



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

**PERMEABILIDADE AO AR E À ÁGUA EM MISTURAS DE SOLO E COMPOSTO
ORGÂNICO PARA USO EM SISTEMAS DE COBERTURA DE ATERRO
SANITÁRIO**

THIAGO DE SÁ SENA

CAMPINA GRANDE – PB

2022

THIAGO DE SÁ SENA

**PERMEABILIDADE AO AR E À ÁGUA EM MISTURAS DE SOLO E COMPOSTO
ORGÂNICO PARA USO EM SISTEMAS DE COBERTURA DE ATERRO
SANITÁRIO**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil e Ambiental da Universidade Federal de Campina Grande – UFCG, em cumprimento às exigências para obtenção do título de mestre em Engenharia Civil e Ambiental.

Área de concentração: Geotecnia

Orientador: Prof. Dr. Márcio Camargo de Melo

CAMPINA GRANDE – PB

2022

S474p

Sena, Thiago de Sá.

Permeabilidade ao ar e à água em misturas de solo e composto orgânico para uso em sistemas de cobertura de aterro sanitário / Thiago de Sá Sena. – Campina Grande, 2022.

76 f. : il. color.

Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil e Ambiental) – Universidade Federal de Campina Grande, Centro de Tecnologia e Recursos Naturais, 2022.

“Orientação: Prof. Dr. Márcio Camargo de Melo”.

Referências.

1. Resíduo Sólido Urbano. 2. Aterro Sanitário. 3. Fluxo de Gás. 4. Camada Oxidativa de Metano. 5. Solo não Saturado. 6. Saturação Residual. 7. Sucção de Entrada de Ar. 8. Permeâmetro de Parede Flexível. 9. Capacidade de Campo. 10. Geotecnia. I. Melo, Márcio Camargo de. II. Título.

CDU 628.472.3(043)

**PERMEABILIDADE AO AR E À ÁGUA EM MISTURAS DE SOLO E
COMPOSTO ORGÂNICO PARA USO EM SISTEMAS DE COBERTURA DE
ATERRO SANITÁRIO**

THIAGO DE SÁ SENA

DISSERTAÇÃO APRESENTADA AO PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM
ENGENHARIA CIVIL E AMBIENTAL DA UNIVERSIDADE FEDERAL DE
CAMPINA GRANDE – UFCG, EM CUMPRIMENTO ÀS EXIGÊNCIAS PARA
OBTENÇÃO DO TÍTULO DE MESTRE EM ENGENHARIA CIVIL E AMBIENTAL.

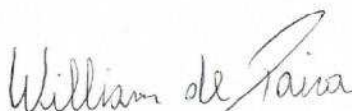
Examinada por:



Prof. Dr. Márcio Camargo de Melo
(Orientador – Universidade Federal de Campina Grande – UFCG)



Prof. Dr. Gerson Marques dos Santos
(Examinador Externo – Universidade Federal do Vale do São Francisco – UNIVASF)



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

CAMPINA GRANDE – PB

22 de fevereiro de 2022



MINISTÉRIO DA EDUCAÇÃO
UNIVERSIDADE FEDERAL DE CAMPINA GRANDE
 POS-GRADUACAO ENGENHARIA CIVIL AMBIENTAL
 Rua Aprigio Veloso, 882, - Bairro Universitario, Campina Grande/PB, CEP 58429-900

REGISTRO DE PRESENÇA E ASSINATURAS

1. **ATA DA DEFESA PARA CONCESSÃO DO GRAU DE MESTRE EM ENGENHARIA CIVIL E AMBIENTAL**

2. **ALUNO(A): THIAGO DE SÁ SENA / COMISSÃO EXAMINADORA: DR. MÁRCIO CAMARGO DE MELO - PPGECA/UFCG (PRESIDENTE) - ORIENTADOR, DR. WILLIAM DE PAIVA - PPGECA/UFCG – EXAMINADOR INTERNO, DR. GERSON MARQUES DOS SANTOS - UNIVASF – EXAMINADOR EXTERNO (PORTARIA 01/2022). / TITULO DA DISSERTAÇÃO: “PERMEABILIDADE AO AR EM MISTURAS DE SOLO E COMPOSTO ORGÂNICO PARA USO EM SISTEMAS DE COBERTURA DE ATERRO SANITÁRIO” / ÁREA DE CONCENTRAÇÃO: GEOTECNIA / HORA DE INICIO: 14:00 HORAS / FORMA DA SESSÃO: POR VÍDEO CONFERÊNCIA.**

3. **EM SESSÃO REALIZADA POR VÍDEO CONFERÊNCIA, APÓS EXPOSIÇÃO DE CERCA DE 40 MINUTOS, O(A) CANDIDATO(A) FOI ARGUIDO(A) ORALMENTE PELOS MEMBROS DA COMISSÃO EXAMINADORA, TENDO DEMONSTRADO SUFICIÊNCIA DE CONHECIMENTO E CAPACIDADE DE SISTEMATIZAÇÃO NO TEMA DE SUA DISSERTAÇÃO, SENDO-LHE ATRIBUÍDA O CONCEITO “EM EXIGÊNCIA”, SENDO QUE A POSSIBILIDADE DE APROVAÇÃO ESTÁ CONDICIONADA À AVALIAÇÃO DA NOVA VERSÃO DO TRABALHO FINAL, SEGUINDO PROCEDIMENTOS PREVISTOS NA RESOLUÇÃO DO PROGRAMA. O PRESIDENTE DA COMISSÃO EXAMINADORA, OUVIDOS OS DEMAIS MEMBROS, DEVERÁ FICAR RESPONSÁVEL POR ATESTAR QUE AS CORREÇÕES SOLICITADAS NA LISTA DE EXIGÊNCIAS FORAM ATENDIDAS NA VERSÃO FINAL DO TRABALHO. A COMISSÃO EXAMINADORA CUMPRINDO OS PRAZOS REGIMENTAIS, ESTABELECE UM PRAZO MÁXIMO DE 30 DIAS PARA QUE SEJAM FEITAS AS ALTERAÇÕES EXIGIDAS. APÓS O DEPÓSITO FINAL DO DOCUMENTO DE DISSERTAÇÃO, DEVIDAMENTE REVISADO E MEDIANTE ATESTADO DO ORIENTADOR, O CONCEITO “EM EXIGÊNCIA” PASSARÁ IMEDIATAMENTE PARA O DE “APROVADO”. NA FORMA REGULAMENTAR, FOI LAVRADA A PRESENTE ATA, QUE É ASSINADA POR MIM, WELLINGTON LAURENTINO DOS SANTOS, SECRETÁRIO, ALUNO E OS MEMBROS DA COMISSÃO EXAMINADORA PRESENTES.**

4. **CAMPINA GRANDE, 22 DE FEVEREIRO DE 2022**

5.

6.

7. **GERSON MARQUES DOS SANTOS - UNIVASF - EXAMINADOR EXTERNO**



Documento assinado eletronicamente por **MARCIO CAMARGO DE MELO, PROFESSOR DO MAGISTERIO SUPERIOR**, em 22/02/2022, às 17:41, conforme horário oficial de Brasília, com fundamento no art. 8º, caput, da [Portaria SEI nº 002, de 25 de outubro de 2018](#).



Documento assinado eletronicamente por **Thiago de Sá Sena, Usuário Externo**, em 22/02/2022, às 17:54, conforme horário oficial de Brasília, com fundamento no art. 8º, caput, da [Portaria SEI nº 002, de 25 de outubro de 2018](#).



Documento assinado eletronicamente por **William de Paiva, Usuário Externo**, em 22/02/2022, às 19:52, conforme horário oficial de Brasília, com fundamento no art. 8º, caput, da [Portaria SEI nº 002, de 25 de outubro de 2018](#).



Documento assinado eletronicamente por **WELLINGTON LAURENTINO DOS SANTOS, SECRETÁRIO (A)**, em 23/02/2022, às 10:22, conforme horário oficial de Brasília, com fundamento no art. 8º, caput, da [Portaria SEI nº 002, de 25 de outubro de 2018](#).



A autenticidade deste documento pode ser conferida no site <https://sei.ufcg.edu.br/autenticidade>, informando o código verificador **2094617** e o código CRC **85797D0C**.

Dedicatória

Dedico este trabalho ao meu eu curioso e intelectual, que em meio a tantas altos e baixos se manteve firme e não desistiu.

AGRADECIMENTOS

Como escreveu Christopher McCandless: A felicidade somente é real quando compartilhada. Hoje, tenho o prazer de compartilhar uma das maiores felicidades de minha vida. Por isso agradeço a todos que passaram pelo meu caminho e que de alguma forma contribuíram para que essa felicidade pudesse ser tornar real.

Ao professor Márcio Camargo de Melo, meu orientador, por todas as contribuições, incentivo e ajuda, principalmente nesse momento final de correções.

Aos professores Dr. Gerson Marques dos Santos e Dr. William de Paiva, pela disponibilidade e contribuições valiosas como banca examinadora deste trabalho, que contribuíram grandemente com suas colaborações. Aos servidores Ladjane, Netinho e Idinho pelo apoio, principalmente em situações cruciais em laboratórios.

Aos membros do Grupo de Geotecnia Ambiental, pelas contribuições para o desenvolvimento deste trabalho, seja na parte teórica como na parte prática. Em especial agradeço a Jisla e Jordan, que me acompanharam desde o início até os últimos momentos do término da pesquisa. Aos membros dos subgrupos que faço parte (Solos de Cobertura e Biogás), Pablio, Tuilly, Aline, Eduarda, e especialmente Carlos, pelas caronas. A Sonaly, pela presteza durante o processo de seleção do mestrado. A Samanta e Elisa, pela atenção e apoio durante os ensaios e nas horas de almoço.

A minha mãe, Maria de Sá da Silva Sena, ao meu pai, José Moreira de Sena, aos meus irmãos Dartyvânia, Iarley Lucas, Dartycléia e meus sobrinhos Pedro e Helena, pelo companheirismo, amizade e incentivo, por todo amor e carinho, que apesar da distância física, sempre se fizeram presentes em minha vida, pelos grandiosos e tão valiosos conselhos sempre que precisei, e por sempre acreditar em minha capacidade.

A Dário Macedo, pelo apoio, carinho e parceria imprescindíveis. Aos meus amigos Cinthia, Andresa, Demis, Ingridy e Breno, pelo apoio, por sempre me escutar quando precisei de desabafar e reclamar durante essa jornada. Aos amigos que vida distanciou, Polianna, Yago e Naara, por ainda se me apoiarem mesmo de longe.

A todos, muito obrigado!

“Você pode fazer coisas incríveis. Mas, mais do que isso, pode ver que são incríveis as coisas que você já fez.” (Gil Pinna)

SENA, T. S. **Permeabilidade ao ar e à água em misturas de solo e composto orgânico para uso em sistemas de cobertura de aterro sanitário**, 2022. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil e Ambiental) – Universidade Federal de Campina Grande, Campina Grande-PB, 2022.

RESUMO

A camada de cobertura final de um aterro sanitário funciona como uma proteção ambiental, que serve para reduzir o fluxo de água para dentro dos resíduos sólidos depositados e para minimizar as emissões de gases do efeito estufa para a atmosfera. Destaca-se que estudos de permeabilidade ao ar em camada de cobertura final de aterros sanitários ainda são incipientes devido à dificuldade de se realizar ensaios específicos em relação ao fluxo de gás. Assim, este trabalho tem como objetivo determinar a permeabilidade ao ar de misturas de solo e composto orgânico para uso em camada de cobertura de aterros sanitários. Para tanto, realizou-se ensaios de caracterização geotécnica com cinco materiais: o solo da camada de cobertura do Aterro Sanitário em Campina Grande-PB, o composto orgânico puro e três misturas de solo e composto orgânico nas proporções de 3:1, 1:1 e 1:3 em peso. Além disso, com os cinco materiais moldados em umidade ótima, foram feitos ensaios de sucção matricial, de permeabilidade à água e ao ar. Ensaios adicionais de permeabilidade ao ar nas misturas de solo e composto foram feitos conforme um planejamento fatorial, variando o percentual de composto orgânico, o grau de saturação e de compactação. Após escolher a mistura que mais se enquadrava para camada de cobertura e para camada oxidativa de metano, foram realizadas estimativas de permeabilidades para analisar o fluxo de água e ar no meio poroso da mistura. Os resultados obtidos mostraram que a adição de composto orgânico ao solo mudou as propriedades geotécnicas no aumento de fração granular, da capacidade de retenção de umidade, da umidade ótima, do coeficiente de permeabilidade à água e ao ar. Por outro lado, a adição de composto orgânico ao solo reduziu o peso específico aparente seco, a massa específica dos grãos e a plasticidade. O modelo gerado pelo planejamento fatorial mostrou que o percentual de composto orgânico é a variável que mais interfere na permeabilidade ao ar das misturas de solo e composto orgânico. As curvas de retenção de água mostraram que a presença do composto orgânico no solo contribuiu para redução da sucção de entrada de ar e o aumento da quantidade de água disponível para plantas. Quando moldadas em umidade ótima, as misturas 3:1 a 1:3 apresentaram variações de permeabilidade intrínseca ao ar na ordem de 10^{-15} a 10^{-14} m² e de permeabilidade à água na ordem de 10^{-7} a 10^{-6} m.s⁻¹. A opção mais viável para aplicação em camada de cobertura de aterros sanitários foi a mistura 3:1, por ser a que mais se adequa aos parâmetros normativos nacionais e internacionais. Este estudo colabora para melhor análise dos requisitos e propriedades a serem considerados em ensaios de colunas em laboratório e até mesmo para analisar critérios de dimensionamento, execução e manutenção de camada oxidativa de metano para utilização em aterros sanitários com características de clima e do solo semelhantes.

Palavras-chave: Fluxo de gás, camada oxidativa de metano, solo não saturado, saturação residual, sucção de entrada de ar, permeômetro de parede flexível, capacidade de campo.

SENA, T. S. **Air and water permeabilities in mixtures of soil and organic compost for use in landfill final cover layer systems**, 2022. Dissertation (Master in Civil and Environmental Engineering) – Federal University of Campina Grande, Campina Grande-PB, 2022.

ABSTRACT

The final cover layer of a landfill works as environmental protection, which serves to reduce the water flow into the deposited solid waste and to minimize the greenhouse gases emissions to the atmosphere. It is noteworthy that air permeability studies in the cover layer of landfills are still incipient due to the difficulty of carrying out specific tests of the gas flow. Thus, this study aims to determine the air permeability of mixtures of soil and organic compost for use in the cover layer of landfills. Therefore, geotechnical characterization tests were carried out with five materials: the cover layer soil of the Landfill in Campina Grande-PB, the pure organic compost, and three mixtures of soil and organic compost in the proportions of 3:1, 1:1, and 1:3 by weight. In addition, with the five materials molded in optimum moisture, suction, water and air permeability tests were performed. Additional air permeability tests in the soil and compost mixtures were carried out according to a central composite design, varying the organic compost fraction, the saturation, and the compaction. After choosing the mixture that best fitted the cover layer and the methane oxidative layer, permeabilities predictions were calculated to analyze the water and airflow in the porous medium of the mixture. The results presented that the addition of organic compost to the soil changed its geotechnical properties, as increasing the granular fraction, the moisture retention capacity, the optimum moisture, the water and air permeability coefficient. On the other hand, the organic compost addition to the soil reduced the maximum dry density, specific gravity, and plasticity. The model from the central composite design presented that the organic compost fraction is the variable that most interferes in the air permeability of the soil and organic compost mixtures. The water retention curves presented that the presence of organic compost in the soil contributed to the reduction of air inlet suction value and the increase in the amount of water available to plants. When molded with optimum moisture, the mixtures 3:1 to 1:3 presented variations in intrinsic air permeability in the order of 10^{-15} to 10^{-14} m², and in water permeability in the order of 10^{-7} to 10^{-6} m.s⁻¹. The mixture 3:1 was the most viable option for application in the cover layer of landfills, as it is the most suitable according to national and international parameters. This study collaborates for a better analysis of the requirements and properties to be considered in column tests in the laboratory and even to analyze criteria for design, execution, and maintenance of methane oxidative layer for use in landfills with similar climate and soil characteristics.

Keywords: Gas flow, methane oxidative layer, unsaturated soil, residual saturation, air inlet suction, flexible wall permeameter, field capacity.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 – Esquema de fluxo no processo de compostagem de RPO em leiras.....	9
Figura 2 – Esquema de um sistema oxidativo de metano.....	11
Figura 3 – Fluxograma da metodologia utilizada.....	20
Figura 4 – Localização do Aterro Sanitário em Campina Grande (ASCG)	22
Figura 5 – Divisão das 36 áreas de coleta de solo sobre a camada de cobertura	23
Figura 6 – Amostras de solo da cobertura do ASCG	23
Figura 7 – Destorroamento e mistura das 36 amostras de solo	25
Figura 8 – Preparo da mistura solo e composto orgânico	25
Figura 9 – Ensaio de caracterização geotécnica dos materiais.....	26
Figura 10 – Permeâmetro de parede flexível Tri-Flex 2, <i>ELE Soil Testing</i>	27
Figura 11 – Esquematização do ensaio de permeabilidade ao ar no equipamento Triflex-2 ...	28
Figura 12 – Rotômetros utilizados.....	29
Figura 13 – Corpos de prova das misturas de solo e composto orgânico.....	32
Figura 14 – Ensaio de sucção pelo método do papel filtro para os cinco materiais.....	33
Figura 15 – Curvas granulométricas dos materiais	36
Figura 16 – Curvas de compactação dos materiais.....	40
Figura 17 – Resultados dos ensaios de curva de retenção de água para os materiais	46
Figura 18 – Dados experimentais e modelos ajustado das curvas de retenção de água dos materiais	47
Figura 19 – Dados experimentais e curvas do grau de saturação em função da sucção matricial	50
Figura 20 – Diagrama de Pareto referente aos efeitos padronizados para o DCC: k_a ($m \cdot s^{-1}$) ..	54
Figura 21 – Superfície resposta do DCC para k_a em função do GC e do GS.....	55
Figura 22 – Superfície resposta do DCC para k_a em função do Composto orgânico (%) e do grau de saturação (GS)	56
Figura 23 – Superfície resposta do DCC para k_a em função do grau de compactação (GC) e do Composto orgânico (%).....	57
Figura 24 – Coeficiente de permeabilidade intrínseca ao ar em função do grau de saturação.....	58
Figura 25 – Estimativa das permeabilidades em função da sucção matricial na mistura 3:1...	60
Figura 26 – Estimativa das permeabilidades em função da umidade gravimétrica na mistura 3:1	61
Figura 27 – Estimativa das permeabilidades em função do grau de saturação na mistura 3:1	62

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 – Condições experimentais do DCC para obtenção do k_a	31
Tabela 2 – Matriz de planejamento para o DCC	32
Tabela 3 – Distribuição granulométrica dos materiais	37
Tabela 4 – Limites de consistência dos materiais e classificação SUCS	38
Tabela 5 – Pesos específicos aparente seco máximo e a umidade ótima dos materiais	40
Tabela 6 – Resultados dos ensaios de permeabilidade à água.....	41
Tabela 7 – Resultados dos ensaios de permeabilidade ao ar	43
Tabela 8 – Parâmetros obtidos com os ajustes do modelo de Van Genuchten (1980).....	48
Tabela 9 – Propriedades físicas dos materiais	49
Tabela 10 – Ponto de entrada generalizada de ar para cada material	51
Tabela 11 – Resultados do planejamento fatorial de ensaios de permeabilidade ao ar.....	52
Tabela 12 – Valor-p para o modelo DCC – Permeabilidade ao ar	53
Tabela 13 – Coeficientes de permeabilidade ao ar máximos	58

LISTA DE QUADROS

Quadro 1 – Parâmetros do material de cobertura e valores permissíveis	8
Quadro 2 – Modelos de ajuste da curva de retenção de água.....	17
Quadro 3 – Descrição dos ensaios de caracterização do material e respectivas normas.....	26
Quadro 4 – Parâmetros para cobertura final de aterro sanitário	45

LISTA DE ABREVIATURAS, SÍMBOLOS E SIGLAS

- # – Diâmetro de abertura da peneira
- % – Percentagem
- λ – Parâmetro que representa a influência da tortuosidade do meio poroso
- °C – Grau Celsius
- μ – Coeficiente de viscosidade dinâmica do ar
- ABNT – Associação Brasileira de Normas Técnicas
- ASCG – Aterro Sanitário em Campina Grande
- ASTM – American Society for Testing and Materials
- C_c – Coeficiente de curvatura
- CETESB – Companhia Ambiental do Estado de São Paulo
- CH – Argila de alta compressibilidade
- CH₄ – Metano
- CL – Argila de baixa compressibilidade
- cm² – Centímetro quadrado
- CO₂ – Dióxido de Carbono
- C_u – Coeficientes de uniformidade
- EMBRAPA – Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária
- GC – Grau de Compactação
- GEE – Gases de Efeito Estufa
- GGA – Grupo de Geotecnia Ambiental
- GL – Grau de Liberdade
- GS – Grau de Saturação
- H₂S – Sulfato de Hidrogênio ou Gás Sulfídrico
- INPE – Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais
- IP – Índice de Plasticidade
- k_a – Coeficiente de permeabilidade ao ar
- k_{ai} – Coeficiente de permeabilidade intrínseco ao ar
- $k_{am\acute{a}x}$ – Coeficiente de permeabilidade ao ar máxima
- kN.m⁻³ – Quilonewton por metro cúbico
- kPa – Quilopascal
- k_w – Coeficiente de permeabilidade à água

$k_{wm\acute{a}x}$ – Coeficiente de permeabilidade à água máximo

L - Comprimento da amostra de solo

LGA – Laboratório de Geotecnia Ambiental

LL – Limite de Liquidez

LP – Limite de Plasticidade

LTA – Laboratório de Tecnologias Agroambientais

$m.s^{-1}$ – Metro por segundo

m^2 – Metro quadrado

$m^2.s^{-1}$ – Metro quadrado por segundo

$m^3.s^{-1}$ – Metro cúbico por segundo

NBR – Norma Brasileira

NL.h⁻¹ – Normal litro por hora

NP – Não plástico

O₂ – Oxigênio

OH – Solo orgânico de alta plasticidade

ONU – Organização das Nações Unidas

Pa – Pascal

Pa.s – Pascal segundo

P_B – Diferença de pressão entre a base e o topo

PB – Paraíba

PCO – Percentual de composto orgânico

P_E – Pressão absoluta de entrada

pH – Potencial Hidrogeniônico

P_S – Pressão absoluta de saída

Q_S – Vazão ou fluxo de saída

R² – Coeficiente de Determinação

REQM – Raiz do Erro Quadrado Médio

RPO – Resíduos de Poda

RSU – Resíduos Sólidos Urbanos

SC – Areia argilosa

S_e – Saturação Efetiva

SNIS – Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento

SQR – Soma dos Quadrados dos Resíduos

SUCS – Sistema Unificado de Classificação dos Solos

UFMG – Universidade Federal de Campina Grande

USEPA – United States Environmental Protection Agency

θ – Umidade volumétrica

θ_{res} – Umidade volumétrica residual

θ_{sat} – Umidade volumétrica de saturação

θ_a – Porosidade aerada

ρ – Densidade do ar atmosférico

ψ – Sucção

SUMÁRIO

1 INTRODUÇÃO.....	3
1.1. Objetivos	5
<i>1.1.1. Objetivos gerais</i>	<i>5</i>
<i>1.1.2. Objetivos específicos</i>	<i>5</i>
2. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA.....	6
2.1. Sistema de cobertura de aterro sanitário.....	6
2.2 Resíduo Sólido Urbano	8
<i>2.2.1 Resíduo de Poda</i>	<i>9</i>
<i>2.2.2 Uso de composto orgânico em camadas de coberturas</i>	<i>10</i>
2.3 Sistema de cobertura oxidativa de metano	11
2.4 Fluxo de gases em camada de cobertura de aterro sanitário.....	12
2.5 Fatores influentes no fluxo de gás através da camada de cobertura.....	14
<i>2.5.1 Grau de Saturação.....</i>	<i>14</i>
<i>2.5.2 Grau de Compactação</i>	<i>15</i>
2.6 Solo não saturado	15
<i>4.6.1 Curva de retenção de água</i>	<i>16</i>
2.7 Permeabilidade ao ar	18
3 METODOLOGIA.....	19
3.1 Materiais	21
<i>3.1.2 Coleta do composto orgânico</i>	<i>24</i>
<i>3.1.3 Preparação das amostras de solo e das misturas de solo e composto orgânico</i>	<i>24</i>
3.2 Métodos	25
<i>3.2.1 Ensaios de caracterização do solo e das misturas</i>	<i>25</i>
<i>3.2.2 Ensaio de permeabilidade à água</i>	<i>27</i>
<i>3.2.3 Ensaio de permeabilidade ao ar.....</i>	<i>28</i>
<i>3.2.4 Planejamento fatorial.....</i>	<i>30</i>
<i>3.2.5 Ensaio de sucção</i>	<i>32</i>
<i>3.2.6 Estimativa de permeabilidade à água e ao ar</i>	<i>34</i>
4 RESULTADOS E DISCUSSÃO.....	35
4.1 Caracterização geotécnica dos materiais	35
<i>4.2.5 Limites de consistência</i>	<i>38</i>
<i>4.2.6 Compactação</i>	<i>39</i>
<i>4.1.3 Permeabilidade à água</i>	<i>41</i>
<i>4.1.4 Permeabilidade ao ar.....</i>	<i>42</i>
4.2 Curvas de retenção de água	45

<i>4.2.1 Água disponível</i>	49
<i>4.2.2 Ponto de entrada generalizada de ar</i>	50
4.3 Permeabilidade ao ar	52
<i>4.3.1 Planejamento fatorial</i>	52
4.3 Estimativa de permeabilidade de água e ar	59
5 CONCLUSÕES E PERSPECTIVAS FUTURAS	63
REFERÊNCIAS	65

1 INTRODUÇÃO

O aterro sanitário é um empreendimento responsável pela disposição final dos resíduos sólidos urbanos (RSU), entretanto há subprodutos gerados, em especial gases que podem trazer sérios danos à saúde pública e ao meio ambiente. Assim, destaca-se que os aterros sanitários são considerados como a disposição final dos RSU mais correta e segura, os quais, geralmente, são construídos de modo a diminuir as emissões de gases para a atmosfera e evitar a geração de lixiviados em excesso (COSTA *et al.*, 2018).

O sistema de cobertura final dos aterros sanitários é uma medida de proteção ambiental (TRAVAR *et al.*, 2015). No entanto, essa proteção se encontra suscetível às variações das condições ambientais, que podem possibilitar a redução de sua eficiência ao longo do tempo e, conseqüentemente, ampliar o escape de gases, mesmo quando o aterro apresenta um sistema de captação desses gases (SILVA; FREITAS; CANDIANI, 2013).

Vários mecanismos estão associados ao fluxo de gases através da camada de cobertura, como a diferença de concentração de gás, temperatura e pressão. Esses mecanismos físicos podem tanto fazer com o que o gás se difunda, ou tenha um fluxo de dentro para fora do aterro como também permitir a entrada de oxigênio (O₂) e outros gases pela camada de cobertura principalmente quando a pressão interna do maciço de RSU está menor do que a pressão atmosférica (MOREIRA, 2018; GUEDES *et al.*, 2021).

Aterros sanitários localizados em regiões de baixa precipitação, como é o caso de aterro em regiões semiáridas, geralmente possuem baixa cobertura vegetal, principalmente em épocas de estiagem. Assim, esses aterros possuem sua camada de cobertura final expostas ao meio ambiente, sem a proteção de uma cobertura vegetal. Desse modo, composto orgânicos oriundos do processo de compostagem com resíduos de poda podem ser utilizados para o melhoramento do solo utilizado nessa camada, tanto em aspectos geotécnicos como físico-químicos e biológicos.

Segundo Souza, Guimarães e Velasco (2020), os resíduos de podas de árvores ao serem reaproveitados na agricultura e jardinagem têm como um de seus principais produtos o composto orgânico, obtido pelo processo de compostagem, que podem ser utilizados no melhoramento de solos, não somente para fins agriculturáveis, mas também para melhoramento de camada de cobertura de aterros sanitários no que se refere ao fluxo de biogás.

O composto orgânico, de acordo com Santos (2019), pode ser usado em conjunto com o solo como forma de melhoramento de suas características geotécnicas e pode reduzir a permeabilidade ao gás, e inclusive possibilitar que bactérias metanotróficas utilizem parte do

metano (CH₄) que atravessa essa camada para o seu próprio crescimento e biotransformação do metano em dióxido de carbono (CO₂).

O conhecimento das características do solo de um aterro sanitário é fundamental para o entendimento do comportamento do fluxo de gases do interior da célula de resíduos sólidos para a atmosfera através da camada de cobertura (ARAÚJO, 2017). O estudo e a quantificação das emissões de metano tornam-se relevantes no sentido de nortear as operações dos aterros, principalmente naqueles em que se pretende aproveitar o biogás energeticamente (DELKASH *et al.*, 2016). Além de reduzir problemas relacionados a saúde pública e ao meio ambiente, como as mudanças climáticas causadas pelo aumento das concentrações de gases de efeito estufa (GEE) na atmosfera (RAVIKUMAR *et al.*, 2021).

As camadas de coberturas de aterro sanitários também tem como função impedir o fluxo excessivo de água para dentro do volume de RSU. A norma NBR 13896 (ABNT,1997), que fala sobre os critérios de projeto, implantação e operação de aterros de resíduos não perigosos, permite que o solo nesse tipo de obra tenha uma permeabilidade à água inferior a 10⁻⁸ m.s⁻¹. Entretanto, vale salientar que em aterros localizados em regiões semiáridas não é sempre possível atender a esse critério de norma. Portanto a adição de composto orgânico ao solo pode melhorar o seu desempenho quanto a permeabilidade à água e retenção de líquidos, assim como melhorar as propriedades físico, químicas e biológicas do solo.

A implementação de novos aterros sanitários resulta na procura por materiais em suas proximidades que, conseqüentemente, os tornam cada vez mais escassos e onerosos. Os projetos de aterros sanitários devem atender os quesitos de bom desempenho de modo a minimizar os custos com materiais e reduzir os impactos ambientais. Assim, qualquer alternativa de cobertura de solo precisa ter uma eficiência comprovada ao longo do tempo, e ser igualmente àquela alcançada por camadas convencionais de solos argilosos (COSTA *et al.*, 2018).

A aplicação de misturas de solo e composto orgânico, como cobertura oxidativa de aterro sanitário, reduz a quantidade extraída de matéria prima das jazidas de solo (SANTOS, 2019), bem como reaproveita os resíduos de poda que são utilizados no composto orgânico. Desse modo, esse trabalho procura otimizar a eficiência da camada de cobertura final, por meio do melhoramento do solo que a compõe, o que se mostra de suma importância para um desenvolvimento econômico sustentável e com menos impactos ao meio ambiente com a diminuição de emissões de gases do efeito estufa.

1.1. Objetivos

1.1.1. *Objetivos gerais*

Determinar a permeabilidade ao ar e à água em misturas de solo com composto orgânico e suas interrelações quanto ao uso em camada de cobertura de aterros sanitários.

1.1.2. *Objetivos específicos*

- Analisar a influência da adição de composto orgânico ao solo em suas características geotécnicas;
- Verificar a influência do percentual de composto orgânico, do grau de saturação e do grau de compactação em misturas de solo e composto orgânico quanto ao coeficiente de permeabilidade ao ar;
- Estudar o comportamento do solo, do composto orgânico e das misturas de solo e composto orgânico no processo de secagem por meio da curva de retenção de água;
- Estimar as permeabilidades à água e ao ar da mistura de solo e composto orgânico mais adequada para aplicação em campo.

2. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

2.1. Sistema de cobertura de aterro sanitário

O sistema de cobertura dos aterros sanitários tem a função de isolar os resíduos do meio externo, reduzir a saída de gases à atmosfera, controlar o fluxo de água e ar para dentro do aterro e servir como artifício de redução de odores, vetores de doença e facilitar a recomposição da paisagem, além de permitir o acesso de máquinas e veículos coletores (CATAPRETA, 2008; SILVA; TAGLIAFERRO, 2021).

O processo de biodegradação dos RSU depositados nos aterros sanitários tem como um de seus subprodutos, o biogás, que é constituído em sua maioria por Gases de Efeito Estufa (GEE), principalmente o metano (CH₄) e dióxido de carbono (CO₂). Esses gases podem passar pela camada de cobertura e chegar à atmosfera, se o sistema de cobertura não tiver um funcionamento correto, além disso, uma demasiada infiltração devido a precipitação pode ocasionar uma elevada produção de líquidos lixiviados, potenciais problemas de contaminação e de estabilidade de talude (SANTOS, 2019; SILVA; TAGLIAFERRO, 2021).

Há basicamente dois tipos de camadas de cobertura de aterros sanitários, a camada convencional, geralmente constituída por solos argilosos compactados, e a camada alternativa, que abrange uma infinidade de constituições, que podem ser misturas de solos e outros materiais não convencionais, como compostos orgânicos e resíduos de construção civil. As camadas alternativas têm como foco melhorar o desempenho do aterro ao diminuir emissões de gases, aumentar a retenção de líquidos e minimizar custos, sem comprometer segurança dos trabalhadores e da população em geral (COSTA *et al.*, 2018; SANTOS, 2019).

Chetri e Reddy (2021) dividem os sistemas de cobertura alternativos em sistemas de cobertura de infiltração e sistemas de cobertura mitigadoras de gás. Os sistemas de cobertura de infiltração incluem a cobertura evapotranspirativa, barreira capilar, barreira anisotrópica, cobertura de argila geossintética, cobertura de geomembrana exposta e cobertura de grama projetada. Já os sistemas de cobertura mitigadoras de gás englobam os sistemas de cobertura para mitigação de metano (biocobertura, por exemplo), sistemas de cobertura para mitigação outros componentes do gás de aterro sanitário sem ser o metano e o sistema de cobertura biogeoquímica para mitigação de CH₄, CO₂ e gás sulfídrico (H₂S).

Em um aterro de resíduos sólidos urbanos existem três tipos de camadas de cobertura do ponto de vista operacional: diária, intermediária e final. A cobertura diária é executada logo após o expediente de trabalho, de espessura em torno de 0,20 m de solo. Já a cobertura intermediária é utilizada em situações das quais a superfície de disposição permanecerá em inatividade por períodos de tempo mais prolongados, de mais ou menos um mês. No caso da cobertura final, é indicado a utilização de uma proteção vegetal no intuito de integrar a obra ao meio ambiente (CEMPRE, 2018). A proteção vegetal em camada de cobertura também tem o papel de proteger o solo contra erosão e até mesmo pode dificultar a permeabilidade ao gás ao impedir que o solo fissure (LI *et al.*, 2016).

A camada intermediária é recomendada depois da finalização de uma parte do aterro sanitário, como uma célula, que geralmente se aplica uma espessura de aproximadamente 0,30 m de solo argiloso compactado. Para a camada de cobertura final normalmente é empregado, no mínimo, 0,60 m de solo (SILVA; TAGLIAFERRO, 2021). Na maioria dos aterros sanitários brasileiros, a cobertura trata-se de uma camada homogênea de solo compactado, constituída de solos com baixa permeabilidade, como os solos argilosos (SANTOS, 2019).

A construção de uma camada de cobertura compactada para cobrir um grande aterro sanitário de resíduos sólidos urbanos envolve muitas questões relevantes. Como os resíduos subjacentes à barreira superior costumam ser muito compressíveis, pode ser difícil obter um alto grau específico de compactação. Além disso, as condições climáticas exercem uma grande influência na energia de compactação real, no conteúdo de água do revestimento argiloso e, conseqüentemente, na sua condutividade hidráulica (MORACI *et al.*, 2018).

Problemas com trincas e fissuras podem aparecer em camada de cobertura de aterro sanitário devido aos ciclos de chuvas. Nesse sentido, Li *et al.* (2016) indica que raízes de vegetação cultivadas na camada de cobertura são capazes de restringir o desenvolvimento da trinca. Isso ocorre porque a maior resistência ao cisalhamento dos sistemas enraizados restringe as trincas nos solos. No entanto, as raízes podem também impedir o fechamento das trincas durante o processo de umedecimento, o que aumenta a infiltração de água através dessas trincas durante chuvas prolongadas.

A normatização relacionada ao solo de aterro sanitário é abordada na NBR 13896 (ABNT, 1997) que determina a instalação do aterro em um local preferencial à existência de uma reserva natural extensa e homogênea de solo com coeficiente de permeabilidade à água igual ou inferior a $5 \times 10^{-7} \text{ m.s}^{-1}$ e em uma zona não saturada com mais de 3 m de espessura.

Santos (2019) e Lopes, Maciel e Jucá (2012) destacam que essa norma não aborda sobre a permeabilidade ao gás, tipo de solo, propriedades geotécnicas, métodos de execução ou manutenção. Ademais, Guedes (2018) diz que a camada de cobertura deve ser constituída de material com boa durabilidade e de baixa permeabilidade a água e ao ar, e Araujo (2017) afirma que fatores, como tipo de solo, grau de compactação, espessura mínima da camada e o modo de execução da camada, influenciam na sua eficiência.

O Quadro 1 resume os valores permissíveis para cada parâmetro do material da camada de cobertura final de aterros sanitários conforme a literatura e norma nacionais e internacionais que abordam materiais com finalidade de cobertura final de aterros sanitários.

Quadro 1 – Parâmetros do material de cobertura e valores permissíveis

Parâmetro	Valor Permissível
k_w	$\leq 10^{-7} \text{ m.s}^{-1}$ (USEPA, 2004) $\leq 10^{-8} \text{ m.s}^{-1}$, NBR 13896 (ABNT,1997)
k_{ai}	$\geq 5 \times 10^{-13} \text{ m}^2$ (HUBER-HUMER <i>et al.</i> , 2008) para camada oxidativa de metano
Peso específico	$\geq 14,50 \text{ kN.m}^{-3}$ (KABIR; TAHA, 2004) 17,80 a 19,50 kN.m^{-3} (MARIANO, 2008)
Limite de liquidez (LL)	$\geq 30\%$ (CETESB, 1993)
Índice de Plasticidade (IP)	7 a 15% (USEPA, 2004)
Material passante na peneira #0,074 mm (Nº 200)	$\geq 30\%$ (CETESB, 1993) Entre 30 a 50% (USEPA, 2004)
Classificação SUCS	Argila de baixa compressibilidade (CL), argila de alta compressibilidade (CH), areia argilosa (SC) ou solo orgânico de alta plasticidade (OH) (CETESB, 1993)

Legenda: k_w - coeficiente de permeabilidade à água; k_{ai} - coeficiente de permeabilidade ao ar intrínseco

2.2 Resíduo Sólido Urbano

A Lei Federal nº 12.305, de 02 de agosto de 2010, que institui a Política Nacional de Resíduos Sólidos (PNRS) altera a Lei nº 9.605, de 12 de fevereiro de 1998; e dá outras providências, como a classificação dos resíduos sólidos de acordo a sua origem. Os resíduos sólidos urbanos, ao considerar a origem, consistem da soma da parcela de resíduos domiciliares

com a parcela dos resíduos de limpeza urbana. Os resíduos domiciliares são aqueles originários de atividades domésticas em residências localizadas nos centros urbanos, enquanto que os resíduos de limpeza urbana compreendem aqueles originários da varrição, limpeza de logradouros e vias públicas e outros serviços de limpeza urbana.

O Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento (SNIS) divide os resíduos sólidos em resíduos domiciliares, resíduos públicos, resíduos de serviço de saúde, resíduos industriais, resíduos de construção civil e resíduos de podas de árvores.

2.2.1 Resíduo de Poda

Os resíduos de poda (RPO) são oriundos da arborização urbana, que apresentam características conforme sua espécie vegetal e composição (troncos, galhos e raízes). Os principais produtos que podem ser gerados a partir do reaproveitamento de resíduos de poda de arborização urbana estão relacionados a setores econômicos, como o setor da agricultura. Na agricultura, os resíduos de poda podem ser reaproveitados como composto orgânico, obtido através do processo de compostagem (SOUZA; GUIMARÃES; VELASCO, 2020).

A compostagem é um processo que precisa de oxigênio, umidade e porosidade em quantidades ideais para estabilizar os resíduos orgânicos (ROMAN; MARTINEZ; PANTOJA, 2015) como resumido na Figura 1 baseado no processo descrito por Al-Rumaihi *et al.* (2020) adaptado para resíduos de poda.

Figura 1 – Esquema de fluxo no processo de compostagem de RPO em leiras



Fonte: Adaptado de Al-Rumaihi *et al.* (2020).

A atividade microbiana com seus processos metabólicos complexos é responsável pela decomposição e transformação fracionada da matéria orgânica, que acaba por transformá-la no composto orgânico, um valioso produto estável, maduro e livre de contaminação (AWASTHI *et al.*, 2017; SÁNCHEZ; OSPINA; MONTOYAWASTHI, 2017).

O processo de compostagem é uma opção favorável para tratar resíduos orgânicos devido a fornecer um produto final higienizado e estável que pode ser aplicado como um aditivo orgânico. A compostagem é uma das poucas tecnologias que podem ser implementadas de forma prática em qualquer escala, da doméstica até grandes estações de tratamento de resíduos sólidos urbanos (SAYARA *et al.*, 2020).

2.2.2 *Uso de composto orgânico em camadas de coberturas*

A aplicação de composto orgânico em coberturas de aterros sanitários melhora as propriedades estruturais, físicas e químicas do solo, tais como porosidade, capacidade de retenção de água, matéria orgânica e conteúdo de nutrientes, que servem de suporte à oxidação de CH₄. A presença de composto orgânico na camada de cobertura proporciona uma maior resistência ao fluxo de gás, devido ao maior teor de água que a camada com esse material retém. Compostos orgânicos com elevada capacidade de retenção de umidade proporcionam uma menor permeabilidade a gases na camada de cobertura e menores coeficientes de difusão (STERN *et al.*, 2007; CHIEMCHAI SRI *et al.*, 2012; SANTOS, 2019).

O aumento da matéria orgânica no solo condiciona uma situação rica em nutrientes para as bactérias metanotróficas que, por sua parte, aumentam a capacidade oxidativa da camada (ALMEIDA, 2017). Solos enriquecidos com compostos orgânicos, especialmente camadas de coberturas de solos compactados, apresentam um elevado número de bactérias metanotróficas, aspecto que assegura um tempo de adequação mais curto para chegar às taxas máximas de oxidação de metano, se comparado com materiais inorgânicos (PHILOPOULOS *et al.*, 2009).

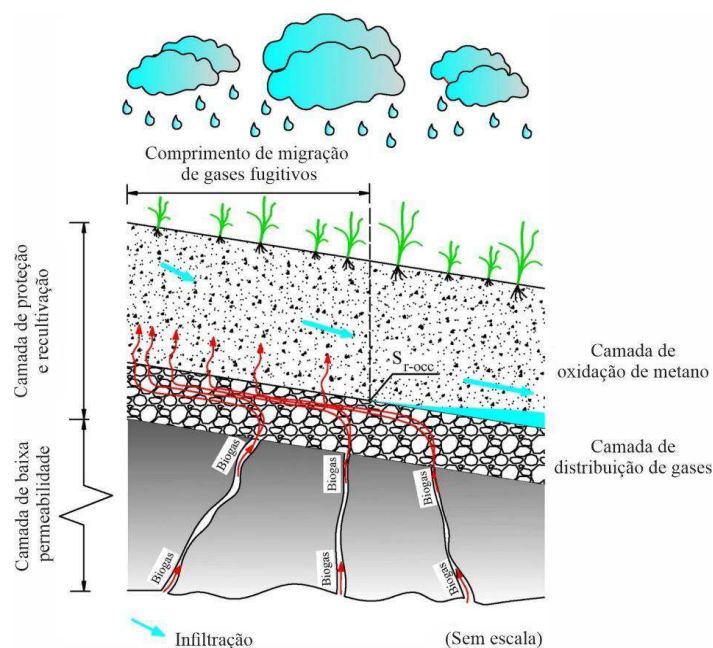
O uso de materiais residuais é particularmente vantajoso, visto que reduz os custos de execução de camadas de cobertura, ajuda a preservar as jazidas de solo e os recursos naturais, e contribui para a sustentabilidade da obra e meio ambiente (SANTOS, 2019). Ademais, Souza, Guimarães, Velasco (2020) constataram que o composto orgânico apresenta grande potencial de colaboração para o atendimento aos objetivos do desenvolvimento sustentável estabelecidos pela Organização das Nações Unidas (ONU).

2.3 Sistema de cobertura oxidativa de metano

Uma camada de cobertura metanotrófica ou camada de cobertura oxidativa de metano é um tipo de camada alternativa que se caracteriza por possuir materiais com produtos de compostagem, resíduos tratados mecânica e biologicamente, lodo de esgoto, resíduos de plantas, jardim e outros. Esses materiais são utilizados por criarem condições ótimas ao desenvolvimento de microrganismos que consomem CH_4 . Os sistemas de coberturas oxidativas são tidos como soluções econômicas para reduzir as emissões fugitivas de CH_4 , que são aquelas emissões não capturadas pelo sistema de coleta de gás ou pelos dispositivos de drenagem de gases (HUBER-HUMER; RODER; LECHNER, 2009; AHOUGHALANDARI; CABRAL; LEROUEIL, 2018; SANTOS, 2019).

Um sistema de cobertura oxidativa possui duas camadas principais: a camada de oxidação de metano mais na superfície, onde as bactérias metanotróficas oxidam CH_4 e geram CO_2 e H_2O ; e a camada de distribuição de gás subjacente, composta de materiais de granulação grossa. A principal função da camada de distribuição de gás é interceptar emissões fugitivas e distribuí-las de maneira mais uniforme possível na base da camada de oxidação de metano (AHOUGHALANDARI; CABRAL; LEROUEIL, 2018; CHETRI; REDDY 2021), conforme ilustrado esquematicamente na Figura 2.

Figura 2 – Esquema de um sistema oxidativo de metano



Fonte: Ahoughalandari, Cabral, Leroueil (2018) adaptado.

A oxidação do metano em uma cobertura oxidativa varia conforme condições ambientais e operacionais, que incluem a uniformidade das concentrações do metano e fluxo ascendente de biogás fugitivo. Quanto maior uniformidade das concentrações de metano, melhor será o trabalho de bactérias metanotróficas, o que resulta também em maiores taxas de oxidação de CH₄ (CABRAL, MOREIRA, JUGNIA, 2010; FREDENSLUND; SCHEUTZ; KJELDSEN, 2010; SCHEUTZ *et al.*, 2011). Ademais, a capacidade do solo da camada de cobertura para oxidar o CH₄ depende das propriedades físicas e químicas dos materiais constituintes, tais como tipo de solo, teor de umidade, pH, densidade, percentual orgânico, nutrientes e concentrações de O₂ e CH₄ (WILSHUSEN; HETTIARATCHI; STEIN, 2004; ABICHOU *et al.*, 2015).

Santos (2019) expõe algumas vantagens e desvantagens relacionadas ao uso dos sistemas de coberturas oxidativos de metano em aterros sanitários:

Vantagens:

- São, de modo relativo, menos onerosas no que tange aspectos operacionais e de instalação se comparado com o sistema convencional de coleta de gás;
- Têm baixas condições de manutenção e são facilmente mantidas, fator que as fazem apropriadas para países desenvolvidos e em desenvolvimento.

Desvantagens:

- Devem ser projetadas e modificadas de acordo com características locais específicas de cada aterro sanitário, o que demanda estudos mais aprofundados em nível local;
- Não há uma regulamentação legal que dite diretrizes a respeito do projeto e execução desses tipos de camadas.

2.4 Fluxo de gases em camada de cobertura de aterro sanitário

O gás de aterro sanitário é originado da decomposição dos resíduos orgânicos como resultado de processos biológicos, químicos e físicos que ocorrem dentro do maciço sanitário, e é constituído principalmente de 50 a 60% de metano e 40 a 50% de dióxido de carbono. A qualidade e a quantidade de gás variam conforme a composição, condições meteorológicas, a idade dos resíduos, o projeto e a manutenção do aterro (SCHEUTZ; KJELDSEN, 2019).

Os aspectos ligados ao fluxo de gases em camadas de cobertura de aterros sanitários estão relacionados às condições do ambiente interno à massa de resíduos, como fase de decomposição, drenagem interna dos gases e recalques diferenciais; condições meteorológicas, como temperatura ambiente, pressão barométrica, velocidade do vento e precipitação; e, as características do solo, como o tipo, o grau de compactação, o grau de saturação, a espessura da camada de cobertura e a presença de fissura (MACIEL, 2003; RACHOR *et al.*, 2013; GUEDES *et al.*, 2021).

O fluxo de gases por meio de poros, como ocorre no solo de cobertura de aterro sanitário, acontece sobretudo por advecção e/ou difusão. No entanto, a advecção desempenha um papel mais importante do que a difusão no transporte do metano através da camada de cobertura em regiões de clima árido e semiárido, com 90% das emissões de metano atribuídas ao transporte por advecção (WANG *et al.*, 2021a).

O transporte de gases por advecção através da camada de cobertura em aterros sanitários se deve a diferença de pressão entre o meio externo e o interno, ou seja, a diferença de pressão entre a atmosfera e o maciço de resíduo aterrado. Nesse sentido, os gases se movimentam de um local com maior pressão para outro com menor pressão (BOUAZZA; RAHMAN, 2007; MOREIRA, 2018).

O transporte de gases por difusão ocorre como resultante das interações moleculares, logo, se os gases estão com maior concentração em um local, há uma movimentação dos gases para locais de menor concentração naturalmente, sem diferença de pressão necessariamente até que ocorra um equilíbrio de concentrações (BOUAZZA; RAHMAN, 2007; MENDONÇA, 2007). Porém, esse equilíbrio de concentrações em campo, nos aterros sanitários é dificultado pela a atmosfera que age como um forte dispersor de gases (MACIEL, 2003).

Por outro lado, Gebert, Groengroeft e Pfeiffer (2011) relatam que o fluxo de gás pelo solo tem influência da porosidade livre de água (ou porosidade aerada), da tortuosidade do meio poroso e a conexão entre as partículas. Esses mesmos autores relatam que para percentuais de porosidade aerada inferiores a 10%, a descontinuidade e a tortuosidade do meio poroso impedem fortemente o fluxo difusivo. Além disso, Araujo (2017) afirma que a precipitação interfere no fluxo de gases pela camada de cobertura para a atmosfera, visto que o aumento do grau de saturação do solo proporciona uma redução na permeabilidade ao ar, e, por conseguinte, a redução do fluxo de gás. Dessa forma, a verificação de características geotécnicas do solo é fundamental para a compreensão do comportamento do fluxo de gases em um aterro sanitário.

A instalação de vegetação sobre a camada de cobertura final é fundamental para aumentar a evapotranspiração, diminuir a quantidade de água precipitada que infiltra e, conseqüentemente, a quantidade de líquido percolado gerada (SILVA; TAGLIAFERRO, 2021). As raízes de vegetações maduras nas estruturas dos poros do solo também podem aumentar potencialmente a permeabilidade do gás, especialmente quando o solo está em estado não saturado e devido às raízes ocuparem o espaço poroso do solo (NI; NG, 2019).

2.5 Fatores influentes no fluxo de gás através da camada de cobertura

A passagem de gases através dos resíduos e do solo da camada de cobertura final de aterros sanitários, como dióxido de carbono (CO₂) e metano (CH₄), depende principalmente do estado de saturação e compactação dessa camada (CAI *et al.*, 2020).

2.5.1 Grau de Saturação

A mudança do grau de saturação resulta na variação do volume de ar no solo. Assim, o coeficiente de difusão muda com as mudanças do grau de saturação (XIE *et al.*, 2019). No caso de uma cobertura oxidativa de metano, o contraste entre as propriedades hidráulicas não saturadas dos materiais da camada de distribuição de gás e da camada de oxidação forma uma barreira capilar, o que leva ao acúmulo de umidade, ou seja, um grau crescente de saturação de água ao longo da interface de cima para baixo entre a camada de distribuição de gás e camada de oxidação de metano (AHOUGHALANDARI; CABRAL; LEROUEIL, 2018).

O grau de saturação é um parâmetro chave que controla o comportamento do fluxo de gás através da camada de cobertura de aterro sanitário. A movimentação ascendente do biogás pode ser desviada dentro da camada de distribuição de gás para as partes mais secas do sistema de cobertura. Tal fenômeno pode levar à criação de um *hotspot*, que se trata de uma região de altos fluxos de metano, e também pode ser ocasionada por um baixo grau de compactação ou devido à presença de fissuras que aparecem naturalmente no solo durante o processo de secagem, especialmente em aterros sanitários localizados em regiões semiáridas, em que existem baixas precipitações (AHOUGHALANDARI; CABRAL; LEROUEIL, 2018; BOHN e JAGER 2011; CABRAL, MOREIRA, JUGNIA, 2010; ROWER *et al.*, 2012).

2.5.2 Grau de Compactação

Em sistemas de cobertura final, a camada de solo compactado deve garantir alta qualidade do material como barreira hidráulica, e este requisito é normalmente alcançado com a utilização de materiais argilosos compactados em que a energia de compactação e a macroestrutura do solo tem influência direta na permeabilidade (GONDIM, 2020). Desse modo, a compactação do solo pode atuar como limitador na emissão de gases para a atmosfera (LIMA; PINTO JUNIOR, 2020).

O grau de compactação influencia na distribuição do tamanho dos poros no solo, que por sua vez afeta diretamente a difusividade e a permeabilidade pela camada (PERDOK; KROESBERGEN; HOOGMOED, 2002; GEBHARDT; FLEIGE; HORN, 2009). Em coberturas oxidativas, deve-se evitar demasiada compactação da camada de composto orgânico (CASSINI *et al.*, 2017), visto que o grau de compactação tem um potencial decisivo na manutenção da umidade para raízes e atividades bioquímicas (MAGALHÃES *et al.*, 2020). Além disso, a incorporação de uma cobertura oxidativa em um solo de baixa permeabilidade, estabelece zonas permeáveis na camada de cobertura para aumentar o transporte de gás e promove alta oxidação de CH_4 (SCHEUTZ *et al.*, 2014).

2.6 Solo não saturado

Os solos não saturados são encontrados em boa parte das obras geotécnicas e principalmente nas regiões semiáridas. A condição não saturada do solo é provocada por fatores como, a proximidade à superfície do terreno, onde o solo fica submetido às radiações solares que causam evaporação; os gradientes de carga hidráulica, por definirem o regime de fluxo; e o nível do lençol freático, que se encontra na maioria dos casos, em grandes profundidades (ARAÚJO, 2017). Os solos formados sob condições de clima tropical são caracterizados por ciclos de umedecimento e secagem, o que ocasiona perfis não saturados até grandes profundidades, por causa do déficit hídrico (ROCHA, 2018).

A condição não saturada se destaca quando o solo saturado perde água para o ambiente, o que resulta na redução do seu grau de saturação. As camadas de solo não saturadas são influenciadas pela evapotranspiração e precipitação. Desse modo, tais fenômenos influenciam o aparecimento da membrana contrátil no solo, visto que conforme o solo seca, as forças

capilares, de adsorção e osmóticas proporcionam o surgimento da sucção no solo (ARAÚJO, 2017; WAISCZIK; DE LIMA, 2020).

A sucção do solo é descrita como a energia com a qual o solo absorve água, normalmente expressa como pressão, em unidades de kPa, atm ou bar, ou seja, a sucção no solo é compreendida como a pressão manométrica negativa, com relação à pressão externa de gás na água do solo. O comportamento da sucção do solo depende basicamente da mineralogia, densidade, umidade inicial ou de moldagem, índice de vazios, textura, histórico de tensões e os métodos de compactação (AITCHISON, 1961; MARINHO, 2005; ROCHA, 2018).

O potencial total de água no solo é definido pela soma das componentes do potencial osmótico, matricial, gravitacional e de pressão. Há outras componentes de potencial de água no solo como o elétrico, térmico, magnético, de submergência e o pneumático, no entanto, essas componentes não são consideradas devido a pouco influenciarem o comportamento geotécnico dos solos não saturados (ARAÚJO, 2017).

A sucção total considerada na engenharia é constituída da soma de duas parcelas de sucção, a sucção osmótica e a sucção matricial. A sucção osmótica depende da concentração de sais, logo está diretamente relacionada ao grau de saturação do solo, pois à medida que a umidade diminui, a concentração de sais aumenta e a sucção osmótica também aumenta. Já a sucção matricial é tida como a diferença entre a pressão de ar e a pressão de água, que está ligada aos fenômenos de adsorção e capilaridade, ou seja, a estrutura em si dos grãos do solo (MONCADA, 2008; COSTA, 2019).

4.6.1 Curva de retenção de água

O comportamento do solo não saturado demanda o entendimento da distribuição, retenção e liberação da água presente no solo. A água pode se movimentar pelo solo mecanicamente, quando há alteração no estado de tensão e/ou ambientalmente, através da infiltração e/ou evaporação. A presença da água no solo pode ser representada pela curva de retenção de água, que consiste na relação entre a sucção matricial em função do grau de saturação, da umidade volumétrica ou gravimétrica (SUN *et al.*, 2006; CAMAPUM DE CARVALHO *et al.*, 2015; SANTOS, 2019).

A plotagem da curva de retenção de água possibilita a verificação da relação gráfica entre a sucção matricial e a umidade volumétrica ou grau de saturação. Dentre as abordagens

feitas a partir da curva de retenção de água está a extração de parâmetros fundamentais à descrição do comportamento do solo em estado não saturado, como a condutividade hidráulica, a resistência ao cisalhamento e a variação de volume (FREDLUND, D.; WILSON, 1997).

Estudos como os de Van Genuchten (1980), Mualem (1976) e Fredlund e Xing (1994) mostram que há uma relação entre o formato da curva de retenção de água e as propriedades dos solos. Uma acurada caracterização da curva de retenção de água fornece boas correlações entre a curva de retenção de água e as propriedades hidráulicas e mecânicas de um solo não saturado. Portanto, a curva de retenção de água é determinada por meio de ajustes matemáticos por algum tipo de equação aos dados observados experimentalmente (SANTOS, 2015).

Os ajustes matemáticos geralmente são feitos com os valores da umidade volumétrica e trabalham com o ajuste apenas da curva de secagem do solo. Nesse sentido, o Quadro 2 apresenta alguns modelos de ajustes matemáticos de curvas de retenção de água que podem ser aplicados para o solo.

Quadro 2 – Modelos de ajuste da curva de retenção de água

Modelo	Equação	Parâmetros
Gardner (1956)	$\theta = \theta_{res} + \frac{(\theta_{sat} - \theta_{res})}{1 + (\alpha\psi)^n}$	α, n
Brooks e Corey (1964)	$\theta = \theta_{res} + (\theta_{sat} - \theta_{res}) \left(\frac{\psi}{\alpha}\right)^{-n}$	α
Brutsaert (1966)	$\theta = \theta_{res} + \frac{(\theta_{sat} - \theta_{res})}{1 + \left(\frac{\psi}{\alpha}\right)^n}$	α, n
Mualem (1976)	$\theta = \theta_{res} + \frac{(\theta_{sat} - \theta_{res})}{\left[1 + \left(\frac{\psi}{\alpha}\right)^n\right]^m}$	α, n, m
Van Genuchten (1980)	$\theta = \theta_{res} + \frac{\theta_{sat} - \theta_{res}}{\left[1 + (\alpha\psi)^n\right]^m}$	α, n, m
Fredlund e Xing (1994)	$\theta = \theta_{res} + \frac{\theta_{sat} - \theta_{res}}{\left\{\ln \left[e + \left(\frac{\psi}{\alpha}\right)^n \right] \right\}^m}$	α, n, m

Legenda: θ = a umidade do solo, ψ é a sucção matricial, θ_{res} = a umidade residual e θ_{sat} = a umidade na saturação.

Fonte: Adaptado de Santos (2015).

4.6.2 *Sucção e permeabilidade à água*

O entendimento da condutividade hidráulica ou permeabilidade à água no estado não saturado do solo é de suma importância em países com clima mais quentes. Além disso, conhecer o fluxo de água relacionado a umidade do solo é indispensável para análise de estabilidade de encostas naturais, taludes, barragens, aterros, fundações e deformação em solos não saturados (CONCIANI; CARNEIRO; MACHADO, 1997).

A curva que representa graficamente a permeabilidade à água do solo em função do seu conteúdo de água ou sucção é chamada de curva de condutividade hidráulica (GONÇALVES, 2012). A permeabilidade à água para solos saturados e não saturados depende de fatores relacionados a estrutura do meio poroso, como o índice de vazios e a porosidade; as propriedades do fluido presente nos poros, como a densidade e a viscosidade, que dependem da temperatura (MASROURI; BICALHO; KAWAI, 2008).

A condutividade hidráulica dos solos possui direta relação com a curva de retenção (FREDLUND *et al.*, 1997). Igual a curva de retenção de água, não há uma forma definida de apresentação da curva de permeabilidade à água, podendo ser em função de sucção matricial, grau de saturação ou conteúdo volumétrico de água (LU; LIKOS, 2004).

A permeabilidade à água para os solos permanece relativamente constante até o valor de sucção de entrada de ar, pois o solo se encontra em estado saturado, que nesse caso a condutividade hidráulica é exatamente igual ao coeficiente de permeabilidade à água. Para valores acima da sucção de entrada de ar, a permeabilidade à água diminui de maneira rápida (FREDLUND *et al.*, 1997).

2.7 Permeabilidade ao ar

A permeabilidade ao ar é a propriedade do solo que permite a passagem de um gás através de sua massa a partir de uma diferença de pressão (JUCÁ; MACIEL, 2006). Quando somente um fluido ocupa o espaço dos poros tem-se a permeabilidade intrínseca do meio poroso a esse fluido (GASPARI, 2006). Assim, um parâmetro a ser levado em consideração é a permeabilidade ao ar intrínseca (k_{ai}), que se mostra como uma característica importante na identificação de mudanças no espaço poroso do solo (SILVEIRA *et al.*, 2011).

Ao estudar as emissões de gases em uma célula experimental, Oliveira (2013) observou que a pressão interna do biogás na camada de cobertura exerce influência nas emissões fugitivas de gases pela camada para a atmosfera. O sistema de cobertura final de aterros sanitários está entre os principais problemas práticos da engenharia geotécnica, que precisam de conhecimento do fluxo em solos não saturados. Em solos não saturados a definição de uma função de permeabilidade é indispensável para a determinação do fluxo em meios não saturados, que pode ser obtida através de métodos experimentais ou por formulações matemáticas (COSTA, 2019).

Ensaio de permeabilidade ao ar com amostras de argila ou silte compactadas dinamicamente, estaticamente ou por amassamento, mostram que próximo a umidade ótima, são observados que ligeiros aumentos no percentual de água causam variações de diferentes magnitudes na redução do valor do coeficiente de permeabilidade ao ar (k_a) (LANGFELDER, CHEN, JUSTICE, 1968; MARINHO, ANDRADE, JUCÁ, 2001; JUCÁ; MACIEL, 2006). Nota-se uma diminuição abrupta nos valores do coeficiente de permeabilidade ao ar com a diminuição da sucção, isto é, com o aumento do grau de saturação do material poroso (FREDLUND, RAHARDJO, FREDLUND, 2012).

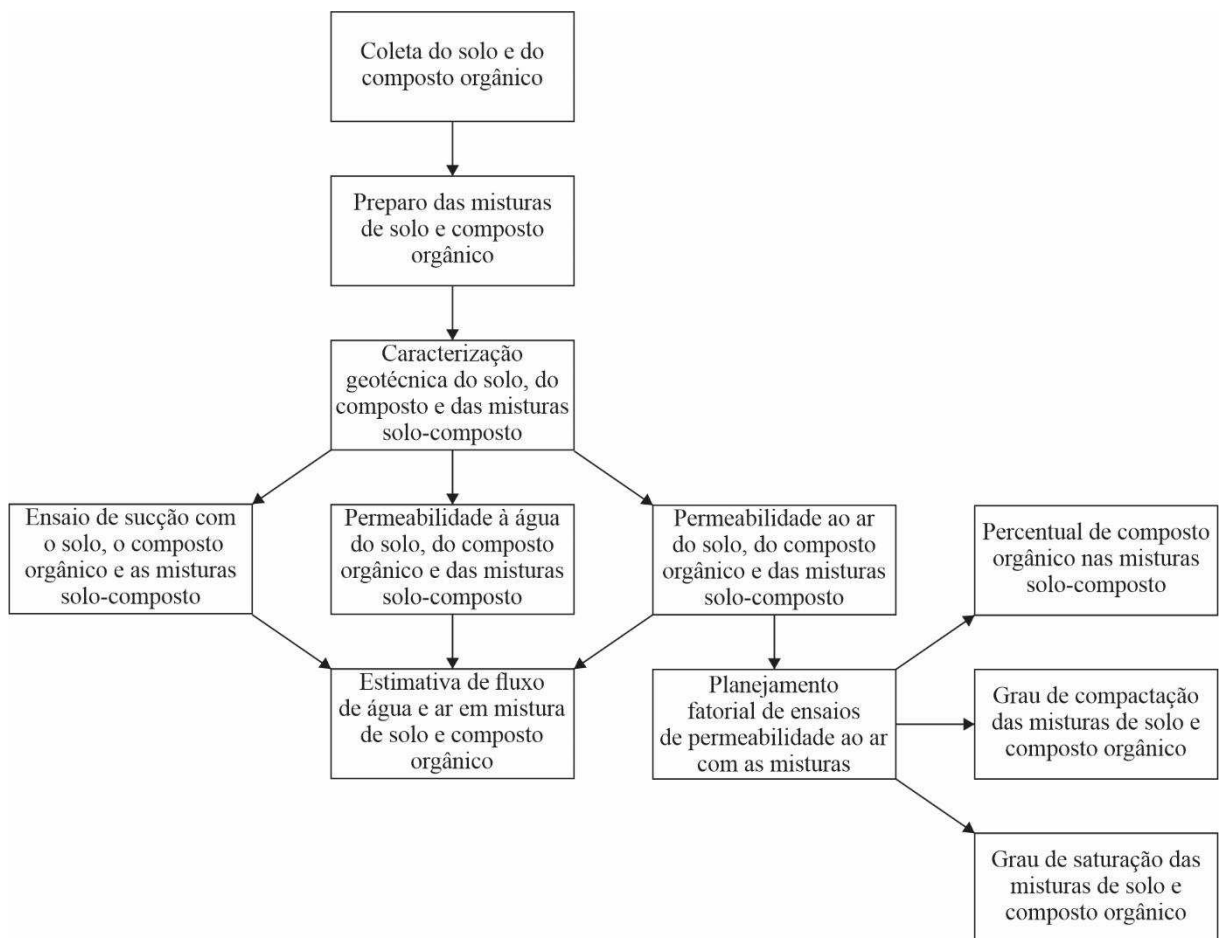
Para determinação do coeficiente de permeabilidade à água e/ou ao ar de maneira satisfatória, diversos estudos usaram o permeômetro de parede flexível em sua metodologia, como Oliveira e Jucá (2003), que verificaram o transporte de anilina em um solo siltoso; Carrara, Morita e Boscov (2011), que realizaram ensaios de permeabilidade ao ar e à água em solo tropical a fim de verificar a biodegradação de um plastificante industrial; e Almeida *et al.* (2017), que analisaram a permeabilidade ao ar e a água de misturas de solo e composto orgânico para camadas de cobertura oxidativas. Essas pesquisas são bastante práticas e evidenciam a importância de estudar a permeabilidade à água e ao ar em solos de uma maneira geral. Entretanto, para aterros sanitários no semiárido brasileiro, os estudos devem levar em consideração características como condições meteorológicas e o tipo de solo.

3 METODOLOGIA

A metodologia proposta para este trabalho foi desenvolvida conforme as seguintes etapas: coleta e separação das amostras de solo e de composto orgânico; preparo das misturas de solo e composto orgânico; caracterização geotécnica do solo, do composto orgânico e das misturas; ensaios de sucção e permeabilidade à água e ao ar com o solo, o composto orgânico

e as misturas de solo composto orgânico moldados em umidade ótima. Com foco em coberturas oxidativas de metano em aterros sanitários, ensaios adicionais de permeabilidade ao ar com as misturas de solo e composto orgânico foram realizados com base em um planejamento fatorial com variação do percentual de composto orgânico, grau de saturação e de compactação, a fim de constatar quais variáveis mais afetam o coeficiente de permeabilidade ao ar nesse tipo de camada. Toda metodologia descrita foi sintetizada no fluxograma da Figura 3.

Figura 3 – Fluxograma da metodologia utilizada



O solo analisado foi o solo que já é empregado como material da camada de cobertura no Aterro Sanitário em Campina Grande (ASCG). O solo, o composto orgânico puro e as misturas de solo e composto orgânico foram avaliados a partir dos critérios da engenharia geotécnica para aplicação em aterro sanitário e para aplicação como camada oxidativa de metano.

Além disso, foram realizados ensaios complementares de compactação para verificar a faixa de trabalho do grau de compactação ao moldar corpos de prova com na energia Proctor normal com as misturas de solo e composto orgânico, e ensaios de permeabilidade ao ar com os corpos de provas de solo e das misturas de solo e composto orgânico moldado em umidade ótima para diferentes graus de saturação até atingir constância de peso em temperatura ambiente.

3.1 Materiais

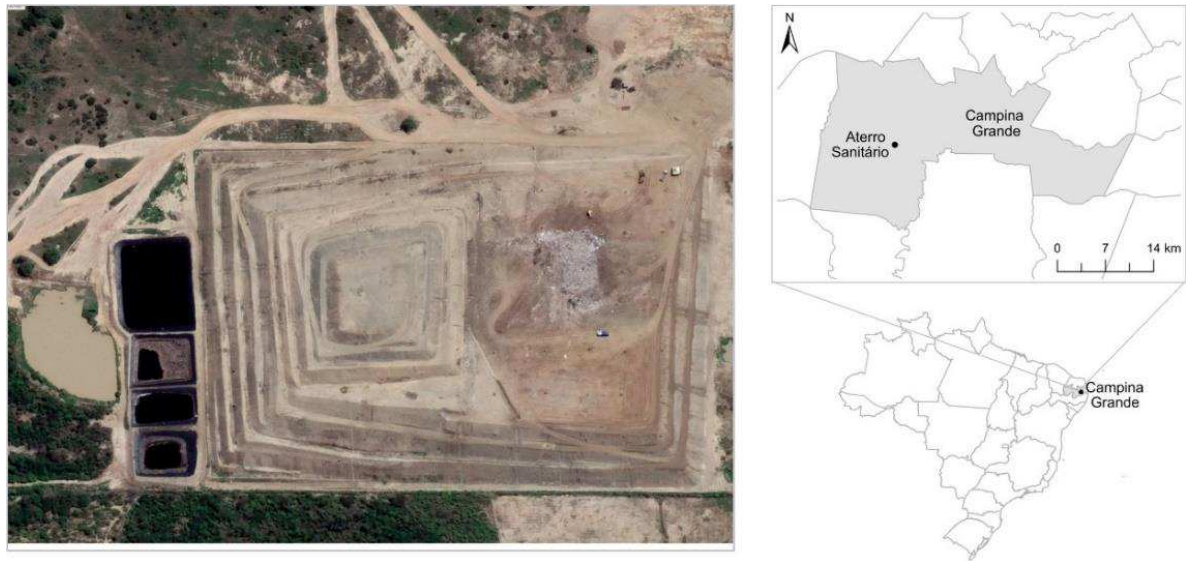
3.1.1 Coleta do solo

As amostras de solo foram coletadas do ASCG, que tem sua localização ilustrada na Figura 4, situado no sítio Logradouro II, PB-138, km 10, distrito de Catolé de Boa Vista, abrangido pela região do semiárido Paraibano, com coordenadas geográficas a 7° 13' 50" S de latitude, 35° 52' 52" W de longitude e 551 m de altitude.

Segundo a classificação de Köppen, o regime climático do local em que está situado o ASCG é classificado como sendo do tipo As', que é quente e úmido com chuva de outono-inverno. O clima é típico do semiárido brasileiro, com chuvas escassas e mal distribuídas, concentradas em poucos meses do ano. Temperaturas variando de 23 a 30 °C (INMET, 2009) com alta taxa evaporação, o que carrega em um balanço hídrico negativo ao considerar o tempo de um ano (MOURA *et al.*, 2007), e o período de estiagem é compreendido de setembro a fevereiro, em que o mês mais seco é novembro (CUNHA *et al.*, 2009).

O ASCG foi projetado para uma vida útil de 25 anos. Possui uma área total de 64 ha, das quais 40 ha são destinados à disposição de RSU, e recebe cerca de 850 toneladas de resíduo por dia, de 58 municípios, segundo os responsáveis pela operação do empreendimento.

Figura 4 – Localização do Aterro Sanitário em Campina Grande (ASCG)

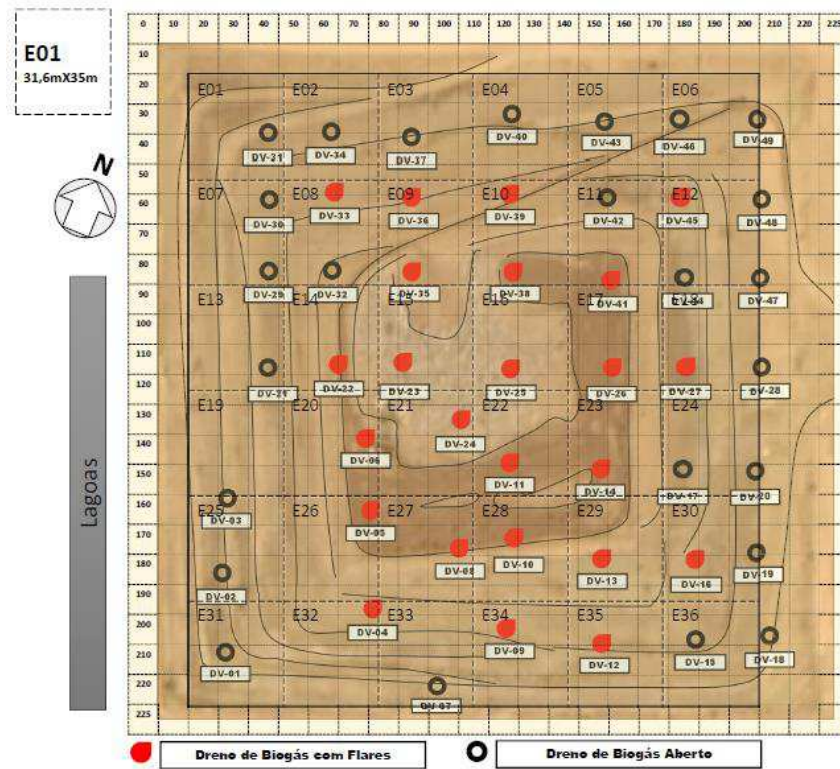


A coleta de amostras de solo foi realizada na camada de cobertura da Célula Única do ASCG. A quantidade de amostras de solos foi determinada com base no número de locais de monitoramento de emissão de gases conforme orientações da Agência Ambiental do Reino Unido (2010), em seu Guia de Monitoramento das Emissões Superficiais de Aterros Sanitários, que estabelece um número mínimo de amostras a ser consideradas com base na *United States Environmental Protection Agency* (USEPA) (1986) e ainda mais um acréscimo no número de pontos de ensaio para uma área monitorada conforme expresso na Equação 1.

$$n = 6 + 0,15 \sqrt{Z} \quad (1)$$

Em que Z é a área pesquisada (m^2). A área da célula pesquisada neste estudo é de aproximadamente $40.000 m^2$. Ao aplicar esse valor na Equação 1, que define os pontos de monitoramento em área superior a $5.000 m^2$, o número de amostragem foi de 36, distribuídas ao longo da superfície da camada de cobertura como mostrado na Figura 5.

Figura 5 – Divisão das 36 áreas de coleta de solo sobre a camada de cobertura



Fonte: GGA (2021)

Para coleta do solo foram feitos furos na superfície da camada de cobertura de solo compactado do aterro, com o cuidado de desprezar os dez centímetros iniciais no intuito de evitar interferências de matéria orgânica da vegetação que pudesse existir em alguns pontos de coleta. Por seguinte, foram retirados cerca de seis quilos de solo de cada ponto. As amostras foram empacotadas em saco plástico etiquetados para manter sua integridade e haver o controle da amostragem (Figura 6) e, posteriormente, foram encaminhadas ao Laboratório de Geotecnia Ambiental (LGA) da Universidade Federal de Campina Grande (UFCG) para homogeneização, mistura e realização dos ensaios geotécnicos.

Figura 6 – Amostras de solo da cobertura do ASCG



3.1.2 Coleta do composto orgânico

O composto orgânico, utilizado para o preparo das misturas com o solo, foi fornecido pelo Laboratório de Tecnologias Agroambientais (LTA), que é um laboratório vinculado ao Departamento de Engenharia Agrícola da Universidade Federal de Campina Grande (UFCG), Campus I, no município de Campina Grande-PB.

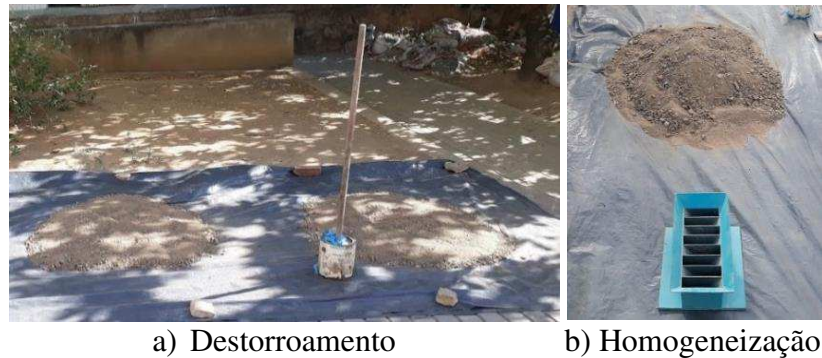
O composto orgânico foi feito com folhas de jardim e esterco bovino em uma proporção de 3:1, em termos de massa. O composto orgânico é o produto de um processo de compostagem que dura 110 dias, com leiras de 30 cm de altura de folhas de jardim e folhas de varrição do próprio Campus I da UFCG, e seis centímetros de esterco, que são irrigadas regularmente e com quatro revolvimentos do material a cada 15 dias, durante todo o processo de compostagem.

O composto orgânico foi empacotado em sacos de plásticos e encaminhado para o LGA, onde passou por processo de secagem ao ar livre antes de ser pesado e misturado com o solo da camada de cobertura do ASCG.

3.1.3 Preparação das amostras de solo e das misturas de solo e composto orgânico

As amostras de solo de cada ponto foram levadas ao LGA para serem colocadas em processo de secagem ao ar livre e posteriormente serem destorroadas. Após o destorroamento, foi feita a homogeneização de todo o solo coletado dos 36 pontos na camada de cobertura da célula de acordo com as metodologias da EMBRAPA (2006) e da NBR 6457 (ABNT, 2016) como mostrado na Figura 7. Após esses processos, foi realizado o quarteamento do solo e foram retiradas as quantidades de material necessárias à execução de cada ensaio de caracterização seguindo as normas da Associação Brasileira de Normas Técnicas (ABNT), assim como foram pesadas as quantidades para o preparo de cada mistura.

Figura 7 – Destorroamento e mistura das 36 amostras de solo



As misturas de solo e composto orgânico foram feitas a partir da mistura de solo homogeneizada dos 36 pontos com o composto orgânico nas proporções de solo e composto de 3:1, 1:1 e 1:3 (em massa) como apresentado na Figura 8. O preparo, homogeneização e caracterização das misturas solo e composto orgânico seguiram os mesmos procedimentos feitos com as amostras de solo coletadas dos 36 pontos.

Figura 8 – Preparo da mistura solo e composto orgânico



3.2 Métodos

3.2.1 *Ensaio de caracterização do solo e das misturas*

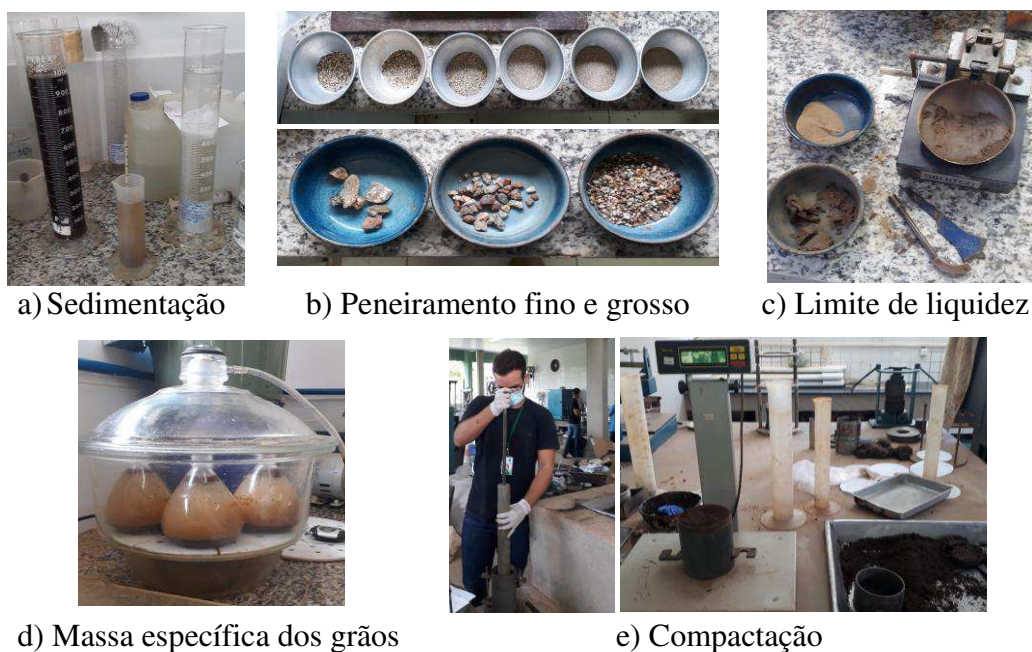
O solo, o composto orgânico e as misturas foram caracterizados separadamente. A caracterização geotécnica do solo, do composto orgânico puro e das misturas de solo com composto orgânico foi baseada nos critérios adotados por Santos (2019) com algumas adaptações, e os ensaios estabelecidos por normativas de caracterização do solo conforme especificado na Quadro 3.

Quadro 3 – Descrição dos ensaios de caracterização do material e respectivas normas.

Ensaio	Método
Preparação de amostras e teor de umidade	NBR 6457 (ABNT, 2016) – Amostras de solo – Preparação para ensaios de compactação e ensaios de caracterização.
Massa específica dos grãos	NBR 6458 (ABNT, 2016) – Solo – Determinação da massa específica dos grãos de pedregulho que passam na peneira 4,8 mm.
Limite de Liquidez	NBR 6459 (ABNT, 2016) – Solo – Determinação do Limite de Liquidez.
Limite de Plasticidade	NBR 7180 (ABNT, 2016) – Solo – Determinação do Limite de Plasticidade.
Compactação	NBR 7182 (ABNT, 2016) – Solo – Ensaio de Compactação.
Granulometria	NBR 7181 (ABNT, 2016) – Solo – Análise Granulométrica.

Os ensaios de caracterização geotécnica são mostrados na Figura 9. Os limites de consistência de Atterberg foram verificados pelos ensaios de limite de liquidez e limite de plasticidade com o propósito de calcular o Índice de Plasticidade (IP), para em conjunto com a granulometria, classificar o solo, o composto orgânico e as misturas de solo e composto orgânico segundo o Sistema Unificado de Classificação dos Solos (SUCS).

Figura 9 – Ensaio de caracterização geotécnica dos materiais



3.2.2 Ensaio de permeabilidade à água

Os ensaios de permeabilidade à água tiveram como objetivo obter os coeficientes de permeabilidade saturada de corpos de prova compactados. A metodologia utilizada seguiu a ASTM D5084-16a - *Standard Test Methods for Measurement of Hydraulic Conductivity of Saturated Porous Materials Using a Flexible Wall Permeameter*. O equipamento utilizado para o ensaio foi o permeâmetro de parede flexível Tri-Flex 2, *ELE Soil Testing* (Figura 10), que possui um sistema de ar comprimido para aplicar tensões de confinamento e gradientes de pressões pré-determinados, controladas através de seu painel com válvulas reguladoras. Além de buretas de modo a monitorar o volume de água a ser percolado no corpo de prova.

Figura 10 – Permeâmetro de parede flexível Tri-Flex 2, *ELE Soil Testing*



Calculou-se o coeficiente de permeabilidade à água por meio do Método A – Carga constante, D5084 (ASTM, 2016a), aplicada para permeabilidade de amostras saturadas segundo a Equação 2.

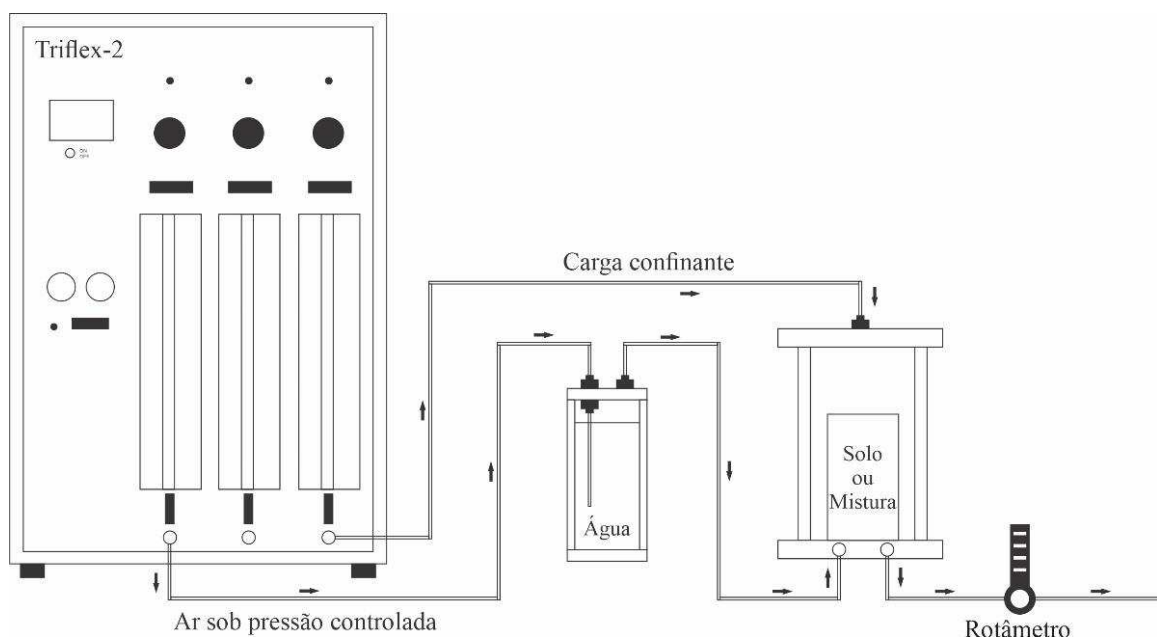
$$k_w = \frac{V \times L}{P_B \times A \times t} \quad (2)$$

Em que k_w é o coeficiente de permeabilidade à água do solo ($m.s^{-1}$); V é o volume do fluido do instante t_1 para t_2 (cm^3); L é o comprimento do corpo de prova (cm); P_B é a diferença de pressão entre a base e o topo (psi); A é a área da amostra (cm^2) e t é o tempo entre as leituras de t_1 para t_2 (s).

3.2.3 Ensaio de permeabilidade ao ar

A permeabilidade ao ar é a propriedade de um meio poroso que avalia a facilidade em que um gás passa por uma determinada espessura de solo por meio dos seus vazios. Destaca-se que o baixo índice de vazios é encontrado em solos compactados conforme Gonçalves *et al.* (2017). Os testes de permeabilidade ao gás do solo podem ser realizados em equipamentos como o permeâmetro de parede flexível ou Triflex-2, de acordo com a metodologia de teste padrão ASTM D6539 (ASTM, 2006) e com algumas adaptações mostradas na Figura 11.

Figura 11 – Esquemática do ensaio de permeabilidade ao ar no equipamento Triflex-2



Como o controle da umidade do corpo de prova de solo ou de mistura de solo e composto orgânico é um fator que influencia o valor do coeficiente de permeabilidade ao ar, notou-se a necessidade de acoplar um umidificador ao sistema antes que o ar sob pressão percolasse o corpo de prova, a fim de não ocorrer alterações no conteúdo de água presente na amostra.

Para considerar que as pressões internas em camadas de cobertura em aterros sanitários, que variam entre 10 e 40 kPa segundo Rajesh e Viswanadham (2011), procurou utilizar esse intervalo de pressões para realização dos ensaios de permeabilidade ao ar, somente excedendo esse intervalo em caso de inexistência de fluxo.

Os rotômetros, que são equipamentos utilizados para leitura de fluxo de ar, são apresentados na Figura 12, em ordem crescente de faixa de aferição, com capacidade leitura de 0 até 300 NL.h⁻¹.

Figura 12 – Rotômetros utilizados



Para determinar a permeabilidade ao ar de um material poroso, calcula-se primeiro o coeficiente de permeabilidade ao ar intrínseco, conforme a Equação 3, de maneira a considerar o efeito da compressibilidade do ar, segundo Ignatius (1999).

$$k_{ai} = \frac{2 \times \mu \times L \times P_S \times Q_S}{A \times (P_E^2 - P_S^2)} \quad (3)$$

Em que k_{ai} é o coeficiente de permeabilidade ao ar intrínseco (m²); μ é o coeficiente de viscosidade do ar (Pa.s); L é o comprimento do corpo de prova (m); Q_S é vazão de saída ou fluxo de ar através da área A , medida na saída do fluxo sob pressão P_S (m³.s⁻¹); A é a área da seção transversal do corpo de prova (m²); P_E é a pressão absoluta de entrada da ar no ensaio (Pa); P_S é a pressão absoluta de saída do ar no ensaio (Pa).

Por seguinte, o coeficiente permeabilidade ao ar (k_a) foi calculado a partir do valor do coeficiente de permeabilidade ao ar intrínseco (k_{ai}) conforme Equação 4.

$$k_a = \frac{k_{ai} \times \rho \times g}{\mu} \quad (4)$$

Em que k_a é o coeficiente de permeabilidade ao ar ($\text{m}\cdot\text{s}^{-1}$); k_{ai} é o coeficiente de permeabilidade ao ar intrínseco (m^2); ρ é a densidade do ar atmosférico ($\text{kg}\cdot\text{m}^{-3}$); g é a aceleração da gravidade ($\text{m}^2\cdot\text{s}^{-1}$); e μ é o coeficiente de viscosidade do ar ($\text{Pa}\cdot\text{s}$).

A viscosidade dinâmica do ar atmosférico adotada foi de $1,84 \times 10^{-5}$ Pa.s a 25°C , obtido por interpolação de Fredlund e Rahardjo (1993). Os valores da densidade do ar e da pressão atmosférica adotados foram de $1,18 \text{ kg}\cdot\text{m}^{-3}$ e $101,7 \text{ kPa}$, respectivamente, de acordo com o INPE (Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais) para a cidade de Campina Grande-PB, onde foram realizados os ensaios em laboratório. A aceleração da gravidade (g) foi considerada no valor de $9,81 \text{ m}\cdot\text{s}^{-2}$. Os coeficientes de permeabilidade ao ar adotados foram calculados a partir das médias aritméticas dos coeficientes obtidos em cada intervalo de leitura.

3.2.4 Planejamento fatorial

Além dos ensaios de permeabilidade ao ar para os cinco materiais (o solo, o composto orgânico e as três misturas de solo e composto orgânico) moldados na umidade ótima, as misturas de solo e composto orgânico seguiram um planejamento fatorial, visando a obtenção dos efeitos do percentual de adição do composto orgânico ao solo, do grau de compactação e do grau de saturação no coeficiente de permeabilidade ao ar nessas misturas.

Para o delineamento composto central (DCC), as variáveis independentes escolhidas foram o percentual de composto orgânico, grau de compactação e grau de saturação. A permeabilidade ao ar foi definida como variável dependente ou resposta, de forma a fornecer respostas quanto aos melhores valores de cada variável independente.

Os limites inferiores e superiores utilizados no planejamento fatorial foram baseado em Khoshand e Fall (2016) para o percentual de composto orgânico; em Cabral, Moreira e Jugnia (2010) para o grau de saturação; e para o grau de compactação foram respeitadas as restrições de compactação de cada material e as condições de moldagem para ensaio no permeâmetro de parede flexível.

O número (n) de ensaios de permeabilidade ao ar do planejamento fatorial foi definido pela Equação 5.

$$n = 2^k + P_c \quad (5)$$

Em que k é o número de fatores independentes e P_c é o número de pontos centrais. Assim, com base nas variáveis independentes adotadas para esse estudo (o percentual de composto orgânico, o grau de saturação e o grau de compactação). Este DCC tem três fatores (2^3) com 3 pontos centrais, obtendo 11 respostas de permeabilidades ao ar como apresentado na Tabela 1.

Tabela 1 – Condições experimentais do DCC para obtenção do k_a

Ensaio	Composto orgânico (%)	GC (%)	GS (%)	k_a (m.s ⁻¹)
1	-1	-1	-1	Resultado 1
2	+1	-1	-1	Resultado 2
3	-1	+1	-1	Resultado 3
4	+1	+1	-1	Resultado 4
5	-1	-1	+1	Resultado 5
6	+1	-1	+1	Resultado 6
7	-1	+1	+1	Resultado 7
8	+1	+1	+1	Resultado 8
9 (C)	0	0	0	Resultado 9
10 (C)	0	0	0	Resultado 10
11 (C)	0	0	0	Resultado 11

Legenda: (C) = pontos centrais

Com as variáveis para o DCC definidas foi possível definir os níveis propostos. Neste planejamento cada variável foi estudada em 3 níveis diferentes, que foram normalizados entre -1 (limite inferior) e +1 (limite superior), delimitando faixas experimentais. O ponto central (0) corresponde ao valor intermediário entre os limites inferior e superior. Assim, a matriz de planejamento, bem como os fatores e os níveis adotados para o DCC constam na Tabela 2.

Tabela 2 – Matriz de planejamento para o DCC

Variável	Nível		
	-1	0	+1
Composto orgânico (%)	25	50	75
Grau de saturação (%)	60	70	80
Grau de compactação (%)	96	98	100

Os corpos de provas das misturas de solo e composto orgânico para os ensaios de permeabilidade ao ar do planejamento fatorial foram moldados, identificados e empacotados para controle do grau de saturação conforme mostrado na Figura 13, em que se aplicou um vácuo no saco zíper para que evitar a perda de umidade.

Figura 13 – Corpos de prova das misturas de solo e composto orgânico



Após aquisição de todos os resultados dos ensaios de permeabilidade ao ar em misturas de solo e composto orgânico do planejamento fatorial, os dados foram processados com o auxílio do *software* STATISTACA 12.0.

3.2.5 Ensaio de sucção

As propriedades do solo em condição não saturada foram estudadas por meio do ensaio de sucção por meio do método do papel filtro, seguindo as metodologias da D5298 (ASTM, 2010), Santos (2015) e Marinho e Oliveira (2006).

Foram realizados ensaios de sucção pelo método do papel filtro com o solo, o composto orgânico puro e as misturas solo e composto orgânico (Figura 14), pois a partir da realização

deste ensaio foi possível observar os valores da sucção ao longo do processo de secagem das amostras.

Figura 14 – Ensaio de sucção pelo método do papel filtro para os cinco materiais



O período mínimo de equilíbrio aderido foi de 7 dias após embalar, como Marinho (1995) indica. O papel filtro Whatman nº 42 utilizado admite valores de sucção de zero até 29 MPa. As Equações 6 e 7 propostas por Chandler *et al.* (1992) foram utilizadas para calibração com esse papel filtro.

$$\log \psi = 4,84 - 0,0622 \times w, \text{ se } w \leq 47\% \quad (6)$$

$$\log \psi = 6,05 - 2,48 \times \log w, \text{ se } w > 47\% \quad (7)$$

Em que ψ é a sucção matricial em quilopascal (kPa) e w é a umidade gravimétrica do papel filtro em porcentagem (%).

Após processamento dos dados e resultados obtidos nos ensaios de sucção, foi utilizada Equação 8, que expressa o modelo de ajuste de Van Genuchten (1980) para o cálculo da umidade volumétrica em função da sucção.

$$\theta = \theta_{res} + \frac{\theta_{sat} - \theta_{res}}{[1 + (\alpha\psi)^n]^m} \quad (8)$$

O modelo de ajuste de Van Genuchten (1980) também pode ser expresso de acordo com a Saturação Efetiva (S_e), como descrito na Equação 9.

$$S_e = \frac{\theta - \theta_{res}}{\theta_{sat} - \theta_{res}} \quad (9)$$

Em que S_e é o coeficiente de saturação efetiva (adimensional), θ é a umidade volumétrica (%), θ_{res} é a umidade volumétrica residual (%), θ_{sat} é a umidade volumétrica de saturação (%), ψ é a sucção matricial (kPa), α é o parâmetro de ajuste do modelo relacionado a sucção de entrada de ar, n e m são os parâmetros de ajuste do modelo relacionados à inclinação da curva. Os três parâmetros de foram obtidos por meio de iterações com o auxílio do suplemento Solver do Microsoft Excel.

3.2.6 Estimativa de permeabilidade à água e ao ar

Para previsão das permeabilidades aplicou-se o modelo de Van Genuchten-Mualem, descrito em Zhang, Wang e Chen (2020) e foram determinadas as funções de permeabilidade à água conforme Equação 10 e de permeabilidade ao ar conforme Equação 11.

$$\frac{k_w}{k_{wmáx}} = S_e^\lambda \left[1 - \left(1 - S_e^{\frac{1}{m}} \right)^m \right]^2 \quad (10)$$

Em que k_w é o coeficiente de permeabilidade não saturada do meio poroso à água (m.s^{-1}), $k_{wmáx}$ é o coeficiente de permeabilidade de permeabilidade à água máximo (m.s^{-1}), S_e é o coeficiente de saturação efetiva obtido pela Equação 7, λ é o parâmetro que representa a tortuosidade do meio poroso, adotado como igual a 0,5 e m é o parâmetro de ajuste do modelo de Van Genuchten (1980) obtido pela Equação 8.

$$\frac{k_a}{k_{amáx}} = (1 - S_e)^\lambda \left(1 - S_e^{\frac{1}{m}} \right)^{2m} \quad (11)$$

Em que k_a é o coeficiente de permeabilidade ao ar ($m.s^{-1}$); $k_{am\acute{a}x}$ é o coeficiente de permeabilidade ao ar máxima ($m.s^{-1}$); S_e é o coeficiente de saturação efetiva obtido pela Equação 7, λ é o parâmetro que representa a tortuosidade do meio poroso, adotado como igual a 0,5 e m é o parâmetro de ajuste do modelo de Van Genuchten (1980) obtido pela Equação 8. O valor adotado para o parâmetro λ foi de 0,5 por ser o valor empírico encontrado por Mualem (1976) e também adotado para vários tipos de solos, como em Maciel (2003) e Zhang, Wang e Chen (2020).

Análises em relação aos valores de sucção de entrada de ar, saturação residual e quantidade de água disponível para plantas foram realizadas por meio da identificação de tais valores na curva de retenção de água dos materiais estudados. Por último, foi feita uma análise das funções de permeabilidade à água e ao ar em função da umidade volumétrica, umidade gravimétrica e grau de saturação para a mistura solo e composto orgânico mais adequada para camada de cobertura de aterro sanitário.

4 RESULTADOS E DISCUSSÃO

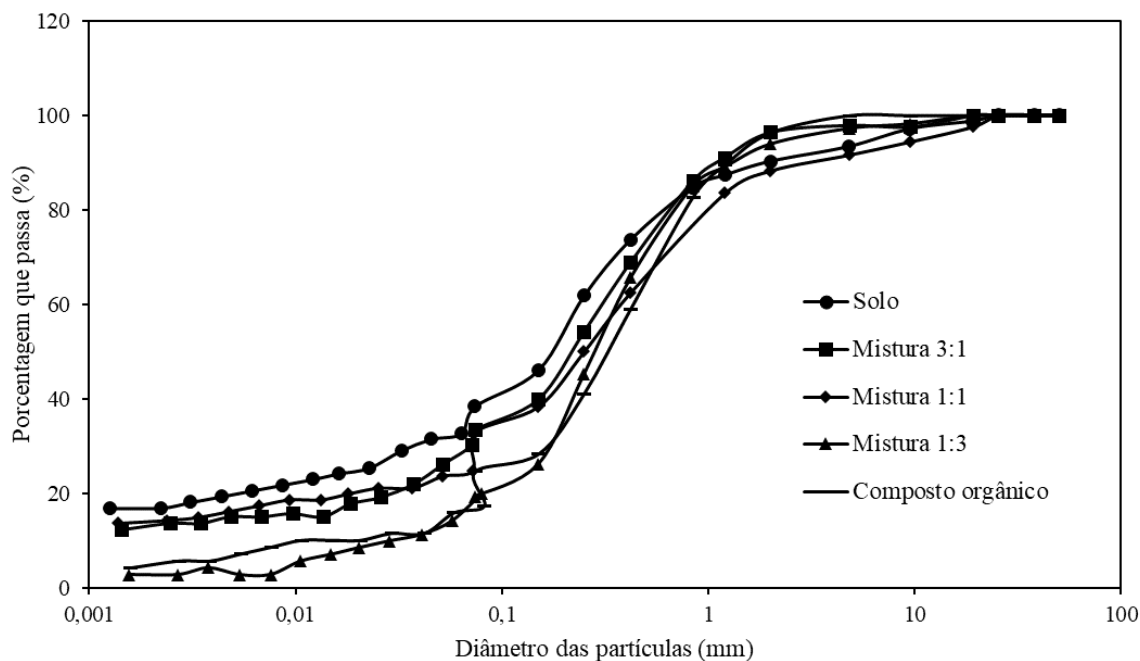
Neste item são analisados todos os resultados obtidos na pesquisa, incluindo características geotécnicas dos materiais, como granulometria, limites de consistência, os resultados dos ensaios de compactação, ensaios de sucção, ensaios de permeabilidade à água e ao ar moldados em umidade ótima e resultados do planejamento fatorial, de acordo com o descrito na metodologia. Com isso, será possível verificar a influência da adição do composto orgânico ao solo da cobertura do ASCG de forma a determinar correlações entre os aspectos estudados e as propriedades dos materiais, bem como realizar estimativa de fluxo não saturado ao ar e a água por meio da curva de retenção de água.

4.1 Caracterização geotécnica dos materiais

Neste item estão apresentados os resultados relacionados à caracterização geotécnica do solo, do composto orgânico puro e das misturas de solo e composto orgânico. A Figura 15 mostra as curvas de distribuição granulométrica do solo, do composto orgânico puro e das três misturas de solo e composto orgânico. Graficamente, nota-se que a grande diferença se deu na quantidade de finos, que reduziu com adição de composto orgânico ao solo. Isso ocorreu devido

ao composto orgânico puro possuir uma pequena fração de finos, e este composto quando misturado ao solo, ocasiona uma diminuição na proporcionalidade de finos em relação ao todo.

Figura 15 – Curvas granulométricas dos materiais



Destaca-se que a principal mudança na granulometria dos materiais, com o aumento do percentual de composto orgânico, foi a redução da fração de finos. Por outro lado, as curvas granulométricas apresentam uma similaridade entre seus valores nas demais porcentagens de passante. Curvas granulométricas bem semelhantes entre si também foram observadas nos estudos de Lira (2018) e Santos (2019) que também trabalharam com misturas de solo e composto orgânico focando aplicação em camada de cobertura de aterros sanitários.

A Tabela 3 mostra os resultados obtidos do ensaio de granulometria a partir da distribuição granulométrica dos materiais em forma de um resumo da fração granulométrica em porcentagens, os coeficientes de uniformidade (C_u) e de curvatura (C_c) relacionados à distribuição das dimensões dos grãos dos materiais.

Tabela 3 – Distribuição granulométrica dos materiais

Resumo da Granulometria	Solo	Mistura 3:1	Mistura 1:1	Mistura 1:3	Composto orgânico
Argila	20%	16%	16%	5%	7%
Silte	18%	10%	18%	15%	9%
Areia Fina	36%	32%	36%	48%	33%
Areia Média	16%	24%	27%	26%	38%
Areia Grossa	4%	4%	1%	3%	4%
Pedregulho	6%	8%	2%	3%	0%
# < 0,075 mm	34%	31%	25%	19%	19%
C _u	-	-	-	10,86	45,00
C _c	-	-	-	0,0003	0,0007

É verificado que há uma redução na porcentagem de partículas finas, com diâmetros menores que 0,075 mm. Além disso, observa-se um aumento no percentual de areia média com aumento do percentual composto orgânico nas misturas. Lira (2017) também constatou que a adição do composto orgânico acarreta em um maior percentual de areia na granulometria das misturas de solo e composto orgânico com o aumento da fração do composto.

Todos os materiais apresentam distribuição granulométrica entre 0,0015 até 20 mm. De maneira geral, à medida que ocorre a adição de composto orgânico ao solo, observa-se que as misturas de solo e composto orgânico podem apresentar granulometria mais próximas do solo ou do composto orgânico puro conforme a proporção dos materiais que a compõem. A mistura 1:3 possui frações granulométricas similares aos percentuais do composto orgânico puro, assim como a mistura 3:1 apresenta valores próximos as parcelas dos grãos no solo.

Da curva granulométrica do composto orgânico, percebe-se que há um percentual de finos, # < 0,075 mm, de apenas 19%. De acordo com o Sistema Unificado de Classificação dos Solos (SUCS), o composto orgânico possui uma curva granulométrica descontínua ($C_c < 1$) e grãos desuniformes ($C_u > 15$), o que já é esperado devido ao próprio processo de compostagem, visto que a moagem faz com que as partículas apresentem diâmetros descontínuos e o processo de biodegradação ocorre de forma variada de acordo o componente orgânico do material, resultando em partículas desuniformes.

É notado que a adição do composto orgânico influenciou nas frações de finos e de areia do solo. Para a utilização como camada oxidativa de metano em aterros sanitários,

Warmadewanthi *et al.* (2021) utilizaram um material com 32,34% de silte e apenas 13,54% de argila, com foco em permitir um fluxo de gás controlado, o que é favorável à atividade de bactérias metanotróficas considerando uma espessura suficiente para reter e oxidar o metano presente no biogás. A CETESB (1993) e a USEPA (2004) exigem que o percentual de passante na peneira de 0,0075 mm seja maior que 30%, e a USEPA (2004) ainda limita esse percentual até 50%. Assim, dentre as misturas de solo e composto orgânico, a mistura 3:1 com 31% de material fino, se enquadra dentro das exigências para aplicação em camada de cobertura final de aterro sanitário quanto a esse parâmetro.

4.2.5 Limites de consistência

Os índices de consistência do material para camada de cobertura convencional de aterro sanitário são parâmetros normatizados na literatura. A Tabela 4 mostra os resultados dos ensaios de determinação dos limites de consistência dos materiais estudadas, como o Limite de Liquidez (LL), Limite de Plasticidade (LP), Índice de Plasticidade (IP) e a classificação de cada material conforme o SUCS.

Tabela 4 – Limites de consistência dos materiais e classificação SUCS

Material	LL (%)	LP (%)	IP (%)	Classificação SUCS
Solo	27	23	4	SM
Mistura 3:1	30	22	8	SC
Mistura 1:1	34	NP	-	SM
Mistura 1:3	42	NP	-	SM
Composto orgânico	NL	NP	-	SM

A partir dos resultados apresentados acima, percebe-se um acréscimo nos valores do LL e do IP à medida que o percentual de composto orgânico aumenta, visto que a fração orgânica é capaz de reter uma quantidade maior de água. No entanto, a partir de 50% de composto orgânico, as misturas se apresentam como não plásticas (NP), justamente por não possuírem material coesivo em sua composição. Comportamento similar a esse foi observado nos valores dos limites de consistência de Atterberg nos estudos de Gomes (2020), Santos (2019) e Khoshand e Fall (2014) ao verificar tais características de misturas de solo e composto orgânico.

Como há uma parte considerável de areia no composto orgânico utilizado nas misturas

com o solo, o valor do limite de liquidez e de plasticidade dessas misturas não foram possíveis de serem determinados a partir de 50% de composto orgânico. Sari, Ridwan e Putry (2020) também notaram a perda de plasticidade ao estudar a adição de composto orgânico ao solo com intuito de utilização dessa mistura como material alternativo para camada de cobertura de aterro sanitário.

Conforme o SUCS, o solo e o composto orgânico foram classificados como areias siltosas (SM), as misturas seguiram a mesma classificação que os materiais que as originaram, com exceção da mistura 3:1, que foi classificada como areia argilosa (SC), tal classificação pode ser atribuída as características do solo, visto que o solo ficou entre uma areia siltosa e uma areia argilosa, sendo definido como areia siltosa na carta de plasticidade. Logo, como a mistura 3:1, contém mais solo que composto orgânico, já era esperado que essa mistura apresentasse mais características do solo.

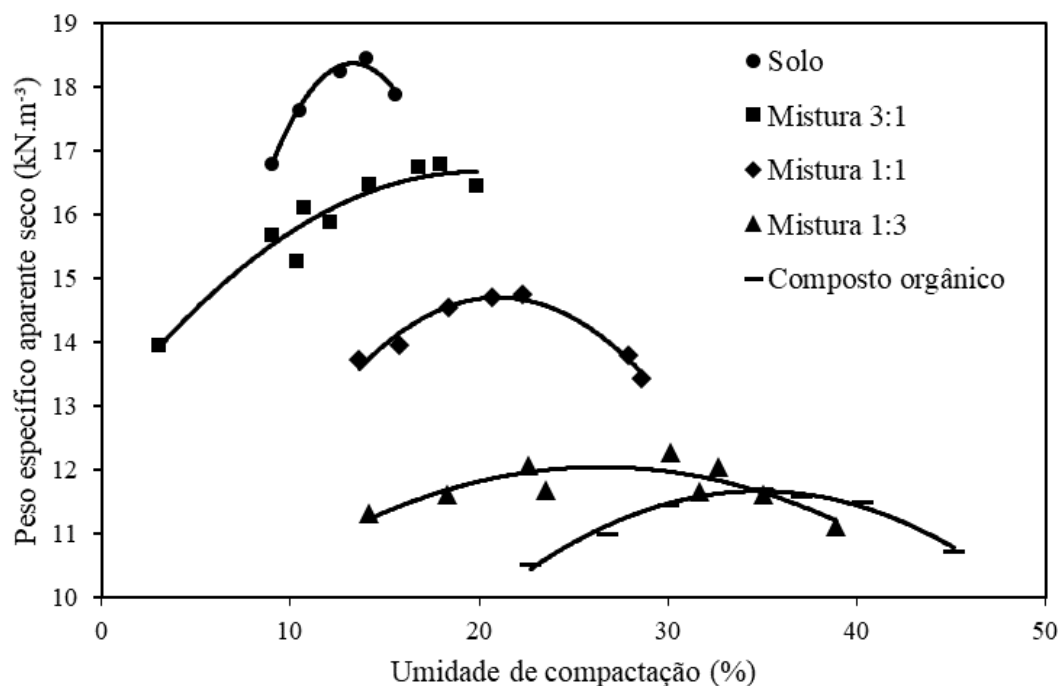
Observa-se também que o composto orgânico e as misturas 1:1 e 1:3 não apresentaram plasticidade, ou seja, apresentaram-se como materiais não plásticos (NP), corroborando com Gomes (2020), Santos (2019) e Khoshand e Fall (2014), que constataram a perda de plasticidade em misturas de solo e composto orgânico com o aumento do percentual de composto orgânico, e justificada devido à natureza não plástica da matéria orgânica. Além disso, o composto orgânico puro se mostrou não líquido (NL).

Quanto ao índice de plasticidade, a mistura 3:1 apresentou IP igual a 8% e foi a única mistura que se enquadrou na faixa de recomendação da USEPA (2004), que preconiza que o IP deve estar entre 7 e 15% para aplicação em camada de cobertura de aterro sanitário.

4.2.6 Compactação

A compactação do material da camada de cobertura em aterros sanitários é um dos fatores que influenciam na permeabilidade à água e ao ar através do meio poroso do solo (GONDIM, 2020). Para Lima e Pinto Junior (2020), a compactação do solo atua como limitador na emissão de gases. A Figura 16 apresenta as curvas de compactação referentes às amostras dos materiais estudadas. A compactação excessiva do solo da camada de cobertura não permite que nutrientes e umidade sejam transportados de um ponto a outro da camada, o que dificulta o processo de oxidação do metano.

Figura 16 – Curvas de compactação dos materiais



A partir das curvas de compactação foram extraídos os valores dos pesos específicos aparente seco máximo e a umidade ótima de cada material, como mostrado na Tabela 5.

Tabela 5 – Pesos específicos aparente seco máximo e a umidade ótima dos materiais

Material	Pesos específicos aparente seco	
	máximo (kN.m ⁻³)	Umidade ótima (%)
Solo	18,70	13,30
Mistura 3:1	17,10	17,00
Mistura 1:1	15,10	22,00
Mistura 1:3	12,20	27,50
Composto orgânico	11,90	34,93

Ao analisar as curvas de compactação dos materiais e os valores da Tabela 5, observa-se que à medida que o percentual de composto orgânico aumenta na mistura, o peso específico aparente seco máximo diminui, bem como nota-se um aumento na umidade ótima para cada material. Koshand e Fall (2016) e Santos (2019) também constataram esse mesmo comportamento em misturas de solo e composto orgânico ao estudar a compactação. Isso acontece porque o peso específico aparente seco máximo do composto orgânico (11,80 kN.m⁻³

³) é menor que o do solo ($18,40 \text{ kN.m}^{-3}$), assim quando se mistura o solo e o composto orgânico, obtém-se valores nesse intervalo de peso específico aparente seco máximo.

O menor valor do peso específico aparente seco máximo tem relação com o menor valor do peso específico dos grãos. De acordo com Pham *et al.* (2020), a massa específica dos grãos está relacionada à densidade dos minerais, logo se a massa específica dos grãos for maior, o material tem maior resistência ao cisalhamento. Logo, a redução do peso específico indica uma perda de resistência do solo com a adição de composto orgânico.

O composto orgânico tem peso específico dos grãos de $21,97 \text{ kN.m}^{-3}$ e o solo tem $26,59 \text{ kN.m}^{-3}$. As misturas 3:1, 1:1 e 3:1 apresentaram os valores de peso específico dos grãos de $24,53$, $24,03$ e $22,86 \text{ kN.m}^{-3}$, respectivamente. Santos (2019) afirma que materiais para camadas de cobertura final de aterro sanitário com menores pesos específicos dos grãos, resultam em solos mais porosos, o que auxilia no maior fluxo de gás através da camada cobertura.

Deve-se levar em consideração que existe uma faixa de trabalho ideal para esse peso específico, entre $17,80$ e $19,50 \text{ kN.m}^{-3}$ (MARIANO, 2008). Valores muito acima ou abaixo desse intervalo não são viáveis para aplicação em camada de cobertura de aterros sanitários devido a afetar a estabilidade do maciço sanitário, assim como pode afetar o processo de oxidação de metano no que tange a umidade do material da camada de cobertura de aterros sanitários.

4.1.3 Permeabilidade à água

Os resultados dos ensaios de permeabilidade à água em permeâmetro de parede flexível referentes a cada material moldado na umidade ótima são mostrados na Tabela 6, assim como os índices de vazios (e) relacionados.

Tabela 6 – Resultados dos ensaios de permeabilidade à água

Material	W_i (%)	e	k_w (m.s^{-1})
Solo	13,30	0,449	$2,24 \times 10^{-7}$
Mistura 3:1	17,00	0,476	$5,34 \times 10^{-7}$
Mistura 1:1	22,00	0,629	$1,85 \times 10^{-7}$
Mistura 1:3	27,50	0,902	$4,86 \times 10^{-6}$
Composto orgânico	34,93	0,882	$1,85 \times 10^{-5}$

Verifica-se que o coeficiente de permeabilidade a água se apresenta de forma variada, porém a sua ordem de grandeza para o solo, as misturas 3:1 e 1:1 permanece constante. Por outro lado, quando há um acréscimo de composto orgânico de 50 para 100%, como é o caso da mistura 1:1 até o composto orgânico puro, observa-se uma variação considerável na ordem de grandeza do coeficiente de permeabilidade à água, indo de 10^{-7} para 10^{-5} m.s^{-1} , o que permite uma maior permeabilidade à água no meio poroso.

Gomes (2020), que estudou misturas de solo com composto orgânico para aplicação como biocobertura em aterros sanitários, constatou, no entanto, que mesmo com o aumento do índice de vazios, o acréscimo de composto orgânico acarretou na diminuição da permeabilidade à água, assim como observado para a mistura 1:1. Essa pequena redução do k_w pode ter relação com o acréscimo de partículas angulares ao solo, como o esterco bovino e os pedaços de folhas, que fazem parte do composto orgânico utilizado, e proporciona um meio mais tortuoso para percolação da água.

A NBR 13896 (ABNT, 1997) determina que o coeficiente de permeabilidade à água para o solo de aterro sanitário deve ser menor ou igual a $5 \times 10^{-7} \text{ m.s}^{-1}$. Então, a partir dos dados de permeabilidade à água da Tabela 6, os únicos materiais estudados que atendem a esse critério da norma são o solo e mistura 1:1, com coeficientes de permeabilidade à água iguais a $2,24 \times 10^{-7}$ e $1,85 \times 10^{-7} \text{ m.s}^{-1}$, respectivamente. Vale ressaltar que a adição de composto orgânico da mistura 3:1 contribuiu para que o k_w aumentasse de valor ($5,34 \times 10^{-7} \text{ m.s}^{-1}$) em relação ao k_w do solo, no entanto ainda ficou próximo do valor estabelecido pela norma, e dentro do valor permitido pela USEPA (2004), menor ou igual a 10^{-7} m.s^{-1} .

4.1.4 Permeabilidade ao ar

As coberturas oxidativas de metano em locais de deposição de RSU precisam garantir faixas de permeabilidade ao ar necessárias para um fluxo controlado, que permita a oxidação do CH_4 durante toda a vida útil da obra. A Tabela 7 apresenta os valores dos coeficientes de permeabilidade ao ar intrínseco (k_{ai}) e o coeficiente de permeabilidade ao ar (k_a), obtidos a partir do ensaio de permeabilidade ao ar para cada material moldado em umidade ótima, assim como o índice de vazios (e), a porosidade total (n), a porosidade aerada (θ_a) e o grau de saturação (GS) para cada caso.

Tabela 7 – Resultados dos ensaios de permeabilidade ao ar

Material	W (%)	e	θ_a (%)	GS (%)	k_{ai} (m ²)	k_a (m.s ⁻¹)
Solo	13,30	0,449	17,70	80,24	$1,05 \times 10^{-15}$	$6,64 \times 10^{-10}$
Mistura 3:1	17,00	0,476	15,27	89,55	$5,01 \times 10^{-15}$	$3,20 \times 10^{-9}$
Mistura 1:1	22,00	0,629	16,62	86,02	$6,29 \times 10^{-14}$	$4,00 \times 10^{-8}$
Mistura 1:3	27,50	0,902	19,94	71,31	$3,47 \times 10^{-14}$	$2,22 \times 10^{-8}$
Composto orgânico	34,93	0,882	11,95	88,68	$1,40 \times 10^{-13}$	$8,89 \times 10^{-8}$

O coeficiente de permeabilidade ao ar (k_a) aumentou com o acréscimo de composto orgânico, de $6,64 \times 10^{-10}$ a $4,00 \times 10^{-8}$ m.s⁻¹, do solo puro para a mistura 1:1. Na mistura 1:3 ocorreu uma pequena redução do k_a ($2,22 \times 10^{-8}$ m.s⁻¹) em relação a mistura 1:1, porém para o composto foi de $8,89 \times 10^{-8}$ m.s⁻¹, o que mostra um aumento quando comparado com os outros materiais. Almeida *et al.* (2017) também obtiveram valores de k_a na ordem de 10^{-8} m.s⁻¹ ao realizarem ensaios de permeabilidade ao ar com mistura de solo e composto orgânico.

Nota-se que os ensaios de permeabilidade ao ar foram realizados com grau de saturação variando de 80,24% para o solo a 89,55% para mistura 3:1, e reduziu até 71,31% para a mistura 1:3. O que indica uma redução no grau de saturação de 18,24%, com um aumento de 25 para 75% no percentual de composto orgânico, quando moldado em umidade ótima. Esses valores de saturação estão bem acima ou bem abaixo do valor do GS de 80% para solos moldados em umidade ótima descrito por Araujo (2017). Nesse sentido, a ordem de grandeza do k_a aumentou de 10^{-10} para 10^{-8} m.s⁻¹ do solo à mistura 1:1, mesmo com um aumento no GS devido a adição de composto orgânico, e a explicação para isso está no fato da permeabilidade ao ar depender também de outros fatores como o índice de vazios e porosidade aerada do material.

O menor valor de porosidade aerada (θ_a) foi observado no composto orgânico puro, com 11,95%, visto que é o material que mais precisa de água na moldagem, logo é o material que tem os poros preenchidos com uma grande quantidade de água, o que justifica um valor de θ_a tão baixo. No entanto, mesmo com um valor mais alto de umidade de moldagem, a mistura 1:3 foi o material com maior porosidade aerada, igual a 19,95%. Tal fenômeno pode estar relacionado com a estrutura porosa da mistura de solo e composto orgânico, bem como o valor do índice de vazios dessa mistura.

Para aumentar o potencial de oxidação do metano, o material deve ter uma alta porosidade, proporcionando um melhor fluxo de gás e permitindo uma melhor interação do gás

com as bactérias metanotróficas (WANG *et al.*, 2021b), o que proporciona uma mais alta taxa de oxidação de metano.

Ao verificar o comportamento da θ_a de misturas de solo e composto orgânico, Ahoughalandari, Cabral e Leroueil (2018) constataram que 16% é o valor da porosidade aerada em que o coeficiente de permeabilidade ao ar começa a cair abruptamente, e que com porosidade aerada abaixo de 5%, a determinação da permeabilidade ao ar é bem dificultada. Assim, os materiais que ficaram acima da porosidade aerada de 16% foram o solo, a mistura 1:1 e 1:3, bem como foram os materiais que não apresentaram dificuldade na aferição e estabilização do fluxo de ar durante o ensaio de permeabilidade ao ar para os valores de pressão indicados por Rajesh e Viswanadham (2011).

Huber-Humer *et al.* (2008) investigaram a permeabilidade intrínseca ao ar de camadas de oxidação do metano em laboratório e indicam que a permeabilidade intrínseca ao ar do material não seja inferior a $5 \times 10^{-13} \text{ m}^2$. Logo, para os materiais moldados na umidade ótima, nenhum material atende ao valor exigido. No entanto, ao considerar somente a ordem de grandeza, o composto orgânico com k_{ai} igual a $1,40 \times 10^{-13} \text{ m}^2$ atende a indicação dos autores.

No Quadro 4 estão os parâmetros para camada de cobertura final de aterro sanitário, os valores para cada material e os valores permissíveis para cada um dos parâmetros, conforme a literatura ou normas indicadas, considerando os valores limites para camada de cobertura final convencional de solo compactado e para camada oxidativa de metano.

Ao analisar os cinco materiais com foco na aplicação como cobertura final de aterro sanitário, considerando as limitações dos parâmetros de uma camada de cobertura convencional e os aspectos de uma camada de cobertura oxidativa de metano, o material que mais se enquadrou nos valores dos parâmetros considerados foi a mistura 3:1, com exceção do coeficiente de permeabilidade à água, que ficou bem próximo do exigido pela NBR 13896 (ABNT,1997).

O coeficiente de permeabilidade intrínseca ao ar ficou bem distante do recomendado por Huber-Humer *et al.* (2008), no entanto o valor de k_{ai} recomendado pode ser atingido com a redução do grau de saturação da mistura, visto que com a redução da presença de água ocupando os vazios da mistura, ocorre o aumentando dos espaços ocupados por ar e conseqüentemente, o aumento da porosidade aerada, chegando em valores que permitem o fluxo de biogás. Também há como atingir o valor de k_{ai} desejado com a redução do grau de compactação da mistura em campo, visto que os ensaios foram realizados no grau de compactação máximo.

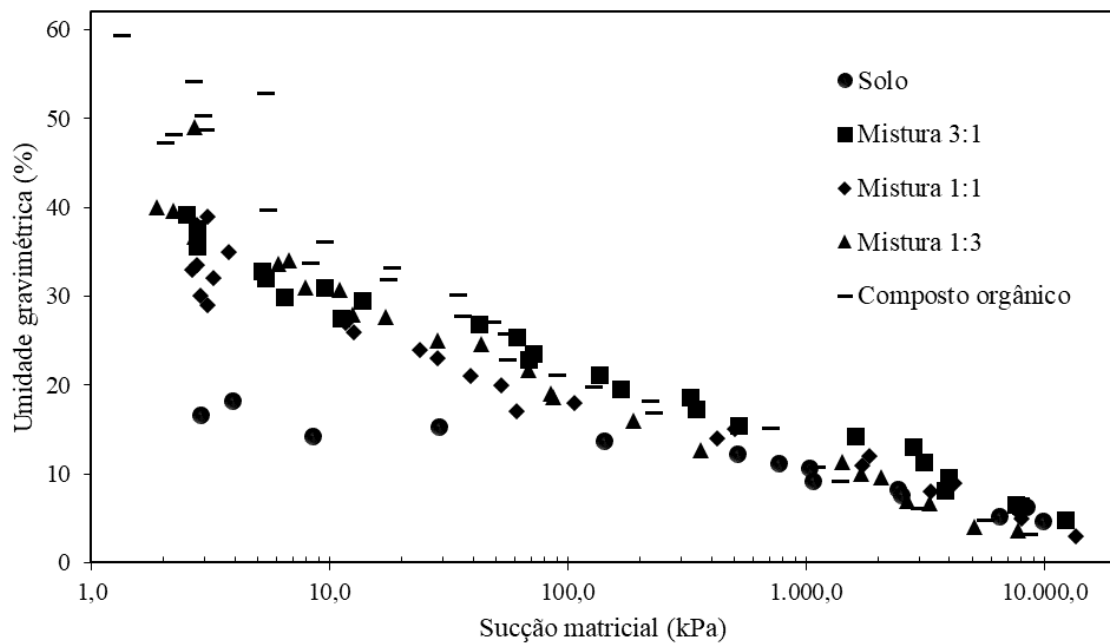
Quadro 4 – Parâmetros para cobertura final de aterro sanitário

Parâmetro	Solo	Mistura 3:1	Mistura 1:1	Mistura 1:3	Composto orgânico	Valor permissível
k_w (m.s ⁻¹)	$2,24 \times 10^{-7}$	$5,34 \times 10^{-7}$	$1,85 \times 10^{-7}$	$4,86 \times 10^{-6}$	$1,85 \times 10^{-5}$	$\leq 10^{-7}$ m.s ⁻¹ (USEPA, 2004) $\leq 10^{-8}$ m.s ⁻¹ , NBR 13896 (ABNT, 1997)
k_{ai} (m ²)	$1,05 \times 10^{-15}$	$5,01 \times 10^{-15}$	$6,29 \times 10^{-14}$	$3,47 \times 10^{-14}$	$1,40 \times 10^{-13}$	$\geq 5 \times 10^{-13}$ m ² (HUBER-HUMER <i>et al.</i> , 2008)
Peso específico (kN.m ⁻³)	18,70	17,10	15,10	12,20	11,90	$\geq 14,50$ kN.m ⁻³ (KABIR; TAHA, 2004) Entre 17,80 e 19,50 kN.m ⁻³ (MARIANO, 2008)
Limite de liquidez	27%	30%	34%	42%	NL	$\geq 30\%$ (CETESB, 1993)
Índice de Plasticidade	4%	8%	-	-	-	Entre 7% e 15% (USEPA, 2004)
Material passante na #0,074 mm (Nº 200)	34%	31%	25%	19%	19%	$\geq 30\%$ (CETESB, 1993) Entre 30 a 50% (USEPA, 2004)
Classificação SUCS	SM	SC	SM	SM	SM	CL, CH, SC ou OH (CETESB, 1993)

4.2 Curvas de retenção de água

Os resultados do ensaio de sucção pelo método do papel filtro estão distribuídos de acordo com a umidade gravimétrica correspondendo a cada sucção matricial na Figura 17.

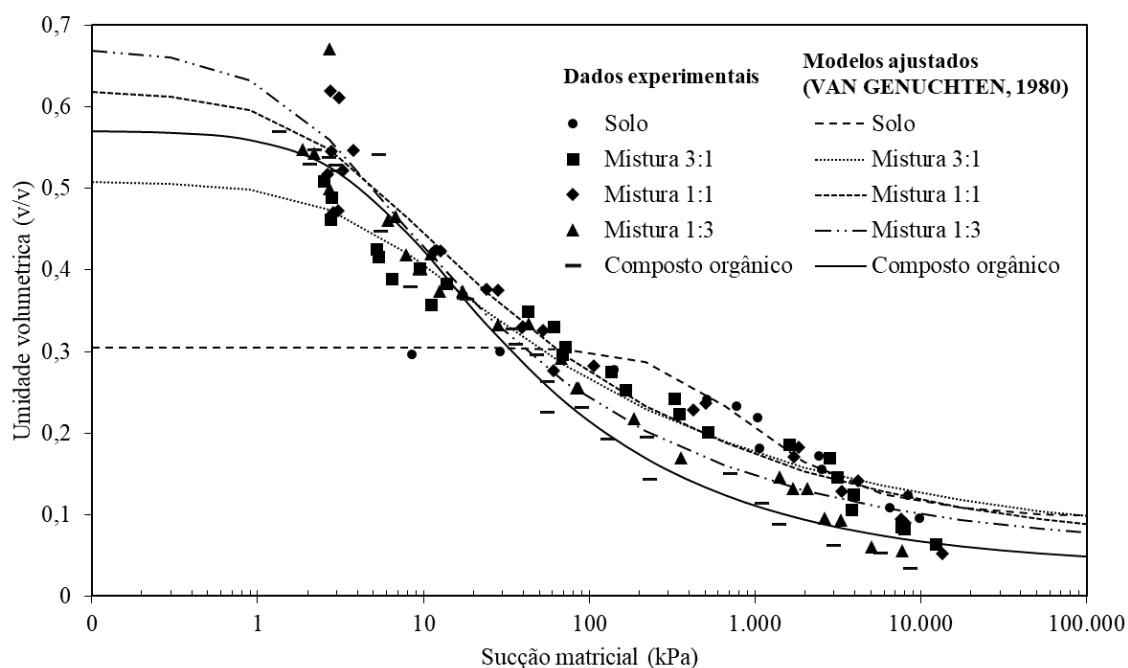
Figura 17 – Resultados dos ensaios de curva de retenção de água para os materiais



Verifica-se que a sucção matricial teve uma faixa de variação entre 1,5 e 13.500,0 kPa, considerando todos os materiais estudados, e a faixa de variação das umidades gravimétricas ficou entre 3 e 59,4%. No entanto, analisando cada material individualmente, nota-se que a presença do composto orgânico eleva a umidade gravimétrica para um mesmo valor de sucção. Esse comportamento corrobora com o fato de a adição de composto orgânico aumentar a capacidade de retenção de água do solo observado por Santos (2015) e Hossain, Niemdsdorff e Heß (2017).

As curvas de retenção de água ajustas pelo modelo de Van Genuchten (1980), para cada um dos materiais estudados, estão plotadas no gráfico da Figura 18. As curvas de retenção de água foram traçadas somente para trajetória de secagem em amostras de cada mistura, do solo e do composto orgânico, moldados em umidade ótima com energia de compactação Proctor normal.

Figura 18 – Dados experimentais e modelos ajustado das curvas de retenção de água dos materiais



A partir das curvas de retenção de água plotadas para cada material, percebe-se que a umidade volumétrica de saturação do composto orgânico é quase duas vezes maior do que a do solo. Nota-se também que o composto orgânico associado ao solo nas misturas 1:1 e 1:3 possuem capacidade de retenção maior que somente o composto orgânico, e que a adição de 25% (mistura 3:1) elevou a umidade volumétrica de saturação consideravelmente, com um acréscimo de pouco mais de 0,2 em relação a umidade volumétrica de saturação do solo.

O valor da sucção matricial correspondente ao início da redução da saturação é denominado de sucção de entrada de ar (ALAM *et al.*, 2019). Assim, a sucção de entrada de ar foi de 200 kPa para o solo, esse valor condiz com os valores mais elevados de sucção matricial de entrada de ar para o solo natural encontrados na pesquisa de Santos (2015), que chegou até a ordem de 1000 kPa.

Para as misturas 3:1, 1:1, 1:3 e o composto orgânico, os valores de sucção matricial de entrada de ar foram de 2 kPa, 1,3 kPa, 0,9 kPa e 2 kPa, respectivamente. Tais valores são bem menores que o obtido para o solo. No entanto, Santos (2015) e Jalilzadeh (2019) que também estudaram misturas de solo e composto orgânico verificaram valores de sucção de entrada de ar bem reduzidos, na faixa de 1 a 10 kPa.

Ademais, Alam *et al.* (2019) encontraram valores de sucção de entrada de ar da ordem de 4 a 10 kPa, e Gomes (2020) justifica que a presença de vegetação e raízes, que estão presentes

na composição do composto orgânico, podem colaborar com o aumento do índice de vazios e que isso pode influenciar na baixa do valor da sucção de entrada de ar.

A Tabela 8 apresenta os resultados dos parâmetros de ajuste das curvas pelo modelo de Van Genuchten (1980) e dos parâmetros estatísticos de verificação para os cinco materiais estudados. Os parâmetros estatísticos considerados para análise foram o Coeficiente de Determinação (R^2), a Soma dos Quadrados dos Resíduos (SQR) e a Raiz do Erro Quadrático Médio (REQM).

Tabela 8 – Parâmetros obtidos com os ajustes do modelo de Van Genuchten (1980)

Material	α	n	m	SQR	R^2	REQM
Solo	0,0019	1,7991	0,4442	0,0065	0,9317	0,0216
Mistura 3:1	0,2142	1,2557	0,2036	0,0216	0,9519	0,0289
Mistura 1:1	0,3461	1,2633	0,2084	0,0323	0,9556	0,0359
Mistura 1:3	0,4563	1,3114	0,2375	0,0299	0,9574	0,0353
Composto orgânico	0,1810	1,3762	0,2734	0,0177	0,9753	0,0261

Observa-se que em relação aos valores dos parâmetros de ajuste do modelo de Van Genuchten (1980), apenas para o solo que houve considerável diferença. De acordo com Santos (2015), o parâmetro α indica a diferença no valor de sucção de entrada de ar e os valores dos parâmetros n e m remetam a inclinação das curvas de ajuste, o que justifica as semelhanças nas curvas de retenção de água do composto orgânico puro e das misturas de solo e composto orgânico em relação a curva de retenção de água do solo.

Os parâmetros de avaliação estatística considerados apresentaram valores que indicam boa validação para o ajuste das curvas realizados. Todos os cinco materiais ficaram com R^2 acima de 0,9, próximo de 1, o que indica boa correlação. Os valores de SQR e REQM foram bem pequenos, quase zero, o que indica uma pequena diferença entre os valores observados e os valores ajustados pelo modelo.

4.2.1 Água disponível

A partir das curvas de retenção de água é possível determinar o percentual de água disponível, que é aquela fração de água que pode ser aproveitada por plantas. A água disponível é definida pela subtração do ponto de murcha permanente da capacidade de campo (WEBER *et al.*, 2007; VAHEDDOOST; GUAN; MOHAMMADI, 2020).

A capacidade de campo do solo é a quantidade de umidade quando a sucção desse material está em um valor de 33 kPa, que representa a água remanescente após 2 a 3 dias de excesso desse líquido ser drenado (SSSA, 1984). Já o ponto de murcha permanente é definido como o conteúdo de água no solo, que as plantas não conseguem extrair, o que representa o limite inferior de água disponível para a planta, que é retida pelas partículas do solo sob uma sucção de 1500 kPa (SLATYER, 1967).

Os valores da capacidade de campo, do ponto de murcha permanente e da água disponível extraídos das curvas de retenção de água para cada material estão dispostos na Tabela 9.

Tabela 9 – Propriedades físicas dos materiais

Material	Capacidade de campo (%)	Ponto de murcha permanente (%)	Água disponível (%)
Solo	30,05	13,8	16,25
Mistura 3:1	33	13,5	19,5
Mistura 1:1	35	13	22
Mistura 1:3	33	11	22
Composto orgânico	31	7,5	23,5

A capacidade de campo, o ponto de murcha permanente e a água disponível das três misturas estudadas não variaram consideravelmente com o acréscimo de composto orgânico. No entanto, quando se analisa os valores dessas características do solo puro com a adição de composto orgânico, nota-se um aumento considerável da capacidade de campo e principalmente da água disponível. Um comportamento similar foi observado por Noor *et al.* (2020) ao analisar os efeitos da adição de composto orgânico nas propriedades físicas do solo, e constaram aumentos significativos na capacidade de campo, ponto de murcha permanente e água disponível com a adição de composto orgânico.

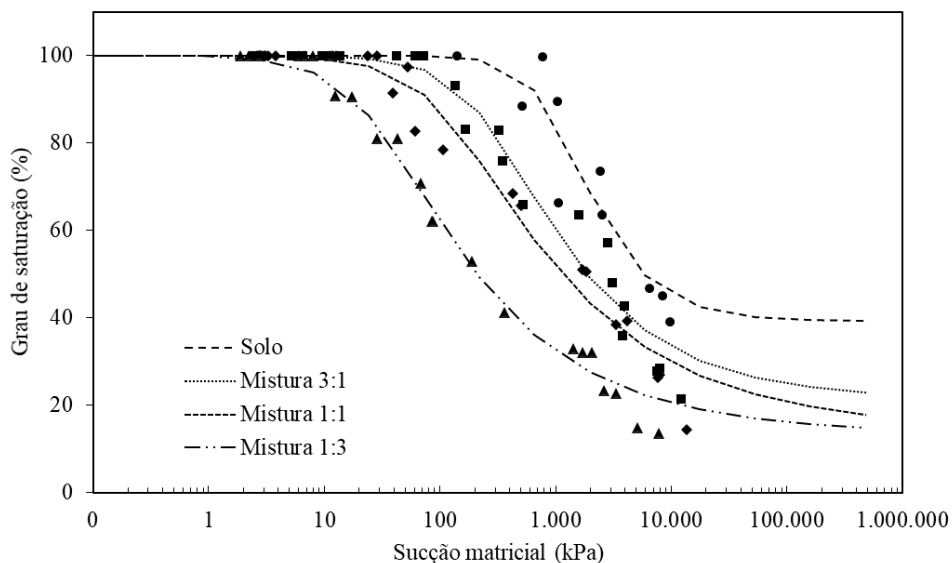
De acordo com Collischonn e Dornelles (2015), solos arenosos tendem a ter pouca disponibilidade de água para plantas. Assim, a adição de composto orgânico pode auxiliar nesse sentido devido sua propriedade de maior retenção de água, o que possibilita condições melhores para manutenção de plantas que venham a ser cultivadas na camada de cobertura final do aterro sanitário, já que o solo utilizado na camada de cobertura do ASCG é uma areia siltosa e naturalmente tem pouca água disponível para plantas.

A adição de composto orgânico ao solo contribuiu para a redução do ponto de murcha permanente, o que favorece a retirada de água do meio poroso pelas plantas, ou seja, possibilita uma maior facilidade para o cultivo de plantas. Ndanga, Bradley e Cabral (2015) elencaram que a presença de vegetação tem a capacidade de influenciar no desempenho de uma camada oxidativa de metano, além disso Li *et al.* (2016) afirmam que as raízes das plantas têm a capacidade de conter a formação de fissuras na camada, diminuindo possíveis emissões de biogás para atmosfera.

4.2.2 Ponto de entrada generalizada de ar

Jucá e Maciel (2006) definem o ponto de entrada generalizada de ar (GAE) como aquele ponto correspondente a rápida mudança no grau de saturação do solo. Nesse sentido, a Figura 19 mostra a curva de retenção de água com a sucção matricial em função do grau de saturação para o solo e as misturas de solo e composto orgânico.

Figura 19 – Dados experimentais e curvas do grau de saturação em função da sucção matricial



Ao considerar a definição do ponto de entrada generalizada de ar e o gráfico do grau de saturação em função da sucção matricial, foram obtidos os valores de sucção de entrada generalizada de ar para o solo e as misturas como exposto na Tabela 10, assim como os valores da saturação residual.

Tabela 10 – Ponto de entrada generalizada de ar para cada material

Material	Sucção matricial no GAE (kPa)	Saturação residual (%)
Solo	450	42,47
Mistura 3:1	100	30,23
Mistura 1:1	40	33,28
Mistura 1:3	10	27,7

Observa-se que a sucção matricial referente ao ponto de entrada generalizada de ar diminui com o acréscimo de composto orgânico na mistura. Em pesquisa com solo e composto orgânico, Santos (2015) concluiu que a adição de composto orgânico ao solo provoca o aumento da umidade gravimétrica correspondente ao ponto de entrada generalizada de ar e uma diminuição do valor da sucção matricial correspondente, que está relacionado de forma direta com uma capacidade de retenção de água mais elevada.

O grau de saturação residual foi de 27,7% para a mistura 1:3 a 42,47% para o solo, com sucção inicial na zona de saturação residual de 1000 e 9000 kPa, respectivamente. Dessa forma, nota-se uma redução do valor do grau de saturação residual com o aumento do percentual de composto orgânico. O valor da sucção de início da zona de saturação para a mistura 3:1 condiz com os valores encontrados por Alam *et al.* (2019), entre 4 e 2000 kPa para zona de transição a partir de dados de campo de uma camada de cobertura de silte argiloso.

A redução da saturação residual com a adição de composto orgânico pode estar relacionada ao aumento do tamanho dos poros do solo que o composto orgânico ocasiona, visto que segundo Ibrahim e Horton (2021), os poros maiores facilitam a drenagem da água.

4.3 Permeabilidade ao ar

Neste subtópico são apresentados e analisados os resultados obtidos após processamento de dados dos ensaios de permeabilidade ao ar conforme o planejamento fatorial, por meio do gráfico de Pareto, da análise de variância e das superfícies respostas geradas pelo modelo.

4.3.1 Planejamento fatorial

A partir das variações do percentual de composto orgânico, do grau de saturação e de compactação foi possível realizar análises estatísticas, envolvendo os resultados de permeabilidades ao ar obtidos no planejamento fatorial, que permitem entender melhor a influência da mudança nas variáveis consideradas em relação ao valor do coeficiente de permeabilidade ao ar.

A Tabela 11 apresenta os resultados obtidos para os coeficientes de permeabilidade ao ar obtidos nos ensaios para cada condição experimental de percentual de composto orgânico, grau de compactação (GC) e grau de saturação (GS), definida no planejamento fatorial, assim como o índice de vazios, umidade (W) e porosidade aerada (θ_a) correspondente à cada ensaio.

Tabela 11 – Resultados do planejamento fatorial de ensaios de permeabilidade ao ar

Ensaio	Composto orgânico (%)	GC (%)	GS (%)	e	W (%)	θ_a (%)	k_{ai} (m ²)	k_a (m.s ⁻¹)
1	25	96	60	0,538	12,86	22,12	3,11x10 ⁻¹³	1,95x10 ⁻⁷
2	75	96	60	1,003	25,71	24,36	4,61x10 ⁻¹³	2,92x10 ⁻⁷
3	25	100	60	0,476	11,39	20,86	1,18x10 ⁻¹⁴	7,40x10 ⁻⁹
4	75	100	60	0,902	23,14	24,28	4,17x10 ⁻¹³	2,64x10 ⁻⁷
5	25	96	80	0,538	17,15	17,83	5,77x10 ⁻¹⁴	3,63x10 ⁻⁸
6	75	96	80	1,003	34,28	15,79	3,30x10 ⁻¹³	2,07x10 ⁻⁷
7	25	100	80	0,476	15,19	17,06	1,87x10 ⁻¹⁵	1,18x10 ⁻⁹
8	75	100	80	0,902	30,85	16,57	1,36x10 ⁻¹³	8,54x10 ⁻⁸
9 (C)	50	98	70	0,671	19,09	21,07	1,02x10 ⁻¹³	6,43x10 ⁻⁸
10 (C)	50	98	70	0,671	19,09	21,07	1,05x10 ⁻¹³	6,68x10 ⁻⁸
11 (C)	50	98	70	0,671	19,09	21,07	8,37x10 ⁻¹⁴	5,30x10 ⁻⁸

Legenda: (C) = pontos centrais

Os valores dos coeficientes de permeabilidade ao ar intrínseco variaram de $1,02 \times 10^{-13}$ a $1,87 \times 10^{-15} \text{ m}^2$. Destaca-se que nenhuma das condições de ensaios estão conforme o critério de Huber-Humer *et al.* (2008), com permeabilidade intrínseca superior a $5 \times 10^{-13} \text{ m}^2$, entretanto ao considerar a ordem de grandeza, várias situações atenderam a esse critério.

Outro fator a ser considerado para otimização da camada oxidativa de metano é a porosidade aerada. Gebert, Groengroeft e Pfeiffer (2011) indicam que o solo para cobertura oxidativas de metano apresente uma porosidade aerada igual ou acima de 14,4%, a ser controlada pela compactação. Todas as situações de ensaios atendem a esse critério de oxidação de metano, e ainda confirmam o intervalo de GS entre 58 e 80% indicado para oxidação de metano por Cabral, Moreira e Jugnia (2010).

As equações geradas a partir do planejamento fatorial para o coeficiente de permeabilidade ao ar estão apresentadas nas Equações 12, 13 e 14, em que PCO é o percentual de composto orgânico, GS é o grau de saturação e GC é o grau de compactação em valores percentuais.

$$k_a = 2,77 \cdot 10^{-6} - 2,33 \cdot 10^{-8}(GC) - 5,36 \cdot 10^{-9}(GS) \quad (12)$$

$$k_a = 2,24 \cdot 10^{-6} + 3,04 \cdot 10^{-9}(PCO) - 2,33 \cdot 10^{-8}(GC) \quad (13)$$

$$k_a = 3,38 \cdot 10^{-7} - 5,36 \cdot 10^{-9}(GS) + 3,04 \cdot 10^{-9}(PCO) \quad (14)$$

A Tabela 12 mostra os valores do valor-p obtido através da análise de variância (ANOVA) para o DCC do coeficiente de permeabilidade ao ar. O modelo resultante tem um coeficiente de determinação (R^2) igual a 0,82 para um nível de significância de 5%, isso implica em 82% das variações do processo serem explicadas pelo modelo gerado.

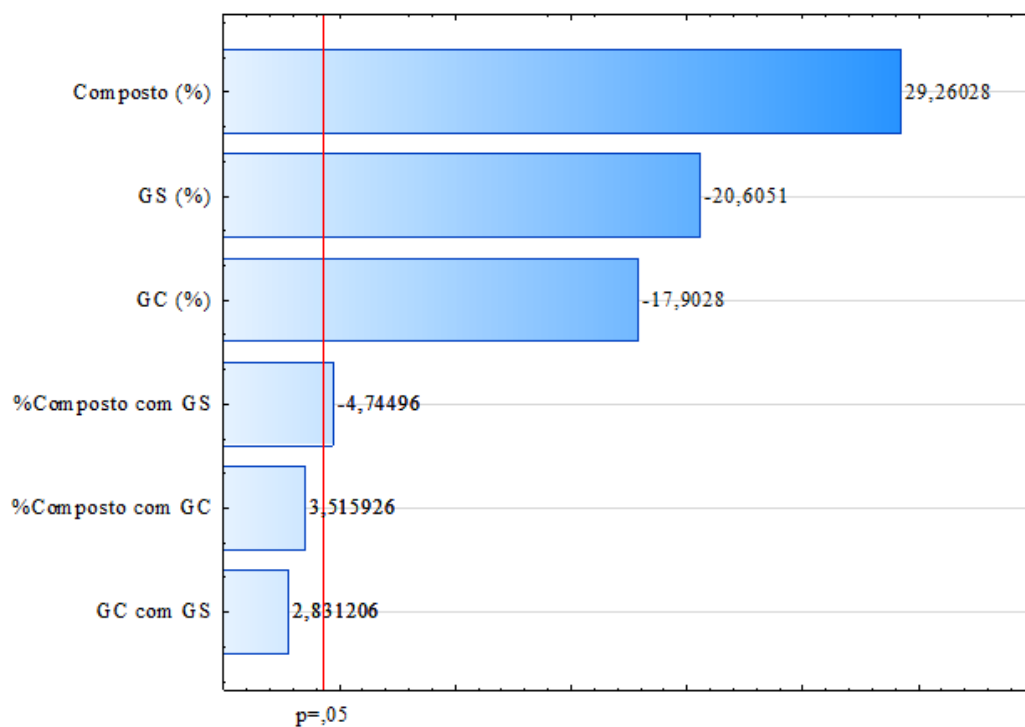
Tabela 12 – Valor-p para o modelo DCC – Permeabilidade ao ar

Fator	Grau de liberdade (GL)	Valor-p
Composto orgânico (%)	1	0,0012
GC (%)	1	0,0031
GS (%)	1	0,0023
Composto orgânico (%) com GC	1	0,0722
Composto orgânico (%) com GS	1	0,0417
GC com GS	1	0,1053
Falta de ajuste	2	0,0054

Os valores-p observados na Tabela 12 são menores que o nível de significância de 5%, exceto para percentual de composto orgânico com o GC e para GC com o GS, ambos envolvendo a compactação. Esse fenômeno pode ser explicado devido a pequena faixa de variação do GC utilizada no planejamento fatorial, no entanto o GC mínimo, verificado em teste de moldagem com as misturas de solo e composto orgânico para um corpo de prova a ser ensaiado no permeâmetro de parede flexível, foi um pouco maior que 95% para uma energia de compactação Proctor normal.

A Figura 20 apresenta o gráfico de Pareto, em que é mostrada a influência de cada variável considerada: o percentual de composto orgânico, o grau de saturação (GS) e o grau de compactação (GC), em relação a permeabilidade ao ar com 5% de significância.

Figura 20 – Diagrama de Pareto referente aos efeitos padronizados para o DCC: k_a ($m.s^{-1}$)

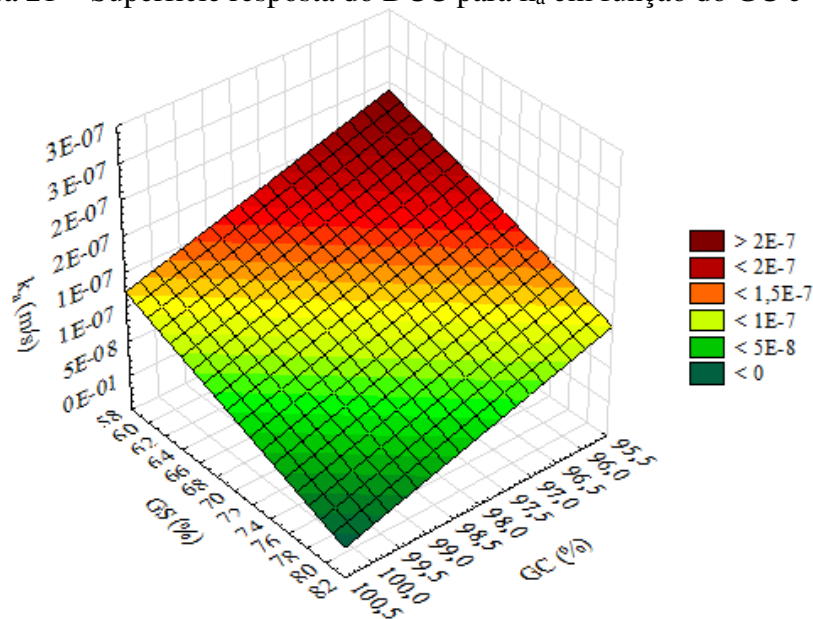


Constata-se, por meio da Figura 20, que todas as variáveis têm influência no coeficiente de permeabilidade ao ar. Dentre as variáveis, o percentual de composto orgânico apresenta a maior influência, sendo esta positiva, o que acarreta em um aumento da permeabilidade ao ar com o acréscimo de composto orgânico. Tal fato se justifica exatamente pelo aumento da fração de areia que a adição de composto orgânico ocasiona no solo.

O GS e o GC têm influências negativas no coeficiente de permeabilidade ao ar das misturas de solo e composto orgânico, visto que ambos contribuem para a redução dos vazios ocupados por ar na estrutura das misturas. Logo, com o aumento da saturação e da compactação, ocorre uma redução da permeabilidade ao ar. Destaca-se que o GS exerce uma influência maior que o GC sobre coeficiente de permeabilidade ao ar.

A representação gráfica da superfície resposta para o coeficiente de permeabilidade ao ar em função do grau de compactação e do grau de saturação está apresentada na Figura 21.

Figura 21 – Superfície resposta do DCC para k_a em função do GC e do GS

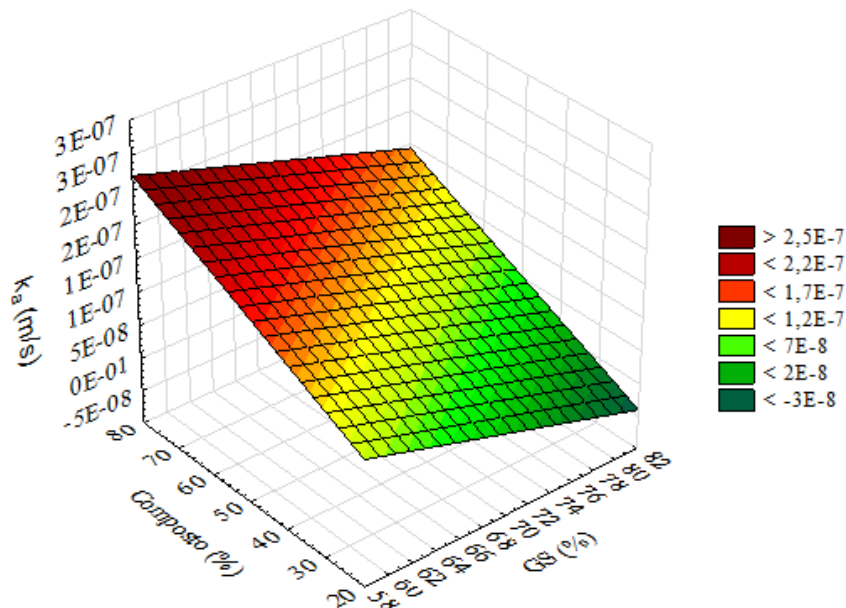


A superfície resposta da Figura 21 expressa que quanto maior o GS e o GC, menor o coeficiente de permeabilidade ao ar. Tal comportamento pode ser explicado pelo fato de o acréscimo do grau de saturação diminuir os poros preenchidos por ar e ocupá-los com água, e o aumento do grau de compactação reduz o índice de vazios, seja ocupado por ar ou por água.

Segundo Gomes (2020), a redução do grau de compactação proporciona um aumento da permeabilidade ao ar por causa da variação na estrutura física da mistura de solo e composto orgânico, tais como diminuição do peso específico seco e aumento da porosidade aerada.

A representação gráfica da superfície resposta para o coeficiente de permeabilidade ao ar em função do grau de saturação e do percentual de composto orgânico está apresentada na Figura 22.

Figura 22 – Superfície resposta do DCC para k_a em função do Composto orgânico (%) e do grau de saturação (GS)

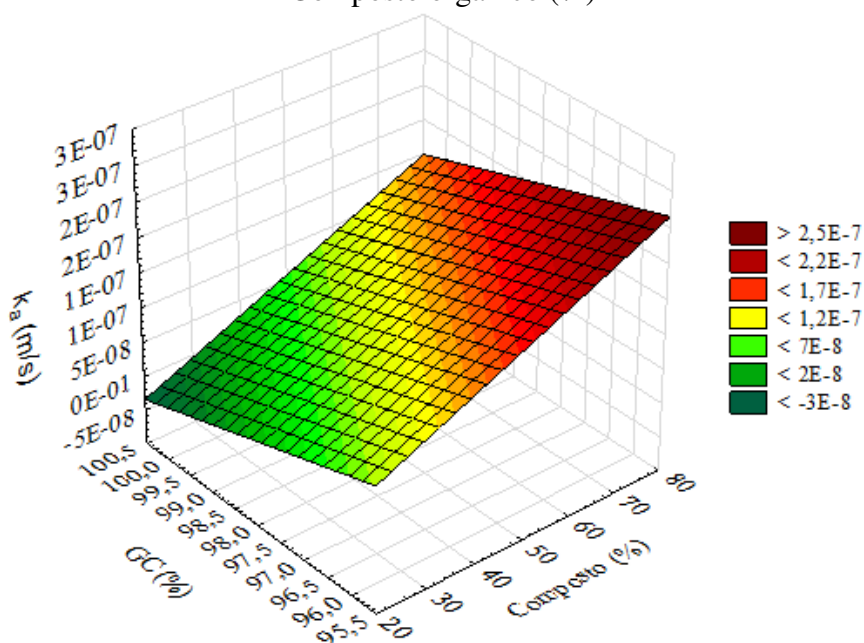


O modelo gerado pelo DCC mostra que quanto maior o percentual de composto orgânico e menor o GS, maior o coeficiente de permeabilidade ao ar. Esse comportamento pode ser justificado devido a diminuição do grau de saturação aumentar os poros ocupados por ar, com a saída da água, e o aumento do percentual de composto orgânico contribui para uma maior fração de areia na granulometria da mistura, o que acarreta em um aumento na permeabilidade ao ar.

Os resultados verificados por Hossain, Niemsdorff e Heß (2017) a respeito do acréscimo da adição de composto orgânico ao solo constataram um aumento na porosidade, capacidade de infiltração, condutividade hidráulica, agregação estável em água e redução da densidade aparente após misturar solo e composto orgânico.

A representação gráfica da superfície resposta para o coeficiente de permeabilidade ao ar em função do grau de compactação e do percentual de composto orgânico está mostrada na Figura 23.

Figura 23 – Superfície resposta do DCC para k_a em função do grau de compactação (GC) e do Composto orgânico (%)

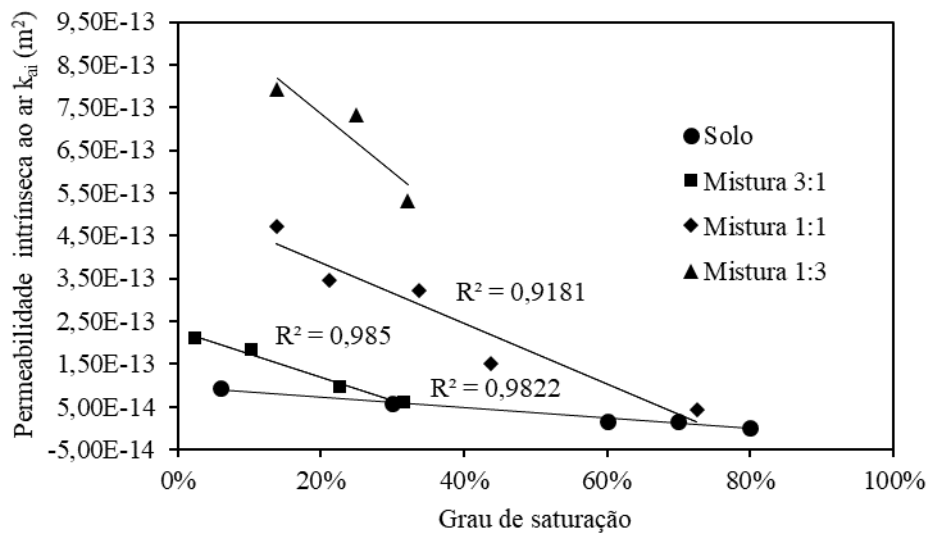


O modelo gerado pelo DCC também demonstra que quanto maior o percentual de composto orgânico e menor o GC, maior o coeficiente de permeabilidade ao ar. Assim como na análise para o GS e o percentual de composto orgânico, a mudança está na variação da estrutura porosa da mistura e pode provocar também variações no valor do coeficiente de permeabilidade ao ar.

Como a saturação é um dos fatores que mais influência no coeficiente de permeabilidade ao ar, foram feitos ensaios de permeabilidade ao ar com os corpos de prova moldados na umidade ótima em diferentes graus de saturação até o peso constante à temperatura ambiente, que é tido como a permeabilidade máxima do material. As permeabilidades ao ar em função do grau de saturação são mostradas na Figura 24, com coeficiente de determinação acima de 0,9 para as misturas 3:1, 1:1 e o solo.

Determinar a permeabilidade ao ar para cada grau de saturação através de um processo de secagem é caracterizar o comportamento do solo e das misturas, à medida que verifica a eficiência do material em servir como barreira para os gases gerados no aterro sanitário durante períodos de seca (ALMEIDA *et al.*, 2017), que ocorrem comumente no semiárido brasileiro e no ASCG onde Guedes *et al.* (2021) encontraram um grau de saturação de 40,2% para o solo de cobertura.

Figura 24 – Coeficiente de permeabilidade intrínseca ao ar em função do grau de saturação



A partir das séries de dados da Figura 24, nota-se que o coeficiente de permeabilidade ao ar intrínseco das misturas variou dentro de valores na ordem de 10^{-13} m², enquanto que o solo variou sua permeabilidade intrínseca ao ar em torno de 10^{-14} m². Nota-se também que em situações de valores elevados de saturação, a permeabilidade ao ar é bem reduzida ou não existe. Segundo Almeida *et al.* (2017) isso acontece devido a presença de água, que dificulta a passagem do ar injetado pelo permeâmetro de parede flexível no corpo de prova.

Os valores máximos de permeabilidade ao ar que podem ser alcançados no meio poroso dos materiais, ou seja, os coeficientes de permeabilidade ao ar máximos são apresentados na Tabela 13.

Tabela 13 – Coeficientes de permeabilidade ao ar máximos

Material	k _{ai} (m ²)	k _a (m.s ⁻¹)
Solo	$9,36 \times 10^{-14}$	$5,89 \times 10^{-8}$
Mistura 3:1	$2,11 \times 10^{-13}$	$1,33 \times 10^{-7}$
Mistura 1:1	$4,72 \times 10^{-13}$	$2,97 \times 10^{-7}$
Mistura 1:3	$6,15 \times 10^{-13}$	$3,87 \times 10^{-7}$

Os valores de permeabilidade ao ar máximas obtidos foram na ordem de 10^{-7} m.s⁻¹ para as misturas e 10^{-8} m.s⁻¹ para o solo, tais valores foram maiores que o valor obtido por Almeida *et al.* (2017), que fizeram ensaios de permeabilidade ao ar para o processo de secagem em

misturas 2:1 e 1:1 de solo argiloso e composto orgânico e obtiveram valores de permeabilidade ao ar máximas na ordem de $1,18 \times 10^{-9}$ e $1,45 \times 10^{-8} \text{ m.s}^{-1}$, respectivamente. O fato de se tratar de uma mistura com argila em sua composição já explica o coeficiente de permeabilidade ao ar máximo ser menor que os verificados aqui neste estudo com mistura de areia siltosa e composto orgânico.

Apenas a mistura 1:3 atende ao critério de k_{ai} superior a $5 \times 10^{-13} \text{ m}^2$ sugerido por Huber-Humer *et al.* (2008), e a mistura 1:1 se aproximou desse valor. Logo, para o caso de uma aplicação em campo, se não há mais como reduzir o grau de saturação, a solução para chegar ao valor indicado é reduzir o grau de compactação, visto que os materiais foram moldados com a umidade ótima, para o máximo grau de compactação, para realização dos ensaios de permeabilidade ao ar durante o processo de secagem.

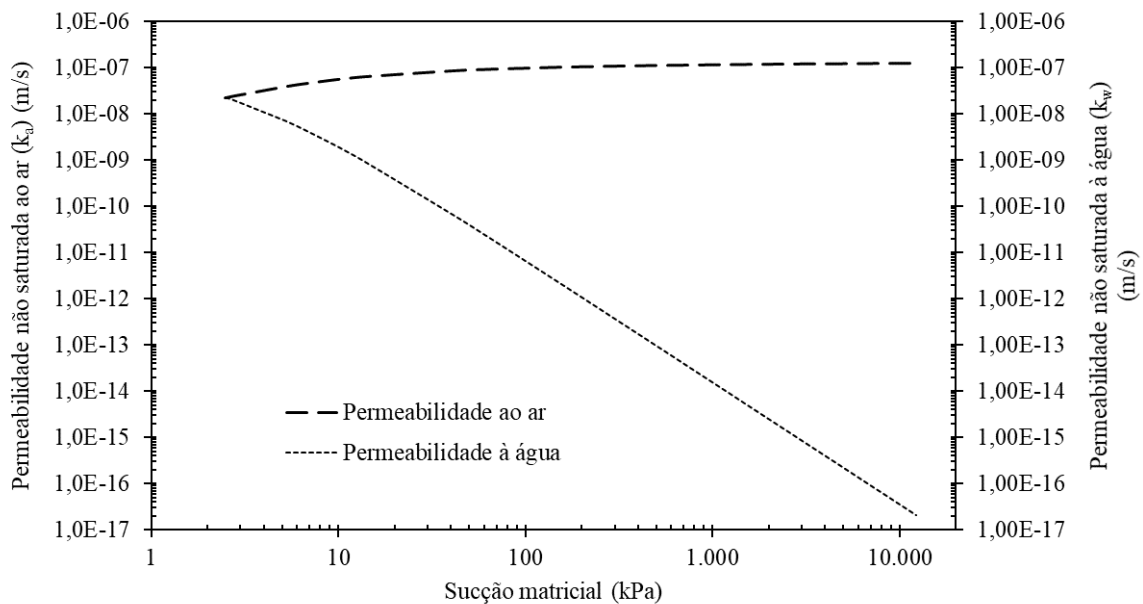
4.3 Estimativa de permeabilidade de água e ar

Neste item são mostradas as estimativas de permeabilidade ao ar e a permeabilidade não saturada à água por meio das funções baseadas em dados da modelagem de sucção de Van Genuchten (1980), assim como a discussão dos valores obtidos e suas implicações quanto à aplicação em campo no ASCG ou em aterros sanitários com características semelhantes.

A análise tem como base o comportamento das funções de permeabilidade à água e ao ar, ou seja, o fluxo de água e de ar que ocorre em relação às variações de sucção matricial e umidade volumétrica da mistura 3:1, que foi a mistura que mais se enquadrava para aplicação como camada de cobertura em aterros sanitários como analisado no item 4.1.

O gráfico de estimativa das permeabilidades da Figura 25 apresenta as funções de permeabilidade ao ar e à água em relação à sucção matricial ao longo do processo de secagem para a mistura 3:1.

Figura 25 – Estimativa das permeabilidades em função da sucção matricial na mistura 3:1

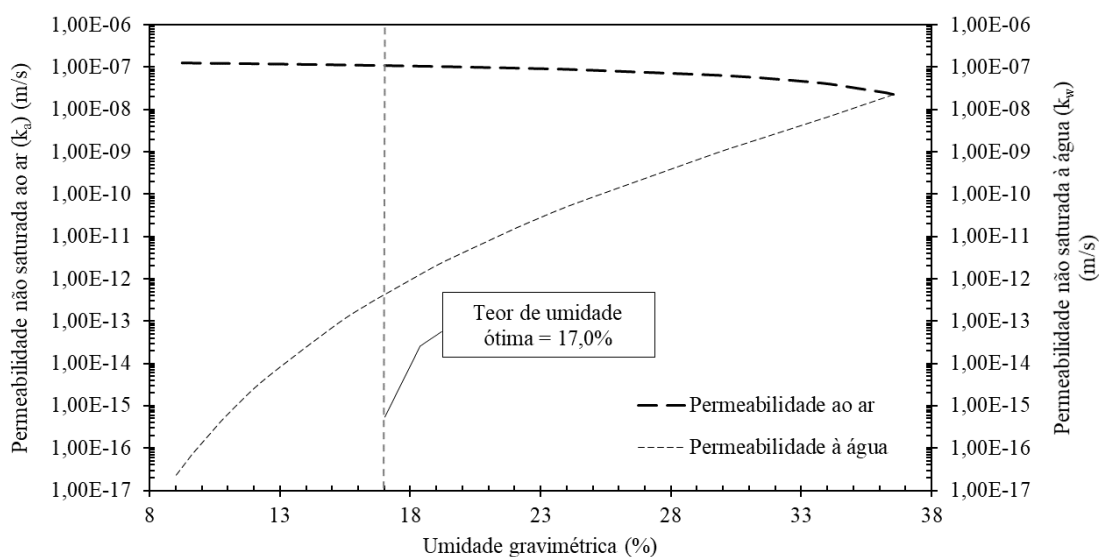


Nas estimativas das permeabilidades (Figura 25), verifica-se uma pequena variação na permeabilidade ao ar e maior variação da permeabilidade à água na mistura 3:1. Observa-se também que à medida que a sucção matricial aumenta, o coeficiente de permeabilidade ao ar aumenta com pequenos acréscimos, ao contrário do coeficiente de permeabilidade à água que decresce significativamente com o aumento da sucção. Tal previsão de comportamento está de acordo com o relato de Juca e Maciel (2006). Esses autores afirmam a partir da estimativa de permeabilidades que o solo, ao começar a perder água, facilita a percolação de gases.

O valor estimado da sucção matricial a partir do qual ocorre mudanças nos coeficientes de permeabilidade corresponde a 2,5 kPa, que está 0,5 kPa acima do valor de sucção matricial de entrada de ar. Estudos como Fredlund, Rahardjo e Fredlund (2012) e Ahoughalandari (2016) também identificaram o início da mudança na permeabilidade ao ar em valores de sucção maiores que o valor de entrada de ar. Ademais, para sucções menores que 2,5 kPa, o fluxo de água é maior e o fluxo de ar não existe, visto que a mistura 3:1 estaria saturada. Esse mesmo comportamento foi descrito por Lopes (2011), no sentido de que à medida que o material vai saturando, a permeabilidade ao ar reduz consideravelmente.

O gráfico da Figura 26 mostra as funções de permeabilidade ao ar e à água em relação a umidade gravimétrica ao longo do processo de secagem para a mistura 3:1.

Figura 26 – Estimativa das permeabilidades em função da umidade gravimétrica na mistura 3:1



Como observado no gráfico das funções de permeabilidade (Figura 26), estima-se que o coeficiente de permeabilidade à água varie da ordem de 10^{-8} a 10^{-16} m.s^{-1} , com uma variação de umidade gravimétrica de 10 a 36,5%, enquanto que para a mesma variação de umidade gravimétrica, o coeficiente de permeabilidade ao ar ficaria apenas entre 10^{-7} a 10^{-8} m.s^{-1} .

Outro fator que demanda atenção é a umidade gravimétrica em comum para ambas as funções de permeabilidade, que foi de 36,5%, bem acima da umidade ótima. Para mistura 3:1, na umidade ótima, o fluxo de ar ficaria na ordem de 10^{-8} m.s^{-1} , bem maior que o fluxo de água que ficaria cerca de 10^{-12} m.s^{-1} , ou seja, quase não há fluxo de água para condição ótima de moldagem. Juca e Maciel (2006) afirmam que é esperada uma redução da permeabilidade ao ar para valores de umidade de moldagem acima da ótima, já que a permeabilidade ao ar também depende da interação entre densidade e estrutura do material, além da umidade.

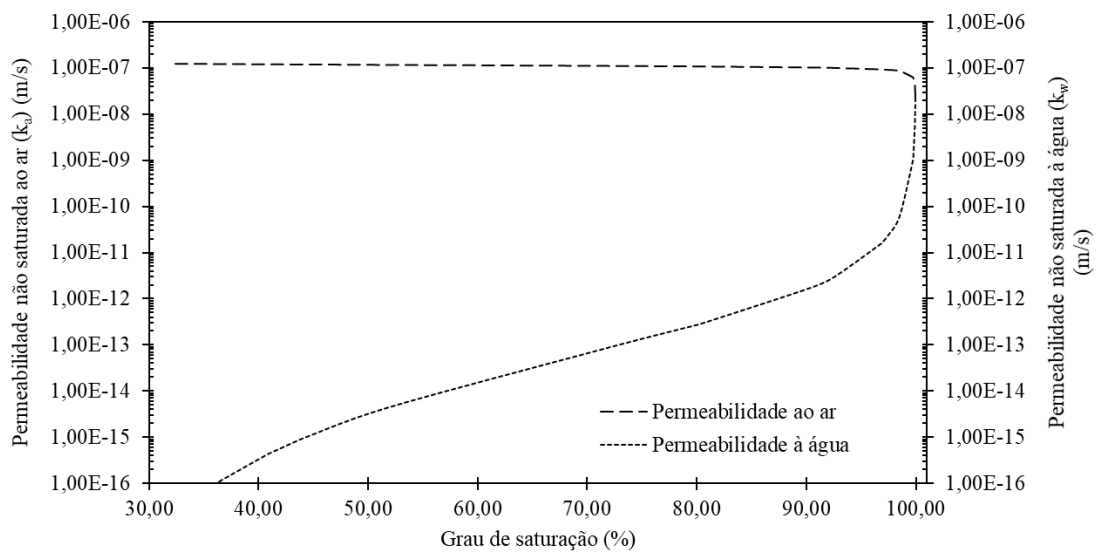
Os valores de umidade ideais para oxidação de metano são entre 10 e 28%, segundo Einola (2010). Nesse sentido, as estimativas de fluxo para essa faixa de umidade seriam na ordem de 10^{-17} a 10^{-10} m.s^{-1} para a permeabilidade à água e de 10^{-7} a 10^{-8} m.s^{-1} para a permeabilidade ao ar. Esses são os intervalos de fluxo de água e de ar para que ocorra oxidação do metano utilizando a mistura 3:1 como material de camada de cobertura em aterros sanitários.

Vale salientar que ao realizar estudos de emissões de gases na camada convencional de cobertura do ASCG, Guedes (2018) constatou umidades gravimétricas no perfil da camada variando entre 4 e 16%, com grande parte dos pontos analisados ficando abaixo de 10%. Dessa

forma, do ponto de vista de campo as previsões de permeabilidades ficam no ramo seco, ou seja, abaixo da umidade ótima, assim espera-se fluxo de gases na ordem de 10^{-7} m.s^{-1} .

O gráfico da Figura 27 mostra as funções de permeabilidade ao ar e à água considerando o grau de saturação ao longo do processo de secagem para a mistura 3:1, que evidencia uma maior previsão de variação para a permeabilidade à água de acordo com a saturação.

Figura 27 – Estimativa das permeabilidades em função do grau de saturação na mistura 3:1



Nota-se que a permeabilidade a água (Figura 27) varia da ordem de 10^{-16} a 10^{-8} m.s^{-1} conforme ocorre o umedecimento, partindo da saturação de 36% até 100%. Em estudos com misturas de solo e composto orgânico em campo, Lopes (2011) achou valores de permeabilidade não saturada à água entre 10^{-10} e 10^{-8} m.s^{-1} para variações de saturação entre 60 e 85%. Para o mesmo intervalo de saturação a mistura 3:1, aqui analisada, teria uma variação da ordem de 10^{-14} para $10^{-12} \text{ m.s}^{-1}$. Tal previsão menor pode ser devido as características do material, tanto do composto orgânico quanto do solo que compõem a mistura, que contam com uma fração granular maior.

Em uma abordagem geral, para a intersecção das funções de estimativa de permeabilidade à água e ao ar encontrada para um valor em comum de permeabilidade de $2 \times 10^{-8} \text{ m.s}^{-1}$ à sucção matricial de 2,5 kPa, a umidade gravimétrica é de 36,5% (19,5% acima da umidade ótima) e o GS é de 99,84%. Assim, as condições estimadas de sucção, umidade, fluxos à água e ao ar, no ponto em comum entre as funções de permeabilidade, não tem grande possibilidade de ocorrência em campo, caso a mistura 3:1 fosse aplicada na camada de

cobertura do ASCG, considerando a saturação média constatada por Guedes *et al.* (2021) de 40,2% e umidade do solo menor que 10% na interface com o resíduo.

De acordo com a função de permeabilidade à água conforme o grau de saturação (Figura 27), é possível perceber que o maior aumento de permeabilidade à água ocorre a partir de 90% de saturação, e para a mesma saturação a permeabilidade ao ar começa a ser dificultada. O valor de saturação de 90% é um pouco acima da saturação em que Gomes (2020) relata ter obtido permeabilidade ao ar quase zero, que foram valores maiores que 82% de saturação em mistura de solo e composto orgânico.

5 CONCLUSÕES E PERSPECTIVAS FUTURAS

Este último tópico traz as conclusões a partir análise dos resultados dos ensaios, do planejamento fatorial e das estimativas de fluxo, bem como as perspectivas futuras da dissertação a respeito da camada oxidativa de metano.

5.1 Conclusões

- A permeabilidade ao ar variou na ordem de 10^{-9} e 10^{-8} m.s⁻¹ nas misturas de solo e composto orgânico quando moldados em umidade ótima. A mistura de solo e composto orgânico que mais se enquadrou para aplicação em camada de cobertura de aterro sanitário foi a mistura 3:1.
- As mudanças nas características geotécnicas do solo obtidas com a adição de composto orgânico estão relacionadas ao acréscimo da fração granular, redução da plasticidade, maior retenção de umidade, aumento da umidade ótima e redução da massa específica dos grãos.
- Adições acima de 50% de composto orgânico ao solo ocasionam mudanças consideráveis nas características geotécnicas do solo e desconfigurar as suas condições de aplicabilidade para camada de cobertura de aterro sanitário, visto que problemas em relação a compactação, massa específica dos grãos, resistência e permeabilidade à água e ao ar podem afetar a operação do aterro sanitário.

- A adição de 25% de composto orgânico ao solo da camada de cobertura mostrou-se como uma opção viável para aplicação em campo, por ser uma mistura que mais se adequa aos parâmetros definidos em normas nacionais e internacionais.
- A variável que mais influencia o coeficiente de permeabilidade ao ar em misturas de solo e composto orgânico é o percentual de composto orgânico, seguido do grau de saturação e do grau de compactação.
- A presença de composto orgânico no solo contribuiu para redução da sucção do ponto de entrada de ar e da saturação residual, assim como diminuiu o ponto de murcha do solo aumentando a quantidade de água disponível para plantas que venham a ser cultivadas na camada de cobertura final.
- A estimativa de fluxo de gases por meio das características físicas da mistura 3:1, indicou que deve haver um cuidado maior no controle da umidade do material empregado na camada de cobertura, visto que se o conteúdo de água presente nos poros for muito baixo, ocorre a emissão descontrolada dos gases, sem que aconteça as reações de oxidação do metano.
- Este estudo mostrou, a partir dos dados coletados, que a melhor mistura de solo e composto orgânico para aplicação na camada de cobertura do ASCG é a mistura 3:1. Outros aterros sanitários com características de clima e do solo semelhantes, podem levar em consideração os pontos abordados neste estudo, principalmente quanto a estimativa de permeabilidade em campo, que orienta a operação do aterro sanitário a respeito das emissões de gases por meio de sua camada de cobertura.

5.2 Perspectivas futuras

- Realizar ensaios de incubação com misturas de solo e composto orgânico para analisar o potencial de oxidação de metano, conforme adição de composto orgânico a essas misturas.
- Realizar ensaios de coluna no intuito de aferir a oxidação de metano por meio de leituras de concentração de gases, bem como o estudo de espessura da camada de cobertura adequada para aplicação das misturas em campo.
- Verificar o efeito da adição de composto orgânico na resistência ao cisalhamento, compressibilidade e expansibilidade do solo.
- Estudar os efeitos que a recirculação de lixiviado pode causar no solo e misturas de solo e composto orgânico caso seja aplicado como camada de cobertura, assim como suas implicações no transporte de gases através dessa camada que fazem uso dessa técnica de recirculação de líquidos.
- Analisar as propriedades geotécnicas das misturas de solo e composto orgânico ao longo do tempo, as mudanças em suas características geotécnicas, físicas e químicas, assim como os efeitos do tempo no seu potencial de oxidação do metano.
- Realizar o ensaio de sucção no processo de umedecimento para analisar a histerese das misturas de solo e composto orgânico, e também analisar as curvas de retenção de água dos materiais em condições de compactação diferentes.

REFERÊNCIAS

ABNT – ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **NBR 6457**: Amostra de solo: preparação para ensaios de compactação e ensaios de caracterização. Rio de Janeiro, 2016.

_____. **NBR 13896**: Aterros de resíduos não perigosos - Critérios para projeto, implantação e operação. Rio de Janeiro, 1997. 12p.

_____. **NBR 6458**: Grãos de pedregulho retidos na peneira de 4,8 mm. Determinação da massa específica, da massa específica aparente e da absorção de água. Rio de Janeiro, 2016.

_____. **NBR 6459**: Determinação do limite de liquidez. Rio de Janeiro, 2016.

_____. **NBR 7180**: Solo – Determinação do Limite de Plasticidade. Rio de Janeiro, 2016.

_____. **NBR 7181**: Solo – Análise Granulométrica. Rio de Janeiro, 2016.

_____. **NBR 7182**: Solo – Ensaio de Compactação. Rio de Janeiro, 2016.

ABICHOU, T.; KORMI, T.; YUAN, L.; JOHNSON, T.; FRANCISCO, E. Modeling the effects of vegetation on methane oxidation and emissions through soil landfill final covers across different climates. **Waste Management**, v.36, p.230-240, 2015.

AHOUGHALANDARI, B.; CABRAL, A. R.; LEROUEIL, S. Elements of Design of Passive Methane Oxidation Biosystems: Fundamental and Practical Considerations About Compaction and Hydraulic Characteristics on Biogas Migration. **Geotechnical and Geological Engineering**, v. 36, n. 4, p. 2593–2609, 2018.

AHOUGHALANDARI, B. **Conception des biosystèmes d'oxydation passive du méthane considérant leur réponse à l'effet de barrière capillaire**. 2016. 142 f. Thèse de doctorat de génie civil - Université de Sherbrooke, Sherbrooke, 2016.

AITCHISON, G. D. Relationship of moisture stress and affective stress functions in unsaturated soils. *In*. CONFERENCE ON PORE PRESSURE AND SUCTION IN SOILS, 1961, London-UK. Proceedings... London: p.47-52, 1961.

ALAM, M. J. B.; HOSSAIN, M. S.; SARKAR, L.; RAHMAN, N. Evaluation of Field Scale Unsaturated Soil Behavior of Landfill Cover through Geophysical Testing and Instrumentation. *In*. Geo-Congress 2019: Geoenvironmental Engineering and Sustainability. [s.l.], p. 1-11, 2019.

ALMEIDA, A. **Avaliação do desempenho das camadas de cobertura de aterro sanitário para a redução de emissões de gases de efeito estufa**. Dissertação de mestrado. Universidade Federal de Pernambuco. Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil, Recife. 2017. 92p.

ALMEIDA, A. J. G. A.; LIRA, B. S.; GOMES, G. J. C.; JUCÁ, J. F. T.; MARIA ODETE HOLANDA MARIANO, M. O. H.; MAURÍCIO ALVES DA MOTTA SOBRINHO, M. A. M. Permeabilidade ao ar e a água de misturas de solo e composto orgânico para camadas de cobertura oxidativas. *In*. 8º Fórum Internacional de Resíduos Sólidos, Curitiba, 2017.

AL-RUMAIHI, A.; MCKAY, G.; MACKAY, H. R.; AL-ANSARI, T. Environmental Impact Assessment of Food Waste Management Using Two Composting Techniques. **Sustainability**, v. 12, n. 4, p. 1595, 2020.

ARAUJO, P. S. **Análise do desempenho de um solo compactado utilizado na camada de cobertura de um aterro sanitário.** Dissertação (Engenharia Civil e Ambiental). Universidade Federal de Campina Grande, Campina Grande-PB, 2017.

ASTM – AMERICAN SOCIETY FOR TESTING AND MATERIALS. **D5084:** Standard Test Methods for Measurement of Hydraulic Conductivity of Saturated Porous Materials Using a Flexible Wall Permeameter. ASTM International, West onshohocken, PA, USA, 2010.

ASTM – AMERICAN SOCIETY FOR TESTING AND MATERIALS. **D5298:** Standard Test Method for Measurement of Soil Potential (Suction) Using Filter Paper. ASTM International, West onshohocken, PA, USA, 2010.

ASTM – AMERICAN SOCIETY FOR TESTING AND MATERIALS. **D6539:** Standard test method for measurement of the Permeability of unsaturated porous materials by flowing air. ASTM International, West onshohocken, PA, USA, 2006.

AWASTHI, M.K.; SELVAM, A.; LAI, K.M.; WONG, J.W. Critical evaluation of post-consumption food waste composting employing thermophilic bacterial consortium. **Bioresour. Technol.**, v. 245, p. 665–672, 2017.

BOUAZZA, A.; RAHMAN, F. Oxygen diffusion through partially hydrated geosynthetic clay liners. **Géotechnique**, v. 57, n. 9, p. 767–772, 2007.

BOHN, S.; JAGER, J. Low gas emissions of mechanically and biologically treated waste and microbial methane oxidation as an adapted method for mitigation of emissions. *In*. XIII international waste management and landfill symposium. CISA Publisher S. Margherita di Pula, Italy, 2011.

BRASIL. **Lei nº 12.305, de 2 de agosto de 2010.** Institui a Política Nacional de Resíduos Sólidos (PNRS), altera a Lei no 9.605, de 12 de fevereiro de 1998; e dá outras providências. Brasília, DF, 02 ago. 2010.

BRASIL. Ministério do Desenvolvimento Regional. Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento. **SNIS - Série Histórica, Resíduos Sólidos: 2002-2018.** Brasília-DF.

BROOKS, R.H.; COREY, A.T. Hydraulic properties of porous media. Colorado State University, Fort Collins, Colo. **Hydrology Paper**, n. 3, 1964

BRUTSAERT, W. **Some methods of calculating unsaturated permeability.** Transactions of the ASAE (American Society of Agricultural Engineers), v. 10, p. 400–404, 1966

CABRAL, A. R.; MOREIRA, J. F. V; JUGNIA, L. B. Biocover performance of landfill methane oxidation: experimental results. **Journal Environmental Engineering**, v. 136, p. 785–793, 2010.

CAI, W.; KUMAR, H.; HUANG, S.; BORDOLOI, S.; GARG, A.; LIN, P.; GOPAL, P. ANN Model Development for Air Permeability in Biochar Amended Unsaturated Soil. **Geotechnical and Geological Engineering**, v. 38, n. 2, p. 1295–1309, 2020.

CAMAPUM DE CARVALHO, J.; GITIRANA JR, G. F. N.; MACHADO, S. L.; MASCARENHA, M. M. A.; SILVA FILHO, F. C. (Org.). **Solos não saturados no contexto geotécnico**. 1. ed. São Paulo: Associação Brasileira de Mecânica dos Solos e Engenharia Geotécnica, 2015. 759p.

CARRARA, S. M. C. M.; MORITA, D. M.; BOSCOV, M. E. G. Biodegradation of di(2-ethylhexyl) phthalate in a typical tropical soil. **Journal of Hazardous Materials**, v. 197, p. 40–48, 2011.

CASSINI, F; SCHEUTZ, C.; SKOV, B. H.; MOU, Z.; KJELDSEN, P. Mitigation of methane emissions in a pilot-scale biocover system at the AV Miljø Landfill, Denmark: 1. System design and gas distribution. **Waste Management**, v. 63, p. 213–225, 2017.

CATAPRETA, C. A. C. **Comportamento de um aterro sanitário experimental: avaliação da influência do projeto, construção e operação**. 2008. 316f. Tese (Doutorado em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos) – Escola de Engenharia, Universidade Federal de Minas Gerais, 2008.

CEMPRE, **Lixo municipal**: manual de gerenciamento integrado. São Paulo: CEMPRE. 2018.

CETESB - COMPANHIA AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO. **Resíduos Sólidos Industriais**. 2. ed. São Paulo: CETESB, 1993. 233p.

CHANDLER, R. J.; CRILLY, M. S.; SMITH, M. G. A low-cost method of assessing clay desiccation for low-rise buildings. **Proceedings of the institution of Civil Engineers - Civil Engineering**, [s.l.], v. 92, n. 2, p. 82-89, 1992.

CHETRI, J. K.; REDDY, K. R. Advancements in Municipal Solid Waste Landfill Cover System: A Review. **Journal of the Indian Institute of Science**, v. 101, p. 557-588, 2021.

CHIEMCHAISRI, C.; CHIEMCHAISRI, W.; KUMAR, S.; WICRAMARACHCHI, P. N. Reduction of methane emission from landfill through microbial activities in cover soil: A brief review. **Critical reviews in environmental science and technology**, v. 42, n. 4, p. 412-434, 2012.

COLLISCHONN, W.; DORNELLES, F. **Hidrologia para engenharias e ciências ambientais**. 2. ed. Porto Alegre: ABRH, 2015.

COOPER, J.; GREENBERG, I.; LUDWIG, B.; HIPPICH, L.; FISCHER, D.; GLASER, B.; KAISER, M. Effect of biochar and compost on soil properties and organic matter in aggregate size fractions under field conditions. **Agriculture, Ecosystems & Environment**, 295, 106882, 2020.

COSTA, M. D.; MARIANO, M. O. H.; ARAUJO, L. B.; JUCÁ, J. F. T. Estudos laboratoriais para avaliação do desempenho de camadas de cobertura de aterros sanitários em relação à redução de emissões de gases e infiltrações. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 23, n. 1, p. 77–90, 2018.

COSTA, W. W. M. L. **Estudo da permeabilidade em solos utilizados em camadas de base de aterro sanitário no semiárido paraibano.** Dissertação (Engenharia Civil e Ambiental). Universidade Federal de Campina Grande, Campina Grande-PB, 2019.

CUNHA, J. E. B. L.; RUFINO, I. A. A.; IDEIÃO, S. M. A.; Determinação da temperatura de superfície na cidade de Campina Grande-PB a partir de imagens do satélite Landsat 5-TM. *In.* XIV Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto, Natal, Brasil, INPE, p. 5717-5724, abril de 2009.

DELKASH, M. ZHOU, B.; HAN, B.; CHOW, F.K.; RELLA, C.W.; IMHOFF, P.T. Short-term landfill methane emissions dependency on wind. **Waste Management**, v. 55, p. 288–298, 2016.

EINOLA, J. **Biotic Oxidation of Methane in Landfill in Boreal Climatic Conditions.** University of Jyväskylä, 2010.

EMBRAPA - Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária. **Manual de procedimentos de coleta de amostras em áreas agrícolas para análise da qualidade ambiental: solo, água e sedimentos.** Editado por FILIZOLA, H. F.; GOMES, M. A. F.; SOUZA, M. D. de. Jaguariúna-SP: Embrapa Meio Ambiente, 2006, 1. ed., 169p. il. ISBN 85-85771-43-7.

ENVIRONMENTAL AGENCY. **Guidance on monitoring landfill gas surface emissions,** 2010. Disponível em: <https://assets.publishing.service.gov.uk/government/uploads/system/uploads/attachment_data/file/321614/LFTGN07.pdf>. Acesso em: 15 fev. 2021.

FREDENSLUND, A. M.; SCHEUTZ, C.; KJELDSSEN, P. Tracer method to measure landfill gas emissions from leachate collection systems. **Waste Management**, v. 30, n. 11, p. 2146–2152, 2010.

FREDLUND, D. G. Appropriate concepts and technology for unsaturated soils. **Canadian Geotechnical Journal**, v.16, n.1, p.121-139, 1979.

FREDLUND, M. D.; FREDLUND, D. G.; WILSON, G.W. Prediction of the soil-water characteristic curve from grain size distribution and volume-mass properties. *In:* SIMPÓSIO BRASILEIRO DE SOLOS NÃO SATURADOS, 3., 1997, Rio de Janeiro-RJ. **Anais...** Rio de Janeiro: ABMS, v.1, p.13-23, 1997.

FREDLUND, D. G.; RAHARDJO, H.; FREDLUND, M. D. **Unsaturated soil mechanics in engineering practice.** Wiley, Hoboken, p 9, 2012.

FREDLUND, D. G.; RAHARDJO, H. **Soil mechanics for unsaturated soils.** 1 ed. New York: John Wiley and Sons, 1993, 486p.

FREDLUND, D. G.; XING, A. Equations for the soil water characteristic curve. **Canadian Geotechnical Journal**. v. 31, n. 4, p. 521-532, 1994.

GARDNER, W. **Mathematics of isothermal water conduction in unsaturated soils.** Highway Research Board Special Report 40 International Symposium on Physico-Chemical Phenomenon in Soils, Washington D. C. 1956, pp. 78-87.

GASPARI, H. C. **Caracterização de microestruturas porosas a partir da análise de imagens digitais: permeabilidade intrínseca e fator de formação.** Dissertação (Engenharia Mecânica). Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis-SC, 2006.

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

GEBHARDT, S.; FLEIGE, H.; HORN, R. Effect of compaction on pore functions of soils in a Saalean moraine landscape in North Germany. **Journal of Plant Nutrition and Soil Science,** 172(5), 688–695, 2009.

GGA/UFCG – GRUPO DE GEOTECNIA AMBIENTAL DA UNIVERSIDADE FEDERAL DE CAMPINA GRANDE. **Distribuição das áreas de coleta de solo da camada de cobertura da macrocélula 01,** 2021.

GONÇALVES, F. **Estudo das curvas de retenção e condutividade hidráulica estimadas pela equação de Van Genuchten (1980) para diferentes tipos de solos.** Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) - Universidade Federal do Espírito Santo, Vitória, 2012, 138p.

GONÇALVES, F.; SOUZA, C.H.U.; TAHIRA, F.S.; FERNANDES, F.; TEIXEIRA, R.S. Incremento de lodo de ETA em barreiras impermeabilizantes de aterro sanitário. **Revista DAE,** n. 205, 2017.

GONDIM, T. F. **Aplicação geotécnica de resíduo de mineração em sistemas de cobertura final de aterros sanitários.** Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) - Universidade Federal do Rio Grande do Norte, Natal, 2020, 93p.

GUEDES, M. J. F. **Estudo das emissões de biogás em aterro de resíduos sólidos urbanos no semiárido brasileiro.** (Tese de Doutorado em Recursos Naturais). Campina Grande/PB. Universidade Federal de Campina Grande, Centro de Tecnologia e Recursos Naturais, 2018.

GUEDES, M. J. F.; MOREIRA, F. G. S.; SANTOS, J. J. N.; ARAUJO, P. S.; LYRA, V. M. V.; MELO, M. C.; MONTEIRO, V. E. D. Gas retention efficiency of a compacted soil landfill final cover in a semi-arid climate. **Environmental Engineering and Management Journal,** v. 20, n. 11, p. 1843-1851, 2021.

HOSSAIN, M. Z.; VON FRAGSTEIN, P.; VON NIEMSDORFF, P.; HEß, J. Effect of Different Organic Wastes on Soil Properties and Plant Growth and Yield: a Review. **Scientia Agriculturae Bohemica,** v. 48, n. 4, p. 224–237, 2017.

HUBER-HUMER, M.; AMANN, A.; BOGOLTE, T.; DOS SANTOS, M.; HAGENAUER, I.; PAULINY, W.; REICHENAUER, T.; WATZINGER, A.; WIMMER, B. **Leitfaden Methanoxidationsschichten.** Österreichischer Verein für Altlastenmanagemen (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.

IBRAHIM, A.; HORTON, R. Biochar and compost amendment impacts on soil water and pore

size distribution of a loamy sand soil. **Soil Science Society of America Journal**, v. 85, n. 4, p. 1021–1036, 2021.

INMET – INSTITUTO NACIONAL DE METEOROLOGIA. **Normais Climatológicas (1961-1990)**. Brasília: Departamento Nacional de Meteorologia, 2009.

JALILZADEH, H. **Field Performance and Water Balance Predictions of Evapotranspirative Landfill Biocovers**. Tese de M.Sc. em University of Calgary. Calgary, Canada, 2019.

JUCÁ, J.; MACIEL, F. Gas permeability of a compacted soil used in a landfill cover layer. *In*. Miller GA, Zapata CE, Houston SL, Fredlund DG (eds) Fourth international conference on unsaturated soils. American Society of Civil Engineers, Carefree, pp 1535–1546, 2006.

KABIR, M. H.; TAHA, M. R. Assessment of physical properties of a granite residual soil as a isolation barrier. **Electronic Journal of Geotechnical Engineering**, v.92c, 13pp, 2004.

KHOSHAND, A.; FALL, M. Geotechnical Characterization of Compost Based Biocover Materials. **Geotechnical And Geological Engineering**. [s.l.], v. 32, n. 2, p. 489-503, 2014.

KHOSHAND, A.; FALL, M. Geotechnical characterization of peat-based landfill cover materials. **Journal of Rock Mechanics and Geotechnical Engineering**. [s.l.], v. 8, n. 5, p. 596-604, 2016.

LANGFELDER, L.J.; CHEN, C. F.; JUSTICE, J.A. Air permeability of compacted cohesive soils. **Journal of the Soil Mechanics and Foundations Division**, v. 94, n. 4, p. 981–1002, 1968.

LARSON, R.; FARBER, B. **Estatística aplicada**. PATARRA, C. de C. (tradutor). São Paulo: Pearson Prentice Hall, 2 ed., 2004.

LI, J. H.; LI, L.; CHEN, R.; LI, D. Q. Cracking and vertical preferential flow through landfill clay liners. **Engineering Geology**, v. 206, p. 33–41, 2016.

LIMA, A. E. M. M.; PINTO JUNIOR, O. B. Quantificação de gases de efeito estufa em aterro sanitário no município de Cuiabá. **Revista Eletrônica de Gestão e Tecnologias Ambientais (GESTA)**, p. 136–144, 2020.

LIRA, B. S. **Uso de composto orgânico como material componente para camada de cobertura oxidativa**, 2017. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil e Ambiental) – Universidade Federal de Pernambuco, Recife-PE, 2017. 117p.

LOPES, R. L. **Infiltração de água e fluxo de metano em camadas de cobertura de aterros de resíduos sólidos**. Tese de Doutorado. Universidade Federal de Pernambuco. CTG. Engenharia Civil. Recife-PE. 2011.

LOPES, R. L.; MACIEL, F. J.; JUCÁ, J. T. F. Avaliação da emissão de metano em aterro experimental de resíduos sólidos na Muribeca/PE – Brasil. **Revista AIDIS de Ingeniería y Ciencias Ambientales: Investigación, desarrollo y práctica**, v.5, n.1, p.107-116, 2012.

LU, N.; LIKOS, W. J. **Unsaturated Soil Mechanics**. John Wiley e Sons, Inc., Hoboken, New Jersey. p. 556, 2004.

MACIEL, F. J. **Estudo da geração, percolação e emissão de gases no Aterro de Resíduos Sólidos da Muribeca - PE**. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil). Universidade Federal do Pernambuco, Recife-PE, 2003.

MAGALHÃES, A. F.; LOPES, S. R.; SOARES, B. L.; CARVALHO, J. A. SIMÕES, G. F. Cobertura final de aterros sanitários: uma abordagem conservacionista ambiental. **REVISTA AIDIS de Ingeniería y Ciencias Ambientales: Investigación, desarrollo y práctica.**, v. 13, n. 3, p. 669–681, 2020.

MARIANO, M. O. H. **Avaliação da retenção de gases em camadas de cobertura de aterro de resíduos sólido**. Tese de Doutorado. Universidade Federal de Pernambuco. Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil, Recife. 2008. 243p.

MARINHO, F. A. M. **Os solos não saturados: Aspectos teóricos, experimentais e aplicados**. Dissertação de Livre Docência, USP, 2005.

MARINHO, F. A. M.; ANDRADE M. C. J.; JUCÁ, J. F. T. Air and water permeability of a compacted soil used in a solid waste landfill in Recife, Brazil. In: The third BGA geoenvironmental engineering conference. Thomas Telford Publishing, Thomas Telford Ltd., Edinburg, Scotland, pp 437–442, 2001.

MARINHO, F. A. M.; OLIVEIRA, O. M. The filter paper method revisited. 2006. **Geotechnical Testing Journal**, USA, v. 29, n. 3, p. 250-258, 2006.

MASROURI, F.; BICALHO, K. V.; KAWAI, K. Laboratory Hydraulic Testing in Unsaturated Soils. **Geotechnical and Geological Engineering**, v. 26, n.6, p. 691–704, 2008

MENDONÇA, R. M. G. **Estudo da difusão de oxigênio em materiais de cobertura**. Tese (Doutorado em Engenharia Civil). Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro-RJ, 2007.

MONCADA, M. P. H. **Avaliação de propriedade hidráulicas de solos tropicais não saturados**. 2008 324f. Tese (Doutorado em Engenharia Civil) – Pontifícia Universidade Católica – Rio, Rio de Janeiro-RJ, 2008.

MORACI, N.; BUSANA, S.; CORTELLAZZO, G.; FAVARETTI, M.; MANDAGLIO, M.C.; SCHEPIS, M. Design and construction of a compacted clay liner in the cover system of a MSW landfill using not standard procedures. **Canadian Geotechnical Journal**, v. 55, n. 8, p. 1182-1192, 2018.

MOREIRA, F. G. S. **Emissões fugitivas de biogás em Célula de aterro sanitário**. (Dissertação de Mestrado). Campina Grande. Programa de Pós-Graduação em Engenharia e Ambiental. Universidade Federal de Campina Grande. 2018, 90p.

MOURA, M. S. B.; GALVINCIO, J. D.; BRITO, L. T. L.; SOUZA, L. S. B.; SÁ, I. I. S.; SILVA, T. G. F. **Clima e água de chuva no semi-árido**. Potencialidades da água de chuva no SemiÁrido brasileiro. cap. 2, p. 37-59. Petrolina: Embrapa Semi-Árido, 2007.

MUALEM, Y. A New Model for Predicting the Hydraulic Conductivity of Unsaturated Porous Media. **Water Resources Research**, [s.l.], v. 12, n. 3, p. 513-522, 1976.

NDANGA, É. M.; BRADLEY, R. L.; CABRAL, A. R. Does vegetation affect the methane oxidation efficiency of passive biosystems? **Waste Management**, v. 38, p. 240–249, 2015.

NI, J. J.; NG, C. W. W. Long-term effects of grass roots on gas permeability in unsaturated simulated landfill covers. **Science of the Total Environment**, v. 666, p. 680–684, 2019.

NOOR, R. S.; HUSSAIN, F.; ABBAS, I.; UMAIR, M.; SUN, Y. Effect of compost and chemical fertilizer application on soil physical properties and productivity of sesame (*Sesamum Indicum* L.). **Biomass Conversion and Biorefinery**, 2020.

OLIVEIRA, F. J. S.; JUCÁ, J. F. T. Transporte de anilina em um solo siltoso usado no sistema de impermeabilização de um aterro de resíduos sólidos urbanos. **Revista Saúde e Ambiente / Health and Environment Journal**, v. 4, p. 27–33, 2003.

PERDOK, U.; KROESBERGEN, B.; HOOGMOED, W. Possibilities for modelling the effect of compression on mechanical and physical properties of various Dutch soil types. **Soil and Tillage Research**, v. 65, n. 1, p. 61–75, 2002.

PHAM, B. T.; QI, C.; HO, L. S.; NGUYEN-THOI, T.; AL-ANSARI, N.; NGUYEN, M. D.; PRAKASH, I. A Novel Hybrid Soft Computing Model Using Random Forest and Particle Swarm Optimization for Estimation of Undrained Shear Strength of Soil. **Sustainability**, v. 12, n. 6, p. 2218, 2020.

PHILOPOULOS, A.; RUCK, J.; MCCARTNEY, D.; FELSKE, C. A laboratory-scale comparison of compost and sand-compost-perlite as methane-oxidizing biofilter media. **Waste Management and Research**, v. 27, p. 138–146, 2009.

RACHOR, I. M.; GEBERT, J.; GRONGROFT, A.; PFEIFFER, E. M. Variability of methane emissions from an old landfill over different time-scales. **European Journal of Soil Science**, v. 64, p. 16-26, 2013.

RAJESH, S.; VISWANADHAM, B. V. S. Hydro-mechanical behavior of geogrid reinforced soil barriers of landfill cover systems. **Geotextiles and Geomembranes**, v. 29, n. 1, p. 51-64, 2011.

RAVIKUMAR, C.; GANAPATHY, M.; KARTHIKEYAN, A.; SENTHILVALAVAN, P.; MANIVANNAN, R. Integrated nutrient management -promising way to reduce carbon dioxide and methane emission in flooded rice ecosystem: A review. **Journal of Applied and Natural Science**, v. 13, n. 1, p. 385 – 395, 2021.

ROCHA, B. P. **Caracterização geotécnica de solos tropicais não saturados por meio de ensaios de campo**. Tese (Doutorado em Geotecnia) – Escola de Engenharia de São Carlos da Universidade de São Paulo, p. 242, 2018.

ROMAN, P.; MARTINEZ, M.M.; PANTOJA, A. Farmer's Compost Handbook: Experiences in Latin America. Composting parameters and compost quality: A literature review. **Org. Agric**, v. 8, [s.n], p. 141–158, 2015.

ROWER, I. U.; GEBERT, J.; STREESE-KLEEGER, J.; KLEINSCHMIDT, V.; MELCHIOR S.; SCHARFF, H.; PFEIFFER E. M. Heterogeneous emission from a biocover designed for methane oxidation. *In*. 7th intercontinental landfill research symposium (ICLRS). Poster presentation, Lulea, Sweden, 2012.

SÁNCHEZ, Ó.J.; OSPINA, D.A.; MONTOYA, S. Compost supplementation with nutrients and microorganisms in composting process. **Waste Management**, v. 69, [s.n], p. 136–153, 2017.

SANTOS, J. J. N. **Caracterização geotécnica de misturas de solo e composto orgânico para uso como biocoberturas em aterros sanitários**, 2019. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil e Ambiental) – Universidade Federal de Campina Grande, Campina Grande-PB, 2019.

SARI, K.; RIDWAN, I.; PUTRY M, N. A. Soil-Compost Mixture as Alternative Material for Soil Cover Landfill *In*.: IOP Conference Series: Materials Science and Engineering, 875, 012018, 2020.

SAYARA, T.; BASHEER-SALIMIA, R.; HAWAMDE, F.; SÁNCHEZ, A. Recycling of Organic Wastes through Composting: Process Performance and Compost Application in Agriculture. **Agronomy**, v. 10, n. 11, p. 1838, 2020.

SCHEUTZ, C.; PEDERSEN, R. B.; PETERSEN, P. H.; JØRGENSEN, J. H. B.; UCENDO, I. M. B.; MØNSTER, J. G.; SAMUELSSON, J.; KJELDSEN, P. Mitigation of methane emission from an old unlined landfill in Klintholm, Denmark using a passive biocover system. **Waste Management**, v. 34, n. 7, p. 1179–1190, 2014.

SCHEUTZ, C.; FREDENSLUND, A. M.; CHANTON, J.; PEDERSEN, G. B.; KJELDSEN, P. Mitigation of methane emission from Fakse landfill using a biowindow system. **Waste Management**, 31(5), 1018–1028, 2011.

SCHEUTZ, C.; KJELDSEN, P. Guidelines for landfill gas emission monitoring using the tracer gas dispersion method. **Waste Management**, n. 85, p. 351–360, 2019.

SILVA, M. C. C. P.; LEITE, V. D.; ALBUQUERQUE, M. V.C.; CARTAXO, A. S. B.; RAMOS, R. O.; LOPES, W. S. Tratamento de lixiviado de aterro sanitário aplicando *Chlorella* sp. imobilizada em diferentes matrizes poliméricas. **Research, Society and Development**, v. 9, n. 7691210865, p. 1–33, 2020.

SILVA, T. N.; FREITAS, F. S. N.; CANDIANI, G. Avaliação das emissões superficiais do gás de aterros sanitários de grande porte. **Engenharia Sanitaria e Ambiental**, v. 18, n. 2, p. 95–104, 2013.

SILVA, W. K. A. S.; TAGLIAFERRO, E. R. Aterro sanitário - a engenharia na disposição final de resíduos sólidos Landfill - engineering in the final disposal of solid waste. p. 12216–12236, 2021.

SILVEIRA, L. R.; BRITO, A. S.; MOTA, J. C. A.; MORAES, S. O.; LIBARDI, P. L. Sistema de aquisição de dados para equipamento de medida da permeabilidade intrínseca do solo ao ar. **Revista Brasileira de Ciência Do Solo**, v. 35, n. 2, p. 429–436, 2011.

SLATYER, R.O. Plant-water relationships. Academic Press, New York, pp 73–77, 1967.

SOUZA, C. A.; GUIMARÃES, C. C.; VELASCO, G. D. N. Reaproveitamento de resíduos de poda e sua colaboração para atingir os Objetivos de Desenvolvimento Sustentável. **13º Seminário Internacional NUTAU**, p. 83–88, 2020.

SSSA - Soil Science Society of America. **Glossary of soil science terms**, Madison, 1984.

STERN, J.C.; CHANTON, J.; ABICHOU, T.; POWELSON, D.; YUAN, L.; ESCORIZA, S.; BOGNER, J. Use of biologically active cover to reduce landfill methane emissions and enhance methane oxidation. **Waste Management**, v. 27, p. 1248-1258, 2007.

SUN, D. A.; SHENG, D. C.; HB, C. U. I.; LI, J. Effect of density on the soil-water-retention behavior of compacted soil. *In*. Fourth International Conference on Unsaturated Soils, Arizona, pp 1338–1347, 2006.

TRAVAR, I.; ANDREAS, L.; KUMPIENE, J; LAGERKVIST, A. Development of drainage water quality from a landfill cover built with secondary construction materials. **Waste Management**, v. 35, p. 148–158, 2015

USEPA – UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. **Technical guidance for RCRA/CERCLA final covers**. Office of solid waste and emergency response. EPA-540-R-04-007. Washington DC. USEPA, 2004. 421p.

VAHEDDOOST, B.; GUAN, Y.; MOHAMMADI, B. Application of hybrid ANN-whale optimization model in evaluation of the field capacity and the permanent wilting point of the soils. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 27, p. 13131–13141, 2020.

WAISCZIK, D. H. D. R.; DE LIMA, J. T. Leachate production estimation for a landfill in south of Brazil using Hydrus-1D. **E3S Web of Conferences**, v. 195, p. 1–6, 2020.

WANG, Q.; XIE, H.; WU, J.; ZHAN, L.; QIU, Z. Experimental investigation on methane advection and diffusion in geosynthetic clay liners. **Geotextiles and Geomembranes**, 49(2), 442–451, 2021a.

WANG, Q.; ZUO, X.; FEI, S.; XIE, H.; QIU, Z.; SUN, Z. A semi-analytical model for methane transport and oxidation in a soil cover. **Computers and Geotechnic**. 134, 104117, 2021b.

WARMADEWANTHI, I. D. A. A.; CHRYSTIADINI, G.; KURNIAWAN, S. B.; ABDULLAH, S. R. S. Impact of degraded solid waste utilization as a daily cover for landfill on the formation of methane and leachate. **Bioresource Technology Reports**, 15, 100797, 2021.

WEBER, J.; KARCZEWSKA, A.; DROZD, J.; LICZNAR, M.; LICZNAR, S.; JAMROZ, E.; KOCOWICZ, A. Agricultural and ecological aspects of a sandy soil as affected by the application of municipal solid waste composts. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 39, n. 6, p. 1294–1302, 2007.

WILSHUSEN, J. H.; HETTIARATCHI, J. P. A.; STEIN, V. B. Long-term behavior of passively aerated compost methanotrophic biofilter columns. **Waste Management**, v. 24, n. 7, p. 643-653, 2004.

XIE, H.; WANG, Q.; WU, J.; CHEN, Y. Analytical model for methane migration through fractured unsaturated landfill cover soil. **Engineering Geology**, v. 255, n. April, p. 69–79, 2019.

ZHANG, D.; WANG, J.; CHEN, C. Gas and liquid permeability in the variably saturated compacted loess used as an earthen final cover material in landfills. **Waste Management**. [s.l.], v. 105, p. 49-60, 2020.