

**USO SUSTENTÁVEL DE RESÍDUOS ORGÂNICOS EM BIOCOBERTURAS PARA
REDUÇÃO DE EMISSÕES DE METANO EM ATERROS SANITÁRIOS E
ENCERRAMENTO DE LIXÕES**

**SUSTAINABLE USE OF ORGANIC WASTE IN BIOCOVERS FOR METHANE
EMISSION REDUCTION IN SANITARY LANDFILLS AND THE CLOSURE OF
DUMPSITES**

**USO SOSTENIBLE DE RESIDUOS ORGÂNICOS EN BIOCOBERTURAS PARA
LA REDUCCIÓN DE EMISIONES DE METANO EN RELLENOS SANITARIOS Y
EL CIERRE DE VERTEDEROS A CIELO ABIERTO**



10.56238/revgeov17n4-050

Guilherme José Correia Gomes

Mestre em Engenharia Civil

Instituição: Universidade Federal de Pernambuco (UFPE)

E-mail: guilherme.jcgomes@ufpe.br

Orcid: <https://orcid.org/0000-0003-3117-2588>

Lattes: <http://lattes.cnpq.br/4152684106591299>

José Fernando Thomé Jucá

Doutor em Engenharia Civil

Instituição: Universidade Federal de Pernambuco (UFPE)

E-mail: jucah@ufpe.br

Orcid: <https://orcid.org/0000-0002-8956-7905>

Lattes: <http://lattes.cnpq.br/4911355639660442>

Liliana Andréa dos Santos

Doutora em Engenharia Civil

Instituição: Universidade Federal Rural de Pernambuco (UFRPE)

E-mail: liliana.andrea.santos@gmail.com

Orcid: <https://orcid.org/0000-0002-6889-5352>

Lattes: <http://lattes.cnpq.br/2082746083681399>

RESUMO

Os resíduos sólidos urbanos (RSU), quando dispostos inadequadamente em lixões a céu aberto ou em aterros sanitários sem cobertura final eficiente, liberam gás metano — um gás do efeito estufa com potencial de aquecimento global 28 vezes superior ao dióxido de carbono. As biocoberturas constituem uma solução ambientalmente sustentável e economicamente viável para mitigar essas emissões, especialmente por permitirem o reaproveitamento de resíduos orgânicos compostados como material de cobertura com função de filtro de oxidação microbiológica do metano. O presente artigo apresenta um estudo teórico e experimental sobre o uso de misturas de solo e composto orgânico derivado de resíduos de frutas, legumes e verduras (FLV), em proporções de 25% e 50% em peso, para aplicação em biocoberturas de depósitos de RSU. Com base em ensaios de compactação em quatro energias e



em ensaios de permeabilidade ao ar e à água em permeâmetro de parede flexível, são discutidos os fundamentos que regem o comportamento hidráulico e físico-químico desses materiais, os requisitos normativos nacionais e internacionais, e os critérios para a definição de uma região aceitável de compactação. Os resultados mostram que a incorporação de composto orgânico ao solo reduz o coeficiente de permeabilidade à água — variando entre $3,36 \times 10^{-8}$ m/s e $5,32 \times 10^{-10}$ m/s — ao mesmo tempo que aumenta a porosidade aerada, favorecendo as trocas gasosas essenciais à oxidação microbiana do CH_4 . A definição de uma energia mínima de compactação de 252 kJ/m^3 ($\approx 43\%$ do ensaio Proctor Normal), com grau de compactação mínimo de 90%, garante simultaneamente controle do fluxo de água e aeração suficiente. Os resultados apontam o composto orgânico de resíduos FLV como material promissor para biocoberturas e para o encerramento de lixões, com potencial de geração de créditos de carbono.

Palavras-chave: Biocoberturas. Composto Orgânico. Resíduos Sólidos Urbanos. Emissões de Metano. Encerramento de Lixões. Compactação.

ABSTRACT

Urban solid waste (USW), when improperly disposed of in open dumpsites or in landfills without effective final covers, releases methane — a greenhouse gas with a global warming potential 28 times higher than carbon dioxide. Biocovers are an environmentally sustainable and economically viable solution to mitigate these emissions, particularly because they allow the reuse of composted organic waste as a cover material with a biological filter function for the microbiological oxidation of methane. This article presents a theoretical and experimental study on the use of mixtures of soil and organic compost derived from fruit, leguminous plant and vegetable (FLV) residues, in proportions of 25% and 50% by weight, for application in biocovers of USW deposits. Based on compaction tests at four energy levels and air and water permeability tests in a flexible wall permeameter, the fundamentals governing the hydraulic and physicochemical behavior of these materials are discussed, along with national and international regulatory requirements and criteria for defining an acceptable compaction zone. Results show that incorporation of organic compost into the soil reduces the hydraulic conductivity — ranging from 3.36×10^{-8} m/s to 5.32×10^{-10} m/s — while increasing air-filled porosity, favoring the gas exchange essential for microbial oxidation of CH_4 . Defining a minimum compaction energy of 252 kJ/m^3 ($\approx 43\%$ of Standard Proctor), with a minimum compaction degree of 90%, simultaneously ensures water flow control and sufficient aeration. Results indicate FLV-derived organic compost as a promising material for biocovers and for dumpsite closure, with carbon credit generation potential.

Keywords: Biocovers. Organic Compost. Urban Solid Waste. Methane Emissions. Dumpsite Closure. Compaction.

RESUMEN

Los residuos sólidos urbanos (RSU), cuando se disponen de forma inadecuada en vertederos a cielo abierto o en rellenos sanitarios sin cobertura final eficiente, liberan gas metano — un gas de efecto invernadero con un potencial de calentamiento global 28 veces superior al del dióxido de carbono. Las biocubiertas constituyen una solución ambientalmente sostenible y económicamente viable para mitigar estas emisiones, especialmente porque permiten el reaprovechamiento de residuos orgánicos compostados como material de cobertura con función de filtro biológico para la oxidación microbiana del metano. Este artículo presenta un estudio teórico y experimental sobre el uso de mezclas de suelo y compuesto orgánico derivado de residuos de frutas, legumbres y verduras en proporciones del 25% y 50% en peso. Los resultados muestran que la incorporación de compuesto orgánico reduce la conductividad hidráulica entre $3,36 \times 10^{-8}$ m/s y $5,32 \times 10^{-10}$ m/s, al tiempo que



aumenta la porosidad de aire. La energía mínima de compactación de 252 kJ/m³ garantiza simultáneamente el control del flujo de agua y la aireación suficiente.

Palabras clave: Biocubiertas. Compuesto Orgánico. Residuos Sólidos Urbanos. Emisiones de Metano. Cierre de Vertederos a Cielo Abierto. Compactación.



1 INTRODUÇÃO

A gestão inadequada de resíduos sólidos urbanos (RSU) representa um dos mais graves problemas socioambientais da atualidade. O Brasil gera aproximadamente 81 milhões de toneladas de RSU por ano e ainda destina grande parte desse volume a lixões e aterros controlados, especialmente na Região Nordeste (ABREMA, 2025). Em Pernambuco, segundo a Agência Estadual de Meio Ambiente, em janeiro de 2020, 44% dos 184 municípios ainda enviavam seus resíduos a lixões. Esse cenário é agravado pelos impactos socioambientais gerados pela presença de catadores vivendo nesses locais, pela contaminação do solo e das águas subterrâneas e pela proliferação de vetores transmissores de doenças. Segundo a Associação Brasileira de Recuperação Energética de Resíduos (ABREN), o Brasil gasta em torno de R\$ 1,5 bilhão por ano no tratamento de doenças causadas pela exposição inadequada ao lixo.

Do ponto de vista climático, a deposição inadequada de RSU representa uma das principais fontes de emissão antrópica de gás metano (CH_4). A fração orgânica dos resíduos, ao se decompor anaerobicamente nas células de aterros e nos lixões a céu aberto, liberando biogás composto principalmente por CH_4 (40 a 60% em volume) e CO_2 . O CH_4 possui potencial de aquecimento global cerca de 27-28 vezes maior que o CO_2 (Kjeldsen, Kissas, Scheutz, 2024; Chen et al., 2026), e estima-se que a emissão anual de metano proveniente de depósitos de RSU esteja entre 0,5 e 0,6 bilhão de toneladas (ISWA, 2019). Além disso, os lixões são a terceira maior fonte de emissões antropogênicas de metano no mundo, responsáveis por cerca de 11% do total global.

Nesse contexto, os sistemas de cobertura final de aterros sanitários e de encerramento de lixões desempenham papel fundamental na contenção de lixiviados e na mitigação das emissões difusas de metano. A técnica convencional de cobertura emprega solos com predominância de partículas finas (argilas e siltes) que oferecem baixa permeabilidade à água e aos gases. Contudo, a interação desses solos com o ambiente gera processos de retração e expansão por ciclos de umedecimento e secagem, causando fissuras na superfície da camada e perda de sua funcionalidade (BOSCOV, 2008; RAJESH et al., 2014; Gomes, 2020).

Por outro lado, as biocoberturas surgem como alternativa tecnológica de baixo custo e alto valor ambiental, especialmente viáveis em países de baixa e média renda (GARBO & COSSU, 2017; Kjeldsen, Kissas, Scheutz, 2024). Esses sistemas utilizam materiais orgânicos compostados, provenientes do reaproveitamento de resíduos de frutas, legumes e verduras (FLV), lodos estabilizados de estações de tratamento de esgoto, turfas ou resíduos de podas de jardinagem como fonte de carbono para o crescimento de bactérias metanotróficas, que oxidam o CH_4 em CO_2 . Esses materiais **proporcionam condições físico-químicas ideais**, como elevada capacidade de retenção de água e disponibilidade de nutrientes, favorecendo a **oxidação do CH_4** (Chen et al., 2026). Trata-se, portanto, de uma tecnologia que articula o reaproveitamento de resíduos orgânicos com a redução de emissões



de gases do efeito estufa, alinhando-se aos princípios da economia circular e contribuindo para os Objetivos de Desenvolvimento Sustentável (ODS), em especial os ODS 11, 12 e 13. Além disso, o desempenho das biocoberturas está diretamente relacionado à forma como os materiais são compactados em campo. A energia de compactação controla tanto a permeabilidade à água, que governa a infiltração de chuva e a geração de lixiviado, quanto a porosidade aerada, que determina a disponibilidade de oxigênio para a atividade das bactérias metanotróficas. A definição de uma região aceitável de compactação que atenda simultaneamente aos dois requisitos é o principal desafio geotécnico e ambiental para o dimensionamento desses sistemas.

O trabalho tem como objetivo discutir, com base em fundamentos teóricos consolidados e em resultados experimentais obtidos em laboratório, os critérios de compactação de misturas de solo e composto orgânico derivado de resíduos FLV para uso em biocoberturas de depósitos de RSU, visando ao controle das emissões de metano e ao encerramento de lixões, com potencial de obtenção de créditos de carbono.

2 REFERENCIAL TEÓRICO

2.1 METANO EM DEPÓSITOS DE RESÍDUOS SÓLIDOS URBANOS E CRÉDITOS DE CARBONO

Os RSU, de acordo com a Política Nacional de Resíduos Sólidos, Lei nº 12.305/2010 correspondem a todo material, substância, objeto ou bem descartado resultante de atividades humanas em sociedade. A composição gravimétrica desses resíduos varia conforme as condições socioeconômicas e os hábitos de consumo da população, sendo formada por matéria orgânica, papel, papelão, plásticos, vidros, metais e resíduos eletrônicos. A geração média de RSU no Brasil em 2018 foi de 1,241 kg por habitante por dia (ABRELPE, 2019).

Do ponto de vista biológico, um depósito de RSU corresponde a um sistema dinâmico que envolve reações metabólicas em um ambiente formado pela massa de resíduos com suas características físicas, químicas, biológicas e suas inter-relações (ALCÂNTARA, 2007). A fração orgânica dos RSU, ao se decompor, passa por uma fase inicial aeróbica de curta duração, seguida de uma fase anaeróbica metanogênica, estabelecida geralmente em menos de um ano, na qual microrganismos metanogênicos decompõem a matéria orgânica liberando CH₄ e CO₂ em escala crescente. O metano não é apenas um potencial gás do efeito estufa, mas também inflamável e explosivo em concentrações volumétricas de 5% a 15% no ar (VISVANATHAN et al., 1999), podendo causar graves acidentes nos locais de disposição.

Além das questões climáticas, o encerramento adequado de lixões tem potencial econômico por meio da comercialização de créditos de carbono no Mecanismo de Desenvolvimento Limpo (MDL), criado pelo Protocolo de Kyoto. Kormi et al. (2018) demonstraram que a cobertura de um



lixão próximo a Tunis, capital da Tunísia, com uma camada oxidativa de solo disponível no local poderia gerar quantidades significativas de reduções certificadas de emissão, gerando financiamento externo para a implantação de tecnologias sustentáveis em países em desenvolvimento.

2.2 SISTEMAS DE COBERTURA FINAL: TIPOS E REQUISITOS NORMATIVOS

Os sistemas de cobertura de aterros sanitários possuem múltiplas funções: controlar a geração de lixiviado por meio do controle da infiltração de águas pluviais; controlar o fluxo do biogás produzido por digestão anaeróbia; isolar a massa de resíduos do ambiente externo; impedir a dispersão de materiais pelo vento; prevenir a presença de vetores transmissores de doenças e permitir o crescimento de vegetação (COSSU et al., 2000). Do ponto de vista econômico, o controle da geração de lixiviado reduz diretamente os custos de tratamento dos efluentes.

Conforme Boscov (2008), a camada de cobertura está sujeita a solicitações que causam perda de estanqueidade: variações de temperatura, ciclos de molhagem e secagem, penetração de raízes, recalques totais e diferenciais pela compressão dos resíduos e da fundação, movimentação de veículos e erosão. Por todos esses motivos, as permeabilidades de coberturas compactadas em campo são tipicamente superiores às previstas em ensaios de laboratório, o que torna o projeto dessas camadas um desafio permanente. Rajesh et al. (2014) afirmam que quando as tensões de tração excedem a resistência do material de cobertura, o surgimento de fissuras causa redução de desempenho tanto na retenção do biogás quanto na infiltração de água.

Dentre os principais sistemas de cobertura, destacam-se as camadas de argila compactada (CCL), as barreiras capilares, as coberturas evapotranspirativas e as biocoberturas. As camadas convencionais são compostas por uma série de elementos — camada de drenagem superficial, camada impermeabilizante, camada de drenagem de gás — que devem manter sua eficiência e integridade ao longo do tempo (GARBO & COSSU, 2017). As barreiras capilares exploram a diferença de granulometria entre camadas sobrepostas de materiais fino e grosso para reter a água na camada superior. As coberturas evapotranspirativas, desenvolvidas para climas áridos e semiáridos, armazenam a água pluvial no perfil de solo para posterior eliminação via evapotranspiração da vegetação (HUSE, 2007).

Quanto aos requisitos normativos, há ampla variação entre as diferentes legislações. A NBR 13896 (ABNT, 1997) estabelece que o projeto da cobertura final deve minimizar a infiltração de água na célula, exigir pouca manutenção e possuir coeficiente de condutividade hidráulica inferior ao solo natural e menor que 5×10^{-7} m/s. O Manual de Gerenciamento Integrado de Resíduos Sólidos do IBAM (2001) especifica para aterros industriais classe II permeabilidade $\leq 10^{-8}$ m/s. A U.S. EPA (2020) exige materiais ricos em argila com permeabilidade inferior a 10^{-7} m/s e espessura mínima de 45 cm. A legislação italiana estabelece espessura mínima de 50 cm com condutividade hidráulica $\leq 10^{-8}$ m/s; e



a regulamentação alemã (citada por Müller e Wöhlecke, 2019) exige $\leq 10^{-9}$ m/s para aterros classe I e $\leq 10^{-10}$ m/s para aterros classe II e III, com espessura mínima de 50 cm. A Tabela 1 apresenta esses critérios.

Tabela 1. Critérios normativos para coberturas finais de resíduos sólidos urbanos não perigosos.

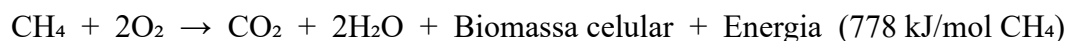
Referência	Kw máx. (m/s)	Espessura (cm)	SUCS	% < #200	LL (%)	IP (%)
NBR 13896/ABNT (1997)	$\leq 5 \times 10^{-7}$	—	—	—	—	—
IBAM (2001) — Classe II	$\leq 10^{-8}$	≥ 50	—	—	—	—
Rocca (1993) / CETESB	$\leq 10^{-9}$	—	CL, CH, SC, OH	≥ 30	≥ 30	≥ 15
U.S. EPA (2020)	$\leq 10^{-7}$	≥ 45	—	≥ 30	> 30	—
Itália — Cossu; Stegmann (2018)	$\leq 10^{-8}$	≥ 50	—	—	—	—
Alemanha — Müller; Wöhlecke (2019)	$\leq 10^{-9}$	≥ 50	—	—	—	—
Benson et al. (1994)	$\leq 10^{-9}$	—	—	≥ 30	≥ 20	≥ 7

Fonte: Adaptado de Cossu e Stegmann (2018) e Müller e Wöhlecke (2019).

2.3 BIOCOBERTURAS: PRINCÍPIO DE FUNCIONAMENTO E REAPROVEITAMENTO DE RESÍDUOS ORGÂNICOS

A redução das emissões de metano em depósitos de RSU pode ser alcançada por duas principais formas. A primeira é a instalação de sistemas de drenagem de biogás para queima ou aproveitamento energético; contudo, esses sistemas têm potencial de captação de apenas 40% a 60% do total de CH₄ gerado, sendo o restante emitido difusamente pelas coberturas. A segunda é o emprego de biocoberturas, camadas com função de filtro biológico que retêm e oxidam o gás metano antes de sua emissão à atmosfera.

O princípio de funcionamento das biocoberturas baseia-se na reação de oxidação aeróbia do metano, catalisada por bactérias metanotróficas que utilizam o CH₄ como fonte de carbono e energia (KRIIPSALU et al., 2026):



Essas bactérias são organismos que naturalmente habitam ecossistemas com presença de metano: arrozais, pântanos, solos de aterros sanitários e regiões de interface aeróbia-anaeróbia (SALIM, 2011). A concentração dessas bactérias pode ser incrementada nos materiais da camada de cobertura por meio do uso de substratos orgânicos ricos em nutrientes e com elevada superfície específica, como os compostos orgânicos.

Os compostos orgânicos são formados pela decomposição microbiana controlada de substratos orgânicos em condições úmidas e aeróbicas, processo denominado compostagem, resultando em



mineralização (transformação em sais inorgânicos) e humificação (transformação em húmus) da matéria orgânica bruta, gerando um material biologicamente estabilizado (DIAZ et al., 2007). Do ponto de vista do reaproveitamento de resíduos, esse material representa uma alternativa de economia circular ao transformar resíduos de FLV, de podas de jardinagem ou lodos estabilizados de estações de tratamento de esgoto, em insumo da engenharia ambiental.

Numerosos estudos de laboratório e campo, como Humer e Lechner (2001), Mor et al. (2006), Scheutz et al. (2009), Huber-Humer et al. (2011), Pedersen et al. (2011), Roncato e Cabral (2012) e Safari et al. (2017), confirmam que compostos orgânicos são alternativas eficazes para a oxidação do CH₄ em depósitos de RSU, além de reduzirem os custos de implantação ao substituir total ou parcialmente solos de jazida com maior custo de aquisição. Para Garbo e Cossu (2017), a maior vantagem das biocoberturas em relação aos sistemas convencionais de coleta de gás é o menor custo de operação, manutenção e mão de obra, tornando-as adequadas tanto para países de alta quanto de baixa renda.

Contudo, Huber-Humer et al. (2011) alertam que os compostos orgânicos são materiais heterogêneos com propriedades específicas. Os efeitos interativos na oxidação do metano não podem ser adequadamente definidos por parâmetros convencionais, e as propriedades dos compostos podem variar ao longo do tempo por processos de mineralização e degradação. Por isso, Huber-Humer et al. (2009) propõem parâmetros mínimos para compostos orgânicos utilizados em biocoberturas, apresentados na Tabela 2.

Tabela 2. Parâmetros e propriedades recomendados para compostos orgânicos em biocoberturas.

Parâmetro	Unidade	Valor recomendado
Densidade aparente seca	g/cm ³	0,8 a 1,1
Umidade (em relação ao peso total)	%	30 a 50
Capacidade de campo (em relação ao peso seco)	%	50 a 130
Porosidade aerada	%	> 25
Condutividade elétrica	mS/cm	< 4
pH em H ₂ O	—	6,5 a 8,5
Sólidos voláteis (em relação ao peso seco)	%	> 15
Carbono orgânico total (em relação ao peso seco)	%	> 7

Fonte: Adaptado de Huber-Humer et al. (2009).

2.4 FLUXO DE ÁGUA EM SOLOS COMPACTADOS DE COBERTURA

O coeficiente de permeabilidade é a constante de proporcionalidade que expressa a facilidade com que um fluido atravessa uma massa de solo. O cálculo desse coeficiente baseia-se na Lei de Darcy, que relaciona linearmente a velocidade de fluxo de um fluido com o gradiente hidráulico em regime estacionário e fluxo laminar:



$$v = k \times i \quad (1)$$

Em que: v = velocidade de fluxo (m/s); k = coeficiente de permeabilidade (m/s); i = gradiente hidráulico (perda de carga h por distância de percolação L).

A permeabilidade dos solos compactados é controlada por um conjunto de variáveis mecânicas — tamanho, forma e arranjo geométrico das partículas — e físico-químicas — densidade e distribuição de cargas superficiais das partículas, valência dos cátions adsorvidos, propriedades do fluido (MESRI; OLSON, 1971). A umidade de compactação é um dos fatores mais determinantes. Segundo Boscov (2008), a permeabilidade no ramo seco pode ser uma a três ordens de grandeza maior que no ramo úmido para o mesmo peso específico seco. Lambe (1958) explica esse comportamento pela estrutura do solo compactado: no ramo seco, a estrutura floculada gera vazios maiores e caminhos de percolação mais curtos; no ramo úmido, a estrutura dispersa produz arranjo paralelo das partículas, vazios menores e caminhos de percolação mais tortuosos. Conforme Daniel e Benson (1990), além da umidade, o aumento da energia de compactação reduz a permeabilidade à água.

Outro aspecto de grande relevância para a escolha de materiais alternativos em biocoberturas é o comportamento perante ciclos higrotérmicos. Benson e Othman (1993) compararam a variação da condutividade hidráulica saturada de uma argila e de um composto orgânico submetidos a ciclos de umedecimento e secagem em laboratório. Enquanto a argila teve seu coeficiente de permeabilidade elevado cerca de 1.000 vezes após três ciclos — em razão da formação de fissuras —, a permeabilidade do composto orgânico permaneceu praticamente inalterada. Os autores atribuem essa estabilidade à maior presença de materiais fibrosos (restos de raízes e galhos) que tendem a manter a estrutura do material coesa por mecanismos de tração. A mesma diferença foi observada em ciclos de gelo e degelo: a argila apresentou aumento de 220 vezes na condutividade hidráulica, enquanto o composto orgânico exibiu aumento de apenas 8 vezes.

Quanto ao efeito da matéria orgânica na permeabilidade, Nemes et al. (2005) destacam que o fenômeno é complexo: a matéria orgânica aumenta os vazios do material — tendência de elevar a permeabilidade —, mas também eleva a capacidade de retenção de água, impedindo que ela flua livremente. Além disso, o acréscimo de matéria orgânica pode modificar a distribuição do tamanho dos poros, reduzindo fissuras e gerando caminhos mais tortuosos e estreitos para a percolação.

2.5 FLUXO DE GASES EM BIOCOBERTURAS E REQUISITOS DE AERAÇÃO

O estudo do fluxo de gases em biocoberturas é essencial para controlar a entrada de oxigênio (O_2) da atmosfera — que permite a oxidação microbiana — e do CH_4 proveniente dos resíduos. O fluxo de metano é controlado principalmente por advecção, enquanto o fluxo de oxigênio ocorre predominantemente por difusão (PEDERSEN, 2010). No fluxo por advecção, os gases passam de



regiões de alta a baixa pressão por gradiente de pressão total; no fluxo por difusão, movem-se de regiões de alta a baixa concentração por gradiente de pressão parcial (RAJESH et al., 2016).

Em se tratando de meios porosos, o fluxo advectivo de gás pode ser descrito pela adaptação da Lei de Darcy para fluidos compressíveis proposta por Ignatius (1999), que considera a expansão do gás ao longo do percurso, bem como um fluxo de massa constante e isotérmico:

$$K_a = (2 \times \mu \times L \times PS \times v) / (PE^2 - PS^2) \quad (2)$$

Em que: K_a = permeabilidade intrínseca do material (m^2); μ = viscosidade dinâmica do fluido ($Pa \cdot s$); L = comprimento da amostra (m); v = velocidade de Darcy (m/s); PE = pressão de entrada (Pa); PS = pressão de saída (Pa).

A permeabilidade intrínseca ao ar é fortemente influenciada pela porosidade aerada — razão entre o volume de ar e o volume total da amostra. Gebert et al. (2011) demonstraram que abaixo de 10% de porosidade aerada a difusividade dos poros é muito baixa, em razão da descontinuidade dos poros aerados e da prevalência de ar ocluso, comprometendo as trocas gasosas necessárias à oxidação do CH_4 . Huber-Humer et al. (2008), no guia para camadas de oxidação de metano, recomendam permeabilidade intrínseca ao ar mínima de $5 \times 10^{-13} m^2$ como critério de projeto. Segundo van Verseveld e Gebert (2020), a escolha dos materiais e o método de execução — tipo de maquinário e tensões transmitidas às camadas — têm maior influência na permeabilidade ao gás do que os efeitos climáticos locais em muitas regiões.

A umidade de compactação também exerce efeito determinante no fluxo de ar. Rajesh et al. (2016) relataram redução de duas ordens de grandeza na permeabilidade intrínseca ao ar em argilas compactadas com desvios acima de 2% da umidade ótima do ensaio Proctor Normal. Jucá e Maciel (2006) reportaram redução de quatro ordens de grandeza da permeabilidade ao ar ao variar a umidade de compactação em argila de alta plasticidade. Além disso, a condição inicial de compactação no ramo úmido reduz a permeabilidade ao ar em torno de 10^3 a 10^4 vezes, segundo estudos de Brooks e Corey (1966), Nagaraj et al. (2006) e Jucá e Maciel (2006).

2.6 CRITÉRIOS DE COMPACTAÇÃO PARA BIOCOBERTURAS

O processo de compactação é o principal diferencial entre um sistema de cobertura de bom ou mau desempenho. Uma compactação adequada aumenta a resistência ao cisalhamento, reduz a compressibilidade e controla a permeabilidade. Contudo, em biocoberturas, a excessiva compactação pode ser prejudicial, pois reduz a aeração e, conseqüentemente, as trocas gasosas da camada com o ar atmosférico e o biogás dos resíduos (GEBERT et al., 2011).



Daniel e Benson (1990) propõem que o ensaio Proctor Modificado (ASTM D1557) representa um limite superior razoável ao esforço de compactação alcançável em campo, enquanto o Proctor Normal (ASTM D698) representa um esforço médio. Em coberturas finais de aterros, Mundell e Bailey (1985) consideram o ensaio Proctor Normal como o máximo esforço normalmente alcançável, dadas as restrições impostas pela inclinação dos taludes, resistência e compressibilidade dos resíduos aterrados e pelos equipamentos de compactação disponíveis em campo. Daniel e Wu (1993) propuseram o conceito de zona aceitável de compactação no plano peso específico aparente seco \times umidade, definida com base nos critérios de condutividade hidráulica máxima, contração volumétrica máxima e resistência ao cisalhamento mínima.

É importante destacar também que o acréscimo de matéria orgânica ao solo modifica significativamente as curvas de compactação. Segundo Olu et al. (2009), materiais orgânicos incorporados ao solo amortecem o efeito da carga externa, reduzindo os efeitos da energia de compactação aplicada. Gupta et al. (1987) relataram que solos com altos níveis de matéria orgânica possuem estrutura que resiste mais à compactação em relação a solos com níveis mais baixos. Isso implica menor dependência da energia de compactação para atingir densidades de projeto, o que pode ser vantajoso para biocoberturas ao viabilizar o uso de equipamentos mais leves.

3 METODOLOGIA

3.1 MATERIAIS E PROGRAMA EXPERIMENTAL

A pesquisa utilizou dois materiais de base: (i) solo predominantemente fino (Figura 1) da Formação Barreiras extraído da jazida do Aterro Sanitário da Muribeca, em Jaboatão dos Guararapes (PE), cuja cobertura foi objeto de projeto de encerramento ambiental firmado entre a EMLURB e a UFPE; e (ii) composto orgânico derivado de resíduos de FLV (Figura 2), obtido do programa "Adubo Sustentável" da CEASA/PE, submetido a processo de compostagem, fornecido em sacos de 20 kg. A escolha do composto FLV foi baseada na disponibilidade do material e na possibilidade de instalação de galpões de compostagem em aterros sanitários.



Figura 1. Solo utilizado no estudo.



Fonte: Os Autores (2020).

Figura 2. Resíduos de Frutas, Legumes e Verduras (FLV) utilizados no estudo.



Fonte: Os Autores (2020).

As misturas foram preparadas nas proporções gravimétricas (em massa) de 0%, 25% e 50% de composto orgânico. O programa de ensaios abrangeu: caracterização geotécnica (granulometria, limites de Atterberg, densidade relativa dos grãos e classificação SUCS); caracterização físico-química (pH, sólidos voláteis, CTC, carbono orgânico, nitrogênio total Kjeldahl, relação C/N e fluorescência de raios-X); ensaios de compactação em quatro energias; e ensaios de permeabilidade ao ar e à água em permeâmetro de parede flexível.

3.2 ENSAIOS DE COMPACTAÇÃO

Foram realizados ensaios de compactação em quatro energias, adaptando metodologias de Moussai (2018), Abichou et al. (2002), Daniel e Benson (1990) e Mundell e Bailey (1985), de modo a representar a faixa de esforços de compactação alcançáveis em coberturas de aterros sanitários. A Tabela 3 resume os métodos e energias adotados.

Tabela 3. Níveis de compactação ensaiados.

Nível de esforço	Método de referência	Vol. molde (cm ³)	Peso soquete (kg)	Golpes/camada	Nº camadas	Energia (kJ/m ³)
Alto (modificado)	DNER-ME 162	2.067	4,5	55	5	2.684
Intermediário	Adaptação Proctor Normal	1.000	2,5	45	3	1.010
Padrão (normal)	NBR 7182 / ASTM D698	1.000	2,5	26	3	585
Reduzido	Adaptação Daniel; Benson (1990)	1.000	2,5	15	3	338

Fonte: Adaptado de Moussai (2018) e Daniel e Benson (1990).

3.3 ENSAIOS DE PERMEABILIDADE

Os ensaios de permeabilidade à água foram realizados em permeâmetro de parede flexível (ASTM D5084, 2016), com tensão de confinamento de 220 kPa, saturação por percolação e gradientes hidráulicos de 100 kPa. Para os ensaios de permeabilidade ao ar, adotou-se a formulação apresentada em Ignatius (1999) para fluidos compressíveis (Equação 2). Em cada etapa de tensão confinante aplicada, foram estabelecidos gradientes de pressão de ar de 2 kPa na base do corpo de prova em relação à pressão atmosférica, até o valor limite correspondente à tensão confinante reduzida em 2 kPa. A saída de ar da amostra foi mantida à pressão atmosférica, considerada 101,32 kPa no ensaio, sendo adotada tensão de confinamento de 10 a 40 kPa, conforme estudos de Rajesh e Viswanadham (2011) e Rajesh e Viswanadham (2009). Foram moldados corpos de prova nas umidades ótimas e nos ramos seco (w ótima - 4%) e úmido (w ótima + 4%) nas energias padrão e reduzida para a mistura 1:1, material identificado como o mais promissor para uso em biocoberturas.

4 RESULTADOS E DISCUSSÃO

4.1 CARACTERIZAÇÃO FÍSICO-QUÍMICA E GEOTÉCNICA: ADEQUAÇÃO A BIOCOBERTURAS

A Tabela 4 apresenta as propriedades dos materiais estudados. O solo puro classificou-se como silte arenoso de baixa plasticidade (ML), com pH de 4,5 — indicativo da acidez natural da Formação Barreiras —, matéria orgânica de apenas 0,1% e relação C/N de 6,0, valores que mostram um substrato pouco propício para o desenvolvimento de bactérias metanotróficas. O composto orgânico puro apresentou pH de 8,0, relação C/N de 12,2 e sólidos voláteis de 30,4% — todos dentro das faixas recomendadas por Huber-Humer et al. (2009) para biocoberturas (pH entre 6,5 e 8,5; Sólidos Voláteis > 15%).



Tabela 4. Propriedades físico-químicas e geotécnicas dos materiais.

Parâmetro	Solo	Mistura 3:1	Mistura 1:1	Composto orgânico
pH em H ₂ O	4,5	7,3	7,8	8,0
Sólidos voláteis (%)	7,2	11,1	16,0	30,4
Matéria orgânica (%)	0,1	—	5,7	24,8
CTC (meq/100g)	20,35	—	25,88	45,19
Relação C/N	6,0	—	13,8	12,2
Carbono orgânico (%)	0,06	—	3,30	14,40
Densidade relativa dos grãos (Gs)	2,611	2,497	2,381	2,099
Limite de liquidez LL (%)	43	44	46	—
Índice de plasticidade IP (%)	14	13	12	—
Índice de atividade (fração < 2µm)	1,03	0,93	0,86	—
Classificação SUCS	ML	ML	SM	SM

Fonte: Os Autores (2020).

Do ponto de vista da adequação para uso como filtro biológico, a mistura 1:1 apresentou pH de 7,8, relação C/N de 13,8, sólidos voláteis de 16,0% e carbono orgânico de 3,3%, todos conformes às recomendações de Huber-Humer et al. (2009). A relação C/N de 13,8 está próxima ao valor ideal de 15 identificado por Humer e Lechner (2001) para oxidação do CH₄ em ensaios de campo, e dentro da faixa de 9,5 a 12 relatada por Pedersen et al. (2011) e Mor et al. (2006) em ensaios de coluna em laboratório. O pH de 7,8 é levemente alcalino, compatível com o intervalo de 7,5 a 9,0 indicado por Busnello et al. (2013) para compostos orgânicos estabilizados. Estudos recentes indicam que esses parâmetros são determinantes para o desenvolvimento de bactérias metanotróficas e para a eficiência da oxidação biológica do metano em **biocoberturas compostadas (Chen et al. 2024; Schirmer et al., 2023; Da Silva et al., 2021)**.

O incremento de composto orgânico aumentou a capacidade de troca catiônica (CTC), os limites de Atterberg e reduziu o índice de plasticidade — efeitos relatados por Khoshand e Fall (2014) e Gomes (2018). A CTC da mistura 1:1 (25,88 meq/100g), superior à do solo puro (20,35 meq/100g), reflete o aumento das cargas negativas nas partículas, o que eleva a adsorção de cátions nutrientes para as bactérias metanotróficas — como NH₄⁺, K⁺ e Ca²⁺ — e aumenta a capacidade de retenção de água do substrato. O índice de atividade de Skempton das misturas (0,86 a 1,03) manteve-se na faixa de atividade normal (0,75 a 1,25), e todos os materiais atenderam aos critérios mínimos de LL ≥ 20%, IP ≥ 7% e índice de atividade ≥ 0,3 recomendados por Benson et al. (1994) para camadas de cobertura de aterros sanitários.



4.2 EFEITO DO COMPOSTO ORGÂNICO NA COMPACTAÇÃO

Os ensaios de compactação revelaram que o incremento de composto orgânico ao solo reduziu o peso específico aparente seco máximo (γ_d máx) e elevou a umidade ótima de compactação (w ótima) no ensaio Proctor Normal, conforme a Tabela 5. Esse comportamento é explicado pela menor densidade relativa dos grãos do composto orgânico ($G_s = 2,099$) em relação ao solo puro ($G_s = 2,611$), pela maior capacidade de retenção de água do material orgânico e pela presença de fibras que resistem à compactação.

Tabela 5. Parâmetros do ensaio Proctor Normal para os materiais estudados.

Material	γ_d máx. (kN/m ³)	w ótima (%)
Solo puro	16,9	16
Mistura 3:1	15,2	22
Mistura 1:1	13,0	27

Fonte: Os Autores (2020).

Constatou-se também que a incorporação de composto orgânico reduziu a dependência da energia de compactação para atingir o peso específico seco desejado. Esse comportamento, também descrito por Ohu et al. (2009) para materiais orgânicos em geral e por Gupta et al. (1987) para solos com altos teores de matéria orgânica, tem implicação prática relevante: permite o uso de equipamentos de compactação mais leves nas coberturas de aterros — aspecto importante em taludes com alta compressibilidade e baixa resistência da massa de resíduos.

4.3 EFEITO DO COMPOSTO ORGÂNICO NA PERMEABILIDADE À ÁGUA

Os resultados dos ensaios de permeabilidade à água demonstraram que, embora o incremento de composto orgânico tenha aumentado o índice de vazios dos materiais, houve redução dos coeficientes de permeabilidade ao incrementar a matéria orgânica. Os valores variaram de $3,36 \times 10^{-8}$ m/s para o solo puro compactado na umidade ótima da energia padrão a $5,32 \times 10^{-10}$ m/s para a mistura 1:1 compactada no ramo úmido da mesma energia.

Esse comportamento aparentemente contraditório, maior índice de vazios com menor permeabilidade, pode ser explicado por dois mecanismos. O primeiro é mecânico, no qual as fibras do material orgânico (restos de FLV) são angulosas e aumentam a tortuosidade do fluxo à água. O segundo é físico-químico, no qual o aumento da CTC promove maior adsorção de água às partículas, elevando a resistência ao fluxo. É importante destacar que esse efeito de redução da permeabilidade com acréscimo de matéria orgânica também foi relatado por Nemes et al. (2005) e Khoshand e Fall (2014).

Além disso, a mistura 1:1 apresentou redução de aproximadamente uma ordem de grandeza na permeabilidade à água do ramo seco ao ramo úmido, conforme previsto pela teoria de Lambe (1958), de forma que, no ramo seco, existe uma estrutura floculada com maiores vazios; no ramo úmido, uma



estrutura dispersa com caminhos de percolação mais tortuosos. Destaca-se também que a permeabilidade da mistura 1:1 compactada no ramo úmido ($5,32 \times 10^{-10}$ m/s) se adequou ao critério de 10^{-9} m/s exigido pelas normas mais restritivas. Para atingir esse critério com margem de segurança, é necessário compactar esse material com grau de saturação mínimo de 79% e porosidade aerada máxima de 9%. Entretanto, foi constatado também que essa condição compromete a oxidação microbiológica do CH₄.

4.4 EFEITO DO COMPOSTO ORGÂNICO NA PERMEABILIDADE AO AR

A permeabilidade intrínseca ao ar da mistura 1:1 variou de $1,00 \times 10^{-15}$ m² (ramo úmido, energia padrão) a $6,30 \times 10^{-13}$ m² (ramo seco, energia reduzida), evidenciando redução de três ordens de grandeza com o aumento da umidade de compactação — comportamento consistente com os resultados de Moon et al. (2008) e Jucá e Maciel (2006).

O critério mínimo de 5×10^{-13} m² recomendado por Huber-Humer et al. (2008) foi atendido apenas para porosidades aeradas iguais ou superiores a 17%, correspondendo a graus de saturação iguais ou inferiores a 68% na linha dos ótimos e no ramo seco. Amostras compactadas no ramo úmido — com porosidade aerada abaixo de 8,5% — apresentaram fluxo de ar praticamente nulo, inviabilizando a atividade das bactérias metanotróficas. Essa condição confirma a afirmação de Scheutz et al. (2009) de que em altos teores de umidade o oxigênio precisa ser dissolvido na fase líquida, sendo sua difusão cerca de 10^4 vezes menor que na fase gasosa. A Tabela 6 apresenta os resultados dos ensaios de permeabilidade ao ar para a mistura 1:1.

Tabela 6. Resultados dos ensaios de permeabilidade ao ar da mistura 1:1.

Energia (kJ/m ³)	γ_d (kN/m ³)	wi (%)	Sri (%)	θ_a (%)	Kai (m ²)	Ka (m/s)
585 — ramo seco	12,6	23	61,6	18,1	$4,40 \times 10^{-13}$	$2,77 \times 10^{-7}$
585 — umidade ótima	13,0	27	77,3	10,3	$1,00 \times 10^{-13}$	$6,31 \times 10^{-8}$
585 — ramo úmido	12,8	31	85,8	6,6	$4,71 \times 10^{-16}$	$2,96 \times 10^{-10}$
338 — ramo seco	12,2	25	62,6	18,3	$6,30 \times 10^{-13}$	$3,96 \times 10^{-7}$
338 — umidade ótima	12,3	29	73,8	12,7	$1,54 \times 10^{-13}$	$9,65 \times 10^{-8}$
338 — ramo úmido	12,2	33	82,6	8,5	$1,00 \times 10^{-15}$	$6,29 \times 10^{-10}$

Legenda: γ_d = peso específico aparente seco; wi = umidade de compactação; Sri = grau de saturação inicial; θ_a = porosidade aerada; Kai = permeabilidade intrínseca ao ar; Ka = permeabilidade ao ar.

Fonte: Os Autores (2020).



4.5 REGIÃO ACEITÁVEL DE COMPACTAÇÃO PARA OXIDAÇÃO DO GÁS METANO E REDUÇÃO DE EMISSÕES EM ATERROS SANITÁRIOS E LIXÕES

A integração dos critérios de permeabilidade ao ar e à água permitiu definir a região aceitável de compactação para a mistura 1:1, compactada no ramo seco. Os critérios adotados foram: (a) permeabilidade intrínseca ao ar $\geq 5 \times 10^{-13}$ m², conforme Huber-Humer et al. (2008); (b) permeabilidade à água entre 10^{-8} m/s e 10^{-9} m/s, atendendo às legislações brasileira, norte-americana e italiana; e (c) grau de compactação mínimo de 90% em relação ao Proctor Normal, conforme Mundell e Bailey (1985).

Para alcançar simultaneamente esses três critérios com a mistura 1:1, estimou-se uma energia mínima de compactação de 252 kJ/m³, correspondendo a aproximadamente 43% da energia do Proctor Normal. Esse valor é compatível com as energias alcançáveis por equipamentos de compactação em campo, como rolos pé de carneiro, que aplicam tensões de contato de 2 MPa a 6 MPa (CAICEDO, 2019), superiores às de laboratório.

A mistura 1:1 compactada no ramo seco com energia reduzida (peso específico aparente seco de 12,20 kN/m³ e umidade de 25%) apresentou permeabilidade intrínseca ao ar de $6,30 \times 10^{-13}$ m² e permeabilidade à água de $5,14 \times 10^{-9}$ m/s, com grau de saturação de 83%). Esses valores inserem-se na região aceitável definida, atendendo simultaneamente ao controle do fluxo de água e à aeração mínima para a oxidação do CH₄. É importante destacar também que a permeabilidade à água resultante (entre 10^{-8} m/s e 10^{-9} m/s) está dentro dos limites aceitos pela NBR 13896 (ABNT, 1997), pelo IBAM (2001) e pelas normativas dos Estados Unidos e Itália (COSSU; STEGMANN, 2018), sendo adequada para aplicação em aterros de RSU não perigosos.

Do ponto de vista do encerramento de lixões, esses resultados são também relevantes: lixões geralmente carecem de qualquer sistema de cobertura, e a implantação de uma biocobertura com composto FLV — material disponível nos próprios centros de abastecimento e com tecnologia de produção acessível — pode ser realizada com equipamentos de baixo custo, gerando ao mesmo tempo redução de emissões de CH₄ e créditos de carbono comercializáveis, conforme demonstrado por Kormi et al. (2018).

5 CONCLUSÕES

O estudo demonstrou que o composto orgânico derivado de resíduos de frutas, legumes e verduras constitui material promissor e de baixo custo para aplicação em biocoberturas de aterros sanitários e para o encerramento de lixões, em consonância com os princípios da economia circular e da sustentabilidade ambiental.

Do ponto de vista físico-químico, a mistura 1:1 de solo e composto FLV apresentou propriedades adequadas ao funcionamento de camada de oxidação de metano: pH de 7,8, relação C/N



de 13,8 e sólidos voláteis de 16%, todos conformes às recomendações de Huber-Humer et al. (2009). O incremento do composto ao solo elevou a CTC do material, melhorando a retenção de nutrientes para as bactérias metanotróficas, e demonstra maior estabilidade estrutural frente a ciclos higrótérmicos em comparação com solos argilosos convencionais — fator crítico para a durabilidade das coberturas em campo.

Do ponto de vista geotécnico, a incorporação de composto orgânico modificou significativamente o comportamento de compactação: reduziu a densidade seca máxima, elevou a umidade ótima e diminuiu a sensibilidade à variação de energia. Esse último aspecto viabiliza o uso de equipamentos mais leves em campo — vantagem prática relevante nas condições de inclinação dos taludes de aterros e de compressibilidade dos resíduos aterrados.

A análise integrada das permeabilidades ao ar e à água evidenciou uma região aceitável de compactação da mistura 1:1 no ramo seco, com energia mínima de 252 kJ/m^3 ($\approx 43\%$ do ensaio Proctor Normal). Essa condição garante simultaneamente: (i) permeabilidade intrínseca ao ar $\geq 5 \times 10^{-13} \text{ m}^2$, essencial para as trocas gasosas de O_2 e CH_4 na zona de oxidação microbiológica; e (ii) permeabilidade à água entre 10^{-8} m/s e 10^{-9} m/s , atendendo às principais normas nacionais e internacionais aplicáveis a RSU não perigosos.

Os resultados apontam para uma tecnologia que articula três dimensões da sustentabilidade: a ambiental — redução de emissões de metano e controle de lixiviados; a econômica — reaproveitamento de resíduos orgânicos, substituição de solos nobres de jazida e potencial geração de créditos de carbono; e a social — viabilidade de implantação em países de baixa e média renda, com tecnologia acessível e de baixo custo de manutenção. Recomenda-se, como perspectivas futuras, a realização de ensaios de incubação (MOP), ensaios de coluna de oxidação com instrumentação completa e estudos em aterros experimentais para validação em escala de campo dos critérios definidos.

AGRADECIMENTOS

Os autores agradecem à Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES) pelo apoio financeiro — Código de Financiamento 001; ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil da UFPE; ao Laboratório de Solos e Instrumentação da UFPE; ao Laboratório de Isótopos Estáveis do NEG-Labise/UFPE; ao Grupo de Resíduos Sólidos da UFPE (GRS/UFPE); à EMLURB pela viabilização da coleta do solo; e à CEASA/PE e ao programa "Adubo Sustentável" pela disponibilização do composto orgânico.



REFERÊNCIAS

- ABNT — ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. NBR 13896: Aterros de resíduos não perigosos — Critérios para projeto, implantação e operação. Rio de Janeiro: ABNT, 1997.
- ABNT. NBR 7182: Solo — Ensaio de compactação. Rio de Janeiro: ABNT, 2025.
- ABNT. NBR 13999: Papel, cartão, pastas celulósicas e madeira — Determinação do resíduo (cinza) após a incineração a 525°C. Rio de Janeiro: ABNT, 2017.
- ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE EMPRESAS DE LIMPEZA PÚBLICA E RESÍDUOS ESPECIAIS (ABRELPE). Panorama dos Resíduos Sólidos no Brasil 2018/2019. São Paulo: ABRELPE, 2019.
- ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE RESÍDUOS E MEIO AMBIENTE (ABREMA). Panorama dos resíduos sólidos no Brasil 2025. São Paulo: ABREMA, 2025.
- ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE RECUPERAÇÃO ENERGÉTICA DE RESÍDUOS (ABREN). 2º Webinar ABREN: Biogás, Biometano e WTE. Disponível em: <https://abren.org.br/page/2/>. Acesso em: 4 mai. 2020.
- ABICHOU, T.; BENSON, C. H.; EDIL, T. B. Foundry Green Sands as Hydraulic Barriers: Field Study. *Journal of Geotechnical and Geoenvironmental Engineering*, v. 128, n. 3, p. 206-215, 2002.
- ALCÂNTARA, P. B. Avaliação da influência da composição dos resíduos sólidos urbanos no comportamento de aterros simulados. 2007. 366 f. Tese (Doutorado em Engenharia Civil) — UFPE, Recife, 2007.
- BENSON, C. H.; OTHMAN, M. A. Hydraulic and Mechanical Characteristics of a Compacted Municipal Solid Waste Compost. *Waste Management & Research*, v. 11, n. 2, p. 127-142, 1993.
- BENSON, C. H.; ZHAI, H.; WANG, X. Estimating Hydraulic Conductivity of Compacted Clay Liners. *Journal of Geotechnical Engineering*, v. 120, n. 2, p. 366-387, 1994.
- BOSCOV, M. E. G. *Geotecnia Ambiental*. 1. ed. São Paulo: Oficina de Textos, 2008.
- BROOKS, R. H.; COREY, A. T. Properties of porous media affecting fluid flow. *Journal of the Irrigation and Drainage Division*, v. 92, p. 61-88, 1966.
- BUSNELLO, F. J. et al. pH e granulometria em compostagem de pequena escala com diferentes fontes de resíduos. In: Congresso Brasileiro de Agroecologia, 8., 2013. Anais [...]. CBA, 2013.
- CAICEDO, B. *Geotechnics of Roads: Fundamentals*. Leiden: CRC Press, 2019.
- CHEN, Hengyang; WU, Zhaocong; TONG, Xue; et al. Nitrate amendment improving the stability of methane oxidation in landfill biocover soils. *Environmental Research*, v. 290, p. 123507, 2026.
- COSSU, R.; MUNTONI, A.; CAPPAL, G. Tecniche di copertura finale delle discariche. In: Seminario Internazionale "La progettazione delle nuove discariche e la bonifica di quelle vecchie". Padova, 2000.



COSSU, R.; STEGMANN, R. Solid Waste Landfilling: Concepts, Processes, Technologies. Elsevier, 2018.

DA SILVA VAN TIENEN, Yankha Myllena; DE LIMA, Gabriel Menon; MAZUR, Douglas Luiz; et al. Methane oxidation biosystem in landfill fugitive emissions using conventional cover soil and compost as alternative substrate—a field study. *Clean Technologies and Environmental Policy*, v. 23, n. 9, p. 2627–2637, 2021.

DANIEL, D. E.; BENSON, C. H. Water Content-Density Criteria for Compacted Soil Liners. *Journal of Geotechnical Engineering*, v. 116, n. 12, p. 1811-1830, 1990.

DANIEL, D. E.; WU, Y. Compacted Clay Liners and Covers for Arid Sites. *Journal of Geotechnical Engineering*, v. 119, n. 2, p. 223-237, 1993.

DIAZ, L. F.; DE BERTOLDI, M.; BIDLINGMAIER, W. *Compost Science and Technology*. Amsterdam: Elsevier, 2007.

DNIT — DEPARTAMENTO NACIONAL DE INFRAESTRUTURA DE TRANSPORTES. DNER-ME 162: Solo — ensaio de compactação utilizando amostras trabalhadas. Rio de Janeiro, 1994.

GARBO, F.; COSSU, R. Landfill cover systems — an overview. In: *Sardinia 2017 / Sixteenth International Waste Management and Landfill Symposium*. Cagliari, 2017.

GEBERT, J.; GROENGROEFT, A.; PFEIFFER, E.-M. Relevance of soil physical properties for the microbial oxidation of methane in landfill covers. *Soil Biology & Biochemistry*, v. 43, n. 9, p. 1759-1767, 2011.

GOMES, G. J. C. Comportamento de misturas de solo e composto orgânico para dimensionamento de camadas de cobertura de depósitos de resíduos sólidos urbanos. 2018. 72 f. Monografia (Graduação em Engenharia Civil) — UFPE, Recife, 2018.

GOMES, G. J. C. Análise da adição de composto orgânico para dimensionamento de biocoberturas em aterro sanitário. 2020. 135 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) - Universidade Federal de Pernambuco, Recife, 2020.

GOMES, G. J. C.; JUCÁ, J. F. T. Controle de compactação para bases e coberturas de aterros sanitários e encerramento de lixões. *Anais. Congresso brasileiro de geotecnia ambiental*, 10.; *Congresso brasileiro de geossintéticos*, 9. Salvador: ABMS, 2023. p. 201-206.

GUPTA, S. C. et al. Influence of Corn Residue on Compression and Compaction Behavior of Soils. *Soil Science Society of America Journal*, v. 51, n. 1, p. 207-212, 1987.

HUBER-HUMER, M.; AMANN, A. et al. Leitfaden Methanoxidationsschichten. ÖVA, Wien, 2008.

HUBER-HUMER, M.; RÖDER, S.; LECHNER, P. Approaches to assess biocover performance on landfills. *Waste Management*, v. 29, n. 7, p. 2092-2104, 2009.

HUBER-HUMER, M.; TINTNER, J.; BÖHM, K.; LECHNER, P. Scrutinizing compost properties and their impact on methane oxidation efficiency. *Waste Management*, v. 31, n. 5, p. 871-883, 2011.

HUMER, M.; LECHNER, P. Design of a Landfill Cover Layer to Enhance Methane Oxidation: Results From a Two Year Field Investigation. In: *Sardinia 2001 / Eighth International Waste Management and Landfill Symposium*. Cagliari, 2001.



HUSE, K. Estudo da influência da adição de bentonita em um solo areno-siltoso para uso como cobertura de aterros. 2007. 138 f. Dissertação (Mestrado) — UFRJ, Rio de Janeiro, 2007.

IBAM — INSTITUTO BRASILEIRO DE ADMINISTRAÇÃO MUNICIPAL. Manual de Gerenciamento Integrado de Resíduos Sólidos. Rio de Janeiro: IBAM, 2001.

IGNATIUS, S. G. Fluxo Unidirecional de Gás Através de um Solo Compactado. 1999. 337 f. Tese (Doutorado) — USP, São Paulo, 1999.

IPCC — INTERGOVERNMENTAL PANEL ON CLIMATE CHANGE. Climate Change and Land: An IPCC Special Report. Geneva, 2019.

ISWA — INTERNATIONAL SOLID WASTE ASSOCIATION. Climate Benefits due to Dumpsite Closure. Rotterdam, 2019.

JUCÁ, J. F. T.; MACIEL, F. J. Gas Permeability of a Compacted Soil Used in a Landfill Cover Layer. In: Fourth International Conference on Unsaturated Soils. [s.l.], 2006. p. 1535-1546.

KHOSHAND, A.; FALL, M. Geotechnical Characterization of Compost Based Biocover Materials. Geotechnical and Geological Engineering, v. 32, n. 2, p. 489-503, 2014.

KJELDSSEN, Peter; KISSAS, Konstantinos; SCHEUTZ, Charlotte. Do compost-based landfill biocover systems designed for methane oxidation emit nitrous oxide in significant amounts? Waste Management, v. 190, p. 506–510, 2024.

KORMI, T. et al. Using methane biological oxidation in soil as a tool to finance closure of dumpsites across the Mediterranean Basin. Euro-Mediterranean Journal for Environmental Integration, n. 6, 2018.

KRIIPALU, Mait; SOMANI, Mohit; PEHME, Kaur; et al. Performance of biocover in controlling methane emissions from landfill: A decade of full-scale investigation. Process Safety and Environmental Protection, v. 172, p. 486–495, 2023.

LAMBE, T. W. The Structure of Compacted Clay. Journal of the Soil Mechanics and Foundations Division ASCE, v. 84, p. 1-35, 1958.

MESRI, G.; OLSON, R. E. Mechanisms controlling the permeability of clays. Clays and Clay Minerals, v. 19, n. 3, p. 151-158, 1971.

MOR, S. et al. Municipal solid waste characterization and its assessment for potential methane generation. Science of The Total Environment, v. 371, p. 1-10, 2006.

MOUSSAI, B. Influence of compaction conditions on the hydraulic conductivity of silty clay soils. Geotechnical and Geological Engineering, v. 36, 2018.

MÜLLER, W.; WÖHLECKE, A. Monitoring of landfill cover systems. In: Sardinia 2019. Cagliari, 2019.

MUNDELL, J. A.; BAILEY, B. The design and testing of a compacted clay barrier layer to limit percolation through landfill covers. In: JOHNSON, A. I. et al. (Eds.). Hydraulic Barriers in Soil and Rock. ASTM, 1985. p. 246-262.



NAGARAJ, T. S. et al. Compressibility and permeability of natural soft clays and compression. *Canadian Geotechnical Journal*, v. 43, p. 1273-1288, 2006.

NEMES, A. et al. Soil water retention and hydraulic conductivity. In: HILLEL, D. (Ed.). *Encyclopedia of Soils in the Environment*. Elsevier, 2005.

OHU, J. O. et al. Effect of organic matter on soil physical and hydraulic properties of compacted soils. In: *International Conference on Food Engineering and Biotechnology*. Bangkok, 2009.

PEDERSEN, G. B. Landfill gas emissions and the effect of methane oxidation in the landfill cover. 2010. PhD Thesis — Technical University of Denmark. Lyngby, 2010.

PEDERSEN, G. B. et al. Methane oxidation efficiency in passive biocovers. *Waste Management*, v. 31, n. 5, p. 916-925, 2011.

RAJESH, S. et al. Behavior of compacted fine-grained soils in landfill covers: A review. *Environmental Earth Sciences*, 2014.

RAJESH, S. et al. Intrinsic air permeability of compacted fine-grained soils. *Engineering Geology*, v. 213, p. 41-50, 2016.

RONCATO, C. D. L.; CABRAL, A. R. Evaluation of two biocovers for methane oxidation. *Journal of Environmental Engineering*, v. 138, n. 2, p. 164-173, 2012.

SAFARI, A. et al. Methane oxidation in different types of biocovers. *Waste Management*, 2017.

SALIM, S. Methane oxidation in landfill cover soils. 2011. PhD Thesis — TU Wien, Vienna, 2011.

SCHEUTZ, C. et al. Microbial methane oxidation processes and technologies for mitigation of landfill gas emissions. *Waste Management & Research*, v. 27, n. 5, p. 409-455, 2009.

SCHIRMER, Waldir Nagel; GUERI, Matheus Vitor Diniz; SANTOS, Liliana Andréa Dos; et al. Biosistemas aplicados à mitigação de metano em emissões fugitivas de aterros sanitários: uma breve revisão. *Revista Principia - Divulgação Científica e Tecnológica do IFPB*, v. 60, n. 3, p. 977, 2023.

U.S. EPA — UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. *Solid Waste Disposal Facility Criteria*. Washington, D.C., 2020.

VAN GENUCHTEN, M. T. A closed-form equation for predicting the hydraulic conductivity of unsaturated soils. *Soil Science Society of America Journal*, v. 44, n. 5, p. 892-898, 1980.

VAN VERSEVELD, C. J. W.; GEBERT, J. Effect of compaction and soil moisture on the effective gas permeability and its use to predict the flow regime for methane oxidation in landfill cover soils. *Waste Management*, v. 107, p. 264-273, 2020.

VISVANATHAN, C. et al. Landfill gas emission control by methane oxidizing bacteria (MOB): a review. *ASCE Practice Periodical of Hazardous, Toxic, and Radioactive Waste Management*, v. 3, n. 2, p. 61-72, 1999.

