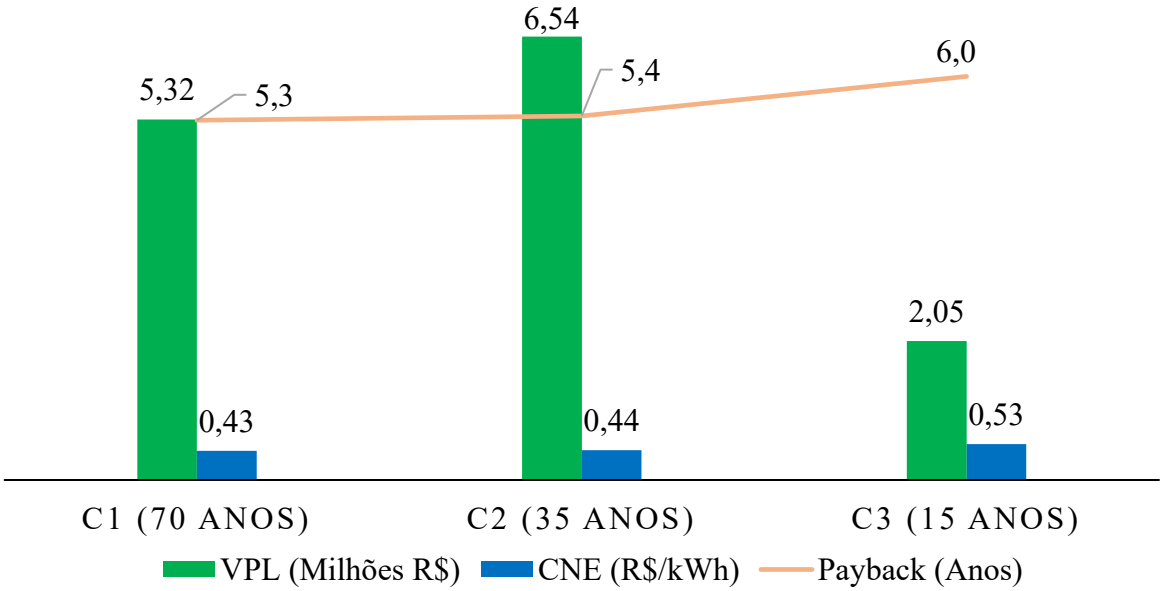
A eficiência dos motores de combustão interna confirma sua posição como a tecnologia mais consolidada e economicamente atrativa para projetos de aproveitamento energético do biogás de aterro (Manasaki *et al*., 2021). Além disso, os contaminantes do biogás como umidade, particulados, compostos sulfurados e, especialmente, siloxanos, afetam de maneira distinta motores, turbinas e microturbinas, elevando os custos de operação e manutenção, além de reduzirem a disponibilidade dos sistemas.

Embora os motores de combustão interna maximizem a geração total de eletricidade (kWh) para a mesma vazão de biogás, o planejamento incremental pode justificar microturbinas. Isso é mais relevante quando a vazão e a qualidade do gás diminuem ao longo do tempo. Nessas condições, a modularidade das microturbinas ajuda a ajustar a capacidade instalada por etapas. Avaliações comparativas incluem digestão anaeróbica, recuperação de gás de aterro e rotas termoquímicas, como incineração, pirólise e gaseificação. A alternativa mais atrativa depende das fronteiras do sistema e do critério adotado, como ACV, eficiência de conversão e custo (Alao *et al*., 2021). Portanto, o aproveitamento energético em aterros deve ser analisado como um problema multifatorial. Hekmatmehr *et al*. (2024) revelam que a captura de carbono pré e pós-combustão é mais confiável do que outras opções, a pré-combustão tem menor custo operacional e maior custo de capital em comparação à pós-combustão.

6.4. Desempenho econômico dos cenários (C1, C2 e C3) e riscos envolvidos no investimento

A Figura 6.6 apresenta a comparação da viabilidade econômica de uma usina de biogás no ASIBBC sob horizontes temporais distintos. O cenário de 15 anos refletiu o ciclo de vida padrão do sistema de instalações mecânicas e manutenções a curto prazo. O cenário de 35 anos representou a vida útil estendida da infraestrutura de coleta. O cenário de 70 anos é uma projeção de longo prazo para capturar a curva completa de decaimento de CH_4 pelo modelo LandGEM.

Figura 6.6 – Comparativo de desempenho econômico, VPL, CNE e *Payback* em cenários temporais de 70, 35 e 15 anos.



Os resultados do desempenho econômico para os três cenários demonstram que o horizonte temporal de 35 anos (C2) apresenta o maior VPL de R$ 6,54 milhões de reais superando os cenários C1 (R$ 5,32 milhões). Essa redução na lucratividade absoluta em horizontes extensos pode ser explicada pelo comportamento da curva de decaimento de CH_4 e custos operacionais a longo prazo. A produção de biogás atinge um pico e sofre uma redução exponencial gradual após o fechamento do aterro, o que significa que, nas décadas finais do cenário de 70 anos, a receita gerada pela venda de energia torna-se insuficiente para cobrir os custos operacionais fixos (Sabeti et al., 2025).

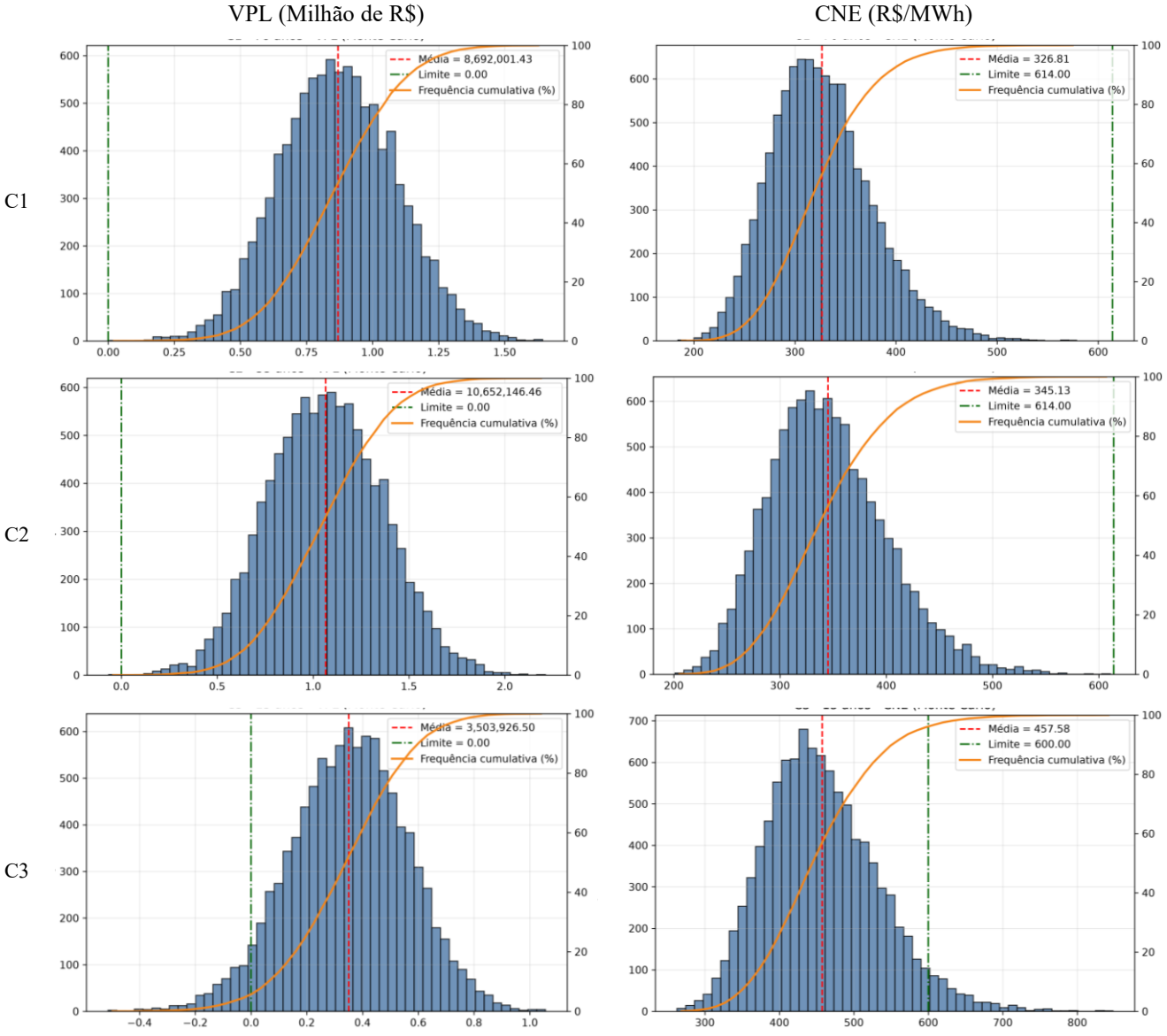
No que tange ao CNE, observou-se uma redução progressiva conforme o aumento do tempo de operação, variando de R$ 0,53/kWh (C3) para R$ 0,43/kWh (C1). Esta tendência de queda no custo nivelado é justificada pela diluição do investimento inicial (CAPEX) e dos custos de instalação ao longo de um volume maior de energia gerada durante a vida útil do projeto (Yang et al., 2018). Contudo, a diferença marginal entre o CNE de 35 anos (0,44) e 70 anos (0,43) reforça que o ganho de eficiência por escala temporal diminui quando a produtividade do gás entra na fase de exaustão, conforme discutido em estudos de recuperação de biogás de aterro que utilizam taxas de coleta de biogás baseadas em eficiência de 50% (Sabeti et al., 2025).

O *Payback* apresentou valores entre 5,3 e 6,0 anos, o que se alinha com resultados de tecnologias similares de valorização energética de resíduos. Por exemplo, análises de plantas de pirólise com geração combinada de calor e energia indicaram períodos de retorno de

aproximadamente 6 anos (Yang et al., 2018). O retorno ligeiramente mais rápido no cenário de 70 anos (5,3 anos) em comparação ao de 15 anos (6,0 anos) ocorre devido ao desconto do fluxo de caixa e à inclusão de receitas residuais ou valor de revenda de equipamentos.

A Figura 6.7 representa a simulação de Monte Carlo nos parâmetros econômicos, incorporando riscos e incertezas que os métodos determinísticos tradicionais, por serem estáticos, não conseguem captar. Em todos os cenários analisados (C1, C2 e C3), as médias do VPL obtidas através das 10.000 interações foram superiores aos valores encontrados nos modelos determinísticos. Este fenômeno é condizente com estudos anteriores que indicam que a análise estocástica pode apresentar resultados de viabilidade mais favoráveis ao considerar a distribuição de probabilidades das variáveis de entrada (Fonseca *et al*., 2024).

Figura 6.7 - Distribuições de probabilidade do VPL e do CNE, obtidas por meio de simulação de Monte Carlo para os cenários C1, C2 e C3.



No Cenário C1 (70 anos), observou-se uma probabilidade de 100% de o VPL ser positivo, o que caracteriza o investimento como de baixíssimo risco sob essa perspectiva temporal. O VPL médio de R$ 8.692.001,43, sendo superior ao determinístico (R$ 7.849.738,67), reforça a robustez econômica do projeto a longo prazo. Além disso, a convergência entre média e mediana sugere que a distribuição dos resultados tende a uma normalidade, o que oferece maior segurança ao tomador de decisão

O Cenário C2 (35 anos) apresentou o maior VPL médio entre os três (R$ 10.652.146,46), com uma probabilidade de sucesso de 99,99%. Este resultado sugere que o horizonte de 35 anos pode ser o ponto de otimização entre o retorno acumulado e a exposição ao risco, superando o cenário de 70 anos em termos de valor presente médio absoluto. Em projetos de infraestrutura energética, a identificação do momento ideal de investimento e do horizonte de operação é crucial para maximizar a eficiência econômica (Tolis et al., 2010; Fonseca et al., 2024).

Por outro lado, o Cenário C3 (15 anos), embora ainda apresente uma viabilidade elevada (95,08%), demonstra maior vulnerabilidade. O desvio padrão (R$ 2.108.687,38) indica uma dispersão considerável, o que é corroborado pelo percentil 5. Isso implica que, em situações adversas de mercado, o projeto operando em um horizonte de apenas 15 anos estaria próximo do ponto de equilíbrio (*break-even*), exigindo maior rigor na gestão dos custos operacionais e receitas (Fonseca et al., 2024).

Quanto ao CNE, a probabilidade de competitividade foi de 100% para os cenários C1 e C2, caindo para 95,65% no cenário C3. Tais resultados são fundamentais para garantir que o projeto não apenas gere lucro, mas seja competitivo frente a outras fontes no mercado (Asadi e McPhedran, 2021). A análise dos percentis reforça que, mesmo nos piores cenários (p05), o custo nivelado nos cenários de longo prazo permanece dentro de margens aceitáveis, enquanto o cenário de curto prazo (C3) mostra-se mais sensível às oscilações das variáveis de entrada.

Como limitação do modelo, considerou-se apenas a substituição dos geradores ao longo dos diferentes horizontes de operação. Na prática, a extensão da vida útil do sistema também pode exigir a substituição ou manutenção de outros componentes da planta, como equipamentos auxiliares, sistemas de controle e infraestrutura elétrica.

6.5. Conclusão

O aproveitamento energético do biogás em bioeletricidade no ASIBBC demonstrou viabilidade técnico-econômica robusta nas três configurações temporais avaliadas. O modelo LandGEM estimou produção média de 1.222.807 m^3/ano de biogás. A simulação de Monte Carlo, com 10.000 iterações, confirmou que o horizonte de 35 anos (C2) representa o ponto ótimo de operação, com VPL médio de R$ 10,65 milhões e probabilidade de viabilidade de 99,99.

Do ponto de vista prático e de políticas públicas, os resultados indicam que consórcios intermunicipais constituem arranjo institucional prioritário para viabilizar projetos de geração distribuída a partir de biogás em aterros de pequeno porte, superando a limitação estrutural da escala reduzida de resíduos individuais por município. O preço de venda de energia praticada nos leilões ANEEL (R$ 0,614/kWh) mostrou-se suficiente para garantir competitividade econômica nos cenários C1 e C2, com CNE abaixo do preço de referência, reforçando a necessidade de manutenção e ampliação dos mecanismos regulatórios de incentivo à geração renovável a partir de RSU.

Pesquisas futuras devem priorizar o monitoramento contínuo da concentração de CH_4 *in situ* ao longo de ciclos sazonais completos, dado que a baixa pluviosidade do semiárido impõe restrições hídricas à metanogênese que ainda carecem de parametrização regional adequada. Adicionalmente, estudos de Avaliação do Ciclo de Vida (ACV) integrados à análise de créditos de carbono poderão quantificar o benefício ambiental agregado do empreendimento, abrindo novas fontes de receita e fortalecendo o caso econômico para a replicação desse modelo em outros municípios do Nordeste brasileiro.

6.6. Referências

Adghim, M., Sartaj, M., & Abdehagh, N. 2022. Post-hydrolysis ammonia stripping as a new approach to enhance the two-stage anaerobic digestion of poultry manure: Optimization and statistical modelling. J. Environ. Manag., 319, 115717. https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2022.115717

Agência Nacional de Energia Elétrica (ANEEL). 2022, 16 agosto. Leilão de Energia Nova A-5 tem edital aprovado e está confirmado para 16 de setembro. Acesso em: 28 de Novembro de 2025. https://www.gov.br/aneel/pt-br/assuntos/noticias/2022/leilao-de-energia-nova-a-5-tem-edital-aprovado-e-esta-confirmado-para-16-de-setembro

Agência Nacional de Energia Elétrica. 2026. Micro e minigeração distribuída. Brasília: ANEEL. Recuperado em 15 de junho de 2026, de https://www.gov.br/aneel/pt-br/centrais-de-conteudos/relatorios-e-indicadores/micro-e-minigeracao-distribuida

Alao, M. A., Popoola, O. M., & Ayodele, T. R. 2021. Selection of waste-to-energy technology for distributed generation using IDOCRIW-Weighted TOPSIS method: A case study of the city of Johannesburg, South Africa. Renew. Energy, 178, 162–183. https://doi.org/10.1016/j.renene.2021.06.031

Alboğa, B., Nil, M., Bhuiyan, M. R. A., & Mamur, H. 2024. Evaluation of municipal solid waste characterization and landfill gas power plant electrical energy production efficiency during COVID-19 pandemic. Sustain. Energy Technol. Assess., 70, 103947. https://doi.org/10.1016/j.seta.2024.103947

Arbabi, P., Abbassi, A., Mansoori, Z., & Seyfi, M. 2017. Joint numerical-technical analysis and economical evaluation of applying small internal combustion engines in combined heat and power (CHP). Appl. Therm. Eng., 113, 694–704. https://doi.org/10.1016/j.applthermaleng.2016.11.064

Asadi, M., & McPhedran, K. (2021). Biogas maximization using data-driven modelling with uncertainty analysis and genetic algorithm for municipal wastewater anaerobic digestion. J. Environ. Manage., 293, 112875. https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2021.11287

Barragán-Escandón, A., Ruiz, J. M. O., Tigre, J. D. C., & Zalamea-León, E. F. 2020. Assessment of power generation using biogas from landfills in an equatorial tropical context. Sustainability, 12(7), Artigo 2669. https://doi.org/10.3390/su12072669

Barros, R. M. 2012. The treaty on solid waste: Management, use and sustainability. Rio de Janeiro, Brasil: Interciência; Minas Gerais, Brasil: Acta.

Benito, A. O., Castro Verdezoto, P. L., Burlot, A., & Arena, A. P. 2024. Hybrid power system for distributed energy deploying biogas from municipal solid waste and photovoltaic solar energy in Mendoza, Argentina. E3S Web Conf., 532, 01001. https://doi.org/10.1051/e3sconf/202453201001

Bernal, A. P., Santos, I. F. S., Moni Silva, A. P., Barros, R. M., & Ribeiro, E. M. 2017. Vinasse biogas for energy generation in Brazil: An assessment of economic feasibility, energy potential and avoided CO2 emissions. J. Clean. Prod., 151, 260–271. https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0959652617304997

Biogas Cost Report. 2022. Biogas equipment cost and market analysis.

Brasil. 2010. Lei nº 12.305, de 2 de agosto de 2010. Institui a Política Nacional de Resíduos Sólidos. Diário Oficial da União. http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2007-2010/2010/lei/l12305.html

Brasil. Banco Central do Brasil. 2020. Calculadora do cidadão. http://www.bcb.gov.br/?CALCULADORA

Brigagão, G. V., Medeiros, J. L., Araújo, O. Q. F., Mikulčić, H., & Duić, N. 2021. A zero-emission sustainable landfill-gas-to-wire oxyfuel process: Bioenergy with carbon capture and sequestration. Renew. Sustain. Energy Rev., 138, 110686. https://doi.org/10.1016/j.rser.2020.110686

Carvalho, M., Araújo, Y. R. V., Góis, M. L., & Coelho Junior, L. M. 2019. Urban pruning waste: Carbon footprint associated with energy generation and prospects for clean development mechanisms. Rev. Árvore, 43(4), 1. https://doi.org/10.1590/1806-90882019000400005

Chandrasekaran, R., & Busetty, S. 2023. Estimation of biogas generation rate and carbon sequestration potential from two landfill sites in southern India. Environ. Sci. Pollut. Res., 30(41), 95013–95024. https://doi.org/10.1007/s11356-023-28933-8

Chen, W., Tanneau, M., & Van Hentenryck, P. 2024. Real-time risk analysis with optimization proxies. Electr. Power Syst. Res., 235, 110822. https://doi.org/10.1016/j.epsr.2024.110822

Cortès, M., Turco, M., Ward, P., Sánchez-Espigares, J. A., Alfieri, L., & Llasat, M. C. 2019. Changes in flood damage with global warming on the eastern coast of Spain. Nat. Hazards Earth Syst. Sci., 19(12), 2855–2877. https://doi.org/10.5194/nhess-19-2855-2019

Cuenca, M. A. G., & Dompieri, M. H. G. 2017. Dinâmica espacial da canavicultura e análise dos efeitos sobre o valor bruto da produção, na região dos tabuleiros costeiros da Paraíba, Pernambuco e Alagoas. Rev. Econ. Nordeste, 47(4), 91–106.

Dada, M. A., Obaigbena, A., Majemite, M. T., Oliha, J. S., & Biu, P. W. 2024. Innovative approaches to waste resource management: Implications for environmental sustainability and policy. Eng. Sci. Technol. J., 5(1), 115–127. https://doi.org/10.51594/estj.v5i1.731

Ding, N., Cui, H., Gao, M., Chen, Q., Zhao, S., & Zhuo, R. 2026. Assessment of the resource recovery potential, pollution control, and carbon reduction effects of waste transformers. Resour. Conserv. Recycl., 227, 108704. https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2025.108704

Diniz, F. F., Almeida, J. A., Simioni, F. J., Fonseca, M. B., Santos Júnior, E. P., & Coelho Junior, L. M. 2024. Forest products' eco-efficiency for energy: A multicriteria decision analysis. Ind. Crops Prod., 210, 118094. https://doi.org/10.1016/j.indcrop.2024.118094

Durango-Cordero, J., Saqalli, M., Laplanche, C., Locquet, M., & Elger, A. 2018. Spatial analysis of accidental oil spills using heterogeneous data: A case study from the north-eastern Ecuadorian Amazon. Sustainability, 10(12), 4719. https://doi.org/10.3390/su10124719

Environmental Protection Agency - EPA. 2021. Project economics and financing (Landfill Methane Outreach Program [LMOP] Project Development Handbook, Chapter 4). https://www.epa.gov/system/files/documents/2021-07/pdh_chapter4.pdf

Environmental Protection Agency. 2020. Flare cost and maintenance requirements.

Environmental Protection Agency. 2024. Landfill Gas Energy Project Development Handbook (Version 3.5). Acesso em 20 nov. 2024, de https://www.epa.gov/lmop/

Escamilla-García, P. E. 2024. Correction to: Landfills in developing economies. Springer Water, 1–1. https://doi.org/10.1007/978-3-031-52633-6_11

Estevam, C. G., Pavão, E., & Assad, E. 2023. Quantification of GHG emissions in the agricultural industry: Emission factors, metrics and methodologies. Observatório de Conhecimento e Inovação em Bioeconomia, Fundação Getulio Vargas, São Paulo, SP, Brasil.

European Commission. 2022. EU strengthens the resilience of critical infrastructure. Acesso em set. 2024, de https://ec.europa.eu/commission/presscorner/detail/en/ip_22_7155

Folino, A., Gentili, E., Komilis, D., & Calabrò, P. S. 2024. Biogas recovery from a state-of-the-art Italian landfill. J. Environ. Manag., 367, 122040. https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2024.122040

Fonseca, A. J. S., Castro, R., Ramos, D. S., Mello, J. C. O., Rocha, L. C. S., Gehrke, C. S., Santos Júnior, E. P., Sousa, W. L., & Coelho Junior, L. M. 2024. Decommissioning of a fuel oil-fired thermoelectric power plant in Brazil – Economic feasibility under certain and risk conditions. Sustain. Futures, 8, 100332. https://doi.org/10.1016/j.sftr.2024.100332

Galavote, T., Cerqueira, A. F., Alves, R. B., Ramalho, J. C. M., Yamane, L. H., & Siman, R. R. 2022. Energy recovery technologies from municipal solid waste: Enhancing solid waste Brazilian policy. Rev. Bras. Energia, 28(1), 1. https://doi.org/10.47168/rbe.v28i1.652

Hekmatmehr, H., Esmaeili, A., Pourmahdi, M., Atashrouz, S., Abedi, A., Abuswer, M. A., Nedeljkovic, D., Latifi, M., Farag, S., & Mohaddespour, A. 2024. Carbon capture technologies: A review on technology readiness level. Fuel, 363, 130898. https://doi.org/10.1016/j.fuel.2024.130898

Hrytsiuk, P., Parfeniuk, O., & Shevchenko, I. 2023. The logistic dynamics of population growth as a prerequisite for global sustainable development. IOP Conf. Ser. Earth Environ. Sci., 1126(1), 012030. https://doi.org/10.1088/1755-1315/1126/1/012030

Hwang, K.-W., & Lee, C.-Y. 2024. Estimating the deterministic and stochastic levelized cost of the energy of fence-type agrivoltaics. Energies, 17(8), 1932. https://doi.org/10.3390/en17081932

International Energy Agency. s.d. Brazil: Energy mix. Acesso em 27 ago. 2024, de https://www.iea.org/countries/brazil/energy-mix

Jadayil, W. A., & Aqil, E. 2023. Building a deposit–refund system (DRS) for closed-loop recycling of water bottles in the United Arab Emirates. Recycling, 8(5), 76. https://doi.org/10.3390/recycling8050076

Jaramillo, P., & Matthews, H. S. 2005. Landfill-gas-to-energy projects: An analysis of net private and social benefits. Environ. Sci. Technol., 39(19), 7365–7373. https://doi.org/10.1021/es050633j

Kasai, E., & Kashiwaya, Y. 2014. Future of process metallurgy. In Treatise on Process Metallurgy (pp. 1563–1726). Elsevier. https://doi.org/10.1016/B978-0-08-096988-6.00037-7

Kelley, L. C., Gilbertson, E., Sheikh, A., Eppinger, S. D., & Dubowsky, S. 2010. On the feasibility of solar-powered irrigation. Renew. Sustain. Energy Rev., 14(9), 2669–2682. https://doi.org/10.1016/j.rser.2010.07.061

Komninos, N., & Panori, A. 2025. Smart carbon–neutral development: Embracing complexity with multi-level governance and convolution. World Dev., 192, 107026. https://doi.org/10.1016/j.worlddev.2025.107026

Krell, K., Keller, F., & Gräbner, M. 2025. Life cycle greenhouse gas emission assessment of pyrolysis-based chemical recycling of post-consumer waste: Focus on feedstock composition, oil processing and balancing consistency. Waste Manag., 206, 115090. https://doi.org/10.1016/j.wasman.2025.115090

Leme, M. M. V., Rocha, M. H., Lora, E. E. S., Venturini, O. J., Lopes, B. M., & Ferreira, C. H. 2014. Techno-economic analysis and environmental impact assessment of energy recovery from municipal solid waste (MSW) in Brazil. Resour. Conserv. Recycl., 87, 8–20. https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2014.03.003

Li, H., Li, M., Carroll, J., & Zhang, J. 2024. Techno-economic analysis incorporating intelligent operation and maintenance management: A case study of an integrated offshore wind and hydrogen energy system. J. Phys.: Conf. Ser., 2767(6), 062016. https://doi.org/10.1088/1742-6596/2767/6/062016

Lim, M., & Tan, E. S. 2023. Techno-economic feasibility study for organic and plastic waste pyrolysis pilot plant in Malaysia. Sustainability, 15(19), 14280. https://doi.org/10.3390/su151914280

Lima, R. M., Santos, A. H. M., Pereira, C. R. S., Flauzino, B. K., Pereira, A. C. O. S., Nogueira, F. J. H., & Valverde, J. A. R. 2018. Spatially distributed potential of landfill biogas production and electric power generation in Brazil. Waste Manag., 74, 323–334. https://doi.org/10.1016/j.wasman.2017.12.011

López, A., García, M., Esteban-García, A. L., Cuartas, M., Molleda, A., & Lobo, A. 2017. Emissions from mechanically biologically treated waste landfills at field scale. Int. J. Environ. Sci. Technol., 15(6), 1285–1300. https://doi.org/10.1007/s13762-017-1497-6

Lv, Z., Yang, H., Zhang, W., Wu, P., Wen, H., Tan, H., & Yu, H. 2026. Biodegrading synthetic phenolic antioxidants by anaerobic bacteria in anaerobic digestion. Biomass Bioenergy, 208, 108891. https://doi.org/10.1016/j.biombioe.2025.108891

Manasaki, V., Palogos, I., Chourdakis, I., Tsafantakis, K., & Gikas, P. 2021. Techno-economic assessment of landfill gas (LFG) to electric energy: Selection of the optimal technology through field-study and model simulation. Chemosphere, 269, 128688. https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2020.128688

Manzardo, A., Ren, J., Toniolo, S., & Scipioni, A. 2023. Critical factors and cause-effect analysis for enhancing the sustainability of hydrogen supply chain. In Hydrogen Economy (pp. 67–111). Elsevier. https://doi.org/10.1016/B978-0-323-99514-6.00010-8

Manzolini, G., Binotti, M., Gentile, G., Picotti, G., Pilotti, L., & Cholette, M. E. 2024. Actual cost of electricity: An economic index to overcome levelized cost of electricity limits. iScience, 27(6), 109897. https://doi.org/10.1016/j.isci.2024.109897

Marín-Machuca, O., Chacón, R. D., Alvarez-Lovera, N., Pesantes-Grados, P., Pérez-Timaná, L., & Marín-Sánchez, O. 2023. Mathematical modeling of COVID-19 cases and deaths and the impact of vaccinations during three years of the pandemic in Peru. Vaccines, 11(11), 1648. https://doi.org/10.3390/vaccines11111648

Ministério de Minas e Energia. 2024. PDE 2034: Caderno de custos geração e transmissão. Brasília: MME. Recuperado de https://www.gov.br/mme/pt-br/assuntos/secretarias/sntep/publicacoes/plano-decenal-de-expansao-de-energia/pde-2034/cadernos/caderno-de-custos-geracao-e-transmissao_pde2034-1.pdf/view

Mokhtari, H. A., Bagheri, M., Mirbagheri, S. A., & Akbari, A. 2020. Performance evaluation and modelling of an integrated municipal wastewater treatment system using neural networks. Water Environ. J., 34(1), 622–634. https://doi.org/10.1111/wej.12565

Mor, S., & Ravindra, K. 2023. Municipal solid waste landfills in lower- and middle-income countries: Environmental impacts, challenges and sustainable management practices. Process Saf. Environ. Prot., 174, 510–530. https://doi.org/10.1016/j.psep.2023.04.014

Moura, T. L. M. 2023. Caracterização gravimétrica dos resíduos sólidos de um aterro sanitário em Belém do Brejo do Cruz/PB (Trabalho de Conclusão de Curso, Graduação em Engenharia Ambiental). Universidade Federal do Rio Grande do Norte, Natal, RN, Brasil.

Mujtaba, M. A., Munir, A., Imran, S., Nasir, M. K., Muhayyuddin, M. G., Javed, A., Mehmood, A., Habila, M. A., Fayaz, H., & Qazi, A. 2024. Evaluating sustainable municipal solid waste management scenarios: A multicriteria decision making approach. Heliyon, 10(4), e25788. https://doi.org/10.1016/j.heliyon.2024.e25788

Nascimento, D. P., Menezes, V. L., Carvalho, M., & Chacartegui, R. 2019. Energy analysis of products and processes in a sanitary landfill. IET Renew. Power Gener., 13(7), 1063–1075. https://doi.org/10.1049/iet-rpg.2018.5777

Naveen, B. P., & Fard, M. K. 2022. Estimation of methane emission and electricity generation potential from Mavallipura landfill site, India. Iran. J. Sci. Technol. Trans. Civ. Eng., 46(3), 2531–2541. https://doi.org/10.1007/s40996-022-00857-2

Oliveira, M. C. V., Klafke, R., & Chaerki, S. F. 2021. The challenge of urban solid waste management in Brazil. Econ. Soc. Territ., 22(68), 177–206. https://doi.org/10.22136/est20221738

Paddy, E. Y., Namondo, B. V., Fopah-Lele, A., Foba-Tendo, J., Ibrahim, F. S., & Tanyi, E. 2024. Assessment of the energy potential of municipal solid waste: A case study of Mussaka dumpsite, Buea Cameroon. Bioresour. Technol. Rep., 25, 101784. https://doi.org/10.1016/j.biteb.2024.101784

Park, J., Cayetano, R. D. A., Kim, G.-B., Jo, Y., Kwon, Y., Lei, Z., & Kim, S.-H. 2022. Sludge disintegration and anaerobic digestion enhancement by alkaline-thermal pretreatment: Economic evaluation and microbial population analysis. Bioresour. Technol., 346, 126594. https://doi.org/10.1016/j.biortech.2021.126594

Penaia, L. T., Bonnet, S., & Gheewala, S. H. 2025. Towards environmentally sustainable municipal solid waste management in Pacific small islands: A life-cycle assessment study in Samoa. J. Mater. Cycles Waste Manag., 27(5), 3968–3983. https://doi.org/10.1007/s10163-025-02333-1

Penteado, R., Cavalli, M., Magnano, E., & Chiampo, F. 2014. The electric energy potential of landfill biogas in Brazil. Energy Policy, 65, 150–164. https://doi.org/10.1016/j.enpol.2013.10.028

Qasim, S. R. 1999. Wastewater treatment plants: Planning, design and operation (2nd ed.). Lancaster, PA: Technomic Publishing Company.

Rafey, A., & Siddiqui, F. Z. 2023. Modelling and simulation of landfill methane model. Clean. Energy Syst., 5, 100076. https://doi.org/10.1016/j.cles.2023.100076

Ribeiro, E. M., Barros, R. M., Tiago Filho, G. L., Santos, I. F. S., Sampaio, L. C., Santos, T. V., Silva, F. G. B., Silva, A. P. M., & Freitas, J. V. R. 2018. GHG avoided emissions and economic analysis by power generation potential in posture aviaries in Brazil. Renew. Energy, 120, 524–535. https://doi.org/10.1016/j.renene.2018.01.005

Rodrigues, A. F. S., Sales, M. B., Braz, A. K. S., Bizerra, V. C., Sousa, P. S., Lima, R. K. C., Guimarães, A. P., Souza, M. C. M., Lopes, A. A. S., & Junior, P. G. S. 2024. An in-depth exploration of recent advances and promising outlooks in biogas production. J. Renew. Sustain. Energy, 16(3), 1. https://doi.org/10.1063/5.0174272

Rodrigues, C. I. D., Brito, L. M., & Nunes, L. J. R. 2023. Soil carbon sequestration in the context of climate change mitigation: A review. Soil Syst., 7(3), 64. https://doi.org/10.3390/soilsystems7030064

Rosenboom, J.-G., Langer, R., & Traverso, G. 2022. Bioplastics for a circular economy. Nat. Rev. Mater., 7(2), 117–137. https://doi.org/10.1038/s41578-021-00407-8

Sabeti, Z., Nosratnejad, S., Mousavi, M., & Mosaferi, M. (2025). Assessment of electricity generation potential and economic analysis through different municipal solid waste management scenarios: A case study. *Biomass Convers. Biorefinery, 15*(15), 21883–21895. https://doi.org/10.1007/s13399-022-03525-7

Saghir, M., Chbihi, M., Tahiri, M., & Naimi, Y. 2018. Estimated production of electrical energy for the controlled landfill in Fez (Morocco) by the Land-GEM model of US EPA. American Journal of Earth Science and Engineering, 1(2), 137–142. https://doi.org/10.4172/2155-6199-C1-014

Santos, I. F. S., Barros, R. M., Tiago Filho, G. L. 2018. Economic study on LFG energy projects in function of the number of generators. *Sustain. Cities Soc., 41*, 587–600. https://doi.org/10.1016/j.scs.2018.04.029

Scur, G. 2026. Brazil's circular economy response to plastic pollution: Public policies and stakeholder initiatives. Resour. Conserv. Recycl., 225, 108628. https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2025.108628

Setu, S., Pangkaj, K. M., Rafizul, I. M., Kraft, E., & Berner, S. 2023. Prediction of methane emissions and electrical energy generation potential from MSW landfill in Khulna city of Bangladesh: A model-based approach. Clean Technol. Environ. Policy, 26(4), 1261–1279. https://doi.org/10.1007/s10098-023-02682-1

Shi, X., Zhao, J., Chen, L., Zuo, J., Yang, Y., Zhang, Q., Qin, Z., & Zhou, J. 2019. Genomic dynamics of full-scale temperature-phased anaerobic digestion treating waste activated sludge: Focusing on temperature differentiation. Waste Manag., 87, 621–628. https://doi.org/10.1016/j.wasman.2019.02.041

Silva, T. R., Barros, R. M., Tiago Filho, G. L., Santos, I. F. S. 2017. Methodology for the determination of optimum power of a Thermal Power Plant (TPP) by biogas from sanitary landfill. *Waste Manag., 65*, 75–91. https://doi.org/10.1016/j.wasman.2017.04.018

Smith, B. A., Bancej, C., Fazil, A., Mullah, M., Yan, P., & Zhang, S. 2021. The performance of phenomenological models in providing near-term Canadian case projections in the midst of the COVID-19 pandemic: March and April, 2020. Epidemics, 35, 100457. https://doi.org/10.1016/j.epidem.2021.100457

Sorrels, J. L., Coburn, J., Bradley, K., & Randall, D. 2019. Flares (EPA Air Pollution Control Cost Manual, Section 3.2, Chapter 1). U.S. Environmental Protection Agency. https://www.epa.gov/sites/default/files/2019-08/documents/flarescostmanualchapter7thedition_august2019vff.pdf

Soujanya, D., & Basha, B. M. 2024. Component and system reliability assessment of landfill cover systems using pseudostatic and pseudodynamic methods. Int. J. Geomech., 24(11), 1. https://doi.org/10.1061/ijgnai.gmeng-10239

Souza, Z., Santos, A. H. M., & Bortoni, E. C. 2009. *Centrais hidrelétricas: Implantação e comissionamento* (2ª ed.). Interciência.

Stephen. 2026. How to choose the best biogas compressor: A complete buying guide. SmartBuy. https://smartbuy.alibaba.com/buyingguides/biogas-compressor

Suhardono, S., Fitria, L., Suryawan, I. W. K., Ulhasanah, N., Sari, M. M., Septiariva, I. Y., & Prayogo, W. 2024. Multidimensional factors of community behavioral responses and implications to landfill closures: A case study in Yogyakarta, Indonesia. Environ. Adv., 16, 100533. https://doi.org/10.1016/j.envadv.2024.100533

Thulasinathan, B., Jayabalan, T., Arumugam, N., Kulanthaisamy, M. R., Kim, W., Kumar, P., Govarthanan, M., & Alagarsamy, A. 2022. Wastewater substrates in microbial fuel cell systems for carbon-neutral bioelectricity generation: An overview. Fuel, 317, 123369. https://doi.org/10.1016/j.fuel.2022.123369

Verma, G., & Reddy, K. R. 2024. Review of carbon sequestration by alkaline industrial wastes: Potential applications in landfill biogeochemical cover systems. J. Mater. Cycles Waste Manag., 26(4), 1934–1958. https://doi.org/10.1007/s10163-024-01975-x

World Bank. 2004. Handbook for the preparation of landfill gas to energy projects in Latin America and the Caribbean. Conestoga-Rovers & Associates. Acesso em 12 jun. 2024, de http://www.wdsworldbank.org/external/default/WDSContentServer/WDSP/IB/2005/08/09/000160016_20050809131543/Rendered/PDF/332640handbook.pdf

World Bank. 2021. Infrastructure costs for biogas transport and storage.

Yang, Y., Wang, J., Chong, K., Bridgwater, A. V. 2018. A techno-economic analysis of energy recovery from organic fraction of municipal solid waste (MSW) by an integrated intermediate pyrolysis and combined heat and power (CHP) plant. Energy Convers. Manag., 174, 406–416. https://doi.org/10.1016/j.enconman.2018.08.033

Yokokawa, N., Amasawa, E., & Hirao, M. 2021. Design assessment framework for food packaging integrating consumer preferences and environmental impact. Sustain. Prod. Consum., 27, 1514–1525. https://doi.org/10.1016/j.spc.2021.03.027

Zhazhkov, V. V., Politaeva, N. A., Velmozhina, K. A., Shinkevich, P. S., & Norov, B. K. 2024. Production of biogas from organic waste at landfills by anaerobic digestion and its further conversion into biohydrogen. Int. J. Hydrog. Energy, 70, 779–785. https://doi.org/10.1016/j.ijhydene.2024.03.062

Zhen, G., Lu, X., Kato, H., Zhao, Y., & Li, Y.-Y. 2017. Overview of pretreatment strategies for enhancing sewage sludge disintegration and subsequent anaerobic digestion: Current advances, full-scale application and future perspectives. Renew. Sustain. Energy Rev., 69, 559–577. https://doi.org/10.1016/j.rser.2016.11.187

Zorg Biogas GmbH. 2026. Double membrane gasholder, Dome shaped 1/4 D [Catálogo de equipamento]. Obtido em 17 de junho de 2026, de https://zorg-biogas.com/equipment/biogas-gasholders/double-membrane-gasholder-dome-shape-1_4d

7. ARTIGO 4 - ÍNDICE DE DESEMPENHO GEOTÉCNICO PARA VALIDAR EFICIÊNCIA DA COBERTURA DE ATERRO: PRODUÇÃO MAIS LIMPA E ECONOMIA CIRCULAR NA REGIÃO SEMIÁRIDA BRASILEIRA *

RESUMO

A eficiência da camada de cobertura na retenção de gases em aterros sanitários é fundamental para mitigar impactos ambientais e reduzir incertezas na modelagem de biogás. Este estudo aplica o Índice de Desempenho Geotécnico (IDG) para avaliar a relação espacial entre propriedades geotécnicas e emissões de gases de efeito estufa (GEE) em um aterro no Nordeste do Brasil. Os dados foram obtidos por meio de ensaios laboratoriais do solo da jazida, *in situ* (placa de fluxo, umidade e densidade) em 21 pontos da camada de cobertura e da caracterização físico-mecânica do solo. A krigagem foi utilizada para interpolação espacial dos dados por meio do software QGIS® (plugin Smart Map), e o software GeoDa® (I'Moran) para análise da correlação espacial entre os parâmetros geotécnicos, IDG e as emissões de CO_2 e CH_4. O IDG integrou parâmetros como umidade (w), grau de compactação (GC), densidade seca (γ_d), índice de vazios (e), porosidade (n) e grau de saturação (S). As concentrações de CH_4 indicam que, dos 21 pontos analisados, 95% registraram valores médios menores que 4 %. O principal *hotspot* de CO_2, apresentou fluxo >300 $g.m^{-2}.d^{-1}$, enquanto para CH_4 foi de 39 $g.m^{-2}$ d^{-1}. O IDG foi adequado para avaliar a eficiência da camada de cobertura do aterro, apresentando correlações espaciais positivas com os fluxos de CO_2 (Moran's I = 0,105) e CH_4 (Moran's I = 0,064). A correlação espacial demonstrou que melhorias geotécnicas integradas podem reduzir emissões, fortalecendo o papel da camada de cobertura como barreira física no controle de GEE. As contribuições revelam que o desempenho da cobertura deve ser compreendido em um contexto de efeito acoplado, no qual aspectos geotécnicos, ambientais e biogeoquímicos interagem. Assim, intervenções pontuais podem gerar respostas integradas, fornecendo subsídios para decisões mais assertivas na gestão de aterros e mitigação das mudanças climáticas.

Palavras-chave: Mitigação climática; Mapeamento geoestatístico; Eficiência geotecnia; Geotecnia ambiental; Correlação espacial.

Nota:

***** O artigo 4 foi publicado na revista *Geomechanics for Energy and the Environment*. E esta seção descreve a última versão submetida e aprovada pela revista. Para ter acesso ao trabalho basta acessar o link do doi: https://doi.org/10.1016/j.gete.2026.100795.

7.1. Introdução

A camada de solo compactado que cobre os aterros pode ser eficiente na mitigação das emissões de gases fugitivos, desde que suas características geotécnicas sejam preservadas ou melhoradas.[1,2] Essa eficiência pode ser medida por um índice que considera parâmetros como grau de compactação, densidade in situ, razão de vazios, porosidade, umidade e grau de saturação.[3,4,5]

Esses parâmetros são essenciais para garantir a estabilidade da cobertura, prevenir a infiltração de água e conter os gases gerados pela decomposição dos resíduos.[6,7,8] Essas variáveis de estado controlam fundamentalmente a curva de retenção de água do solo e as funções de permeabilidade, determinando assim a eficácia da cobertura em restringir a migração de biogás e limitar a percolação da precipitação para a massa de resíduos.[9,10] Consequentemente, o Índice de Desempenho Geotécnico (IDG) deve integrar esses parâmetros simultaneamente para considerar as interações acopladas entre eles, em vez de avaliar cada variável de forma independente. Efeitos acoplados referem-se às interações entre diferentes parâmetros geomecânicos do solo da camada de cobertura.[11]

De acordo com Pu *et al*.[12] Ignorar esses efeitos pode causar erros significativos na estimativa de respostas em modelos que utilizam variáveis de entrada. No entanto, o IDG não deve ser aplicado apenas a pontos únicos de cobertura. É necessário considerar sua distribuição espacial e, preferencialmente, temporal. Isso ocorre porque os parâmetros geotécnicos podem variar com o clima, os processos físico-químicos e biológicos da camada de cobertura, bem como o funcionamento do próprio aterro.[13]

No Nordeste do Brasil, uma região marcada por suas condições geoclimáticas únicas, a quantificação e o entendimento espacial tanto da camada final de cobertura quanto das emissões fugitivas são essenciais para a implementação de tecnologias de conversão de energia e políticas de mitigação.[14] Aumentar o entendimento em meio à escassez de ferramentas para compreender essas variáveis do solo, considerando o fluxo de gases, é essencial para o desenvolvimento sustentável[15] e a neutralidade de carbono[16]. A mitigação das emissões fugitivas atende aos objetivos centrais dos Objetivos de Desenvolvimento Sustentável (ODS) (6, 7 e 13), como a ação contra as mudanças climáticas globais.[17]

Estudos recentes, como Du *et al*.[18] e Giordano *et al*.[19] empregaram o método da câmara de fluxo para investigar taxas de emissão em diferentes áreas de aterros sanitários municipais de resíduos sólidos. Du *et al.*[18] e Giordano *et al*.[19] expandiu o uso das câmaras de fluxo para diferentes áreas, revelando variações consideráveis nas taxas de emissão de gases de efeito

estufa (GEE). Essas variações são esperadas para esse tipo de desenvolvimento e devem ser consideradas em modelos de emissão de gases tanto em níveis temporais quanto espaciais.

Um estudo clássico de Rolston20 constatou que o método da placa de fluxo estática é eficaz para determinar o fluxo de gases na superfície do solo e tem sido historicamente o método mais amplamente aplicado para quantificar as emissões de CH_4 nas camadas superficiais de aterros sanitários21, embora esses dados devam ser vistos como sintomas de um evento isolado. Mas essas informações podem ser adicionadas aos modelos para entender o comportamento do projeto ao longo do tempo.

A importância da forma e metodologia da coleta da amostra foi analisada por Giordano *et al*.[19] Eles determinaram a eficiência da coleta de gás de aterro sanitário com dados de medições *in situ* existentes e descobriram que o tamanho da amostra em microescala (medições de câmara de fluxo) teve a maior magnitude de impacto na estimativa da eficiência da coleta de gás de aterro.

A variabilidade espacial das propriedades do solo introduz incertezas inerentes que podem afetar significativamente a confiabilidade das avaliações de desempenho geotécnico.[22,23] Portanto, outro fator importante a considerar é um método de interpolação geoespacial que estima valores em locais não amostrados com base em dados coletados em pontos próximos. Interpolação por kriging, conforme relatado por Zhang *et al*. [24] proporcionou maior precisão na modelagem de emissões, reduzindo incertezas nas estimativas de fluxo para gases como CO_2 e CH_4 na camada de cobertura do solo compactado. Para melhorar a precisão na previsão dessas emissões, ferramentas avançadas como o Smart Map para interpolação por kriging também se mostraram superiores aos métodos tradicionais, como ponderação inversa de distâncias, e são recomendadas para analisar parâmetros e atributos do solo.[25,26]

Apesar do papel reconhecido das coberturas de solo compactado na mitigação das emissões de gases fugitivos de aterro, as avaliações atuais ainda tendem a tratar variáveis geotécnicas do estado (por exemplo, densidade, umidade e grau de saturação) e medições de fluxo de gás superficial como evidências parcialmente desconexas. Como resultado, permanece (i) a falta de mecanismos e estruturas metodológicas para avaliar como processos acoplados dentro da camada de cobertura (estado hidromecânico interagindo com transporte e emissão de gás) controlam conjuntamente a eficiência da cobertura, e (ii) a ausência de um índice prático e quantitativo de eficiência que incorpore esses efeitos acoplados para suportar comparações consistentes entre o espaço.

Para abordar essas lacunas, este estudo propõe um IDG que integra parâmetros geotécnicos chave com o comportamento fugitivo de emissão de GEE, tratando explicitamente

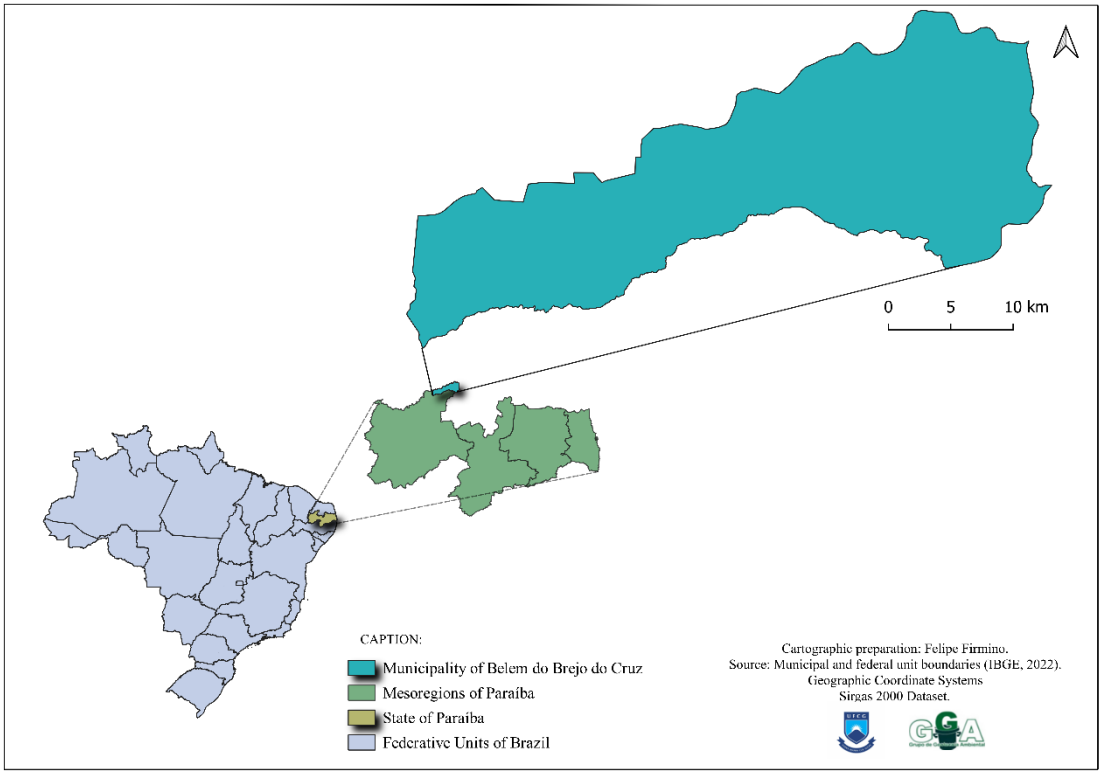
sua influência acoplada na eficiência da cobertura. O índice é avaliado por meio de dados de campo distribuídos espacialmente e mapeamento geoestatístico, permitindo o zoneamento eficiente em toda a cobertura do aterro sanitário e apoiando decisões operacionais. Além disso, o artigo vincula resultados baseados em cenários de CO_2 e $CO_{2\text{-eq}}$ a receitas potenciais sob pressupostos conservadores, moderados e otimistas de comércio de carbono, integrando desempenho geotécnico, ambiental e financeiro.

7.2. Material e métodos

7.2.1. Area de estudo

O estudo foi realizado no Aterro Sanitário e Industrial, localizado em Fazenda Marabá, às margens da Rodovia PB-321, Km 2,6, no município de Belém do Brejo do Cruz, estado do Paraíba, Brasil. O município tem uma população de 6.268 habitantes em uma área de 601,549 km², resultando em uma densidade populacional de 10,42 habitantes/km² e um Índice de Desenvolvimento Humano (IDH) de 0,578 (Figura 7.1).[27]

Figura 7.1 – Mapa de localização do município de Belém do Brejo do Cruz.



O aterro sanitário começou a operar em 2008, inicialmente recebendo resíduos industriais. Em 2020, expandiu suas operações para incluir o descarte e tratamento de Resíduos

Sólidos Urbano (RSU), atualmente atendendo à demanda de 11 municípios da região e empresas privadas.

O aterro recebe uma variedade de resíduos, incluindo:

Resíduos da indústria: fluidos e cascalhos de perfuração, metais pesados, sais solúveis, óleos e graxas; Resíduos comerciais e industriais: de escritórios, limpezas de quintais e jardins, e resíduos de processos de fabricação; Resíduos de Serviços de Saúde: materiais contendo agentes biológicos, produtos químicos e objetos cortantes; RSU: resíduos de limpeza doméstica e urbana.

O projeto ocupa uma área total de 29,07 hectares (aproximadamente 290.700 m²), composta por diferentes setores funcionais. As células de descarte total de cerca de 18,5 ha, projetadas para receber e confinar os diversos tipos de resíduos autorizados. Para o local do estudo, atualmente há apenas uma célula com dimensões de 100 x 100 metros (10.000 m^2). Até o presente estudo, o aterro sanitário RSU recebia cerca de 57 toneladas de RSU diariamente e atualmente possui 21 diques de resíduos industriais (RI). No entanto, este estudo focará na camada de cobertura da célula que recebe RSU.

7.2.2. Caracterização geotécnica da camada de cobertura

O solo da pedreira usado para a camada final de cobertura do Aterro Sanitário e Industrial de Belém do Brejo do Cruz (ASIBBC) foi caracterizado por meio de testes padronizados para determinar suas propriedades físicas e mecânicas (Tabela 7.1). As amostras de solo foram coletadas em pontos representativos do local e preparadas de acordo com a norma NBR 6457.[28] O solo era seco ao ar, esfarelado e peneirado para separar a fração a ser usada nos testes laboratoriais. A umidade natural do solo foi determinada imediatamente após a coleta.

A massa específica dos grãos do solo foi determinada de acordo com a NBR 6458.[29] Os limites de liquidez e plasticidade foram obtidos de acordo com as normas NBR 6459 (ABNT)[30] e NBR 7180 [31,] respectivamente. A distribuição granulométrica do solo foi determinada de acordo com a NBR 7181,32, combinando os métodos de peneiramento e sedimentação. A fração grossa foi analisada por peneiramento, enquanto a fração fina foi determinada por sedimentação usando um densímetro de Bouyoucos. O teste de compactação foi realizado de acordo com a NBR 7182,33, utilizando a energia normal do proctor.

Tabela 7.1. Ensaios de caracterização do solo da camada de cobertura final do ASIBBC.

Ensaio	Relevância	Norma
Preparação da amostra	Garante reprodutibilidade e confiabilidade dos ensaios.	NBR 6457 [28]
Massa específica dos grãos	Necessária para cálculos de porosidade, índice de vazios.	NBR 6458 [29]

Limite de liquidez	Define o comportamento do solo em diferentes teores de umidade.	NBR 6459 [30]
Limite de plasticidade	Auxilia na identificação e classificação do solo quanto à plasticidade.	NBR 7180 [31]
Compactação (Proctor Normal)	Determina a umidade ótima e densidade seca máxima.	NBR 7181 [32]
Análise granulométrica	Avalia a distribuição dos tamanhos de partículas, essencial para prever permeabilidade.	NBR 7182 [33]
Permeabilidade ao ar	Indica a capacidade de transmissão de gases, relevante para controle de emissões.	D6539 [34]

7.2.3. Ensaios de placa de fluxo

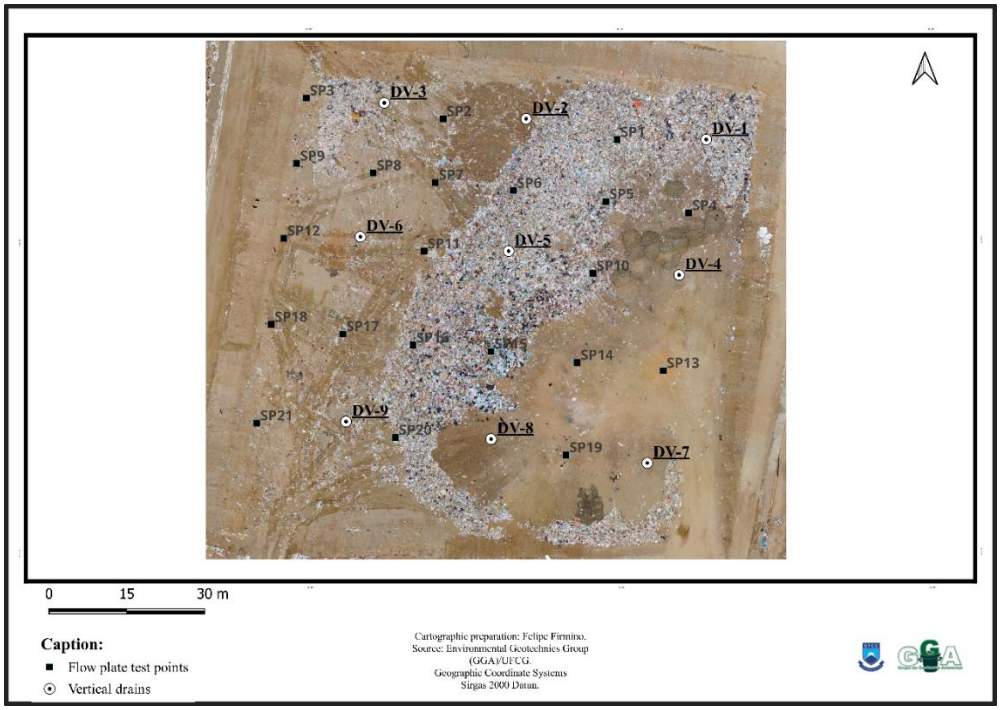
O número necessário de medições de densidade de fluxo foi estimado usando a fórmula apresentada na Equação 1, conforme recomendado pelas diretrizes EPA[35] dos EUA e reafirmado pela Environment Agency of Wales[36], para determinar o número de medições específicas necessárias sobre a área da superfície do aterro, para um erro alvo de 20%.[37]

$$n = 6 + (0.15 \cdot \sqrt{Z}) \quad (1)$$

onde, n = Número de testes representativos; Z = Área de superfície (10.000 m^2).

O sistema de drenagem de gás do aterro possui nove drenos verticais, estrategicamente posicionados para coletar e conduzir os fluxos de gás produzidos pela decomposição do MSW. A camada de cobertura foi submetida a análise geotécnica, adotando um procedimento de amostragem estatística para representar todo o comprimento dessa camada: vinte e um pontos de teste foram definidos como Pontos de Solo (SP1 a SP21), distribuídos homogeneamente, conforme mostrado na Figura 7.2.

Figura 7.2 – Distribuição espacial dos pontos definidos para a placa de fluxo e testes de densidade *in situ* da célula RSU do ASIBBC.



A Figura 7.3 mostra as configurações da placa de fluxo composta por uma câmara fechada de aço inoxidável com espessura de 0,002 m, dimensões de 0,60 m x 0,60 m, altura de 0,05 m, área útil de 0,16 m² (0,40 m x 0,40 m) e volume útil de 0,008 m³. A placa contém três conexões fixas de saída no topo para acoplamento de equipamentos de medição. A variação nas concentrações de gases acumulados dentro da câmara ao longo do tempo tornou possível calcular o fluxo de gases através da camada de cobertura da célula RSU estudada.

Figura 7.3 – Placa de fluxo fechado para medição no local.



Source: Araújo.[38]

Após a instalação da placa, o teste começou imediatamente na superfície da célula RSU do ASIBBC, com medições simultâneas da concentração e temperatura do gás. As leituras eram feitas a cada 1 minuto durante os primeiros 5 minutos e depois espaçadas em intervalos de 5 minutos. A duração total do teste foi de 40 minutos para cada ponto analisado. Selecionar uma altura adequada da câmara e usar um curto período de tempo para a medição reduz significativamente os erros na placa de fluxo. A execução dos testes seguiu as recomendações estabelecidas por Moreira *et al*.[39] O sistema de placa de fluxo foi conectado a um detector portátil de gás (Dräger X-am 8000), conforme descrito por Lemos *et al*.[40] O cálculo do fluxo de massa de gás seguiu a Equação 2, proposta por Czepiel *et al*.[41]

$$Q = \frac{V}{A} \cdot \rho \cdot \frac{\Delta C}{\Delta t} \cdot \frac{273.15}{(273.15 + T_{\text{int}})} \cdot \frac{P_{atm}}{P_0} \cdot (86400) \qquad (2)$$

onde, Q = Fluxo de massa de gás ($g.m^{-2}.dia^{-1}$); V = Volume útil da placa (m^3); A = Área útil da placa (m^2); $\Delta C/\Delta t$ = Variação da concentração de gás (CH_4 ou CO_2) em em função do tempo (%v/v/min); ρ = Densidade gasosa (CH_4 = 0,714 g/L; CO2 = 1,964 g/L); T_{int} = Temperatura dentro da placa; 86400 = Conversão de segundos para dias; *P0* =1000 *hPa*.

As séries de tempo de concentração medidas durante cada implantação de 40 minutos na câmara foram ajustadas por mínimos quadrados comuns usando duas abordagens para controle de qualidade e robustez. Um ajuste linear foi aplicado para capturar a taxa de acumulação quase-estacionária, e a inclinação b foi usada diretamente no cálculo massa-fluxo. Paralelamente, as concentrações foram somadas cumulativamente e ajustadas com a função cumulativa logarítmica/empírica adotada para representar comportamento integrado e reduzir a sensibilidade a ruídos ou transitórios de tempo precoce. Diferenças em R^2 entre os ajustes foram interpretadas como um indicador de estabilidade temporal (maior R^2 para o ajuste cumulativo indica um sinal mais consistente). Esses parâmetros ajustados foram usados apenas para triagem por estimativa de fluxo e não foram usados para calibrar ou avaliar qualquer modelo preditivo.

Após o teste, a placa foi removida para que a densidade *in situ* do solo pudesse ser determinada. Para isso, um cilindro de crimpagem foi inserido no solo em cada ponto analisado, de acordo com os procedimentos estabelecidos pela NBR 9813.[42] Posteriormente, as amostras de solo foram enviadas ao Laboratório de Geotecnia Ambiental da Universidade Federal de Campina Grande (UFCG) para determinação do teor de umidade, seguindo as diretrizes do NBR 6457.[28]

7.2.4. Índice de desempenho geotécnico da camada de cobertura

Avaliar o desempenho ambiental-geotécnico dos sistemas de cobertura de aterros requer a integração de variáveis do estado do solo que controlem a resistência, deformabilidade e hidráulica (transporte de gás). Neste estudo, o IDG, é definido como uma pontuação adimensional e ponderada que combina variáveis geotécnicas normalizadas medidas (ou derivadas) em cada uma (SP1–SP21), produzindo valores entre −1 e +1.

O IDG proposto integra as seguintes variáveis: conteúdo gravimétrico de água (w), grau de compactação (C), peso unitário seco (γd), razão de vazio (*e*), porosidade (η) e saturação (S). As variáveis *e*, η e S não são medidas diretamente; em vez disso, elas são calculadas a partir de dados laboratoriais e de campo usando solo padrão, conforme expresso pelas Equações 3, 4 e 5, respectivamente.

$$e = \frac{V_v}{V_s} \tag{3}$$

$$\eta = \frac{V_v}{V_t} \tag{4}$$

$$S = \frac{V_w}{V_v} \quad (5)$$

onde, *e* = Índice de vazio; Vv = Volume de vazios; V = volume de sólidos; η = Porosidade; VT = Volume total; Vw = Volume de água.

O IDG é calculado normalizando as variáveis em cada uma (SP1-SP21) usando o método do escore z (Eq. 6) e, posteriormente, aplicando a função tangente hiperbólica (tanh) (Eq. 7), seguindo Tomadon *et al*.[85] Esse procedimento restringe os valores do índice ao intervalo (-1,1) e reduz a influência dos valores extremos.

$$z = \frac{X - \mu}{\sigma} \quad (6)$$

$$IDG = \sum_{i=1}^{n} \omega_i \cdot \tanh(z_{p_i}) \quad (7)$$

onde, z = Pontuação da variável SP; X = Variável geotécnica no ponto SP; μ = Média da variável; σ = Desvio padrão da variável; $\tanh(z_{p_i})$ = Função tangente hiperbólica aplicada ao z-score para suavizar os extremos;n = Número total de variáveis e ω = Peso atribuído à variável (soma = 1).

O uso de pesos iguais e normalizados garante que o índice composto seja uma combinação convexa de seus componentes e preserve a interpretabilidade. Essa abordagem aumenta a transparência e facilita a comparação entre estudos. Assim, todas as variáveis receberam pesos iguais, fornecendo uma linha de base transparente e reprodutível, evitando priorização subjetiva entre indicadores e seguindo diretrizes de construção com indicadores compostos.[43]

O GPI foi classificado em quartis para facilitar a interpretação dos resultados. Os intervalos e suas respectivas classificações são Q1 (Ruim): GPI ≤ -0,5; Q2 (Razoável): -0,5 < GPI ≤ 0,0; Q3 (Bom): 0,0 < GPI ≤ 0,5 e Q4 (Excelente): GPI > 0,5. Essa abordagem divide os resultados em quatro categorias distintas, permitindo que padrões e tendências sejam identificados de forma clara e objetiva.

7.2.5. Efeitos da camada de cobertura no potencial de aquecimento global

Para estimar as emissões totais de gás da superfície do aterro, os valores médios do fluxo de massa superficial (Q) dos 21 pontos de medição foram usados para os gases CH4 e CO2. A área total da camada de cobertura foi usada no cálculo, e as emissões anuais foram estimadas de acordo com a Equação 8. Para a conversão de emissões para equivalente de dióxido de

carbono (tCO2-eq), foi aplicado um Potencial de Aquecimento Global (GWP) de 28, conforme adaptado do IPCC[44], determinado pela Equação 9.

$$Q_t = \frac{Q \cdot A \cdot t}{1.000.000} \tag{8}$$

$$tCO_{2eq} = Q_t \cdot GWP \tag{9}$$

onde, A = Área do aterro sanitário (10.000 m²); t = tempo (365 dias); Q_t = Emissão total de fluxo de gás (t/ano); GWP = Potencial de aquecimento global do gás (28 para CH4 e 1 para CO2); As emissões de fluxo foram convertidas dividindo por 1.000.000 para obter o resultado em toneladas.

Para estimar e analisar as mudanças anuais (crescimento e redução) dos valores do cenário, foi utilizada a taxa de crescimento geométrica (GGR), segundo Santos Júnior *et al*.[45] e Diniz *et al*.[46] expresso como percentual anual (% a.a.) pela Equação 10.

$$GGR = \left(\sqrt[n]{\frac{V_t}{V_0}} - 1 \right) \cdot 100 \tag{10}$$

onde, V_t = valor do USD do cenário (conservador, moderado e otimista) no último ano (2045); V_0 = valor do USD do cenário (conservador, moderado e otimista) no ano inicial (2025); n = variação temporal (expressa em anos totais).

Os caminhos de redução (30% até 2035; 50% até 2045) foram definidos como marcos conservadores e consistentes com políticas, alinhados ao compromisso climático do Brasil sob o Acordo de Paris de reduzir as emissões líquidas de GEE de 59–67% abaixo de 2005 até 2035 e buscar a neutralidade climática até 2050. Para estimar as receitas potenciais resultantes da mitigação dessas emissões, três cenários foram definidos, considerando reduções de emissões de 30% entre 2025 e 2035 e 50% entre 2036 e 2045. Os cenários foram estabelecidos com base nos seguintes valores de mercado de créditos de carbono: Cenário 1 (conservador): USD 5,00 por tCO2eq; Cenário 2 (moderado): USD 15,00 por tCO2eq; e Cenário 3 (otimista): USD 50,00 por tCO2eq. Em todos os cenários, assumiu-se uma taxa anual de crescimento de 5% para o valor de mercado dos créditos de carbono durante o período projetado.

7.2.6. Análise de correlação geoestatística

A análise estatística descritiva foi aplicada aos dados de vazão de massa e concentrações de CH_4 e CO_2, bem como aos parâmetros geotécnicos: umidade (w) grau de compactação (C),

densidade seca *in situ* (γd), índice de vazio (*e*), porosidade (*n*) e grau de saturação (S). Os valores mínimo, máximo, médio, mediana, intervalo e desvio padrão foram usados para caracterizar a tendência central e a dispersão dos dados.

Para interpolar os 21 pontos, o kriging foi usado como método geoestatístico, reconhecido por sua capacidade de gerar estimativas imparciais de variáveis espaciais.[47] Essa técnica é amplamente utilizada em ciência da computação, estudos florestais e pesquisas sobre emissões atmosféricas.[24, 48, 49]

A interpolação foi realizada no QGIS usando o plugin Smart Map (pixel = 2), desenvolvido por Pereira *et al*.[50] modelos teóricos de semivariograma foram testados (linear, linear com sillar, exponencial, esférico e gaussiano), selecionando aquele que melhor se adequava aos dados.

Após as interpolações, análises de correlação espacial foram usadas para expandir a análise da influência dos parâmetros geotécnicos nas emissões de CO_2 e CH_4 com técnicas locais (I'Moran local). Nesse sentido, garantir maior robustez metodológica. A dependência espacial foi avaliada usando índices de Moran globais e locais aplicados às variáveis estudadas.

Os índices de Moran são comumente usados para verificar a dependência espacial de variáveis espaciais.[24] O cálculo do I'Moran global foi baseado na Equação 11, enquanto o I'Moran local foi determinado de acordo com a Equação 12.

$$I_g = \frac{n\sum_{i=1}^{n}\sum_{j=1}^{n} W_{ij}(Z_i - \bar{X})(X_j - \bar{X})}{\sum_{i=1}^{n}\sum_{j=1}^{n} W_{ij}\sum_{i=1}^{n}(X_i - \bar{X})^2} \quad (11)$$

$$I_i = Z_i \sum_{j-1}^{n} W_{ij} Z_j \quad (12)$$

Onde, Xi e Xj = Fluxo mássico das concentrações de CO_2 e CH_4, parâmetros geotécnicos do solo dos pontos interpolados i e j, respectivamente; $\bar{X}$ = Valor médio das variáveis; Wij = Matriz de pesos espaciais entre as unidades i e j (baseada na proximidade e conectividade estrutural dos pontos); Zi e Zj = Valores padronizados de observações das unidades espaciais i e j, respectivamente.

Classificou o índice global de Moran na faixa (- 1, 1), onde Ig> 0 indica aglomeração espacial positiva, $I_{(g)} < 0$ indica correlação espacial negativa e $I_g = 0$ indica distribuição espacial aleatória. A classificação dos I'Moran locais estava na faixa (- 1, 1), com I(i) > 0 indicando correlação positiva entre a observação e seus vizinhos; e Ii< 0 indicando dependência espacial negativa, sugerindo a presença de agrupamentos de valores altos cercados por valores baixos ou vice-versa. Essa análise pode indicar o nível de influência das variáveis do solo na retenção ou dispersão de gases através da camada de cobertura.

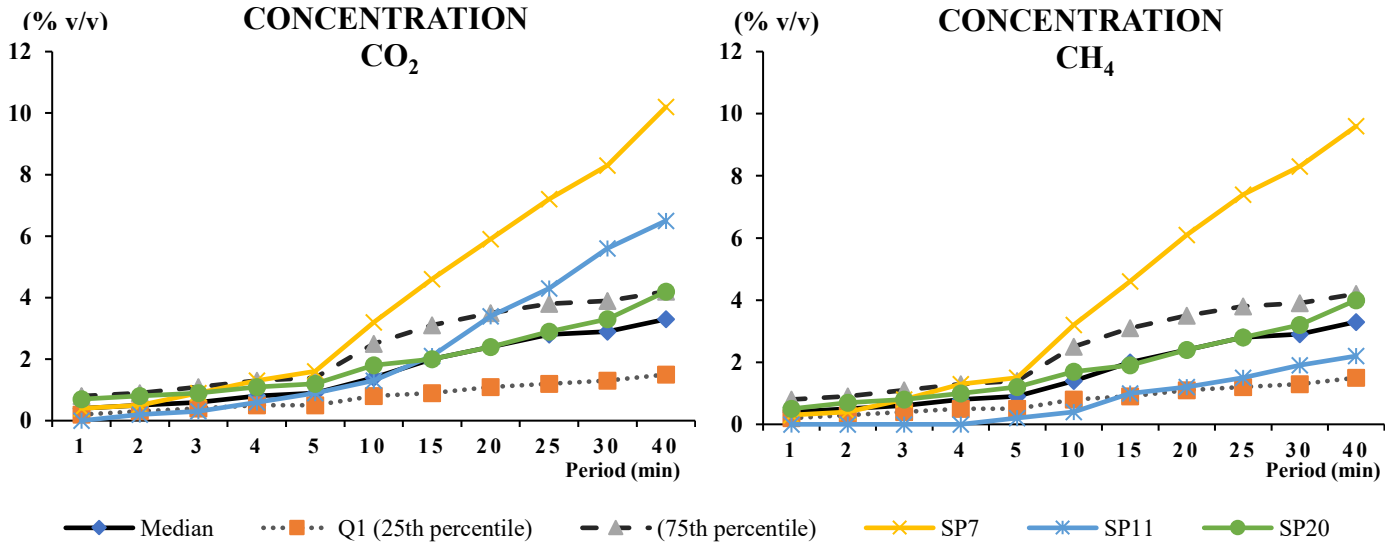
7.3. Resultados e discussão

7.3.1. Caracterização geotécnica e concentrações de gases CO2 e CH4 da camada de cobertura

O peso máximo específico seco de 19,10 kN/m3, associado à umidade ideal do solo de 11,6%, indica um potencial adequado para compactação. O solo possui baixa quantidade de seixos finos (2,87% seixos, 69,08% areia, 8,86% lodo e 19,19% argila), classificados como areia argilosa, o que pode resultar em maior porosidade efetiva e favorecer o transporte de gás se a compactação não for estritamente controlada. O índice de plasticidade de 22 indica que o solo possui certa capacidade de deformação plástica, o que é vantajoso para selar tanto líquidos quanto gases. No entanto, em condições secas (seca prolongada), solos com alto índice de plasticidade podem rachar, permitindo a formação de caminhos preferenciais para gases, o que pode explicar a emissão irregular observada no campo em alguns SPs.

O solo possuía características geotécnicas para atuar como uma cobertura de barreira, desde que fosse bem compactado e em um nível de umidade próximo ao ótimo. O MSW possui diversas características físicas que passam por transformação por meio de processos biológicos, o que reforça a necessidade de monitoramento contínuo. Com relação às concentrações médias de CO2 nos 21 pontos analisados (com a placa de fluxo) na camada compactada de cobertura do solo, houve uma variação a partir de 0.245% (SP1) para 4.37% (SP10), com valor máximo absoluto de 10,2% (SP7). Assim, os valores das emissões de gases fugitivos indicam forte heterogeneidade espacial, como mostrado na Figura 7.4.

Figura 7.4 – Evolução temporal das concentrações de CO_2 e CH_4 (% v/v) resumida pela faixa mediana e interquartil (Q1–Q3) entre as 21 SPs, com séries temporais representativas (SP7, SP11, SP20).



No período de novembro de 2024 a maio de 2025, as concentrações de CO_2 apresentam variações médias de 0,2% a 4,4%. A assimetria positiva predominante sugere a existência de zonas na camada compactada de cobertura do solo nos pontos amostrados com maior permeabilidade à água e ao ar. Pontos como SP7, SP10, SP13, SP15 e SP21 apresentaram valores médios acima de 3%. A curtose negativa observada indica que a distribuição tende a ser mais plana, menos propensa a picos. O ponto SP7 (alcance máximo de 10,2%) sinalizava áreas de gases de escape intensificados. É importante notar que a emissão de CO_2 pode estar relacionada à de CH_4 na camada compactada de cobertura do solo, por meio de bactérias metanotróficas.[51]

De acordo com Fosco *et al*.[52] há necessidade de metodologias inovadoras (execução rápida e capacidade de processamento) para quantificar as emissões fugitivas em aterros sanitários, a fim de evitar erros elevados nas estimativas de gás nesses desenvolvimentos.

A análise dos valores médios de CH_4 na superfície da camada de cobertura permitiu identificar três faixas de concentração. No primeiro grupo, com concentrações inferiores a 1%, estão os pontos SP1, SP2, SP3, SP5, SP8, SP9, SP12, SP16, SP17 e SP21, que indicam contenção adequada de gás. No segundo grupo, com concentrações entre 1% e 3%, estão os pontos SP4, SP6, SP11, SP15 e SP18, sugerindo eficiência moderada na cobertura de barreira, possivelmente associada a variações na permeabilidade do solo ou pequenas falhas no selo.

O terceiro grupo, caracterizado por concentrações superiores a 3%, compreende os pontos SP7 (9,6%), SP10 (5,1%), SP13 e SP20 (ambos 4,0%), SP14 (3,6%) e SP19 (3,9%), que indicam zonas de emissão ativa e possíveis falhas na cobertura, exigindo intervenções de manutenção específicas ou monitoramento mais detalhado para avaliar a influência de fatores naturais na dinâmica da liberação de metano. A formação de pontos quentes pode estar associada ao tipo de resíduos depositados, especialmente à presença de matéria orgânica no processo de degradação nas camadas mais profundas do aterro.

Esse processo favorece a geração de metano, que pode migrar para a superfície através de áreas de maior permeabilidade. Outro fator relevante são as irregularidades na compactação da camada de cobertura, que podem facilitar a fuga de gás em certos pontos, contribuindo para a variação espacial nas concentrações observadas. Os dados de concentração de CH_4 indicam que, entre os 21 SPs, 95% apresentaram concentrações médias de CH_4 abaixo de 4% v/v. Como apontado por Yilmaz *et al*.[53] A taxa de liberação está diretamente ligada às características físicas do solo de cobertura e dos processos de transporte gasoso. No entanto, processos oxidativos do CH_4 também podem alterar suas concentrações em emissões fugitivas, que já são influenciadas pela permeabilidade do solo ao ar.

7.3.2. Controle de permeabilidade e implicações para as emissões de gases de aterro

A permeabilidade intrínseca ($1{,}29\times10^{-14}$ m²) e a permeabilidade ao ar ($8{,}25\times10^{-9}$ m.s^{-1}) aumentam quando há menos ocupação de água no espaço poroso, refletindo um maior teor volumétrico de ar. O aumento da umidade ótima e do grau de saturação reduz a permeabilidade ao ar e, portanto, a capacidade de transporte gasoso.[8] Esse efeito decorre da menor conectividade entre os poros do ar, que limita tanto a difusão quanto a advecção dos gases, resultando em taxas de emissão mais baixas para a atmosfera. Araújo38 apresentou coeficientes semelhantes em seus resultados, na ordem de 10-9 m.s-1, tanto para o ar quanto para a água, reforçando a competição entre as fases líquida e gasosa pelo espaço poroso.

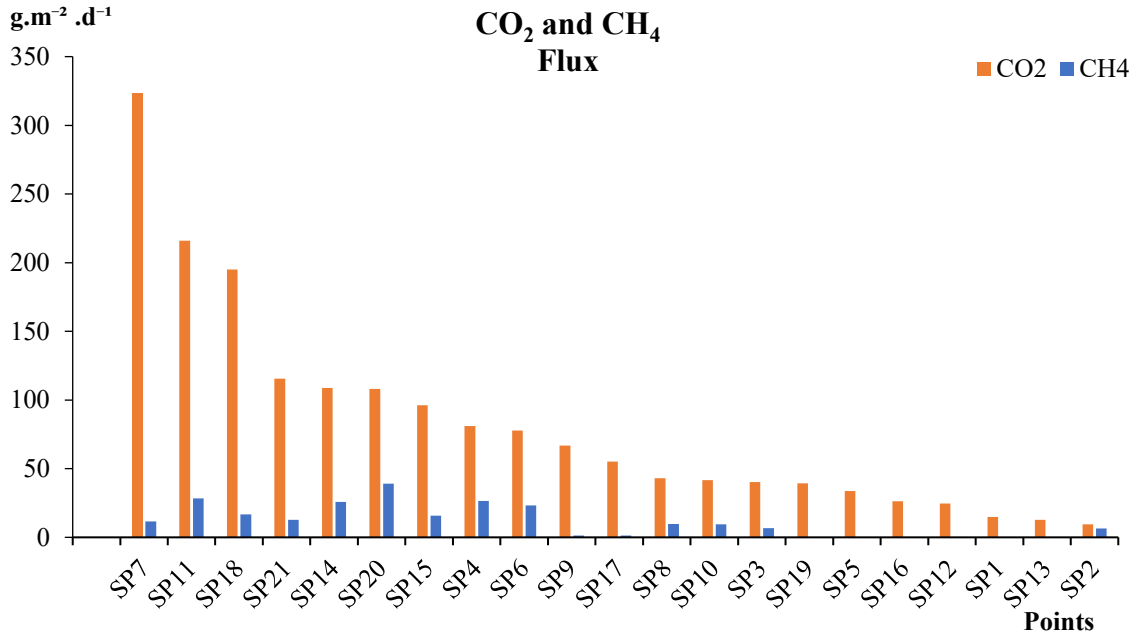
Os resultados de Pu *et al*.[12] mostram que as condições climáticas em regiões semiáridas (evaporação intensa) reduzem a permeabilidade à água e aumentam o espaço disponível para o transporte gasoso. Nesse contexto, a permeabilidade ao ar desempenha um papel crucial na migração dos gases de aterro, especialmente o metano (CH_4), e o dióxido de carbono (CO_2), os principais GEE gerados pela decomposição dos resíduos.

7.3.3. Fluxo de CO2 e CH4 através da camada compactada de cobertura do solo

A evolução temporal das concentrações de CO2 e CH4 nas diferentes (SP1-SP21) ao longo de 40 minutos de monitoramento, mostrada na Figura 4, representou apenas o acúmulo ou variação volumétrica dos gases dentro da câmara de fluxo, refletindo a dinâmica das emissões ao longo do tempo. Portanto, é uma medida direta do aumento da concentração dentro da câmara, ainda não convertida em valores de emissão por unidade de área e tempo.

Na Figura 7.5 são apresentados os fluxos de CO_2 e CH_4 nos diferentes pontos analisados na camada de cobertura do aterro sanitário analisado. A distribuição do CO_2 é assimétrica (+3,6), indicando *hotspots* em poucos pontos. Os fluxos de CO_2 variaram de 9,5 g.m^{-2}.d^{-1} (SP2) até 323,2 g.m^{-2}.d^{-1} (SP7), com média de 82,4 g.m^{-2}.d^{-1}. Já os fluxos de CH_4 oscilaram entre 0 g.m^{-2}.d^{-1} a 39,0 g.m^{-2}.d^{-1} (SP20), com média de 11,2 g.m^{-2}.d^{-1}. O ponto SP7 é o principal *hotspot* de CO_2, exibindo fluxo >300 g.m^{-2}.d^{-1}, enquanto SP20 concentra o maior fluxo de CH_4 com 39 g.m^{-2} d^{-1}.

Figura 7.5 – Fluxos superficiais nos 21 SPs (CO_2 e CH_4), ordenados por fluxo decrescente de CO2 para destacar pontos críticos de emissão.



Os pontos SP5, SP12, SP13, SP16 e SP19 não apresentaram emissões detectáveis de CH4, sugerindo a existência de zonas com boa vedação superficial, ausência de atividade metanogênica ou a presença de condições físicas que limitem o transporte gasoso, a permeabilidade e o grau de saturação. Do ponto de vista do transporte advectivo, regido pela Lei de Darcy, o fluxo de gases através da camada de cobertura é condicionado pelo gradiente de pressão em meios porosos.[54] Cui *et al*.[55] identificou que o movimento advectivo do gás era altamente discreto em um solo argiloso inicialmente saturado.

Segundo Chen *et al*.[56] rachaduras na camada de cobertura podem aumentar substancialmente as emissões de gases. Sob uma pressão de gás de 5 kPa, áreas com trincas contínuas apresentam taxas de emissão aproximadamente uma ordem de magnitude superiores às superfícies sem fissuras, enquanto caminhos descontínuos de trincas podem reduzir as emissões em mais de três vezes. O transporte de gás em coberturas de aterros também ocorre por difusão molecular, regida pela lei de Fick, que se torna dominante sob gradientes de baixa pressão e é impulsionada por diferenças de concentração. Nessas condições, o desempenho da camada de cobertura pode ser aprimorado por meio do uso de aditivos como biochars e resíduos biológicos.[57]

Lu *et al*.[58] destacam a importância das propriedades dos resíduos sólidos municipais na governança das respostas bio-termo-hidromecânicas em aterros sanitários, onde o transporte de gás requer a consideração simultânea de mecanismos advectivos e difusivos. Pu *et al*.[12]

enfatizam ainda que esses efeitos acoplados são particularmente relevantes em sistemas de cobertura heterogêneos submetidos a variações espaciais na umidade e na pressão do gás.

A Tabela 7.2 apresenta os coeficientes de determinação (R^2) obtidos a partir dos testes de placas realizados na camada de cobertura da célula estudada para fluxos de CO_2 e CH_4, indicando um excelente ajuste dos modelos lineares. A variabilidade espacial pronunciada observada na Figura 5 é consistente com o comportamento da cobertura do aterro, já que a migração de gás é fortemente controlada por heterogeneidades locais que geram caminhos preferenciais e regimes de transporte distintos em curtas distâncias. Nesse contexto, pontos isolados de alto fluxo (SP7 para CO_2 e SP20 para CH_4) provavelmente refletem condições locais que favorecem o fluxo preferencial, como trincadura contínua, gradientes locais de pressão mais altos ou aumento da permeabilidade ao gás. Por outro lado, fluxos de CH_4 próximos a zero (SP5, SP12, SP13, SP16 e SP19) estão associados a melhores condições de vedação ou maior teor de umidade, o que reduz a conectividade em fase gasosa e suprime o transporte advetivo.

Diferenças nos picos espaciais de CO_2 e CH_4 também podem ser atribuídas aos seus processos distintos próximos à superfície. O CO_2 pode ser gerado por respiração aeróbica em zonas oxigenadas, enquanto o CH_4 pode ser oxidado em CO_2 onde a difusão do oxigênio é suficiente, levando à redução do CH_4 e ao aumento local das concentrações de $_{CO2}$. Portanto, a influência combinada de vias preferenciais, variabilidade espacial na saturação e permeabilidade que desloca o equilíbrio entre advecção e difusão, e processos biológicos próximos à superfície, explica a distribuição espacial assimétrica e a ampla gama de fluxos de gás medidos na camada de cobertura do aterro.

Tabela 7.2. Coeficientes de determinação (R^2) dos modelos linear e logarítmico (acumulado) para emissões de CO_2 e CH_4

	CO_2		**CH_4**	
	Linear - R^2	***Acumulado (Logaritmica - R^2)***	***Linear - R^2***	***Acumulado (Logaritmica - R^2)***
SP1	0,80	0,86	-	-
SP2	0,87	0,93	0,81	0,68
SP3	0,93	0,97	0,84	0,57
SP4	0,94	0,90	0,96	0,89
SP5	0,98	0,87	-	-
SP6	0,97	0,86	0,94	0,86
SP7	0,99	0,78	0,97	0,78
SP8	0,96	0,82	0,99	0,61
SP9	0,97	0,83	-	-
SP10	0,89	0,97	0,88	0,97
SP11	0,98	0,72	0,98	0,69
SP12	0,97	0,97	-	-
SP13	0,98	0,98	-	-
SP14	0,97	0,83	0,98	0,78

SP15	0,90	0,92	0,88	0,91
SP16	0,94	0,80	-	-
SP17	0,99	0,86	-	-
SP18	0,99	0,80	0,95	0,80
SP19	0,95	0,96	-	-
SP20	0,99	0,93	0,98	0,86
SP21	0,95	0,86	0,87	0,81

Obs: "–" ensaios nos quais não foi registrada concentração pelo sistema de placa de fluxo.

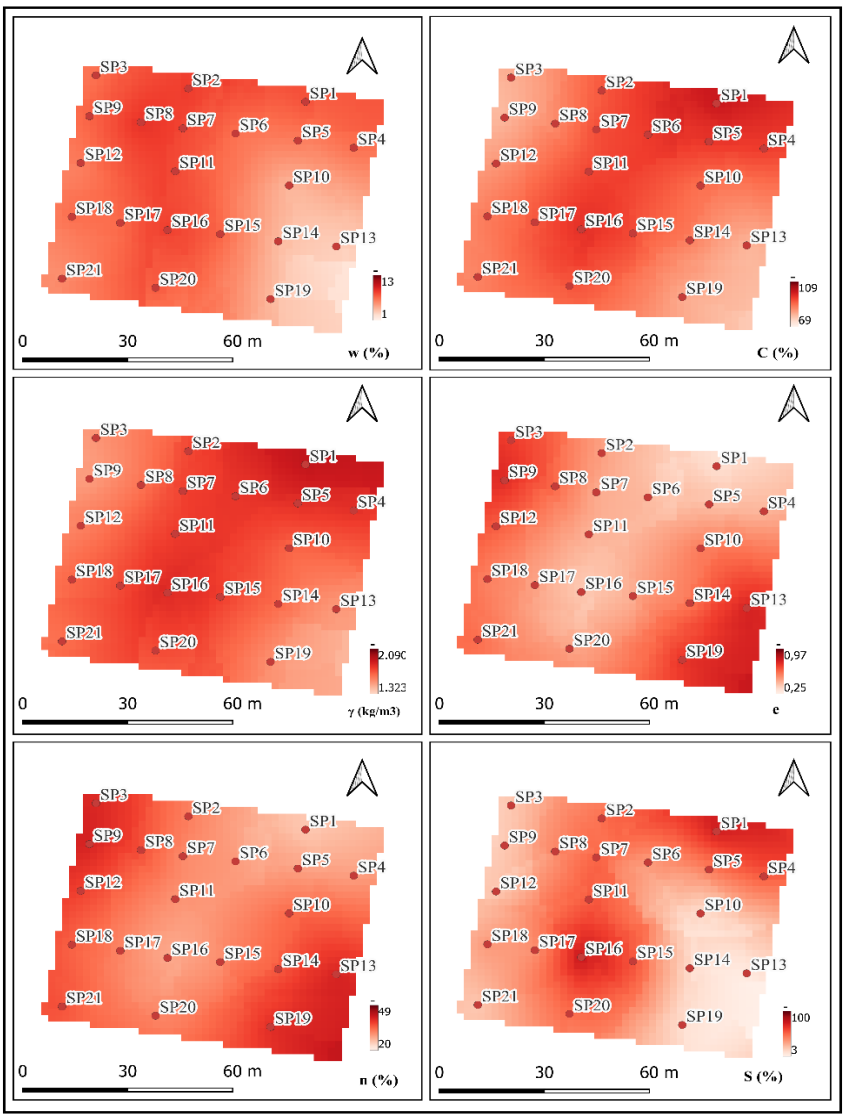
Para os ensaios de fluxos de CO_2 pela camada de cobertura, os modelos lineares (R^2) apresentaram variações de 0,80 (SP1) a 0,99 (SP7, SP17, SP18 e SP20), com média de 0,95. Tais resultados indicam excelente correlação entre o tempo e a taxa de fluxo de CO_2. Já no modelo logarítmico, o R^2 variou de 0,72 (SP11) a 0,98 (SP13), com média de 0,87. Quanto ao CH_4, o modelo linear apresentou R^2 que variam de 0,81 (SP2) a 0,99 (SP8), com média de 0,93. No modelo logarítmico, os R^2 oscilaram de 0,57 (SP3) a 0,97 (SP10 e SP15), com média de 0,79. Recomenda-se empregar o modelo linear para análises de curto prazo e validar os resultados com a curva logarítmica acumulada em ensaios mais prolongados, garantindo estimativas de emissão total mais confiáveis.

De uma maneira geral as características geotécnicas tem uma relação direta com o fluxo de gases pela camada de cobertura de solo compactado, bem como o clima da região onde o aterro está localizado.

7.3.4. Interpolação geoespacial dos parâmetros geotécnicos

A distribuição espacial das características geotécnicas da camada de cobertura do ASIBCC, de forma isolada para cada parâmetro estudado, é apresentada na Figura 7.6. A interpolação por krigagem (pixel size = 2) evidenciaram padrões e tendências espaciais que auxiliam aos tomadores de decisão no gerenciamento da camada de cobertura. A análise geoespacial dos 21 pontos amostrados identificou padrões na caracterização físico-mecânica do solo. A umidade média foi de 6,86%, com baixa assimetria (-0,12) e curtose levemente negativa, indicando uma distribuição aproximadamente normal. Essa dispersão foi evidenciada por um desvio padrão de 3,28%, o que pode refletir diferentes condições microambientais.

Figura 7.6 – Distribuição espacial dos parâmetros geotécnicos da camada de cobertura do ASIBCC.



Entre os 21 pontos da camada de cobertura analisados o grau de compactação (GC) apresentou média de 89,3%, valor compatível com especificações técnicas para camadas compactadas, com variação entre 69% e 109%. O peso específico médio foi de 17,1 kN/m³. Os pontos SP3, SP8, SP9, SP10, SP12, SP13, SP19 e SP21 apresentaram valores inferiores a essa média. No conjunto dos 21 pontos avaliados, os resultados variaram de 13,2 kN/m³ a 2,0 kN/m³, evidenciando a presença de heterogeneidade estrutural no maciço.

O índice de vazios variou de 0,25 a 0,97, com média de 0,56 e assimetria positiva (0,61). O desvio-padrão foi de 0,22, valor relativamente alto, indicando variações significativas no arranjo dos grãos, compatíveis com processos de compactação heterogênea. A porosidade total média foi de 34,7%, com pico de 49% e mínimo de 20%. A distribuição mostrou-se próxima da simetria e a curtose negativa sugere concentração maior ao redor da média. Para o grau de

saturação, a média de 40,5% indica predomínio de poros não preenchidos por água, o que pode inferir região com solo não saturado, previsíveis de regiões de aterro com clima semiárido.

Nos pontos quentes (SP7, SP20 e SP11), indica condições locais que diferem da média da cobertura, com e e n mais baixos e γd e w mais altos, permanecendo insaturados. Embora a densidade a granel e a compactação sejam relativamente altas, contrastes locais e heterogeneidade induzida pela construção (por exemplo, interfaces, pequenos defeitos ou descontinuidades) podem dominar a migração de gás, permitindo transporte preferencial e picos localizados de fluxo superficial. Ao vincular explicitamente esses pontos de alto fluxo a assinaturas geotécnicas mapeadas, o IDG demonstra ser operacionalmente útil como ferramenta de triagem para priorizar ações corretivas (por exemplo, vedação localizada e manejo de umidade, seguido de recompactação se necessário).

Wiedemann e Peter[59] identificaram que a falta de uniformidade na porosidade afeta a equação de conservação de massa, introduzindo um sumidouro para pressão interna. Em linha com isso, Yi *et al.*[60] observaram aumento na porosidade e difusividade do O_2 em solos compactados com a adição de biochar.

A Tabela 7.3 resume os modelos de kriging ajustados e indica que um variograma Gaussiano forneceu alto desempenho interno para todas as variáveis ($R^2 \geq 0,96$) com RMSE baixo. No entanto, como o ajuste e a interpolação de variogramas foram baseados no mesmo conjunto de 21 SPs, essas estatísticas devem ser interpretadas principalmente como indicadores de consistência interna e capacidade de mapeamento, e não como precisão preditiva independente. A densidade seca, apesar da maior semivariância, ainda mostrou boa concordância ($R^2 = 0,96$), sugerindo que o kriging capturou sua principal estrutura espacial, enquanto a razão de vazio apresentou semivariância e RMSE muito baixas, indicando um padrão espacial comparativamente mais suave. Dentro desse escopo, a krigação apoia a identificação de heterogeneidades espaciais relevantes para o planejamento e monitoramento de cobertura direcionada.

Tabela 7.3. Parâmetros do modelo de krigagem ajustado aos dados geotécnicos do solo de coberturas do ASIBBC

Parâmetros	**Ajuste do modelo**	**Semivariância**	**Variograma**	**RMSE**	**R^2**
Umidade	Gaussiano	2,5	Isotropic	0,118	0,99
Grau de compactação	Gaussiano	27,5	Isotropic	0,271	0,99
Densidade *in situ*	Gaussiano	10000	Isotropic	18,19	0,96
Indice de Vazios	Gaussiano	0,0125	Isotropic	0,006	0,99
Porosidade	Gaussiano	15	Isotropic	0,205	0,99
Grau de saturação	Gaussiano	300	Isotropic	1,72	0,99

O parâmetro de densidade in situ, apesar de ter o maior valor de semivariância, manteve um alto (R^2 de 0,96), indicando que, apesar da alta variabilidade absoluta, o modelo conseguiu capturar adequadamente seu padrão espacial. A razão de vazios, com semivariância muito baixa (0,0125) e RMSE de apenas 0,006, apresentou uma estrutura espacial mais suave. Porosidade, umidade e grau de saturação também apresentaram excelente desempenho de modelagem, com padrões espaciais relevantes e previsão (R^2= 0,99).

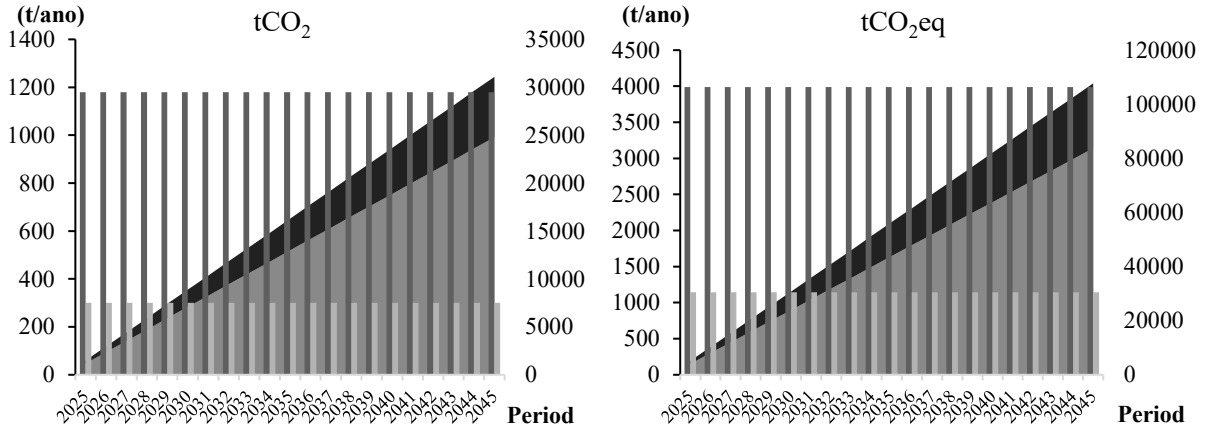
Esses padrões espaciais têm implicações diretas para o monitoramento geotécnico das camadas de cobertura de aterros sanitários. Silva *et al*.[61] apontam que as propriedades físicas do solo apresentam alta variabilidade espacial, influenciando significativamente os processos de retenção e infiltração de água. Maciel e Jucá[62] afirmam que revestimentos projetados para restringir o fluxo de gases por capilaridade, geralmente compostos por materiais de baixa porosidade, atuam como barreiras à migração de gás. Rajesh[8] observa que, nesse contexto, a migração de gás pode ocorrer predominantemente por advecção, quando a saturação do solo é inferior a 85%, ou por difusão, em condições de saturação superior a 85%.

7.3.5. Efeitos das emissões fugitivas no potencial de aquecimento global e no mercado de carbono

As Figuras 7.7 e 7.8 fornecem projeções baseadas em cenários das emissões anuais e cumulativas de CO_2 e CH_4 (como $CO_{2\text{-eq}}$) e dos potenciais receitas de créditos de carbono, extrapolando a média e máxima dos fluxos superficiais medidos dos 21 SPs no período de 2025–2045. Os valores de fluxo de CO_2 e CH_4 expressos em $tCO_{2\text{-eq}}$ da camada de cobertura ao longo de um período de 21 anos (2025–2045). Durante esse período, o fluxo anual máximo de CO_2 aumentou de 1.179 tCO_2 em 2025 para 24.774 tCO_2 em 2045, enquanto o total médio acumulado subiu de 300 tCO_2 para 6.313 tCO_2 no mesmo intervalo. O fluxo máximo de CH_4, expresso em $tCO_{2\text{-eq}}$, permaneceu constante em 3.987 $tCO_{2\text{-eq}}$ por ano, com um fluxo médio de 1.142 $tCO_{2\text{-eq}}$ por ano.

Quando acumulado anualmente, o total máximo aumentou de 3.987 $tCO_{2\text{-eq}}$ em 2025 para 83.727 $tCO_{2\text{-eq}}$ em 2045, enquanto a média total acumulada avançou de 1.142 $tCO_{2\text{-eq}}$ para 23.992 $tCO_{2\text{-eq}}$ no mesmo período. Esse comportamento linear de acumulação reflete uma pegada ecológica e ambiental que se expande de maneira previsível.

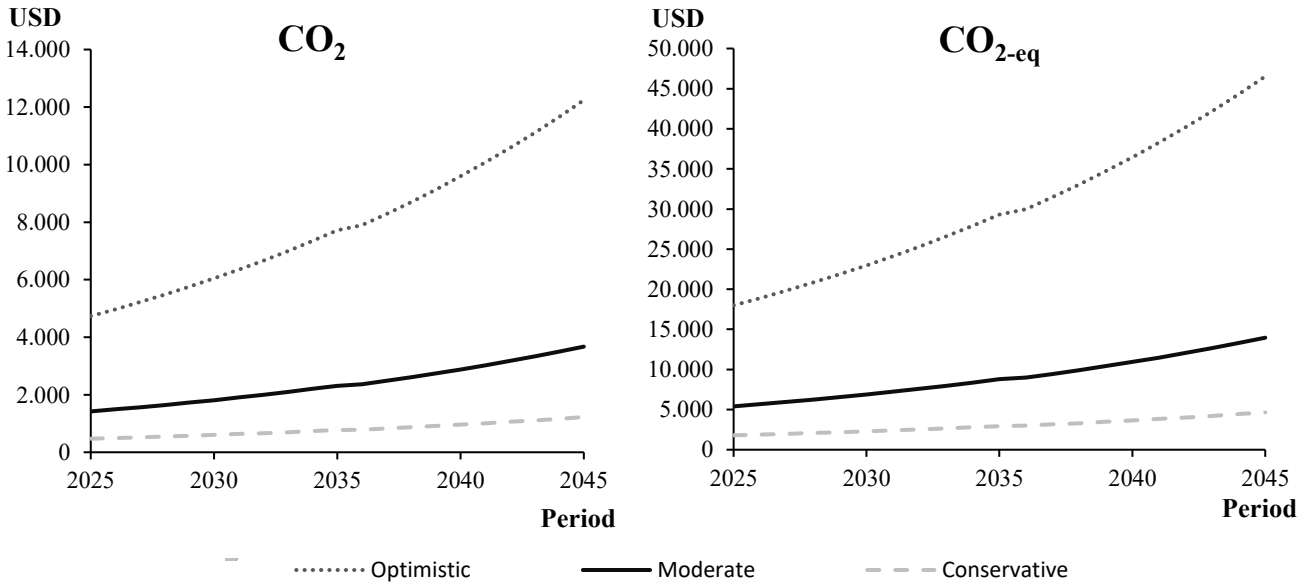
Figura 7.7 – Evolução anual e cumulativa da tonelada máxima e média de emissões de CO_2 e CH_4 (tCO_{2_eq}) ao longo de 21 anos (2025–2045).



Considerando a estabilidade tanto dos fluxos máximos quanto médios anuais, pode-se inferir que a camada de cobertura do aterro mantém suas características geotécnicas e biológicas inalteradas ao longo do tempo. A pegada ecológica da camada de cobertura mostra emissões de 30.305 $tCO_{2\text{-}eq}$ em 2025, aumentando para 108.502 $tCO_{2\text{-}eq}$ ao final do período.

Técnicas para reduzir as emissões na camada de cobertura incluem a aplicação de biochar, que melhora a retenção de carbono em aproximadamente 30%, e o uso de concreto reciclado, que pode reduzir as emissões de carbono em até 66%.[16] Essas estratégias são amplamente recomendadas e consideradas essenciais para mitigar impactos ambientais e aumentar a receita de aterros sanitários (Figura 8).

Figura 7.8 – Projeção das receitas de créditos de carbono provenientes de CO_2 fugitivo (tCO_2) e CH_4 (emissões tCO_{2_eq}) nos cenários conservador, moderado e otimista, no período de 2025 a 2045.



Crédito de carbono mediano (até $CO_{2\text{-eq}}$), por um período de 20 anos, as receitas aumentaram substancialmente nos três cenários, de USD 2.931 no caso conservador para USD 8.793 no moderado e USD 29.310 no cenário otimista. Esses representam aumentos sucessivos, refletindo uma forte sensibilidade da renda potencial à ambição tecnológica e à eficiência da recuperação de gás. Os valores médios seguiram uma tendência semelhante, subindo de USD 3.014 para USD 9.041 e USD 30.136, respectivamente. O alinhamento próximo entre médias e medianas sugere que as distribuições das receitas estimadas são relativamente simétricas, indicando que nenhum valor extremo distorce a expectativa econômica típica em qualquer cenário.

A variabilidade seguiu o mesmo padrão proporcional. O desvio padrão aumentou de USD 871 no cenário conservador para USD 2.613 no moderado e USD 8.711 no otimista, mas o coeficiente de variação permaneceu estável em aproximadamente 0,29. Essa estabilidade indica que, embora a incerteza absoluta aumente com maiores receitas potenciais, a previsibilidade relativa dos retornos financeiros é mantida. Esse escalonamento não linear implica que investimentos precoces e bem projetados em sistemas de cobertura de aterros e gestão de gás poderiam aumentar significativamente os retornos financeiros de longo prazo, ao mesmo tempo em que reduzem o GEE líquido.

No período de 2025 a 2045, as receitas medianas de créditos de carbono derivadas exclusivamente do CO_2 aumentaram de USD 771 no cenário conservador para USD 2.314 no moderado e USD 7.713 no caso otimista. As receitas médias seguiram a mesma trajetória, subindo de USD 793 para USD 2.379 e USD 7.930, permanecendo muito próximos às medianas em todos os cenários.

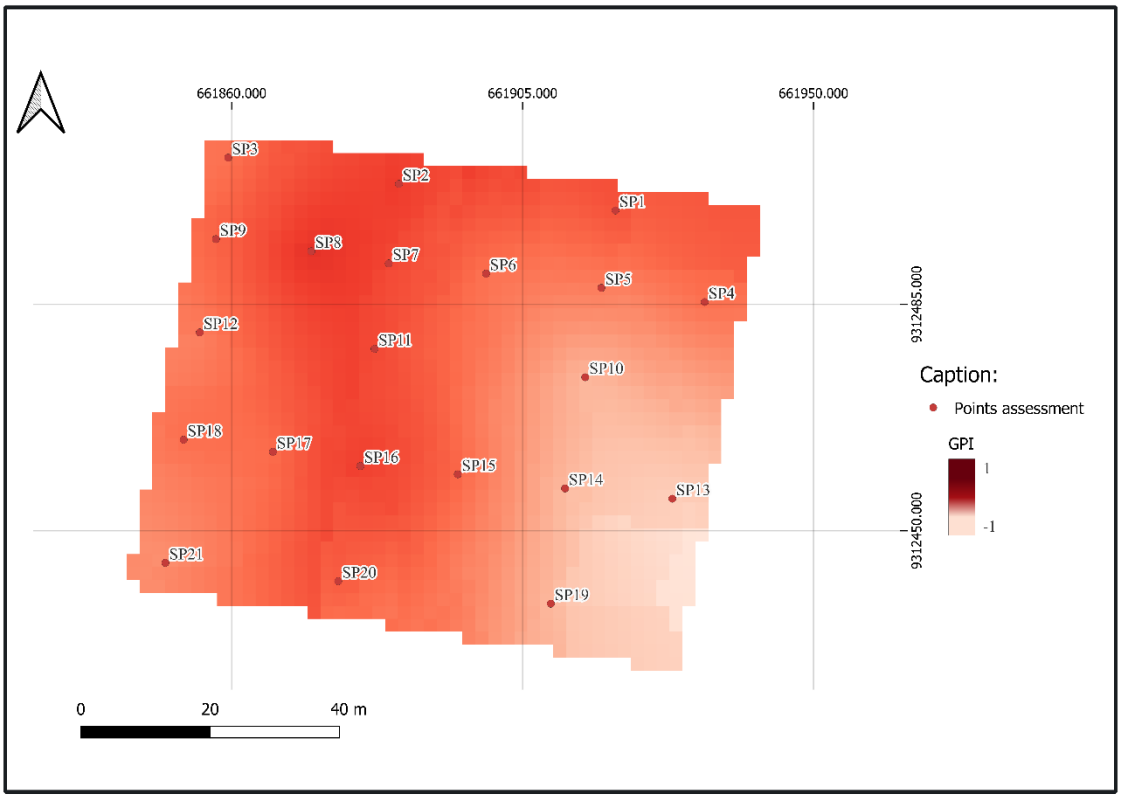
O desvio padrão subiu de USD 229 no caso conservador para USD 688 no moderado e USD 2.292 no cenário otimista. No entanto, como esse aumento manteve proporcionalidade com as respectivas médias, o coeficiente de variação permaneceu estável em aproximadamente 0,29, como também observado para o $_{CO2\text{-eq}}$. A receita anual acumulada aumentou de USD 16.652 para USD 49.957 e USD 166.524 nos três cenários. À medida que as receitas totais de CO_2 permanecem substancialmente menores, fica claro que ganhos climáticos adicionais têm origem principalmente na captura e oxidação do metano por meio da melhoria das coberturas de aterros e do manejo de gás. A semelhança na estabilidade relativa entre as distribuições de CO_2 e $CO_{2\text{-eq}}$, combinada com a grande diferença na magnitude absoluta, destaca a predominância do CH_4 no impacto climático total.

7.3.6. Índice de desempenho geotécnico

A Figura 7.9 mostra o IDG para (SP1 a SP21) da distribuição espacial do desempenho geotécnico do solo superficial. Os resultados mostram que, dos 21 pontos avaliados, 52,4% foram classificados como bons (Q3), enquanto 47,6% obtiveram a categoria regular (Q2). A predominância de avaliações positivas reflete locais com desempenho geotécnico adequado, o que é essencial para a funcionalidade do sistema de cobertura. Os pontos com classificação do terceiro trimestre, distribuídos em onze locais, se destacam por sua compactação adequada e densidade seca equilibrada, fatores críticos para minimizar a infiltração de água e evitar percolação excessiva.

O controle rigoroso das razões de vazios e da porosidade do solo na camada de cobertura nessas áreas favorece a estabilidade do solo, reduzindo a condução de gases e garantindo a saturação ideal para evitar o acúmulo de umidade, que poderia comprometer a resistência mecânica. Essas características confirmam que essas seções cumprem efetivamente suas funções como camadas de cobertura, ajudando a reduzir problemas como formação de lixiviação e dispersão de biogás.

Figura 7.9 – Distribuição espacial do IDG ao longo da cobertura do aterro, interpolada por kriging, Etiquetas indicam 21 pontos.



Os dez pontos classificados como Q2 possuem deficiências que os tornam vulneráveis a riscos geotécnicos e ambientais. Compactação insuficiente do solo, combinada com variações

inadequadas de umidade, resulta em alta porosidade e permeabilidade aos gases, mas também facilita a infiltração de água, comprometendo a função da estrutura como barreira hidráulica.

Essas condições, observadas em áreas específicas, podem levar à degradação da resistência do solo e instabilidade da encosta, exigindo medidas corretivas como recompactação, ajuste de umidade ou até mesmo substituição do material de revestimento. A persistência dessas fraquezas sem intervenção aumentaria os riscos de erosão, subsidência e emissões de gases fugitivos, impactando a segurança operacional do aterro.

Considerando a importância das propriedades homogêneas do solo para a eficácia da cobertura, a presença de setores com desempenho irregular reforça a necessidade de monitoramento contínuo e adaptação das práticas construtivas dessas camadas.

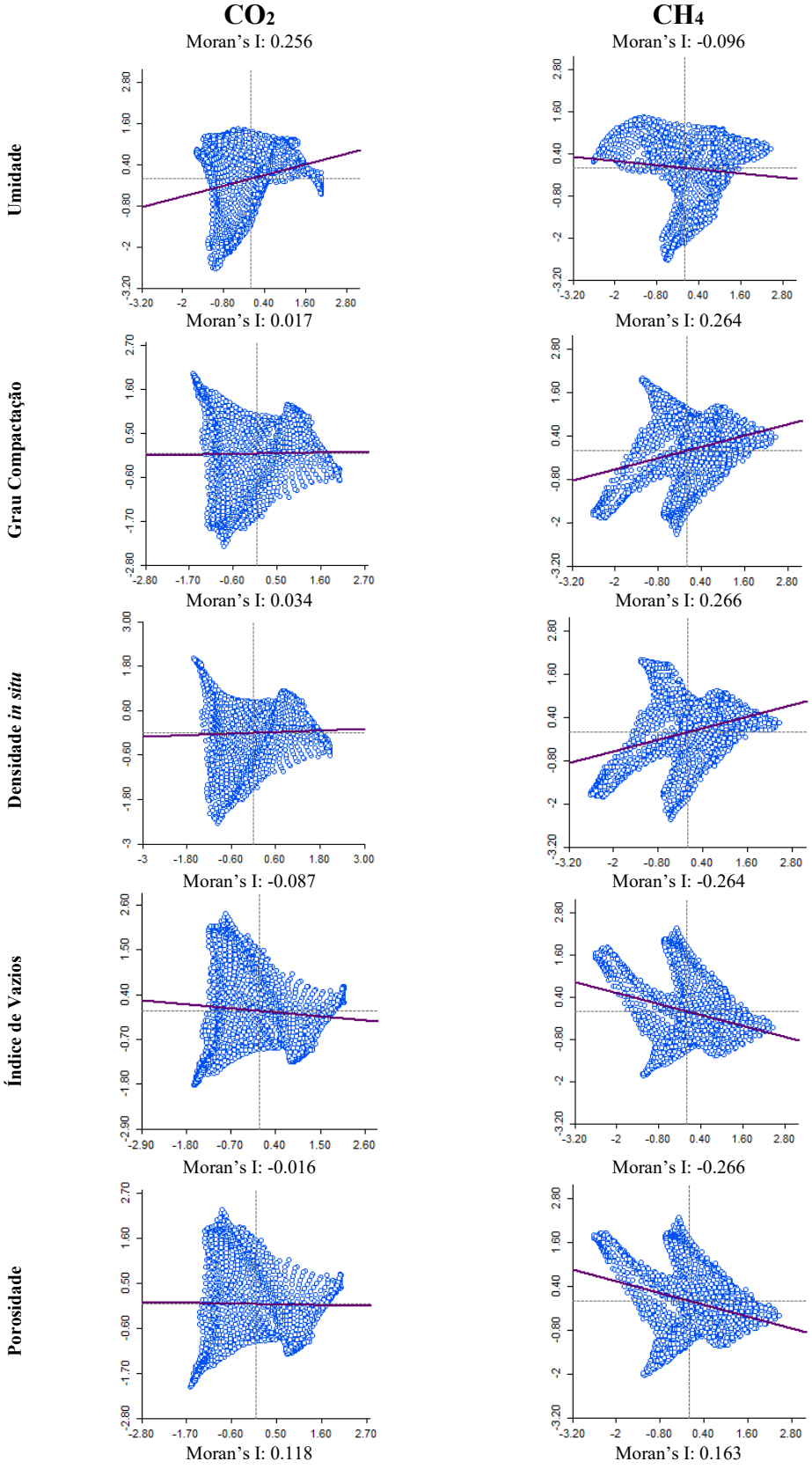
O IDG provou ser uma métrica sintética importante. Seu valor médio próximo a zero (-0,0069) indica um equilíbrio geral entre condições ideais e as limitações estruturais dos pontos amostrados. A distribuição mostrou curtose negativa marcada (-1,82), indicando um achatamento da curva, e uma faixa de 0,61 (de -0,30 a 0,31), com a maioria dos pontos concentrada próxima à média. Isso sugere estabilidade estatística do índice como ferramenta diagnóstica.

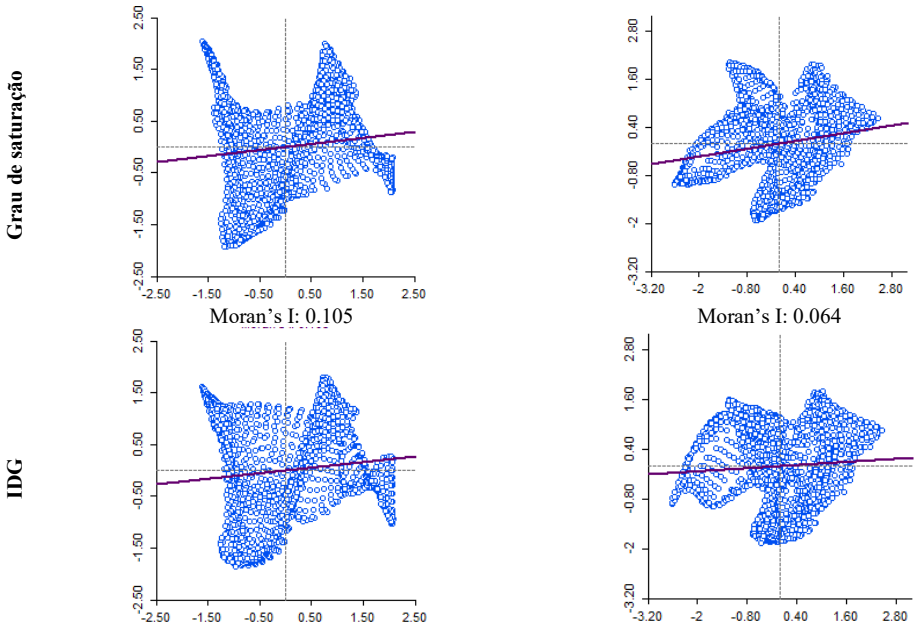
As soluções analíticas anteriormente propostas para o transporte de gás adotaram a premissa de uma distribuição uniforme na camada de cobertura, negligenciando o efeito do acoplamento hidromecânico.[63] No entanto, sabe-se que essa simplificação é incompatível com as condições reais do sistema, como destacado por Ng *et al*.[16] que destacaram a importância da interação entre fluxos de água e gás para modelagem fisicamente consistente. Em contraste com as abordagens disponíveis na literatura, o GPI atendeu à necessidade de integrar parâmetros geotécnicos na avaliação do fluxo de gás nas camadas de cobertura de aterros sanitários.

7.3.7. Dependência espacial do fluxo de CO2 e CH4 no desempenho geotécnico

A aplicação do I'Moran identificou padrões espaciais na relação entre parâmetros geotécnicos e emissões de gases por meio da camada de cobertura do projeto analisado. A razão entre CO_2 e *w* (%) mostrou uma autocorrelação espacial moderadamente positiva (I = 0,256), enquanto C (I = 0,017) e a densidade *in situ* (I = 0,034) mostraram fraca correlação espacial. Para o CH_4, o C (I = 0,264) e a densidade *in situ* (I = 0,266) apresentaram autocorrelação espacial positiva, em contraste com a dispersão significativa na razão de vazios (I = -0,264) e porosidade (I = -0,266). A umidade (%) apresentou dispersão de I = -0,096, enquanto o grau de saturação (I = 0,163) mostrou um leve agrupamento espacial, como mostrado na Figura 7.10.

Figura 7.10 – Dispersão entre parâmetros geotécnicos e emissões de CO_2 e CH_4.





Os sinais de umidade opostos observados para CO_2 e CH_4 na Figura 10 resultam da interação entre processos de transporte de gás e processos biogeoquímicos dentro da camada de cobertura. Aumentar a umidade reduz a conectividade dos poros e a permeabilidade em fase gasosa. Esse efeito limita o transporte advectivo de gás. Além disso, o CO_2 possui alta solubilidade em água, o que favorece sua dissolução na fase líquida do solo. Em contraste, o CH_4 tem baixa solubilidade em água. Portanto, níveis mais altos de umidade tendem a suprimir as emissões de CH_4 principalmente ao reduzir o transporte advectivo. A umidade também regula a atividade microbiana e as condições redox do solo. Como resultado, uma umidade mais alta reduz os fluxos de CH_4 ao limitar o transporte advectivo, enquanto aumenta os fluxos de CO_2 por meio da produção biológica e oxidação de CH_4, explicando as correlações opostas observadas.

Os resultados mostram que a correlação positiva entre umidade e CO_2, e a correlação negativa para o CH_4, sugerem que a camada de cobertura permite várias interações. É possível que a correlação positiva entre umidade e CO_2 se deva ao fato desse gás se dissolver na água, até mesmo reduzindo o pH do meio. Os resultados concordam com outros autores, como Rachor *et al.*[64] que identificaram uma correlação positiva entre a umidade do solo e o aumento do fluxo de gases de aterro sanitário e uma correlação negativa entre a precipitação causando um efeito cortina, que impede que o gás de aterro chegue à atmosfera.

Estudos experimentais e numéricos mostram que variações espaciais e temporais na distribuição do teor de água do solo têm uma influência significativa nas emissões de gases.[65,66] Shen *et al.*,[67] apontam que analisar a umidade do solo isoladamente pode levar à subestimação

das concentrações de gás. Além disso, essa umidade induzida pela precipitação pode reduzir o coeficiente de permeabilidade aos gases em solos compactados, implicando uma redução considerável no potencial de emissões de gases.

Diante disso, é essencial considerar o efeito de acoplamento (interação entre diferentes mecanismos de transporte, como adsorção, difusão molecular e fluxo de Knudsen) para uma avaliação mais precisa do transporte gasoso em solos. O IDG mostrou uma correlação positiva com o fluxo de CO_2 (I de Moran = 0,105) e de CH_4 (I de Moran = 0,064). No entanto, esses valores globais baixos (mas positivos) do Moran's I indicam uma fraca autocorrelação espacial, sugerindo que o agrupamento em grande escala é limitado e que a maior parte da variabilidade provavelmente é governada por heterogeneidades de curto alcance e pontos quentes localizados. Portanto, a interpretação espacial deve enfatizar o diagnóstico direcionado e intervenções locais. Nesse contexto, Pu *et al.*[12] mostram que ignorar o efeito de acoplamento pode levar a erros significativos na estimativa do transporte de gás, com subestimativas variando de 28,3% a 79,8%, especialmente quando as variações espaço-temporais são desconsideradas.

Embora a literatura reconheça que a umidade favorece a oxidação do CH_4 em solos de cobertura de aterros sanitários,[68, 69] os resultados desta investigação indicam que as características mecânicas dos solos de cobertura também influenciam os parâmetros do sistema. A compactação e densidade do solo tiveram um efeito espacial na concentração de CH_4, possivelmente devido à redução da difusão gasosa em áreas mais densas, o que favorece o acúmulo localizado de metano, evidências que contribuem para os achados previamente relatados na literatura, como mostrado na Tabela 7.4.

Tabela 7.4. Comparação de estudos da influência de parâmetros externos e da camada de cobertura que influência nas emissões de gás de aterro

Parâmetro(s)	Autores	Conclusões principais
Pressão barométrica	Fredenslund *et al*. (2010); Nwachukwu e Anonye (2013); Aghdam *et al*., (2019).	A pressão barométrica e suas variações têm influência significativa nas emissões de CH_4 e CO_2, os efeitos ocorrem principalmente durante quedas de pressão.
Temperatura (ar e solo)	Xin *et al*. (2016); Aghdam *et al*., (2019).	A temperatura do solo é mais influente que a do ar; afeta a composição e as emissões de LFG.
Umidade do solo	Rachor *et al*. (2013).	A umidade do solo influencia significativamente as emissões do gás de aterro.
Velocidade do vento	Xin *et al*. (2016)	A velocidade do vento impacta as emissões, especialmente no inverno e à noite.

Parâmetro(s)	Autores	Conclusões principais
Radiação solar	Xin *et al*. (2016); Aghdam *et al*., (2019).	A radiação solar tem alta correlação com os fluxos diurnos de CH_4.
Parâmetros geotécnicos (w; C; γ; e; n e S)	Este estudo	Parâmetros geotécnicos solo de cobertura influencia as emissões de CO_2 e CH_4

Para regiões onde há correlação entre parâmetros geotécnicos e fluxo de gás, recomenda-se que fatores externos sejam reverificados para revisar a forma como a camada é executada, como reduzir rachaduras e aplicar camadas de solo argiloso ou geomembrana. Além disso, a instalação de dispositivos de medição de pressão de gás e sondas de permeabilidade em pontos críticos para verificar a eficácia das intervenções. Portanto, a quantificação das emissões em aterros sanitários é otimizada combinando técnicas de medição de fluxo de gás e parâmetros do solo.[73]

7.3.8. Implicações da economia circular do IDG

Esses resultados também sugerem um possível alinhamento com as estratégias de Economia Circular (EC), onde operações otimizadas de aterros podem transformar resíduos residuais em valor econômico e ambiental. A recuperação de gases biogênicos e sua conversão em créditos de carbono ou fluxos de energia renovável exemplificam uma abordagem de ciclo fechado que estende os ciclos de vida dos materiais e da energia.[74,75] Nesse sentido, a otimização geotécnica das coberturas de aterros não apenas mitiga as emissões, mas também contribui para a circularidade dos recursos e para transições de baixo carbono.[76]

No contexto do EC, o IDG operacionaliza a eficiência de recursos ao traduzir múltiplas variáveis do estado do solo em uma métrica de desempenho acionável. Essa abordagem permite manutenção preventiva e específica para o local, em vez de intervenções gerais. Ao identificar zonas com baixo desempenho e priorizar a recompactação direcionada, vedação e controle de umidade, o IDG reduz as emissões fugitivas evitáveis e melhora o rendimento efetivo do sistema de gás de aterro. Como destacado por Paes *et al*.,[77] tais melhorias operacionais apoiam a tomada de decisão alinhada a estratégias circulares voltadas para minimizar perdas (vazamento) e maximizar a recuperação de recursos.

Melhorar a integridade da cobertura e o desempenho da biocobertura apoia diretamente a lógica de resíduo-fonte, já que o CH_4 retido, oxidado ou capturado de forma eficiente contribui simultaneamente para as vias de mitigação climática e valorização energética. Estudos de campo demonstram que coberturas biologicamente ativas podem mitigar substancialmente as

emissões de metano por meio da oxidação e permanecer eficazes sob condições operacionais variáveis.[78,79]

Dentro desse quadro, o IDG desempenha um papel complementar ao ajudar a manter as condições físicas que regem o transporte e os processos de oxidação do gás, aumentando assim a confiabilidade da redução de metano e fortalecendo o argumento econômico para a valorização do gás de aterro sanitário em um contexto de economia circular.

Consequentemente, a adoção de biocoberturas caracterizadas por alta porosidade, regulação eficaz da umidade e baixa permeabilidade surge como uma estratégia custo-efetiva para aumentar a captura de metano, melhorar a eficiência energética e aumentar o potencial de geração de créditos de carbono.

7.3.9. Implicações da gestão de resíduos para produção de biogás mais limpo

Evidências convergentes indicam que a produção mais limpa em aterros depende da integração da mitigação de emissões de GEE na fonte, controle de odor e proteção da água, operacionalizada por meio de sistemas de cobertura otimizados e monitoramento multiescala orientado a riscos com metas de desempenho incorporadas.[73] Em biocoberturas vegetadas, a coaplicação de mecanismos biológicos aumentou a oxidação do CH_4 e a resiliência microbiana, com sistemas estruturados por plantas aprimorando o carbono orgânico do solo e facilitando a recuperação da remoção de CH_4 após flutuações de carga.[51]

Nas áreas vizinhas, a produção de lenha e carvão vegetal foi documentada, fornecendo matéria-prima para apoiar a geração de biochar.[45] Paralelamente, intervenções simples de cobertura voltadas a contaminantes específicos exibem forte custo-efetividade: solos arenosos amendados com calcário e camadas finas de concreto suprimiram as emissões de H_2S com eficiências superiores a 99%, reduzindo riscos ocupacionais e ressaltando a importância das especificações granulométricas e alcalinas nas rotinas de cobertura intermediária e final.[80]

As revisões ainda recomendam combinar métodos de quantificação de fluxo (placas de fluxo combinadas com geolocalização) para priorizar a manutenção corretiva onde as emissões são desproporcionais, alinhando auditorias baseadas em risco com verificação independente.[73] Evidências de zonas de cobertura impactadas por compostos clorados mostram adaptação microbiana aeróbica–anaeróbica e degradação eficaz quando fatores ambientais são monitorados e usados como gatilhos de intervenção, sustentando melhorias contínuas sob condições transitórias de cobertura de biorreator.[81]

Em cenários de descarte a céu aberto, a ausência de barreiras engenheiradas, drenagem e cobertura adequada intensifica fluxos de lixiviação e degrada os aquíferos, com parâmetros

fisicoquímicos e metais superando os limites de potabilidade, reforçando a necessidade de aterros sanitários engenheirados.[82] Em contextos semiáridos, o manejo da umidade da cobertura é fundamental para manter baixa permeabilidade, sustentar a metanotrofia, prevenir picos de emissão induzidos pela chuva e preservar a estabilidade estrutural.[73,83]

7.3.10. Limitações, perspectivas e estudos futuros

A análise geoestatística realizada destaca a importância de estratégias específicas para garantir segurança e precisão em projetos geotécnicos de aterros sanitários. Priorizar testes *in situ* em áreas com baixa correlação espacial, especialmente para parâmetros críticos como compactação, densidade, umidade e porosidade do solo da camada de cobertura, é fundamental. A adoção de fatores de segurança conservadores em zonas heterogêneas e a integração de sensores em tempo real devem ser empregadas para mitigar riscos em obras como aterros sanitários ou contenções.

Além disso, métodos como análise de participação de turnos e concentração podem ser empregados para preencher lacunas de conhecimento sobre o mercado de produção de biogás em aterros sanitários. Essas ferramentas apoiam decisões de investimento ao identificar mudanças estruturais e disparidades regionais no potencial de produção, de forma semelhante à sua aplicação bem-sucedida em estudos sobre o setor de energia florestal.[46,84]

Estudos futuros são incentivados na combinação de geoestatística com técnicas de aprendizado de máquina para incorporar variáveis meteorológicas e melhorar a previsão de parâmetros espacialmente não correlacionados. A produção de curvas de fragilidade usando a função de distribuição lognormal de probabilidade poderia ser uma alternativa na avaliação da camada de cobertura, a fim de verificar a fragilidade expressa em termos do deslocamento da falha na borda da inclinação, como já recomendado por Petala *et al*.[86] A aplicação da análise multicritério deve ser promovida para classificar os principais parâmetros geotécnicos que influenciam o fluxo de gás. Estudos longitudinais são recomendados para avaliar se os padrões espaciais identificados são sazonalmente estáveis ou dependem de fatores dinâmicos como a precipitação.

7.4. Conclusões

Dados estáticos da câmara de fluxo combinados com geoestatística mostraram uma clara heterogeneidade espacial das emissões de CO_2 e CH_4 em toda a cobertura semiárida. O GPI construído a partir de *w*, C, γd, *e*, η e S, resumiu a condição de cobertura (52,4% boa; 47,6% mediana) e apresentou associação espacial global fraca, porém positiva, com fluxos de CO_2 e

CH_4 (Moran I = 0,105 e 0,064). A gestão deve priorizar pontos críticos mapeados e áreas justas (Q2) para ações direcionadas (recompactação localizada, condicionamento de umidade e inspeção/vedação de trincas) em vez de intervenções uniformes. A integração de levantamentos periódicos de fluxo com as saídas de kriging e o IDG como indicador-chave de desempenho pode apoiar o planejamento rotineiro de manutenção, documentação e limiares transparentes de decisão para controle operacional e licenciamento. Trabalhos futuros devem testar a eficácia de intervenções direcionadas, quantificando a redução de *hotspots* e traduzindo-as em benefícios anuais de $CO_{2\text{-eq}}$, incluindo incerteza. Monitoramento em múltiplas temporadas e ensaios controlados de melhoria de cobertura (por exemplo, biocoberturas alteradas ou especificações ajustadas de compactação) são recomendados para fortalecer os vínculos causais entre componentes do IDG e comportamento de transporte, além de refinar as orientações de melhores práticas.

7.5. Referências

1. Verma, G., Chetri, J. K., Reddy, K. R. 2024. Spatial variation of methane oxidation and carbon dioxide sequestration in landfill biogeochemical cover. *Environ. Technol.* 1–17. https://doi.org/10.1080/09593330.2024.2372052
2. Hirata, O., Kawase, K., Yanase, R., Takaoka, M., Kusakabe, T. 2024. Mercury emission from sulfide/solidified mercury waste in simulated landfill lysimeters. *J. Mater. Cycles Waste Manag.* 26(3), 1704–1712. https://doi.org/10.1007/s10163-024-01921-x
3. Liu, Y., Lu, W., Guo, H., Ming, Z., Wang, C., Xu, S., Liu, Y., Wang, H. 2016. Aromatic compound emissions from municipal solid waste landfill: Emission factors and their impact on air pollution. *Atmos. Environ.* 139, 205–213. https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2016.05.043
4. Duan, Z., Scheutz, C., Kjeldsen, P. 2021. Trace gas emissions from municipal solid waste landfills: A review. *Waste Manag.* 119, 39–62. https://doi.org/10.1016/j.wasman.2020.09.015
5. Patil, P., Endait, M., Patil, S. 2024. Mitigation of fugitive gas emissions from landfill using biochar-amended soil cover and its geotechnical characterization. KSCE *J. Civ. Eng.* 28(4), 1162–1172. https://doi.org/10.1007/s12205-024-1519-0
6. Yang, G., Liu, M., Gao, Y., Han, S., Meng, F., Ju, T., Jiang, J. 2024. A review on the evaluation models and impact factors of greenhouse gas emissions from municipal solid waste management processes. *Environ. Sci. Pollut. Res.* 31(19), 27531–27553. https://doi.org/10.1007/s11356-024-33042-1
7. Han, Y., Wang, Y., Wang, X., Huang, J., Ma, W. 2024. Exploring the greenhouse gas emissions inventory and driving mechanisms of municipal solid waste in China. *Environ. Impact Assess. Rev.* 105, 107428. https://doi.org/10.1016/j.eiar.2024.107428

8. Rajesh, S. 2017. Waste containment system to limit landfill gas emission—Mechanism, measurement, and performance assessment. *In Energy environ. sustain.* (pp. 371–389). https://doi.org/10.1007/978-981-10-7332-8_16
9. Guo, H., Qu, C., Liu, L., Zhang, Q., Liu, Y. 2024. Reliability analysis of vegetated slope considering spatial variability of soil and root properties. *Comput. Geotech*., 169, 106257. https://doi.org/10.1016/j.compgeo.2024.106257
10. Ni, J., Zhou, J., Wang, Y., Guo, H. 2023. Gas permeability and emission in unsaturated vegetated landfill cover with biochar addition. *Biochar*, 5(1), 1. https://doi.org/10.1007/s42773-023-00246-6
11. Tan, Y., Zhang, P., Chen, J., Shamet, R., Nam, B. H., Pu, H. 2023. Predicting the hydraulic conductivity of compacted soil barriers in landfills using machine learning techniques. *Waste Manag.* 157, 357–366. https://doi.org/10.1016/j.wasman.2023.01.003
12. Pu, H.-F., Min, M., Deng, S.-Y., Wen, X.-J., Xu, J. 2024. Transient analytical solution for coupled water–gas transport in unsaturated soil cover of landfill. J. Hydrol. 638, 131515. https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2024.131515
13. Aghdam, E. F., Scheutz, C., Kjeldsen, P. 2019. Impact of meteorological parameters on extracted landfill gas composition and flow. *Waste Manag*. 87, 905–914. https://doi.org/10.1016/j.wasman.2018.01.045
14. Gama, A. M. C. F., Jucá, J. F. T., Firmo, A. B. L. 2023. Greenhouse gas mitigation scenarios in the solid waste sector for compliance with the Brazilian NDC: Case study of the Recife metropolitan area, Brazil. *Waste Manag. Res.* 42(1), 81–92. https://doi.org/10.1177/0734242X231168053
15. Singh, D., Dikshit, A.K., Kumar, S. 2024. Mitigating Landfill Gas Emissions from Open Dumpsites Using Bio-Cover. In: Singh, K.K., Prasad Ojha, C.S. (eds) Sustainable Management of Land, Water and Pollution of Built-up Area. Society of Earth Scientists Series. Springer, Cham. https://doi.org/10.1007/978-3-031-56176-4_14
16. Ng, C. W. W., Chen, H., Guo, H., Chen, R., Xue, Q. 2024. Life cycle analysis of common landfill final cover systems focusing on carbon neutrality. *Sci. Total Environ.* 912, 168863. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.168863
17. Na, Y., Byun, K. 2024. Estimation of potential nitrous oxide emissions from landfills in the United States: 2010–2020. *Sustainability,* 16(11), 4810. https://doi.org/10.3390/su16114810
18. Du, W., Lü, F., Zhang, H., Shao, L., He, P. 2023. Odor emission rate of a municipal solid waste sanitary landfill during different operation stages before final closure. *Sci. Total Environ.* 856, 159111. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.159111
19. Giordano, C. R., Van Brunt, M. E., Halevi, S. J., Castaldi, M. J., Orlovits, Z., Illes, Z. 2024. Landfill gas collection efficiency: Categorization of data from existing in-situ measurements. *Waste Manag.* 175, 83–91. https://doi.org/10.1016/j.wasman.2023.12.042
20. Rolston, D. E. 1986. Gas flux. In SSSA book series (pp. 1103–1119). Soil Science Society of America; American Society of Agronomy. https://doi.org/10.2136/sssabookser5.1.2ed.c47
21. Kjeldsen, P., Fischer, E. 1995. Landfill gas migration—Field investigations at Skellingsted landfill, Denmark. *Waste Manag. Res.* 13(5), 467–484. https://doi.org/10.1016/s0734-242x(05)80025-4

22. Fang, H., Lai, Z., Qu, C. 2024. Investigation of seismic amplification on soil–structure interaction problems based on a 3D DRM-RFEM framework. ASCE-ASME J. *Risk Uncertain. Eng. Syst*., Part A: Civ. Eng., 10(1). https://doi.org/10.1061/AJRUA6.RUENG-1181
23. Guo, H., Ng, C. W. W., Zhang, Q. 2024. Three-dimensional numerical analysis of plant-soil hydraulic interactions on pore water pressure of vegetated slope under different rainfall patterns. *J. Rock Mech. Geotech. Eng*., 16(9), 3696–3706. https://doi.org/10.1016/j.jrmge.2023.09.032
24. Zhang, Z., Xie, P., Li, A., Qin, M., Xu, J., Hu, Z., Tian, X., Hu, F., Lv, Y., Zheng, J. 2025b. Spatial-temporal distribution and emission of urban scale air pollutants in Hefei based on Mobile-DOAS. *J. Environ. Sci.* 151, 238–251. https://doi.org/10.1016/j.jes.2024.02.037
25. Nasser, Z. M., Abedali, A. H., Alkanaani, H. A. 2023. Reliability of smart noise pollution map. *Noise Mapp*. 10(1), 1. https://doi.org/10.1515/noise-2022-0167
26. Pereira, G. W., Valente, D. S., Queiroz, D. M., Coelho, A. L. F., Costa, M. M., Grift, T. 2022b. Smart-map: An open-source QGIS plugin for digital mapping using machine learning techniques and ordinary kriging. *Agronomy* 12(6), 1350. https://doi.org/10.3390/agronomy12061350
27. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística - IBGE. (2024). Belém do Brejo do Cruz (PB). IBGE. https://www.ibge.gov.br/cidades-e-estados/pb/belem-do-brejo-do-cruz.html
28. Associação Brasileira de Normas Técnicas. 2016a. NBR 6457: Amostra de solo: preparação para ensaios de compactação e ensaios de caracterização. ABNT.
29. Associação Brasileira de Normas Técnicas. 2016b. NBR 6458: Grãos de pedregulho retidos na peneira de abertura 4,8 mm – Determinação da massa específica, da massa específica aparente e da absorção de água. ABNT.
30. Associação Brasileira de Normas Técnicas. 2016c. NBR 6459: Determinação do limite de liquidez. ABNT.
31. Associação Brasileira de Normas Técnicas. 2016d. NBR 7180: Determinação do limite de plasticidade. ABNT.
32. Associação Brasileira de Normas Técnicas. 2016e. NBR 7181: Análise granulométrica. ABNT.
33. Associação Brasileira de Normas Técnicas. 2016f. NBR 7182: Compactação – Procedimento. ABNT.
34. American Society for Testing and Materials. 2013. ASTM D6539: Standard test method for measurement of the permeability of unsaturated porous materials by flowing air. ASTM International.
35. U.S. Environmental Protection Agency - EPA. 1986. Measurement of gaseous emission rates from land surfaces using an emission isolation flux chamber: User's guide (EPA/600/8-86/008). U.S. Environmental Protection Agency.
36. Environment Agency of Wales. 2010. Guidance on monitoring landfill gas surface emissions (LFTGN07 v2). Environment Agency.
37. Jeong, S., Park, J., Kim, Y. M., Park, M. H., Kim, J. Y. 2019. Innovation of flux chamber network design for surface methane emission from landfills using spatial

interpolation models. Sci. Total Environ., 688, 18–25. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.06.142

38. Araújo, P. S. 2024. Fluxo de água e gás em camada de cobertura intermediária final de solo compactado em aterro sanitário (Tese de doutorado, Universidade Federal de Campina Grande). Universidade Federal de Campina Grande. http://dspace.sti.ufcg.edu.br:8080/xmlui/handle/riufcg/38149
39. Moreira, F. G. S., Guedes, M. J. F., Monteiro, V. E. D., Melo, M. C. 2020. Emissões fugitivas de biogás em camada de cobertura de solo compactado em aterro sanitário. Eng. Sanit. Ambient., 25(2), 247–258. https://doi.org/10.1590/S1413-41522020189648
40. Lemos, M. A. da C., Costa, M. de A., Cavalcante, A. L. B. 2024. Application of linear and non-linear methods in estimating fugitive emissions by using flux chamber at the Jockey Club controlled landfill in Brasília/DF. *Eng. Sanit. Ambient.* 29(1). https://doi.org/10.1590/s1413-415220240006
41. Czepiel, P., Mosher, B., Crill, P., Harriss, R. 1996. Quantifying the effect of oxidation on landfill methane emissions. *J. Geophys. Res.* 101, 721–729. https://doi.org/10.1029/95JD02531
42. Associação Brasileira de Normas Técnicas. (2016). ABNT NBR 9813: Determinação da massa específica aparente in situ, com emprego de cilindro de cravação. ABNT.
43. Intergovernmental Panel on Climate Change - IPCC. 2006. 2006 IPCC guidelines for national greenhouse gas inventories: Volume 4—Agriculture, forestry and other land use. Institute for Global Environmental Strategies. https://www.ipcc-nggip.iges.or.jp/public/2006gl/pdf/4_Volume4/V4_14_An2_SumEqua.pdf
44. Santos Júnior, E. P., Nunes, A. M. M., Diniz, F. F., Borges, L. A. C., Simioni, F. J., Coelho Junior, L. M. 2023. Disparidad temporal de la producción maderera nativa en Paraíba, Brasil. *Rev. Chapingo Ser. Cienc. For. Ambiente,* 29(2), 41–54. https://doi.org/10.5154/r.rchscfa.2022.04.028
45. Diniz, F. F., Santos Júnior, E. P., Martins, J. M., Lopes, R. M. B. P., Simioni, F. J., Coelho Junior, L. M. 2024. Shift-share of the international market for energy forest products. *Ind. Crops Prod*., 221, 119343. https://doi.org/10.1016/j.indcrop.2024.119343
46. Balasundra, S. K., Mulla, D. J., Robert, P. C. 2007. Spatial data calibration for site-specific phosphorus management. *Int. J. Agric. Res.* 2(11), 888–899. https://doi.org/10.3923/ijar.2007.888.899
47. Mao, Y., Zhou, L., Xu, C., Gu, X. 2024. Kriging-based accelerated prediction of frequency spectrum and acoustic field around rotating sources. *J. Sound Vib.* 593, 118671. https://doi.org/10.1016/j.jsv.2024.118671
48. Aziz, N. F. A., Yaacob, N., Yusof, A. L., Omar, H. 2024. Statistical analysis for forest fire factors using geography information system (GIS) and remote sensing imagery. *J. Adv. Res. Appl. Sci. Eng. Technol.* 45(2), 177–190. https://doi.org/10.37934/araset.45.2.177190
49. Pereira, G. W., Valente, D. S., Queiroz, D. M., Santos, N. T., Fernandes-Filho, E. I. 2022a. Soil mapping for precision agriculture using support vector machines combined with inverse distance weighting. *Precis. Agric.* 23(4), 1189–1204. https://doi.org/10.1007/s11119-022-09880-9

50. Zhang, M., Chiu, C., Wang, Y. 2025a. Analysis of microbial methane oxidation capacity of landfill soil cover using quorum sensing. *Environ. Res.* 268, 120781. https://doi.org/10.1016/j.envres.2025.120781
51. Fosco, D., De Molfetta, M., Renzulli, P., Notarnicola, B., Carella, C., Fedele, G. 2025. Innovative drone-based methodology for quantifying methane emissions from landfills. *Waste Manag.* 195, 79–91. https://doi.org/10.1016/j.wasman.2025.01.033
52. Yilmaz, M., Tinjun, J. M., Acker, C., Marten, B. 2021. Transport mechanisms and emission of landfill gas through various cover soil configurations in an MSW landfill using a static flux chamber technique. *J. Environ. Manag.* 280, 111677. https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2020.111677
53. Wang, S., Chen, L., Feng, Q., Yang, T., Chen, L., Zhang, J., Tao, Z., Zhu, Z. 2025. Lattice Boltzmann simulation of pre-Darcy flow in porous media. *Geoenergy Sci. Eng.* 250, 213852. https://doi.org/10.1016/j.geoen.2025.213852
54. Cui, L.-Y., Ye, W.-M., Wang, Q., Chen, Y.-G., Cui, Y.-J. 2023. A model for describing advective and diffusive gas transport through initially saturated bentonite with consideration of temperature. *Eng. Geol.* 323, 107215. https://doi.org/10.1016/j.enggeo.2023.107215
55. Chen, Z., Kamchoom, V., Chen, R. 2022. Landfill gas emission through compacted clay considering effects of crack pathway and intensity. *Waste Manag.* 143, 215–222. https://doi.org/10.1016/j.wasman.2022.02.032
56. Wang, Q., Gu, X., Tang, S., Mohammad, A., Singh, D. N., Xie, H., Chen, Y., Zuo, X., Sun, Z. 2022. Gas transport in landfill cover system: A critical appraisal. *J. Environ. Manag.* 321, 116020. https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2022.116020
57. Lu, S., Wang, X., Guo, X. 2025. Effect of MSW properties on bio-thermo-hydro-mechanical responses in anaerobic landfills. *Environ. Geotech.* 1–15. https://doi.org/10.1680/jenge.24.00100
58. Wiedemann, D., Peter, M. A. 2025. A Darcy law with memory by homogenisation for evolving microstructure. *J. Math. Anal. Appl.* 546(2), 129222. https://doi.org/10.1016/j.jmaa.2025.129222
59. Yi, S. C., Heijbroek, A., Cutz, L., Pillay, S., de Jong, W., Abeel, T., Gebert, J. 2024. Effects of fir-wood biochar on CH_4 oxidation rates and methanotrophs in landfill cover soils packed at three different Proctor compaction levels. *Sci. Total Environ.* 907, 167951. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.167951
60. Silva, J. R. I., Souza, R., Souza, E., Almeida, A. Q., Lima, J. R. S., Sales, A. T., Menezes, R. S. C., Antonino, A. C. D., Calabrese, S., Montenegro, S. M. G. L. 2024. Modeling the spatial distribution of soil physical properties in a semiarid tropical region. *Catena* 245, 108311. https://doi.org/10.1016/j.catena.2024.108311
61. Maciel, F. J., Jucá, J. F. T. 2011. Evaluation of landfill gas production and emissions in a MSW large-scale experimental cell in Brazil. *Waste Manag.* 31(5), 966–977. https://doi.org/10.1016/j.wasman.2011.01.030
62. Wang, Q., Zuo, X., Fei, S., Xie, H., Qiu, Z., Sun, Z. 2021. A semi-analytical model for methane transport and oxidation in a soil cover. *Comput. Geotech.* 134, 104117. https://doi.org/10.1016/j.compgeo.2021.104117

63. Rachor, I. M., Gebert, J., Gröngröft, A., Pfeiffer, E.-M. 2013. Variability of methane emissions from an old landfill over different time-scales. *Eur. J. Soil Sci.* 64(1), 16–26. https://doi.org/10.1111/ejss.12004
64. Zhang, D., Wang, J., Chen, C. 2020. Gas and liquid permeability in the variably saturated compacted loess used as an earthen final cover material in landfills. *Waste Manag*. 105, 49–60. https://doi.org/10.1016/j.wasman.2020.01.030
65. Khan, V., Roy, S., Rajesh, S. 2022. Numerical investigation on hydraulic and gas flow response of MSW landfill cover system comprising a geosynthetic clay liner under arid climatic conditions. *Geotext. Geomembr*. 50(6), 1159–1171. https://doi.org/10.1016/j.geotexmem.2022.08.001
66. Shen, R., Pennell, K. G., Suuberg, E. M. 2013. Influence of soil moisture on soil gas vapor concentration for vapor intrusion. *Environ. Eng. Sci.* 30(10), 628–637. https://doi.org/10.1089/ees.2013.0133
67. Majdinasab, A., Yuan, Q. 2017. Performance of the biotic systems for reducing methane emissions from landfill sites: A review. *Ecol. Eng.* 104, 116–130. https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2017.04.015
68. Tassielli, G., Cananà, L., Spalatro, M. 2024. Detection of methane leaks via a drone-based system for sustainable landfills and oil and gas facilities: Effect of different variables on the background-noise measurement. *Sustainability* 16(17), 7748. https://doi.org/10.3390/su16177748
69. Fredenslund, A. M., Scheutz, C., Kjeldsen, P. 2010. Tracer method to measure landfill gas emissions from leachate collection systems. *Waste Manag.* 30(11), 2146–2152. https://doi.org/10.1016/j.wasman.2010.03.013
70. Nwachukwu, A. N., Anonye, D. 2012. The effect of atmospheric pressure on CH_4 and CO2 emission from a closed landfill site in Manchester, UK. *Environ. Monit. Assess.* 185(7), 5729–5735. https://doi.org/10.1007/s10661-012-2979-0
71. Xin, D., Hao, Y., Shimaoka, T., Nakayama, H., Chai, X. 2016. Site specific diel methane emission mechanisms in landfills: A field validated process based on vegetation and climate factors. *Environ. Pollut.* 218, 673–680. https://doi.org/10.1016/j.envpol.2016.07.060
72. Huang, D., Du, Y., Xu, Q., Ko, J. H. 2022. Quantification and control of gaseous emissions from solid waste landfill surfaces. *J. Environ. Manag.* 302, 114001. https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2021.114001
73. Korhonen, J., Honkasalo, A., Seppälä, J. 2018. Circular Economy: The Concept and its Limitations. *Ecol. Econ*., 143, 37–46. https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2017.06.041
74. Kirchherr, J., Reike, D., Hekkert, M. 2017. Conceptualizing the circular economy: An analysis of 114 definitions. *Resour. Conserv. Recycl*., 127, 221–232. https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2017.09.005
75. Geissdoerfer, M., Savaget, P., Bocken, N. M. P., Hultink, E. J. 2017. The Circular Economy – A new sustainability paradigm? *J. Clean. Prod*., 143, 757–768. https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2016.12.048
76. Paes, M. X., Puppim de Oliveira, J. A., Mancini, S. D., Rieradevall, J. 2024. Waste management intervention to boost circular economy and mitigate climate change in cities

of developing countries: The case of Brazil. *Habitat Int*., 143, 102990. https://doi.org/10.1016/j.habitatint.2023.102990

77. Barlaz, M. A., Green, R. B., Chanton, J. P., Goldsmith, C. D., Hater, G. R. 2004. Evaluation of a biologically active cover for mitigation of landfill gas emissions. *Environ. Sci. Technol*., 38(18), 4891–4899. https://doi.org/10.1021/es049605b
78. Scheutz, C., Kjeldsen, P., Bogner, J. E., De Visscher, A., Gebert, J., Hilger, H. A., Huber-Humer, M., Spokas, K. 2009. Microbial methane oxidation processes and technologies for mitigation of landfill gas emissions. *Waste Manag. Res*., 27(5), 409–455. https://doi.org/10.1177/0734242X0933932
79. Plaza, C., Xu, Q., Townsend, T., Bitton, G., Booth, M. 2007. Evaluation of alternative landfill cover soils for attenuating hydrogen sulfide from construction and demolition (C&D) debris landfills. *J. Environ. Manag.,* 84(3), 314–322. https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2006.06.001
80. Yuan, J., Mu, B., Xia, Y., Zhang, H., Li, L., Xing, Z., Ke, X. 2025. Adaptive biodegradation and mechanism study of volatile chlorinated aromatic hydrocarbons in landfill cover soil bioreactor zone. *Environ. Res*., 271, 121079. https://doi.org/10.1016/j.envres.2025.121079
81. Naeem, M., Asam, Z. U. Z. 2024. Contaminant transport from solid waste dumps: Implications for environmental degradation with a focus on capital territory regions. *Environ. Res*., 247, 118152. https://doi.org/10.1016/j.envres.2024.118152
82. Zhang, R., Ye, J., Chen, J., Wu, J., Wang, J., Bai, X., Chen, H., Xu, Q., Huang, D. 2025c. Biochar-based rhizosphere engineering for enhanced CH4 removal in landfill cover soil. *J. Environ. Manag*., 391, 126348. https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2025.126348
83. Coelho Junior, L. M., Diniz, F. F., Martins, J. M., Fuinhas, J. A., Simioni, F. J., Santos Júnior, E. P. 2025. Worldwide concentration of forest products for energy. *Sustain. Energy Technol. Assess*., 77, 104331. https://doi.org/10.1016/j.seta.2025.104331
84. Tomadon, L. S., Couto, E. V., Bailly, D., Ferreira, J. H. D., Vries, W. T., Agostinho, A. A. 2024. Incorporating aquatic biodiversity into sustainability index for hydrographic sub-basins: A multi-criteria stakeholder assessment approach in the upper Paraná River. Hydrobiologia, 851(20), 4905–4926. https://doi.org/10.1007/s10750-024-05648-6
85. Petala, E., Sotiriadis, D., Klimis, N. 2024. Assessment of fragility curves of highway embankments due to underlying faults rupture propagation. *Soil Dyn. Earthq. Eng.* 184, 108818. https://doi.org/10.1016/j.soildyn.2024.108818

8. RECOMENDAÇÕES

Pesquisas futuras

Os resultados desta tese permitiram identificar um conjunto estruturado de lacunas que demandam investigação futura. No eixo biodegradativo, as pesquisas devem avançar na calibração regional dos parâmetros *k* e L_0 do modelo LandGEM para aterros semiáridos, por meio de campanhas de monitoramento *in situ* de longa duração (mínimo de cinco anos) que cubram ciclos sazonais completos de seca e chuva, associadas a ensaios de BMP em séries temporais mais extensas, com amostragem de resíduos a cada seis meses. A parametrização diferenciada por fração de resíduo (lignocelulósica) tende a produzir modelos preditivos de maior precisão regional, superando a limitação dos parâmetros padrão da EPA, desenvolvidos para condições climáticas distintas.

No eixo econômico, estudos futuros no ASIBBC devem incorporar a ACV integrada à análise de créditos de carbono, quantificando o benefício ambiental líquido do empreendimento em tCO_2-eq evitadas por MWh gerado e traduzindo esse indicador em fluxo de receita adicional nos cenários de mercado voluntário e regulado de carbono. No eixo geotécnico, as investigações devem explorar a aplicação do IDG em séries temporais, monitorando a evolução dos parâmetros geotécnicos ao longo das diferentes estações climáticas e correlacionando suas variações com as flutuações dos fluxos de CH_4 e CO_2 medidos *in situ*. Esse acompanhamento é condição necessária para o estabelecimento de limites de alerta operacional que orientem a intervenção preventiva na camada de cobertura antes da consolidação de *hotspots*.

Os modelos desenvolvidos nesta tese foram aplicados a um único aterro, de modo que a replicabilidade das abordagens em escala regional permanece uma lacuna relevante. Como os consórcios intermunicipais constituem o principal arranjo institucional viável para aterros de pequeno porte, e sua configuração ótima ainda carece de modelagem quantitativa, recomenda-se que estudos futuros mapeiem os aterros sanitários do semiárido paraibano, levantando massa de RSU recebida, composição gravimétrica e projeção populacional por município. A aplicação do LandGEM com parâmetros regionalmente calibrados permitiria estimar o potencial de biogás de cada unidade, enquanto análises de agrupamento por *k-means*, tomando como critérios a proximidade geográfica, a escala de resíduos e a infraestrutura viária disponível, poderiam identificar configurações consorciadas candidatas. A modelagem econômica de cada arranjo, com VPL, CNE e simulação de Monte Carlo, indicaria quais dessas configurações se sustentam financeiramente.

Por fim, sugere-se o desenvolvimento de um índice global de desempenho de aterros sanitários a partir dos subindicadores analisados neste estudo, materializado em um modelo computacional integrado, implementado em Python ou R, que articule as dimensões biodegradativa, econômica e geotécnica em uma métrica única. Acoplada a esse modelo, uma interface de visualização geoespacial desenvolvida em QGIS ou *Streamlit* tornaria a ferramenta acessível a gestores operacionais, aproximando o instrumental analítico da rotina de tomada de decisão nos aterros de pequeno porte.

9. CONCLUSÕES

- A tese avaliou o desempenho do ASIBBC sob três dimensões (biodegradativa, econômica e geotécnica), em aterro de pequeno porte no semiárido do Nordeste brasileiro, contexto para o qual a revisão sistemática não identificou estudos integrando as três abordagens.
- A revisão sistemática confirmou que a eficiência de retenção e coleta de biogás depende criticamente das propriedades geotécnicas da camada de cobertura, permeabilidade ao ar, grau de compactação e teor de umidade, que atuam de forma acoplada no controle das emissões fugitivas.
- Os ensaios de BMP, associados às análises de FTIR e TGA, indicaram que resíduos com cerca de dois anos de aterramento (célula de 2022) preservam frações biodegradáveis expressivas para o papelão, o que posiciona a digestão anaeróbia como rota prioritária nessa fase.
- Resíduos com baixa biodegradabilidade residual e maior aromaticidade estrutural mostraram-se mais adequados a rotas termoquímicas (pirólise e gaseificação).
- A escolha tecnológica não é fixa, mas condicionada à fração química-estrutural do resíduo, há uma transição bioquímica → termoquímica ao longo da vida útil da célula.
- O modelo LandGEM, calibrado para as condições locais, estimou produção média de biogás da ordem de $1{,}22 \times 10^6$ m³/ano.
- A análise determinística apontou o cenário de 35 anos (C2) como ponto ótimo de operação: VPL de R$ 6,54 milhões e CNE de R$ 0,44/kWh. A simulação de Monte Carlo (10.000 iterações) elevou o VPL médio do C2 para R$ 10,65 milhões, com probabilidade de VPL positivo de 99,99%.
- O IDG, construído pela integração normalizada de seis variáveis de estado do solo, apresentou autocorrelação espacial positiva, ainda que de magnitude fraca.
- Dos 21 pontos monitorados, 95% registraram concentrações médias de CH_4 inferiores a 4%, indicando desempenho predominantemente satisfatório da camada de cobertura. As exceções concentraram-se em *hotspots* pontuais, associados a setores com menor grau de compactação e maior índice de vazios, evidência da heterogeneidade espacial do desempenho da camada.
- O IDG mostrou-se operacionalmente viável e replicável para a análise da eficiência da cobertura, integrando desempenho geotécnico, resposta ambiental e potencial de receita por créditos de carbono nos cenários conservador, moderado e otimista.

10. REFERÊNCIAS

AGHDAM, Ehsan Fathi; SCHEUTZ, Charlotte; KJELDSEN, Peter. Impact of meteorological parameters on extracted landfill gas composition and flow. Waste Management, v. 87, p. 905-914, mar. 2019. http://dx.doi.org/10.1016/j.wasman.2018.01.045.

BENSON, C.H., CHEN, J., EDIL, T.B., LIKOS, W.J., 2018. Hydraulic conductivity of compacted soil liners permeated with coal combustion product leachates. J. Geotech. Geoenviron. Eng. 144, 04018011.

BENSON, C.H., GURDAL, T., 2013. Hydrologic properties of final cover soils. Geo-Congress 2013. ASCE, Reston, VA, San Diego, CA, pp. 283-297

BOGNER, J.; PIPATTI, R.; HASHIMOTO, S.; DIAZ, C.; MARECKOVA, K.; DIAZ, L.; KJELDSEN, P., *et al*. Mitigation of global greenhouse gas emissions from waste: Conclusions and strategies from the Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC) fourth assessment report. Waste Management & Research, v. 26, n. 1, p. 11–32, 2008. https://doi.org/10.1177/0734242X07088433.

CHEN, Zhongkui; KAMCHOOM, Viroon; CHEN, Rui. Landfill gas emission through compacted clay considering effects of crack pathway and intensity. Waste Management, v. 143, p. 215-222, abr. 2022. http://dx.doi.org/10.1016/j.wasman.2022.02.032.

CIUŁA, J.; GENEROWICZ, A.; WIEWIÓRSKA, I.; GASKA, K.; GRONBA-CHYŁA, A.; GOLONKA, M.; MAKARA, A. Environmental aspect of waste to energy installation: quality of waste generated by technology. Clean Technologies and Environmental Policy, p. 1, 2024. http://dx.doi.org/10.1007/s10098-024-02788-0.

DU, W.; LÜ, F.; ZHANG, H.; SHAO, L.; HE, P. Odor emission rate of a municipal solid waste sanitary landfill during different operation stages before final closure. Science of The Total Environment, v. 856, p. 159111, 2023. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.159111.

DU, Y.; LIU, R.; HAN, P.; WANG, J.; CHEN, F.; CHEN, G. Correlation analysis and predicting modeling of pyrolysis gas based on landfill excavated waste pyrolysis characteristics. Chemosphere, v. 354, p. 141740, abr. 2024. http://dx.doi.org/10.1016/j.chemosphere.2024.141740.

DUAN, Z.; SCHEUTZ, C.; KJELDSEN, P. Trace gas emissions from municipal solid waste landfills: a review. Waste Management, v. 119, p. 39-62, jan. 2021. http://dx.doi.org/10.1016/j.wasman.2020.09.015.

DUREN, R. M.; THORPE, A. K.; FOSTER, K. T.; RAFIQ, T.; HOPKINS, F. M.; YADAV, V.; BUE, B. D.; THOMPSON, D. R.; CONLEY, S.; COLOMBI, N. K. California's methane super-emitters. Nature, v. 575, n. 7781, p. 180-184, 2019. http://dx.doi.org/10.1038/s41586-019-1720-3.

ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY – EPA. Landfill gas energy project development handbook. Washington, D.C.: Environmental Protection Agency, 2024. Disponível em: https://www.epa.gov/lmop/landfill-gas-energy-project-development-handbook. Acesso em: 23 set. 2024.

FEIZ, R.; JOHANSSON, M.; LINDKVIST, E.; MOESTEDT, J.; PÅLEDAL, S.N.; SVENSSON, N. Key performance indicators for biogas production—methodological insights on the life-cycle analysis of biogas production from source-separated food waste. Energy, v. 200, p. 117462, jun. 2020. http://dx.doi.org/10.1016/j.energy.2020.117462.

GAMA, A. M. C. de F.; JUCÁ, J. F. T.; FIRMO, A. B. L. Greenhouse gas mitigation scenarios in the solid waste sector for compliance with the Brazilian NDC: case study of the Recife metropolitan area, Brazil. Waste Management & Research: The Journal for a Sustainable Circular Economy, [S. l.], v. 42, n. 1, p. 81-92, 3 maio 2023. SAGE Publications. http://dx.doi.org/10.1177/0734242x231168053.

GEBERT, J.; GROENGROEFT, A.; PFEIFFER, E. M. Relevance of soil physical properties for the microbial oxidation of methane in landfill covers. Soil Biology and Biochemistry, [S. l.], v. 43, n. 9, p. 1759-1767, set. 2011. http://dx.doi.org/10.1016/j.soilbio.2010.07.004.

GIORDANO, C. R.; VAN BRUNT, M. E.; HALEVI, S. J.; CASTALDI, M. J.; ORLOVITS, Z.; ILLES, Z. Landfill gas collection efficiency: categorization of data from existing in-situ measurements. Waste Management, v. 175, p. 83-91, 2024. http://dx.doi.org/10.1016/j.wasman.2023.12.042.

GURDAL, T., BENSON, C., ALBRIGHT, W., 2003. Hydrologic properties of final cover soils from the alternative cover assessment program, Geo Engineering Report 03-02, Geo Engineering Program. University of Wisconsin-Madison.

HAMAMOTO, S.; MOLDRUP, P.; KAWAMOTO, K.; WICKRAMARACHCHI, P. N.; NAGAMORI, M.; KOMATSU, T. Extreme compaction effects on gas transport parameters and estimated climate gas exchange for a landfill final cover soil. Journal of Geotechnical and Geoenvironmental Engineering, v. 137, n. 7, p. 653-662, jul. 2011. American Society of Civil Engineers (ASCE). http://dx.doi.org/10.1061/(ASCE)GT.1943-5606.0000459.

HAN, M.; WU, Y.; SUN, J.; GENG, X.; GAO, X.; ZHOU, T.; LU, J. Carbon feasibility of terminating plastic waste leakage by landfill mining: a case study based on practical projects in China. Science of the Total Environment, v. 906, p. 167461, 2024b. http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.167461.

HAN, Yishi; WANG, Yuan; WANG, Xiaoming; HUANG, Jiu; MA, Wenchao. Exploring the greenhouse gas emissions inventory and driving mechanisms of municipal solid waste in China. Environmental Impact Assessment Review, v. 105, p. 107428, mar. 2024a. http://dx.doi.org/10.1016/j.eiar.2024.107428.

HANSON, J. L.; MANHEIM, D. C.; YEŞILLER, N. Geoenvironmental assessment of climate impacts from landfill gas emissions. Soils and Foundations, v. 63, n. 2, p. 101279, abr. 2023. http://dx.doi.org/10.1016/j.sandf.2023.101279.

HIRATA, O.; KAWASE, K.; YANASE, R.; TAKAOKA, M.; KUSAKABE, T. Mercury emission from sulfide/solidified mercury waste in a simulated landfill lysimeters. Journal of Material Cycles and Waste Management, v. 26, n. 3, p. 1704-1712, 2 abr. 2024. http://dx.doi.org/10.1007/s10163-024-01921-x.

HUANG, D.; DU, Y.; XU, Q.; KO, J. H.. Quantification and control of gaseous emissions from solid waste landfill surfaces. Journal of Environmental Management, v. 302, p. 114001, jan. 2022. http://dx.doi.org/10.1016/j.jenvman.2021.114001.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA (IBGE). Censo 2022: População e Domicílios - Primeiros Resultados. Disponível em: https://www.ibge.gov.br/cidades-e-estados/pb/belem-do-brejo-do-cruz.html. Acesso em: 13 mar. 2024.

INSTITUTO NACIONAL DE METEOROLOGIA (Brasil). Estações Meteorológicas: Caicó - RN (A316). Brasília, DF: INMET, 2026. Disponível em: <portal.inmet.gov.br>. Acesso em: 14 jun. 2026.

INTERNATIONAL ENERGY AGENCY. (2025). World Energy Outlook 2025. IEA. https://www.iea.org/reports/world-energy-outlook-2025

JANNUZZI, P. Indicators in Public Policy, Brazil. In: FARAZMAND, A. (ed.). Global Encyclopedia of Public Administration, Public Policy, and Governance. Springer, Cham, 2021. https://doi.org/10.1007/978-3-319-31816-5_3762-1.

JEONG, Sangjae; PARK, Jeryang; KIM, Yeong Min; PARK, Man Ho; KIM, Jae Young. Innovation of flux chamber network design for surface methane emission from landfills using spatial interpolation models. Science Of The Total Environment, v. 688, p. 18-25, out. 2019. http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.06.142.

JOSIMOVIć, Ljubisa; PRVULOVIć, Slavica; DJORDJEVIć, Luka; BICOK, Ivana; BAKATOR, Mihalj; PREMčEVSKI, Velibor; ŀARENAC, Uroš; ŀELJMEŁI, Dalibor. Enhancing Biogas Plant Efficiency for the Production of Electrical and Thermal Energy. Applied Sciences, v. 14, n. 13, p. 5858, 4 jul. 2024. http://dx.doi.org/10.3390/app14135858.

KARIMI, Nima; NG, Kelvin Tsun Wai; RICHTER, Amy. Prediction of fugitive landfill gas *hotspots* using a random forest algorithm and Sentinel-2 data. Sustainable Cities And Society, v. 73, p. 103097, out. 2021. http://dx.doi.org/10.1016/j.scs.2021.103097.

KIM, Ran-Hui; LEE, Nam-Hoon; YOON, Seok-Pyo; SONG, Sang-Hoon; PARK, Jin-Kyu. Considerations on the methane correction factor and fraction of methane parameters in the

IPCC first-order decay model for active aeration landfills. Waste Management, v. 169, p. 232-242, set. 2023. http://dx.doi.org/10.1016/j.wasman.2023.07.012.

KJELDSEN, P.; FISCHER, E. Landfill gas migration—Field investigations at Skellingsted landfill, Denmark. Waste Management & Research, v. 13, n. 5, p. 467-484, 1995. https://doi.org/10.1016/s0734-242x(05)80025-4.

KOPECKÁ, Romana; HRAD, Marlies; HUBER-HUMER, Marion. The role of the waste sector in the sustainable development goals and the IPCC assessment reports. Österreichische Wasser- Und Abfallwirtschaft, v. 76, n. 5-6, p. 300-307, 13 mar. 2024. http://dx.doi.org/10.1007/s00506-024-01034-7.

KRAUSE, M.; KENNY, S.; STEPHENSON, J.; SINGLETON, A. Food Waste Management: Quantifying Methane Emissions from Landfilled Food Waste (EPA-600-R-23-064). U.S. Environmental Protection Agency, Office of Research and Development, 2023.

KUMAR, G. S.; MOHINI, M. B. The Effect of Shrinkage Cracking in Kaolinite Clay Due to Lead Contamination. International Journal of Scientific Research and Engineering Development, v. 3, n. 1, p. 784-789, jan.-fev. 2020. Disponível em: <www.ijsred.com>. ISSN: 2581-7175.

LAIR, A.; MANSUY, M.; ROMAND, C.; OBERTI, O.; PRADELS, C.; BARINA, G.; DENOUN, T.; VENTURINI, M.; TROMMSDORFF, C. Enhancing landfill efficiency to drive greenhouse gas reduction: a comprehensive study on best practices and policy recommendations. Waste Management & Research: The Journal for a Sustainable Circular Economy, v. 42, n. 10, p. 889-900, 27 set. 2024. http://dx.doi.org/10.1177/0734242x241270951.

LAMBORN, J. Observations from using models to fit the gas production of varying volume test cells and landfills. Waste Management, v. 32, n. 12, p. 2353-2363, dez. 2012. http://dx.doi.org/10.1016/j.wasman.2012.06.013.

LAWAL, I. M.; NDAGI, A.; MOHAMMED, A.; SALEH, Y.; SHUAIBU, A.; HASSAN, I.; ABUBAKAR, S.; SOJA, U. B.; JAGABA, A. H. Proximate analysis of waste-to-energy potential of municipal solid waste for sustainable renewable energy generation. Ain Shams Engineering Journal, v. 15, n. 1, p. 102357, 2024. http://dx.doi.org/10.1016/j.asej.2023.102357.

LEMOS, Moisés Antônio da Costa; COSTA, Marina de Avila; CAVALCANTE, André Luís Brasil. Application of linear and non-linear methods in estimating fugitive emissions by using flux chamber at the Jockey Club Controlled Landfill in Brasília/DF. Engenharia Sanitaria e Ambiental, v. 29, p. 1, 2024. FapUNIFESP (SciELO). http://dx.doi.org/10.1590/s1413-415220240006.

LINO, F. A. M.; ISMAIL, K. A. R.; CASTAÑEDA-AYARZA, J. A. Municipal solid waste treatment in Brazil: a comprehensive review. Energy Nexus, v. 11, p. 100232, set. 2023. http://dx.doi.org/10.1016/j.nexus.2023.100232.

LIU, Yanjun; LU, Wenjing; GUO, Hanwen; MING, Zhongyuan; WANG, Chi; XU, Sai; LIU, Yanting; WANG, Hongtao. Aromatic compound emissions from municipal solid waste landfill: emission factors and their impact on air pollution. Atmospheric Environment, v. 139, p. 205-213, ago. 2016. http://dx.doi.org/10.1016/j.atmosenv.2016.05.043.

LUCERNONI, Francesca; CAPELLI, Loris; SIRONI, Simone. Comparison of different approaches for the estimation of odour emissions from landfill surfaces. Waste Management, v. 63, p. 345-353, maio 2017. http://dx.doi.org/10.1016/j.wasman.2016.09.041.

MEZA, D. D. O.; GUTIÉRREZ, A. S.; ERAS, J. J. C.; MENDOZA, J. S.; RUYDÍAZ, J. H. Techno-economic and environmental assessment of the landfill gas to energy potential of major Colombian cities. Energy Conversion and Management, v. 293, p. 117522, 2023. http://dx.doi.org/10.1016/j.enconman.2023.117522.

MØNSTER, Jacob; KJELDSEN, Peter; SCHEUTZ, Charlotte. Methodologies for measuring fugitive methane emissions from landfills – A review. Waste Management, v. 87, p. 835-859, mar. 2019. http://dx.doi.org/10.1016/j.wasman.2018.12.047.

NA, Y.; BYUN, K. Estimation of potential nitrous oxide emissions from landfills in the United States: 2010–2020. Sustainability, v. 16, n. 11, p. 4810, 5 jun. 2024. http://dx.doi.org/10.3390/su16114810.

NASSER, Z. M.; ABEDALI, A. H.; ALKANAANI, H. A. Reliability of smart noise pollution map. Noise Mapping, v. 10, n. 1, p. 1, 1 jan. 2023. Walter de Gruyter GmbH. http://dx.doi.org/10.1515/noise-2022-0167.

NEVES, F. O.; BEZERRA, A. S.; SALGADO, E. G.; SANTOS, B. R.; ROVEDA, S. R. M. Harnessing energy potential from landfills across urban scales. Energy for Sustainable Development, v. 81, p. 101466, ago. 2024. http://dx.doi.org/10.1016/j.esd.2024.101466.

NG, C. W. W.; CHEN, H.; GUO, H.; CHEN, R.; XUE, Q. Life cycle analysis of common landfill final cover systems focusing on carbon neutrality. Science of the Total Environment, v. 912, p. 168863, fev. 2024. http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.168863.

PAPAMICHAEL, I.; VOUKKALI, I.; STYLIANOU, M.; ZORPAS, A. A.; BAIDYA, R.; GHOSH, S. K. Concept of waste-to-energy strategies. Advances in Biofuels Production, Optimization and Applications, p. 241-267, 2024. http://dx.doi.org/10.1016/b978-0-323-95076-3.00002-8.

PATIL, P.; ENDAIT, M.; PATIL, S. Mitigation of fugitive gas emissions from landfill using biochar-amended soil cover and its geotechnical characterization. KSCE Journal of Civil

Engineering, v. 28, n. 4, p. 1162-1172, 18 jan. 2024. http://dx.doi.org/10.1007/s12205-024-1519-0.

PENG, M. Q.; CHEN, T. H.; JIN, T.; SU, Y. C.; LUO, S. T.; XU, H. A novel first-order kinetic model for simultaneous anaerobic–aerobic degradation of municipal solid waste in landfills. Processes, v. 12, n. 10, p. 2225, 12 out. 2024. http://dx.doi.org/10.3390/pr12102225.

PEREIRA, G. W.; VALENTE, D. S. M.; QUEIROZ, D. M.; COELHO, A. L. F.; COSTA, M. M.; GRIFT, T. Smart-Map: an open-source QGIS plugin for digital mapping using machine learning techniques and ordinary kriging. Agronomy, v. 12, n. 6, p. 1350, 1 jun. 2022. http://dx.doi.org/10.3390/agronomy12061350.

PIADEH, F.; OFFIE, I.; BEHZADIAN, K.; RIZZUTO, J. P.; BYWATER, A.; CÓRDOBA-PACHÓN, J. R.; WALKER, M. A critical review for the impact of anaerobic digestion on the sustainable development goals. Journal of Environmental Management, v. 349, p. 119458, jan. 2024. http://dx.doi.org/10.1016/j.jenvman.2023.119458.

PSYRRI, Georgia; HAUSCHILD, Michael Z.; ASTRUP, Thomas F.; LIMA, Ana T.M.. Recycling for a sustainable future: advancing resource efficiency through life cycle assessment resource indicators. Resources, Conservation And Recycling, v. 209, p. 107759, out. 2024. http://dx.doi.org/10.1016/j.resconrec.2024.107759.

RAJESH, S. Waste Containment System to Limit Landfill Gas Emission—Mechanism, Measurement, and Performance Assessment. Energy, Environment, And Sustainability, p. 371-389, 28 nov. 2017. http://dx.doi.org/10.1007/978-981-10-7332-8_16.

ROLSTON, D. E. Gas flux. Sssa Book Series, p. 1103-1119, 2018. Soil Science Society of America, American Society of Agronomy. https://doi.org/10.2136/sssabookser5.1.2ed.c47.

RUIZ, M.; DIAZ, F. Life cycle sustainability evaluation of potential bioenergy development for landfills in Colombia. Environmental and Climate Technologies, v. 26, n. 1, p. 454-469, 2022. https://doi.org/10.2478/rtuect-2022-0035.

SHAHIDI-MOGHADAM, Z.; GHOMI, H.; YAZDANBAKHSH, A.; MARTAMI, M.; RAFIEE, M. Submerged arc plasma treatment of landfill leachate with a high proportion of refractory organics: degradation performance and biodegradability enhancement. Journal of Environmental Chemical Engineering, v. 11, n. 6, p. 111330, dez. 2023. http://dx.doi.org/10.1016/j.jece.2023.111330.

SILVA, M. A. S.; VIEIRA, E. M. S.; MEDEIROS, R. M.; SILVA, A. C.; GUEDES, M. J. F. Aplicação do Índice de Qualidade de Destinação Final de Resíduos (IQDR) em oito aterros sanitários da Paraíba. Revista DAE, v. 72, n. 243, p. 17-29, 20 dez. 2023. http://dx.doi.org/10.36659/dae.2024.002.

SINGH, D.; DIKSHIT, A. K.; KUMAR, S. Mitigating landfill gas emissions from open dumps using biocover. In: SINGH, K. K.; PRASAD OJHA, C. S. (eds.). Sustainable land, water and

built environment pollution management. Cham: Springer, 2024. (Earth Scientist Society Series). https://doi.org/10.1007/978-3-031-56176-4_14.

SONG, B.; GUO, H.; DENG, Z.; CHEN, L.; REN, H.; XU, X. Metagenomic characterization of anaerobic fermentation in weathered coal for biomethane production enhanced by landfill leachate. Process Safety and Environmental Protection, v. 191, p. 275-286, nov. 2024. http://dx.doi.org/10.1016/j.psep.2024.08.069.

SUN, J.; ZHOU, T. Urban shrinkage and eco-efficiency: the mediating effects of industry, innovation and land-use. Environmental Impact Assessment Review, v. 98, p. 106921, 2023. http://dx.doi.org/10.1016/j.eiar.2022.106921.

TAN, Yu; ZHANG, Poyu; CHEN, Jiannan; SHAMET, Ryan; NAM, Boo Hyun; PU, Hefu. Predicting the hydraulic conductivity of compacted soil barriers in landfills using machine learning techniques. Waste Management, v. 157, p. 357-366, fev. 2023. http://dx.doi.org/10.1016/j.wasman.2023.01.003.

TIAN, Guixian; KHAN, Irfan. Impact of energy end-uses and efficiency indicators on the environmental policy stringency index. Energy, v. 326, p. 136232, jul. 2025. http://dx.doi.org/10.1016/j.energy.2025.136232.

Verma, G., Chetri, J. K., Reddy, K. R. 2024. Spatial variation of methane oxidation and carbon dioxide sequestration in landfill biogeochemical cover. *Environ. Technol.* 1–17. https://doi.org/10.1080/09593330.2024.2372052

XU, Sai; ZHANG, Houhu. First evidence for anaerobic oxidation of methane process in landfill cover soils: activity and responsible microorganisms. Science Of The Total Environment, v. 841, p. 156790, out. 2022. http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.156790.

XU, Z.; HU, Y.; HE, Y.; NUTAKKI, T. U. K.; SEIKH, A. H.; MOHANAVEL, V.; SHAH, N. A.; QIN, M. Thermo-enviro-economic analysis of a novel landfill gas-fueled CCHP-desalination process combined with a liquefied natural gas cold energy recovery unit. Journal Of Cleaner Production, p. 141675, 2024. http://dx.doi.org/10.1016/j.jclepro.2024.141675.

Yang, G., Liu, M., Gao, Y., Han, S., Meng, F., Ju, T., Jiang, J. 2024. A review on the evaluation models and impact factors of greenhouse gas emissions from municipal solid waste management processes. Environ. Sci. Pollut. Res. 31(19), 27531–27553. https://doi.org/10.1007/s11356-024-33042-1

ZHANG, Xiaolin; DENG, Tianjie; ZHANG, Yan; JIN, Rong. Combined intervention: structural-efficiency-intensity indicators can halve nitrogen-related resource-environmental effects by 2050 in beijing. Journal Of Environmental Management, v. 386, p. 125759, jun. 2025a. http://dx.doi.org/10.1016/j.jenvman.2025.125759.

ZHANG, Z.; XIE, P.; LI, A.; QIN, M.; XU, J.; HU, Z.; TIAN, X.; HU, F.; LV, Y.; ZHENG, J. Spatial-temporal distribution and emission of urban scale air pollutants in Hefei based on

Mobile-DOAS. Journal of Environmental Sciences, v. 151, p. 238-251, maio 2025b. http://dx.doi.org/10.1016/j.jes.2024.02.037