



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

**EFICIÊNCIA DE *BIOWINDOWS* PARA MITIGAÇÃO DAS EMISSÕES
FUGITIVAS DE METANO EM ATERROS SANITÁRIOS DE REGIÕES
SEMIÁRIDAS**

JEOVANA JISLA DAS NEVES SANTOS

CAMPINA GRANDE – PB

2023

JEOVANA JISLA DAS NEVES SANTOS

**EFICIÊNCIA DE *BIOWINDOWS* PARA MITIGAÇÃO DAS EMISSÕES
FUGITIVAS DE METANO EM ATERROS SANITÁRIOS DE REGIÕES
SEMIÁRIDAS**

Tese 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 Doutor (a) em Engenharia Civil e Ambiental.

Área de Concentração: Geotecnia

Linha de pesquisa: Obras de Terra e Geotecnia Ambiental

Orientadora: Prof^a. Dr^a. Veruschka Escarião Dessoles Monteiro

Coorientador: Prof. Dr. Márcio Camargo de Melo

CAMPINA GRANDE – PB

2023

S237e

Santos, Jeovana Jisla das Neves.

Eficiência de *Biowindows* para mitigação das emissões fugitivas de metano em aterros sanitários de regiões semiáridas / Jeovana Jisla das Neves Santos. - Campina Grande, 2023.

161 f. : color.

Tese (Doutorado em Engenharia Civil e Ambiental) - Universidade Federal de Campina Grande, Centro de Tecnologia e Recursos Naturais, 2023.

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

Referências.

1. Aterros Sanitários. 2. Geotecnia. 3. Oxidação Biológica de Metano. 4. Camada de Cobertura. 5. Composto Orgânico. 6. Gases de Efeito Estufa. 7. Solos Não Saturados. 8. Semiárido. 9. Biosistemas. I. Monteiro, Veruschka Escarião Dessoles. II. Melo, Márcio Camargo. III. Título.

CDU 628.472.3(043)

JEOVANA JISLA DAS NEVES SANTOS

**EFICIÊNCIA DE *BIOWINDOWS* PARA MITIGAÇÃO DAS EMISSÕES FUGITIVAS
DE METANO EM ATERROS SANITÁRIOS DE REGIÕES SEMIÁRIDAS**

TESE APRESENTADA AO PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA
CIVIL E AMBIENTAL DA UNIVERSIDADE FEDERAL DE CAMPINA GRANDE –UFCG.

Aprovado em: 28/07/2023

BANCA EXAMINADORA

Profa. Dra. Veruschka Escarião Dessoles Monteiro
(Orientadora – Universidade Federal de Campina Grande - UFCG)

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

Dr. William de Paiva
(Examinador interno – Universidade Federal de Campina Grande - UFCG)

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

Dr. Nilo Cesar Consoli
(Examinador Externo – Universidade Federal do Rio Grande do Sul - UFRGS)

Dr. Fernando Antônio Medeiros Marinho
(Examinador Externo – Universidade de São Paulo - USP)



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 DOUTOR EM ENGENHARIA CIVIL E AMBIENTAL**


2. **ALUNO(A): JEOVANA JISLA DAS NEVES SANTOS / COMISSÃO EXAMINADORA: DR.ª VERUSCHKA ESCARIÃO DESSOLES MONTEIRO - PPGECA/UFCG (PRESIDENTE) - ORIENTADORA; DR. MÁRCIO CAMARGO DE MELO – PPGECA/UFCG – COORIENTADOR; DR. WILLIAM DE PAIVA - PPGECA/UFCG - EXAMINADOR INTERNO, DR. FERNANDO ANTÔNIO MEDEIROS MARINHO – USP/SP – EXAMINADOR EXTERNO; DR. NILO CESAR CONSOLI - PPGEC/UFRGS - EXAMINADOR EXTERNO; DR. GERSON MARQUES DOS SANTOS - UNIVASF - EXAMINADOR EXTERNO (PORTARIA 22/2023). / TITULO DA TESE: “EFICIÊNCIA DE BIOWINDOW PARA MITIGAÇÃO DAS EMISSÕES FUGITIVAS DE METANO EM ATERRO SANITÁRIO DO SEMIÁRIDO” / ÁREA DE CONCENTRAÇÃO: GEOTECNIA / HORA DE INICIO: 14:00HORAS / NO LABORATÓRIO DE PAVIMENTOS, BLOCO CT, CAMPUS SEDE DA UFCG, EM CAMPINA GRANDE, DE FORMA HÍBRIDA.**

3. **EM SESSÃO REALIZADA EM FORMATO HÍBRIDO, APÓS EXPOSIÇÃO DE CERCA DE 40 MINUTOS, O(A) ALUNO(A) FOI ARGUIDO(A) ORALMENTE PELOS MEMBROS DA COMISSÃO EXAMINADORA, TENDO DEMONSTRADO SUFICIÊNCIA DE CONHECIMENTO E CAPACIDADE DE SISTEMATIZAÇÃO NO TEMA DE SUA TESE, SENDO-LHE ATRIBUÍDO 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 TESE, 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, FLÁVIO PEREIRA DA CUNHA, SECRETÁRIO, ALUNO E OS MEMBROS DA COMISSÃO EXAMINADORA PRESENTES.**

4. **CAMPINA GRANDE, 28 DE JULHO DE 2023**

5.

6.

Documento assinado digitalmente
 FERNANDO ANTONIO MEDEIROS MARINHO
Data: 11/08/2023 08:19:16-0300
Verifique em <https://validar.iti.gov.br>

7.

8.

9. **FERNANDO ANTÔNIO MEDEIROS MARINHO – USP – EXAMINADOR EXTERNO**



Documento assinado eletronicamente por **Jeovana Jisla das Neves Santos, Usuário Externo**, em 31/07/2023, às 10:16, 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 31/07/2023, 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](#).



Documento assinado eletronicamente por **VERUSCHKA ESCARIO DESSOLES MONTEIRO, PROFESSOR(A) DO MAGISTERIO SUPERIOR**, em 31/07/2023, às 11:24, 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 **MARCIO CAMARGO DE MELO, PROFESSOR(A) DO MAGISTERIO SUPERIOR**, em 31/07/2023, às 12:10, 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 **FLAVIO PEREIRA DA CUNHA, SECRETÁRIO (A)**, em 31/07/2023, às 15:04, 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 **Gerson Marques dos Santos, Usuário Externo**, em 31/07/2023, às 15:58, 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 **Nilo Cesar Consoli, Usuário Externo**, em 10/08/2023, às 11:54, 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 **3561278** e o código CRC **0A9B17D3**.

Dedicatória

Dedico essa tese a Deus, Senhor e Pai, O qual me segurou pela mão e me ajudou a chegar até aqui. À minha amada mãe, que sempre me apoiou e não mediu esforços para que eu estudasse, e ao meu querido avô-pai Antônio Jerônimo (*in memoriam*).

AGRADECIMENTOS

Ao chegar ao fim desta árdua luta, posso olhar para trás e ver que tenho muito a agradecer. Primeiramente ao meu Deus e Pai, que derramou uma graça especial para que eu finalizasse essa escrita, proveu, levantou pessoas para me ajudar e, acima de tudo, me deu a salvação.

À minha família, em especial minha mãe, que lutou sobremaneira para criar a mim e a meu irmão, mesmo sozinha. Ao meu avô querido (*in memoriam*), que sempre se alegrava com cada conquista minha e era quem mais se orgulhava de mim por gostar de estudar. Saudades sem fim!

Ao meu companheiro de trabalho desde o mestrado, e agora namorado, Jordan. Seu apoio, cuidado e companheirismo foram importantes demais para que eu chegasse aqui. Muito obrigada!

Às minhas amigas mais chegadas, Jamile, Jaqueline, Margareth, Taline, Fabiana, Morgânia, Flaviana, Mairly, Fernanda, muito obrigada pela amizade, apoio e por dividir muitos momentos na caminhada. Aos amigos da IPMS e MF, Kelly, Tarciso, Dorinha, Pastor Robson, Téó, Bernadete, Layane Thalita, muito obrigada pelo apoio, principalmente em momentos de muita dificuldade no início desse doutorado, sem auxílio financeiro.

Ao professor Alexandre Cabral, pela oportunidade e por ter me recebido tão bem no Canadá, além de todas as orientações feitas antes, durante e após o processo de estágio de pesquisa na Université de Sherbrooke.

Aos amigos queridos que fiz em Sherbrooke, Jéssica Leindorf, Tatiane, Thierry, Gisah, Diego, obrigada por todos os momentos compartilhados e por terem feito eu me sentir tão bem acolhida, estando a mais de 8.000 km de distância do meu país.

Aos colegas do Grupo de Geotecnia Ambiental (GGA) pela convivência, compartilhamento e ajuda nas muitas tarefas da pesquisa, especialmente aos dos subgrupos de solos e biogás, Pablllo, Carlos, Tuilly, e os que já passaram pelo GGA, como Josi, Gleson, Thiago Sena, Elisa, Letícia, Samanda e Eduarda.

Aos meus orientadores, Veruschka Monteiro e Márcio Camargo, pelas orientações e pelos anos de convivência no GGA, desde 2013.

À banca examinadora, representada pelos professores Fernando Marinho, Nilo, Gerson e William, pela qual me alegro muito em ter recebido as orientações e feedback.

À Capes, pelo auxílio financeiro ao longo de todo o período.

A todos que, direta ou indiretamente, contribuíram para esse trabalho, **muito obrigada!**

“Talvez não tenha conseguido fazer o melhor, mas lutei para que o melhor fosse feito. Não sou o que deveria ser, mas graças a Deus, não sou o que era antes”

Martin Luther King

RESUMO

Biosistemas de Oxidação Passiva de Metano fundamentam-se na otimização de condições geotécnicas das camadas de cobertura de aterros sanitários para que os processos de oxidação e redução das emissões de metano ocorram e envolvem *biowindow*, biofiltro e biocobertura. Estudos destes sistemas em regiões de clima semiárido ainda são incipientes, principalmente no Brasil. Dessa forma, o objetivo deste trabalho consiste em investigar a eficiência de *biowindows* para mitigação das emissões de metano em aterros sanitários de regiões semiáridas. A área de estudo foi um Aterro Sanitário localizado no semiárido brasileiro, e a metodologia envolveu três etapas. Inicialmente foi feito um Estudo-base das emissões de metano e dióxido de carbono na camada de cobertura da Célula 1 do Aterro Sanitário, para verificação de locais de maiores emissões (*hotspots*) de gases e direcionamento de área para análise da redução das emissões de metano. Em laboratório, foram realizados ensaios de caracterização geotécnica, físico-química, permeabilidades à água e ao ar e análises de sucção das amostras de solo, coletadas da camada de cobertura da Célula 1, composto orgânico e misturas de solo e composto orgânico, nas proporções, em peso, de 3:1, 1:1 e 1:3. Em campo, na área definida pelo Estudo-base, foi realizada a instalação de duas *biowindows*, Bio1, com camada de oxidação composta de solo e mistura solo-composto orgânico, e Bio2, com camada de oxidação composta apenas de solo local. Os resultados do Estudo-base indicaram que as emissões de metano variaram de 0 a 386,7 g.m⁻².dia⁻¹, associadas a ocorrência de menor grau de compactação e valores elevados de grau de saturação e umidade do solo, no ponto de maior emissão de metano. A mistura 3:1 se enquadrou na maioria dos critérios de normativas nacionais e internacionais para camadas de cobertura de aterros sanitários. Verificou-se uma alta variabilidade espacial na área de mitigação, com os fluxos de metano na base muito maiores para a Bio1. A eficiência média de oxidação de metano para a Bio1 foi de 85%, enquanto para a Bio2 foi de 96%, e a Bio1 apresentou uma boa resiliência no funcionamento, mesmo após eventos de altos fluxos de base de metano ou de maior volume de chuva acumulado. A zona de oxidação de metano para a Bio1 ocorreu entre as profundidades de 0,10m e 0,30m, nos períodos seco e chuvoso, e entre 0,10 e 0,50m, para a Bio2, no período chuvoso. A identificação de maior emissão de metano, por meio do Estudo-base, direcionou o local na camada de cobertura para intervenção com *biowindow*. Além disso, a eficiência das *biowindows* relacionou-se a maiores fluxos de entrada de metano e volume de chuva acumulado nos 3 dias anteriores às medições, que foi testificado pelas análises estatísticas. A eficiência do Biosistema pode ser explicada pela capacidade oxidativa ao longo do período monitorado, associada à adequação dos materiais a parâmetros geotécnicos, bem como adaptabilidade às condições da região estudada.

Palavras-chave: Oxidação biológica de metano, Camada de cobertura, composto orgânico, Gases de Efeito Estufa, aterros sanitários, solos não-saturados, semiárido.

ABSTRACT

Passive Methane Oxidation Biosystems are based on the optimization of geotechnical conditions of landfill cover layers for the oxidation process and mitigation of methane emissions to occur and involve biowindow, biofilter and biocover. Studies of these systems in semi-arid regions are still incipient, especially in Brazil. Thus, the objective of this work is to investigate the efficiency of biowindows for mitigation of methane emissions in landfills in semi-arid regions. The study area was a landfill located in the Brazilian semi-arid region, and the methodology involved three steps. Initially, a baseline study of methane and carbon dioxide emissions was carried out in the cover layer of Cell 1 of the Landfill, to verify the locations of higher emissions (hotspots) of gases and targeting of areas for mitigation of methane emissions. In the laboratory, tests were carried out on geotechnical, physical and chemical characterizations, water and air permeability, and suction analyses of soil samples collected from the cover layer of the Landfill, organic compost, and mixtures of soil and organic compost, in the weight proportions of 3:1, 1:1, and 1:3. In the field, in the area defined by the base study, two biowindows were installed, Bio1, with an oxidation layer composed of soil and soil-organic-compost mixture, and Bio2, with an oxidation layer composed only of local soil. The results of the baseline study indicated that methane emissions ranged from 0 to $386.7 \text{ g.m}^{-2} \text{ day}^{-1}$, associated with a lower degree occurrence of compaction and high degrees of saturation and soil moisture at the point of the highest methane emission. The 3:1 mix met most of the criteria of national and international standards for landfill cover layers. There was high spatial variability in the mitigation area, with the base methane fluxes much higher for Bio1. The average methane oxidation efficiency for Bio1 was 85%, while for Bio2 it was 96%, and Bio1 showed good resilience in operation even after events of high methane base flows or higher accumulated rainfall volume. The methane oxidation zone for Bio1 occurred between the depths of 0.10m and 0.30m in the dry and rainy periods, and between 0.10 and 0.50m for Bio2 in the rainy period. The identification of the highest methane emissions through the baseline study led to the site in the roof layer being targeted for biowindow intervention. In addition, the efficiency of the biowindows was related to higher methane input fluxes and accumulated rainfall volume in the 3 days prior to the measurements, which was tested by statistical analyses. The efficiency of the biosystem can be explained by the oxidative capacity over the period monitored, associated with the suitability of the materials to geotechnical parameters, as well as adaptability to the conditions of the region studied.

Keywords : Biological methane oxidation, Cover layer, organic compost, Greenhouse Gases, landfills, unsaturated soils, semi-arid.

LISTA DE FIGURAS

FIGURA 1 - COMPONENTES DE EMISSÃO DE GASES EM ATERROS SANITÁRIOS	23
FIGURA 2- REPRESENTAÇÃO DA ZONA DE OXIDAÇÃO EM CAMADA DE COBERTURA	26
FIGURA 3 - TIPOS DE BOPM EM ATERROS SANITÁRIOS	31
FIGURA 4. REPRESENTAÇÃO DA CURVA DE RETENÇÃO DE ÁGUA.....	41
FIGURA 5. REPRESENTAÇÃO DE UM BIOSISTEMA PARA OXIDAÇÃO DE METANO	46
FIGURA 6. FLUXOGRAMA COM AS ETAPAS DA PESQUISA	58
FIGURA 7 - MAPA COM O DETALHAMENTO DOS MUNICÍPIOS QUE DEPOSITAM RESÍDUOS NO ATERRO SANITÁRIO... 59	
FIGURA 8 – CÉLULAS ATUAIS DE DEPOSIÇÃO DE RSU.	60
FIGURA 9. DISPOSIÇÃO DOS DRENOS E QUEIMADORES NO ASCG.....	61
FIGURA 10 - DISTRIBUIÇÃO DOS PONTOS DE ENSAIO NA CAMADA DE COBERTURA.....	63
FIGURA 11 - ENSAIO DE CÂMARA DE FLUXO; A) DEMARCAÇÃO DO PERÍMETRO E ESCAVAÇÃO DA VALA; B) CRAVAÇÃO DA CÂMARA; C) RECOLOCAÇÃO DO SOLO ESCAVADO E SUA COMPACTAÇÃO; D) INSTALAÇÃO DOS EQUIPAMENTOS PARA AS MEDIÇÕES	64
FIGURA 12. PREPARAÇÃO DAS AMOSTRAS DE SOLO. A) AMOSTRAS EMBALADAS; B) SECAGEM PRÉVIA AO AR; C) DESTORROAMENTO	67
FIGURA 13. HOMOGENEIZAÇÃO DA AMOSTRA DE SOLO DO ASCG. A), B) E C) ORGANIZAÇÃO DAS PILHAS DE SOLO; D) QUARTEAMENTO; E) ACONDICIONAMENTO DA AMOSTRA HOMOGENEIZADA EM SACOS PLÁSTICOS	68
FIGURA 14. AMOSTRAS DE SOLO E COMPOSTO ORGÂNICO PARA COMPOSIÇÃO DAS MISTURAS.....	68
FIGURA 15. PERMEÂMETRO DE PAREDE FLEXÍVEL TRIFLEX 2.....	70
FIGURA 16. ESQUEMA DO ENSAIO DE PERMEABILIDADE AO AR NO EQUIPAMENTO TRIFLEX 2.	71
FIGURA 17. ROTÂMETROS UTILIZADOS	72
FIGURA 18. ENSAIO DE SUCCÃO PELO MÉTODO DO PAPEL FILTRO PARA AS 5 AMOSTRAS ESTUDADAS.....	74
FIGURA 19. PROCEDIMENTOS PARA DETERMINAÇÃO DAS FUNÇÕES DE PERMEABILIDADE AO AR. A) PREPARAÇÃO DAS AMOSTRAS NOS RESPECTIVOS TEORES DE UMIDADE; B) E C) COMPACTAÇÃO ESTÁTICA DAS AMOSTRAS; D), E) E F) COLOCAÇÃO NO PERMEÂMETRO E AJUSTES PARA REALIZAÇÃO DOS ENSAIOS	77
FIGURA 20. DESCRIÇÃO DA ÁREA EXPERIMENTAL NA CAMADA DE COBERTURA.....	79
FIGURA 21. CROQUI DA <i>BIOWINDOW</i> 1 (Bio1).....	80
FIGURA 22. CROQUI DA <i>BIOWINDOW</i> 2 (Bio2).....	80
FIGURA 23. INSTRUMENTAÇÃO INSTALADA NAS <i>BIOWINDOWS</i> . A), B) E C) SONDAS PARA MEDIÇÃO DE CONCENTRAÇÃO DE GÁS; D) E E) DMCP PARA MEDIÇÃO DE CONCENTRAÇÃO NA BASE DA COM; F) REALIZAÇÃO DO ENSAIO COM O DMCP.	81
FIGURA 24. PROCEDIMENTO PARA CÁLCULO DOS FLUXOS DE CO ₂ DECORRENTES DO PROCESSO DE RESPIRAÇÃO. 82	
FIGURA 25. ETAPAS DA INSTALAÇÃO DA Bio1 NO ATERRO SANITÁRIO.....	83
FIGURA 26. HOMOGENEIZAÇÃO DA MISTURA SOLO-COMPOSTO ORGÂNICO.....	84
FIGURA 27. MONITORAMENTO DAS <i>BIOWINDOWS</i> NO ATERRO SANITÁRIO. A) ENSAIO DE CÂMARA DE FLUXO; B) ENSAIO COM DMCP NA BASE; C) MEDIÇÃO DE CONCENTRAÇÃO DE GASES NAS SONDAS	85
FIGURA 28 - PROCEDIMENTOS DOS TESTES DE INCUBAÇÃO EM LOTE. A) PREPARAÇÃO E PESAGEM DO MATERIAL; B) INSERÇÃO DO MATERIAL NOS FRASCOS; C) PREPARO DO HEADSPACE COM CH ₄ ; D) ACLIMATAÇÃO; E) VENTILAÇÃO; F) MEDIÇÃO DAS CONCENTRAÇÕES DOS GASES	87
FIGURA 29. EMISSÕES DE CH ₄ DA CAMADA DE COBERTURA FINAL	89
FIGURA 30. MAPEAMENTO DAS EMISSÕES DE CH ₄ NA CAMADA DE COBERTURA FINAL DO ATERRO SANITÁRIO	92
FIGURA 31. FLUXOS DE CO ₂ OBTIDOS NO ENSAIO DE CÂMARA DE FLUXO.....	93
FIGURA 32. MAPA DE CALOR DAS EMISSÕES DE CO ₂ NA CAMADA DE COBERTURA FINAL DO ATERRO SANITÁRIO 94	
FIGURA 33. CONDIÇÕES METEOROLÓGICAS NO PERÍODO DE MONITORAMENTO. A) PRESSÃO ATMOSFÉRICA X FLUXOS; B) PRECIPITAÇÃO X FLUXOS.....	96
FIGURA 34. A) FLUXOS DE GASES <i>VERSUS</i> TEMPERATURA DO AR; B) FLUXOS <i>VERSUS</i> UMIDADE DO AR.....	97
FIGURA 35. CONDIÇÕES GEOTÉCNICAS E FLUXOS. A) UMIDADE DO SOLO; B) POROSIDADE DO SOLO	99
FIGURA 36. CONDIÇÕES GEOTÉCNICAS E FLUXOS. A) GRAU DE SATURAÇÃO; B) GRAU DE COMPACTAÇÃO	100
FIGURA 37. CURVAS GRANULOMÉTRICAS DOS MATERIAIS	103
FIGURA 38 – CURVAS DE COMPACTAÇÃO E SATURAÇÃO DOS MATERIAIS	107
FIGURA 39 - DADOS DA CURVA DE RETENÇÃO DE ÁGUA NA FORMA DA UMIDADE GRAVIMÉTRICA.....	112
FIGURA 40 – DADOS EXPERIMENTAIS – CURVA DE RETENÇÃO DE ÁGUA NA FORMA DO TEOR DE ÁGUA VOLUMÉTRICO.....	113
FIGURA 41 – CURVA GRAU DE SATURAÇÃO EM FUNÇÃO DA SUCCÃO MATRICIAL	115
FIGURA 42. ESTIMATIVA DA FUNÇÃO DE PERMEABILIDADE À ÁGUA PARA OS MATERIAIS	118
FIGURA 43 - ESTIMATIVA DAS PERMEABILIDADES À ÁGUA EM FUNÇÃO DO GRAU DE SATURAÇÃO.....	119
FIGURA 44. FUNÇÃO DE PERMEABILIDADE AO AR EM FUNÇÃO DA SUCCÃO MATRICIAL.....	120

FIGURA 45. FUNÇÃO DE PERMEABILIDADE AO AR EM FUNÇÃO DO GRAU DE SATURAÇÃO	121
FIGURA 46. FUNÇÕES DE PERMEABILIDADE AO AR NA DENSIDADE DE CAMPO. A) MISTURA 3:1 (SOLO-COMPOSTO ORGÂNICO); B) SOLO	122
FIGURA 47. CONDICIONANTES METEOROLÓGICOS DURANTE O MONITORAMENTO DAS <i>BIOWINDOWS</i>	124
FIGURA 48. FATORES METEOROLÓGICOS. A) CHUVA ACUMULADA <i>VERSUS</i> PRESSÃO ATMOSFÉRICA; B) PRESSÃO ATMOSFÉRICA <i>VERSUS</i> VELOCIDADE DOS VENTOS	125
FIGURA 49. TEMPERATURA E UMIDADE DO AR DURANTE O MONITORAMENTO	126
FIGURA 50. EMISSÕES DE CH ₄ ANTES E APÓS A INSTALAÇÃO DA BIO1	127
FIGURA 51. FLUXOS DE BASE E SUPERFÍCIE, EFICIÊNCIAS E QUANTIDADE OXIDADA DE CH ₄ NA BIO1.	128
FIGURA 52. PERFIS DE CONCENTRAÇÃO DE GASES NO PERÍODO MAIS SECO (BIO1).....	130
FIGURA 53. PERFIS DE CONCENTRAÇÃO DE GASES PARA O PERÍODO CHUVOSO (BIO1)	131
FIGURA 54. RAZÕES CH ₄ /CO ₂ PARA A BIO1. A) PERÍODO MAIS SECO; PERÍODO CHUVOSO	132
FIGURA 55. FLUXOS DE BASE E SUPERFÍCIE, EFICIÊNCIAS E QUANTIDADE OXIDADA DE CH ₄ NA BIO2.	134
FIGURA 56. PERFIS DE CONCENTRAÇÃO DE GASES PARA O PERÍODO SECO (BIO2)	135
FIGURA 57. PERFIS DE CONCENTRAÇÃO NO PERÍODO MAIS CHUVOSO (BIO2)	136
FIGURA 58. RAZÕES CH ₄ /CO ₂ PARA A BIO2. A) PERÍODO MAIS SECO; B) PERÍODO CHUVOSO	137
FIGURA 59. COEFICIENTES DE CORRELAÇÃO DE <i>SPEARMAN</i> - BIO1 (COM 23/03)	138
FIGURA 60. COEFICIENTES DE CORRELAÇÃO DE <i>PEARSON</i> - BIO1 (SEM 23/03).....	140
FIGURA 61. COEFICIENTES DE CORRELAÇÃO DE <i>PEARSON</i> - BIO2 (COM 23/03).....	141
FIGURA 62. COEFICIENTES DE CORRELAÇÃO DE <i>PEARSON</i> - BIO2 (SEM 23/03).....	142
FIGURA 63. POTENCIAL DE OXIDAÇÃO DE CH ₄ DAS AMOSTRAS DE SOLO E MISTURA 3:1 (SOLO-COMPOSTO ORGÂNICO).....	144

LISTA DE TABELAS

TABELA 1 - DADOS DE EMISSÕES DE CH ₄ DE DIFERENTES ATERROS SANITÁRIOS	25
TABELA 2 - CARACTERÍSTICAS DE ALGUNS ESTUDOS DE INCUBAÇÃO EM LOTE.....	53
TABELA 3. NORMAS PARA OS ENSAIOS DE CARACTERIZAÇÃO GEOTÉCNICA E ENSAIOS DE SUCÇÃO E PERMEABILIDADE.....	69
TABELA 4. RESUMO DAS EMISSÕES DE CO ₂ E CH ₄ VERIFICADAS POR MEIO DOS ENSAIOS DE CÂMARA DE FLUXO...	95
TABELA 5. CARACTERÍSTICAS FÍSICO-QUÍMICAS DAS AMOSTRAS	102
TABELA 6. DISTRIBUIÇÃO GRANULOMÉTRICA DOS MATERIAIS	104
TABELA 7 - LIMITES DE CONSISTÊNCIA DOS MATERIAIS	105
TABELA 8 - RESULTADOS DOS ENSAIOS DE PERMEABILIDADE À ÁGUA.....	108
TABELA 9 - RESULTADOS DOS ENSAIOS DE PERMEABILIDADE AO AR.....	109
TABELA 10 - PROPRIEDADES FÍSICAS DOS MATERIAIS	114
TABELA 11 - PARÂMETROS OBTIDOS POR MEIO DOS AJUSTES DO MODELO DE VAN GENUCHTEN (1980).....	116
TABELA 12 - VALOR DE ENTRADA DE AR PARA CADA MATERIAL	116
TABELA 13 - DADOS DE OCLUSÃO DO AR DOS MATERIAIS DAS <i>BIOWINDOWS</i>	123
TABELA 14 - PARÂMETROS DOS MODELOS DE REGRESSÃO ANALISADOS (NÚMERO DE DADOS, N = 32)	143
TABELA 15 - ATRIBUTOS QUÍMICOS DA MISTURA 3:1	145

LISTA DE QUADROS

QUADRO 1. CRITÉRIOS PARA VERIFICAÇÃO DOS PRESSUPOSTOS DA REGRESSÃO LINEAR	56
QUADRO 2. CLASSIFICAÇÃO DOS FLUXOS DE CH ₄ VERIFICADOS NESTE ESTUDO.....	91
QUADRO 3 – PARÂMETROS PARA COBERTURA FINAL DE ATERRO SANITÁRIO	111

LISTA DE ABREVIATURAS, SIGLAS E SÍMBOLOS

SIGLA	DESCRIÇÃO
°C	Graus Celsius
ABNT	Associação Brasileira de Normas Técnicas
AE	Área Experimental
ASCG	Aterro Sanitário em Campina Grande – PB
ASTM	American Society for Testing and Materials
BOPM	Biosistema de Oxidação Passiva de Metano
C/N	Proporção entre Carbono e Nitrogênio
CDG	Camada de distribuição de gás
VEA	Valor de Entrada de Ar
CH ₂ OH	Metanal (formaldeído)
CH ₃ OH	Oxidado a metanol
CH ₄	Metano
CH ₄ /O ₂	Proporção entre CH ₄ e O ₂
CL	Argila de baixa plasticidade
cm	Centrímetro
CO ₂	Dioxido de Carbono
COM	Camada de Oxidação de Metano
d	Diâmetro
S	Grau de saturação
DMCP	Dispositivos de Medição de Concentração e Pressão
dP/dx	Gradiente de pressão (Pa.m-1)
GC	Grau de Compactação
EMBRAPA	Empresa Brasileira de Pesquisa e Agropecuaria
g	Aceleração da gravidade (9,81 m.s-2)
gCH ₄ /m ² .h	Gramas de Metano por metro quadrado por hora
gCH ₄ .m ⁻² .dia ⁻¹	Gramas de Metano por metro quadrado por dia
GEE	Gases de Efeito Estufa
H ₂ O	Água
H ₂ S	Sulfeto de Hidrogênio (Gás Sulfídrico)
INMET	Instituto Nacional de Meteorologia
IPCC	Intergovernmental Panel on Climate Change
K	Permeabilidade intrínseca do material (m ²)
kg.m ⁻³	Quilograma por metro cúbico
kPa	Quilopascal
LGA	Laboratório de Geotecnia Ambiental
GGA	Grupo de Geotecnia Ambiental
LTA	Laboratório de Tecnologias Agroambientais
MMO	Metano Mono-Oxygenase
MO	Matéria Orgânica
NBR	Norma Brasileira

O ₂	Oxigênio
P _a .m ⁻¹	Pascal por metro
Pa.s	Pascal segundo
pH	Potencial Hidrogeniônico
pMMO	Forma particulada do Metano Mono-Oxigenase
PMOB	Passive methane oxidation biosystems
GPS	Global Positioning System
ppm	Partes por Milhão
PVC	Policloreto de vinila
Q	Taxa de fluxo volumétrico (m ³ .s-1)
R ²	Coefficiente de Determinação
RSU	Resíduos Sólidos Urbanos
SC	Areia Argilosa
sMMO	Forma solúvel do Metano Mono-Oxigenase
θ _r	Teor de água residual
θ _s	Teor de água de saturação
θ _{oc}	Teor de ar na oclusão
UFMG	Universidade Federal de Campina Grande
USEPA	US Environmental Protection Agency
DMCP	Dispositivo de Medição de Pressão e Concentração
CFI	Carbon Farming Initiative
v/v	Proporção volumétrica
μ	Viscosidade dinâmica do fluido (Pa.s)
μm	Micrômetro
μmolCH ₄ /g.dia	micromol de Metano por grama por dia
ρ	Densidade do ar (1,205 kg.m-3 a 20°C)

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO.....	20
1.1	OBJETIVOS.....	22
1.1.1	Objetivo geral.....	22
1.1.2	Objetivos específicos.....	22
2	REVISÃO BIBLIOGRÁFICA.....	23
2.1	EMISSÕES FUGITIVAS DE METANO EM CAMADAS DE COBERTURA DE ATERROS SANITÁRIOS.....	23
2.2	OXIDAÇÃO BIOLÓGICA DE METANO EM CAMADAS DE COBERTURAS DE ATERROS SANITÁRIOS.....	26
2.2.1	Cinética de oxidação de metano.....	28
2.3	BIOSSISTEMAS DE OXIDAÇÃO PASSIVA DE METANO.....	29
2.3.1	Fatores que influenciam o processo oxidativo em Biossistemas de Oxidação Passiva de Metano.....	34
2.3.1.1	Fatores meteorológicos.....	35
	Temperatura ambiente.....	35
	Pressão atmosférica.....	36
	Velocidade do vento.....	36
	Precipitação.....	37
2.3.1.2	Fatores geotécnicos.....	37
	Porosidade, textura e distribuição do tamanho dos grãos.....	38
	Grau de Compactação.....	39
	Grau de Saturação.....	39
	Permeabilidades à água e ao ar em solos não saturados.....	40
2.3.1.3	Condições do meio.....	47
	Teor de umidade do solo.....	47
	pH.....	47
	Temperatura do solo.....	48
	Concentrações de CH ₄ e O ₂ no meio.....	50
2.3.2	Métodos de avaliação da oxidação em Biossistemas de Oxidação Passiva de Metano.....	50
2.3.2.1	Balanço de massa de carbono.....	50
2.3.2.2	Incubação em Lote (Cinética enzimática).....	52
2.3.2.3	Isótopos estáveis de carbono.....	54
2.3.2.4	Perfis de gases (Razões CH ₄ /CO ₂).....	55
2.4	ANÁLISE ESTATÍSTICA.....	56
3	METODOLOGIA.....	58

3.1	ÁREA DE ESTUDO	59
3.2	ETAPA 1: ESTUDO-BASE DAS EMISSÕES DE METANO E DIÓXIDO DE CARBONO NO ATERRO SANITÁRIO	62
3.2.1	Ensaio de câmara de fluxo	62
3.2.2	Mapas de calor das emissões de gases e identificação de <i>hotspots</i> de metano e dióxido de carbono	66
3.3	ETAPA 2: AVALIAÇÃO EM LABORATÓRIO DO POTENCIAL DOS MATERIAIS PARA OXIDAÇÃO DE METANO	66
3.3.1	Coleta.....	66
3.3.2	Preparação	68
3.3.3	Ensaio geotécnicos e físico-químicos	69
3.3.4	Ensaio de permeabilidades à água e ao ar	70
3.3.5	Curva de retenção de umidade.....	74
3.3.6	Estimativa de permeabilidades à água e ao ar a partir das curvas de retenção...	76
3.3.7	Determinação das funções de permeabilidade ao ar nas condições de campo ...	76
3.4	ETAPA 3: MONITORAMENTO DA OXIDAÇÃO DE METANO EM <i>BIOWINDOWS</i> APLICADAS NO ATERRO SANITÁRIO	78
3.4.1	Construção e instrumentação das <i>biowindows</i>	83
3.4.2	Monitoramento das <i>biowindows</i>	85
3.4.3	Análises estatísticas dos dados da Área Experimental	85
3.4.4	Ensaio de incubação em lote.....	86
3.4.5	Ensaio físico-químicos.....	88
4	RESULTADOS	88
4.1	ESTUDO-BASE DAS EMISSÕES DE METANO E DIÓXIDO DE CARBONO NO ATERRO SANITÁRIO	89
4.1.1	Emissões e mapeamento de CH ₄ e CO ₂ na camada de cobertura.....	89
4.1.2	Condições meteorológicas durante o Estudo-base	95
4.1.3	Condições geotécnicas e fluxos.....	98
4.2	ANÁLISE DO SOLO E MISTURAS SOLO-COMPOSTO ORGÂNICO.....	101
4.2.1	Caracterização físico-química	102
4.2.2	Caracterização e propriedades geotécnicas dos materiais	103
4.2.2.1	Distribuições granulométricas dos materiais.....	103
4.2.2.2	Limites de consistência	105
4.2.2.3	Compactação	106
4.2.2.4	Permeabilidade à água.....	108
4.2.2.5	Permeabilidade ao ar	109
4.2.3	Curvas de retenção de umidade das amostras.....	112
4.2.3.1	Estimativa de parâmetros de qualidade física dos materiais	114

4.2.3.2	Valor de Entrada de Ar.....	115
4.2.4	Estimativa das funções de permeabilidades à água e ao ar	117
4.2.5	Funções de permeabilidade ao ar nas condições de campo.....	122
4.3	MONITORAMENTO DAS <i>BIOWINDOWS</i> NA ÁREA EXPERIMENTAL.....	123
4.3.1	Condições meteorológicas e emissões de gases na Área Experimental	124
4.3.2	Monitoramento da oxidação de metano no ASCG.....	126
4.3.2.1	<i>Biowindow</i> 1 (Bio1)	126
4.3.2.2	<i>Biowindow</i> 02 (Bio2)	133
4.3.2.3	Análise estatística dos dados	137
4.3.3	Potencial dos materiais para oxidação de metano	143
4.3.4	Parâmetros físico-químicos do composto orgânico após 1 ano de monitoramento 144	
5	CONCLUSÕES	146
5.1	SUGESTÕES PARA TRABALHOS FUTUROS.....	146
	REFERÊNCIAS	148

1 INTRODUÇÃO

A camada de cobertura final de aterros sanitários deve, entre outras funções, ser eficiente quanto à redução das emissões de Gases de Efeito Estufa (GEE) para a atmosfera. Dentre estes gases, destaca-se o metano (CH_4), por ter um potencial de aquecimento global 86 vezes maior que o dióxido de carbono (CO_2), em um período de 20 anos (IPCC, 2014).

Em geral, se utiliza como medida de mitigação das emissões de CH_4 a captação para o seu aproveitamento energético ou queima, por meio de *flares*. Todavia, são verificadas perdas em forma de emissões fugitivas pelas camadas de cobertura, mesmo em aterros sanitários dotado de sistemas de captação de biogás (Teixeira *et al.*, 2009).

A oxidação biológica do CH_4 é um processo natural que ocorre nas camadas de solo de cobertura de aterros sanitários, convertendo CH_4 a CO_2 , e mediado por bactérias do tipo metanotróficas (Scheutz *et al.*, 2009). O estímulo ao processo oxidativo ocorre, geralmente, pela emissão de CH_4 dos resíduos e a entrada de O_2 do ambiente externo, propiciando as condições necessárias para a atividade dos microrganismos metanotróficos.

Nesse sentido, os Biosistemas de Oxidação Passiva de Metano (BOPM) fundamentam-se na otimização de processos oxidativos em camadas de cobertura, e abrangem as biocoberturas, *biowindows* (biojanelas) e biofiltros. São constituídos por uma Camada de Distribuição de Gás (CDG), disposta acima dos resíduos e que permite uma distribuição mais homogênea do biogás, e uma Camada de Oxidação de Metano (COM), geralmente constituída por materiais ricos em matéria orgânica, que favoreçam a atividade bacteriana, ou associação destes materiais ao próprio solo local.

As *biowindows* constituem um tipo de BOPM que pode ser instalado em pequenas áreas, escavadas dentro da própria camada de cobertura existente, e têm um melhor custo-benefício em relação às biocoberturas e biofiltros, pela maior facilidade de instalação e utilização de menor quantidade de material para compor a COM, conforme Berenjkar *et al.* (2021).

Estas tecnologias não são conflitantes com os sistemas de captação, mas correspondem a estratégias complementares para redução das emissões de gases, podendo ser aplicadas também em locais onde a concentração, vazão e pressão de gás não são adequados para queima ou aproveitamento energético. Destaca-se também a vantagem de aplicação de *biowindows* para projetos de mitigação de emissões de GEE em áreas de disposição inadequada de resíduos, como os lixões, que são locais sem controle algum dos fluxos de líquidos e gases.

Dessa forma, ao se melhorar a eficiência de mitigação de gases pela camada de cobertura por meio de *biowindows*, há uma minimização de impactos ambientais, diminuindo a emissão de CH₄ para a atmosfera, bem como uma redução de impactos sociais, promovendo uma melhor qualidade de vida das pessoas e do ambiente, tanto numa esfera local quanto regional e global, pela redução da pluma de contaminação. Adicionalmente, destacam-se os ganhos econômicos, ao se reduzir a quantidade de material para compor camadas de oxidação e utilizar materiais alternativos.

Entretanto, estudos deste tipo de Biosistema em regiões de clima semiárido ainda são incipientes. Em nível internacional, Fourie e Morris (2004) e Zhan *et al* (2020), em regiões semiáridas da África do Sul e China, respectivamente, identificaram maior potencial para oxidação de CH₄ durante o verão. Todavia, nestes estudos não houve implantação de nenhum tipo de BOPM e as condições climáticas destes locais se destacam por invernos mais frios, atingindo temperaturas em torno de 10°C, o que não ocorre na região de estudo da presente pesquisa.

No Brasil, há poucos estudos de campo sobre a oxidação de CH₄. Maldaner (2011) realizou estudos em BOPM do tipo biofiltro, em Aterro Sanitário de São Paulo, enquanto Lopes (2011) aplicou *biowindow*, porém sem a inserção de uma CDG para distribuição mais homogênea do gás. Já Franqueto *et al* (2019) e Schirmer *et al* (2022) realizaram estudos no Paraná, com instalação de *biowindow* e colunas em campo, respectivamente, mas em uma região de condições climáticas diferentes do semiárido, com invernos mais prolongados e temperaturas mais baixas.

A presente pesquisa fundamenta-se na hipótese de que as *biowindows* podem ser eficientes para reduzir *hotspots* de emissões de CH₄ nas camadas de cobertura de aterros sanitários em regiões semiáridas, que se caracterizam por período seco de maior duração, curto período chuvoso e uma evaporação que excede a precipitação.

O ineditismo consiste na investigação em campo da eficiência de oxidação de CH₄ em *biowindows* de aterro sanitário do semiárido brasileiro, considerando a influência da sazonalidade, condições meteorológicas e fluxos de entrada de CH₄. Como contribuição científica desse trabalho, tem-se o direcionamento de projetos de *biowindows*, considerando aspectos de condições meteorológicas pouco investigadas, como as do semiárido, os quais poderão servir como banco de dados de referência para o desenvolvimento de projetos semelhantes, visando a redução de emissões fugitivas de GEE por meio do processo de oxidação biológica do CH₄.

1.1 OBJETIVOS

1.1.1 Objetivo geral

Determinar a eficiência de Biossistemas do tipo *biowindow* para mitigação das emissões fugitivas de metano em Aterro Sanitário de região semiárida.

1.1.2 Objetivos específicos

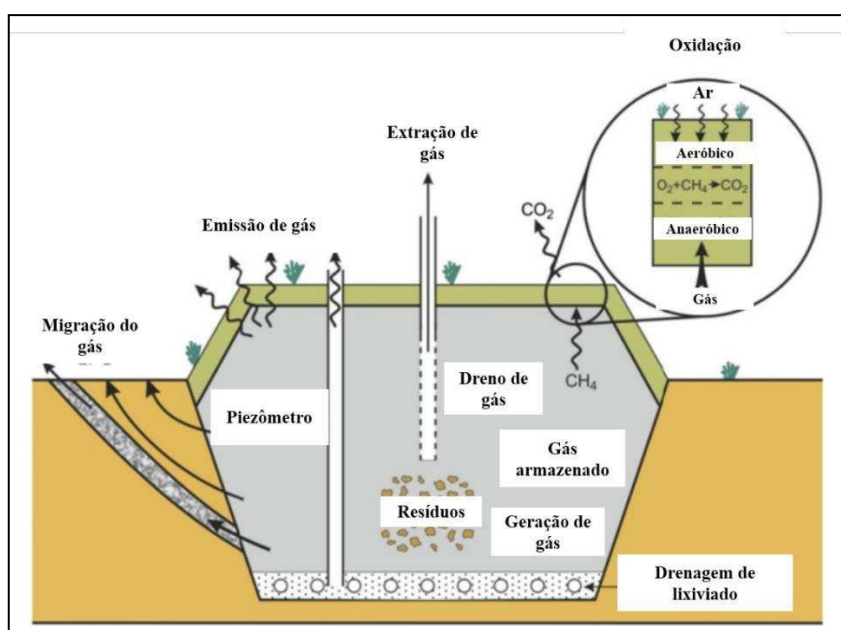
- Quantificar as emissões fugitivas de Gases de Efeito Estufa em camada de cobertura de Aterro sanitário do semiárido brasileiro;
- Identificar área (as) na camada de cobertura para possível mitigação de impactos ambientais a partir de mapas de calor de emissões de CH₄ e CO₂;
- Determinar o potencial de solo e misturas de solo e composto orgânico para oxidação de metano a partir de aspectos geotécnicos e físico-químicos;
- Analisar o desempenho de misturas de solo e composto orgânico quanto à condição não-saturada e permeabilidade ao ar;
- Compreender o processo de oxidação de CH₄ nos sistemas de *biowindows* instaladas no Aterro Sanitário, considerando os efeitos da sazonalidade, fluxos de entrada de CH₄ e as condições meteorológicas do semiárido.
- Relacionar aspectos climáticos da região à eficiência de oxidação de CH₄ das *biowindows*, utilizando ferramentas estatísticas.

2 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

2.1 EMISSÕES FUGITIVAS DE METANO EM CAMADAS DE COBERTURA DE ATERROS SANITÁRIOS

Por ter um maior potencial de aquecimento global que o CO_2 , o destino do CH_4 é importante na estimativa das emissões de GEE dos resíduos depositados em aterros sanitários. A Figura 1 esquematiza o destino do CH_4 gerado pela decomposição dos resíduos, e as emissões de gases são expressas como a soma de quatro componentes: (1) emissões de CO_2 da combustão do CH_4 coletado, (2) emissões de CH_4 não coletadas, (3) emissões de CO_2 resultantes de CH_4 oxidado na camada de cobertura do aterro sanitário; e (4) emissões de CO_2 da decomposição de resíduos.

Figura 1 - Componentes de emissão de gases em aterros sanitários



Fonte: Adaptado de Scheutz e Kjeldsen (2019)

Uma das formas de minimizar a emissão de CH_4 para a atmosfera é aproveitar o seu potencial energético por meio da implantação de sistemas de coleta do biogás em aterros sanitários. Sabe-se, porém, que nem todo o biogás gerado pode ser coletado, sendo parte dele emitida pela camada de cobertura final (Lee, Han e Wang, 2017). Além disso, os sistemas de aproveitamento de biogás não apresentam 100% de eficiência, contribuindo para que ocorra algum escape de gás para a atmosfera.

Em nível nacional, muitos estudos já foram realizados para avaliação de emissões fugitivas de CH₄ em aterros sanitários (Maciel e Jucá, 2011; Candiani e Viana, 2017; Franqueto *et al.*, 2019; Moreira *et al.*, 2020; Guedes *et al.*, 2021).

Damasceno, Carvalho e Machado (2019) realizaram estudos de emissões fugitivas em camada de cobertura de uma célula do Aterro Sanitário Metropolitano Centro, em Salvador – BA, Brasil. Os resultados encontrados variaram de 0 a 356 gCH₄.m⁻².dia⁻¹ na área estudada e foram influenciados, principalmente, tanto pela ocorrência de fissuras no solo quanto pela precipitação acumulada nos dias anteriores aos testes realizados. Estes autores destacaram que no período chuvoso o aumento da umidade, associado à limitação de uma baixa capacidade de campo do solo estudado, resultou em diminuição da permeabilidade ao gás nas áreas não fissuradas, direcionando-o para as regiões com maior ocorrência de fissuras. Desta forma, verifica-se que fatores relacionados às características geotécnicas da camada e às condições ambientais precisam ser considerados para análise do comportamento das emissões de gases.

Ao investigar os mecanismos de transporte e emissões de biogás em aterro sanitário no Oeste dos Estados Unidos, Yilmaz *et al* (2020) observaram a variação espacial e temporal das emissões dos gases CH₄, CO₂ e gás sulfídrico (H₂S) em três configurações de camada de cobertura: duas constituídas por solo classificado como CL (argila de baixa plasticidade) e uma terceira, constituída por solo classificado como SC (areia argilosa). As duas primeiras configurações estudadas apresentaram valores mínimo e máximo para as taxas de emissão de CH₄ de 0,014 g.m⁻².dia⁻¹ e 3,91 gm⁻².dia⁻¹, respectivamente. Uma maior mudança na emissão de CH₄ foi observada na localização Leste da configuração da camada de cobertura do tipo SC, em que a maior taxa de emissão e a emissão média foram 2,98 g.m⁻².dia⁻¹ e 0,31 g.m⁻².dia⁻¹, respectivamente.

Esses resultados confirmam novamente que além da variabilidade espacial e temporal é necessário considerar fatores externos e internos à camada de cobertura, como variações sazonais de temperatura ambiente, pressão atmosférica, velocidade e direção dos ventos ou temperatura e umidade do solo. Comparando-se as duas configurações citadas, percebe-se que a camada de cobertura constituída de areia argilosa apresentou menor emissão de CH₄ quando comparada às camadas com solo argiloso. Conforme Kormi *et al* (2018), uma abundância de grãos mais grossos e alta capacidade de retenção de água levará à formação de canais de água entre o solo arenoso, aumentando a tortuosidade dos caminhos de fluxo do gás.

Na Tabela 1 estão sumarizados alguns dados referentes a estudos nacionais e internacionais sobre emissões de CH₄ em camadas de cobertura de aterros sanitários.

Tabela 1 - Dados de emissões de CH₄ de diferentes aterros sanitários

Referência	Local	Emissões (g.m ⁻² .dia ⁻¹)
Regattieri (2009)	São Carlos - Brasil	0 a 90,7
Lopes (2011)	Jaboatão dos Guararapes - Brasil	0 a 151,0
Bella, Trapani e Viviani (2013)	Palermo (Itália)	0,09 a 3,11
Scheutz <i>et al</i> (2014)	Dinamarca	3 a 1.275,0
Gonzalez-Valencia <i>et al</i> (2014)	Nordeste do México	0,33 a 109,0
Abushammala, Basri e Younes (2016)	Jeram - Malásia	0 a 1.602,0
Gaméz, Maroto e Pérez (2019)	Sul da Espanha	100
Zhang <i>et al</i> (2019)	China	7,28 a 34,4
Moreira <i>et al</i> (2020)	Campina Grande - Brasil	0,09 a 2,8
Zhan <i>et al</i> (2020)	China	0 a 303,3
Duan <i>et al</i> (2021)	Dinamarca	-0,36 a 4,3
Reddy, Yargicoglu e Chetri (2021)	Estados Unidos	0 a 1.100
Scheutz <i>et al</i> (2022)	Dinamarca	0 a 872

Fonte: A autora (2022)

De acordo com a *Carbon Farming Initiative* (2021), Normativa Australiana, a taxa de emissão permitida de CH₄, por meio de uma camada de cobertura final de aterro sanitário, deve ser inferior a 60 gCH₄.m⁻².dia⁻¹. Considerando os valores máximos de emissões de CH₄ destacados na Tabela 1, percebe-se que apenas quatro estudos se enquadraram nessa normativa, entre os quais se encontra um estudo em Campina Grande – PB, mesma região de estudo desta pesquisa.

Importante destacar que o estudo de Moreira *et al* (2020) foi realizado em apenas uma célula do Aterro Sanitário em Campina Grande - PB, correspondente a uma área inferior à do presente estudo.

Reddy, Yargicoglu e Chetri (2021) também observaram uma considerável variabilidade espacial das emissões de CH_4 na camada de cobertura de aterro sanitário dos Estados Unidos, com uma área menor emitindo fluxos da ordem de $1100 \text{ gCH}_4 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{dia}^{-1}$.

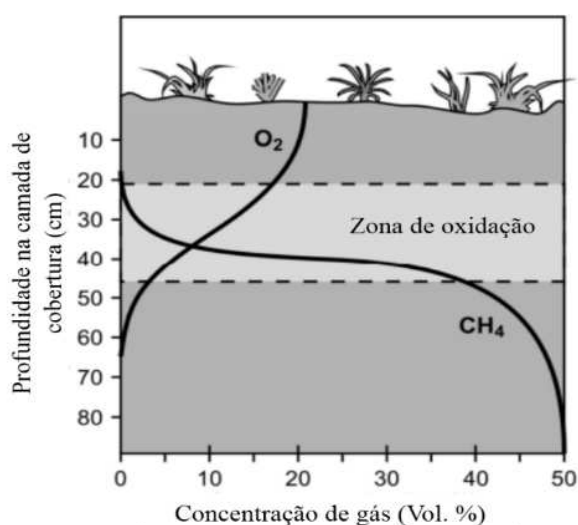
2.2 OXIDAÇÃO BIOLÓGICA DE METANO EM CAMADAS DE COBERTURA DE ATERROS SANITÁRIOS

Embora os aterros sanitários se enquadrem entre as principais fontes de emissões antropogênicas de CH_4 para a atmosfera, estima-se que uma faixa entre 10% e 90% deste gás possa ser ativamente consumida pelas bactérias metanotróficas, em solos de camadas de cobertura final (Rai *et al* 2018).

A oxidação microbiológica do CH_4 ocorre em ambientes onde o CH_4 e o O_2 estão presentes. Em camadas de cobertura de aterros sanitários, estes gases podem aparecer na mesma profundidade devido à emissão de CH_4 dos resíduos e difusão de O_2 do ar ambiente, o que fornece as condições necessárias para o desenvolvimento das bactérias metanotróficas (Scheutz *et al.*, 2009; Kjeldsen e Scheutz, 2016).

A profundidade da camada de cobertura em que estes dois gases se encontram presentes é conceituada como zona de oxidação (Figura 2). Cabral, Moreira e Jugnia (2010) concluíram em um de seus estudos que a zona de oxidação foi estabelecida entre 0,6 m e 0,8 m de profundidade da camada de cobertura. Já Pedersen, Kjeldsen e Scheutz (2010) destacam essa zona numa faixa de profundidade de 0,20 m a 0,50 m.

Figura 2- Representação da zona de oxidação em camada de cobertura



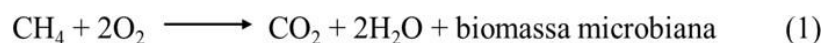
Fonte: Adaptado de Pedersen, Kjeldsen e Scheutz (2010).

Verifica-se, assim, que há uma variação desta zona de um local para outro, porém, em geral, há uma maior facilidade de oxidação do CH₄ nas regiões mais próximas à superfície. Além disso, o estabelecimento da zona de oxidação também é influenciado pelas propriedades geotécnicas do material que constitui a camada de cobertura final do Aterro Sanitário.

Entre os primeiros estudos que conduziram à constatação da existência de microrganismos metanotróficos em solos de camadas de cobertura de aterros sanitários, encontram-se os que foram realizados por Whalen, Reeburg e Sandbeck (1990) e Czepiel *et al* (1996). Os autores documentaram ocorrência da remoção de CH₄ do biogás à medida que o gás migrava através de regiões aeróbias, localizadas acima da camada de resíduos aterrados.

Segundo Einola (2010), embora existam outros grupos que oxidem o CH₄ em condições aeróbias, como fungos e bactérias nitrificantes, o grupo das metanotróficas é o que se destaca na oxidação deste gás.

A reação simplificada de oxidação de CH₄ é exotérmica e pode ser representada pela Equação 1:



De forma mais específica, o processo também pode ser entendido observando-se a ocorrência de duas etapas, as quais encontram-se descritas a seguir.

1º etapa: O CH₄ é oxidado a metanol (CH₃OH), tendo como enzima que catalisa essa reação, a Metano Mono-Oxigenase (MMO), que apresenta uma forma particulada (pMMO) e uma forma solúvel (sMMO).

2º etapa: O metanol é oxidado a formaldeído (CH₂OH), que pode ser assimilado como biomassa ou transformado em CO₂, via ácido fórmico (metanóico) (Einola, 2010).

As bactérias metanotróficas podem ser divididas em dois tipos: Tipo I, pertencentes à classe *Alfaproteobacteria* e Tipo II, pertencentes à classe *Gammaproteobacteria* (Scheutz *et al.*, 2009). Os solos que constituem as camadas de cobertura de aterros sanitários são tipicamente dominados por metanotróficos Tipo I ou Tipo II, conforme relatado em alguns estudos (Rai *et al.*, 2018).

Os microrganismos metanotróficos também podem ser classificados em bactérias de alta e baixa afinidades, conforme sua capacidade para oxidar o CH₄ em diferentes concentrações. As de alta afinidade se caracterizam por oxidar CH₄ em baixas concentrações deste gás, como a atmosférica, e as de baixa afinidade se caracterizam por oxidar o CH₄ em altas concentrações.

As bactérias de alta afinidade pertencem ao Tipo I e as de baixa afinidade ao Tipo II (Einola, 2010).

2.2.1 Cinética de oxidação de metano

Como citado anteriormente, a reação de oxidação de CH₄ é catalisada pela enzima Metano Mono-Oxigenase (MMO). Desta forma, é importante conhecer a respeito da cinética de oxidação.

A cinética de oxidação de CH₄ é descrita pela equação de Michaelis-Menten, conforme Equação 2:

$$V = \frac{V_{m\acute{a}x} [CH_4]}{K_m + [CH_4]} \quad (2)$$

Sendo:

V = taxa de oxidação de CH₄

V_{máx} = taxa de oxidação máxima de CH₄

K_m = Constante de Michaelis-Menten. Corresponde à concentração de substrato em que a taxa de reação é metade do valor máximo.

[CH₄] = Concentração do substrato. Neste caso, o CH₄.

Os valores de K_m e V_{máx} podem ser determinados a partir do método de linearização de *Lineweaver-Burk* ou duplo recíproco, que se fundamenta na inversão dos dois lados da equação de Michaelis-Menten e separação dos componentes do lado direito (Equações 3 e 4). Trata-se do método mais utilizado na literatura (De Almeida Neves, 2015).

$$\frac{1}{V} = \frac{K_m + CH_4}{V_{m\acute{a}x} [CH_4]} \quad (3)$$

$$\frac{1}{V} = \frac{K_m}{V_{m\acute{a}x}} \frac{1}{[CH_4]} + \frac{1}{V_{m\acute{a}x}} \quad (4)$$

Importante destacar que os valores de K_m são influenciados pelo tipo de bactéria metanotrófica dominante no processo de oxidação de CH_4 que, por sua vez, se relaciona às taxas CH_4/O_2 e condições de temperatura e umidade no interior da camada de cobertura (Sadasivam e Reddy, 2014). Estudos de Scheutz *et al* (2009) demonstraram que os valores de K_m podem variar de 1.000 a 25.000 ppm, em volume.

A taxa de oxidação de CH_4 , pelos métodos cinéticos, pode ser estimada a partir da regressão linear em pontos detectados (mais de 3 pontos lineares), do gráfico das concentrações de CH_4 no tempo (Kightley, Nedwell e Cooper, 1995).

Wang *et al* (2011) avaliaram a oxidação de CH_4 em solo da camada de cobertura de uma Célula do Aterro Sanitário Hangzhou Tianziling, localizado na China. A cinética de oxidação do CH_4 foi determinada incubando o solo sob uma faixa de concentrações de CH_4 variando de 0,01 a 30% (v/v).

Röwer *et al* (2011) investigaram a capacidade de oxidação do CH_4 da camada de cobertura de solo compactado em um antigo aterro de resíduos sólidos municipais no noroeste da Alemanha. A atividade metanotrófica mostrou-se sujeita a alta variabilidade espacial, com valores variando entre 4 e 233 g $CH_4.m^{-2}.dia^{-1}$. Estes autores observaram que considerando uma taxa de produção de gás de 0,71 g $CH_4.m^{-2}.dia^{-1}$, a capacidade de oxidação em todos os locais amostrados claramente excedeu o fluxo para a cobertura e pode ser considerada como um instrumento eficaz para mitigar fluxos de CH_4 .

2.3 BIOSISTEMAS DE OXIDAÇÃO PASSIVA DE METANO

Biosistemas de Oxidação Passiva de Metano (BOPM) correspondem a sistemas que podem ser instalados sobre - ou em substituição à – cobertura final de aterros sanitários, visando à mitigação das emissões de GEE. Essa tecnologia fundamenta-se na otimização das condições do ambiente para a atividade das bactérias metanotróficas, atuando como um filtro biológico, e reduzindo as emissões deste gás e outras substâncias nocivas para a atmosfera (Huber- Humer, Röder e Lechner *et al.*, 2009; Abushammala *et al.*, 2014).

Os BOPMs podem ser utilizados como estratégias complementares aos sistemas de captação de gás. Eles são interessantes também para aplicação em aterros sanitários fechados, onde não há mais viabilidade de coleta e aproveitamento do gás, devido ao baixo teor de CH_4 .

Um BOPM geralmente consiste em duas camadas: a Camada de Oxidação de Metano (COM), onde o consumo biótico de CH_4 pelas bactérias metanotróficas ocorre, e uma Camada

de Distribuição de Gás (CDG) subjacente, que tem como função distribuir homogeneamente a carga de CH₄ para a COM (Ahoughalandari, Cabral e Leroueil, 2018).

Geck (2017) destaca que a terminologia para descrever os sistemas de oxidação do metano não é universalmente aplicada, existindo autores que empregam o termo “sistemas de biomitigação”, como Bour *et al* (2015), e outros que empregam termos como “Biosistema de Oxidação Passiva de Metano” (Cabral, Moreira, Jugnia, 2010). Passivo se refere aqui à forma de fornecimento do gás, sem utilização de bombeamento, e o termo Biosistema é utilizado para diferenciar esses sistemas dos sistemas de oxidação térmica, como os *flares*.

Blom (2018) descreve as três formas de emprego dos sistemas de oxidação biótica de metano: biofiltros, *biowindows* (biojanelas) e biocoberturas.

Os biofiltros englobam uma espécie de biorreatores preenchidos com material para hospedar as bactérias oxidantes do CH₄. O fornecimento de gás é do tipo ativo.

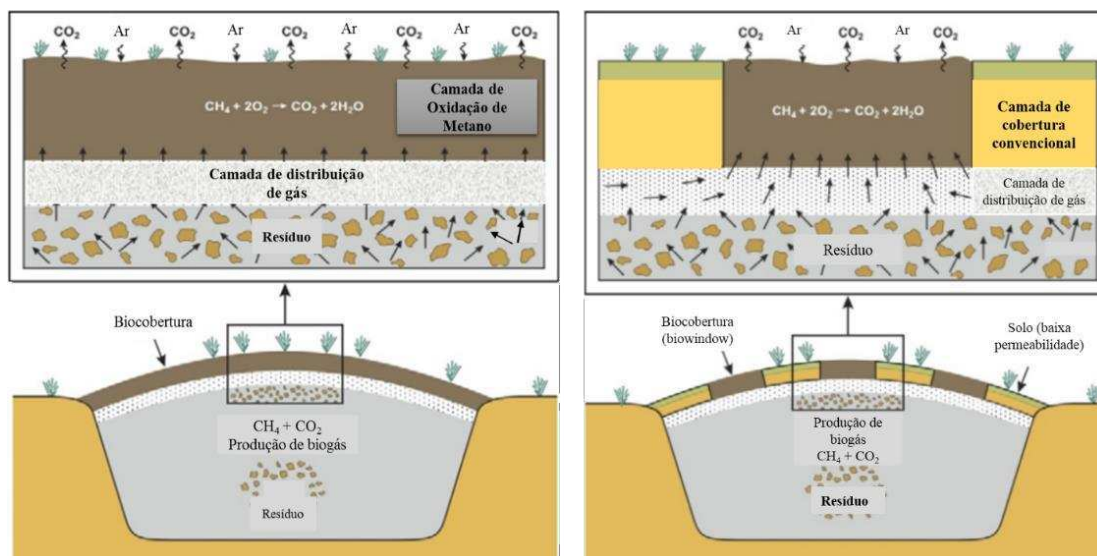
Biowindows são áreas da camada de cobertura de aterro sanitário que são projetadas e otimizadas para oxidação de CH₄. O fornecimento de gás nesse sistema é passivo.

Uma biocobertura é usada quando toda a cobertura do aterro é otimizada para a oxidação do CH₄. Destaca-se que uma distribuição homogênea de gás na área da biocobertura está relacionada a altas taxas de remoção de CH₄.

A Figura 3, adaptada de Kjeldsen e Scheutz (2016), apresenta dois tipos de BOPMs que podem ser aplicados em aterros sanitários. Em um deles toda a área do aterro sanitário é coberta por uma camada homogênea de materiais bioativos de textura mais grossa (como solo arenoso ou composto), sustentada por uma CDG. O gás é carregado passivamente para esta biocobertura.

O outro sistema incorpora a presença de uma cobertura de solo existente e pouco permeável. Algumas áreas da cobertura existente são substituídas por materiais bioativos permeáveis a gases (solo arenoso ou composto), sustentados por uma CDG. O gás também é carregado passivamente nestes sistemas, citados anteriormente como *biowindows*.

Figura 3 - Tipos de BOPM em aterros sanitários.



Fonte: Adaptado de Kjeldsen e Scheutz (2016).

Alguns estudos vêm sendo realizados para determinar a eficiência destes sistemas em aterros sanitários. Cabral, Moreira e Jugnia (2010) avaliaram a eficiência de oxidação de CH_4 em uma *biowindow* instalada na camada de cobertura do aterro sanitário St-Nicéphore, no Canadá. O objetivo foi analisar a capacidade do sistema para reduzir as emissões de CH_4 quando submetido a um aumento de carga deste gás, na sua base. Verificou-se uma correlação linear entre as taxas de remoção e as cargas de CH_4 de forma que, ao aumentar a carga de $9,3 \text{ gCH}_4 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{dia}^{-1}$ para $820 \text{ gCH}_4 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{dia}^{-1}$, atingiu-se aproximadamente 100% de eficiência de oxidação. Nota-se a importância de se considerar as variações de carga de CH_4 na base do BOPM e sua interferência no processo oxidativo.

A eficiência de mitigação das emissões de CH_4 foi também determinada por Scheutz *et al* (2011) em um sistema de *biowindow* em escala real que foi instalado no aterro Fakse, Dinamarca. Destaca-se que foi utilizado composto de resíduos de jardim como material de suporte à oxidação de CH_4 . A quantificação das emissões totais sugeriu uma redução na emissão de CH_4 de, aproximadamente, 28% ao final do período de monitoramento de um ano. A eficiência observada variou de 16% (início do monitoramento) para 41% ao final. Percebe-se que não se atingiu uma eficiência tão significativa quanto a do estudo anterior e muitos fatores podem contribuir para isso, entre eles, as características geotécnicas do material utilizado, as condições de geração e fluxo de gases do aterro sanitário, condições climáticas, dentre outros.

Ainda, o processo também requer um tempo para que a capacidade máxima de oxidação seja atingida, com a elevação da carga de entrada de CH₄, visto que há necessidade de adaptação dos microrganismos e entrada extra de O₂.

Roncato e Cabral (2012) realizaram ensaios em campo e laboratório para avaliar a eficiência de oxidação de CH₄ a CO₂ de duas biocoberturas com dois substratos diferentes: um era uma mistura de areia-composto e o outro a mesma mistura com adição de cascalho. As taxas de oxidação obtidas em campo atingiram no máximo 576 g CH₄.m⁻².dia⁻¹ para a mistura de areia-composto e 352 g CH₄.m⁻².dia⁻¹ para a segunda mistura, com eficiências de oxidação de quase 100%. Os máximos valores dessas taxas de oxidação em campo foram muito superiores às obtidas em laboratório: 115 e 118 gCH₄.m⁻².dia⁻¹, respectivamente, para uma eficiência de oxidação de 96% em ambos os casos.

Scheutz *et al* (2014) realizaram o dimensionamento de um sistema de biocobertura como parte de um plano de fechamento do aterro sanitário Klintholm, na Dinamarca. Materiais de compostagem local foram testados quanto ao seu potencial como material oxidante e uma mistura de composto de resíduos de jardim e resíduos orgânicos foi selecionada. A eficiência de oxidação de CH₄ observada para a biocobertura aplicada em campo foi de 80%.

Scheutz *et al* (2017) avaliaram a eficiência de oxidação de CH₄ em uma biocobertura instalada no aterro AV Miljø, Dinamarca, medindo-se os fluxos de entrada e de superfície de CH₄ por meio da técnica de câmara de fluxo estática. Em geral, a eficiência de oxidação do CH₄ de toda a biocobertura variou entre 81% e 100%. A taxa média de oxidação de CH₄ determinada em nove campanhas foi de, aproximadamente, 14 g.m⁻².dia⁻¹. Verifica-se que neste estudo foi considerada a medição dos fluxos de entrada (*loading*) na base da COM.

Um estudo em escala real foi realizado por Zhan *et al* (2020) em uma cobertura de barreira capilar construída no aterro de Jiangcungou em Xi' na China, uma região de clima semiárido. O objetivo foi investigar a capacidade de oxidação de CH₄ e suas variações sazonais. Além da análise das emissões e oxidação de CH₄, outros parâmetros foram monitorados durante os testes, como conteúdo de água, temperatura e composição do gás na camada de cobertura.

Neste estudo de Zhan *et al* (2020), observou-se que as taxas máximas de oxidação e emissão de CH₄ foram maiores no período de verão. Constatou-se também que o fluxo ascendente de CH₄ para o interior da camada de cobertura e a emissão superficial diminuíram significativamente, conforme o teor volumétrico de água aumentou para além de 40% (correspondente a um grau de saturação de 85%), a uma profundidade de 0,85 m. A máxima taxa de oxidação de CH₄ verificada foi de 93,3 g.m⁻².dia⁻¹.

Em seus estudos, Reddy, Yargicoglu e Chetri (2021) tiveram como objetivo validar em um aterro sanitário ativo no nordeste de Illinois, nos Estados Unidos, os experimentos realizados em laboratório para três configurações de camadas de cobertura, com solo modificado com *biochar*, nas proporções de 2%, 10% e 100% de *biochar* (carvão vegetal).

Estes autores compararam as taxas de oxidação de CH₄ verificadas no experimento de solo controle com os que foram modificados pela adição de *biochar* e perceberam que as maiores taxas de oxidação foram identificadas para as camadas de solo controle, as quais foram submetidas a maiores fluxos de CH₄ em comparação às demais. É possível inferir, a partir disso, que essa maior carga de CH₄ fornecida pode ter contribuído para uma maior ativação das bactérias metanotróficas, e que o tempo de retenção deste gás na camada de solo controle foi suficiente para ocorrência do processo de oxidação de CH₄.

Um fato interessante do estudo citado anteriormente é que a camada de solo modificada por *biochar* na proporção de 10%, mesmo submetida a um fluxo de CH₄ cerca de 25% menor que os fluxos a que foi submetida a camada de solo controle, apresentou taxa de oxidação de CH₄ próxima ao solo (257-289 $\mu\text{molCH}_4\cdot\text{g}^{-1}\cdot\text{dia}^{-1}$), no valor de 260 $\mu\text{molCH}_4\cdot\text{g}^{-1}\cdot\text{dia}^{-1}$. Entretanto, em virtude da heterogeneidade dos resíduos, que conduziu a uma carga de CH₄ não uniforme, os autores destacaram a dificuldade em quantificar de forma mais precisa o efeito do material *biochar* nas taxas de oxidação de CH₄.

Esta não uniformidade na distribuição de CH₄ para a camada, provavelmente está também relacionada ao efeito de barreira capilar, destacado por Athoughalandari e Cabral (2017). Dessa forma, é imprescindível considerar para o dimensionamento de BOPMs, além de fatores gerais destacados por muitos autores, físico-químicos e ambientais, o comportamento geotécnico e hidráulico não saturado dos materiais, bem como o conhecimento do fluxo de gases e gestão da carga de CH₄ na base da camada de oxidação.

Duan *et al* (2021) realizaram estudos em um sistema de oxidação de CH₄ de grande escala, constituído de três biofiltros com uma área total de 3950 m², construído no aterro sanitário de Glatved, Dinamarca. Cada biofiltro era formado por uma COM sobreposta a uma CDG. Foi observado que a oxidação do CH₄ também ocorreu na CDG, o que contribuiu significativamente para a eficiência de mitigação do sistema. No geral, o sistema de biofiltro mostrou eficiências próximas a 100% para CH₄, tendo um potencial de funcionar sob cargas mais elevadas de gás.

A nível nacional já foram realizados alguns estudos de laboratório a respeito do processo de oxidação de CH₄ em camadas de cobertura. Entretanto, em relação a uma análise detalhada,

aplicação em campo e em regiões com características meteorológicas do semiárido, há poucos estudos.

Lopes (2011) estudou a eficiência de oxidação de CH_4 em duas camadas do tipo metanotróficas, construídas em uma célula experimental do Aterro da Muribeca, Pernambuco, Brasil. Uma das camadas foi constituída de mistura solo-composto orgânico na proporção 3:1, em peso, e a outra na proporção 1:1, em peso. Ambas foram sobrepostas a uma camada convencional de solo compactado. As eficiências de oxidação verificadas foram de 17,6% e 64,9%, respectivamente. Comparando-se essas eficiências a algumas descritas em estudos anteriores, observa-se que se encontram com valores mais baixos. Na metodologia do estudo não se considerou a inserção de uma CDG entre o resíduo e a COM, de forma que a condição de uma distribuição mais homogênea do gás na base da camada não foi observada.

Franqueto *et al* (2019) avaliaram as emissões fugitivas e oxidação de CH_4 de um aterro sanitário localizado no estado do Paraná, Brasil, cuja cobertura foi construída utilizando solos tropicais. A taxa de remoção de CH_4 atingiu valores de $820 \text{ gCH}_4 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{dia}^{-1}$, correspondendo a uma eficiência de oxidação de 92%.

Mais recentemente, no Brasil, Van Tienen *et al* (2021) realizaram estudos de oxidação de CH_4 em dois biofiltros instalados em aterro sanitário de Guarapuava, Paraná, (um utilizando solo como controle e outro com a inserção de uma mistura solo-composto orgânico) os quais foram alimentados pelo gás oriundo de um dreno vertical, a uma carga de $1000 \text{ g} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{dia}^{-1}$ (fixada). A eficiência de oxidação foi maior para o biofiltro enriquecido com a mistura solo-composto orgânico, no valor de 95%, em contraste ao menor valor de 71% para o biofiltro estudado como controle.

Estes autores justificaram que uma maior adição de matéria orgânica foi o fator contribuinte para a maior eficiência de oxidação. Entretanto, destaca-se que neste estudo também não foi considerada a inserção de uma CDG na base da camada para oxidação de CH_4 e o fluxo de entrada na base ainda permaneceu em uma carga fixa, não permitindo analisar a influência desse parâmetro.

2.3.1 Fatores que influenciam o processo oxidativo em Biosistemas de Oxidação Passiva de Metano

Tendo em vista que a oxidação de CH_4 em solos de camadas de cobertura de aterros sanitários corresponde a um processo biológico e físico-químico, a eficiência de um BOPM encontra-se sujeita a uma série de fatores.

As condições necessárias para um bom desempenho envolvem o contato dos substratos (gases CH_4 e O_2) com o agente de oxidação (bactérias metanotróficas) em um meio que permita a passagem dos gases (camada oxidativa ou biocobertura) (Maldaner, 2011).

Desta forma, alguns fatores que devem ser considerados envolvem as condições meteorológicas, características físico-químicas e propriedades geotécnicas do solo e/ou material que constitui a camada, taxa de emissão de gases, dentre outros, descritos a seguir:

2.3.1.1 Fatores meteorológicos

As camadas de cobertura de aterros sanitários estão submetidas à influência de fatores externos, como as condições meteorológicas de uma determinada região. Diversos estudos já foram realizados com o objetivo de avaliar o efeito destas condições nos fluxos de CH_4 , entretanto, uma análise sobre a influência no processo de oxidação deste gás ainda é incipiente, principalmente em regiões de clima semiárido.

Dentre os fatores de interferência descritos na literatura, são destacados aqui a temperatura ambiente, pressão atmosférica, velocidade dos ventos e precipitação.

Temperatura ambiente

A maioria dos metanotróficos são mesofílicos, podendo crescer sob temperaturas que variam de 25°C a 35°C . Dentro dessa faixa, a taxa de oxidação de CH_4 aumenta com a temperatura, conforme análise de Spokas e Bogner (2011).

Poucos estudos avaliaram o efeito da temperatura do ar/ambiente no processo de oxidação de CH_4 . Alguns deles ocorreram em aterros sanitários dotados de sistemas de captação de gás, como o de Aghdam *et al* (2019). Nesta situação, observou-se correlação fraca entre a temperatura ambiente e os fluxos de CH_4 . Por outro lado, em estudo de Delkash, Chow e Imhoff (2022), em aterro sem sistema de coleta de gás, verificaram-se correlações mais fortes, associadas de forma mais acentuada às alterações de pressão atmosférica.

Além disso, os resultados do estudo de Kissas *et al* (2022) não evidenciaram nenhuma relação clara entre as emissões de CH_4 e a temperatura ambiente. Apesar das diferenças entre os resultados dos estudos destacados na literatura, é importante analisar o efeito deste parâmetro na eficiência de oxidação de CH_4 em aterros sanitários.

Pressão atmosférica

Variações na pressão atmosférica levam ao surgimento de um gradiente de pressão entre o interior do maciço sanitário e a atmosfera, conforme destacado por Rannaud, Cabral e Allaire (2009). Maiores gradientes de pressão, por sua vez, facilitam a difusão do O₂, aumento da sua concentração no perfil da camada de cobertura do solo e, conseqüentemente, de sua disponibilidade para as bactérias metanotróficas.

Heróux *et al.* (2010) conduziram uma série de experimentos em um aterro sanitário do Canadá e apontaram, dentre alguns fatores, que a pressão atmosférica tem efeito estatisticamente significativo nas emissões de CH₄. Nesse sentido, outros autores identificaram uma correlação forte e negativa entre estes parâmetros (Rachor *et al.*, 2013; Xu *et al.*, 2014; Kissas *et al.*, 2022).

Bian *et al.* (2021) realizaram estudos para investigar a influência da pressão atmosférica, temperatura do ar e precipitação no transporte, oxidação e emissões de CH₄ no solo de camada de cobertura de aterro sanitário, na China. Para isso, desenvolveram um modelo de transferência de água-calor-gás incorporado a um módulo meteorológico. Os resultados das simulações indicaram que uma baixa pressão atmosférica converte o mecanismo de transporte de gás da difusão para a advecção e, portanto, resulta em uma menor eficiência de oxidação do CH₄.

Outro estudo foi realizado em aterro sanitário localizado no noroeste da China, por Shen *et al.* (2018) para avaliar a influência de fatores ambientais, como temperatura e umidade do ar e pressão atmosférica nas emissões de gases. Os dados estatísticos mostraram também que houve uma correlação negativa, relativamente forte, entre a pressão atmosférica e as emissões. No período de alta pressão, a taxa de oxidação do CH₄ foi relativamente baixa em virtude da baixa temperatura deste período (inverno). No período de baixa pressão, a taxa de oxidação foi considerável, afetando a taxa de emissão de CH₄.

Destaca-se que estas variações de pressão afetam os fluxos de entrada de CH₄ na base da COM e, por sua vez, a eficiência de oxidação. Baixas pressões, por exemplo, promovem o aumento do fluxo de entrada, bem como uma maior disponibilidade de CH₄ e O₂ para a atividade das bactérias metanotróficas.

Velocidade do vento

No que se refere à atuação dos ventos, eles podem induzir flutuações na pressão atmosférica, interferindo também o processo de fluxo e, conseqüentemente, a oxidação de CH₄.

Delkash, Chow e Imhoff (2022) e Scheutz *et al* (2022) verificaram esse efeito da velocidade do vento na pressão atmosférica e denominaram de “pressão induzida pelo vento”.

Aghdam *et al* (2019) identificaram correlações fracas e positivas entre a velocidade dos ventos e os fluxos de CH₄, mesmo realizando a análise em diferentes períodos, que contemplaram tanto o inverno quanto o verão, na região da Dinamarca. Já em estudo em aterro sanitário da China, Xin *et al* (2016) observaram que os ventos influenciaram mais as emissões de CH₄ pela camada de cobertura durante o período da noite.

Precipitação

No estudo de Jugnia, Cabral e Greer (2008), em camada de cobertura de aterro sanitário no Canadá, foi verificado que nos 4 primeiros meses de monitoramento a precipitação e temperatura do ar foram as variáveis que tiveram maior impacto na oxidação de CH₄. Pecorini e Iannelli (2020) constataram que o pior desempenho de oxidação de CH₄ ocorreu em um período marcado por fortes chuvas e, conseqüentemente, teores elevados de umidade do solo.

Um efeito particular da precipitação sobre as emissões de CH₄ foi identificado por Delgado *et al* (2022). Estes autores detectaram que a depender do volume de chuva acumulado nos dias anteriores às medições, as emissões dos gases podem ser favorecidas ou não.

Eles verificaram que quando a precipitação é abundante o suficiente para atingir as camadas de resíduos, a degradação é favorecida, aumentando a taxa de degradação e a geração de CH₄. Neste estudo, esse efeito foi perceptível em 21 dias. Porém, quando as precipitações não foram abundantes o suficiente para atingir a massa de resíduos, o único efeito foi a saturação parcial ou total dos poros da camada de cobertura, diminuindo a emissão de CH₄.

2.3.1.2 Fatores geotécnicos

O material que constitui a COM deve apresentar condições favoráveis para a atividade das bactérias metanotróficas e a interação entre os substratos (CH₄ e O₂) e os microrganismos.

Os fatores geotécnicos estão relacionados às características que favorecem o fluxo de biogás e a difusão do O₂ para o interior da camada de cobertura destacando-se, principalmente: porosidade, textura, distribuição do tamanho dos grãos, Grau de Compactação (GC), Grau de Saturação (S), hidráulica de fluxos não saturados, permeabilidade ao ar.

Porosidade, textura e distribuição do tamanho dos grãos

A migração de gás através do solo é fortemente influenciada pelo volume de poros que estão preenchidos por ar, também denominado de porosidade aerada, por Gomes (2020), ou teor volumétrico de ar, em Ahoughalandari, Cabral e Leroueil (2018).

Yuan (2006) estudou a influência de vários fatores na oxidação de CH_4 em camadas de cobertura de 4 aterros sanitários localizados em regiões com condições climáticas diferentes, dentre as quais, a semiárida. O autor concluiu que, a maior emissão obtida no semiárido ocorreu em virtude do maior volume de poros preenchidos por ar no solo.

Além disso, as maiores capacidades de oxidação nas regiões semiáridas estiveram relacionadas às maiores emissões de CH_4 (influxo) dos resíduos, mesmo com sistema de coleta de gás ativo. Esse fato conduziu à conclusão de que a oxidação de CH_4 depende também da disponibilidade deste gás no meio (camada), que também envolve o comportamento dos fluxos de entrada (*loading*) de CH_4 na camada.

Poulsen e Moldrup (2007) estudaram a influência do conteúdo de poros preenchidos por ar na permeabilidade ao ar de dois tipos de compostos: composto de lodo de esgoto e composto de resíduos de jardim. Ambos os compostos apresentaram valores de porosidade e permeabilidade ao ar mais elevados em comparação com os valores normalmente observados em solos.

No que se refere à textura, ao afetar o transporte de biogás e a penetração do O_2 atmosférico, ela controla as taxas de emissão e oxidação de CH_4 . A capacidade de oxidação de CH_4 , em solos de várias texturas, foi investigada por Kightley, Nedwell e Sandbeck (1995), onde descobriu-se que, a eficiência de oxidação foi mais acentuada em areia grossa (61%) do que em areia fina ou argila (40-41%).

O tamanho do grão do material utilizado influencia a transferência de gás (entrada de substratos e saída de produtos). Além disso, a composição granulométrica determina a porosidade, que influencia os coeficientes de difusão do gás, bem como a superfície específica do material sobre o qual cresce a população de metanotróficos (Cao Staszewska, 2011).

É importante destacar que, porosidade, composição granulométrica, textura, não devem ser considerados isoladamente para análises do comportamento do solo quanto à permeabilidade aos gases, ou às emissões e oxidação de CH_4 . Conforme Van Verseveld e Gebert (2020), a permeabilidade intrínseca ao gás é governada pelas características geométricas dos poros, como porosidade, tortuosidade, conectividade, distribuição dos grãos, grau de saturação ou energia de compactação.

Grau de Compactação

A compactação, além de diminuir a porosidade, pode também influenciar na distribuição do tamanho dos poros, que é eficaz tanto para a retenção de água, quanto para o transporte de gás, determinando a taxa na qual o CH₄ e o O₂ atmosférico tornam-se disponíveis para os microrganismos metanotróficos oxidantes de CH₄ (Gebert *et al.*, 2011a).

Van Verseveld e Gebert (2020) investigaram os efeitos da compactação na permeabilidade ao gás de dois solos arenosos, utilizados como material de COM em aterros sanitários. A permeabilidade ao gás diminuiu exponencialmente com o aumento da energia de compactação e esse comportamento, segundo os autores, pode ser explicado pela redistribuição do tamanho dos poros. Em ambas as areias, a quantidade de poros de maior diâmetro ($d > 50\mu\text{m}$) diminuiu após a compactação e a de poros de menor diâmetro ($10\mu\text{m} < 50\mu\text{m}$) aumentou.

Estes autores também destacaram que existe um impacto bilateral da compactação: em primeiro lugar, com a compactação ocorre uma diminuição do volume de poros preenchidos por ar. Em segundo lugar, a compactação redistribui o tamanho dos poros, o que aumenta a retenção de água, levando a um maior teor de umidade do solo em um determinado potencial matricial e, com isso, uma diminuição na permeabilidade ao gás.

Grau de Saturação

Segundo Ahoughalandari, Cabral e Leroueil (2018) o grau de saturação (S) corresponde a um parâmetro de controle do comportamento do fluxo de gases através de solos não saturados. Isso porque ele é definido pelo volume de vazios preenchidos por água, de forma que o aumento de tal volume pode conduzir a uma oclusão do ar nos poros do solo, com conseqüente redução da permeabilidade ao ar/gás.

A influência específica da saturação em água na taxa de oxidação do CH₄ depende das características de retenção e, portanto, varia com a textura do solo e o GC. Quando o S é baixo o suficiente, o gás está livre para migrar por difusão na fase gasosa ou, se a pressão for alta o suficiente, por advecção. Entretanto, quando S aumenta e atinge um determinado valor, o fluxo ascendente de CH₄ e o fluxo descendente de O₂ através da COM, tornam-se bastante reduzidos (Ahoughalandari e Cabral, 2017).

Já para as análises realizadas por Van Verseveld e Gebert (2020), uma diminuição na permeabilidade ao gás ocorreu em torno de 65% de S.

Esses valores de S relacionam-se às condições de oclusão nos materiais que constituem as camadas de oxidação. Nelson *et al* (2022), por exemplo, identificaram que a oclusão do ar em uma mistura de solo com composto orgânico ocorreu para um S de 59%.

Permeabilidades à água e ao ar em solos não saturados

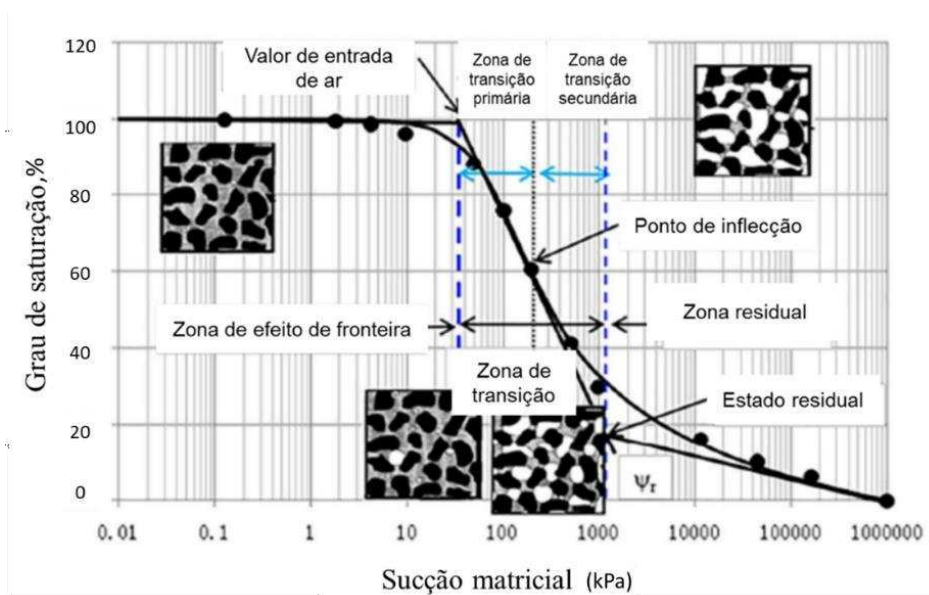
Os solos de camadas de cobertura finais de aterros sanitários encontram-se submetidos a fatores externos de influência, como as condições climáticas da região, principalmente no semiárido, onde ocorrem ciclos de umedecimento e secagem, afetando as condições de fluxo dos materiais. Dessa forma, a consideração das características de retenção de água no solo é imprescindível para análise dos comportamentos das permeabilidades à água e ao ar dos materiais utilizados na confecção de tais camadas.

A retenção de água no solo ocorre por meio de processos capilares e de adsorção. Os efeitos capilares responsáveis por parte da retenção de água pela matriz do solo dependem do tamanho dos poros do solo, enquanto os efeitos de adsorção são governados por forças de natureza físico – química. Do ponto de vista relativo, a capilaridade é mais importante nos solos mais grossos, visto que os efeitos de superfície das partículas são insignificantes. Já nos solos mais finos, embora a capilaridade seja muito mais acentuada, a adsorção é majoritariamente responsável pela retenção de água. Os tamanhos dos poros e sua distribuição respondem, portanto, por apreciável parte da retenção de água e o seu conhecimento pode ser útil em diversas aplicações, como em modelos de condutividade hidráulica, por exemplo (Vilar, 2021).

Sabe-se que a umidade e o estado de energia (potencial) da água, também denominado de sucção, são as grandezas fundamentais vinculadas à presença de água no solo. Estas se relacionam por meio da curva de retenção de água, que descreve o comportamento não saturado de um determinado material por meio da relação entre o teor de umidade (umidade gravimétrica, umidade volumétrica ou grau de saturação) e a sucção.

A sucção pode ser classificada em matricial e osmótica, estando a primeira relacionada às características físicas e mineralógicas do solo, e a segunda à composição química da água presente. A Figura 4 ilustra a relação da sucção em função do S.

Figura 4. Representação da curva de retenção de água.



Fonte: Adaptado de Zhai, Rahardjo e Satyanaga (2017).

O Valor de Entrada de Ar (VEA) indica a sucção acima da qual ocorre uma dessaturação do material e incorporação de ar em sua estrutura (Ahoughalandari, Cabral e Leroueil, 2018). A umidade residual (θ_r) é o teor de umidade a partir do qual não ocorrem variações significativas de umidade com o aumento da sucção. A umidade de saturação (θ_s) é o teor de umidade em que boa parte dos vazios do solo estão preenchidos por água.

A partir da curva de retenção de água é possível também determinar o percentual de água disponível, a Capacidade de Campo (CC) e o Ponto de Murcha Permanente (PMP) dos materiais. Conforme Chaves e Guerra (2006) a água disponível pode ser definida como a parcela de água que pode ser aproveitada pelas plantas, sendo considerada, usualmente, como o teor de umidade compreendido entre a CC e o PMP.

Chaves e Guerra (2006) destacam que a CC é definida como o conteúdo de água que permanece no solo 24 a 48 horas após saturado por chuva ou irrigação intensa, correspondendo a uma tensão de 33 kPa. Entretanto, um destaque interessante a respeito é dado por Vilar (2021). O autor afirma que a CC não é facilmente mensurável em virtude do caráter dinâmico do equilíbrio da água em um solo, convencionando-se que ela ocorre para uma sucção de 10 kPa nos solos arenosos e 33 kPa, nos argilosos. Com relação ao PMP tem-se convencionado que esse valor de umidade está associado a uma sucção de 15 bar ou 1500kPa, limite dos equipamentos de placa de pressão, embora algumas espécies vegetais possam sobreviver em valores menores de umidade que o associado a esse valor de sucção. Ele representa um limite

inferior de água disponível para a planta que é retida pelas partículas do solo sob essa sucção de 1500 kPa.

A curva de retenção também é comumente utilizada para obter informações de propriedades de solos na condição não saturada como, por exemplo, as funções de permeabilidade (água ou ar). Conforme Zhang e Fredlund (2015), cada forma da curva fornece informações similares de propriedades geotécnicas, caso não haja mudança de volume com o aumento da sucção. Se há variação de volume, como em argilas, solos mais finos, a curva de retenção na forma de teores de umidade gravimétrico e volumétrico diferem da relação com o S.

Os autores destacam que tal curva, na forma do teor de umidade volumétrico, não é apropriada para estimar as funções de permeabilidade relativas à água e ao ar quando o solo passa por mudanças de volume durante o processo de secagem. A orientação então é que, segundo Fredlund *et al* (2011), a função de permeabilidade relativa deva ser estimada a partir da forma de curva relacionada ao S, bem como a determinação precisa do VEA.

Vários modelos têm sido utilizados para estimativas de permeabilidades à água e ao ar, em condições não saturadas, dentre eles a combinação da função de permeabilidade de Mualem (1976) com o modelo de Van Genuchten (1980), que foi considerado nas estimativas da presente pesquisa, representado na Equação 5.

$$K_r(\psi) = \frac{\{1 - (\alpha\psi)^{n-1}[1 + (\alpha\psi)^n]^{-m}\}^2}{[1 + (\alpha\psi)^n]^{m/2}} \quad (5)$$

Sendo:

K_r = coeficiente de permeabilidade relativa ao ar ou à água;

α , n e m ($m = 1 - \frac{1}{n}$) = parâmetros de ajuste; e

Ψ = sucção matricial.

Investigando o efeito da adição de mistura de composto de lodo de esgoto e lascas de madeira ao solo, Maanoja e Rintala (2018) identificaram que a capacidade de retenção de água foi o fator que mais influenciou na atividade metanotrófica de oxidação de CH₄. Estes autores explicam que a razão para isso está no fato de que uma alta capacidade de retenção de umidade do solo se associa ao alto teor de matéria orgânica, distribuição uniforme do tamanho das partículas e alta porosidade, o que permite que o solo retenha grandes quantidades de água em

relação à massa seca, enquanto por outro lado pode deixar poros não saturados, o que facilita a difusão dos gases pelo material.

Spokas e Bogner (2011) observaram em amostras de solo um limite mínimo do potencial de umidade para a atividade de oxidação do CH_4 , estimado em 1500 kPa, que é o ponto de murcha do solo. A partir das incubações do solo em laboratório, 50% da capacidade de oxidação foi inibida no potencial de umidade menor que 700 kPa e a atividade de oxidação ótima foi observada normalmente a 50 kPa, que é apenas ligeiramente maior do que a capacidade de campo (33 kPa). Mei *et al.* (2015), por sua vez, constataram maiores taxas de oxidação de CH_4 entre valores de sucções matriciais de 10 kPa e 100 kPa.

Estudos mais recentes de Ahoughalandari e Cabral (2017) objetivaram avaliar o comportamento de migração do biogás para a COM, considerando o comportamento hidráulico não saturado, características de retenção de umidade e outras propriedades do solo, para direcionar critérios de projeto destas camadas.

Os referidos autores destacaram que o contraste no comportamento hidráulico não saturado dos dois materiais resulta na formação de uma barreira capilar, ao longo da interface das duas camadas que compõem o BOPM, tendo como resultado uma maior retenção de água na COM, aumento do S, oclusão de poros preenchidos pelo ar e restrição do fluxo ascendente de biogás para a camada. Além disso, essa restrição direciona o gás para as regiões de menores S, contribuindo para *hotspots* (maiores concentrações de CH_4) nestes locais. Dessa forma, é fundamental que se considere essas situações para uma adequada escolha e dimensionamento de materiais para compor camadas de oxidação de CH_4 em aterros sanitários.

Quanto à permeabilidade ao gás, é importante destacar que a COM deve ser permeável, mas também garantir um determinado tempo de retenção para que ocorra o processo de oxidação do CH_4 . Neste caso, é interessante conhecer o coeficiente de difusão do gás no solo (meio) utilizado (Huber-Humer, Röder e Lechner, 2009).

Tendo em vista que o processo de oxidação de CH_4 , em camadas de cobertura de aterros sanitários, requer uma concentração dos substratos CH_4 e O_2 , estudar o fluxo de gás em Biosistemas é de considerável importância. Os mecanismos de transporte de gás controlam o fornecimento de O_2 e CH_4 para a zona de oxidação, onde o CH_4 é controlado, principalmente, pelo fluxo do tipo advectivo e o O_2 pelo fluxo difusivo (Pedersen, Kjeldsen e Scheutz, 2010).

O fluxo advectivo ocorre em virtude de uma diferença de pressão. No caso de aterros sanitários, essa diferença de pressão surge entre os ambientes externo (atmosfera) e interno do maciço de resíduos aterrados, pois a produção de biogás aumenta a pressão interna na Célula

do aterro sanitário, em comparação à atmosférica (Pedersen, Kjeldsen e Scheutz, 2010; Moreira, 2018). Dessa forma, o gás se desloca no sentido da região de maior para a de menor pressão.

O fluxo advectivo pode ser descrito pela Lei de Darcy. Sabe-se que a lei de Darcy foi formulada para o fluxo de um fluido viscoso e incompressível, dentro de um meio poroso sob condição laminar (MITCHELL, 1993).

Ignatius (1999) fez algumas considerações como expansão do gás ao longo do fluxo no meio poroso, fluxo de massa constante e isotérmico obedecendo à Lei dos gases ideais. Em conformidade ao exposto, Marinho e Teixeira (2013) destacam que o fluxo volumétrico (Q) de um gás em meio poroso pode ser descrito pela seguinte expressão (Equação 6):

$$Q = \frac{k}{\mu} A \frac{dP}{dx} \quad (6)$$

Sendo:

Q = taxa de fluxo volumétrico ($m^3.s^{-1}$)

K = permeabilidade intrínseca do material (m^2)

μ = viscosidade dinâmica do fluido ($P_a.s$)

A = área da seção transversal do corpo de prova

$\frac{dP}{dx}$ = gradiente de pressão ($P_a.m^{-1}$)

Para fluidos compressíveis, assumindo que o gás se comporte como um gás ideal, o fluxo volumétrico é dado pela Equação 7:

$$Q = \frac{k}{\mu} A \frac{P_{in}^2 - P_{atm}^2}{2P_{atm}L} \quad (7)$$

A permeabilidade é descrita pela Equação 8:

$$K = \frac{2\mu L P_{atm} Q}{A(P_{in}^2 - P_{atm}^2)} \quad (8)$$

Sendo:

P_{in} = Pressão de entrada (pressão absoluta)

P_{atm} = Pressão de saída (no caso de camadas de cobertura, pressão atmosférica)

L = comprimento do corpo de prova

Quando a pressão aplicada na amostra de solo é relativamente pequena em relação à pressão atmosférica, a compressibilidade do ar pode ser ignorada sem erros significativos. O coeficiente de permeabilidade ($m.s^{-1}$) é dado pela Equação 9:

$$K = \frac{k\rho g}{\mu} \quad (9)$$

Sendo:

k = permeabilidade intrínseca do material

ρ = massa específica do ar ($1,205 \text{ kg.m}^{-3}$ a 20°C)

μ = viscosidade dinâmica (Pa.s)

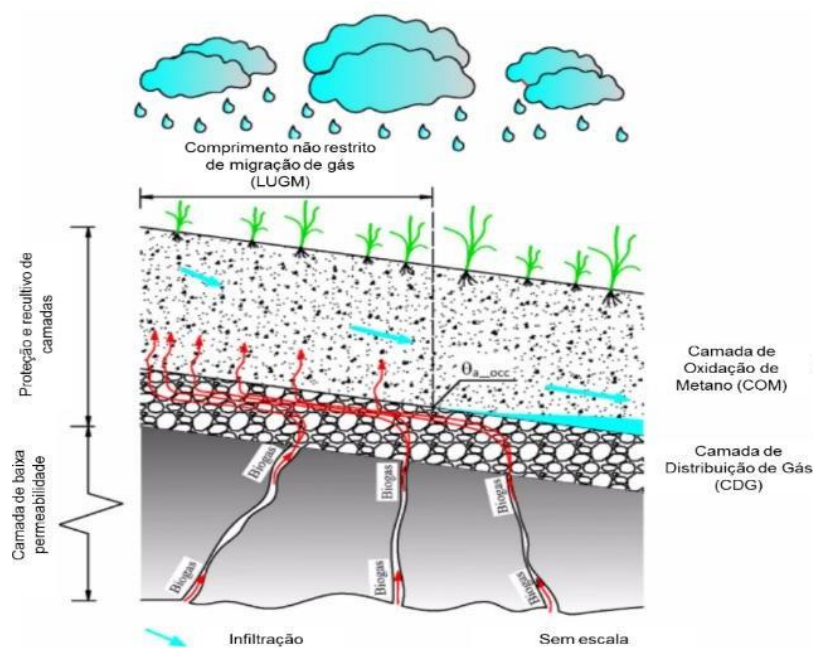
g = aceleração da gravidade ($9,81 \text{ m.s}^{-2}$)

O movimento do gás por difusão predomina sobre a advecção, quando a diferença de pressão é pequena. A difusão ocorre como resultado de interações moleculares. Quando um gás é mais concentrado em uma região de uma mistura do que em outra, este gás tenderá a se difundir na região menos concentrada (Bouazza e Rahman, 2007). Assim, as moléculas se movem em resposta a um gradiente de pressão parcial ou gradiente de concentração do gás. Este movimento tenderá a ocorrer através dos poros cheios de ar se o meio poroso estiver parcialmente saturado, enquanto em um meio altamente saturado ocorrerá parcialmente na fase gasosa e parcialmente na fase líquida.

Jucá e Maciel (2006) reportaram redução de quatro ordens de grandeza da permeabilidade ao ar variando a umidade de compactação, em argila de alta plasticidade. Um estudo sobre a permeabilidade ao ar e à água de misturas de solo e composto orgânico nas proporções (solo-composto) de 1:1 e 2:1, foi realizado por Almeida *et al* (2017). Os resultados apontaram para valores de permeabilidade ao ar na faixa de 10^{-8} m.s^{-1} a 10^{-9} m.s^{-1} , os quais foram considerados ideais para assegurar uma baixa percolação, reduzindo a infiltração de água e emissão de gás.

Importante destacar também que, o conhecimento do comportamento dos fluxos de água e ar em meios não saturados é de fundamental importância para o dimensionamento de sistemas de camada de cobertura que possam promover a oxidação de CH_4 . Considerando isso, Ahoughalandari (2016) sugeriu um critério simples de projeto que leva em consideração o efeito de barreira capilar descrito no tópico anterior. Tal critério foi denominado de Comprimento Não restrito de Biogás (LUGM, do inglês). O LUGM é definido no estudo como o comprimento ao longo da interface entre a COM e a CDG, onde os poros do material da COM estão preenchidos por água e, portanto, podem ser considerados como bloqueados ao fluxo de gás. Detalhes sobre o LUGM podem ser visualizados na Figura 5. Para obter este critério de projeto, os autores propuseram um parâmetro associado à migração não restrita de gás, o teor de ar volumétrico na oclusão, θ_{a-occ} .

Figura 5. Representação de um Biosistema para oxidação de metano.



Fonte: Adaptado de Ahoughalandari e Cabral (2017)

Ahoughalandari, Cabral e Leroueil (2018), em estudos nesse mesmo tema, avaliaram a consideração de ferramentas simples, como as curvas de retenção de água e de compactação dos materiais, para obter os parâmetros de projeto associados a um fluxo ascendente de biogás mais homogêneo, na COM. Ao analisarem as inclinações das zonas de dessaturação das curvas de retenção de água, verificaram que informações sobre o comportamento do fluxo de gás podem ser extraídas do exame dos formatos das curvas de retenção de água e curvas de compactação.

Ao avaliarem as relações entre o S, associado com o valor do teor de ar na oclusão e o S na linha de ótimos da curva de compactação, os autores observaram que a oclusão ocorre próximo ao teor de umidade ótima, para o caso da mistura areia-composto estudada, em que o S na linha de ótimos coincidiu com a oclusão dos poros de ar. Além disso, em situações em que as funções de permeabilidade ao ar e à água não estiverem disponíveis, os autores orientam a considerar o S na linha de ótimos ou no VEA para obter os parâmetros de oclusão (θ_{a-occ}).

2.3.1.3 Condições do meio

Teor de umidade do solo

Um elevado S (ou teor de umidade associado) em camadas de cobertura de aterros sanitários reduz o nível de penetração do O₂, que é um dos principais fatores que influenciam o processo oxidativo, enquanto o baixo S, por sua vez, reduz a atividade biológica e resulta em redução da capacidade de oxidação do CH₄ (Chavan e Kumar, 2018).

Pecorini e Iannelli (2020) realizaram estudos para avaliar a redução das emissões de CH₄ e H₂S (gás sulfídrico) em sistemas de biocoberturas, instalados no aterro sanitário casa Rota, em Toscana, Itália. Observou-se que teores de umidade elevados influenciaram negativamente o processo de oxidação biológica do CH₄. Considera-se, portanto, que existe um teor ou faixa de umidade ideal para a atividade dos organismos metanotróficos.

Whalen, Reeburgh e Sandback (1990) enfatizam teores de umidade volumétrica ótimos para oxidação de CH₄, variando de 10% a 20%. Em contrapartida, estudos desenvolvidos por Yargicoglu e Reddy (2017), mostraram que as maiores taxas de oxidação de CH₄ foram observadas nos solos com teores de umidade variando de 8% a 12% do peso total, correspondendo a, aproximadamente, 45% a 65% das capacidades de retenção de água dos materiais. Sadasivam e Reddy (2014), por sua vez, destacaram que a taxa de oxidação de CH₄ diminuiu quando o teor de umidade aumentou para valores de 30% a 40%.

pH

Estudos demonstraram uma maior abundância de metanotróficos do Tipo I em solos de camada de cobertura de aterros sanitários com valores de pH variando de 6,7 a 8,2 (Chi *et al.* 2015; Yargicoglu e Reddy 2017), e metanotróficos Tipo II em valores de pH variando de 5,0 a

6,5 (Su *et al.*, 2014). Nesse caso, percebe-se que o pH se relaciona ao tipo de bactéria metanotrófica que estará presente em maior abundância no material que constitui a camada de cobertura.

Huber-Humer, Röder e Lechner (2009), por sua vez, definem que o valor de pH ideal encontra-se na faixa entre 6,5 e 8,5. Reddy *et al* (2020) estudaram o efeito do pH sobre a oxidação de CH₄ em solo de camada de cobertura e em amostras enriquecidas com consórcio de microrganismos. O pH ideal para o consumo de CH₄ foi 7 na cultura de enriquecimento e 7,6 nas suspensões do solo. Muito baixo ou nenhum consumo de CH₄ foi observado em valores extremos de pH de 2 (amostra com enriquecimento) e 12 (enriquecimento e suspensão de solo).

Schirmer *et al* (2022) realizaram análises estatísticas dos fatores de influência na eficiência de oxidação de CH₄, em biofiltros instalados em aterro sanitário no Paraná. Quanto ao pH, estes autores constataram que não houve efeito estatisticamente significativo deste parâmetro na eficiência de oxidação dos biofiltros.

Temperatura do solo

Estudos iniciais de incubação em laboratório relataram taxas máximas de oxidação de CH₄ a temperaturas variando de 20°C a 31°C, em solos de camada de cobertura de aterros sanitários (Whalen, Reeburgh e Sandbeck, 1990; Scheutz *et al.*, 2014).

Albanna e Fernandes (2009) estudaram os efeitos da combinação de fatores ambientais, como temperatura, umidade e adição de nutrientes na oxidação biológica de CH₄, em dois tipos de solo de camada de cobertura de aterro sanitário. Os autores realizaram um planejamento estatístico fatorial para avaliar os efeitos dos três parâmetros, considerando os níveis de temperatura de 5°C, 22°C e 35°C, e níveis de umidade de 20%, 25% e 30%. Os resultados obtidos demonstraram que a maior taxa de oxidação verificada ocorreu para o solo com teor de umidade de 30% a uma temperatura de 35°C.

Einola (2010) destaca em seu estudo que, a depender do tipo de análise feita, tal parâmetro pode ter maior ou menor influência. Em testes de incubação em lote, por exemplo, verifica-se um efeito maior da temperatura em virtude do aumento do contato gás-microrganismos, em comparação a estudos de oxidação de CH₄ em colunas ou em escala real. Nestes últimos estudos citados, a influência da temperatura está mais relacionada a outros fatores, tais como a carga de CH₄, espessura ou tipo de material que compõe a camada de oxidação de CH₄. Esta autora verificou que existe a possibilidade de oxidação de CH₄ em temperaturas baixas, ao considerar a faixa de 1°C a 2°C, em testes de laboratório.

Ainda nesse mesmo estudo, porém em condições de campo, a temperatura abaixo de 10°C se manteve ao longo de 6 meses e reduzidas taxas de oxidação foram observadas no período de inverno, em condições boreais, mesmo em locais com uma menor carga de CH₄ (Einola, 2010).

Safari *et al* (2017) investigaram a capacidade de oxidação de CH₄ em uma biocobertura constituída de mistura de solo e composto orgânico, por meio de 3 ensaios de coluna, à diferentes temperaturas. A eficiência da coluna à 22°C foi significativamente maior do que a submetida à temperatura de 11°C.

Fedrizzi *et al* (2018) avaliaram por meio de ensaios de coluna, em laboratório, o efeito de variações de temperatura na eficiência de mitigação do CH₄. Constatou-se que quanto mais curtos os ciclos de aquecimento-resfriamento aplicados, maior a variação nas taxas de oxidação. Com ciclos mais longos, as taxas de remoção de CH₄ se estabilizaram e as eficiências de remoção atingiram quase 100%.

Reddy *et al* (2019) testificaram que a taxa de oxidação do CH₄ aumentou com a elevação da temperatura de 6°C para 30°C, porém diminuiu para temperaturas acima de 30°C. Estes autores destacaram também que as taxas de oxidação foram mais altas a 30°C, para as amostras de solo, e na faixa de 23°C a 30°C para os materiais enriquecidos com consórcios de microrganismos cultivados. Destaca-se que processos metabólicos de oxidação de CH₄ são realizados por meio de enzimas, que são catalisadores biológicos, e apresentam condições ótimas de temperatura e umidade. Pequenas flutuações podem levar a um declínio na atividade das bactérias metanotróficas.

Mais recentemente, Berenjkar *et al* (2021) estudaram a oxidação de CH₄ em *biowindow* de Aterro Sanitário no Canadá, sob uma faixa maior de flutuações nas condições climáticas. Os autores consideraram para o estudo uma faixa de temperatura de -30°C (inverno) a 35°C (verão), abrangendo também condições de bactérias metanotróficas atuantes em temperaturas mesofílicas (25°C a 35°C) e termofílicas (45°C a 60°C). Verificou-se, por meio de ensaios de incubação em lote, que as bactérias termofílicas foram mais ativas durante todo o período de estudo e oxidaram o CH₄ a taxas maiores que as mesofílicas.

Alguns autores observaram também uma correlação forte entre a temperatura do solo/ambiente e as eficiências de redução de CH₄ (Scheutz *et al.*, 2009; Lee *et al.*, 2018).

Destaca-se que nas condições de campo ocorre a interferência de muitos outros fatores além da temperatura, com variações intensas de um país para outro. Dessa forma, resultados obtidos em condições controladas de laboratório podem não representar o que acontece em escala real. Assim, mais estudos com aplicações voltadas para campo são necessários para que

se obtenham conclusões mais direcionadas sobre o efeito deste e outros parâmetros nos processos oxidativos.

Concentrações de CH₄ e O₂ no meio

A concentração de O₂ corresponde a um dos elementos-chave que pode ativar ou limitar o potencial de oxidação dos solos de camadas de cobertura de aterros sanitários, pois se trata de um composto químico necessário para a atividade das bactérias metanotróficas. Vários fatores impactam a penetração do O₂ na camada de cobertura, incluindo a espessura, características do gás, textura do solo, taxa de oxidação metanotrófica do CH₄ e condições meteorológicas (pressão atmosférica, temperatura, precipitação, entre outros).

Pecorini e Iannelli (2020) verificaram que em uma das configurações de cobertura testadas (areia), o O₂ esteve presente em profundidades de até 0,95 m, enquanto as concentrações de CH₄ e CO₂ diminuíram rapidamente entre 0,75 e 0,45 m de profundidade, e permaneceram constantes. Já as concentrações de O₂, em cobertura constituída de mistura de composto de resíduos orgânicos e de Resíduos Sólidos Urbanos (RSU), estiveram próximas de zero até cerca de 0,65 m de profundidade e, acima dessa profundidade, as concentrações de CH₄ e CO₂ diminuíram rapidamente.

Nesse mesmo estudo os resultados em todas as configurações de biocobertura testadas evidenciaram que a eficiência de oxidação de CH₄ diminuiu com a profundidade, indicando que a presença de O₂ na cobertura possibilitou o desenvolvimento de bactérias metanotróficas. Powlowska e Stepniewski (2006) observaram aumento de, aproximadamente, 36% da capacidade de oxidação de CH₄ em virtude do aumento das concentrações de O₂.

2.3.2 Métodos de avaliação da oxidação em Biosistemas de Oxidação Passiva de Metano

Existem alguns métodos para estimativa das taxas e eficiências de oxidação de CH₄, seja em campo ou laboratório. Destacam-se os métodos do balanço de massa, isótopos estáveis de carbono, perfis de concentração de gás.

2.3.2.1 Balanço de massa de carbono

Se a carga de CH₄ que flui para a cobertura for conhecida ou modelada e as emissões puderem ser determinadas de uma maneira representativa para a área total, um balanço de massa

de CH₄ da área pode ser feito. Normalmente, isso pode ser feito para testes em escala piloto, de campo, e biofiltros, porque nesses casos a carga de CH₄ é conhecida e, devido à pequena extensão espacial, a emissão pode ser quantificada de forma mais confiável (Geck, 2017).

A eficiência de oxidação pode, então, ser expressa pela Equação 10:

$$EF_{Ox} = \frac{Flux_{entrada} - Flux_{saída}}{Flux_{entrada}} \times 100 \quad (10)$$

Sendo:

Ef_{ox} = Eficiência de oxidação;

$Flux_{entrada}$ = Fluxo de CH₄ na base da coluna ou camada de cobertura;

$Flux_{saída}$ = Fluxo de CH₄ na saída da coluna ou superfície da camada de cobertura (geralmente determinado, em campo, pelos ensaios de câmara de fluxo).

Muitos autores se fundamentaram no balanço de massa para calcular as taxas de oxidação de CH₄ em experimentos de coluna, em laboratório. Alguns destes estudos serão descritos a seguir.

Kightley, Nedwell e Cooper (1995) – Encontra-se entre os primeiros estudos realizados. O objetivo foi verificar a capacidade de desenvolvimento da comunidade metanotrófica em alguns solos. Para isso, colunas de 0,15 m de diâmetro e 1 m de altura foram preenchidas com areia grossa, uma argila de camada de cobertura e uma areia fina. A cada 0,10 m existia um ponto de amostragem de gás. A taxa de oxidação máxima atingida foi de 166 g CH₄.m⁻².dia⁻¹, para a areia grossa.

Wilshusen *et al.* (2004) – Foram estudadas seis colunas de acrílico com 1 m de altura e 0,14 m de diâmetro, com amostragem de gás a cada 0,05 m. A vazão de entrada de CH₄ variou entre 7,5 e 8 mL.min⁻¹. Foram utilizados compostos de folhas de jardim, de serragem de madeira, e composto de RSU. A taxa de oxidação máxima foi de 400 g CH₄.m⁻².dia⁻¹, para o substrato de composto de folhas.

Einola *et al.* (2008) – As colunas de PVC foram construídas com 0,50 m de altura e 0,30 m de diâmetro. O gás utilizado, numa proporção de 50:50 de CH₄:CO₂, foi inserido com uma vazão entre 2 e 5,5 mL.min⁻¹. A taxa de oxidação máxima foi de 82 g CH₄.m⁻².dia⁻¹.

Rachor *et al.* (2011) – As colunas de PVC foram construídas com 1,07 m de altura e 0,19 m de diâmetro. Foram preenchidas com cinco tipos de materiais, com variação de silte a

argila. O gás utilizado era composto de uma proporção de 60:40 de CH₄:CO₂. A taxa máxima de oxidação variou entre 20 e 95 g CH₄.m⁻².dia⁻¹.

Salim (2011) – As dimensões da coluna foram 0,60 m de altura e 0,15 m de diâmetro, possuindo 5 pontos de amostragem de gás a cada 0,10 m e uma saída de gases na parte superior da coluna. Os substratos utilizados foram o solo de camada de cobertura do aterro sanitário de Biguaçu (Santa Catarina); uma mistura de solo com lodos de estações de tratamento de esgoto e água e 15%, em peso, de cal; e uma mistura de solo com lodo de estação de tratamento de esgoto e 30%, em peso, de cal. Foi inserida uma mistura gasosa de 50% CH₄ e 50% CO₂ na parte inferior, e ar atmosférico na parte superior da coluna. A taxa de oxidação máxima de CH₄ dos ensaios variou de 19,8 a 107,6 g CH₄.m⁻².dia⁻¹.

2.3.2.2 Incubação em Lote (Cinética enzimática)

Os ensaios de incubação em lote (*Batch Test Incubation*) fundamentam-se na cinética de oxidação de CH₄. Por meio deles podem ser determinadas, quantitativamente, as taxas de oxidação de CH₄ e as taxas de respiração relacionadas aos microrganismos presentes.

O procedimento geral envolve a inserção das amostras em frascos, adição de CH₄ para aclimatação das bactérias metanotróficas, possivelmente presentes no meio, estabelecimento de uma atmosfera no *headspace* dos frascos, e monitoramento das concentrações em um período definido. A capacidade de oxidação é medida a partir da mudança das concentrações dos gases CH₄ e CO₂ no *headspace*, ao longo do tempo. Para a determinação das taxas de respiração dos materiais, utiliza-se procedimento semelhante, sem a adição de gás CH₄ ao *headspace*.

A capacidade de oxidação pode, então, ser calculada conforme Röwer *et al* (2011) e Gebert *et al* (2011b), pela Equação 11:

$$CH_{4ox} = \frac{dCH_4}{dt} \times \frac{Vol_{frasco} \times MM_{CH_4} \times 10}{M_{vol} \times dw_{solo} \times 24} \quad (11)$$

Sendo:

CH_{4ox} = capacidade de oxidação de CH₄ (μg. g_{seca}⁻¹.h⁻¹), com g_{seca} correspondendo à massa de solo seca.

dCH₄/dt é a inclinação da mudança na concentração de CH₄ [vol.%] ao longo do tempo [dias].

Vol_{frasco} = volume de gás no frasco (mL).

MM_{CH_4} = Massa Molar do CH_4 = $16\text{g}\cdot\text{mol}^{-1}$

M_{vol} = Volume molar do gás a uma dada temperatura (L).

dW_{solo} = massa seca de solo (g).

Os fatores 10 e 24, que aparecem na fórmula, estão relacionados à massa de material utilizada na incubação e ao tempo (em horas), correspondente a 1 dia.

Materiais originados de sete fontes diferentes foram caracterizados para determinar sua capacidade de oxidação de CH_4 e adequação para uso em uma biocobertura em grande escala no aterro sanitário Fakse, na Dinamarca. Pedersen, Scheutz e Kjeldsen (2011) realizaram experimentos de incubação em lote para determinar as taxas de oxidação de CH_4 dos materiais estudados.

Walkiewicz e Brzezińska (2019) estudaram os parâmetros cinéticos de oxidação de CH_4 em solos nas condições de laboratório. Estes solos foram incubados na umidade correspondente à capacidade de campo, o que otimiza as condições de ar e a umidade para atividade das bactérias metanotróficas. As amostras de solos foram enriquecidas com CH_4 e incubadas a uma temperatura constante de 25°C , em ambiente escuro. A incubação foi precedida por uma pré-incubação de 24 dias de todas as amostras nas mesmas condições, com 10% de CH_4 no *headspace*.

Pode-se verificar na Tabela 2 alguns estudos de avaliação da capacidade de oxidação de CH_4 de materiais e detalhes da metodologia utilizada.

Tabela 2 - Características de alguns estudos de incubação em lote

Material	Quantidade (g)	Volume do frasco (mL)	Concentração de CH_4 utilizada (vol%)	Tempo de monitoramento (Dias)	Temperatura de incubação ($^\circ\text{C}$)	Referência
Solo	10	290	10	12	18	Röwer <i>et al</i> (2011)
Composto ^a	20	300	15	-	-	Pedersen, Scheutz e Kjeldsen (2011)

Composto ^b	70	1000	15	20	22	Scheutz <i>et al</i> (2014)
Solo	8 a 12	120	7	15	21	Maanoja e Rintala (2015)
Composto ^c	30	500	15	4	22	Cassini <i>et al</i> (2017)
Composto ^d	100	500	15 a 16	2	21-22	Thomasen, Scheutz e Kjeldsen (2019)
Composto ^e	2	120	20	-	22	Niemczyk <i>et al</i> (2021)

Fonte: O autor (2021)

a = composto de resíduos de jardim e lodo de esgoto; **b** = composto de resíduos de jardim e composto de resíduos orgânicos; **c** = composto de resíduos de jardim; **d** = composto de resíduos de jardim; e **e** = composto de resíduos de quintal e de folhas e composto de biossólido.

2.3.2.3 Isótopos estáveis de carbono

Em geral, o metabolismo processa rapidamente os isótopos que são mais leves. Esse processo também se aplica às bactérias metanotróficas para oxidar CH₄. O isótopo mais leve, ¹²CH₄, oxida ligeiramente mais rápido do que ¹³CH₄. Este método é baseado no fracionamento de isótopos estáveis que ocorrem naturalmente devido ao processo de oxidação (Blom, 2018).

Entretanto, altos custos das análises e a extrema sensibilidade das eficiências de oxidação de CH₄ (Cabral *et al.*, 2010b), calculadas a variações infinitesimais nas magnitudes do fator de fracionamento, e o fracionamento devido ao transporte difusivo de gás, pode desafiar o uso desta técnica.

Cabral *et al.* (2010b) compararam as medições com a técnica de isótopos estáveis e os resultados dos fluxos e concentrações medidos (balanço de massa). A abordagem isotópica estável resultou em uma taxa de oxidação de CH₄ de 88,7% em 0,10 m (578 g.m⁻².dia⁻¹) e 55,6% na superfície (93 g.m⁻².dia⁻¹).

2.3.2.4 Perfis de gases (Razões CH₄/CO₂)

Uma avaliação do processo de oxidação de CH₄ pode ser feita tanto em laboratório, por meio de ensaios em coluna, quanto em campo, utilizando-se dos perfis de concentração de gases.

Considerando os custos elevados e a dificuldade para avaliação da eficiência de oxidação, os autores Gebert *et al* (2011b) propuseram um método mais simples e barato para quantificar a parcela de CH₄ oxidado em camadas de coberturas de aterros sanitários, biocoberturas, biofiltros ou *biowindows*, por meio da análise da mudança na razão entre as concentrações de CH₄ para CO₂, no perfil de gás. A metodologia proposta foi validada por meio de dois estudos de coluna independentes, em laboratório, utilizando solos minerais e uma mistura de solo e composto orgânico.

Os autores destacaram limitações e benefícios da utilização desta metodologia. A principal limitação da abordagem proposta são outros processos além da oxidação do CH₄ que podem afetar essa proporção, dos quais a respiração do solo é a principal.

Alguns benefícios destacados foram: (1) facilidade de avaliação da dinâmica temporal e espacial da oxidação de CH₄ em solos de cobertura, bem como da influência de fatores como temperatura do solo e porosidade ou teor de água, e (2) possibilidade de estimativa da eficiência de oxidação de CH₄ em aterros sanitários situados em países em desenvolvimento, usando ferramentas tecnológicas simples.

Para a aplicação do método, os autores estabeleceram algumas premissas, definidas a seguir:

1. De acordo com a reação de oxidação ($\text{CH}_4 + 2\text{O}_2 \rightarrow \text{CO}_2 + 2\text{H}_2\text{O}$), 1 mol de CH₄ é convertido a 1 mol de CO₂;
2. Supõe-se que em uma cobertura de aterro ou biofiltro bem estabelecido, o tamanho da população metanotrófica é estável. Considerando essas condições, não há transferência de carbono para a biomassa microbiana;
3. CO₂ é produzido somente pela oxidação de CH₄;
4. A fase gasosa de CO₂ está em equilíbrio com a fase líquida;
5. A precipitação de CO₂ é insignificante, como é verdade para solos não calcários;
6. O sistema está em estado estacionário.

Um resultado interessante também foi obtido por Gebert *et al* (2011b) em experimentos de incubação em lote para 40 amostras do solo de camada de cobertura de um aterro sanitário

antigo. Verificou-se que a parcela de CO₂ resultante da respiração caiu para valores abaixo de 10% da produção total de CO₂, quando a capacidade de oxidação do CH₄ foi de 3,8 $\mu\text{gCH}_4\cdot\text{g}^{-1}\cdot\text{h}^{-1}$ (5 $\text{gCH}_4\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{h}^{-1}$) ou superior. Segundo os autores, essa taxa é frequentemente excedida em coberturas de aterros sanitários e biofiltros, o que justifica a utilização deste método para estimativa da eficiência de oxidação de CH₄.

Pratt *et al* (2013) aplicaram o método das razões de CH₄/CO₂ para avaliar a oxidação de CH₄ em um aterro sanitário localizado na Nova Zelândia. Dez perfis de gás no solo foram medidos no local, sendo cinco no período de inverno e cinco no verão.

Os autores observaram que a relação entre a eficiência de oxidação de CH₄ do solo da camada de cobertura e a razão CH₄/CO₂ foi muito forte ($r = 0,99$). Após obterem esta relação, ela foi aplicada a amostras de gás, coletadas da cobertura, e revelou uma considerável eficiência de oxidação de CH₄ *in situ* ($> 70\%$).

2.4 ANÁLISE ESTATÍSTICA

Ferramentas estatísticas são interessantes para analisar o comportamento de bancos de dados ou o efeito de variáveis relacionadas a determinado processo que está sendo estudado. Dentre as técnicas utilizadas, destaca-se aqui a análise multivariada, por meio dos modelos de regressão.

Conforme Fávero e Belfiore (2017), o conjunto de técnicas de regressão é dos mais utilizados em análises de dados que objetivam entender a relação entre o comportamento de determinado fenômeno e o de uma ou mais variáveis potencialmente preditoras, sem que haja, entretanto, uma relação obrigatória de causa e efeito.

O objetivo principal da análise de regressão é, portanto, propiciar ao pesquisador condições de avaliar como se comporta uma variável Y com base no comportamento de uma ou mais variáveis X, sem que, necessariamente, ocorra uma relação de causa e efeito. Ainda, dentre os modelos mais utilizados de regressão, tem-se a linear simples e a linear múltipla. A primeira considera apenas uma variável explicativa, enquanto a segunda, múltiplas variáveis.

Alguns pressupostos são requeridos ao se trabalhar com regressão linear múltipla, principalmente, e podem ser vistos no Quadro 1.

Quadro 1. Critérios para verificação dos pressupostos da regressão linear.

Pressuposto	Violação	Verificação do pressuposto
-------------	----------	----------------------------

Os resíduos apresentam distribuição normal.	Valor-p dos testes t e do teste F não são válidos	Teste de Shapiro-Wilk Teste de Shapiro-Francia
Não existem correlações elevadas entre as variáveis explicativas e existem mais observações do que variáveis explicativas.	Multicolinearidade	Matriz de Correlação Simples. Determinante da matriz $(X'X)$ VIF (<i>Variance Inflation Factor</i>) e <i>Tolerance</i> .
Os resíduos não apresentam correlação com qualquer variável X.	Heterocedasticidade	Teste de Breusch-Pagan/ Cook-Weisberg
Os resíduos são aleatórios e independentes.	Autocorrelação dos resíduos para modelos temporais	Teste de Durbin-Watson Teste de Breusch-Godfrey

Fonte: Kennedy (2008); Fávero e Belfiore (2017).

A **normalidade dos resíduos** é requerida apenas para que sejam validados os testes de hipótese dos modelos de regressão, ou seja, o pressuposto da normalidade assegura que o *valor-p* dos testes t e do teste *F* sejam válidos. O problema da **multicolinearidade** ocorre quando há correlações muito elevadas entre variáveis explicativas e, em casos extremos, tais correlações podem ser perfeitas, indicando uma relação linear entre as variáveis. A **heterocedasticidade** ocorre quando não há constância da variância dos resíduos ao longo da variável explicativa. No que se refere ao problema da **autocorrelação** dos resíduos, estes não apresentam aleatoriedade e correlacionam-se temporalmente (Fávero e Belfiore, 2017).

3 METODOLOGIA

A metodologia da pesquisa envolveu análises de campo (*in situ*) e de laboratório, com Área Experimental (AE) de *biowindows* no Aterro Sanitário em Campina Grande (ASCG), localizado na região semiárida da Paraíba. A tese foi estruturada em três etapas (Figura 6).

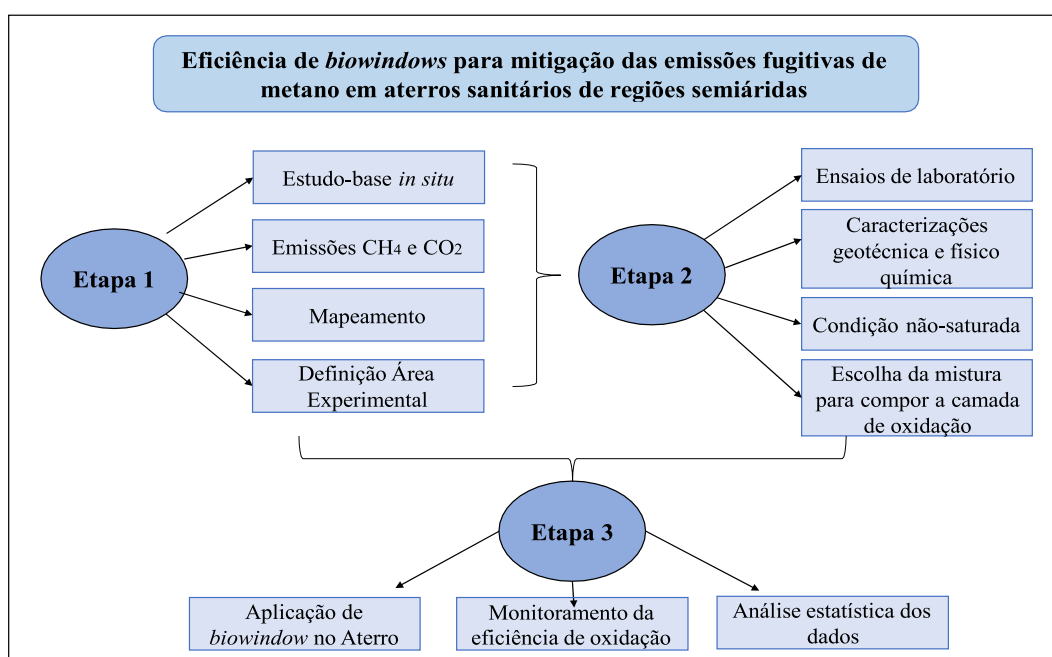
A primeira etapa consistiu em um Estudo-base, por meio do monitoramento das emissões fugitivas superficiais de CH₄ e CO₂ na camada de cobertura de solo compactado, além da confecção de mapas de calor e identificação dos pontos de emissões de gases mais elevadas (*hotspots*), direcionando uma investigação em uma AE da camada de cobertura do ASCG.

Para analisar as características geotécnicas e algumas propriedades de fluxo, além da condição não saturada, foram coletadas amostras de solo em diferentes pontos da camada de cobertura, e utilizadas também amostras de composto orgânico para preparação das misturas solo-composto, com vistas à caracterização e realização de ensaios em laboratório.

Na segunda etapa, após a realização dos ensaios específicos em laboratório, como compactação, permeabilidades à água e ao ar e sucção, definiu-se o material de composição da COM, do sistema de *biowindows*.

A terceira etapa da pesquisa consistiu na instalação e monitoramento das emissões e eficiência de oxidação de CH₄ do sistema estabelecido, bem como nas análises estatísticas dos dados. A Figura 6 detalha em fluxograma as etapas metodológicas da pesquisa.

Figura 6. Fluxograma com as etapas da pesquisa.



Fonte: A autora (2022)

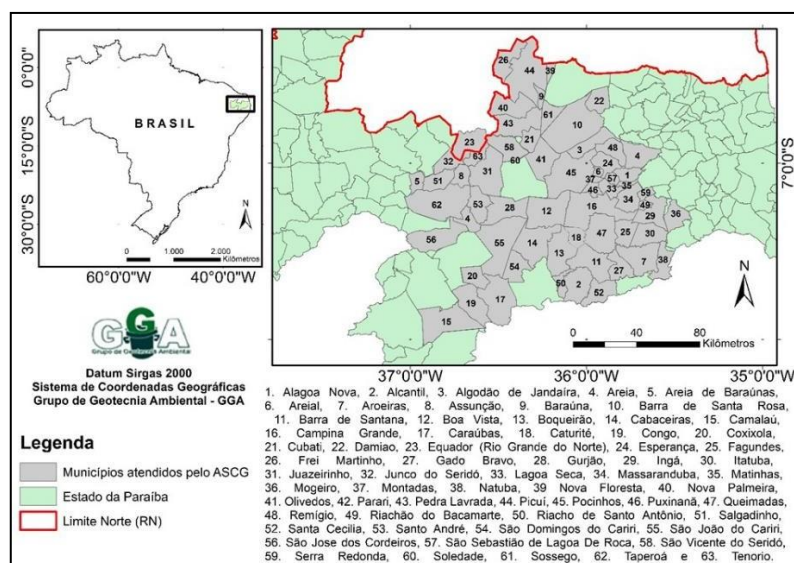
3.1 ÁREA DE ESTUDO

O campo experimental desta pesquisa é o Aterro Sanitário localizado em Campina Grande, cidade do agreste paraibano com 419.379 habitantes, conforme IBGE (2022). O município abrange o semiárido brasileiro e caracteriza-se, climatologicamente, com temperatura média de 28,5°C, evaporação média anual de 1417 mm e pluviosidade média anual de 802,7 mm/ano (AESAs, 2020).

Souza (2021) destaca em seu estudo o histórico meteorológico da região para o período que compreende os anos de 1981 a 2010. Verifica-se que nos meses de outubro a dezembro as maiores taxas de evaporação e menores de precipitação são em torno de 180 mm e 12 mm, respectivamente. Por outro lado, os meses de maio a julho são os únicos meses que, em média, apresentam valores de precipitação (123,6 mm) acima dos valores de evaporação (73,5 mm), caracterizando esses meses como, historicamente, o período chuvoso da região. Considerando o histórico de 2010 a 2023, este comportamento se mantém, com os meses de setembro a dezembro apresentando os menores índices pluviométricos anuais (INMET, 2023).

O Aterro Sanitário possui uma área de 64 hectares (ha), sendo 40 ha destinados à deposição de RSU, com vida útil de projeto de 25 anos. Está em operação desde 2015, sendo administrado por uma empresa privada, denominada Ecosolo Ltda. Este Aterro Sanitário opera atualmente recebendo resíduos de 63 municípios, sendo 62 do estado da Paraíba e 1 do Rio Grande do Norte, com cerca de 90% dos resíduos depositados oriundos do município de Campina Grande-PB (Figura 7). O empreendimento recebe atualmente cerca de 700 ton.dia⁻¹ de RSU.

Figura 7 - Mapa com o detalhamento dos municípios que depositam resíduos no Aterro Sanitário.



Fonte: Grupo de Geotecnia Ambiental – GGA (2023)

Destaca-se que o monitoramento Geoambiental do ASCG é realizado pelo Grupo de Geotecnia Ambiental, da Universidade Federal de Campina Grande, UFCG.

Visando atender a demanda de disposição de resíduos sólidos, o ASCG passou por modificações em termos de projeto, operação e monitoramento, para ampliar a capacidade de disposição de RSU e se adequar ao novo cenário. Assim, o ASCG opera atualmente com 3 (três) Células de RSU, denominadas de Célula 1, Célula 2 e Célula 3. Os RSU foram depositados exclusivamente na Célula 1 até o mês de dezembro de 2020. A partir dessa data, os resíduos passaram a ser depositados também na Célula 2, construída anexa à Célula 1. Em julho de 2022 iniciou-se o depósito de resíduos na Célula 3, construída junto à Célula 2, que ainda estava em operação.

Para a presente pesquisa foi delimitada a área da Célula 1 (Figura 8), com aproximadamente 40.000 m² e altura de 40 m, cuja operação estava finalizada à época dos ensaios. Nessa região foi realizada a etapa inicial referente ao Estudo-base das emissões fugitivas de gases e coleta de solo para os ensaios em laboratório.

Figura 8 – Células atuais de deposição de RSU.



Fonte: GGA (2022)

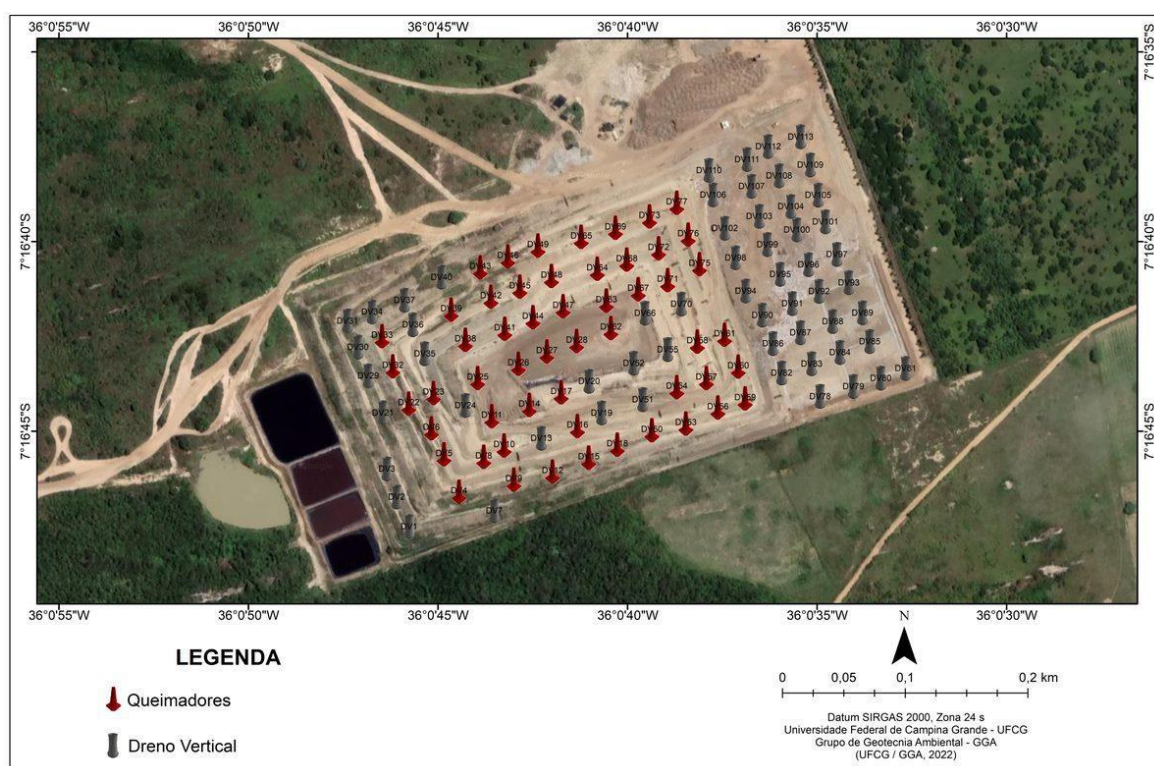
O ASCG conta também com sistema de impermeabilização de base das Células de depósito de RSU, sistemas de drenagem de líquidos e gases, lagoas de evaporação de lixiviado e sistema de camada de cobertura final de solo compactado.

Ressalta-se que, a partir da execução da Célula 3, houve alteração no método construtivo da camada de base, passando a ser executada com a utilização de camada de regularização de

base de solo compactado, sobreposto por manta geossintética de Polietileno de Alta Densidade (PEAD), com 1,5 mm de espessura texturizada nas duas faces e uma camada de solo para proteção mecânica (Relatório ASCG n° 19, 2023).

Destaca-se ainda que este Aterro Sanitário não possui sistema ativo de captação de biogás e no total contém cerca de 113 drenos verticais de gases, dos quais 55 possuem queimadores (*flares*) (Figura 9).

Figura 9. Disposição dos drenos e queimadores no ASCG.



Fonte: GGA (2023)

O sistema de camada de cobertura do Aterro Sanitário é do tipo convencional, com características de solo que variam de areia argilosa (SC) à areia siltosa (SM) (Souza *et al.*, 2019). A espessura da camada de cobertura varia de 0,70 a 1,50 m, com média de 1,10 m, conforme estudo realizado por Moreira *et al* (2020), em uma das Células deste mesmo Aterro Sanitário.

3.2 ETAPA 1: ESTUDO-BASE DAS EMISSÕES DE METANO E DIÓXIDO DE CARBONO NO ATERRO SANITÁRIO

O Estudo-base consistiu na investigação das emissões de CH₄ e CO₂ na camada de cobertura final da Célula 1 do ASCG, bem como sua distribuição espacial, e identificação de área (as) de *hotspot* para aplicação do sistema de *biowindows*.

3.2.1 Ensaios de câmara de fluxo

O monitoramento das emissões superficiais dos gases foi realizado por meio de ensaios de câmara de fluxo, do tipo estática, segundo metodologias definidas por Maciel e Jucá (2011), e adaptada por Moreira *et al* (2020).

Com o objetivo de obter um número representativo de pontos de ensaio da área estudada, utilizou-se o Guia da Agência Ambiental do Reino Unido para o monitoramento de emissões superficiais de gás em aterro sanitário, o *Guidance on Monitoring Landfill Gas Surface Emissions* (Environment Agency of United Kingdom - EAUK, 2010). Tal metodologia também foi abordada em estudos semelhantes, como os de Zhang *et al* (2019), que estudaram as variações espacial e temporal das emissões de GEE em uma área de aterro controlado, na China.

Segundo o Guia mencionado, em áreas com mais de 5000 m², o número de pontos de medições de fluxo requerido e o espaçamento entre eles podem ser calculados pelas Equações 12 e 13:

$$N = 6 + 0,15 \cdot \sqrt{A} \quad (12)$$

$$D = \frac{\sqrt{A}}{N} \quad (13)$$

Sendo:

N = número de locais de amostragem;

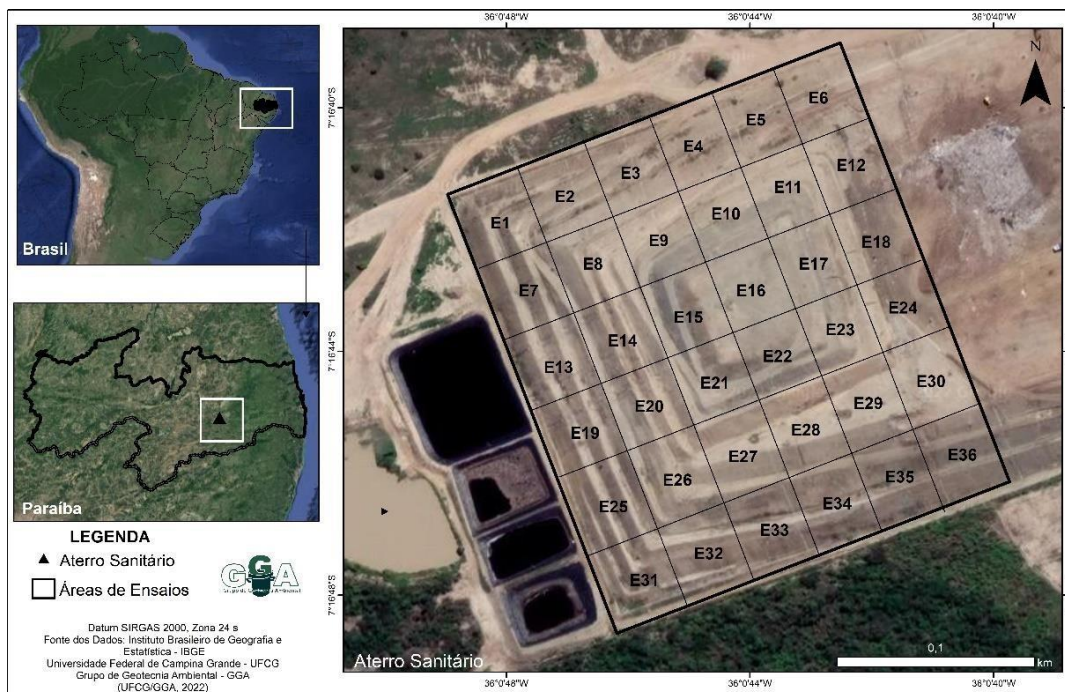
D = distância média entre os pontos de ensaio;

A = área de estudo investigada.

Considerando a área delimitada para o estudo, de aproximadamente 40.000 m², o número de ensaios de câmara de fluxo definido foi de 36, os quais foram distribuídos ao longo

da superfície da camada. A distribuição dos pontos de coleta de solos também visou atender uma malha regular com dimensões de aproximadamente 30 m x 37 m (Figura 10).

Figura 10 - Distribuição dos pontos de ensaio na camada de cobertura



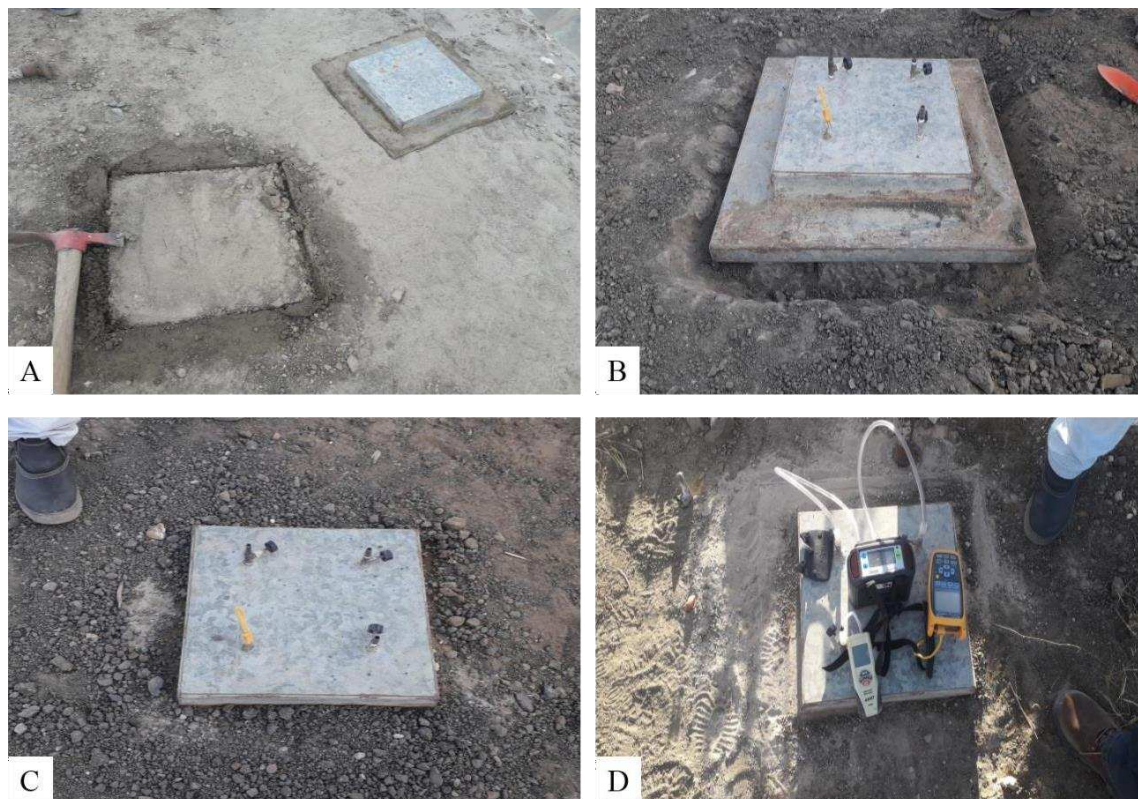
Fonte: GGA (2022)

A câmara de fluxo utilizada nos ensaios foi confeccionada em aço galvanizado, com dimensões de 0,40 m x 0,40 m, área útil de 0,16 m² e volume útil de 0,008 m³, em conformidade ao modelo apresentado por Maciel e Jucá (2011).

Os procedimentos para instalação da câmara de fluxo podem ser visualizados na Figura 11 e consistem nas seguintes etapas:

1. Posicionar a câmara no local do ensaio, demarcar o seu perímetro e escavar uma vala pequena de 0,10 m, para a cravação;
2. Pressionar a câmara no solo, tendo-se o cuidado para que a cravação seja vertical e os conectores de saída estejam abertos, de forma que não haja acúmulo de gases no seu interior;
3. Recolocar o solo escavado na vala e compactá-lo manualmente;
4. Adicionar uma camada de bentonita umedecida com água para obter uma melhor vedação, no entorno da câmara, criando-se um selo que possa impedir a migração de gases pelas laterais.

Figura 11 - Ensaio de câmara de fluxo; A) Demarcação do perímetro e escavação da vala; B) Cravação da câmara; C) Recolocação do solo escavado e sua compactação; D) Instalação dos equipamentos para as medições.



Fonte: A autora (2021)

Após a instalação da câmara de fluxo foram realizadas as medições das concentrações de gases no seu interior, observando sua variação ao longo do tempo. A partir destes dados foi possível a determinação, de modo eficiente, do fluxo pontual de gases (CH_4 e CO_2).

As concentrações dos gases foram monitoradas por meio do analisador de gases portátil do tipo Dräger, modelo X-am 7000, que permite aferir as concentrações de CH_4 e CO_2 (faixa de medição de 0 a 100%), Oxigênio (O_2) (0 a 25%), principalmente, além de Monóxido de Carbono (CO) e Gás Sulfídrico (H_2S) (faixas de medições de 0 a 500 ppm).

Além deste detector, são utilizados neste ensaio um termômetro digital (Modelo Minipa MT-600, com resolução de $0,1^\circ\text{C}$ e faixa de medição de -100°C a 1300°C); e um manômetro digital (Modelo Akso AK-205, com resolução de 0,001 psi e faixa de medição de ± 5 psi), para aferição de temperatura e pressão no interior da câmara, respectivamente.

O fluxo volumétrico para cada um dos pontos monitorados na camada de cobertura pode ser obtido por meio da Equação 14 (Czepiel *et al.*, 1996), com resultados normalizados nas Condições Normais de Temperatura e Pressão (CNTP):

$$Q_{ES.CH_4.CO_2} = \frac{V_{câmara}}{A_{câmara}} \times \frac{\Delta C_{CH_4.CO_2}}{\Delta t} \times \frac{273,15}{273,15 + T_{interna}} \times \frac{P_{atm}}{1000} \quad (14)$$

Sendo:

$Q_{ES.CH_4.CO_2}$ = taxa de emissão volumétrica superficial de CH₄ ou CO₂ [NL.s⁻¹.m⁻²];

V_{placa} = volume útil da câmara de fluxo [L];

A_{placa} = área coberta pela câmara [m²];

$\frac{\Delta C_{CH_4.CO_2}}{\Delta t}$ = Variação de concentração de CH₄ ou CO₂ [%v/v] no tempo [s];

$T_{interna}$ = temperatura interna;

P_{atm} = Pressão atmosférica [mbar];

Para determinar os fluxos em termos mássicos, multiplica-se a Equação 14 pela massa específica do respectivo gás, por meio da Equação 15:

$$J = Q_{ES CH_4CO_2} \times \rho \quad (15)$$

Sendo:

J = fluxo em termos mássicos

ρ = massa específica do gás (Kg.m⁻³).

Importante ressaltar que dos 36 pontos definidos foram realizados 33 ensaios de câmara de fluxo. Os pontos denominados de E12, E18 e E24 ficaram impossibilitados para realização dos ensaios em virtude da constante operação em um trecho de junção das Células 1 e 2, que estava recebendo deposição de novos resíduos durante o período de realização do monitoramento.

Destaca-se também que ao final de cada ensaio de câmara de fluxo, realizou-se a determinação da massa específica *in situ*, com cilindro de cravação, além da coleta de solo para verificação, em laboratório, da umidade. Os 33 ensaios de câmara de fluxo foram realizados em três campanhas de ensaios, em que a primeira campanha abrangeu 12 pontos no período de 13/10/2020 a 06/11/2020 (período seco) e a segunda e terceira campanhas, com 11 e 10 pontos, respectivamente, foram realizadas entre 20/07/21 e 30/07/2021 (período chuvoso).

3.2.2 Mapas de calor das emissões de gases e identificação de *hotspots* de metano e dióxido de carbono

A distribuição espacial das emissões de CH₄ e CO₂ na camada de cobertura do Aterro Sanitário fundamentou-se na elaboração de mapas de calor, por meio dos quais também foi possível identificar *hotspots* de emissões de CH₄, e direcionar a área para mitigação.

Foram utilizadas como base as coordenadas (X, Y e Z), determinadas para cada ponto de ensaio analisado na área investigada. As coordenadas X e Y foram obtidas pelo georreferenciamento, por meio da utilização de um *Global Position System* (GPS). A coordenada Z refere-se às concentrações dos gases CH₄ e CO₂, quantificadas em cada ensaio de câmara de fluxo.

Para a confecção dos mapas de calor foi utilizado o software livre QGIS Desktop 3.22.16, com o estimador de densidade *Kernel*. A partir destes mapas, foram identificadas as áreas da camada de cobertura com ocorrência de *hotspots* (maiores emissões de CH₄).

3.3 ETAPA 2: AVALIAÇÃO EM LABORATÓRIO DO POTENCIAL DOS MATERIAIS PARA OXIDAÇÃO DE METANO

Esta etapa consistiu nos ensaios realizados em laboratório, necessários para o conhecimento das características e propriedades dos materiais, com enfoque na aplicação em Biosistemas de oxidação de CH₄. Os materiais selecionados foram o solo da camada de cobertura convencional do ASCG e composto orgânico, tendo em vista a adequação destacada de materiais de compostagem, em vários estudos (Wilshusen *et al.*, 2004; Scheutz *et al.*, 2014; Niemczyck *et al.*, 2021), como material que favorece a atividade das bactérias metanotróficas.

3.3.1 Coleta

A coleta do solo da camada de cobertura ocorreu nos mesmos pontos de ensaios de câmara de fluxo, realizados no Estudo-base, na Etapa 1.

Em cada ponto amostral foram coletados um total de 6 kg de solo, os quais foram embalados, etiquetados e levados ao Laboratório de Geotecnia Ambiental (LGA), da UFCG (Figura 12A). Em seguida, foram realizados os procedimentos de preparação das amostras, com secagem prévia ao ar (Figura 12B) e destorroamento (Figura 12C). Esse procedimento foi realizado a fim de garantir uma maior representatividade das amostras de solo.

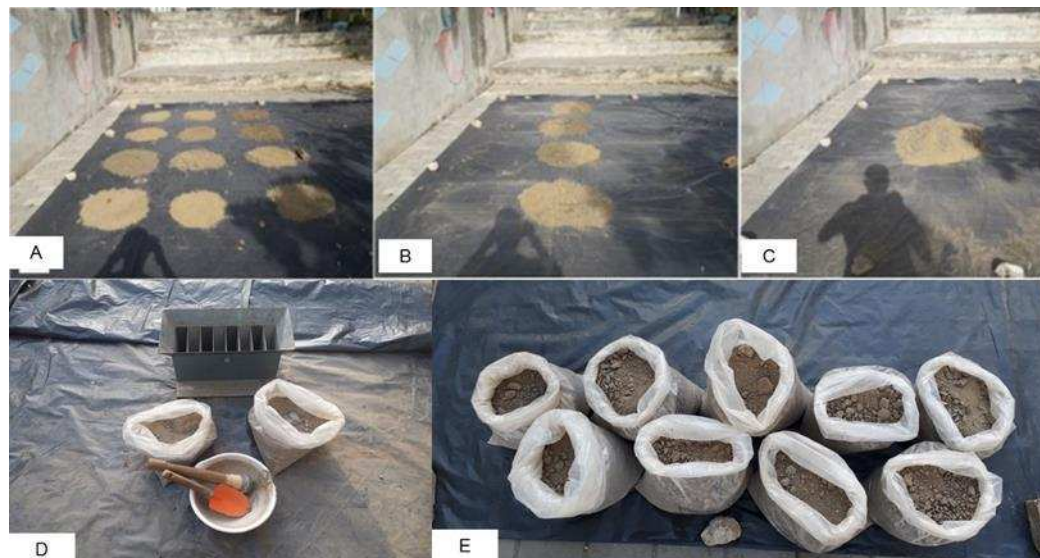
Figura 12. Preparação das amostras de solo. A) Amostras embaladas; B) Secagem prévia ao ar; C) Destorroamento.



Fonte: A autora (2022)

O procedimento de homogeneização do solo coletado dos 36 pontos da camada de cobertura da Célula 1 foi realizado em conformidade com as metodologias da EMBRAPA (2006) e da NBR 6457 (ABNT, 2016). Realizaram-se as seguintes etapas, também descritas em Souza (2021): As amostras foram tomadas a cada 12 pontos e o material foi espalhado sobre uma lona (Figura 13A); em seguida, as pilhas de solo foram agrupadas três a três (Figura 13B) e, por último, o material foi reunido em uma única pilha (Figura 13C). Após esses processos, foi realizado o quarteamento do solo (Figura 13D) e o material homogeneizado foi separado nas quantidades de material necessárias à execução de cada ensaio de caracterização (Figura 13E), seguindo as normas da Associação Brasileira de Normas Técnicas (ABNT) (Tabela 3).

Figura 13. Homogeneização da amostra de solo do ASCG. A), B) e C) Organização das pilhas de solo; D) Quarteamento; E) Acondicionamento da amostra homogeneizada em sacos plásticos.

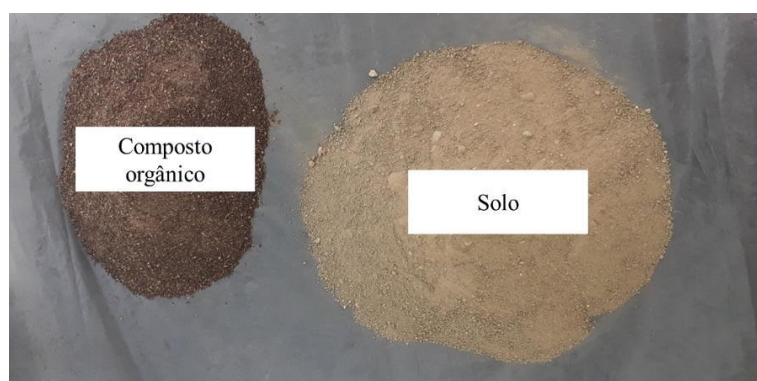


Fonte: A autora (2022)

3.3.2 Preparação

Após a obtenção da amostra homogeneizada de solo do ASCG e da coleta de composto orgânico, foram preparadas as misturas nas proporções de 3:1, 1:1 e 1:3 (solo-composto orgânico, em peso) (Figura 14), objetivando investigar a influência do percentual de composto orgânico no comportamento da mistura, tanto em aspectos geotécnicos quanto no que se refere ao potencial para oxidação de CH_4 .

Figura 14. Amostras de solo e composto orgânico para composição das misturas.



Fonte: A autora (2022)

O composto orgânico utilizado é constituído de folhas de jardim e esterco bovino em uma proporção de 3:1, em termos de massa. Destaca-se que o processo de compostagem, que

durou 110 dias, originou um composto orgânico, cujas leiras possuíam dimensões de 0,30 m de altura de folhas de jardim e de varrição do próprio Campus I da UFCG, e 0,06 m de altura de esterco bovino, com processo de irrigação regular e com quatro revolvimentos do material a cada 15 dias. Este material foi concedido pelo Laboratório de Tecnologias Agroambientais, da Unidade Acadêmica de Engenharia Agrícola da UFCG, que possui projetos de produção e distribuição de composto orgânico à população.

A utilização de um composto de folhas é interessante, tendo em vista que Wilshusen *et al.* (2004) verificaram 95 % de eficiência em oxidação de CH₄ utilizando composto de folhas em cobertura de aterro sanitário. Além disso, no Aterro Sanitário estudado é verificada a presença de resíduos de poda em grande quantidade, e o uso em camada final de cobertura de aterros sanitários com enfoque em oxidação de CH₄, utilizando materiais que promovam esse processo, aparece como alternativa para aproveitamento de tais resíduos.

3.3.3 Ensaios geotécnicos e físico-químicos

A caracterização geotécnica do solo, do composto e das misturas de solo com composto orgânico foi realizada a partir de ensaios estabelecidos por normativas de caracterização geotécnica, conforme mostrado na Tabela 3.

Tabela 3. Normas para os ensaios de caracterização geotécnica e ensaios de sucção e permeabilidade.

Ensaios	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.
Permeabilidade à água	ASTM D5084-16a (ASTM, 2016)
Permeabilidade ao ar	ASTM D6539 (ASTM, 2013)

Fonte: A autora (2022)

As análises dos parâmetros físico-químicos das amostras de solo e misturas solo-composto orgânico foram feitas por meio da determinação de atributos químicos e de fertilidade, envolvendo o conhecimento dos teores de macronutrientes (Ca, K, P, Mg, Na), Capacidade de Troca Catiônica (CTC), o Potencial Hidrogeniônico (pH) e Matéria Orgânica (MO), conforme orientações da Embrapa (2017). Estas análises foram realizadas no Laboratório de Química e Fertilidade, da Universidade Federal da Paraíba, Campus II, Areia – PB.

3.3.4 Ensaios de permeabilidades à água e ao ar

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 TriFlex 2, ELE Soil Testing (Figura 15), que possui um sistema de ar comprimido para aplicar tensões de confinamento e gradientes de pressões pré-determinados, controlados por meio de um painel com válvulas reguladoras. Além disso, possui também buretas que permitem monitorar o volume de água a ser percolado no corpo de prova.

Figura 15. Permeâmetro de parede flexível TriFlex 2



Fonte: GGA (2021)

O coeficiente de permeabilidade à água foi calculado por meio do Método A – Carga constante, D5084 (ASTM, 2016a), aplicada para permeabilidade de amostras saturadas segundo a Equação 16.

$$k_w = \frac{V \times L}{P_B \times A \times t} \quad (16)$$

Sendo:

K_w = coeficiente de permeabilidade à água do solo ($\text{cm} \cdot \text{s}^{-1}$);

V = volume do fluido do instante t_1 para t_2 (cm^3);

L = comprimento do corpo de prova (cm); P_B é a diferença de pressão entre a base e o topo (Psi);

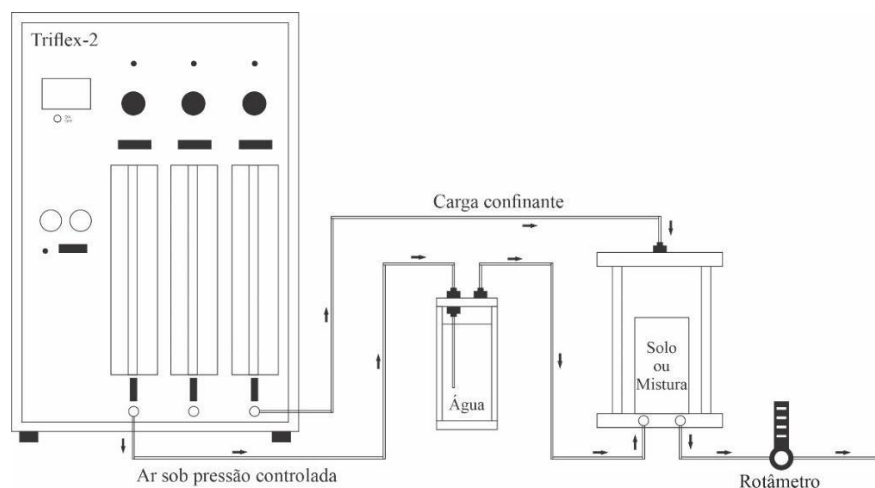
A = área da amostra (cm^2) e

t = tempo entre as leituras de t_1 para t_2 (s).

Os corpos de prova foram moldados na umidade ótima e massa específica aparente seca, energia do tipo Proctor Normal, para a realização dos ensaios e determinação do coeficiente de permeabilidade à água, nesta condição.

Os testes de permeabilidade ao ar das amostras de solo, composto orgânico e misturas solo-composto foram realizados também por meio do permeômetro de parede flexível (Triflex-2), de acordo com a metodologia de teste padrão ASTM D6539 (ASTM, 2013), e com algumas adaptações mostradas na Figura 16.

Figura 16. Esquema do ensaio de permeabilidade ao ar no equipamento Triflex 2.



Fonte: GGA (2021)

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.

Os rotômetros utilizados nos ensaios para leitura do fluxo de ar, são apresentados na Figura 17, em ordem crescente de faixa de aferição, com capacidade de leitura de 0 até 300 NL.h⁻¹.

Figura 17. Rotômetros utilizados.



Fonte: A autora (2022)

Para determinar a permeabilidade ao ar, calculou-se inicialmente o coeficiente de permeabilidade ao ar intrínseco, conforme a Equação 17, de maneira a considerar o efeito da compressibilidade do ar, segundo Ignatius (1999).

$$k_{ai} = \frac{2 \times \mu \times L \times P_s \times Q_s}{A \times (P_E^2 - P_S^2)} \quad (17)$$

Sendo:

K_{ai} = coeficiente de permeabilidade ao ar intrínseco (m²);

μ = coeficiente de viscosidade do ar (P_a.s);

L = comprimento do corpo de prova (m);

Q_s = vazão de saída ou fluxo de ar através da área A, medida na saída do fluxo sob pressão P_s (m³.s⁻¹);

A = área da seção transversal do corpo de prova (m²);

P_E = pressão absoluta de entrada de ar no ensaio (P_a);

P_S = pressão absoluta de saída do ar no ensaio (P_a).

O coeficiente permeabilidade ao ar (K_a) foi calculado a partir do valor do coeficiente de permeabilidade intrínseco ao ar (K_{ai}), conforme Equação 18.

$$k_a = \frac{k_{ai} \times \rho \times g}{\mu} \quad (18)$$

Sendo:

K_a = coeficiente de permeabilidade ao ar ($m.s^{-1}$);

K_{ai} = coeficiente de permeabilidade ao ar intrínseco (m^2);

ρ = densidade do ar atmosférico ($kg.m^{-3}$);

g = aceleração da gravidade ($m^2.s^{-1}$); e

μ = coeficiente de viscosidade do ar ($Pa.s$).

O valor da viscosidade dinâmica do ar atmosférico adotado nos cálculos foi de $1,84 \times 10^{-5} Pa.s$ a $25^\circ C$, e os de massa específica do ar e da pressão atmosférica, de $1,18 kg.m^{-3}$ e $101,7 kPa$, respectivamente, de acordo com o Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais – INPE (2021), para a região de estudo.

A aceleração da gravidade (g) foi considerada no valor de $9,81 m.s^{-2}$ e os coeficientes de permeabilidade ao ar adotados foram calculados a partir das médias aritméticas dos valores obtidos em cada intervalo de leitura.

Adicionalmente, foram realizados ensaios considerando um processo de dessaturação, conforme destacado em Jucá e Maciel (2006). Os procedimentos consistiram na definição dos graus de saturação em água e cálculos dos respectivos pesos de cada corpo de prova, com o máximo de permeabilidade ao ar do ensaio, tendo sido definido como a situação em que o corpo de prova atingiu constância de peso. À medida que cada peso foi sendo atingido, os ensaios de permeabilidade ao ar foram sendo realizados, seguindo os mesmos procedimentos descritos anteriormente.

Foram realizados também ensaios de permeabilidade ao ar com variação do teor de água volumétrico, com adaptação da metodologia descrita em Athoughalandari (2016). Tais ensaios objetivaram a determinação do valor de oclusão dos materiais constituintes da COM das *biowindows*, e está descrito em detalhes no item 3.3.7.

3.3.5 Curva de retenção de umidade

Os ensaios para determinação das curvas de retenção, pelo processo de secagem, foram realizados para o solo, composto orgânico e misturas solo-composto por meio do método do papel filtro, seguindo as metodologias da D5298 (ASTM, 2010), Marinho e Oliveira (2006), Santos (2015).

A Figura 18 contém as etapas realizadas durante os ensaios e consistiram em: A) compactação do corpo de prova na condição de massa específica aparente seca máxima (umidade ótima) e preparação dos anéis; B) saturação das amostras por capilaridade durante um período de 7 dias; C), D) e E) colocação dos papeis-filtro e embalagem dos anéis em plástico filme e papel alumínio, seguido de armazenamento em caixa térmica para o período de 7 dias entre as leituras; F) pesagem do papel-filtro em balança de precisão, com 4 casas decimais, após o período de equilíbrio.

Figura 18. Ensaio de sucção pelo método do papel filtro para as 5 amostras estudadas.



Fonte: A autora (2022)

O papel filtro utilizado foi o Whatman nº 42, que admite valores de sucção de zero até 29 MPa. As Equações 19 e 20, propostas por Chandler *et al.* (1992), foram utilizadas para calibração desse papel filtro.

$$\log \psi = 4,84 - 0,0622 \times w, \text{ se } w \leq 47\% \quad (19)$$

$$\log \psi = 6,05 - 2,48 \times \log w, \text{ se } w > 47\% \quad (20)$$

Sendo:

ψ = sucção matricial em quilopascal (kPa),

w = umidade gravimétrica do papel filtro, em porcentagem (%).

Após processamento dos dados e resultados obtidos nos ensaios de sucção, foi utilizada a Equação 21, que expressa o modelo de ajuste de Van Genuchten (1980), para o cálculo da umidade volumétrica em função da sucção.

$$\theta = \theta_{\text{res}} + \frac{\theta_{\text{sat}} - \theta_{\text{res}}}{[1 + (\alpha\Psi)^n]^m} \quad (21)$$

O modelo de ajuste de Van Genuchten (1980) também pode ser expresso de acordo com a Saturação Efetiva (S_e), como descrito na Equação 22.

$$S_e = \frac{\theta - \theta_{\text{res}}}{\theta_{\text{sat}} - \theta_{\text{res}}} \quad (22)$$

Sendo:

S_e = coeficiente de saturação efetiva (adimensional),

θ = umidade volumétrica (%),

θ_{res} = umidade volumétrica residual (%),

θ_{sat} = umidade volumétrica de saturação (%),

ψ = sucção matricial (kPa),

α = parâmetro de ajuste do modelo relacionado a sucção de entrada de ar,

n e m = parâmetros de ajuste do modelo relacionados à inclinação da curva.

Os três parâmetros foram obtidos por meio de iterações com o auxílio do suplemento *Solver* do Microsoft Excel (2019).

3.3.6 Estimativa de permeabilidades à água e ao ar a partir das curvas de retenção

Para previsão das permeabilidades à água e ao ar aplicou-se o modelo de Van Genuchten-Mualem, descrito em Zhang, Wang e Chen (2020). A Equação 23 descreve a função de permeabilidade à água e a Equação 24 ao ar.

$$\frac{k_w}{k_{wmáx}} = S_e^\lambda \left[1 - \left(1 - S_e^{\frac{1}{m}} \right)^m \right]^2 \quad (23)$$

Sendo:

K_w = coeficiente de permeabilidade não saturada do meio poroso à água ($m.s^{-1}$),

$K_{wmáx}$ = coeficiente de permeabilidade à água máximo ($m.s^{-1}$),

S_e = coeficiente de saturação efetiva obtido pela Equação 22,

λ = 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 24.

$$\frac{k_a}{k_{amáx}} = (1 - S_e)^\lambda \left(1 - S_e^{\frac{1}{m}} \right)^{2m} \quad (24)$$

Em que K_a é o coeficiente de permeabilidade ao ar ($m.s^{-1}$); $K_{amáx}$ é o coeficiente de permeabilidade ao ar máximo ($m.s^{-1}$); S_e é o coeficiente de saturação efetiva, obtido pela Equação 22, 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).

Análises em relação aos valores de sucção de entrada de ar e saturação residual foram realizadas por meio da 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 sucção matricial e do grau de saturação para as amostras estudadas.

3.3.7 Determinação das funções de permeabilidade ao ar nas condições de campo

Realizaram-se ensaios de permeabilidade ao ar na massa específica aparente de campo e com variação do S , objetivando determinar também os parâmetros de oclusão dos poros dos materiais empregados nas *biowindows*.

Utilizou-se para isso o sistema Triflex-2, conforme descrito no item 3.3.4. Algumas etapas foram realizadas, as quais estão descritas abaixo e podem ser visualizadas na Figura 19.

- 1- Fixou-se uma massa específica a partir da que foi determinada em campo, nos materiais empregados nas *biowindows*, cujo valor foi de $1,35 \text{ g.cm}^{-3}$;
- 2- Calculou-se as proporções de solo e mistura solo-composto orgânico, bem como a quantidade de água a ser adicionada, considerando uma faixa de variação do teor de água gravimétrico/volumétrico, seguindo metodologia adaptada de Ahoughalandari (2016);
- 3- Com a massa específica definida e o valor de umidade correspondente a cada ponto de ensaio, definiu-se a massa de material e realizou-se uma compactação estática dos corpos de prova, seguindo três camadas de igual massa. Foi utilizado um cilindro de PVC para permitir a moldagem e realização do experimento;
- 4- O procedimento de ensaio seguiu o que já foi descrito anteriormente para os demais ensaios de permeabilidade ao ar, em que se realizou um ensaio para cada valor de teor de água especificado.

Figura 19. Procedimentos para determinação das funções de permeabilidade ao ar. A) Preparação das amostras nos respectivos teores de umidade; B) e C) Compactação estática das amostras; D), E) e F) Colocação no permeâmetro e ajustes para realização dos ensaios.



Fonte: A autora (2022)

Estes ensaios foram realizados para as amostras de solo e mistura 3:1 (solo-composto orgânico), aplicadas nas *biowindows* no ASCG. Após a realização dos testes, seguiu-se com a determinação da função de permeabilidade ao ar e conseqüente definição do valor de oclusão dos poros dos materiais. Dessa forma, estes ensaios permitiram traçar as curvas de permeabilidade ao ar em função do teor de água volumétrico, grau de saturação ou teor volumétrico de ar.

O teor volumétrico de ar pode ser calculado a partir do teor de água volumétrico e da porosidade do material, a uma dada massa específica aparente seca. Para os ensaios em questão, a partir da massa específica de campo que foi estabelecida, calculou-se a porosidade do material, e o teor volumétrico de ar pôde ser calculado pela Equação 25.

$$\theta_{\text{ar}} = n - \theta_{\text{água}} \quad (25)$$

Sendo:

θ_{ar} = teor volumétrico de ar, %;

$\theta_{\text{água}}$ = teor de água volumétrico, %;

n = porosidade do material a uma dada massa específica.

Os valores de oclusão correspondem aos pontos em que ocorre uma queda brusca da permeabilidade ao ar, nos gráficos do coeficiente de permeabilidade ao ar em função dos teores volumétricos de água ou ar, e do grau de saturação.

3.4 ETAPA 3: MONITORAMENTO DA OXIDAÇÃO DE METANO EM *BIOWINDOWS* APLICADAS NO ATERRO SANITÁRIO

A partir do mapeamento das emissões de CH₄ e CO₂ na camada de cobertura, realizado no Estudo-base, identificou-se pontos de emissões mais elevadas na extremidade noroeste da Célula 1, abrangendo a área destacada na Figura 20:

Figura 20. Descrição da área experimental na camada de cobertura.



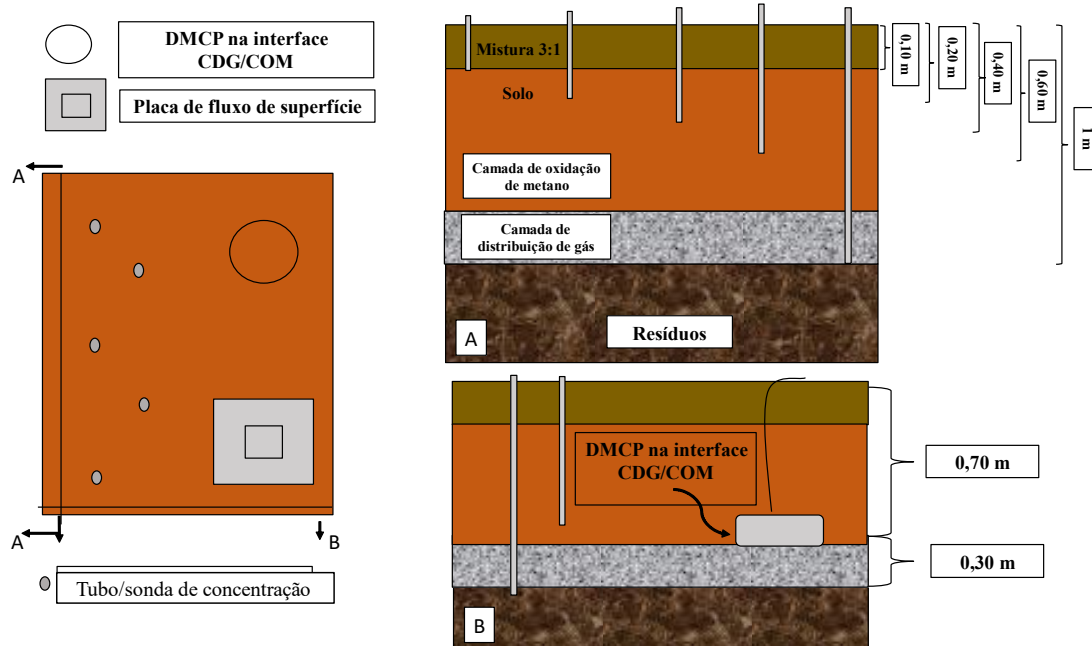
Fonte: A autora (2022)

Nessa área foram identificados fluxos de CH_4 e CO_2 na ordem de $386 \text{ g.m}^{-2}.\text{dia}^{-1}$ e $966 \text{ g.m}^{-2}.\text{dia}^{-1}$, respectivamente, estando bem acima dos valores médios de $22 \text{ g.m}^{-2}.\text{dia}^{-1}$ e $104 \text{ g.m}^{-2}.\text{dia}^{-1}$ observados para a camada de cobertura final do ASCG, conforme destacado em detalhes no tópico dos resultados do Estudo-base.

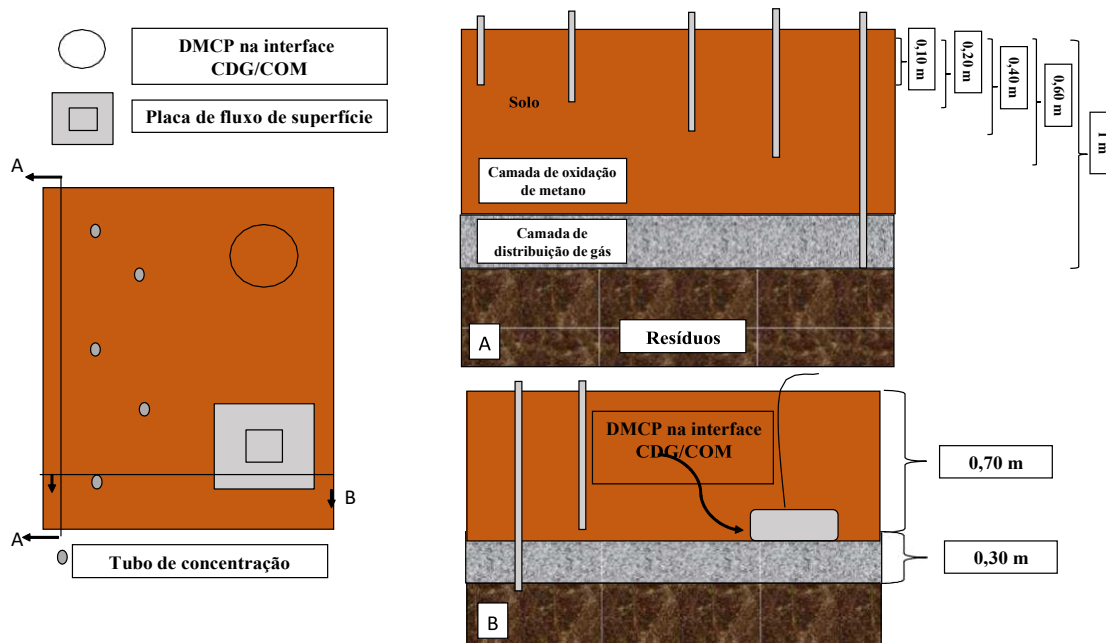
Essa área foi selecionada para os estudos mais direcionados no que concerne à análise das emissões e aplicação de técnicas de remediação. A área abrange 880 m^2 e um perímetro de 307 m , sendo denominada de Área experimental (AE).

Após a definição da AE, foi realizada uma avaliação prévia das emissões de CH_4 e CO_2 antes da instalação das *biowindows* nesta AE definida, por meio de ensaios de câmara de fluxo, conforme metodologia descrita no tópico 3.2.1. Os ensaios abrangeram o ponto onde foi identificado *hotspot*, e as regiões próximas.

Dentro da AE designaram-se ainda os locais para instalação de duas *biowindows*: *biowindow 1* (Bio1) e *biowindow 2* (Bio2), detalhadas em croqui nas Figuras 21 e 22. As duas *biowindows* foram constituídas por uma CDG, de $0,30 \text{ m}$ de espessura e uma COM, de $0,70 \text{ m}$ de espessura. A COM da Bio1 consiste em $0,60 \text{ m}$ de solo do tipo SM e $0,10 \text{ m}$ de uma mistura solo-composto orgânico, que são materiais definidos e caracterizados na etapa 2 (tópico 4.2). A COM da Bio2, por sua vez, foi composta integralmente por $0,70 \text{ m}$ de solo do tipo SM.

Figura 21. Croqui da *biowindow* 1 (Bio1).

Fonte: A autora (2022)

Figura 22. Croqui da *biowindow* 2 (Bio2).

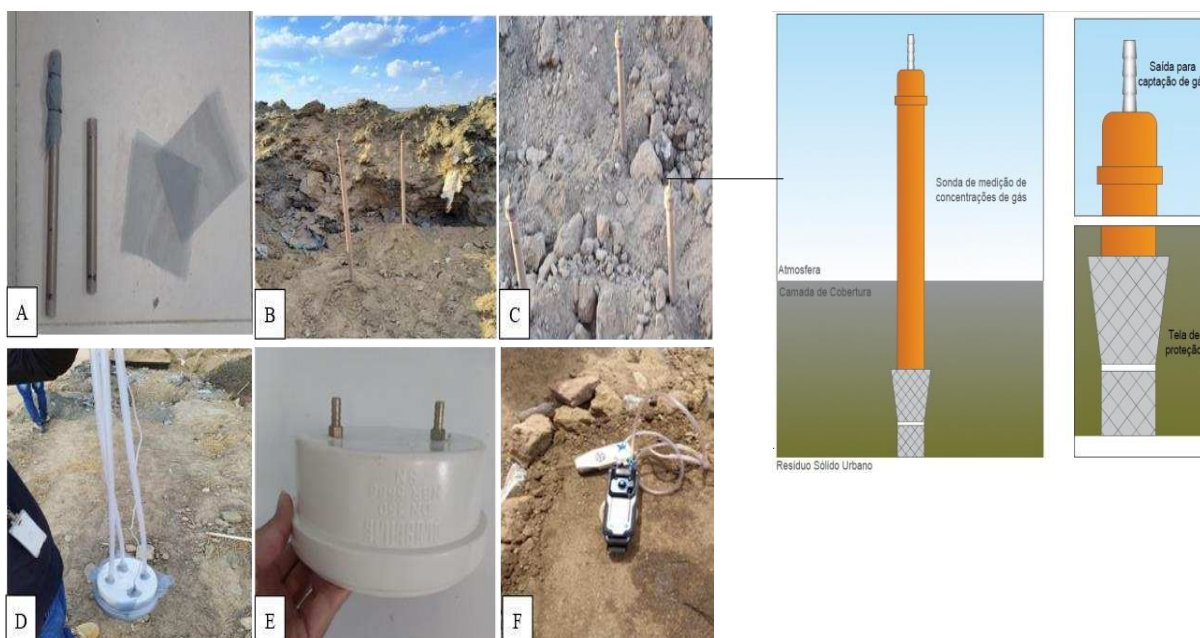
Fonte: A autora (2022)

A instrumentação compreendeu sondas (tubos de PVC, com diâmetro de 0,025 m, dotados de CAPs e conectores acoplados em mangueiras) para medição das concentrações de gases, instaladas em 05 profundidades diferentes (0,10 m, 0,20 m, 0,40 m, 0,60 m e 1,00 m)

(Figuras 23A, 23B e 23C). Foi também colocada uma tela e perfuradas pequenas aberturas na parte inferior destas sondas, visando direcionar melhor o gás e evitar obstrução dos tubos/sondas.

Além disso, confeccionou-se também Dispositivos de Medição de Concentração e Pressão (DMCP) (Figura 23D), os quais foram instalados na base da COM, na profundidade de 0,70 m, com o objetivo de quantificar as concentrações e pressões de entrada de CH_4 e CO_2 . Esse DMCP foi construído a partir de CAP de PVC de 0,150m, conectores acoplados a mangueiras plásticas para inserção dos instrumentos de medição de concentração e pressão, Drager e Manômetro, respectivamente (Figuras 23E e 23F).

Figura 23. Instrumentação instalada nas *biowindows*. A), B) e C) Sondas para medição de concentração de gás; D) e E) DMCP para medição de concentração na base da COM; F) Realização do ensaio com o DMCP.



Fonte: A autora (2022)

Tendo em vista que os fluxos de entrada nas *biowindows* não podem ser controlados ou medidos diretamente por algum instrumento, visto que a alimentação de gás é passiva, foi considerada uma metodologia para cálculo destes fluxos ao longo do tempo. A partir dos dados dos fluxos superficiais de CH_4 e CO_2 , bem como das concentrações destes gases na base e topo das *biowindows*, realizou-se a estimativa dos fluxos de base, conforme apresentado em Berenjkar *et al* (2021). Esta metodologia se fundamenta no balanço de massa, assumindo que o fluxo de CH_4 na base de uma *biowindow* é igual ao fluxo de superfície acrescido da oxidação de CH_4 . Assim, foi utilizada a Equação 26.

$$\text{FluxoCH}_{4\text{entr}} = \frac{C\text{CH}_{4\text{entr}}}{C\text{CH}_{4\text{entr}} + C\text{CO}_{2\text{entr}}} \times (\text{FluxoCH}_{4\text{saída}} + \text{FluxoCO}_{2\text{saída}} - \text{FluxoCO}_{2\text{resp}}) \quad (26)$$

Sendo:

$\text{FluxoCH}_{4\text{entr}}$ = o fluxo de CH_4 na base da *biowindow*

$C\text{CH}_{4\text{entr}}$, $C\text{CO}_{2\text{entr}}$ = as concentrações de CH_4 e CO_2 na base da *biowindow*

$\text{FluxoCH}_{4\text{saída}}$, $\text{FluxoCO}_{2\text{saída}}$ = os fluxos de superfície dos gases CH_4 e CO_2

$\text{FluxoCO}_{2\text{resp}}$ = os fluxos de CO_2 decorrentes do processo de respiração dos microrganismos presentes no meio.

Importante destacar que foram realizados ensaios para determinação dos fluxos de CO_2 decorrentes do processo de respiração. Os experimentos consistiram em adicionar amostras da Bio1 e Bio2 em colunas de PVC para monitoramento das concentrações de CO_2 ao longo do tempo. Estas amostras haviam sido coletadas no dia da instalação das *biowindows* e mantidas na ausência de contato com CH_4 por um período de quase 1 ano. O procedimento pode ser verificado na Figura 24 e foi feito por meio de adaptação da metodologia de Purificação (2009).

Figura 24. Procedimento para cálculo dos fluxos de CO_2 decorrentes do processo de respiração.



Fonte: A autora (2022)

As concentrações de CO_2 foram monitoradas durante intervalos de tempo que variaram de 10 min a 2h. Destaca-se que entre a amostra e o CAP foi estabelecido um *headspace* de 0,05 m. Também foram acoplados conectores nos CAPs para medição das concentrações por meio do detector portátil de gases do tipo Dräger. As medições foram realizadas durante 1 semana e foi utilizada a mesma equação dos cálculos dos fluxos pela câmara estática, considerando as diferenças de área e volume.

3.4.1 Construção e instrumentação das *biowindows*

No dia 08/12/2021 foi realizada a construção da Bio1, com dimensões de 1,5 m x 1,5 m, abrangendo uma área de 2,25 m², com metodologia adaptada de Reddy, Yargicoglu e Chetri (2021).

O procedimento ocorreu nas etapas descritas a seguir, e que podem ser visualizadas na Figura 25:

- A) Escavação da camada de solo, com auxílio de retroescavadeira, até atingir a camada de resíduos;
- B) Introdução de pedra rachinha (dimensões de 0,064 m a 0,17 m) para compor 0,30 m da CDG;
- C) Instalação da sonda para medição de concentrações na camada de resíduo, profundidade de 1m;
- D) Instalação de DMCP na profundidade de 0,70 m;
- E) Introdução de solo e alocação das demais sondas para medição de concentrações em diferentes profundidades das *biowindows*;
- F) Introdução da Mistura solo-composto orgânico na profundidade de 0,10 m, para o caso da Bio1, e alocação de sonda nessa mesma profundidade.

Figura 25. Etapas da instalação da Bio1 no Aterro Sanitário.



Fonte: A autora (2022)

Importante destacar que na ocasião da escavação da camada realizou-se coleta de amostras dos RSU para análises físico-químicas, objetivando entender o comportamento das emissões de *hotspots* identificadas na AE. As amostras de resíduos foram acondicionadas em saco plástico do tipo zíper e encaminhadas ao Laboratório de Geotecnia Ambiental, na UFCG, para análises de determinação de Matéria Orgânica, pH, Sólidos Totais Voláteis e Teor de Umidade, conforme metodologia APHA, AWWA e WEF (2017).

No dia 07/12/2021, a mistura 3:1, utilizada na COM da Bio1, foi homogeneizada na área externa do Laboratório de Geotecnia Ambiental (Figura 26) e conduzida em sacos plásticos para o Aterro Sanitário, no dia 08/12/2021. Em campo, realizou-se a umidificação desta mistura, com umidade em torno da ótima, de 17%, a qual foi verificada em laboratório, por meio da coleta e utilização do método da estufa. O Grau de compactação *in situ* da mistura 3:1 foi definido pela cravação de cilindro, e ficou em torno de 78%, relacionado a uma massa específica aparente seca de $1,33 \text{ g.cm}^{-3}$ (massa específica de campo).

Figura 26. Homogeneização da mistura solo-composto orgânico.



Fonte: A autora (2022)

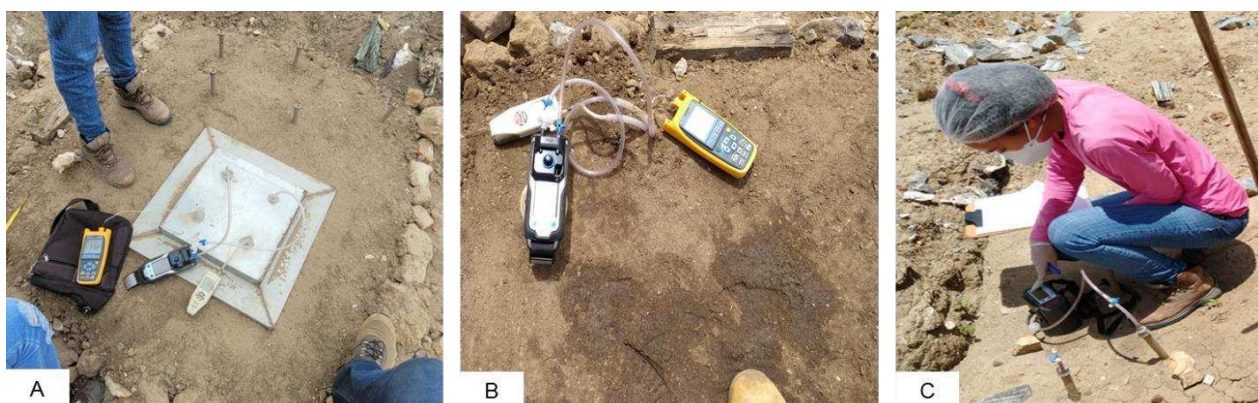
A instalação da Bio2 ocorreu apenas em janeiro, em virtude de alguns problemas operacionais, e foi confeccionada com solo local da Célula 1 do ASCG, com GC em torno de 75%, e uma massa específica de campo de $1,39 \text{ g.cm}^{-3}$.

3.4.2 Monitoramento das *biowindows*

Após a instalação das *biowindows* foi iniciado o monitoramento dos sistemas. Sendo, no dia 12/01/2022, início da Bio1 e no dia 19/01/2022, da Bio2. Ainda, as emissões de gases por meio de câmara de fluxo só foram quantificadas em 16/03/2022 para a Bio2, em razão também de alguns problemas operacionais e de logística da época.

O monitoramento para os meses iniciais de 2022 foi feito semanalmente e consistiu na realização de ensaios de câmara de fluxo na superfície, seguindo a mesma metodologia feita no Estudo-base (Figura 27A), ensaio com DMCP na base da COM (Figura 27B) e medição de concentrações dos gases nas sondas instaladas em 5 profundidades diferentes, por meio do detector portátil, Drager. (Figura 27C).

Figura 27. Monitoramento das *biowindows* no Aterro Sanitário. A) Ensaio de câmara de fluxo; B) Ensaio com DMCP na base; C) Medição de concentração de gases nas sondas.



Fonte: A autora (2022)

Destaca-se também que os dados meteorológicos analisados nesta pesquisa foram obtidos a partir da Estação Meteorológica automatizada, instalada no próprio ASCG.

3.4.3 Análises estatísticas dos dados da Área Experimental

Para avaliar a influência das condições meteorológicas da região no processo de oxidação das *biowindows*, realizou-se análises de correlação de *Spearman* (visto que os dados não apresentaram distribuição normal) para identificar quais variáveis apresentaram melhores correlações com os dados de eficiência de oxidação de CH₄.

Dessa forma, foi utilizado o Microsoft Excel (2019), por meio da opção de análise de Dados (correlação), e geradas as matrizes de correlação, considerando duas situações para cada

biowindow: com e sem a admissão de um evento extremo de precipitação que ocorreu no período de março de 2022.

Além disso, para avaliar o efeito das variáveis preditoras na eficiência de oxidação das *biowindows*, utilizou-se das análises de regressão linear múltipla, com os dados que apresentaram maiores coeficientes de correlação. O tratamento dos dados obedeceu a um nível de confiança de 95% (valor de $p \leq 0,05$).

Destaca-se que os pressupostos para a análise de regressão linear múltipla foram testados, tendo sido identificados valores aceitáveis de acordo com Fávero e Belfiore (2017), para os dados da Bio1. As análises de regressão foram realizadas especificamente para essa *biowindow*, a qual também apresentou maiores fluxos de base de CH₄.

Verificou-se a normalidade dos resíduos pelo teste de Shapiro-Wilk e a homogeneidade da variância por Breusch-Pagam. Além disso, foi também avaliada a ausência de multicolinearidade, pois todos os valores das correlações entre as variáveis explicativas/preditoras ficaram abaixo de 0,66. Os valores de *Variance Inflation Factor* (VIF) situaram-se abaixo de 2 (variação de 1,06 a 1,013). A análise do coeficiente de Durbin-Watson identificou valores próximos a dois (variação de 2,11), desse modo, indicando a independência da distribuição e a não correlação dos resíduos.

As análises foram feitas com uso do software livre RStudio, versão 4.2.0, por meio do pacote *pacman* (*dplyr*, *car*, *rstatix*, *lmtest*, *ggpubr*, *QuantPsyc*, *psych*, *scatterplot3d*).

Por fim, os modelos de regressão gerados foram testados, conforme os critérios do R² ajustado, Soma dos Quadrados dos Resíduos (SQR) e Critério de Informação de Akaike (CIA).

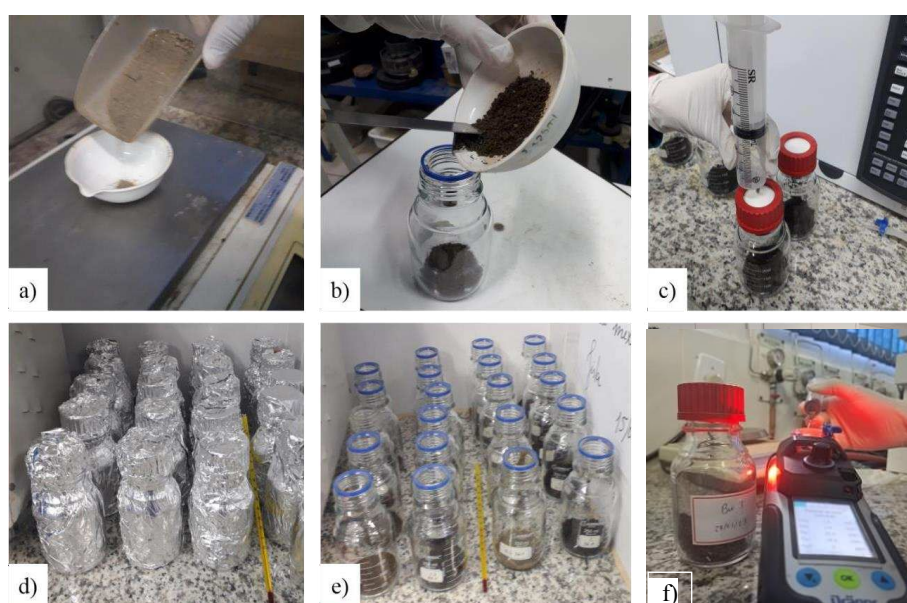
3.4.4 Ensaios de incubação em lote

Os testes de incubação em lote são importantes para a determinação do potencial de oxidação dos materiais estudados, fundamentando-se na cinética de oxidação de CH₄. Esses testes foram realizados com as amostras das *biowindows*, instaladas em campo, ao final do período de monitoramento, para verificação das taxas de oxidação de CH₄ do solo e da mistura 3:1 (solo-composto), aplicados no ASCG.

A metodologia utilizada foi adaptada dos estudos de Wang *et al* (2011), Pedersen, Scheutz e Kjeldsen (2011), Mancebo *et al* (2015) e Niemczyk *et al* (2021), e consistiu nas etapas descritas a seguir:

1. Adicionar 30 g do material nos frascos tipo Schott Duran, de 300 mL (Figuras 28A e 28B);
2. Fechar os frascos e selar com septos de borracha-estanque (Figura 28C);
3. Remover, com uma seringa, 60 mL do ar no *headspace* dos frascos (Figura 28C);
4. Adicionar 60 mL de CH₄ (Figura 28C);
5. Deixar os frascos em repouso durante a noite para que ocorra a aclimação das bactérias à presença de CH₄ (Figura 28D);
6. Ventilar os frascos durante 20 a 30 minutos para que ocorra a penetração de O₂ no *headspace* dos frascos (Figura 28E);
7. Voltar a fechar os frascos e remover 60 mL de ar (Figura 28F);
8. Adicionar 60 mL de CH₄. Este procedimento produz um *headspace* inicial que é 20% (mol%) CH₄, 16,8% (mol%) O₂ e 63,2% (mol%) N₂, segundo Niemczyk *et al* (2021). Logo após, as amostras foram incubadas à temperatura ambiente, a qual ficou em torno de 22°C, em laboratório climatizado;
9. Amostragem diária de gás foi realizada em períodos pré-determinados, contabilizando 5 horas de ensaio por dia;
10. Como procedimento final, realizou-se o monitoramento da variação temporal das concentrações dos gases CH₄ e CO₂ no *headspace*.

Figura 28 - Procedimentos dos testes de incubação em lote. a) Preparação e pesagem do material; b) Inserção do material nos frascos; c) Preparo do headspace com CH₄; d) Aclimação; e) Ventilação; f) Medição das concentrações dos gases.



Fonte: A autora (2022)

Para o monitoramento das concentrações de CH₄ foi utilizada uma adaptação com o detector portátil de gases, do tipo Drager X-am 8000.

O consumo diário cumulativo de CH₄ nos frascos foi traçado em função do tempo e as taxas de consumo de CH₄ foram determinadas a partir dos melhores ajustes de curva. Os dados de remoção de CH₄ foram considerados para determinar o $V_{\text{máx}}$ e K_m das amostras, linearizando as taxas de oxidação, conforme os métodos de *Lineweaver – Burk*.

Todos os parâmetros monitorados foram tabulados e avaliados no programa Microsoft Excel (2019).

3.4.5 Ensaios físico-químicos

Ao final do período de monitoramento foram realizados mais ensaios físico-químicos, na mistura solo-composto orgânico aplicada em campo, dentre os quais: pH, macronutrientes, Matéria Orgânica, com o objetivo de avaliar o comportamento destes parâmetros em relação ao tempo, bem como a durabilidade das características do composto após aplicação *in situ*.

4 RESULTADOS

Nesta seção estão descritos os resultados obtidos e que envolve uma estruturação em três etapas, seguindo a descrição metodológica feita anteriormente. No tópico 4.1 são apresentados os resultados referentes ao Estudo-Base das emissões de CH₄ e CO₂ na camada de cobertura de solo compactado da Célula 1, envolvendo os fluxos médios destes gases e o mapeamento, com identificação de *hotspots*.

No tópico 4.2 são avaliados os dados referentes à caracterização e aos ensaios para determinação de propriedades geotécnicas das amostras avaliadas, com direcionamento da escolha do material para compor a COM do sistema de *biowindows*. Na última etapa são apresentados e analisados os dados do monitoramento *in situ* da eficiência e taxas de oxidação de CH₄ das *biowindows* instaladas.

4.1 ESTUDO-BASE DAS EMISSÕES DE METANO E DIÓXIDO DE CARBONO NO ATERRO SANITÁRIO

4.1.1 Emissões e mapeamento de CH₄ e CO₂ na camada de cobertura

A quantificação dos fluxos de gases constitui etapa imprescindível para análise do comportamento e distribuição espacial e temporal das emissões, bem como identificação de possíveis *hotspots* de emissões de gases nas camadas de cobertura de aterros sanitários. Por meio da Figura 29 podem ser observados os fluxos de CH₄ obtidos a partir das três campanhas de ensaios que envolveram o Estudo-base das emissões superficiais no ASCG.

Figura 29. Emissões de CH₄ da camada de cobertura final.



Fonte: A autora (2022)

Foram observados fluxos nulos de CH₄ em 14 dos 33 pontos de ensaio analisados. Dentre os 19 pontos restantes, para os quais foram identificados fluxos não-nulos, o ponto de ensaio E3 apresentou emissão na ordem de 386,7 g.m⁻².dia⁻¹. Destaca-se que este valor foi o único acima do limite de 60 g.m⁻².dia⁻¹, estabelecido pela Normativa Australiana *Carbon Farming Initiative* - CFI (2021), como fluxo limite máximo de CH₄ para camada de cobertura final de aterros sanitários. O ensaio E3 pode, portanto, ser identificado como um ponto de emissão elevada de CH₄ (*hotspot*).

Reddy, Yargicoglu e Chetri (2021) em estudo-base das emissões superficiais em Illinois, Estados Unidos, notaram uma ampla faixa de variabilidade espacial, com um local de

hotspot de CH₄ emitindo fluxos maiores que 1.100 g.m⁻².dia⁻¹, quase o triplo do valor identificado na presente pesquisa. Gonzalez-Valencia *et al.* (2021) observaram a ocorrência de *hotspots* de emissões de CH₄ em um aterro sanitário localizado no México. Dentre os 420 pontos medidos, apenas 4 apresentaram fluxos acima de um valor de 180 g.m⁻².dia⁻¹, sendo o maior deles de 409 g.m⁻².dia⁻¹. Na Espanha, Delgado *et al* (2022) verificaram também que os *hotspots* representaram apenas 10% de todos os pontos medidos, porém corresponderam a 73% do total de emissões de CH₄.

Importante ressaltar que os valores máximos obtidos neste presente estudo podem ser considerados baixos quando comparados aos de outros autores, como Scheutz *et al.* (2014), no Aterro Sanitário da Dinamarca, Di Trapani, Di Bella e Viviani (2013), no Aterro Sanitário de Palermo, Itália, e Berenjkar *et al* (2021), em aterro sanitário da cidade de Winnipeg, Canadá, cujos valores máximos de emissões de CH₄ foram de 1.275 g.m⁻².dia⁻¹, 1.118 g.m⁻².dia⁻¹, 3.750 g.m⁻².dia⁻¹, respectivamente.

Por outro lado, verifica-se uma proximidade com os dados de Damasceno, Carvalho e Machado (2019), na ordem de 356 g.m⁻².dia⁻¹, em aterro sanitário do estado da Bahia, Brasil, dotado de sistema de captação de biogás. Estes últimos autores observaram que as emissões mais elevadas de CH₄ ocorreram pelas fissuras identificadas na camada de cobertura do aterro, principalmente no período mais chuvoso. A maior emissão de CH₄ durante o período mais chuvoso está associada à baixa capacidade de campo do solo utilizado, resultando em uma diminuição da permeabilidade ao gás do solo nas áreas não fissuradas, direcionando o fluxo de gás para os locais com fissuras.

Considerando o ponto de maior emissão do presente estudo, constata-se, da Figura 29, que ele ocorreu no período de 20 a 30/07/2021, também durante o período chuvoso da região de Campina Grande – PB. Embora não tenham sido constatadas fissuras na camada de cobertura do ASCG neste período, a sua constituição com percentual considerável de partículas finas, associada a outros comportamentos como baixo GC, verificado no tópico 4.2, por exemplo, pode contribuir para estes maiores fluxos de CH₄.

Percebe-se também a alta variabilidade dos dados de emissões em localidades distintas, tanto no Brasil quanto em outros países. Abichou *et al* (2008) estimaram as emissões de CH₄ considerando diferentes condições climáticas. Para a situação de clima semiárido, com precipitação anual em torno de 503 mm, na Califórnia, os fluxos de CH₄ variaram de 1,2 a 66 g.m⁻².dia⁻¹. Tais valores estão abaixo do valor de pico identificado no presente estudo, mesmo para uma condição aproximada de precipitação. Haro *et al* (2019) destacam que ocorre variabi

lidade das emissões entre os aterros sanitários, mesmo para aqueles situados em locais com índices pluviométricos e condições meteorológicas semelhantes.

Abichou *et al.* (2006) estudaram duas camadas de cobertura em um aterro sanitário localizado na Flórida, Estados Unidos, e apresentaram uma classificação para os fluxos de CH₄, dividida em três grupos: Baixo (< 10 g.m⁻².dia⁻¹), médio (entre 10 g.m⁻².dia⁻¹ e 25 g.m⁻².dia⁻¹) e alto (> 25 g.m⁻².dia⁻¹). Seguindo esse critério, esses autores obtiveram para uma das áreas analisadas 76% do número de ensaios com fluxos considerados baixos, 7% médio e 17% alto. A classificação para os fluxos de CH₄ verificados no presente estudo, conforme os limites estabelecidos por este autor, pode ser observada no Quadro 2.

Quadro 2. Classificação dos Fluxos de CH₄ verificados neste estudo

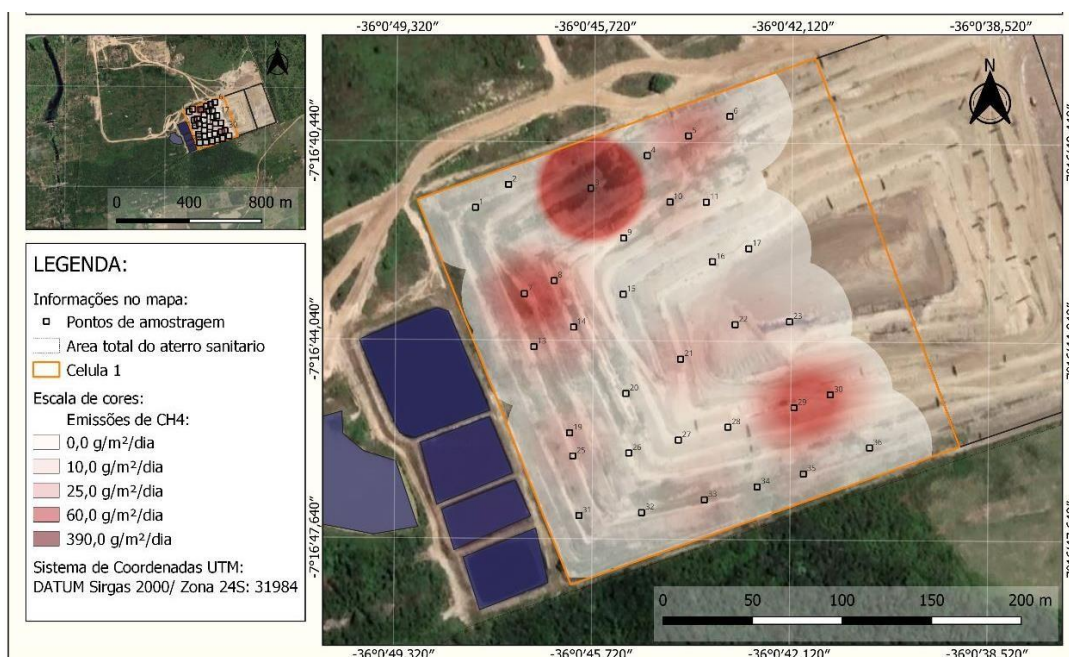
Fluxos	Quantidade	Percentual (%)
Fluxo baixo (< 10 g.m ⁻² .dia ⁻¹)	19	58
Fluxo médio (entre 10 g.m ⁻² .dia ⁻¹ e 25 g.m ⁻² .dia ⁻¹)	9	27
Fluxo alto (> 25 g.m ⁻² .dia ⁻¹)	5	15

Fonte: A autora (2022)

Verifica-se que do total de pontos analisados, 58% das emissões caracterizaram-se como pontos de baixo fluxo de CH₄ e 42% como pontos de médio a alto fluxo, o que indica que uma parcela significativa das emissões ainda varia de moderada a alta.

Visando uma melhor compreensão da espacialização dos dados na camada de cobertura final de solo compactado do ASCG, elaborou-se mapas de calor das emissões de CH₄ (Figura 30).

Figura 30. Mapeamento das emissões de CH₄ na camada de cobertura final do Aterro Sanitário



Fonte: A autora (2022)

Destaca-se que a baixa distribuição de pontos amostrais na região nordeste da Célula 1 ocorreu em virtude do sistema de operação do Aterro e intensa movimentação de caminhões para deposição de resíduos no local, no período de monitoramento. Tal situação inviabilizou a realização dos ensaios de câmara de fluxo E12, E18 e E24, na camada, de forma que as análises foram fundamentadas nos 33 pontos de ensaios realizados.

Observa-se uma distribuição não homogênea com pontos de emissões mais elevadas de CH₄ nas regiões noroeste e sudoeste da Célula 1, referente aos pontos de ensaio E03, E07 e E29. Os demais locais da Célula constituem pontos de menores emissões de CH₄, com valores nulos ou abaixo de alguns que foram identificados em outros aterros sanitários, conforme citado anteriormente (Scheutz *et al.*, 2014; Di trapani, Di bella e Viviani, 2013; Berenjkar *et al.*, 2021).

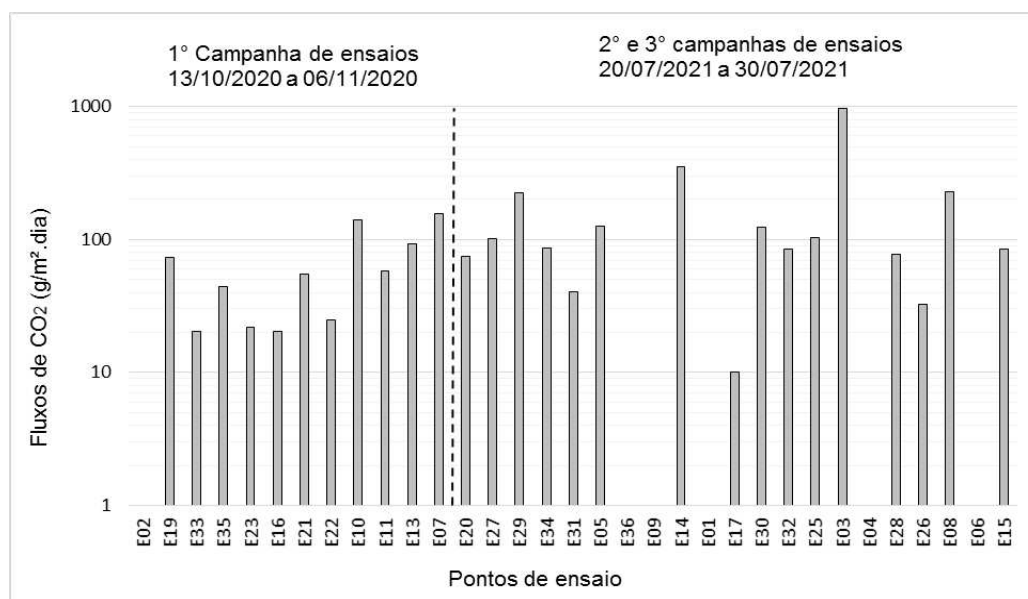
A partir dos mapas, também se observa que, as regiões de *hotspot* de emissões de gases estão localizadas nas extremidades da Célula 1 do Aterro Sanitário. Os autores Maciel e Jucá (2011) também identificaram este mesmo comportamento em camada de cobertura do Aterro de Aguazinha - PE, com áreas de maior fluxo de CH₄ nas extremidades do Aterro, diminuindo no sentido da região central.

Isso está relacionado ao fato de que essas regiões estão mais expostas à erosão e, possivelmente, com menor GC, já que se encontram próximas a áreas de taludes. Outro fator

contribuinte também se deve à maior concentração de drenos verticais de gases abertos à atmosfera e localizados nas regiões mais centrais da Célula 1 estudada.

As emissões de CO₂ também foram quantificadas por meio dos ensaios de câmara de fluxo, nos mesmos pontos de ensaio, e os resultados estão apresentados na Figura 31.

Figura 31. Fluxos de CO₂ obtidos no ensaio de câmara de fluxo



Fonte: A autora (2022)

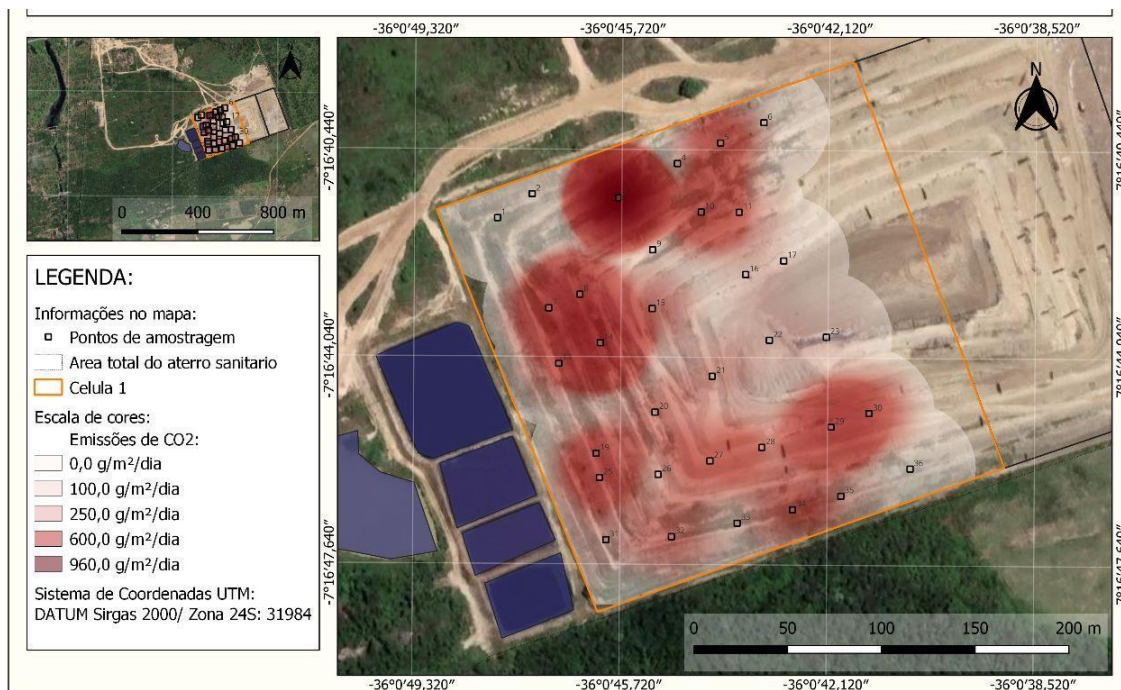
Foram observados fluxos de CO₂ em 82% dos 33 pontos de ensaios realizados. Estes fluxos variaram de 0 a 966 g.m⁻².dia⁻¹, com média de 104 g.m⁻².dia⁻¹. Tais valores encontram-se na mesma magnitude das emissões de CO₂ verificadas por Zhang *et al* (2019a), em Aterro Sanitário na China, cujos valores variaram de 0 a 998,8 g.m⁻².dia⁻¹.

Além disso, também se constata um comportamento geral de emissões de CO₂ que se sobrepõem às de CH₄, indicando a possível ocorrência de oxidação de CH₄ ou produção de CO₂ pelas bactérias metanotróficas.

Abushammala, Basri e Younes (2016) também analisaram as emissões de CO₂ em um aterro sanitário na Malásia, considerando a variabilidade sazonal. Foram observados valores de emissão de CO₂ na faixa de 0,08 a 45,9 g.m⁻².dia⁻¹. Haro *et al* (2019), em um aterro sanitário de Burkina Faso, cuja precipitação média anual é em torno de 569 mm, menor que a do presente estudo, identificaram emissões de CO₂ de 80 a 135 g.m⁻².dia⁻¹. Franqueto *et al* (2019) constataram emissões de CO₂ com variação de 33 a 721 g.m⁻².dia⁻¹. Destaca-se que nestes estudos as emissões de CO₂ foram também mais elevadas que as de CH₄, e os autores atribuíram esse comportamento a um potencial para oxidação biológica de CH₄ a CO₂.

Para um entendimento da distribuição espacial das emissões de CO₂ foi também realizado o mapeamento sobre a camada de cobertura (Figura 32):

Figura 32. Mapa de calor das emissões de CO₂ na camada de cobertura final do Aterro Sanitário



Fonte: A autora (2022)

Percebe-se que, o ponto de maior emissão de CO₂, também se encontra localizado na porção noroeste da Célula 1, onde também foi observada maior emissão de CH₄ na camada. Semelhantemente, Zhang *et al* (2019a), em seus estudos sobre variabilidade espacial de emissões de gases, em aterro sanitário localizado na China, verificaram também áreas de *hotspot* de CO₂ cobrindo aproximadamente a mesma região de *hotspot* de CH₄. Zhang *et al* (2019b) também constataram que as emissões de CH₄ e CO₂ se concentraram em zonas de fronteira da camada de cobertura, e que pequenas fissuras contribuiriam para o surgimento dos caminhos preferenciais de fluxo.

Os fluxos de CO₂ e CH₄ também foram analisados estatisticamente, conforme Tabela 4.

Tabela 4. Resumo das emissões de CO₂ e CH₄ verificadas por meio dos ensaios de câmara de fluxo.

Parâmetros	Fluxo de CH ₄ (g.m ⁻² .dia ⁻¹)	Fluxo de CO ₂ (g.m ⁻² .dia ⁻¹)
Média	21,9	103,7
Erro padrão	11,7	30,1
Mediana	4,70	73,8
Desvio padrão	67,1	173,1
Variância da amostra	4504,8	29981,7
Mínimo	0	0
Máximo	386,7	965,9
Número de dados	33	33
Coefficiente de variação (%)	305,9	166,9

Fonte: A autora (2022)

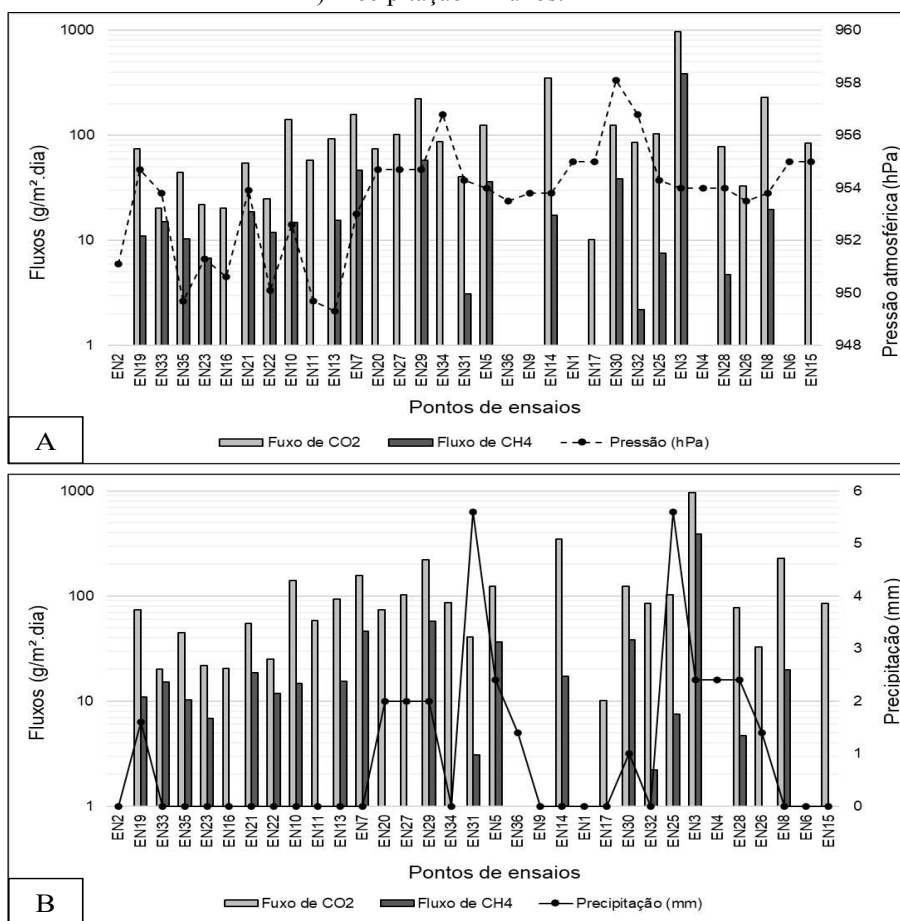
Uma observação importante é que foi verificada uma elevada variabilidade dos dados de emissões, com um coeficiente de variação de 167% para o CO₂ e 306% para o CH₄. Zhang *et al* (2019a) destacam que os fluxos de CH₄ tiveram uma alta variabilidade espacial, com mudança nos coeficientes de variação de 114% para 248%.

Já em relação ao valor médio de emissão de CH₄ de 21,9 g.m⁻².dia⁻¹, este encontra-se próximo aos obtidos por Abushammala, Basri e Younes (2016) e Haro *et al* (2019), que foram de 26,7 g.m⁻².dia⁻¹ e de 29 g.m⁻².dia⁻¹, respectivamente.

4.1.2 Condições meteorológicas durante o Estudo-base

Nesta seção são apresentados os dados das condições meteorológicas relacionadas às emissões de gases observadas. As Figuras 33A e 33B ilustram o comportamento da pressão atmosférica e precipitação em função dos dados de emissões de cada ponto de ensaio, para os gases CH₄ e CO₂.

Figura 33. Condições meteorológicas no período de monitoramento. A) Pressão atmosférica x fluxos; B) Precipitação x fluxos.



A pressão atmosférica variou de 949 hPa para o máximo de 958 hPa, com média de 954 hPa. Não se verifica uma influência direta deste condicionante meteorológico nos valores de fluxos de CH_4 e CO_2 . O que se constata é, para alguns pontos de ensaio, que quando a pressão se mantém aproximadamente constante, o fluxo de CH_4 é baixo ou nulo.

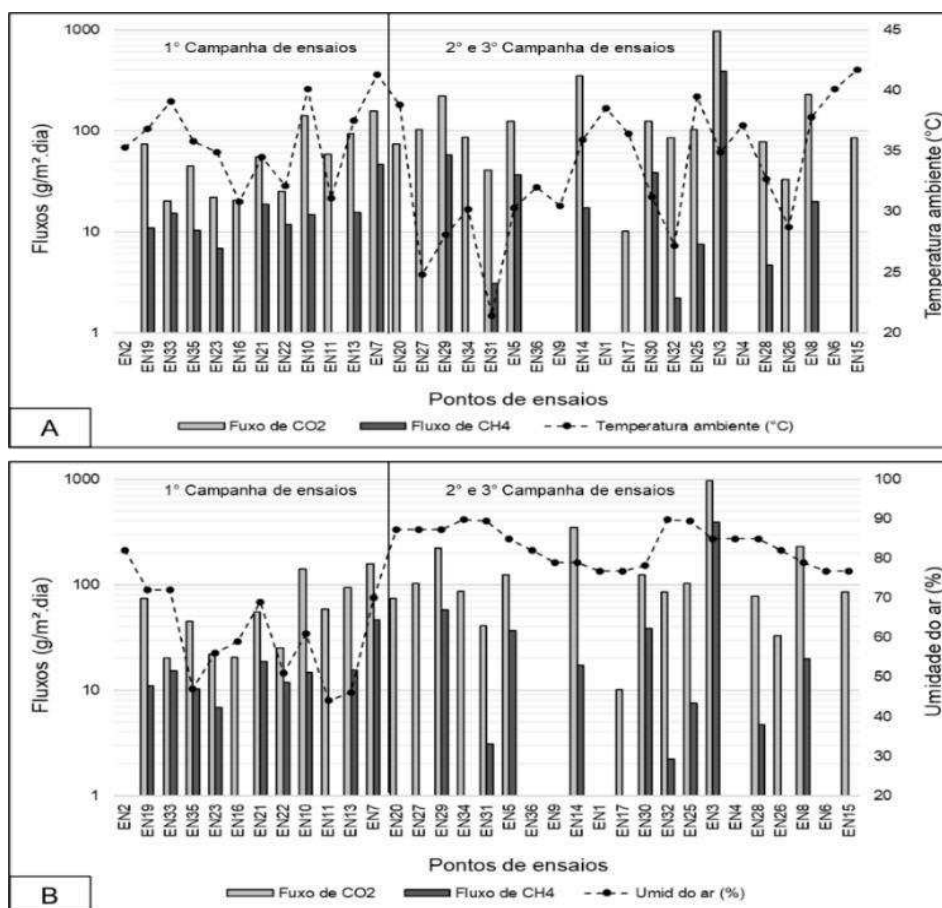
De fato, Souza (2021) não observou correlação entre os fluxos de gases e a pressão atmosférica na mesma Célula do presente estudo. Além disso, conforme Shen *et al* (2018) as condições que variam rapidamente, como pressão e velocidade do vento, afetam as emissões de gases de forma mais acentuada quando o transporte de gás é dominado pela advecção. Moreira *et al* (2020) identificaram pressões nulas na interface solo-resíduo na mesma Célula do Aterro Sanitário analisado no presente estudo, direcionando um transporte de gás por difusão. Isso pode justificar a ausência de correlação entre estes fatores observados.

A Figura 33B evidencia reduzidas precipitações ao longo do monitoramento das emissões de gases. No período de 13/10/2020 a 06/11/2020, referente à primeira campanha de

ensaios de câmara de fluxo, os valores de precipitação se mantiveram nulos, com exceção do E19, em que foi registrada precipitação de 1,6 mm, correspondendo a quase toda precipitação do mês de outubro desse ano. Já no período de 20/07/2021 a 30/07/2021, correspondente a segunda e terceira campanhas de ensaios, as precipitações diárias variaram de 0 a 5,6 mm por dia, com média de 1,5 mm.

Bian *et al.* (2018) observaram reduções nas emissões de CH₄ durante os períodos chuvosos e associaram esse comportamento a uma possível oxidação desse gás. Observa-se, na Figura 34B, para os pontos de ensaio EN31 e EN25, com maior precipitação (5,6 mm), que o valor do fluxo reduziu em relação aos valores anteriores. Entretanto, não se verifica uma relação clara entre precipitação e os fluxos de gases medidos na camada de cobertura. Outras condições meteorológicas analisadas foram a umidade e a temperatura do ar (Figuras 34A e 34B).

Figura 34. A) Fluxos de gases *versus* temperatura do ar; B) Fluxos *versus* umidade do ar.



Fonte: A autora (2022)

A Figura 34A mostra o comportamento da temperatura ambiente ao longo do período de ensaios, a qual variou de 21°C a 42°C, com média de 34°C. Para a primeira campanha de ensaios, ocorrida no período mais seco do ano de 2020, verificou-se que uma redução na temperatura corroborou para redução nos valores dos fluxos dos gases. Isso acontece porque a

temperatura está diretamente ligada à transferência de fluidos, mas isso não implica necessariamente que haja uma redução na taxa de consumo do CH₄, pois as bactérias metanotróficas têm suas faixas de temperatura ótimas para atuação.

Tendo em vista que no período seco a migração de gás pela camada de cobertura é facilitada, tal comportamento pode estar associado a alguma interferência na atividade das bactérias produtoras de CH₄, afetando a produção deste gás e, conseqüentemente, o fluxo. Além disso, pode ter ocorrido melhora da atividade das bactérias metanotróficas que reduzem os fluxos de CH₄ pela oxidação, nessa faixa de temperatura.

Para a segunda e terceira campanhas não é possível visualizar correlações entre os parâmetros analisados. Além disso, Uyanik *et al* (2012) verificaram em seus estudos que a temperatura do solo teve maior influência nas emissões de gases que a temperatura ambiente.

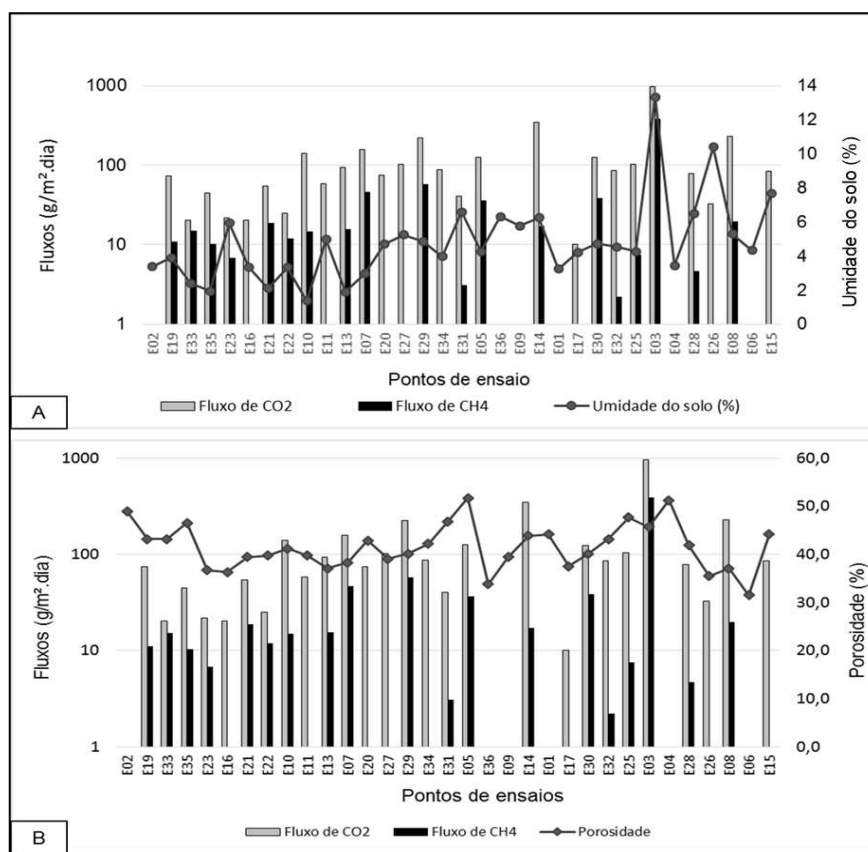
Quanto à umidade do ar, tem-se uma maior flutuação para a primeira campanha de ensaios, variando de 44% a 82%, com média de 61%. Nessa campanha também se verifica, para alguns pontos, que a redução na umidade foi acompanhada de uma redução nos fluxos de gases, sendo um comportamento semelhante ao verificado anteriormente, para a temperatura.

Shen *et al* (2018) observaram concentrações mais elevadas de CH₄ na superfície da camada de cobertura para maiores valores de umidade ambiente. Isso é possível pelo fato de que ao se elevar a umidade ambiente, embora o solo não se encontre saturado, há uma contribuição para distribuição de macronutrientes na camada, facilitando o processo de oxidação pelas bactérias metanotróficas. Para a segunda e terceira campanhas, entretanto, não houve intensa flutuação da umidade do ar, cuja média foi de 83%.

4.1.3 Condições geotécnicas e fluxos

As Figuras 35A e 35B evidenciam as condições geotécnicas de umidade, porosidade, GC e S do solo, durante o período de monitoramento, relacionadas às emissões de CH₄ e CO₂.

Figura 35. Condições geotécnicas e fluxos. A) Umidade do solo; B) Porosidade do solo.



Fonte: A autora (2022)

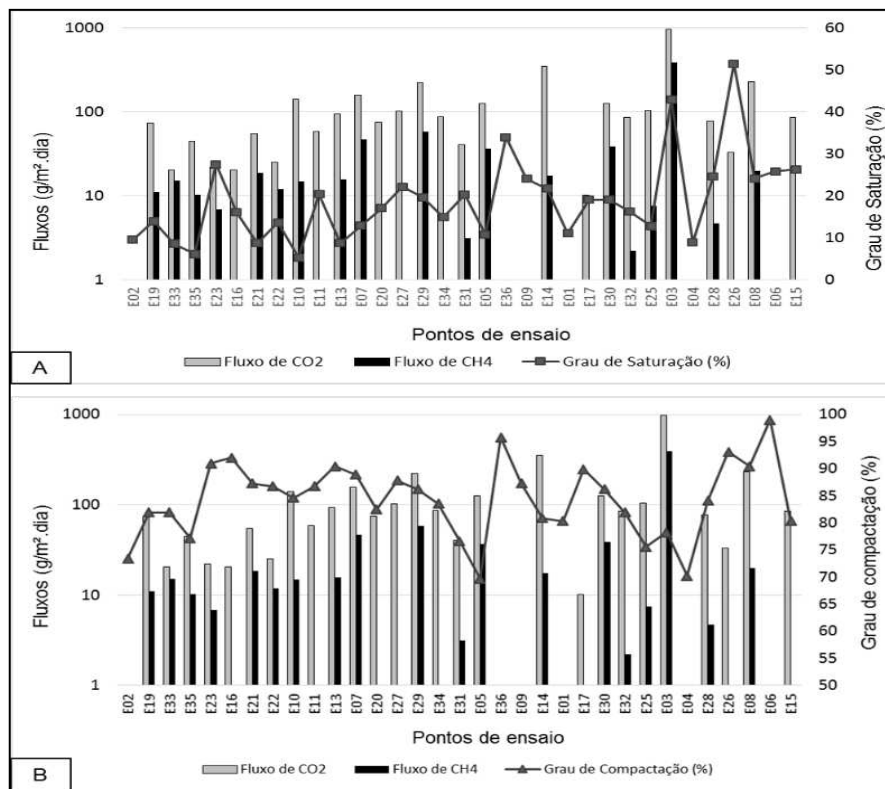
Em geral, verifica-se que a umidade do solo não se encontra distribuída de forma homogênea na superfície da camada, variando de 1,4% a 13,3%, com média de 4,8%. O maior valor de umidade do solo ocorreu exatamente no ponto de Ensaio 03, onde também foi verificado o *hotspot* de CH₄ e CO₂. Entretanto, o segundo maior valor de umidade, de 10,4%, ocorreu para um valor de emissão de CH₄ de 0 g.m⁻².dia⁻¹. Não se percebe uma relação direta da umidade do solo com as emissões dos gases, porém esta condição, associada a outros parâmetros geotécnicos da camada, podem ter contribuído para a maior emissão no ponto 03.

Importante destacar também que Rachor *et al.* (2013) observaram correlações positivas entre as emissões de CH₄ e a umidade do solo. Esses autores apontaram que esse fenômeno pode ocorrer em função do aumento da produção de CH₄ em ambientes úmidos e de uma oxidação de CH₄ prejudicada pela reduzida difusão de O₂ para o interior da camada.

A porosidade do solo variou de 31,5% a 51,7%, com média de 41,5%. Podem ser observadas pequenas flutuações deste parâmetro (Figura 35B), e no ponto de *hotspot* de CH₄ e CO₂ (EN03) a porosidade foi de 46%, acima do valor médio verificado.

As Figuras 36A e 36B mostram os graus de saturação e compactação e suas respectivas relações com as emissões dos gases CH₄ e CO₂.

Figura 36. Condições geotécnicas e fluxos. a) Grau de saturação; b) Grau de Compactação.



Fonte: A autora (2022)

Os Graus de saturação (S) e compactação (GC) influenciam consideravelmente as emissões e oxidação de CH₄ em aterros sanitários. Isso porque interferem nos vazios do solo, seja pela redução, com aumento do Grau de Compactação ou reorientação da distribuição dos tamanhos de grãos, ou pelo aumento do volume de poros preenchidos por água e redução dos poros preenchidos por ar.

Conforme Figura 36A, foram verificados S variando entre 5,2 e 51,4%, com uma média de 19%. Destaca-se que, apenas dois pontos, com um S mais elevado, ultrapassaram 30% de saturação, dentre os quais se encontra o ponto localizado mais a noroeste da Célula 1, associado ao *hotspot*. Os demais pontos se encontraram abaixo desse valor.

Uma avaliação do S em camada de cobertura do mesmo Aterro Sanitário foi realizada anteriormente por Guedes (2018). Foram observados S variando de 23% a 76%, com média de 40%, valores bem mais elevados que os observados neste estudo. É interessante considerar

também que, as condições meteorológicas podem variar, de acordo com o período de monitoramento considerado, a época do ano e outras condições do solo.

Quanto ao GC, verifica-se que em alguns pontos, principalmente a partir do ponto de ensaio 36, ocorre uma redução dos fluxos dos gases com aumento do GC. Em geral, os GC variaram de 70% a 99%, com média de 84%. Para o ponto de maior emissão (*hotspot*), o GC foi de 78%, dentre os valores mais baixos observados. Maciel e Jucá (2011) identificaram emissões de CH₄ com variação de 0 a 984,7 g.m⁻².dia⁻¹ e média de 161,5 g.m⁻².dia⁻¹. Estas emissões foram observadas em camada de cobertura do tipo convencional, no Aterro da Muribeca, localizado na região metropolitana do Recife (PE), cujo GC médio foi de 84%, próximo ao GC médio do presente estudo.

No ponto de ensaio 03, portanto, a maior emissão se relacionou a menor valor de GC, valor de S entre os maiores observados, e maior umidade do solo. O menor GC contribuiu para uma maior porosidade do solo enquanto a maior umidade pode corroborar tanto para que os poros sejam preenchidos por água quanto favorecendo a atividade microbiana.

A presença de água pode ter dificultado o processo de oxidação de CH₄, e o gás também pode ter sido conduzido a caminhos preferenciais. Além disso, a camada de solo pode não ter atingido a oclusão, como foi constatado posteriormente, embora com maior saturação e umidade no ponto EN03, quando comparada aos demais pontos, o que pode ter permitido o fluxo de gás nesta situação.

Considerando todos os fatores citados, definiu-se a região à noroeste da Célula 1 para a realização de uma investigação mais minuciosa e encaminhamento de medidas de mitigação dos *hotspots* de CH₄ para o ASCG.

4.2 ANÁLISE DO SOLO E MISTURAS SOLO-COMPOSTO ORGÂNICO

Neste tópico são apresentados os resultados referentes às caracterizações físico-química e geotécnicas, propriedades de fluxo à água e ao ar, além da análise do comportamento na condição não-saturada e verificação da adequação dos materiais estudados, quanto ao uso em *biowindows* para oxidação de CH₄.

4.2.1 Caracterização físico-química

A Tabela 5 contém os parâmetros físico-químicos de cada material estudado.

Tabela 5. Características físico-químicas das amostras.

Parâmetros	Unidade	Solo	Mistura 3:1	Mistura 1:1	Mistura 1:3	Composto
pH	-	8,2	7,7	7,5	7,5	7,4
MO	%	0,5	2,8	4,0	6,5	7,5
Na	cmolc/dm ³	4,7	4,1	3,9	2,7	3,5
P	cmolc/dm ³	0,7	1,6	1,8	8,1	3,7
K	cmolc/dm ³	0,4	1,2	3,0	5,4	4,3
Ca	cmolc/dm ³	4,5	12,2	13,1	17,6	18,8
Mg	cmolc/dm ³	9,7	3,5	2,1	2,3	2,6
SB	cmolc/dm ³	19,3	21,1	22,1	27,9	29,1
CTC	cmolc/dm ³	19,3	21,1	22,1	27,9	29,1
Sólidos voláteis	%	3,3	6,7	10,5	17,2	22,7
Condutividade elétrica	mS/cm	0,00125	0,00298	0,00357	0,00462	0,00522

Legenda: MO = Matéria Orgânica; SB = Soma de Bases; CTC = Capacidade de Troca Catiônica.

Fonte: A autora (2022)

Observam-se algumas modificações em determinados parâmetros, em virtude da introdução de material orgânico ao solo, essencialmente no que se refere a MO, CTC, Sólidos voláteis (SV) e condutividade elétrica. O solo da camada de cobertura do Aterro Sanitário possui um baixo teor de MO, de apenas 0,52%. Como esperado, os teores de MO aumentaram com a adição do composto orgânico em, aproximadamente, 5, 8 e 12 vezes, para as proporções de 3:1, 1:1 e 1:3 (solo-composto orgânico), respectivamente.

A CTC do solo indica a quantidade de cátions trocáveis que ele pode adsorver. O aumento da proporção de composto, adicionado ao solo, também contribuiu para aumento na CTC. Conforme Santos *et al* (2021), quando se adiciona composto orgânico aos solos naturalmente encontrados em jazidas, pode-se aumentar o seu poder adsorptivo e, além disso, há um aumento natural da flora bacteriana, que também é benéfico em propriedades adsorptivas de solos, permitindo, ainda, a realização de processos de oxidação de CH₄ em camadas de cobertura de aterros sanitários, o que pode reduzir significativamente emissões de GEE.

Quanto ao pH, não se observa variação considerável entre as misturas, mas uma ligeira redução, variando de 6% a 9%, em relação ao solo. De acordo com Huber-Humer, Röder e Lechner (2009), as bactérias metanotróficas são relativamente tolerantes a amplas faixas de pH,

especificamente de 6,5 a 8,5. Considerando isso, constata-se que tanto o solo quanto as misturas solo-composto orgânico se enquadraram nesse quesito.

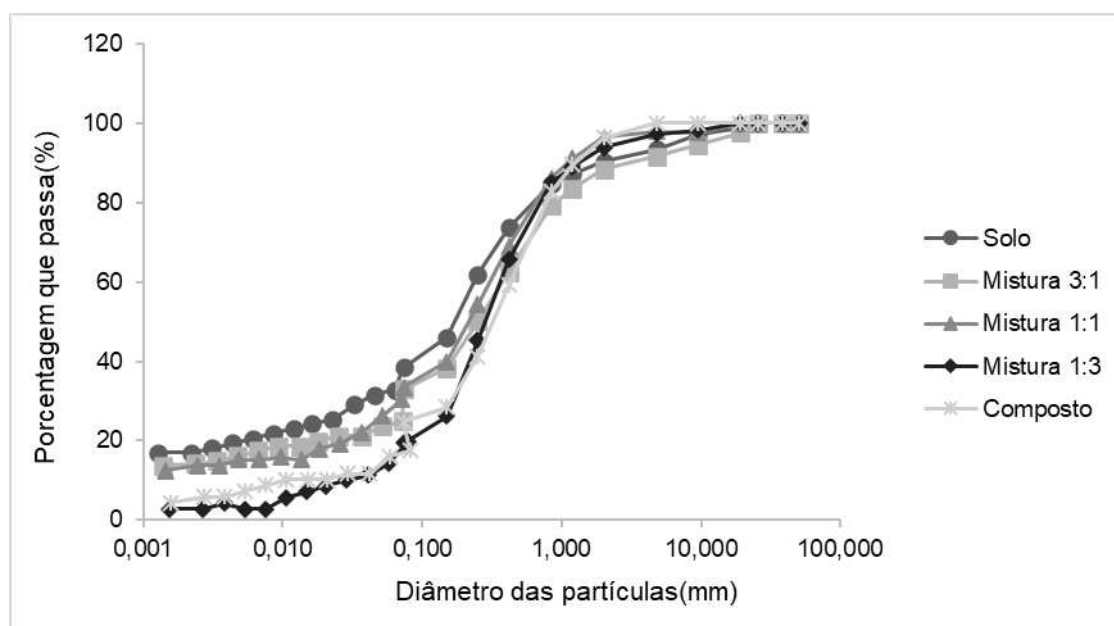
Em relação à condutividade elétrica, observa-se aumento à medida que ocorre adição de composto orgânico ao solo. Ainda conforme os autores citados, os organismos metanotróficos são bastante tolerantes a aumentos de condutividades.

4.2.2 Caracterização e propriedades geotécnicas dos materiais

4.2.2.1 Distribuições granulométricas dos materiais

Por meio da Figura 37 podem ser observadas as curvas de distribuição granulométrica do solo, do composto e das três misturas de solo e composto orgânico estudadas.

Figura 37. Curvas granulométricas dos materiais.



Fonte: A autora (2022)

Em geral, todos os materiais apresentaram distribuição granulométrica abrangendo a faixa de diâmetro de 0,0015 mm até 20 mm. Percebe-se um deslocamento maior das curvas do composto orgânico e mistura 1:3, a partir do diâmetro de 0,42 mm, indicando que estas amostras possuem um menor percentual de partículas finas em comparação às demais.

A Tabela 6 apresenta o resumo da granulometria e os coeficientes de não uniformidade (C_u) e de curvatura (C_c) dos materiais estudados.

Tabela 6. Distribuição granulométrica dos materiais.

Resumo da Granulometria	Solo	Mistura 3:1	Mistura 1:1	Mistura 1:3	Composto
Argila	19%	16%	15%	3%	7%
Silte	12%	8%	11%	11%	9%
Areia Fina	30%	26%	28%	31%	25%
Areia Média	23%	29%	32%	40%	42%
Areia Grossa	9%	13%	12%	12%	17%
Pedregulho	7%	8%	2%	3%	0%
$\phi < 0,075$ mm	38%	33%	33,5%	19%	24,7%
C_u	-	-	-	10,7	38,2
C_c	-	-	-	2,7	8,7

Legenda: C_u = Coeficiente de não-uniformidade; C_c = Coeficiente de Curvatura.

Fonte: A autora (2022)

O resumo da granulometria permite observar que a adição do composto orgânico contribuiu para redução no percentual de partículas finas (silte + argila), e aumento no percentual da fração areia que compõe a amostra, principalmente areia média. Isso está relacionado às características dos dois materiais considerados para as misturas, tendo-se em vista que o solo e, principalmente, o composto orgânico possuem elevados teores de areia em sua composição granulométrica, em torno de 62% e 84%, respectivamente.

Situação semelhante também foi observada por Santos (2015) e Lira (2017) ao constatarem que a adição do composto orgânico conduziu a um maior percentual de areia na granulometria de misturas solo-composto. Conforme Reddy, Yargicoglu e Chetri (2021), o aumento da fração de partículas mais grossas impacta o transporte de gás, em virtude de mudanças na distribuição do tamanho dos poros e agregados dentro da matriz do solo, levando-o a atuar como um agente de aumento da aeração e, conseqüentemente, da difusão de O_2 e melhora do processo de oxidação de CH_4 em *biowindows*.

Os percentuais de partículas finas, com diâmetro menor que 0,075 mm ($\Phi < 0,075$ mm), do solo é de 38%. Com relação às amostras de composto orgânico e misturas 3:1, 1:1 e 1:3, percebe-se que esse percentual foi menor, de 25%, 33%, 33,5% e 19%, respectivamente. Analisando-se os Coeficientes de Curvatura e de Não Uniformidade, observa-se que o composto orgânico possui grãos desuniformes ($C_u > 15$). Essa condição de não-uniformidade pode ter implicações no comportamento do material utilizado como COM, aumentando sua

porosidade e condições de fluxo. Já a mistura 1:3 pode ser considerada bem graduada, com $1 < C_c < 3$, e $C_u > 6$, conforme Pinto (2006).

Para a utilização como camada oxidativa de CH₄ em aterros sanitários, Warmadewanthi *et al.* (2021) recomenda o uso de um material com menor percentual de finos, tendo em vista a sua contribuição para maiores fluxos de biogás e taxa de retenção de água, o que é favorável à atividade de bactérias metanotróficas. Ao considerar este fato e os parâmetros exigidos pela CETESB (1993) e USEPA (2004), de que o percentual de passante na peneira de 0,075 mm deve ser maior que 30%, o solo mostra-se adequado para aplicação como cobertura final de aterro sanitário, nesse aspecto. Entretanto, essas normativas não consideram a adequação dos materiais quanto aos aspectos de oxidação biológica de CH₄.

4.2.2.2 Limites de consistência

A Tabela 7 apresenta os resultados dos ensaios de determinação dos limites de consistência dos materiais estudados e a classificação, conforme o Sistema Unificado de Classificação dos Solos (SUCS).

Tabela 7 - Limites de consistência dos materiais

Limites de consistência (classificação SUCS)	Solo	Mistura 3:1	Mistura 1:1	Mistura 1:3	Composto
Limite de Liquidez (%)	27	30	34	42	NL
Limite de Plasticidade (%)	23	22	NP	NP	NP
Índice de Plasticidade (%)	4	8	-	-	-
Classificação	SM	SC/SM	SM	SM	SM

Fonte: A autora (2022)

Percebe-se um acréscimo nos valores do Limite de Liquidez (LL) à medida que o percentual de composto orgânico aumenta, visto que, a fração orgânica é capaz de reter uma quantidade maior de água. Comportamento similar a esse foi observado nos estudos de Gomes (2020) e Khoshand e Fall (2014), ao verificar tais características em misturas solo-composto orgânico. Situação semelhante também foi identificada por Wang *et al.* (2021). Estes autores explicam que, quando dissolvida em água, a matéria orgânica solúvel tem uma elevada área de

superfície específica e forte capacidade de retenção de água, podendo ser adsorvida na superfície de minerais de argila, como caulinita e ilita, para formar um filme espesso de água, melhorando (aumentando) o limite de liquidez e plasticidade do solo.

Por outro lado, a partir da adição de 50% de composto orgânico (mistura 1:1) verificou-se que as misturas se apresentaram como não plásticas (NP), o que pode estar associado ao reduzido percentual de partículas finas, que afeta a coesão. Sari, Ridwan, Putry (2020) também notaram a perda de plasticidade ao estudar mistura de solo-composto orgânico como material alternativo para camada de cobertura de aterro sanitário. Gomes (2020) e Khoshand e Fall (2014) explicam que a perda de plasticidade com o aumento do percentual de composto orgânico ocorre devido à natureza não plástica da matéria orgânica.

O solo e o composto orgânico foram classificados como Areias Siltosas (SM), conforme classificação SUCS. As misturas seguiram a mesma classificação que os materiais que as originaram, com exceção da mistura 3:1, que teve uma classificação entre Areia Argilosa (SC) e SM, em virtude de ter apresentado maior plasticidade que as demais.

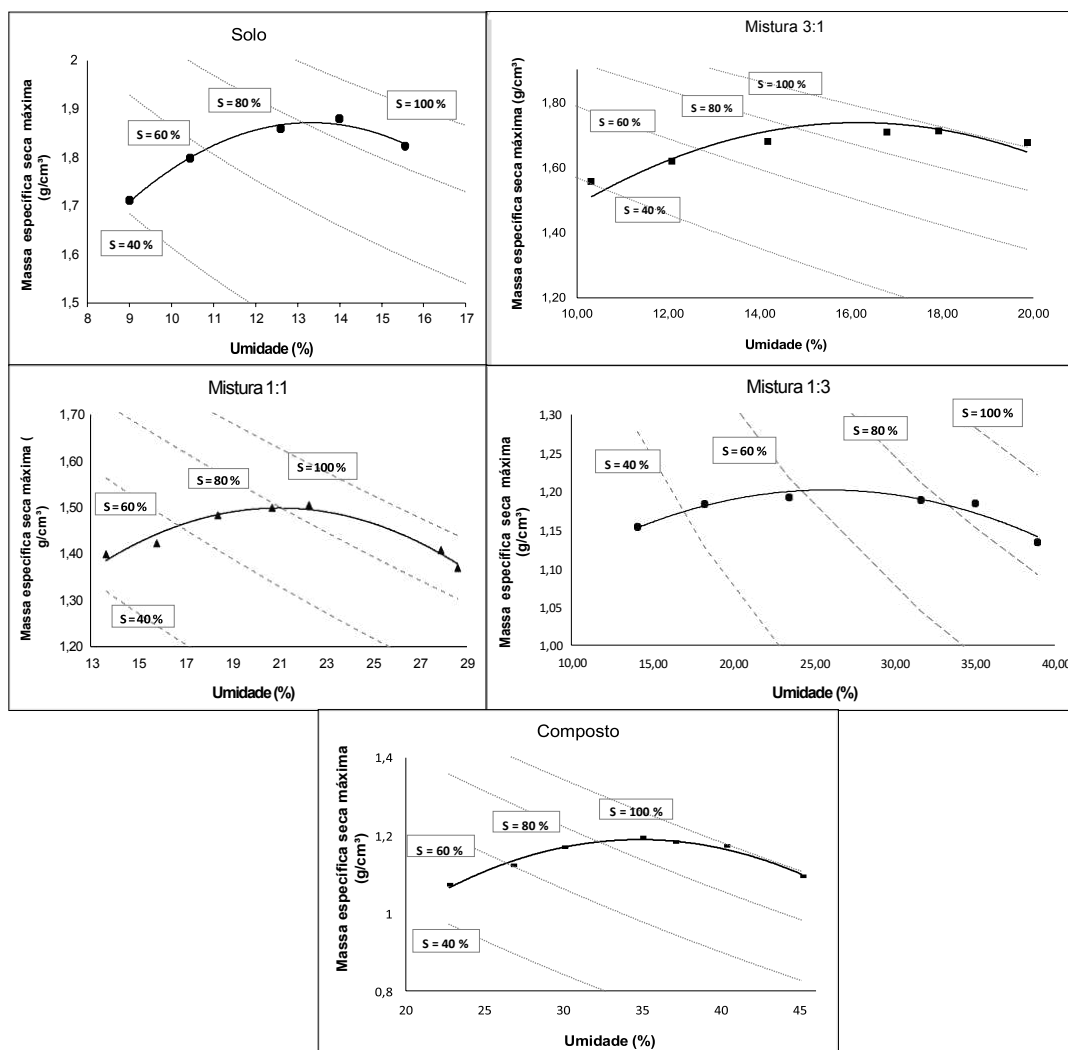
A mistura 3:1 apresentou IP igual a 8% e foi a única mistura que se enquadrou na faixa de recomendação da USEPA (2004), que direciona um IP na faixa entre 7 e 15%, para aplicação em camadas de cobertura finais de aterros sanitários.

4.2.2.3 Compactação

A compactação constitui um dos principais fatores que influenciam o fluxo de gás através do solo. A Figura 38 apresenta as curvas de compactação e saturação referentes às amostras dos materiais estudados.

Ao analisar as curvas de compactação dos materiais observa-se que, à medida que o percentual de composto orgânico aumenta na mistura, a massa específica aparente seca diminui, bem como nota-se um aumento na umidade ótima para cada material. Koshand e Fall (2016) também constataram essa mesma situação em misturas solo-composto orgânico, quanto à compactação. Isso acontece porque a massa específica aparente do composto orgânico ($1,2 \text{ g.cm}^{-3}$) é menor que a do solo ($1,9 \text{ g.cm}^{-3}$), de forma que ao se misturar os dois materiais, obtêm-se valores de massa específica no intervalo entre os dois destacados.

Figura 38 – Curvas de compactação e saturação dos materiais



A autora (2022)

Além disso, o menor valor da massa específica seca máxima relaciona-se a uma reduzida massa específica dos grãos do composto, pois conforme Pham *et al.* (2020), a massa específica dos grãos está relacionada à massa específica dos minerais presentes na amostra.

O composto orgânico tem peso específico dos grãos de $2,2 \text{ g}\cdot\text{cm}^{-3}$ e o solo de $2,7 \text{ g}\cdot\text{cm}^{-3}$. As misturas 3:1, 1:1 e 1:3 apresentaram os valores deste parâmetro de 2,5, 2,4 e 2,3 $\text{kN}\cdot\text{m}^{-3}$, respectivamente, sendo próximos entre si. Observa-se, assim, uma redução também nas massas específicas dos grãos com o aumento do percentual de composto orgânico. Destaca-se, ainda, que materiais para camadas de cobertura final de aterros sanitários com menores valores deste parâmetro resultam em solos mais porosos, o que auxilia no maior fluxo de gás, e numa melhora do processo de oxidação de CH_4 , desde que se tenha condições adequadas do solo e fatores meteorológicos que possibilitem um tempo de retenção do gás na camada e ativação das bactérias metanotróficas.

Considerando-se as curvas de saturação tem-se que, assim como a umidade ótima aumentou com o acréscimo de composto orgânico, também se verificou o mesmo, no que se refere às umidades de saturação. As umidades de saturação foram de 17%, 18,5, 26%, 39% e 40% para o solo, misturas 3:1, 1:1, 1:3 e composto, respectivamente. Além disso, observa-se também que a saturação em torno da umidade ótima para o solo foi de 80%, enquanto para as misturas 3:1, 1:1 e o composto orgânico, essa saturação ficou entre 80% e 100%. Apenas para a mistura 1:3 que a saturação em torno da umidade ótima ficou entre 60% e 80%.

4.2.2.4 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 apresentados na Tabela 8.

Tabela 8 - Resultados dos ensaios de permeabilidade à água

Material	W_{ot} (%)	$\rho_d(\text{g.cm}^{-3})$	e	K_w (m.s⁻¹)
Solo	13,30	1,87	0,45	2,24x10 ⁻⁷
3:1	17,00	1,77	0,48	5,34x10 ⁻⁷
1:1	22,00	1,51	0,63	1,85x10 ⁻⁷
1:3	27,50	1,20	0,90	4,86x10 ⁻⁶
Composto	34,93	1,19	0,88	1,85x10 ⁻⁵

Legenda: W_{ot} = umidade ótima; e = índice de vazios; K_w = coeficiente de permeabilidade à água; ρ_d = massa específica aparente seca máxima.

Verifica-se que o coeficiente de permeabilidade à água não variou em sua ordem de grandeza (10⁻⁷) m.s⁻¹, para as amostras de solo e misturas com 25% e 75% de composto orgânico.

Considerando a adição de 75% de composto orgânico (mistura 1:3), constatou-se aumento no coeficiente de permeabilidade à água, o que também ocorreu para o composto orgânico puro, em relação ao solo. Este comportamento encontra-se associado ao aumento do índice de vazios e conseqüente elevação do volume de poros disponíveis para água ou ar. Como é conhecido que o composto orgânico possui uma maior capacidade de retenção de água que o solo, e que na condição ótima de compactação o acréscimo de composto aumentou a umidade de saturação, tem-se uma maior possibilidade de fluxo de água nestas condições.

4.2.2.5 Permeabilidade ao ar

A Tabela 9 contém os coeficientes de permeabilidade ao ar para cada material analisado, moldados na umidade ótima e massa específica aparente seca máxima (Proctor Normal), e para uma condição de variação do S.

Tabela 9 - Resultados dos ensaios de permeabilidade ao ar.

Material	W (%)	e	θ_a (%)	S (%)	k_{ai} (m ²)	k_a (m.s ⁻¹)
Solo	13,3	0,45	6,1	80,0	$1,0 \times 10^{-15}$	$6,6 \times 10^{-10}$
Solo	11,6	0,45	9,3	70,0	$1,5 \times 10^{-14}$	$9,4 \times 10^{-9}$
Solo	9,9	0,45	12,4	60,0	$1,6 \times 10^{-14}$	$9,9 \times 10^{-9}$
Solo	5,0	0,45	21,7	30,0	$5,7 \times 10^{-14}$	$3,6 \times 10^{-8}$
Solo	0,9	0,45	29,3	5,6	$9,4 \times 10^{-14}$	$5,9 \times 10^{-8}$
Mistura 3:1	17,0	0,48	3,1	92,4	$51,9 \times 10^{-15}$	$1,2 \times 10^{-9}$
Mistura 3:1	14,0	0,48	8,2	73,8	$5,0 \times 10^{-15}$	$3,2 \times 10^{-9}$
Mistura 3:1	6,0	0,48	21,8	31,6	$5,9 \times 10^{-14}$	$3,7 \times 10^{-8}$
Mistura 3:1	4,3	0,48	24,7	22,6	$9,6 \times 10^{-14}$	6×10^{-8}
Mistura 3:1	2,0	0,48	28,6	10,3	$1,8 \times 10^{-13}$	$1,2 \times 10^{-7}$
Mistura 3:1	0,4	0,48	31,3	2,4	$2,1 \times 10^{-13}$	$1,3 \times 10^{-7}$
Mistura 1:1	16,6	0,63	13,7	86,0	$6,3 \times 10^{-14}$	$4,0 \times 10^{-8}$
Mistura 1:1	18,6	0,63	10,7	72,5	$4,4 \times 10^{-14}$	$2,8 \times 10^{-8}$
Mistura 1:1	11,2	0,63	21,8	43,8	$1,5 \times 10^{-13}$	$9,5 \times 10^{-8}$
Mistura 1:1	8,6	0,63	25,7	33,8	$3,2 \times 10^{-13}$	2×10^{-7}
Mistura 1:1	5,4	0,63	30,5	21,1	$3,5 \times 10^{-13}$	$2,2 \times 10^{-7}$
Mistura 1:1	3,5	0,63	33,3	13,8	$4,7 \times 10^{-13}$	3×10^{-7}
Mistura 1:3	27,2	0,91	15,0	70,4	$3,5 \times 10^{-14}$	$2,2 \times 10^{-8}$
Mistura 1:3	35,2	0,91	5,36	91,3	$1,4 \times 10^{-13}$	$8,5 \times 10^{-8}$
Mistura 1:3	12,4	0,91	32,7	32,1	$5,3 \times 10^{-13}$	$3,4 \times 10^{-7}$
Mistura 1:3	9,6	0,91	36,1	24,9	$7,3 \times 10^{-13}$	$4,6 \times 10^{-7}$
Mistura 1:3	5,4	0,91	41,1	13,9	$7,9 \times 10^{-13}$	5×10^{-7}
Composto	34,9	0,88	5,3	88,9	$1,4 \times 10^{-13}$	$8,9 \times 10^{-8}$

Legenda: W = umidade ótima; e = índice de vazios; θ_a = teor volumétrico de ar; S = Grau de Saturação; K_{ai} = permeabilidade intrínseca ao ar; K_a = coeficiente de permeabilidade ao ar.

Em geral, verificou-se que o coeficiente de permeabilidade ao ar aumentou com o acréscimo de composto orgânico, associado a uma redução do teor de umidade e aumento do teor volumétrico de ar.

As saturações das amostras, nas condições do ensaio (massa específica seca máxima e umidade ótima), variaram de 70% para a mistura 1:3 a 92% para a mistura 3:1. O menor valor do teor volumétrico de ar, θ_a , ocorreu para a mistura 3:1, de apenas 3%. Tal comportamento está associado ao fato de que o aumento do espaço de poros preenchidos por água contribui para a redução de espaços preenchidos por ar. No entanto, mesmo com essa situação, o coeficiente de permeabilidade ao ar desta mistura aumentou, quando comparado à permeabilidade ao ar do solo.

Huber-Humer, Gebert, e Hilger (2008) investigaram a permeabilidade intrínseca ao ar de camadas de oxidação de CH_4 , em laboratório, e indicaram que a menor permeabilidade intrínseca ao ar do material deve ser de $5 \times 10^{-13} \text{ m}^2$. Logo, para os materiais estudados nesta pesquisa e moldados na umidade ótima, somente a mistura 1:3, para as condições de S de 32%, 25% e 14%, aproxima-se desta indicação dos autores. Interessante esse resultado, visto que os valores de S na camada de cobertura do ASCG abrangem esta ordem de grandeza, por estar inserido no contexto do semiárido, como já destacado anteriormente.

A partir da série de dados, nota-se que o coeficiente de permeabilidade ao ar das misturas 1:1 e 1:3 variou na faixa de valores na ordem de 10^{-7} a 10^{-8} m.s^{-1} , enquanto o solo e a mistura 3:1 apresentaram variações em torno de 10^{-7} a $10^{-10} \text{ m.s}^{-1}$. Percebe-se, assim, que a quantidade de composto direciona para maiores coeficientes de permeabilidade ao ar, a depender também do tipo, textura e distribuição granulométrica, dentre outros fatores, do solo utilizado na mistura.

Os valores dos coeficientes de permeabilidade ao ar máximos, correspondentes aos menores S obtidos nas condições de ensaio desta pesquisa, enquadraram-se todos na ordem de 10^{-7} m.s^{-1} , para as misturas, e 10^{-8} m.s^{-1} , para o solo, sendo maiores que o valor obtido por Almeida *et al.* (2017). Estes autores 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 $1,2 \times 10^{-9} \text{ m.s}^{-1}$ e $1,5 \times 10^{-8} \text{ m.s}^{-1}$, respectivamente. O fato de se tratar de uma mistura com argila em sua composição já explica a permeabilidade ao ar máxima menor que a verificada aqui neste estudo, com misturas de areiasiltosa e composto.

Os graus de saturação relacionados aos máximos coeficientes de permeabilidade ao ar foram de 5,6%, 2,4%, 13%, 14%, para solo e misturas solo-composto orgânico 3:1,1:1 e 1:3,

respectivamente. Tais valores se enquadram em S mínimos verificados no Aterro Sanitário, em período seco da região de Campina Grande - PB.

No Quadro 3 estão destacadas as propriedades e características geotécnicas para camada de cobertura final de aterro sanitário, de acordo com algumas normas e regulamentações nacionais, e alguns estudos da literatura nacional e internacional, com os Valores Mínimos Permissíveis (VMP). Estes valores foram avaliados aqui, tanto para camada de cobertura final convencional, quanto para a função como COM (embora esta norma brasileira não seja específica para este tipo de camada, considerou-se para um direcionamento quanto à substituição da camada convencional ou inserção de material alternativo no sistema já existente). Os destaques em negrito correspondem aos que se adequaram aos limites estabelecidos.

Quadro 3 – Parâmetros para cobertura final de aterro sanitário

Parâmetro	Solo	Mistura 3:1	Mistura 1:1	Mistura 1:3	Composto	VMP*
K_w (m/s)	$2,24 \times 10^{-7}$	$5,34 \times 10^{-7}$	$1,85 \times 10^{-7}$	$4,86 \times 10^{-6}$	$1,85 \times 10^{-5}$	10^{-7} m.s^{-1} (USEPA, 2004) 10^{-8} m.s^{-1} - NBR 13896 (ABNT, 1997)
K_{ai} (m^2)	$1,05 \times 10^{-15}$	$5,01 \times 10^{-15}$	$6,29 \times 10^{-14}$	$3,47 \times 10^{-14}$	$1,40 \times 10^{-13}$	10^{-13} m^2 (HUBER-HUMER, GEBERT, e HILGER 2008)
Massa específica seca (kg/m^3)	1870	1710	1510	1220	1190	$\geq 1450 \text{ kg.m}^{-3}$ (KABIR; TAHA, 2004) Entre 1780 kg.m^{-3} e 1950 kg.m^{-3} (MARIANO, 2008)
Limite de liquidez (LL)	27	30	34	42	NL	$\geq 30\%$ (CETESB, 1993)

Índice de Plasticidade (IP)	4	8	-	-	-	Entre 7% e 15% (USEPA, 2004)
Material passante na peneira #0,074 mm (Nº 200)	38,4%	32,9%	33,5%	19,4%	24,7%	≥ 30% (CETESB, 1993) Entre 30% a 50% (USEPA, 2004)
Classificação SUCS	SM	SC/SM	SM	SM	SM	CL, CH, SC ou OH (CETESB, 1993)

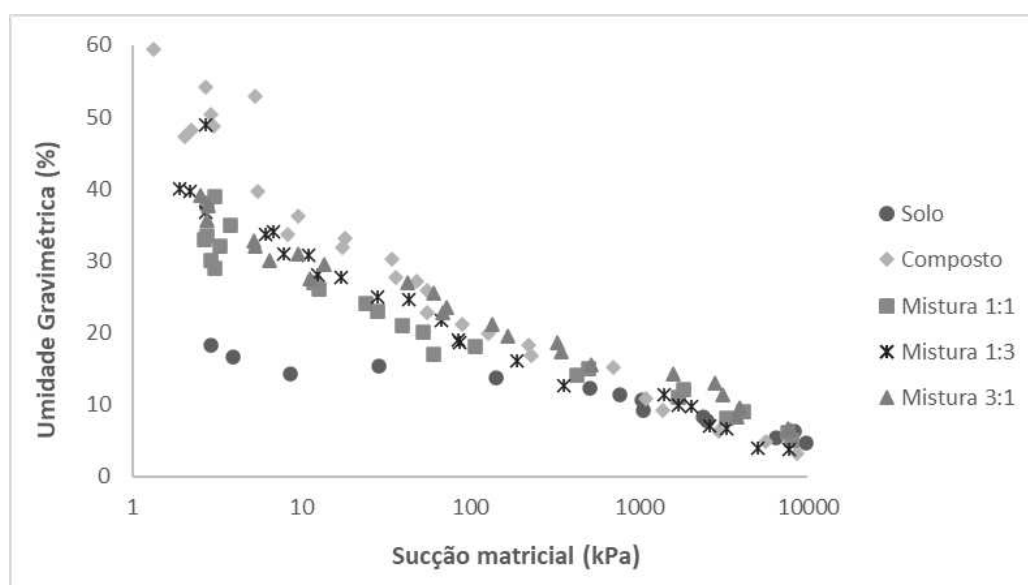
VMP*: Valores Mínimos Permissíveis.

Ao analisar os cinco materiais, com foco na aplicação como camada de cobertura final de aterro sanitário, considerando os limites estabelecidos para características e propriedades geotécnicas de uma camada de cobertura convencional e os aspectos de uma COM, o material que mais se enquadrou foi a mistura 3:1.

4.2.3 Curvas de retenção de umidade das amostras

Os dados dos ensaios para determinação da curva de retenção de umidade para os cinco materiais estudados encontram-se na Figura 39, que relaciona sucção matricial e umidade gravimétrica.

Figura 39 - Dados da curva de retenção de água na forma da umidade gravimétrica



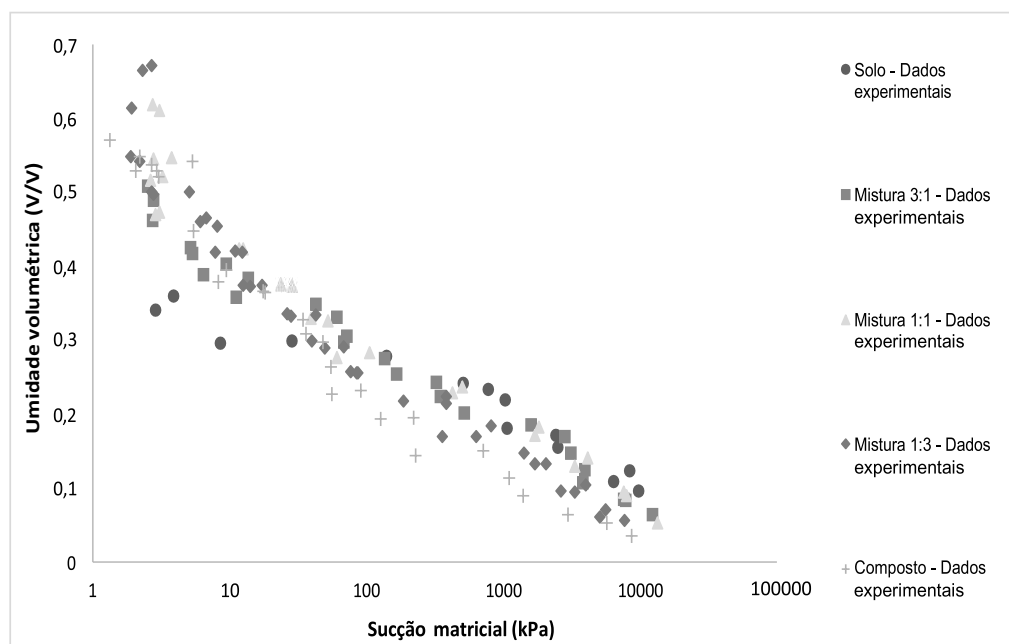
Fonte: A autora (2022)

Observa-se uma faixa de variação de sucção matricial de 1,5 a 13.500 kPa, com correspondente variação de umidade gravimétrica de 3,7 a 59,4%.

Nota-se que a adição de composto orgânico contribuiu para um aumento da umidade gravimétrica, principalmente para menores sucções, até valores em torno de 100 kPa. Esse comportamento pode estar associado a propriedades do composto orgânico, como maior capacidade de retenção, quando comparado a solos com baixo percentual de matéria orgânica, conforme observado por Santos (2015) e Hossain, Niemdsorff, Heß (2017).

As curvas de retenção de água, considerando as variações de teor de água volumétrico, foram traçadas somente para trajetória de secagem das amostras de cada mistura, solo e composto orgânico, moldadas na umidade ótima, com energia de compactação do tipo Proctor normal (Figura 40). Figura 40

Figura 40 – Dados experimentais – Curva de retenção de água na forma do teor de água volumétrico



Fonte: A autora (2022)

Semelhantemente à situação anterior, a adição de composto orgânico contribuiu para um aumento da umidade volumétrica de saturação. Nota-se também que as misturas 1:1 e 1:3 possuem capacidade de retenção maior que o solo, e que a adição de 25% (mistura 3:1) elevou a umidade volumétrica de saturação, com um acréscimo de pouco mais de 0,15 em relação à umidade volumétrica de saturação do solo.

4.2.3.1 Estimativa de parâmetros de qualidade física dos materiais

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 10.

Tabela 10 - Propriedades físicas dos materiais.

Material	Capacidade		AD (%)	CA (m ³ /m ³)	Mac (m ³ /m ³)
	de campo (%)	PMP (%)			
Solo	30,0	18,1	12,0	0,06	0,0009
Mistura 3:1	40,2	17,0	23,0	0,11	0,0141
Mistura 1:1	42,0	17,0	25,0	0,2	0,0244
Mistura 1:3	42,0	13,0	29,0	0,25	0,0371
Composto	39,0	10,5	28,0	0,18	0,0114

Legenda: PMP = Ponto de Murcha Permanente; AD = Água Disponível; CA = Capacidade de Ar; Mac = Macroporosidade.

Fonte: A autora (2022)

A CC aumentou com a adição de composto até a proporção de 50% (Mistura 1:1) e se manteve no valor de 42% para a mistura 1:3, com ligeira redução para 39%, relativa ao composto orgânico. Em relação ao teor de AD, ocorreu variação maior entre o solo e as misturas. Quanto ao PMP, não foram verificadas diferenças entre o solo e as misturas 3:1 e 1:1. Noor *et al.* (2020) analisaram os efeitos da aplicação de composto nas propriedades físicas do solo e, por sua vez, constataram aumentos significativos na CC, PMP e AD.

No que se refere aos parâmetros CA e Mac, Reynolds *et al* (2009) apresentam as condições ótimas para a qualidade física dos solos, as quais são: $Mac \geq 0,07 \text{ m}^3 \cdot \text{m}^{-3}$; $CA \geq 0,14 \text{ m}^3 \cdot \text{m}^{-3}$; $AD \geq 0,20 \text{ m}^3 \cdot \text{m}^{-3}$ e $0,60 \leq \text{Capacidade de Campo} \leq 0,70$. Considerando isso, o solo do Aterro Sanitário não se enquadrou em nenhum dos valores especificados, a mistura 3:1 se enquadrou apenas no parâmetro de AD e as misturas 1:1, 1:3 e o composto orgânico nos parâmetros de CA e AD.

De acordo com Collischonn e Dornelles (2015), solos arenosos tendem a ter pouca disponibilidade de água para plantas. Dessa forma, a adição de composto pode auxiliar nesse

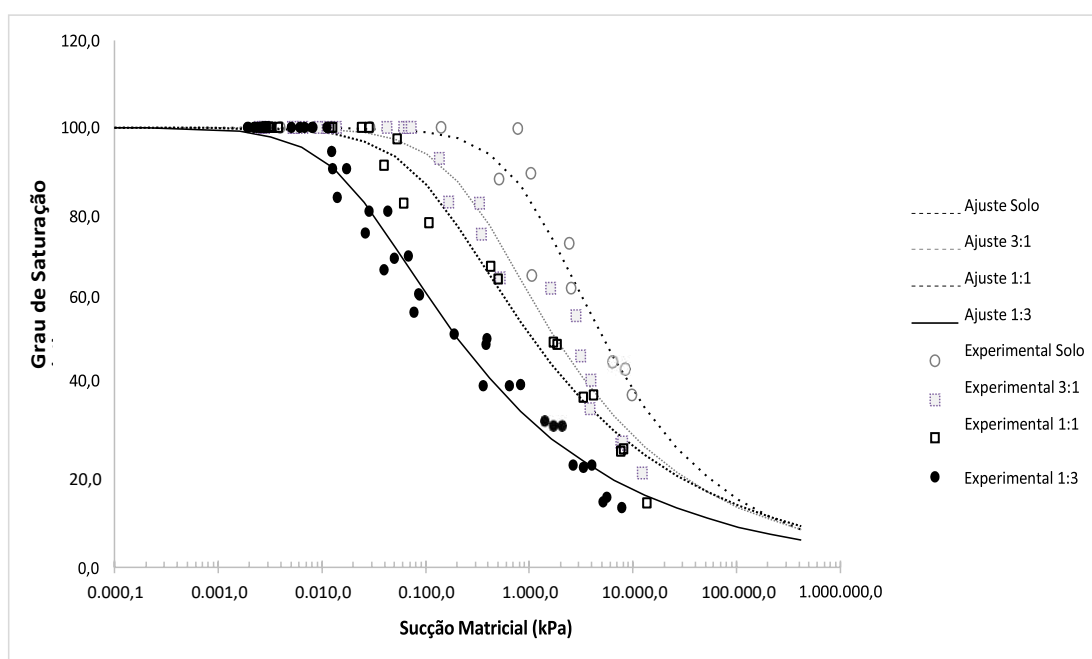
sentido, devido a sua propriedade de maior retenção de água, o que possibilita condições melhores para manutenção de plantas que venham a ser cultivadas na camada de cobertura final do ASCG.

Ainda, Ndanga, Bradley e Cabral (2015), em estudo sobre o efeito da vegetação na eficiência de oxidação de CH_4 , relataram pesquisas que destacam que a vegetação pode melhorar a capacidade dos solos quanto à retenção de ar por meio da formação de macroporos secundários, com o espalhamento de raízes, e controlar a infiltração de umidade, por meio da evapotranspiração das plantas. No entanto, ao testarem em laboratório e em campo algumas espécies de plantas cultivadas, verificaram que para uma carga de CH_4 de $100\text{g}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{dia}^{-1}$, o tipo de planta não influenciou na performance do Biosistema, o que requer mais estudos a respeito, dadas as muitas variáveis envolvidas no processo.

4.2.3.2 Valor de Entrada de Ar

Zhang e Fredlund (2015) destacam que o VEA deve ser determinado da curva de retenção na forma do grau de saturação para uma melhor estimativa das funções de permeabilidades à água e ao ar. Nesse sentido, na Figura 41 se observa a curva do grau de saturação relacionado à sucção matricial para o solo e as misturas.

Figura 41 – Curva grau de saturação em função da sucção matricial



Fonte: A autora (2022)

A Tabela 11 apresenta os resultados de ajuste das curvas pelo modelo de Van Genuchten (1980) e dos parâmetros estatísticos de verificação para os cinco materiais estudados. Foram considerados para a análise o Coeficiente de Determinação (R^2) e a Soma dos Quadrados dos Resíduos (SQR).

Tabela 11 - Parâmetros obtidos por meio dos ajustes do modelo de Van Genuchten (1980)

Material	S_{máx}	S_{res}	α	n	m	SQR	R²
Solo	100	8,6	0,001	1,42	0,294	532,4	0,92
Mistura 3:1	100	8,6	0,004	1,33	0,251	538,1	0,97
Mistura 1:1	100	9,4	0,009	1,29	0,224	437,4	0,98
Mistura 1:3	100	6,0	0,049	1,28	0,219	812,2	0,98

Fonte: A autora (2022)

Verifica-se que os parâmetros estatísticos de avaliação apresentaram pequenas diferenças entre as misturas e o composto, com exceção dos valores de α e SQR, o que indica grande semelhança em seus ajustes. Por outro lado, a mistura 1:1 teve um menor SQR e maior R^2 que as demais.

Para o solo houve certa diferença, principalmente em relação ao valor de α , que condiz com o fato de que ele apresentou um maior valor de sucção de entrada de ar. Em geral, todos os materiais ficaram com R^2 acima de 0,9, porém com valores elevados de SQR, o que pode estar relacionado às variações de volume pela presença do material de compostagem.

Ao considerar a definição do VEA e o grau de saturação em função da sucção matricial, foram obtidos os VEAs para o solo e as misturas, como exposto na Tabela 12.

Tabela 12 - Valor de Entrada de Ar para cada material

Material	Sucção matricial no VEA (kPa)
Solo	500
Mistura 3:1	100

Mistura	
1:1	40
Mistura	
1:3	8

Fonte: A autora (2022)

Observa-se que a sucção matricial no VEA diminuiu com o acréscimo de composto orgânico ao solo. Os autores Rahardjo, Kim e Satyanaga (2019) destacam que maiores proporções de partículas finas implicam em menores espaços de poros intrapartículas, resultando em um maior valor de sucção de entrada de ar. Isso pode explicar o comportamento observado, visto que o percentual de partículas finas também reduziu na mesma proporção.

Semelhantemente, Jalilzadeh *et al* (2020) também verificaram valores menores de sucção de entrada de ar, na faixa de 1 a 10 kPa, para misturas de solo com composto orgânico. Estes autores justificaram que a presença de vegetação e raízes, presentes na composição do composto orgânico, podem contribuir com o aumento do índice de vazios, influenciando na redução do valor da sucção de entrada de ar.

4.2.4 Estimativa das funções de permeabilidades à água e ao ar

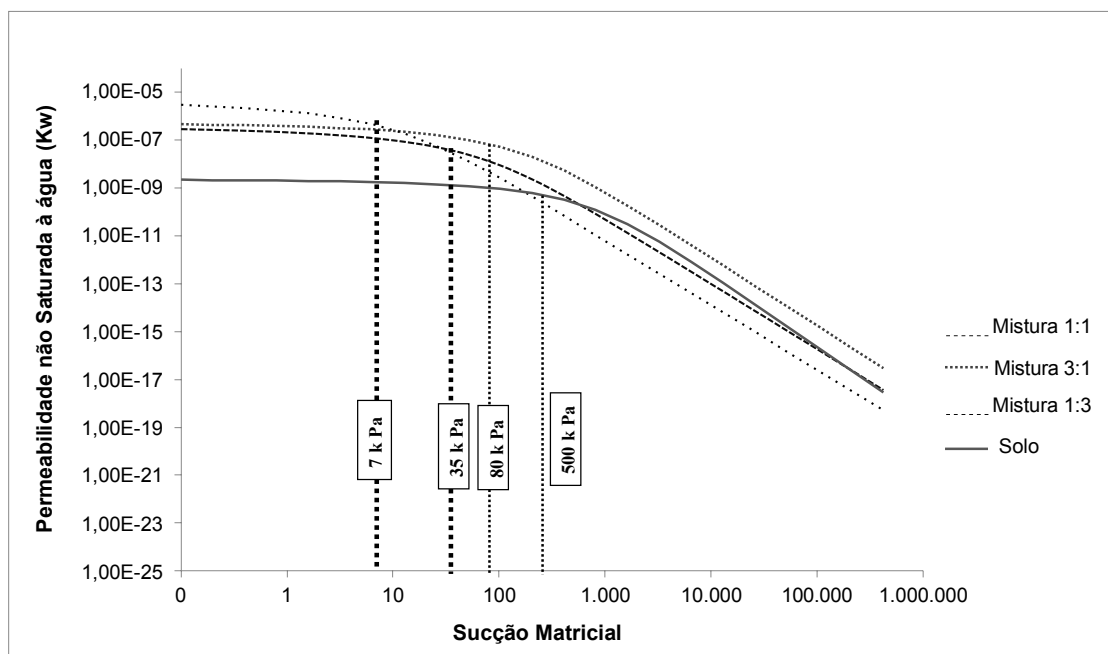
Este subtópico aborda as estimativas de permeabilidades à água e ao ar, obtidas por meio das funções fundamentadas em dados da modelagem de Van Genuchten (1980), baseadas na formulação de Mualem (1976), bem como a discussão dos valores obtidos e suas implicações quanto à aplicação dos materiais em campo.

A análise tem como base o comportamento das funções de permeabilidade à água e ao ar, no que se refere aos fluxos relacionados às variações de sucção matricial e grau de saturação das misturas 3:1, 1:1 e 1:3, além do solo.

Considerando o estudo de Zhai e Rahardjo (2015), em que estes autores sugerem que os resultados preditos da função de permeabilidade devem ser significativamente melhorados ao se adotar a curva de retenção na forma do grau de saturação, adotou-se essa configuração para realizar as estimativas de permeabilidades. Além disso, a saturação residual foi tratada como parâmetro de ajuste na equação de Van Genuchten (1980) para assegurar uma boa estimativa, conforme orientações de Zhang e Fredlund (2015).

Na Figura 42 podem ser visualizadas as funções de permeabilidades à água em relação a sucção matricial, ao longo do processo de secagem, para o solo e as misturas 3:1, 1:1 e 1:3.

Figura 42. Estimativa da função de permeabilidade à água para os materiais.

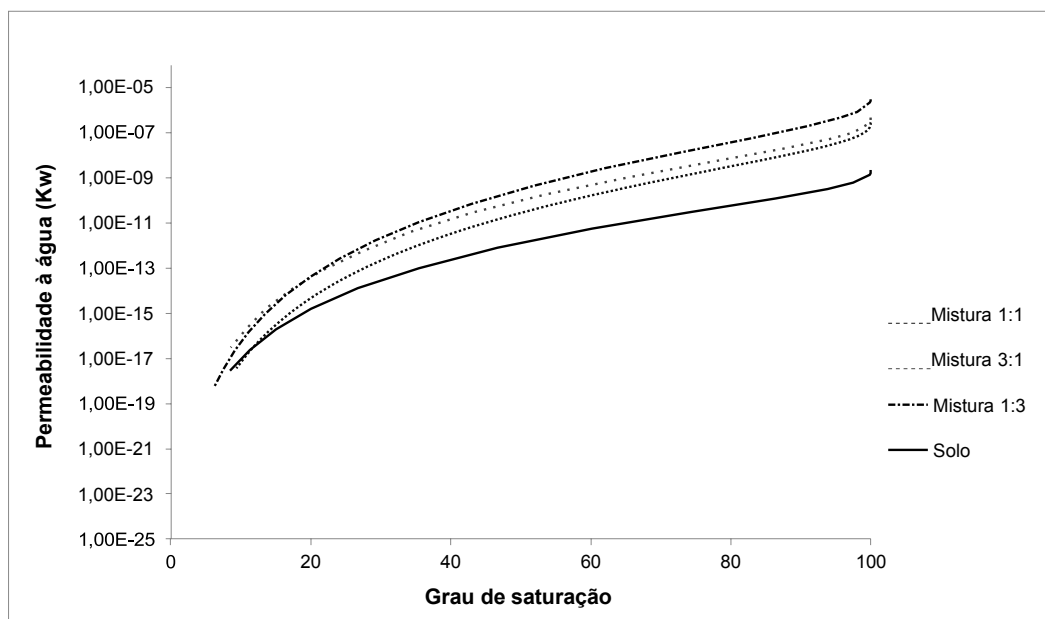


Fonte: A autora (2022)

Observa-se que os coeficientes de permeabilidade à água das amostras começam a variar a partir das sucções de, aproximadamente, 500 kPa, 80 kPa, 35 kPa e 7 kPa para as amostras de solo e misturas 3:1, 1:1 e 1:3, respectivamente. Estes valores estão próximos às sucções matriciais de entrada de ar, como verificado na Tabela 12, apresentada anteriormente. A variação observada ocorre em termos de diminuição da permeabilidade à água, visto que no VEA começa a ocorrer uma dessaturação abrupta do material, conforme destacado por Ahoughalandari, Cabral e Leroueil (2018).

Os valores estimados de permeabilidade à água considerando o grau de saturação ao longo do processo de secagem para as amostras, podem ser analisados por meio da Figura 43.

Figura 43 - Estimativa das permeabilidades à água em função do grau de saturação



Fonte: A autora (2022)

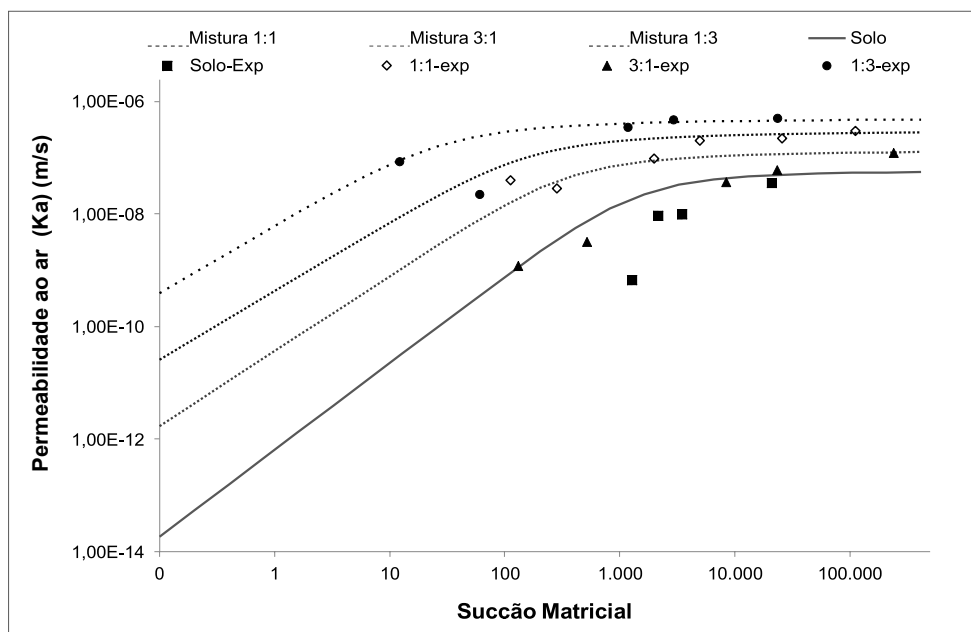
Em geral, nota-se que a permeabilidade a água variou na ordem de 10^{-18} a 10^{-6} m.s^{-1} , conforme ocorre o umedecimento, partindo da saturação de 6% até 100%.

A condição de saturação residual envolve o menor S, nas condições mais secas do material. Para as misturas, a partir de valores de S em torno da condição residual, ocorreram diminuições consideráveis da permeabilidade à água. Além disso, Zhang e Fredlund (2015) afirmam que o fluxo de água para sucções em torno da sucção residual ocorre mais efetivamente em forma de vapor que na forma líquida.

Considerando as variações na situação de S maiores que a condição residual, tem-se os coeficientes de permeabilidade à água variando de 10^{-13} a 10^{-6} m.s^{-1} , para valores de S de 44% a 100%. Em estudos com misturas de solo e composto orgânico em campo, Lopes (2011) identificou 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 variou no coeficiente de permeabilidade à água de 10^{-9} a 10^{-8} m.s^{-1} , que se explica pelo maior percentual de areia no solo do ASCG.

A relação do coeficiente de permeabilidade ao ar com a sucção matricial e grau de saturação pode ser observada nas Figuras 44 e 45. Importante destacar aqui que os resultados experimentais dos coeficientes de permeabilidade ao ar para variados S, dispostos na Tabela 9, foram inseridos nestas curvas para análise da adequação das estimativas aos dados reais.

Figura 44. Função de permeabilidade ao ar em função da sucção matricial.



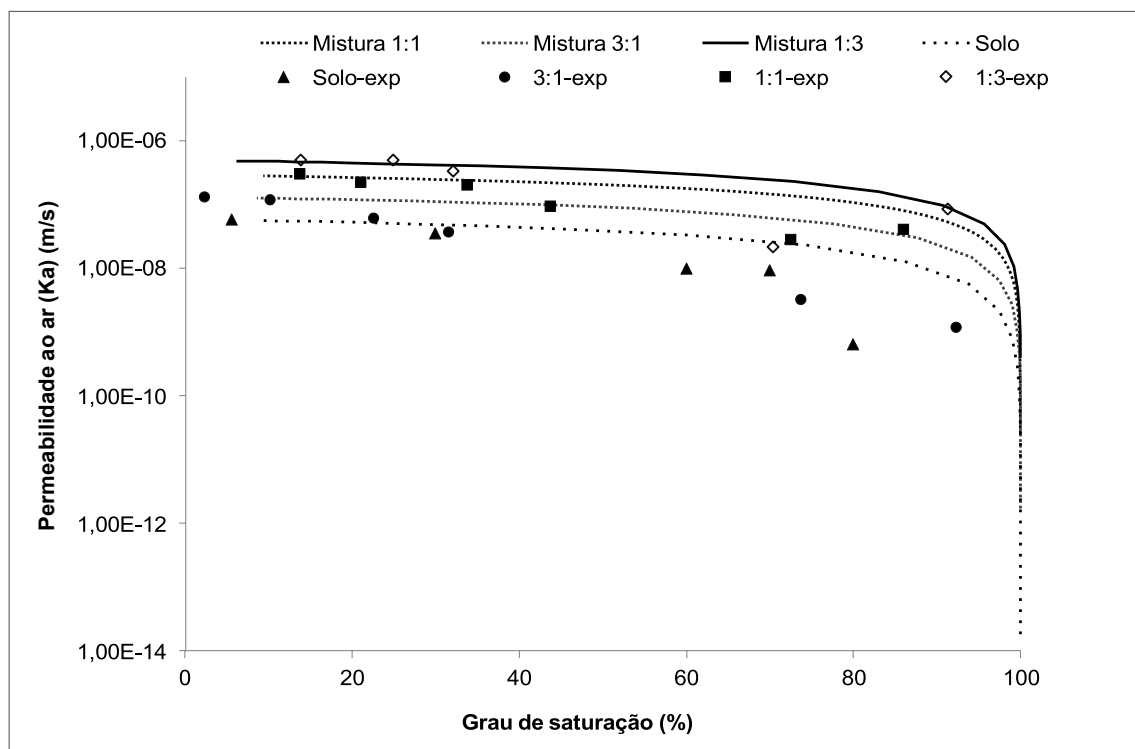
Fonte: A autora (2022)

Por meio da Figura 44, percebe-se que a partir da sucção de 500 kPa ocorre uma redução na permeabilidade ao ar para as misturas solo-composto orgânico, sendo essa redução mais acentuada à medida que aumenta o percentual de composto orgânico. Para o solo, por sua vez, a redução na permeabilidade ao ar ocorre a partir da sucção de 2000 kPa (4 vezes a sucção verificada para as misturas), e permanece até uma sucção da ordem de 100 kPa. Além disso, a diminuição mais abrupta da permeabilidade ao ar ocorreu para valores próximos das sucções matriciais de entrada de ar, o que pode ser justificado pelo fato de que para sucções abaixo do VEA os poros do material se encontram preenchidos por água, o que dificulta o fluxo de ar.

Algo que se observa também é que comparando o gráfico da Figura 44 com o da Figura 41 (curva de retenção), tem-se que o solo apresentou uma inclinação mais acentuada que as misturas. Ahoughalandari, Cabral e Leroueil (2018) observaram em suas análises uma tendência clara entre as inclinações da função de permeabilidade ao ar e a curva de retenção de umidade, com maior inclinação de uma correspondendo ao mesmo comportamento na outra.

Além disso, estes autores também destacam que o formato da curva de retenção de umidade nas proximidades do VEA corresponde ao formato da função de permeabilidade ao ar na região próxima à ocorrência de diminuição abrupta do coeficiente de permeabilidade ao ar, o que foi também verificado no presente estudo.

Figura 45. Função de permeabilidade ao ar em função do Grau de Saturação.



Fonte: A autora (2022)

A partir dos dados experimentais, nota-se que o K_a começa a reduzir de forma mais abrupta a partir de um S de 40%. Quando se considera apenas o ajuste realizado, tem-se que, com exceção do solo, a permeabilidade ao ar reduz de forma mais significativa para valores de saturação acima de 85% para as misturas 3:1, 1:1 e 1:3. Isso mostra que o modelo de Van Genuchten não se adequou aos dados experimentais de permeabilidade ao ar, considerando a variação de saturação.

Ainda, na condição saturada, ou próxima da saturação, acima de 95%, o solo apresenta uma permeabilidade inferior à das misturas. Porém, vale salientar que nas condições de campo de um aterro sanitário em uma região de clima semiárido, tais níveis de saturação raramente ocorrem, exceto nos períodos com chuvas mais intensas. No Estudo-base realizado no campo experimental, considerando estações mais secas e mais chuvosas, a maior saturação observada foi de 52%. Nessa faixa de saturação, tanto as misturas quanto o solo apresentaram permeabilidade ao ar em torno de 10^{-7} m.s^{-1} .

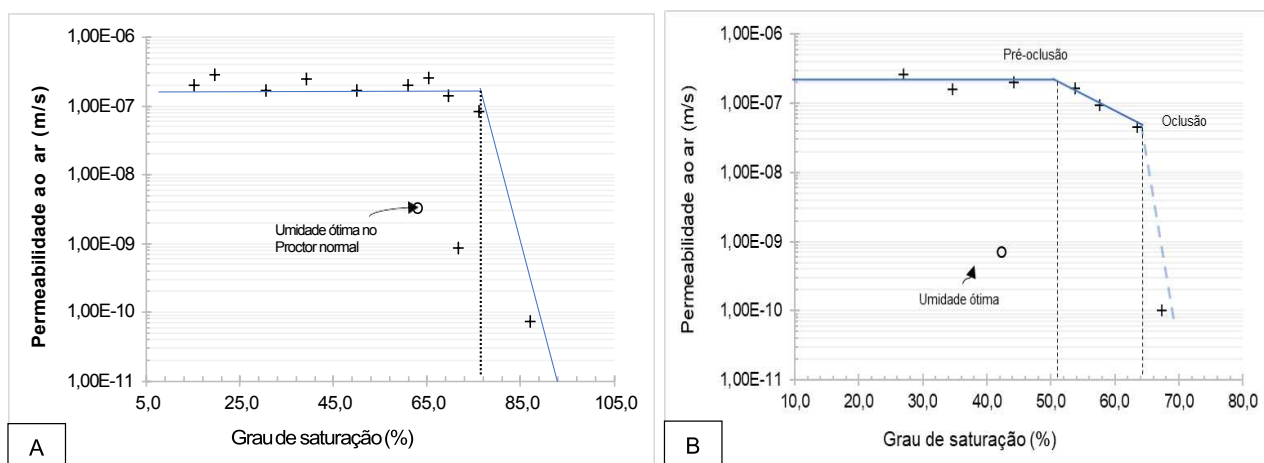
Esse comportamento mostra que, embora a adição de composto orgânico aumente o volume de vazios do solo, isso não provoca interferências significativas na sua propriedade de permeabilidade ao ar, especialmente na condição não saturada. A adição de composto não

diminuiu as propriedades do solo no que diz respeito a sua função como material de camada de cobertura.

4.2.5 Funções de permeabilidade ao ar nas condições de campo

Os testes de permeabilidade realizados nas condições de massa específica de campo, e com variação do teor de água volumétrico, permitiram a obtenção das funções de permeabilidade ao ar e a determinação dos valores de oclusão dos poros dos materiais estudados. Esse procedimento pode ser visto nas Figuras 46A e 46B.

Figura 46. Funções de permeabilidade ao ar na densidade de campo. A) Mistura 3:1 (solo-composto orgânico); B) Solo



Fonte: A autora (2023)

Verifica-se um comportamento diferente do solo em comparação à mistura solo-composto orgânico, na proporção 3:1, a qual foi escolhida para aplicação na camada superficial da *Biowindow*, Bio1.

Para o solo são verificadas três zonas no gráfico da Figura 46B. A zona 1, em que não ocorrem variações nos coeficientes de permeabilidade, cujos valores são mais elevados; uma zona 2, para a qual já começa a ocorrer uma redução deste coeficiente; e a zona 3, em que há uma queda brusca do coeficiente de permeabilidade ao ar, associada à dificuldade de sua determinação pelo equipamento utilizado.

Comportamento semelhante foi também identificado por Ahoughalandari, Cabral e Leroueil (2018), com a diferença de que as três zonas ocorreram para a mistura areia-composto e não para o solo, como foi identificado no presente estudo. Um S de 53% está associado ao início da redução da permeabilidade ao ar, na zona 2 da Figura 46B. Conforme o estudo dos

autores citados, este ponto pode ser definido como valor de pré-oclusão dos poros do solo. Já um S de 64%, que marca a queda brusca do coeficiente de permeabilidade ao ar, pode ser considerado como o valor de oclusão, o qual está associado a uma restrição na migração do gás pelo material analisado.

A partir das umidades volumétricas, na situação de oclusão, e das porosidades totais de cada amostra, foi calculado o teor volumétrico de ar, conforme Equação 25, definida no tópico 3.3.7, da Metodologia. Os resultados podem ser vistos na Tabela 13.

Tabela 13 - Dados de oclusão do ar dos materiais das *biowindows*

Material	n (%)	UV _{ocl}	UV _{p_ocl}	S _{ocl}	S _{p_ocl}	θ_{aocl}	θ_{apocl}
		(%)	(%)				
Solo	52	33	27	64	53	19	24,5
Mistura							
3:1	48	34,5	-	75	-	11,5	-

Legenda: n = porosidade total; UV_{ocl} = teor de água volumétrico na oclusão; UV_{p_ocl} = teor de água volumétrico na pré-oclusão; S_{ocl} = grau de saturação na oclusão; S_{p_ocl} = grau de saturação na pré-oclusão; θ_{aocl} = teor de ar volumétrico na oclusão; θ_{apocl} = teor de ar volumétrico na pré-oclusão.

A partir da Tabela 13, constata-se que o S na oclusão de 64%, verificado para a amostra de solo é menor que a maioria dos valores de outros estudos realizados no mesmo Aterro Sanitário.

Guedes (2018), por exemplo, no período seco, encontrou S para o solo variando de 23% a 75%. Souza (2021), durante os períodos seco e chuvoso, identificou S para o solo variando de 5% a 51%, também no mesmo Aterro Sanitário objeto de estudo desta pesquisa.

Dessa forma, percebe-se que tanto para o período seco quanto para o chuvoso a condição de oclusão, em geral, não é atingida, a menos que algum evento extremo de precipitação ocorra em determinado ano, nesta região. Tal comportamento torna favorável a aplicação de *biowindows* para mitigação de emissões de CH₄ no ASCG.

4.3 MONITORAMENTO DAS *BIOWINDOWS* NA ÁREA EXPERIMENTAL

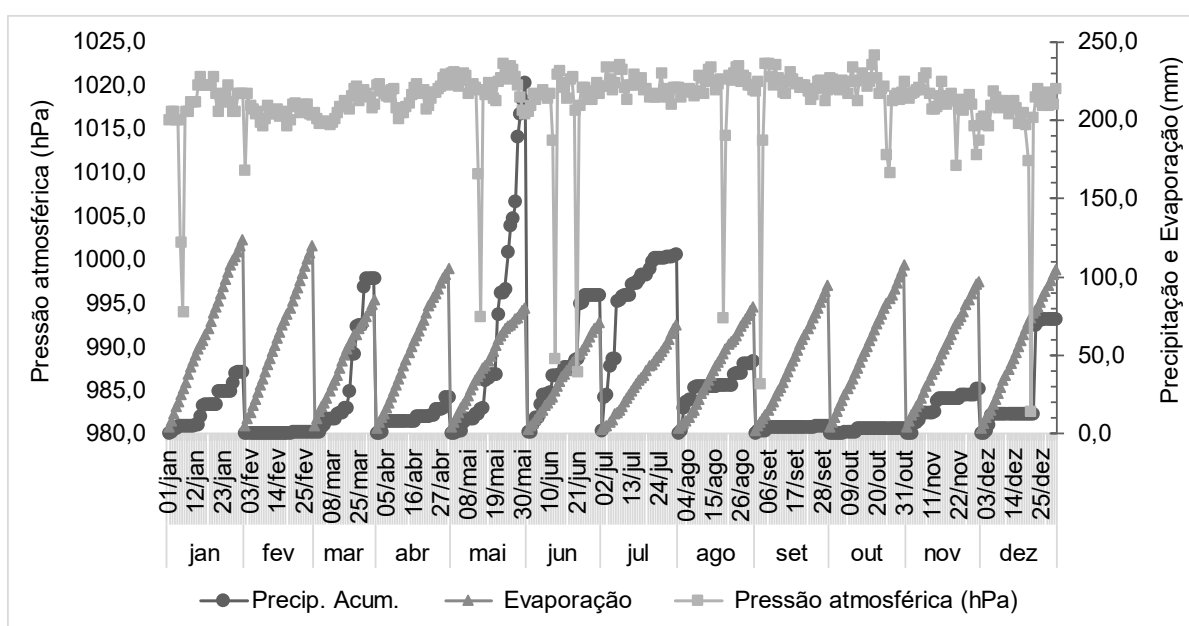
Neste tópico encontram-se descritos e discutidos os resultados referentes ao monitoramento das emissões, quantidades oxidadas e eficiências de oxidação de CH₄ nas *biowindows* instaladas, no período de janeiro a dezembro de 2022.

Além disso, constam também algumas análises estatísticas para avaliar a influência de fatores meteorológicos na eficiência de oxidação de CH_4 .

4.3.1 Condições meteorológicas e emissões de gases na Área Experimental

Alguns condicionantes meteorológicos, tais como precipitação e evaporação média acumuladas e pressão atmosférica média foram considerados para análise da influência no comportamento das *biowindows* estudadas (Figura 47).

Figura 47. Condições meteorológicas durante o monitoramento das *biowindows*.



Fonte: A autora (2023)

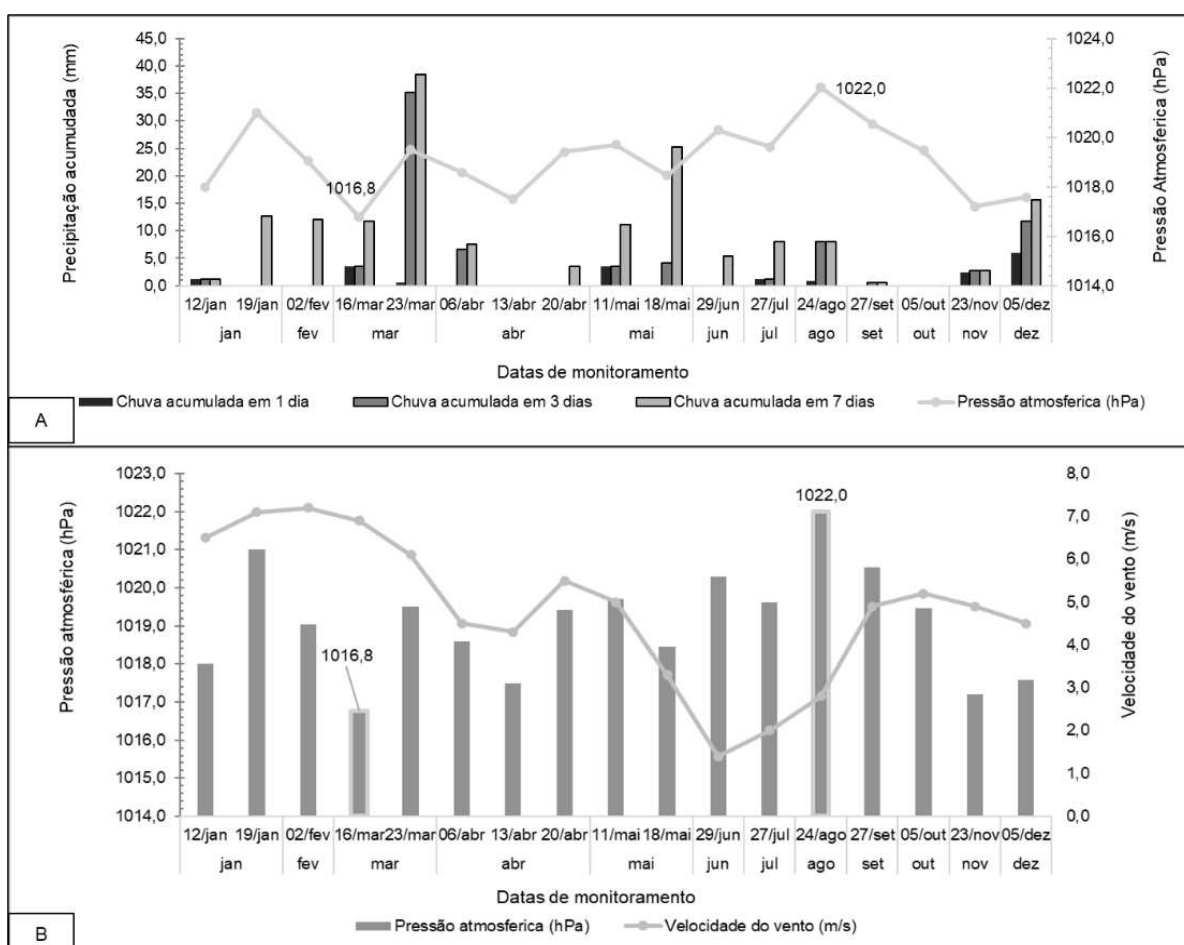
A precipitação variou de 0 a 223,5 mm, com maior incidência nos meses de maio a julho, os quais são caracterizados como os meses mais chuvosos do ano, na região de Campina Grande - PB.

A evaporação variou de 2,1 mm a 123,6 mm. Além disso, verifica-se que entre os dias 18 e 28 de março e para os meses mais chuvosos a precipitação excedeu a evaporação. Trata-se de um comportamento comum do clima semiárido em que, conforme Guedes *et al* (2021), a precipitação anual média acumulada para a região do ASCG é em torno de 760 mm e a evaporação média de 1388 mm, conduzindo a um déficit hídrico de 628 mm.

Além disso, durante o período de estudo a pressão atmosférica se manteve um pouco acima de 1015 hPa, com alguns momentos esparsos de muito baixa pressão (até 985 hPa). Tais reduções mais acentuadas ocorreram em alguns dias de maio, junho, agosto e dezembro.

Foram também consideradas para as análises da AE as precipitações acumuladas para 1, 3 e 7 dias, anteriores às medições, com o objetivo de verificar o efeito do volume acumulado de chuva nas emissões e eficiências de oxidação de CH₄, em análise semelhante à de Delgado *et al* (2022). Além disso, utilizou-se também a pressão atmosférica média e a velocidade dos ventos referentes aos dias específicos de monitoramento das emissões de gases. Estes dados podem ser visualizados na Figura 48.

Figura 48. Fatores meteorológicos. A) Chuva acumulada *versus* pressão atmosférica; B) Pressão atmosférica *versus* velocidade dos ventos.



Fonte: A autora (2023)

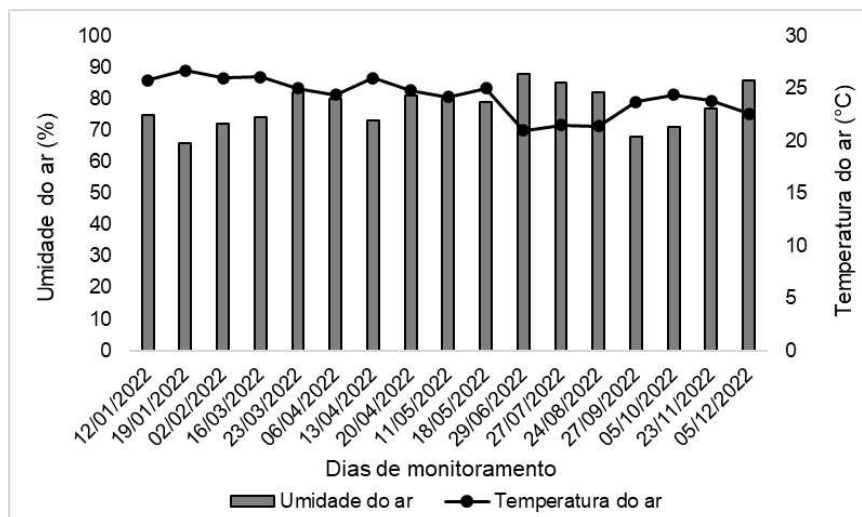
Observa-se que as precipitações acumuladas para 3 e 7 dias foram mais acentuadas para 23/03/22, 18/05/22, 24/08/22 e 05/12/22. Já para os meses de abril, setembro, outubro e novembro a incidência de precipitação foi muito menor, de 3 mm a 7 mm.

Quanto à Figura 48B, pouca variação na pressão atmosférica média diária é verificada, enquanto a velocidade dos ventos diminuiu dos meses de maio a agosto. A partir deste último mês, tem-se que um aumento de pressão atmosférica está associado a reduções na velocidade

dos ventos. Esse comportamento também foi constatado por Berenjkar *et al* (2021) em *biowindow* de aterro sanitário do Canadá, em condições de variabilidade sazonal, com temperaturas variando de -30°C a 30°C .

A Figura 49 contém as informações sobre temperatura e umidade do ar no período do monitoramento das emissões de gases na AE.

Figura 49. Temperatura e umidade do ar durante o monitoramento.



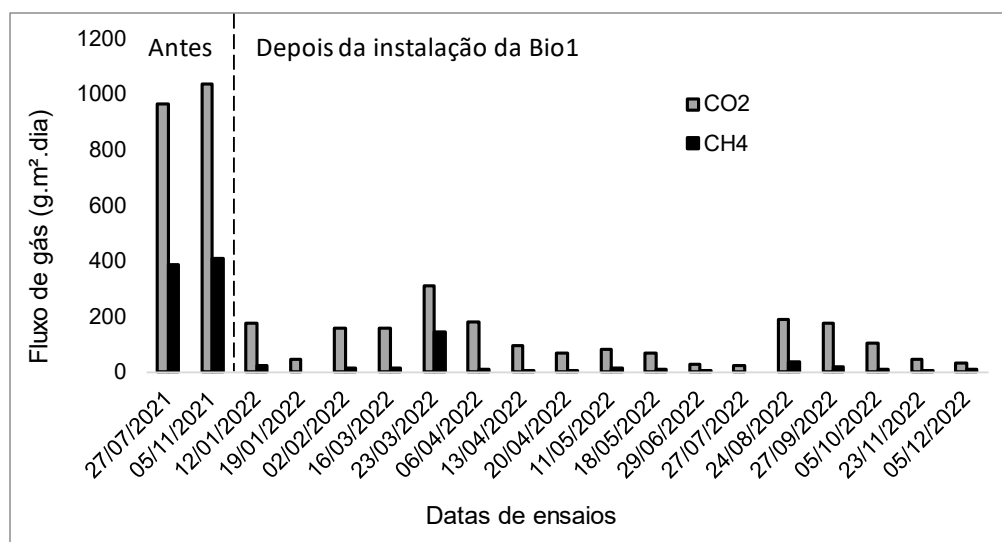
Fonte: A autora (2023)

Constata-se uma pequena variação nestes dois parâmetros, com redução da temperatura média diária do ar para aproximadamente 20°C , no curto período chuvoso, e variando de 25°C a 27°C , nos demais meses, os quais se caracterizam por menor incidência de chuva. Estes valores encontram-se dentro da faixa de atuação dos organismos metanotróficos mesofílicos, de 25°C a 35°C , conforme Spokas e Bogner (2011). A umidade do ar variou pouco também, com valor mínimo de 65% e máximo de 87%, aproximadamente.

4.3.2 Monitoramento da oxidação de metano no ASCG

4.3.2.1 *Biowindow* 1 (Bio1)

Após o Estudo-base descrito no tópico 4.1 e direcionamento da área de *hotspots*, realizaram-se mais análises na mesma região e identificou-se que a emissão mais elevada de CH_4 permaneceu, mesmo após 4 meses. A Figura 50 apresenta os resultados da avaliação das emissões de CH_4 e CO_2 na AE, previamente e após a instalação da Bio1 na camada de cobertura.

Figura 50. Emissões de CH₄ antes e após a instalação da Bio1.

Fonte: A autora (2023)

Considerando os dois períodos, as emissões de CH₄ variaram de 0 a 410 g.m⁻².dia⁻¹, enquanto as de CO₂ variaram de 16,7 a 1039,0 g.m⁻².dia⁻¹. Valores mais elevados de emissões de CH₄ foram também identificados por Duan *et al* (2021) em aterro sanitário da Dinamarca, variando de 343 a 560 g.m⁻².dia⁻¹.

Além disso, resíduos coletados na região de escavação para confecção das *biowindows* foram analisados quanto a algumas características físico-químicas, como pH, teores de umidade e de sólidos voláteis. O pH médio obtido foi de 7,5 e encontra-se na faixa estabelecida por Tchobanoglous *et al* (1993), de 6,8 a 8,0, típica da fase metanogênica de biodegradação. Uma umidade média de 45% e teor de sólidos voláteis de 63% contribuem para uma melhor atividade das bactérias produtoras de CH₄, o que explica também as elevadas emissões de gases na região, no período de 2021.

Importante também destacar que antes da instalação da Bio1 o fluxo de CH₄ em torno de 400 g.m⁻².dia⁻¹ manteve-se constante ao longo de 4 meses, tanto no período chuvoso (27/07/2021) quanto no seco (05/11/2021).

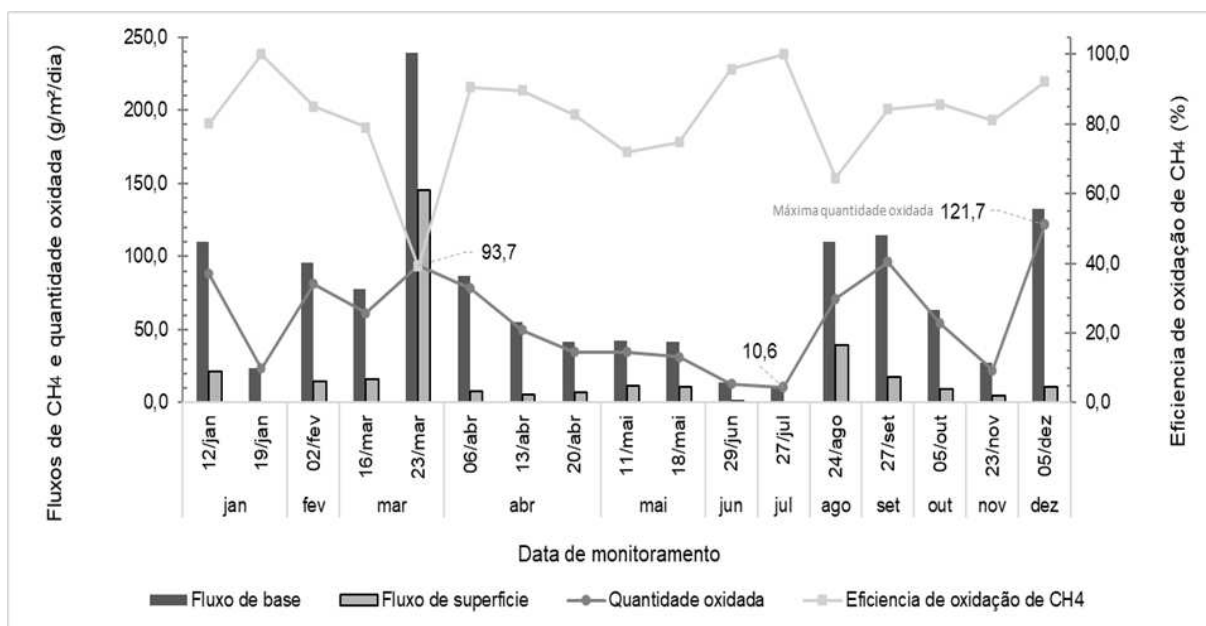
Observa-se já no mês de janeiro de 2022 (1º mês de monitoramento após a instalação da Bio1) que as emissões de CH₄, de 22,5 g.m⁻².dia⁻¹, reduziram aproximadamente 94% ao se comparar com o período anterior à instalação, e que a redução persistiu durante o mês de fevereiro, em 96%. Ainda, mesmo considerando a maior emissão superficial de CH₄, a qual ocorreu no mês de março, a diminuição ficou em torno de 63%.

Ao longo do período de monitoramento os fluxos de CO₂ se sobrepuseram aos de CH₄, indicando ocorrência de oxidação de CH₄ ou produção de CO₂ pelo mecanismo de respiração

dos microrganismos. Considerando isso, os fluxos de CO₂ foram corrigidos por meio do valor das emissões decorrentes da respiração, sendo de 5,5 g.m⁻².dia⁻¹. Dessa forma, constata-se que as emissões de CO₂ quantificadas foram resultantes apenas do processo de oxidação de CH₄.

Os dados de fluxos de CH₄ de base e superfície, eficiências de oxidação e quantidade oxidada de CH₄ podem ser visualizados na Figura 51.

Figura 51. Fluxos de base e superfície, eficiências e quantidade oxidada de CH₄ na Bio1.



Fonte: A autora (2023)

A eficiência média de oxidação de CH₄ (EF_{ox}) da Bio1 foi de 85%, com algumas reduções acentuadas em março e agosto, justamente quando ocorreram precipitações importantes que levaram a um acúmulo de água de chuva (Figura 48A), obstruindo os poros do solo e reduzindo, assim, a difusão de gases.

Essa eficiência média está acima da que foi observada por Kissas *et al* (2023), a qual variou de 51% a 65%, em *biowindow* de aterro sanitário da Dinamarca. Embora o estudo citado envolva características semelhantes às do ASCG, como o tipo de substrato da COM e ausência de sistema de captação de biogás, as características climatológicas são diferentes das do semiárido. Na Dinamarca a temperatura ambiente é bem mais baixa (mesmo durante o verão), o que pode ter contribuído para a menor eficiência observada lá.

Nota-se também uma variabilidade temporal dos fluxos, que é comum ocorrer em aterros sanitários em virtude da influência de vários aspectos, seja de características do próprio material componente da camada ou das condições meteorológicas do local, conforme destacado

por Scheutz *et al* (2014), Reddy, Yargicoglu e Chetri (2021), dentre outros autores, e observado no Estudo-base.

Pode-se observar na Figura 51 que houve um aumento importante do fluxo de entrada de CH₄ durante o período de chuva intensa ocorrido no mês de março, que passou de 78 g.m⁻².dia⁻¹ para 239 g.m⁻².dia⁻¹, poucos dias após. É plausível que esse aumento esteja ligado ao fato de que os poros do solo estavam saturados de água, levando a um redirecionamento do fluxo na região em torno das *biowindows*. Cabe destacar que, mesmo com uma redução drástica da E_{Fox} de 79% para 39%, a quantidade de CH₄ oxidada (94 g.m⁻².dia⁻¹) foi uma das mais elevadas do período de monitoramento. Esse fato mostra que, mesmo submetida a condições adversas, a Bio1 continuou a funcionar.

Ao se considerar os dados da Figura 48A, para o dia 23/03 as precipitações acumuladas de 3 e 7 dias anteriores às medições foram as mais elevadas. A maior incidência de chuva pode induzir à migração do gás para caminhos preferenciais, como foi observado no estudo de Damasceno, Carvalho e Machado (2019), em um aterro sanitário na Bahia (nordeste brasileiro). Todavia, não foram observadas fissuras durante as inspeções visuais das *biowindows* no presente estudo, mas é certo que caminhos preferenciais acabaram ocorrendo, o que explica os maiores fluxos de superfície nos períodos mencionados. Após estes eventos, houve drenagem dos poros, permitindo a difusão do CH₄ e sua subsequente oxidação, com redução das emissões superficiais deste gás.

De julho para agosto ocorreu um aumento no fluxo de entrada de CH₄ para aproximadamente 120 g.m⁻².dia⁻¹, acima dos valores identificados para os 4 meses anteriores. Este fato corroborou para uma situação semelhante à observada em março, com redução da eficiência de oxidação. Em setembro, verificou-se que com a manutenção do mesmo fluxo de entrada de agosto a eficiência aumentou e a quantidade de CH₄ oxidada manteve-se próxima aos 120 g.m⁻².dia⁻¹.

Nota-se, portanto, que a máxima quantidade de CH₄ oxidada foi em torno de 122 g.m⁻².dia⁻¹, o que sugere ser essa a capacidade de oxidação de CH₄ da *biowindow* (Bio1) para as condições de aclimatação e de fluxo de entrada a qual ela foi condicionada neste ano de monitoramento considerado. Tal valor observado está em ordem de grandeza semelhante ao que foi identificado por Mei *et al* (2015), em biocoberturas instaladas no Aterro Sanitário Yolo County Central, nos Estados Unidos, variando de 120 a 197 gCH₄.m⁻².dia⁻¹, e às de Chan, Chiemchaisri e Chiemchaisri (2023), em aterro sanitário da Tailândia, de 109 g.m⁻².dia⁻¹, no período chuvoso, e 190 g.m⁻².dia⁻¹, no período seco.

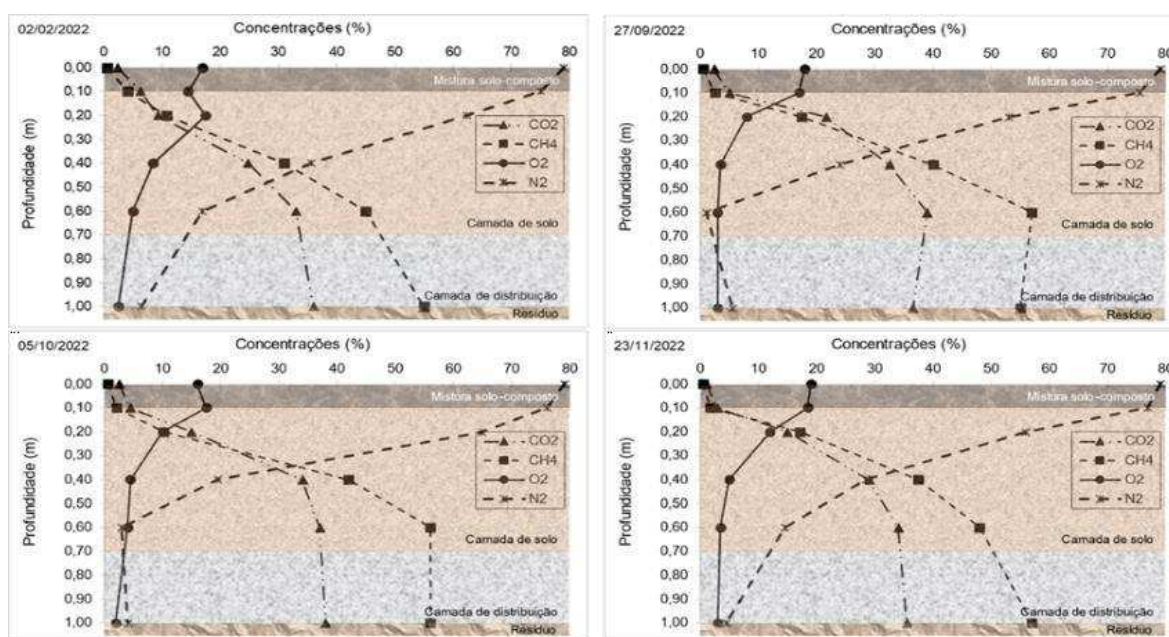
Cabral, Moreira e Jugnia (2010) constataram correlação linear e positiva entre o fluxo de entrada de CH_4 e a quantidade oxidada, de forma que o aumento repentino da carga de CH_4 na base conduziu a uma redução na eficiência de oxidação. Entretanto, o sistema continuou trabalhando bem, apesar disso, retomando a uma eficiência próxima a 100%.

Na situação da presente pesquisa, tomando-se a Figura 51 como base, percebe-se que para maio e junho ocorreram algumas quedas de pressão atmosférica, as quais podem ter conduzido a uma redução na eficiência de oxidação. Entre 15/08 e 25/08 também ocorreram reduções acentuadas de pressão, que podem ter provocado o aumento do fluxo de entrada de CH_4 em 24/08, com conseqüente redução da eficiência. Contudo, após esse evento o sistema também retoma seu funcionamento, o que mostra que ele tem uma certa resiliência.

Assim, os poros do solo não estavam tão saturados de água, como em março, permitindo à Bio1 passar por um *stress test* importante, ou seja, ser submetida a um aumento de fluxo repentino e ainda continuar a oxidar grandes quantidades de CH_4 .

Os perfis de concentração permitem avaliar o comportamento dos gases ao longo da camada e identificar a zona de oxidação de CH_4 . Tanto para a Bio1 quanto Bio2 a análise foi feita considerando os períodos de maior e menor incidência de precipitação no ano de monitoramento. Por meio da Figura 52 podem ser verificados os perfis de concentração dos gases CH_4 , CO_2 , O_2 e N_2 ao longo da Bio1, para os meses do ano em que ocorreu a menor incidência de chuva.

Figura 52. Perfis de concentração de gases no período mais seco (Bio1).



Fonte: A autora (2023)

Percebe-se um percentual considerável de O_2 , variando de 19% a 3,5%, da superfície até a profundidade de 0,40 m, e concentrações entre 2% e 3%, mesmo na interface entre a CDG e a COM. Semelhantemente, verifica-se a presença de N_2 ao longo da COM e concentrações deste gás variando de 4,5% a 10%, na CDG.

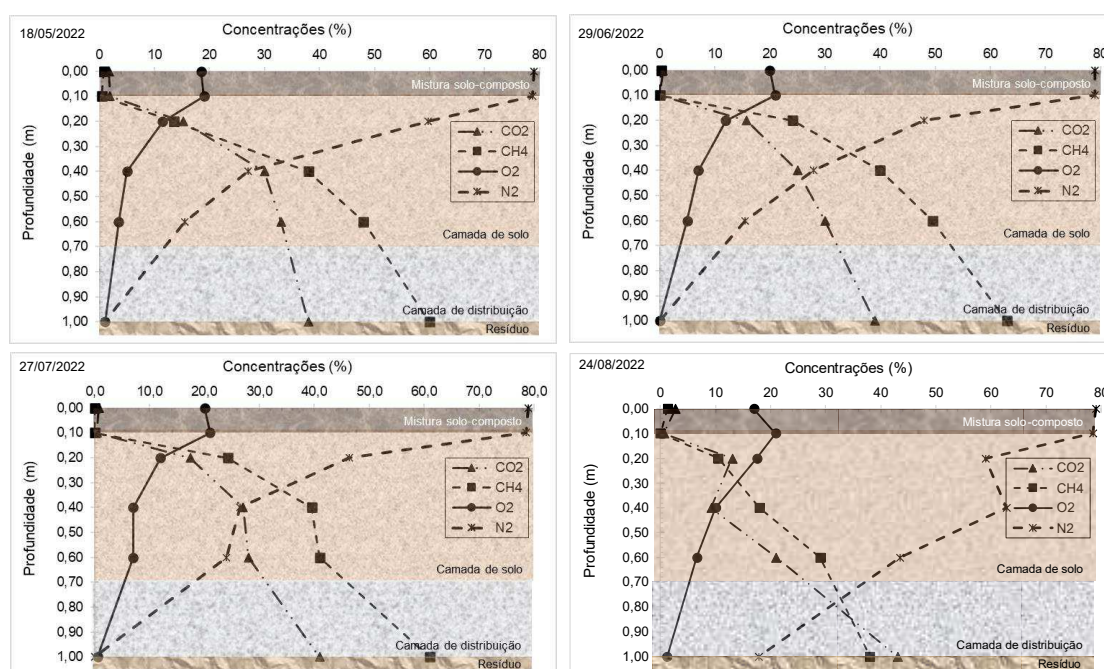
A partir da profundidade de 0,60 m observa-se também reduções nas concentrações dos gases CH_4 e CO_2 , que pode ser explicada pela presença do O_2 que viabiliza a ação das bactérias metanotróficas no consumo de CH_4 . Concentrações menores de O_2 ocorrem a partir de 0,70 m de profundidade, abrangendo a região da CDG.

Uma redução ainda mais acentuada nas concentrações de CH_4 e CO_2 ocorre a partir da profundidade de 0,40 m e prossegue até 0,10 m, onde foi adicionada a mistura solo-composto orgânico. Duan *et al* (2021) também observaram reduções nas concentrações de CH_4 da base da COM em direção ao topo, na profundidade de 0,10 m.

As concentrações de CO_2 ultrapassaram as de CH_4 entre 0,30 m e 0,20 m. Durante o período seco, especificamente setembro e outubro, essa profundidade é a que se destacou com maior indicativo de oxidação de CH_4 , podendo ser considerada como zona oxidativa, para este período analisado.

Ainda para a Bio1 também podem ser analisados os perfis de gases referentes ao período de maiores precipitações do ano de 2022, destacado aqui como o período mais chuvoso, conforme Figura 53.

Figura 53. Perfis de concentração de gases para o período chuvoso (Bio1).



Fonte: A autora (2023).

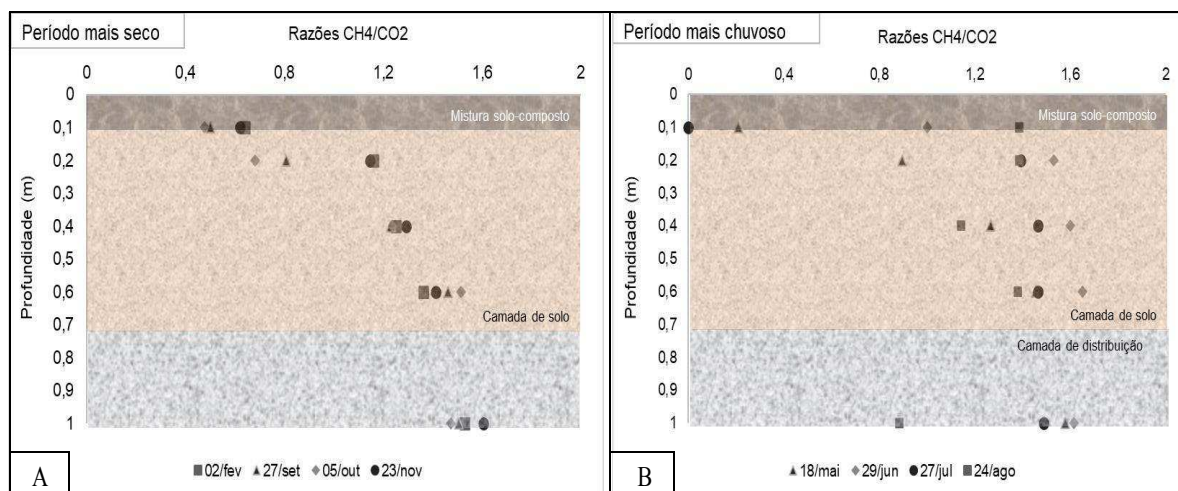
A zona de oxidação de CH_4 no período chuvoso também se localiza na região mais superficial, próximo à 0,20 m. Um fato interessante é que mesmo nesse período o O_2 e N_2 continuaram a se difundir pela COM, com concentrações de O_2 variando de 21% a 7%, da superfície até a profundidade de 0,40 m.

Como já destacado anteriormente, no período de maior incidência de chuva também ocorreram algumas quedas bruscas de pressão atmosférica, especificamente em dias anteriores ao monitoramento, nos meses de maio, junho e agosto. Associado a isso, com exceção do dia 24/08, houve também redução do fluxo de entrada de CH_4 . Conforme Scheutz *et al* (2022) e Kissas *et al* (2023), quando o fluxo ascendente de CH_4 é reduzido, o O_2 é capaz de se difundir mais profundamente na COM, a partir da superfície.

Importante considerar também as características geotécnicas e condições de campo dos materiais empregados como COM. A massa específica aparente *in situ* foi em torno de $1,35 \text{ g.cm}^{-3}$ para a mistura solo-composto orgânico e $1,39 \text{ g.cm}^{-3}$ para a areia siltosa, com Graus de Compactação de 78% e 75%, respectivamente. A reduzida densificação/compactação dos materiais promove maior porosidade e difusão dos gases ao longo da COM, contribuindo para o processo oxidativo.

Além disso, também foi destacado no item 4.2.5 que o solo do ASCG, no semiárido, praticamente não atinge o grau de saturação de oclusão dos poros, mesmo no período mais chuvoso, o que contribui também para uma maior difusão de O_2 e favorecimento da atividade das bactérias metanotróficas. Para melhor identificar a ocorrência de oxidação de CH_4 ao longo do perfil da Bio1, foram calculadas as razões CH_4/CO_2 para cada profundidade, que pode ser visualizada nas Figuras 54A e 54B.

Figura 54. Razões CH_4/CO_2 para a Bio1. A) Período mais seco; Período chuvoso.



Fonte: A autora (2023)

Em geral, um menor valor da razão CH_4/CO_2 no perfil da COM em comparação à razão de biogás na profundidade de deposição dos resíduos indica consumo de CH_4 e produção de CO_2 pelas bactérias metanotróficas. Redução adicional das concentrações de CH_4 e CO_2 que não se enquadre nessa situação deve-se, principalmente, à diluição por penetração de ar (Berenjkar *et al.*, 2021; Duan *et al.*, 2021; Scheutz *et al.*, 2022).

Este comportamento pode ser visualizado no período mais seco, com reduções graduais das razões até a superfície. Em conformidade com o que foi visto nos perfis, há uma maior diferença entre as razões CH_4/CO_2 para as profundidades de 0,10 m e 0,20 m (nos valores de 0,5 e 0,7, respectivamente) e a razão CH_4/CO_2 do biogás, de 1,5.

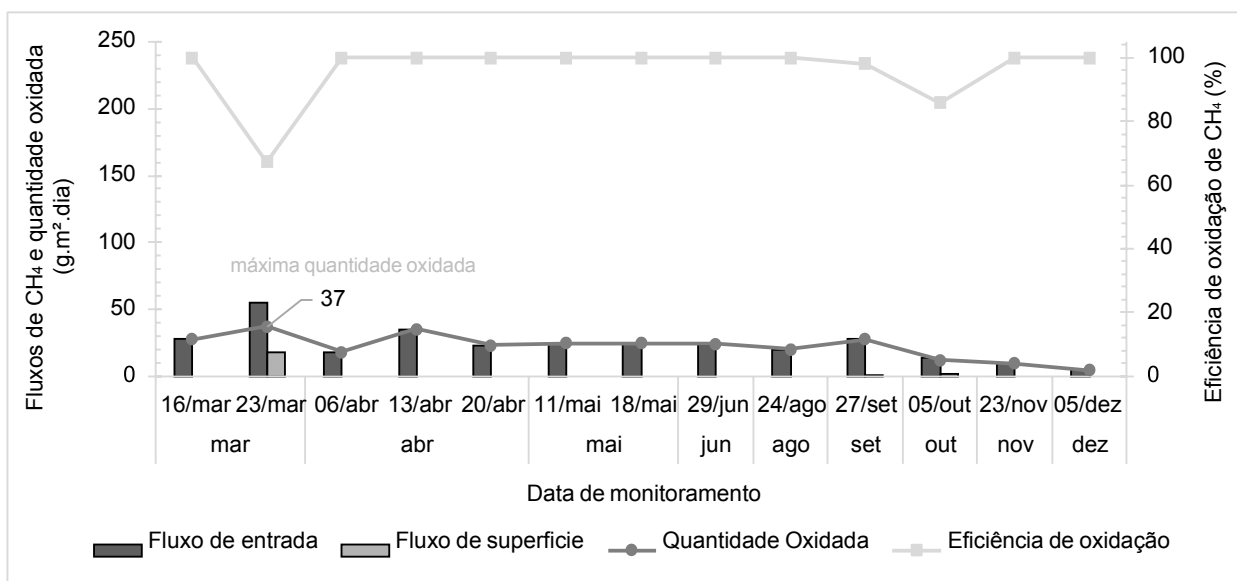
Embora tenham sido identificadas concentrações de O_2 na COM até pelo menos 0,60 m, para ambos os períodos, é notório que no período seco o consumo de CH_4 e redução das razões CH_4/CO_2 são mais acentuados e já começam a ocorrer ainda na CDG.

Constata-se que as razões CH_4/CO_2 das profundidades de 0,60 m a 1,00 m (região que abrange a CDG), nos valores de 1,26 e 1,28, respectivamente, são menores que a razão do biogás na camada de resíduos, de 1,39, o que indica ocorrência de oxidação de CH_4 . Duan *et al* (2021) e Reddy, Yargicoglu e Chetri (2021) também verificaram em seus estudos que a oxidação do CH_4 começou a ocorrer ainda na CDG.

Além disso, observa-se também que a profundidade onde ocorreu maior incidência de oxidação de CH_4 foi de 0,10 m a 0,40 m, correspondendo às regiões mais próximas à superfície, onde há maior facilidade de penetração de O_2 . De fato, as razões CH_4/CO_2 para as profundidades de 0,40 m, 0,20 m e 0,10 m foram bem menores que a razão na base da CDG, o que demonstra ser essa a zona mais propícia para que o processo oxidativo ocorra.

4.3.2.2 Biowindow 02 (Bio2)

As mesmas análises feitas para a Bio1 foram consideradas para a Bio2. Na Figura 55 pode ser visualizado o comportamento dos fluxos de CH_4 , de base e superfície, quantidade oxidada e eficiências de oxidação de CH_4 .

Figura 55. Fluxos de base e superfície, eficiências e quantidade oxidada de CH₄ na Bio2.

Fonte: A autora (2023).

As eficiências de oxidação de CH₄ para a Bio2 variaram de 67% a 100%, com média de 96%. Em geral, essas eficiências se mantiveram próximas a 100%, com exceção dos dias 23/03 e 05/10.

Constata-se, além da variabilidade temporal destacada anteriormente, uma variabilidade espacial, visto que a Bio2 está localizada a apenas 1,0 m de distância da Bio1 e apresentou fluxos de entrada consideravelmente menores. Tem-se, portanto, dois cenários: Bio1, instalada no *hotspot* identificado no Estudo-base das emissões, e Bio2, em uma região de baixas concentrações de gases.

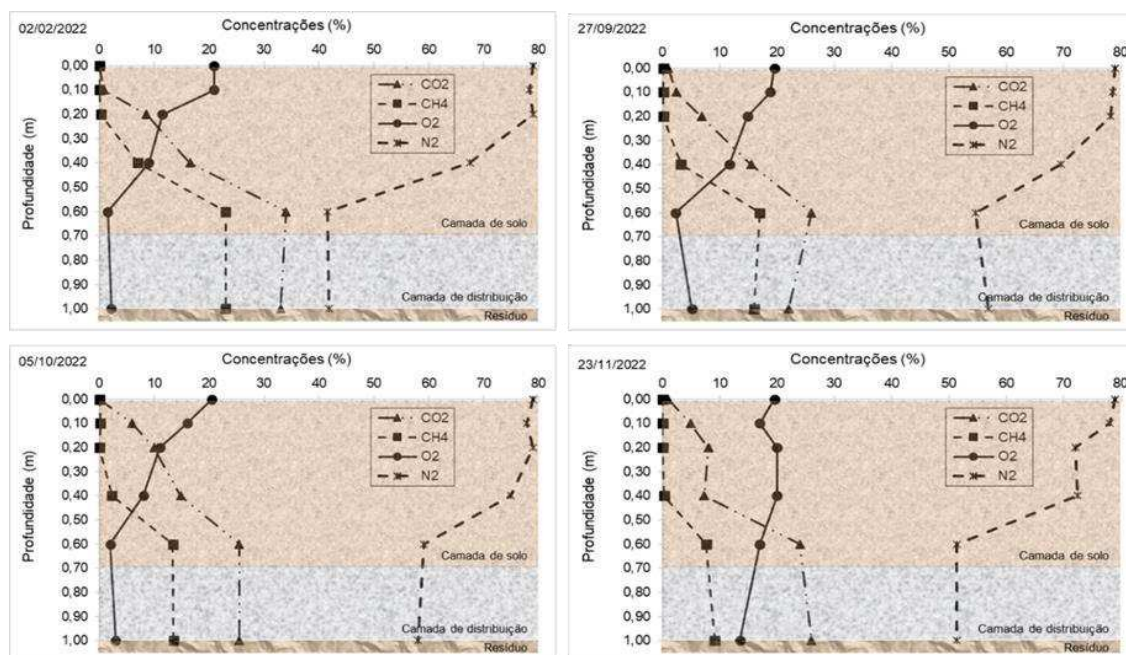
Dessa forma, as maiores quantidades de CH₄ oxidadas na Bio2 corresponderam, aproximadamente, às menores quantidades registradas na Bio1. Embora a eficiência média da Bio1 tenha sido um pouco menor, sua capacidade de oxidação foi muito maior frente a uma considerável carga de CH₄.

Além disso, se observa para a Bio2 que nos meses de maior incidência de chuva (maio e junho) o fluxo de entrada se manteve constante, em torno de 24 g.m⁻².dia⁻¹. Esse comportamento pode cooperar para um bom funcionamento da camada, visto que para a Bio1 as alterações de fluxo afetaram a eficiência e quantidade de CH₄ oxidadas.

Em geral, tanto a Bio1 quanto a Bio2 apresentaram uma boa eficiência de mitigação das emissões de CH₄. Além disso, a redução da emissão de CH₄ no *hotspot*, mesmo considerando o evento extremo do dia 23/03, foi em torno de 63%, ao final do período de 1 ano de monitoramento. Este valor está bem acima do que foi verificado por Scheutz *et al* (2011) em *biowindow*, na Dinamarca.

Também foram analisados os perfis de concentração dos gases CH_4 , CO_2 , O_2 e N_2 para os períodos seco e chuvoso, na Bio2. A Figura 56 contém os perfis para os meses de menor incidência de chuva do período de monitoramento avaliado.

Figura 56. Perfis de concentração de gases para o período seco (Bio2).



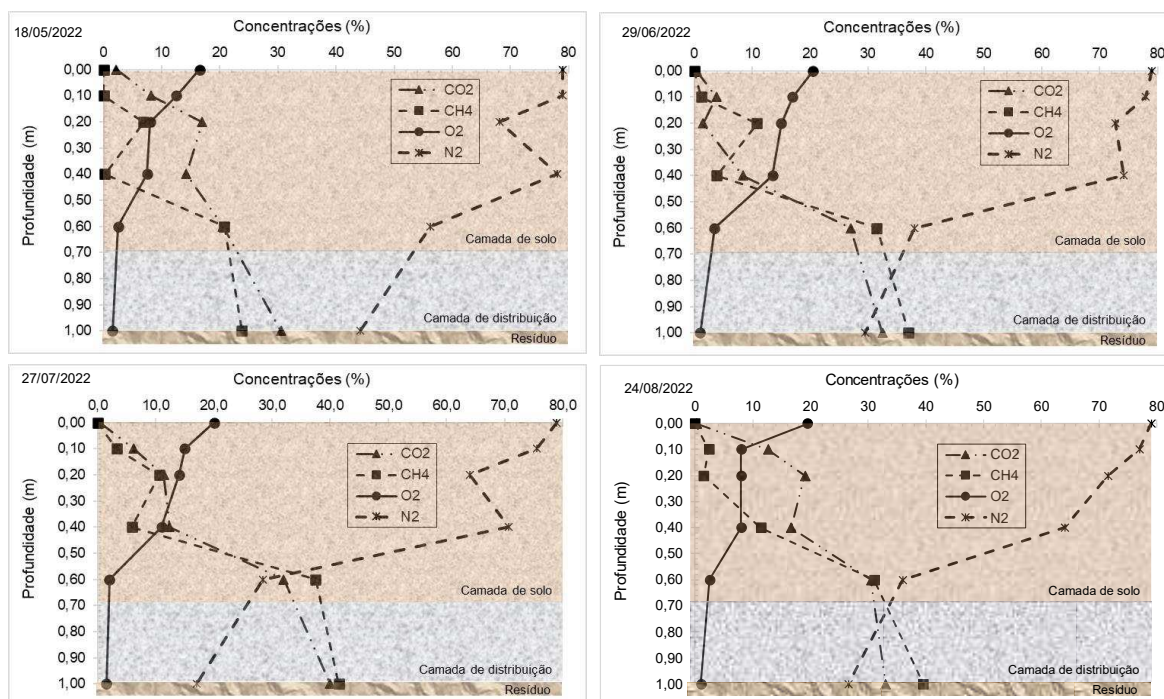
Fonte: A autora (2023)

O O_2 e N_2 se difundiram por toda a COM e as concentrações de CO_2 são maiores que as de CH_4 na interface resíduo/CDG, diferente do que ocorre para a Bio1. Isso pode ser explicado pela variabilidade espacial, que foi observada também por Scheutz *et al* (2022), tanto em termos de emissões quanto de perfis de concentração de gases ao longo da COM.

Percebe-se também que o CH_4 já é consumido antes de ascender à profundidade de 0,10 m, neste período mais seco. Este comportamento se explica pelo que foi destacado por Kissas *et al* (2023). Em virtude dos menores fluxos de entrada há um tempo de residência maior do gás na COM e, provavelmente, a capacidade oxidativa do material é maior que a quantidade de gás recebido.

A Figura 57 contém os perfis de concentração para os meses em que ocorreu maior incidência de chuva.

Figura 57. Perfis de concentração no período mais chuvoso (Bio2).



Fonte: A autora (2023)

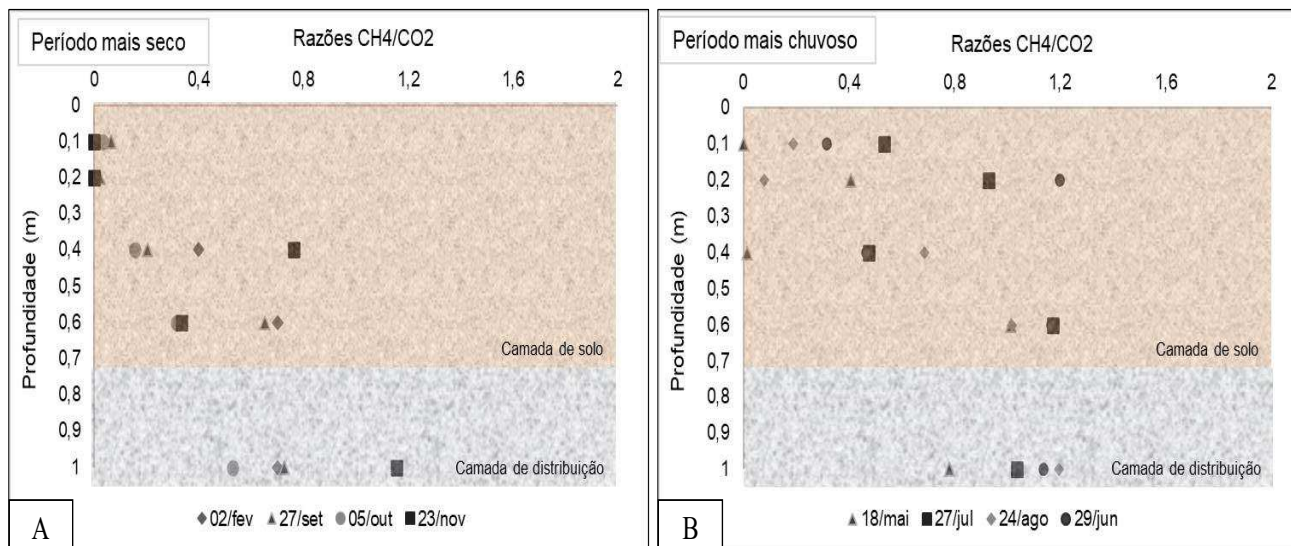
Durante o período chuvoso são verificadas concentrações de CH₄ maiores que as de CO₂ na camada de resíduos, diferente do que ocorreu no período seco. Além disso, principalmente para os dias 29/06 e 27/07 a interseção das concentrações de CH₄ e CO₂, com aumento das concentrações deste último gás, ocorreu a partir da profundidade de 0,50 m. Com isso, há um indicativo de que a Bio2 teve um melhor funcionamento quanto à oxidação de CH₄ no período de maiores precipitações.

Importante considerar também que neste período as quedas de pressão ocorreram, porém elas não tiveram efeito nos fluxos de entrada de CH₄, os quais se mantiveram estáveis, e nem na eficiência de oxidação. Provavelmente por conta disso a Bio2 se manteve com bom desempenho, mesmo no período chuvoso, tendo em vista que foram as variações de fluxo na base da COM que exerceram maior influência na quantidade de CH₄ oxidada.

Destaca-se também que as características hidráulicas e o comportamento não-saturado da mistura solo-composto orgânico que foi empregada nos primeiros 0,10 m da Bio1. A capacidade de campo da mistura é 13% maior que a do solo, o que pode contribuir para uma maior retenção de água durante os eventos de precipitação, afetando o processo oxidativo. Este fato, associado ao maior fluxo de base, pode explicar a diferença de comportamento em relação a Bio2. Apesar disso, a Bio1 se mostrou eficiente para redução das emissões de CH₄ em *hotspot*.

As Figuras 58A e 58B ilustram o comportamento das razões CH_4/CO_2 ao longo da Bio2, considerando os períodos seco e chuvoso.

Figura 58. Razões CH_4/CO_2 para a Bio2. A) Período mais seco; B) Período chuvoso



Fonte: A autora (2023)

Constata-se aqui uma situação semelhante a que foi observada para a Bio1, em que a redução da razão CH_4/CO_2 começa a ocorrer ainda na CDG, para o período seco, o que não ocorre no período chuvoso. Isso pode acontecer em virtude de as concentrações de O_2 e N_2 na CDG serem um pouco maiores naquela situação identificada. Além disso, também pode ocorrer algum carreamento de material da COM, com microrganismos que possibilitam a oxidação de CH_4 nesta região, o que foi verificado também por Duan *et al* (2021) e Reddy, Yargicoglu e Chetri (2021).

No período seco a redução da razão CH_4/CO_2 acontece de forma mais rápida até a profundidade de 0,40 m, enquanto no período mais chuvoso prolonga-se até 0,10 m. Considerando a Figura 57, nota-se que há um aumento das concentrações de CH_4 e CO_2 na camada de resíduos, em relação ao período seco, conduzindo a um fluxo de base maior. Provavelmente o menor fluxo do período seco fez com que a oxidação acontecesse de uma forma mais rápida, indicando também que a COM teria uma capacidade oxidativa maior.

4.3.2.3 Análise estatística dos dados

Nesta seção são apresentados os resultados dos testes estatísticos, especificamente as correlações e modelos de regressão linear múltipla realizados com os dados de monitoramento

das *biowindows*, para avaliar a influência das condições meteorológicas no processo de oxidação de CH₄, especificamente eficiência e quantidade de CH₄ oxidada.

Uma correlação estatística feita com os dados meteorológicos, os fluxos, eficiência e quantidade oxidada de CH₄ pode ser visualizada nas Figuras 59, 60, 61 e 62. Considerou-se duas situações para a Bio1 e Bio2: com e sem a inclusão do evento do dia 23/03/2022.

Figura 59. Coeficientes de correlação de *Spearman* - Bio1 (com 23/03)

Com 23/03	Fluxo de CH ₄ _base	Fluxo de CH ₄ _sup	Eficiência	Qox
Fluxo de CH ₄ _base	1			
Fluxo de CH ₄ _sup	0,84	1		
Eficiência	-0,67	-0,78	1	
Qox	0,90	0,52	-0,44	1
Temperatura ar	0,06	0,06	-0,18	0,05
Temperatura solo	-0,16	-0,17	-0,03	-0,11
Chuva Acum. 1 dia	0,31	0,08	-0,12	0,43
Chuva acum. 3 dias	0,82	0,93	-0,66	0,54
Chuva acum. 7 dias	0,55	0,69	-0,59	0,30
Evapo 1 dia	-0,33	-0,18	0,16	-0,37
Evapo 3 dias	0,26	0,09	-0,15	0,34
Evapo 7 dias	0,51	0,33	-0,33	0,53
Vento	0,52	0,33	-0,44	0,56
Umidade do ar	-0,05	0,08	0,06	-0,13
Evapo. Média	0,31	0,17	-0,17	0,36
Pressão (hPa)	-0,16	-0,03	0,22	-0,23
dP/dt	0,45	0,24	-0,26	0,51

Legenda: dP/dt = variação de pressão atmosférica no dia de medição analisado; Q_{ox} = Quantidade oxidada de CH₄.

Fonte: A autora (2023)

Segundo Dancey e Reidy (2013), as correlações que variam entre $\pm 0,10$ e $\pm 0,30$, podem ser consideradas como fracas; entre $\pm 0,40$ e $\pm 0,60$ moderadas; e com valores entre $\pm 0,70$ e $\pm 1,0$ podem ser classificadas como fortes. Dessa forma, só foram consideradas para análise as correlações classificadas como moderadas ou fortes.

Considerando o evento de precipitação que ocorreu em 23/03/2022 tem-se que, dentre os condicionantes meteorológicos, verificou-se maior efeito nos fluxos, eficiência e quantidade oxidada de CH₄, de apenas 3 deles: chuva acumulada de 3 dias, velocidade dos ventos e gradientes de pressão atmosférica. Estes parâmetros apresentaram correlação positiva com os fluxos de CH₄ de base e superfície bem como com a quantidade de CH₄ oxidada, e uma correlação negativa com a eficiência de oxidação.

A chuva acumulada de 3 dias correlacionou-se forte e positivamente com os fluxos de base ($r = 0,82$) e superfície ($r = 0,93$) e apresentou uma correlação moderada e negativa com a eficiência de oxidação de CH_4 ($r = -0,66$; $p < 0,001$).

Conforme verificado anteriormente, o aumento do volume acumulado de precipitação nos 3 dias anteriores às medições afeta consideravelmente as emissões de CH_4 e, conseqüentemente, a eficiência de oxidação pois, como destacado por McBain *et al* (2005), a drenagem dos poros do solo, após sua saturação temporária durante esses eventos de chuva, contribui para aumento dos fluxos de superfície e conseqüente redução da eficiência de oxidação de CH_4 .

Já no que se refere à velocidade dos ventos, é verificada uma correlação moderada e positiva com o fluxo de CH_4 de base e a quantidade oxidada, bem como uma correlação moderada e negativa com a eficiência de oxidação ($r = -0,44$; $p < 0,05$).

Além disso, o aumento da velocidade dos ventos está associado à intensificação dos fluxos de CH_4 de base. Conforme Scheutz *et al* (2022), as variações no vento podem ocasionar alterações na pressão atmosférica, afetando o mecanismo de fluxo dos gases e, conseqüentemente, o processo oxidativo pela camada de cobertura. De fato, observou-se nos modelos de regressão linear gerados um coeficiente estatisticamente significativo para a velocidade dos ventos ($p = 0,037$).

Os gradientes de pressão afetaram mais os fluxos de base e a quantidade oxidada de CH_4 . Porém, em relação à eficiência de oxidação de CH_4 a correlação identificada foi fraca e negativa ($r = -0,26$; $p > 0,05$). Verificou-se também que estes gradientes afetaram mais o desempenho da Bio1 que os valores absolutos de pressão atmosférica, em conformidade com Aghdam, Scheutz e Kjeldsen (2019) e Kissas *et al* (2022).

Nota-se, portanto, que o parâmetro que mais afetou a eficiência de oxidação nessa primeira situação considerada foi a chuva acumulada de 3 dias.

A análise dos dados também considerou a retirada do evento de precipitação do dia 23/03/2022, conforme Figura 60.

Figura 60. Coeficientes de correlação de *Spearman* - Bio1 (sem 23/03)

Sem 23/03	Fluxo de CH ₄ _base	Fluxo de CH ₄ _sup	Eficiência	Qox
Fluxo de CH ₄ _base	-			
Fluxo de CH ₄ _sup	0,80	-		
Eficiência	-0,43	-0,74	-	
Qox	0,99	0,69	-0,32	-
Temperatura ar	0,01	-0,06	-0,16	0,03
Temperatura solo	-0,08	-0,12	-0,15	-0,06
Chuva Acum. 1 dia	0,44	0,27	-0,16	0,46
Chuva acum. 3 dias	0,64	0,53	-0,28	0,63
Chuva acum. 7 dias	0,12	0,11	-0,27	0,11
Evapo 1 dia	-0,38	-0,35	0,14	-0,37
Evapo 3 dias	0,32	0,16	-0,16	0,34
Evapo 7 dias	0,49	0,35	-0,25	0,50
Vento	0,53	0,41	-0,41	0,54
Umidade do ar	-0,18	-0,13	0,18	-0,19
Evapo. Média	0,32	0,18	-0,13	0,34
Pressão (hPa)	-0,22	-0,08	0,28	-0,24
dP/dt	0,53	0,49	-0,26	0,51

Fonte: A autora (2023)

Não levando em conta o evento do dia 23/03/2022, percebe-se que apenas a velocidade dos ventos correlaciona-se de forma negativa e moderada com a eficiência de oxidação de CH₄, assim como observado para a situação que inclui o evento de precipitação destacado.

Já a chuva acumulada de 3 dias e o gradiente de pressão atmosférica passaram a apresentar correlação fraca com a eficiência de oxidação. Além disso, percebe-se da Figura 60 que o efeito maior (correlação moderada) ocorre para os fluxos de CH₄ de base e superfície.

Percebe-se, então, que um evento que ocasione aumento considerável no volume acumulado de chuva, em 3 dias anteriores às medições, afeta o comportamento da *biowindow*, porém sem comprometer sua eficiência de forma geral.

A mesma análise foi feita para a Bio2, com e sem a inclusão do evento de precipitação do dia 23/03/2022, Figuras 61 e 62.

Figura 61. Coeficientes de correlação de *Spearman* - Bio2 (com 23/03)

Com 23/03	FluxoCH ₄ base	FluxoCH ₄ sup	Eficiência	Qox
FluxoCH ₄ base	-			
FluxoCH ₄ sup	0,68	-		
Eficiência	-0,62	-0,95	-	
Qox	0,96	0,45	-0,40	-
Chuva acum. 1 dia	-0,19	-0,07	0,12	-0,21
chuva acum. 3 dias	0,54	0,88	-0,78	0,33
chuva acum. 7 dias	0,53	0,70	-0,61	0,38
Evapo 1 dia	-0,38	-0,11	0,09	-0,42
Evapo 3 dias	0,30	0,09	-0,21	0,33
Evapo 7 dias	0,61	0,38	-0,48	0,60
Evapo média	0,48	0,24	-0,36	0,49
Temperatura ar	0,21	0,14	-0,18	0,21
Temperatura solo	0,15	-0,15	0,16	0,23
Vento	0,47	0,34	-0,41	0,44
Umidade do ar	-0,16	0,06	0,10	-0,21
Pressão (hPa)	-0,07	-0,02	0,04	-0,07
dP/dt	-0,07	-0,06	0,09	-0,07

A autora (2023)

Percebe-se que para a Bio2 não há influência dos gradientes de pressão, ao contrário do que ocorreu para a Bio1, o que pode ser explicado pelos reduzidos fluxos de base de CH₄ na Bio2. A evaporação acumulada de 7 dias, por sua vez, passa a ter efeito moderado no fluxo de base, eficiência e quantidade oxidada de CH₄.

Semelhantemente à Bio1, a velocidade dos ventos apresentou correlação negativa e moderada com a eficiência de oxidação de CH₄. Outro comportamento diferente em relação à Bio1 é que a chuva acumulada de 3 dias se correlacionou forte e negativamente ($r = -0,78$) com a eficiência de oxidação de CH₄.

A Figura 62 apresenta os coeficientes de correlação na ausência do evento de precipitação do dia 23/03.

Figura 62. Coeficientes de correlação de *Spearman* - Bio2 (sem 23/03)

Sem 23/03	FluxoCH ₄ base	FluxoCH ₄ sup	Eficiência	Qox
FluxoCH ₄ base	-			
FluxoCH ₄ sup	0,05	-		
Eficiência	-0,01	-0,99	-	
Qox	1,00	0,00	0,04	-
Chuva acum. 1 dia	-0,22	-0,20	0,18	-0,21
chuva acum. 3 dias	-0,22	-0,23	0,21	-0,21
chuva acum. 7 dias	0,08	-0,16	0,16	0,09
Evapo 1 dia	-0,41	0,04	-0,04	-0,42
Evapo 3 dias	0,37	0,45	-0,42	0,35
Evapo 7 dias	0,56	0,49	-0,45	0,53
Evapo média	0,49	0,50	-0,46	0,47
Temperatura ar	0,18	0,20	-0,19	0,18
Temperatura solo	0,23	-0,16	0,18	0,24
Vento	0,38	0,38	-0,35	0,37
Umidade do ar	-0,33	-0,56	0,50	-0,30
Pressão (hPa)	-0,08	-0,08	0,08	-0,08
dP/dt	-0,06	-0,11	0,13	-0,05

A autora (2023)

Sem o evento de 23/03/2022 a situação é bem diferente. A chuva acumulada não tem efeito em nenhum parâmetro, seja de fluxo, eficiência ou quantidade oxidada, pois a correlação é fraca.

A evaporação passou a ter maior influência, correlacionando-se positiva e moderadamente com os fluxos de base e superfície, e negativa e moderadamente com as eficiências de oxidação. Além disso, a umidade do ar teve um efeito moderado na eficiência de oxidação de CH₄ ($r = 0,50$).

Semelhantemente à precipitação, as quedas de pressão atmosférica não exerceram influência nos comportamentos de fluxo e eficiências de oxidação na Bio2. Provavelmente, para fluxos de base acima de 50 g.m⁻².dia⁻¹ (menor fluxo de entrada na Bio1) é que o sistema poderia ter sofrido algum tipo de influência.

A análise de regressão linear múltipla contemplou, especificamente, os dados da Bio1, tendo em vista a adequação a todos os pressupostos, tais como normalidade dos resíduos, homogeneidade das variâncias, ausência de outliers, dentre outros. Além disso, em análises anteriores verificou-se um comportamento distinto da Bio2, em virtude dos baixos fluxos de base notificados ao longo do período de monitoramento.

A Tabela 14 contém os resultados de três modelos gerados, com base nos parâmetros que apresentaram melhor correlação, no comportamento da Bio1, e considerando o evento de precipitação do dia 23/03/2022.

Tabela 14 - Parâmetros dos modelos de regressão analisados (número de dados, n = 32).

Modelos	Variáveis	Coefficientes	Valor de p	R ² ajustado	CIA	SQR
Modelo 1	Chuva 3 dias	-1,19	0,0003	0,47	250,89	2770,4
	Vento	-1,91	0,04			
	dP/dt	-16,55	0,66			
Modelo 2	Chuva 3 dias	-1,22	0,00013	0,48	247,65	2789,8
	Vento	-1,91	0,037			
Modelo 3	Chuva 3 dias	-1,35	9,10E-05	0,4	252,34	3230,6
	dP/dt	-15,5	0,7			

Legenda: SQR = Soma dos Quadrados dos Resíduos; CIA = Critério de Informação de Akaike.

Fonte: A autora (2023)

Com base nos coeficientes, tem-se uma descrição dos três modelos de regressão gerados:

Modelo 1: Eficiência = $-1,19 \times (\text{Chuva 3 dias}) - 1,91 \times (\text{Vento}) - 16,55 \times (\text{dP/dt}) + 96,5$

Modelo 2: Eficiência = $-1,22 \times (\text{Chuva 3 dias}) - 1,91 \times (\text{Vento}) + 96,3$

Modelo 3: Eficiência = $-1,35 \times (\text{Chuva 3 dias}) - 15,5 \times (\text{dP/dt}) + 96,3$

Considerando a significância estatística dos coeficientes, todos os referentes ao Modelo 2 são adequados, com $p < 0,05$ e $p < 0,0001$, sendo estatisticamente diferentes de 0 e exercendo algum efeito na variável dependente (eficiência de oxidação).

Dentre os modelos analisados, o melhor é o 2, apresentando um maior R² ajustado e menor CIA, apesar de ter apresentado um SQR um pouco maior que o Modelo 1. O Modelo 2 é expresso pela Equação 27:

$$\text{Eficiência} = 96,3 - 1,22 \times (\text{Chuva 3 dias}) - 1,91 \times (\text{Vento}) \quad (27)$$

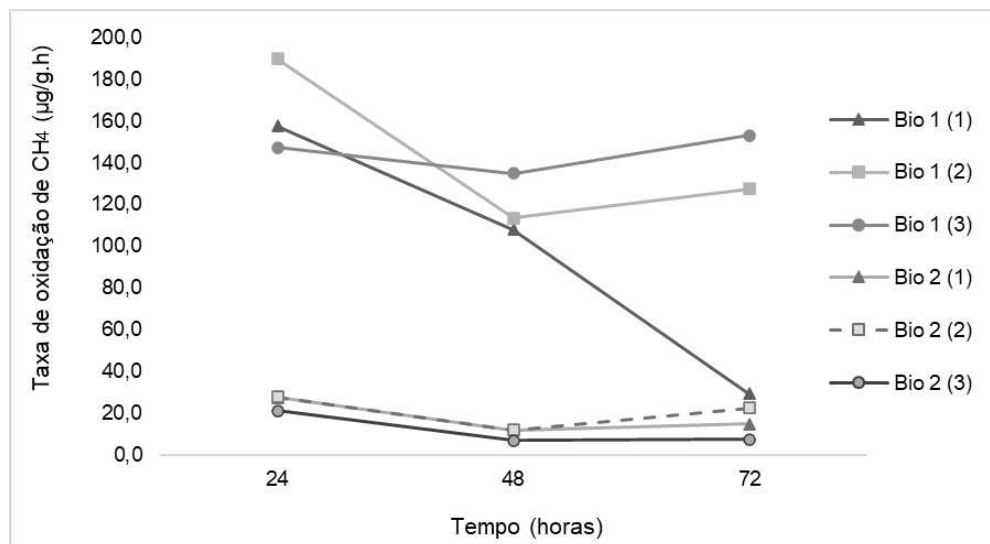
O Modelo 2 explicou em 48% a eficiência de oxidação de CH₄ da Bio1 (R² ajustado = 0,48). Além disso, os resultados da regressão indicam que quanto menor for o volume de chuva acumulado nos três dias anteriores às medições, bem como a velocidade dos ventos, maior será a eficiência da Bio1.

4.3.3 Potencial dos materiais para oxidação de metano

O potencial dos materiais utilizados como COM nas *biowindows* Bio1 e Bio2 foi analisado por meio dos testes de incubação em lote. Após incubação a uma temperatura de 22°C e a uma umidade de 10%, as amostras da Bio1, especificamente a mistura 3:1 (solo-composto

orgânico), e o solo da Bio2, foram analisadas, ambas em triplicata. As taxas de oxidação de CH₄ para cada material podem ser visualizadas na Figura 63.

Figura 63. Potencial de oxidação de CH₄ das amostras de solo e mistura 3:1 (solo-composto orgânico).



Fonte: A autora (2023)

Para a Bio1, as taxas de oxidação de CH₄ variaram de 29 µg/gseca.h a 189 µg/gseca.h, com média de 129 µg/gseca.h. Estes valores estão próximos dos que foram identificados por Streese e Stegmann (2003), de 143 µg/gseca.h, para composto de resíduos de jardim, e aos de Mor *et al* (2006), de 105 µg/gseca.h, também para composto com características semelhantes.

Já em relação ao solo, é perceptível uma diferença considerável em relação à mistura solo-composto orgânico da Bio1, e os valores variaram de 7 a 27 µg/gseca.h. Verifica-se, assim, um maior potencial da amostra que contém composto orgânico para oxidar o CH₄. Todavia, outros fatores também influenciaram o comportamento das *biowindows*, como o próprio fluxo de base e o volume de chuva acumulado nos dias anteriores às medições.

4.3.4 Parâmetros físico-químicos do composto orgânico após 1 ano de monitoramento

Os resultados dos ensaios para determinação de alguns atributos químicos da mistura 3:1 (solo-composto orgânico) empregada na Bio1, após 1 ano de monitoramento, podem ser visualizados na Tabela 15.

Tabela 15 - Atributos químicos da mistura 3:1.

Parâmetros	Unidade	Mistura 3:1*	Mistura 3:1**
pH	-	7,7	7,5
MO	%	2,81	4,33
Na	cmolc/dm ³	4,15	2,92
P	cmolc/dm ³	1,59	21,14
K	cmolc/dm ³	1,24	1,36
Ca	cmolc/dm ³	12,2	9,37
Mg	cmolc/dm ³	3,47	9,34
SB	cmolc/dm ³	21,06	22,99
CTC	cmolc/dm ³	21,06	22,99
Sólidos voláteis	%	6,66	-
Condutividade elétrica	mS/cm	0,00298	0,00150

Legenda: *Antes do monitoramento; **Após 1 ano de monitoramento.

A autora (2023)

Percebe-se que não ocorreram variações consideráveis nos atributos químicos da mistura, mesmo após 1 ano de monitoramento da Bio1. Os valores de pH, que influenciam a atividade das bactérias metanotróficas, mantiveram-se próximos. O teor de Matéria Orgânica, por sua vez, aumentou em quase o dobro do valor inicial, o que contribui também para o processo oxidativo.

Isso mostra a adequabilidade de materiais de compostagem para compor COM no decorrer do tempo, mesmo em regiões com características meteorológicas específicas, como o semiárido.

5 CONCLUSÕES

- A identificação de *hotspot* de emissões de metano, por meio do Estudo-base, direcionou o melhor local na camada do ASCG, para aplicação da intervenção com *biowindows*.
- A adição de 25% de composto orgânico ao solo promoveu uma melhora de condições necessárias ao processo oxidativo de metano, sem afetar as propriedades geotécnicas requeridas em normativas nacionais e internacionais, tais como limites de Atterberg e permeabilidade à água.
- A condição não-saturada das misturas solo-composto orgânico indicou uma redução dos Valores de Entrada de Ar, que facilita a incorporação de oxigênio no interior do material, promovendo o processo oxidativo.
- Apesar das variações das condições meteorológicas e do fluxo de entrada de CH₄ ao longo do tempo, não houve comprometimento da capacidade oxidativa das *biowindows*.
- A partir das funções de permeabilidade ao ar verificou-se que para as faixas de grau de saturação já observadas no Aterro Sanitário estudado, tanto as misturas quanto o solo apresentaram permeabilidade ao ar da ordem de 10⁻⁷ m.s⁻¹, orientando a utilização da mistura 3:1 como camada de oxidação de CH₄, visto que foi a que se enquadrou em outros requisitos necessários.
- Com base na análise estatística, o volume acumulado de chuva em três dias anteriores às medições, bem como a velocidade dos ventos, foram os parâmetros que melhor explicaram a eficiência de oxidação de CH₄ na *biowindow* Bio1.
- O Biosistema do tipo *biowindow* mostrou-se eficiente em virtude da sua capacidade oxidativa observada ao longo do período monitorado, associada ao atendimento dos materiais utilizados aos parâmetros geotécnicos recomendados e uma adaptabilidade às condições da região estudada.

5.1 SUGESTÕES PARA TRABALHOS FUTUROS

- Desenvolver metodologia de automação do ensaio de câmara de fluxo com o objetivo de obtenção de maior número de resultados para compor banco de dados e direcionar estimativas mais precisas das emissões de metano.

- Melhorar metodologia para aquisição de dados geotécnicos, físico-químicos e meteorológicos em campo, juntamente à obtenção dos dados de fluxo e concentração de gases na camada de cobertura, para uma análise conjunta dos fatores de maior influência na eficiência de oxidação de metano.
- Analisar de forma mais direcionada o efeito das variações de sucção na eficiência de oxidação de metano de *biowindows*, em laboratório e campo.
- A partir de um banco de dados robusto, desenvolver modelos de previsão das taxas ou eficiências de oxidação de metano em camadas de cobertura de regiões semiáridas.
- Estudar um tipo de camada de cobertura que promova também a redução das emissões de dióxido de carbono à atmosfera.

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. 8p.
- _____. **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.
- _____. **NBR 13896**: Aterros de resíduos não perigosos - Critérios para projeto, implantação e operação. Rio de Janeiro. 1997.
- ABICHOU, Tarek et al. Methane flux and oxidation at two types of intermediate landfill covers. **Waste Management**, v. 26, n. 11, p. 1305-1312, 2006.
- ABICHOU, T.; YUAN, L.; CHANTON, J. DE VISSCHER, A. Estimating methane emission and oxidation from earthen landfill covers. In: GeoCongress 2008: **Geotechnics of Waste Management and Remediation**. 2008. p. 80-87.
- ABUSHAMMALA, Mohammed FM; BASRI, Noor Ezlin A.; IRWAN, D.; YOUNES, Mohammad K. Methane oxidation in landfill cover soils: A review. **Asian Journal of Atmospheric Environment**, v. 8, n. 1, p. 1-14, 2014.
- ABUSHAMMALA, Mohammed FM; BASRI, Noor Ezlin A.; YOUNES, Mohammad K. Seasonal variation of landfill methane and carbon dioxide emissions in a tropical climate. **International Journal of Environmental Science and Development**, v. 7, n. 8, p. 586, 2016.
- AGHDAM, Ehsan Fathi; SCHEUTZ, Charlotte; KJELDTSEN, Peter. Impact of meteorological parameters on extracted landfill gas composition and flow. **Waste Management**, v. 87, p. 905-914, 2019.
- Agência Executiva de Gestão das Águas do Estado da Paraíba (AESAs). <http://www.aesa.pb.gov.br/aesa-website/>. Acesso em 15/06/2020.
- AHOUGHALANDARI, B. **Conception des biosystèmes d'oxydation passive du méthane considérant leur réponse à l'effet de barrière capillaire**. Tese (Geotecnia Ambiental). Université de Sherbrooke, Sherbrooke-QC, Canadá, 2016.
- AHOUGHALANDARI, Bahar; CABRAL, Alexandre R. Influence of capillary barrier effect on biogas distribution at the base of passive methane oxidation biosystems: Parametric study. **Waste Management**, v. 63, p. 172-187, 2017a.

AHOUGHALANDARI, Bahar; CABRAL, Alexandre R. Landfill gas distribution at the base of passive methane oxidation biosystems: Transient state analysis of several configurations. **Waste Management**, v. 69, p. 298-314, 2017b.

AHOUGHALANDARI, Bahar; CABRAL, Alexandre R.; LEROUEIL, Serge. 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.

AÏT-BENICHO, Samah et al. Methanotrophs and methanotrophic activity in engineered landfill biocovers. **Waste Management**, v. 29, n. 9, p. 2509-2517, 2009.

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.

ALBANNA, Muna; FERNANDES, Leta. Effects of temperature, moisture content, and fertilizer addition on biological methane oxidation in landfill cover soils. **Practice Periodical of Hazardous, Toxic, and Radioactive Waste Management**, v. 13, n. 3, p. 187-195, 2009.

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.

APHA; AWWA; WEF. Standard methods for the examination of water and wastewater. 22 ed. Washington: APHA, 2017. 1496 p.

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, 2016.

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, 2013.

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, 2016.

BERENJKAR, Parvin et al. Methane oxidation in a landfill biowindow under wide seasonally fluctuating climatic conditions. **Environmental Science and Pollution Research**, p. 1-16, 2021.

BIAN, Rongxing; XIN, Danhui; CHAI, Xiaoli. A Simulation model for estimating methane oxidation and emission from landfill cover soils. **Waste Management**, v. 77, p. 426-434, 2018.

BIAN, Rongxing et al. Numerical modeling of methane oxidation and emission from landfill cover soil coupling water-heat-gas transfer: Effects of meteorological factors. **Process Safety and Environmental Protection**, v. 146, p. 647-655, 2021.

BLOM, Tijmen. Assessing the effects of compaction and saturation on diffusion and diffusive fractionation of methane: Towards and improved quantification of methane oxidation in landfill cover soil. 2018.

BONDÌ, Cristina; CASTELLINI, Mirko; IOVINO, Massimo. Compost Amendment Impact on Soil Physical Quality Estimated from Hysteretic Water Retention Curve. **Water**, v. 14, n. 7, p. 1002, 2022.

BOUAZZA, Abdelmalek; RAHMAN, Fashiur. Oxygen diffusion through partially hydrated geosynthetic clay liners. **Géotechnique**, v. 57, n. 9, p. 767-772, 2007.

BOUR, Olivier et al. Passive biomitigation of diffuse landfill gas emissions on 12 French landfills: Return of experience on design criteria used. In: Proceedings of the 15th International Waste Management and Landfill Symposium, Sardinia, Italy. 2015. p. 5-9.

CABRAL, A. R.; MOREIRA, J. F. V.; JUGNIA, L.-B. Biocover performance of landfill methane oxidation: experimental results. **Journal of Environmental Engineering**, v. 136, n. 8, p. 785-793, 2010a.

CABRAL, Alexandre R. et al. Quantifying microbial methane oxidation efficiencies in two experimental landfill biocovers using stable isotopes. **Water, Air, & Soil Pollution**, v. 209, n. 1, p. 157-172, 2010b.

CANDIANI, Giovano; VIANA, Ednilson. Emissões fugitivas de metano em aterros sanitários. **GEOUSP Espaço e Tempo (Online)**, v. 21, n. 3, p. 845-857, 2017.

CAO, Yucheng; STASZEWSKA, Ewelina. Methane emission mitigation from landfill by microbial oxidation in landfill cover. In: International conference on environmental and agriculture engineering IPCBEE. 2011. p. 57.

CARBON FARMING INITIATIVE et al. Guidelines for calculating regulatory baselines for legacy waste landfill methane projects. Australian Government, 2021.

CASSINI, Filippo et al. 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.

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

CHAN, R.; CHIEMCHAI SRI, W.; CHIEMCHAI SRI, C. Exploring Effective Bio-Cover Materials for Mitigating Methane Emission at a Tropical Landfill. **Applied Sciences**, v. 13, n. 3, p. 1990, 2023.

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.

CHAVAN, Digambar; KUMAR, Sunil. Reduction of methane emission from landfill using biocover as a biomitigation system: A review. 2018.

CHAVES, Lucia Helena Garófalo; GUERRA, HOC. **Solos agrícolas**. Campina Grande: EDUFPG, v. 178, 2006.

CHI, Zi-Fang; LU, Wen-Jing; WANG, Hong-Tao. Spatial patterns of methane oxidation and methanotrophic diversity in landfill cover soils of Southern China. **Journal of microbiology and biotechnology**, v. 25, n. 4, p. 423-430, 2015.

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

CZEPIEL, P. M., MOSHER, B., CRILL, P. M., & HARRISS, R. C. (1996), Quantifying the effect of oxidation on landfill methane emissions. **Journal of geophysical research: Atmospheres**, 101(D11), 16721-16729.

DAMASCENO, Larissa AG; CARVALHO, Miriam de Fátima; MACHADO, Sandro L. Fugitive methane emissions through the cover system of a Brazilian landfill cell. **Journal of Environmental Engineering and Science**, v. 14, n. 3, p. 168-178, 2019.

DANCEY, C.P.; REIDY, J. **Estatística sem matemática para psicologia**, 5 ed., Porto Alegre: Penso, 2013. 608 p.

DE ALMEIDA NEVES, Paulo Alexandre Alves. Estudo microcalorimétrico da inibição da acetilcolinesterase pelo agrotóxico carbaryl. 2015.

DELGADO, M. ; LÓPEZ, A. ; ESTEBAN, A.L. ; LOBO, A. Some findings on the spatial and temporal distribution of methane emissions in landfills. **Journal of Cleaner Production**, v. 362, p. 132334, 2022.

DELKASH, Madjid; CHOW, Fotini K.; IMHOFF, Paul T. Diurnal landfill methane flux patterns across different seasons at a landfill in Southeastern US. **Waste Management**, v. 144, p. 76-86, 2022.

DI TRAPANI, Daniele; DI BELLA, Gaetano; VIVIANI, Gaspare. Uncontrolled methane emissions from a MSW landfill surface: Influence of landfill features and side slopes. **Waste management**, v. 33, n. 10, p. 2108-2115, 2013.

DUAN, Zhenhan et al. Mitigation of methane and trace gas emissions through a large-scale active biofilter system at Glatved landfill, Denmark. **Waste Management**, v. 126, p. 367-376, 2021.

EINOLA, Juha-Kalle M.; KARHU, A. Elina; RINTALA, Jukka A. Mechanically–biologically treated municipal solid waste as a support medium for microbial methane oxidation to mitigate landfill greenhouse emissions. **Waste Management**, v. 28, n. 1, p. 97-111, 2008.

EINOLA, Juha. Biotic oxidation of methane in landfills in boreal climatic conditions. *Jyväskylä studies in biological and environmental science*, n. 208, 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.

_____. **Manual de métodos de análise de solo**. TEIXEIRA, P. C.; DONAGEMA, G. K.; FONTANA, A.; TEIXEIRA, W. G. (Org.). 2011. 3 ed. rev. Rio de Janeiro: EMBRAPA Solos, 2017. 230p

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.

FÁVERO, L. P.; BELFIORE, P. **Manual de análise de dados: estatística e modelagem multivariada com Excel®, SPSS® e Stata®**. Elsevier Brasil, 2017.

FEDRIZZI, F. ; CABANA, H. ; NDANGA, E.M.; CABRAL, A.R. Biofiltration of methane from cow barns: Effects of climatic conditions and packing bed media acclimatization. **Waste Management**, v. 78, p. 669-676, 2018.

FOURIE, A. B.; MORRIS, J. W. F. Measured gas emissions from four landfills in South Africa and some implications for landfill design and methane recovery in semi-arid climates. **Waste Management & Research**, v. 22, n. 6, p. 440-453, 2004.

FRANQUETO, R.; VABRAL, A.R.; CAPANEMA, M.A.; SCHIRMER, W.N. fugitive methane emissions from two experimental biocovers constructed with tropical residual soils: field study using a large flux chamber. **Detritus**, 2019.

FREDLUND, Delwyn G.; SHENG, Daichao; ZHAO, Jidong. Estimation of soil suction from the soil-water characteristic curve. **Canadian geotechnical journal**, v. 48, n. 2, p. 186-198, 2011.

GÁMEZ, Antonio F. Castro; MAROTO, José Miguel Rodríguez; PÉREZ, Iñaki Vadillo. Quantification of methane emissions in a Mediterranean landfill (Southern Spain). A combination of flux chambers and geostatistical methods. **Waste Management**, v. 87, p. 937-946, 2019.

GEBERT, Julia; GROENGROEFT, Alexander; PFEIFFER, Eva-Maria. Relevance of soil physical properties for the microbial oxidation of methane in landfill covers. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 43, n. 9, p. 1759-1767, 2011a.

GEBERT, Julia et al. Can soil gas profiles be used to assess microbial CH₄ oxidation in landfill covers? **Waste Management**, v. 31, n. 5, p. 987-994, 2011b.

GECK, Christoph. **Temporal and spatial variability of soil gas transport parameters, soil gas composition and gas fluxes in methane oxidation systems**. 2017. Tese de Doutorado. Staats-und Universitätsbibliothek Hamburg Carl von Ossietzky.

GGA/UFCG – GRUPO DE GEOTECNIA AMBIENTAL/UNIVERSIDADE FEDERAL DE CAMPINA GRANDE. **Acervo fotográfico**. Campina Grande: GGA/UFCG, 2021.

GOMES, Guilherme José Correia. **Análise da adição de composto orgânico para dimensionamento de biocoberturas em aterro sanitário**. 2020. Dissertação de Mestrado. Universidade Federal de Pernambuco.

GONZALEZ-VALENCIA, R. et al. Detection of hotspots and rapid determination of methane emissions from landfills via a ground-surface method. **Environmental monitoring and assessment**, v. 187, n. 1, p. 1-8, 2014.

GONZALEZ-VALENCIA, Rodrigo et al. Spatial and temporal distribution of methane emissions from a covered landfill equipped with a gas recollection system. **Waste Management**, v. 121, p. 373-382, 2021.

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.

HARO, Kayaba et al. Assessment of CH₄ and CO₂ surface emissions from Polesgo's landfill (Ouagadougou, Burkina Faso) based on static chamber method. **Advances in Climate Change Research**, v. 10, n. 3, p. 181-191, 2019.

HÉROUX, Martin; GUY, Christophe; MILLETTE, Denis. A statistical model for landfill surface emissions. **Journal of the Air & Waste Management Association**, v. 60, n. 2, p. 219-228, 2010.

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, Marion; GEBERT, Julia; HILGER, Helene. Biotic systems to mitigate landfill methane emissions. **Waste Management & Research**, v. 26, n. 1, p. 33-46, 2008.

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

IBGE - **Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística**. Censo demográfico, Campina Grande – PB. [http://Panorama do Censo 2022 \(ibge.gov.br\)](http://Panorama do Censo 2022 (ibge.gov.br)). Acesso em 19/06/2023.

IGNATIUS, S. G. **Fluxo unidirecional de gás através de um solo compactado - determinação laboratorial de parâmetros**. Tese (Doutorado em Engenharia Civil) – Universidade de São Paulo. São Paulo, 1999.

INMET - **Instituto Nacional de Meteorologia**. Dados Meteorológicos. Governo Federal. 2021. Disponível em: < <https://bdmep.inmet.gov.br/>>. Acesso em 19/06/2023.

INPE – Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais. Governo Federal. 2023. Disponível em: < [INPE - Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais — Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais \(www.gov.br\)](http://www.gov.br/inpe)>.

IPCC, 2014. Climate change 2014 – **Synthesis report**. Intergovernmental panel on climate change. <https://www.ipcc.ch/report/ar5/syr/> (Acesso em 12/02/21).

JUCA, J. F. T.; MACIEL, F. J. Gas permeability of a compacted soil used in a landfill cover layer. In: **Unsaturated soils** 2006. 2006. p. 1535-1546.

JUGNIA, Louis-B.; CABRAL, Alexandre R.; GREER, Charles W. Biotic methane oxidation within an instrumented experimental landfill cover. **Ecological Engineering**, v. 33, n. 2, p. 102-109, 2008.

KENNEDY, P. **A guide to econometrics**. 6. ed. Cambridge: MIT Press, 2008.

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.

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

KHOSHAND, Afshin. **Geotechnical and Geoenvironmental Characteristics and Behaviour of Landfill Biocovers**. 2014. Tese de Doutorado. Université d'Ottawa/University of Ottawa.

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.

KISSAS, K. ; IBROM, A. ; KJELDSSEN, P. ; SCHEUTZ, C. Methane emission dynamics from a Danish landfill: The effect of changes in barometric pressure. **Waste Management**, v. 138, p. 234-242, 2022.

KISSAS, K. ; KJELDSSEN, P. ; IBROM, A. ; SCHEUTZ, C. The effect of barometric pressure changes on the performance of a passive biocover system, Skellingsted landfill, Denmark. **Waste Management**, v. 156, p. 216-226, 2023.

KIGHTLEY, David; NEDWELL, David B.; COOPER, Michael. Capacity for methane oxidation in landfill cover soils measured in laboratory-scale soil microcosms. **Applied and Environmental Microbiology**, v. 61, n. 2, p. 592-601, 1995.

KJELDSEN, Peter; SCHEUTZ, Charlotte. Establishing bio-mitigation systems at landfills for reducing greenhouse gas emission–State-of-the-art. In: **Global Waste Management Symposium 2016**. 2016.

KORMI, Tarek et al. Using methane biological oxidation in soil as a tool to finance closure of dumpsites across the Mediterranean Basin. **Euro-Mediterranean Journal for Environmental Integration**, v. 3, n. 1, p. 1-10, 2018.

JALILZADEH, H.; HETTIARATCHI, J.P.A.; FLEMING, I.; POHKREL, D. Effect of soil type and vegetation on the performance of evapotranspirative landfill biocovers: Field investigations and water balance modeling. **Journal of Hazardous, Toxic, and Radioactive Waste**, v. 24, n. 4, p. 04020046, 2020.

LEE, Uisung; HAN, Jeongwoo; WANG, Michael. Evaluation of landfill gas emissions from municipal solid waste landfills for the life-cycle analysis of waste-to-energy pathways. **Journal of Cleaner Production**, v. 166, p. 335-342, 2017.

LEE, Y.; JUNG, H.; RYU, H.W.; OH, K.C.; JEON, J.M.; CHO, K.S. Seasonal characteristics of odor and methane mitigation and the bacterial community dynamics in an on-site biocover at a sanitary landfill. **Waste Management**, v. 71, p. 277-286, 2018.

LOPES, R. L. **Infiltração de água e emissão de metano em camadas de cobertura de aterros de resíduos sólidos**. 2011. 250 f. 2011. Tese de Doutorado. Tese (Doutorado em Engenharia Civil)–Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil, Universidade Federal de Pernambuco, Recife.

MAANOJA, Susanna T.; RINTALA, Jukka A. Methane oxidation potential of boreal landfill cover materials: The governing factors and enhancement by nutrient manipulation. **Waste Management**, v. 46, p. 399-407, 2015.

MAANOJA, Susanna T.; RINTALA, Jukka A. Evaluation of methods for enhancing methane oxidation via increased soil air capacity and nutrient content in simulated landfill soil cover. **Waste Management**, v. 82, p. 82-92, 2018.

MACIEL, F. J.; JUCÁ, J. F.T. Evaluation of landfill gas production and emissions in a MSW large-scale Experimental Cell in Brazil. **Waste Management**, v. 31, p. 966-977, 2011.

MALDANER, Lia de Sousa. **Cobertura para oxidação biológica do metano em aterros de resíduos sólidos urbanos**. 2011. Tese de Doutorado. Universidade de São Paulo.

MANCIBO, U.; HETTIARATCHI, J. P. A. Rapid assessment of methanotrophic capacity of compost-based materials considering the effects of air-filled porosity, water content and dissolved organic carbon. **Bioresource technology**, v. 177, p. 125-133, 2015.

MARIANO, M. O. H. **Avaliação da Retenção de Gases em Camadas de Cobertura de Aterros de Resíduos Sólidos**, 2008. Tese (doutor em Engenharia Civil) -Universidade Federal de Pernambuco, Recife, 2008.

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

MARINHO, F. A. M.; TEIXEIRA, P. F. Air permeability of cover soil from the Bandeirantes landfill in São Paulo, Brazil. **Advances in Unsaturated Soils**, v. 1, p. 253, 2013.

MCBAIN, M.C. ; WARLAND, J.S.; MCBRIDE, R.A.; WAGNER-RIDDLE, C. Micrometeorological measurements of N₂O and CH₄ emissions from a municipal solid waste landfill. **Waste management & research**, v. 23, n. 5, p. 409-419, 2005.

MEI, Changgen et al. Performance of green waste biocovers for enhancing methane oxidation. *Waste Management*, v. 39, p. 205-215, 2015.

MITCHELL, J. K. **Fundamentals of soil behavior**. 2 ed. New York: John Wiley & Sons, 1993.

MOR, S.; DE VISSCHER, A. ; RAVINDRA, K. ; DAHIYA, R.P.; CHANDRA, A.; VAN CLEEMPUT, O. Induction of enhanced methane oxidation in compost: Temperature and moisture response. **Waste Management**, v. 26, n. 4, p. 381-388, 2006.

MOREIRA, F.G.S. **Emissões fugitivas de biogás em célula de aterro sanitário**. 2018. X f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil e Ambiental) – Universidade Federal de Campina Grande, Campina Grande, 2018.

MOREIRA, F.G.S.; GUEDES, M.J.F.; MONTEIRO, V.E.D.; MELO, M.C. Emissões fugitivas de biogás em camada de cobertura de solo compactado em aterro sanitário. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 25, n. 2, p. 247-258, 2020.

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, Éliane M.; BRADLEY, Robert L.; CABRAL, Alexandre R. Does vegetation affect the methane oxidation efficiency of passive biosystems?. **Waste Management**, v. 38, p. 240-249, 2015.

NELSON, B. ; ZYTNER, R.G. ; DULAC, Y. ; CABRAL, A.R. Mitigating fugitive methane emissions from closed landfills: A pilot-scale field study. **Science of The Total Environment**, v. 851, p. 158351, 2022.

NG, C.W.W.; CHEN, Z.K.; COOL, J.L.; CHEN, R.; ZHOU, C. Gas breakthrough and emission through unsaturated compacted clay in landfill final cover. **Waste Management**, v. 44, p. 155-163, 2015.

NIEMCZYK, Monika et al. Enhancement of CH₄ oxidation potential in bio-based landfill cover materials. **Process Safety and Environmental Protection**, v. 146, p. 943-951, 2021.

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.

PAWŁOWSKA, Malgorzata; STEPNIIEWSKI, Witold. Biochemical reduction of methane emission from landfills. **Environmental Engineering Science**, v. 23, n. 4, p. 666-672, 2006.

PECORINI, Isabella; IANNELLI, Renato. Landfill GHG Reduction through Different Microbial Methane Oxidation Biocovers. **Processes**, v. 8, n. 5, p. 591, 2020.

PEDERSEN, Gitte Bukh; KJELDSEN, P.; SCHEUTZ, C. Processes in a compost based landfill biocover; methane emission, transport and oxidation. **Department of Environmental Engineering**, Technical University of Denmark, 2010.

PEDERSEN, Gitte Bukh; SCHEUTZ, Charlotte; KJELDSEN, Peter. Availability and properties of materials for the Fakse Landfill biocover. **Waste management**, v. 31, n. 5, p. 884-894, 2011.

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.

PINTO, C.S. **Curso básico de Mecânica dos Solos**. Oficina de Textos, 2006.

POULSEN, Tjalfe G.; MOLDRUP, Per. Air permeability of compost as related to bulk density and volumetric air content. **Waste management & research**, v. 25, n. 4, p. 343-351, 2007.

PRATT, Chris et al. CH₄/CO₂ ratios indicate highly efficient methane oxidation by a pumice landfill cover-soil. **Waste management**, v. 33, n. 2, p. 412-419, 2013.

PURIFICAÇÃO, R.C. **Utilização de biocamada metanotrófica como alternativa para redução de emissão de metano por aterros sanitários**. 2009. Dissertação de Mestrado. Universidade Federal de Pernambuco.

RACHOR, Ingke et al. Assessment of the methane oxidation capacity of compacted soils intended for use as landfill cover materials. **Waste management**, v. 31, n. 5, p. 833-842, 2011.

RACHOR, I.M., Gebert, J., Gröngröft, A. and Pfeiffer, E.M., 2013. Variability of methane emissions from an old landfill over different time-scales. *European Journal of Soil Science*, 64(1), pp.16-26. 2013.

RAHARDJO, Harianto; KIM, Yongmin; SATYANAGA, Alfredo. Role of unsaturated soil mechanics in geotechnical engineering. *International Journal of Geo-Engineering*, v. 10, n. 1, p. 1-23, 2019.

RAI, Raksha K. et al. Identifying active methanotrophs and mitigation of CH₄ emissions in landfill cover soil. In: *The International Congress on Environmental Geotechnics*. Springer, Singapore, 2018. p. 308-316.

RANNAUD, David; CABRAL, Alexandre; ALLAIRE, Suzanne E. Modeling methane migration and oxidation in landfill cover materials with TOUGH2-LGM. **Water, air, and soil pollution**, v. 198, n. 1, p. 253-267, 2009.

REDDY, Krishna R. et al. Effect of temperature on methane oxidation and community composition in landfill cover soil. **Journal of Industrial Microbiology and Biotechnology**, v. 46, n. 9-10, p. 1283-1295, 2019.

REDDY, Krishna R.; YARGICOGLU, Erin N.; CHETRI, Jyoti K. Field-scale performance of biochar-amended soil covers for landfill methane oxidation. **Biomass Conversion and Biorefinery**, p. 1-16, 2021.

REGATTIERI, Carlos Roberto. **Quantificação da emissão de biogás em aterro sanitário: estudo de caso do aterro sanitário de São Carlos**. 2009. Tese de Doutorado. Universidade de São Paulo.

Relatório Técnico. **Relatório do monitoramento do Aterro Sanitário em Campina Grande**, nº19, 2023.

REYNOLDS, W.D.; DRURY, C.F.; TAN, C.S.; FOX, C.A.; YANG, X.M. Use of indicators and pore volume-function characteristics to quantify soil physical quality. **Geoderma** 2009, 152, 252–263.

RONCATO, Camila DL; CABRAL, Alexandre R. Evaluation of methane oxidation efficiency of two biocovers: field and laboratory results. **Journal of Environmental Engineering**, v. 138, n. 2, p. 164-173, 2012.

RÖWER, Inga Ute et al. Spatial variability of soil gas concentration and methane oxidation capacity in landfill covers. **Waste management**, v. 31, n. 5, p. 926-934, 2011.

SADASIVAM, Bala Yamini; REDDY, Krishna R. Landfill methane oxidation in soil and bio-based cover systems: a review. **Reviews in Environmental Science and Bio/Technology**, v. 13, n. 1, p. 79-107, 2014.

SAFARI, Edwin; AL-SUWAIDI, Ghanim; RAYHANI, Mohammad T. Performance of biocover in mitigating fugitive methane emissions from municipal solid waste landfills in cold climates. **Journal of Environmental Engineering**, v. 143, n. 5, p. 06017003, 2017.

SALIM, K. G. **Oxidação passiva do metano em ensaios de coluna simulando camadas de cobertura de aterros sanitários**. 2011. 92 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental) -Universidade Federal de Santa Catarina. Florianópolis, 2011.

SANTOS, G. M. **Comportamento hidromecânico de solo e das misturas solo-composto utilizados em camadas de cobertura no aterro experimental da Muribeca, Pernambuco**. 2015. 196f. 2015. Tese de Doutorado. Tese (Doutorado em Engenharia Civil)–Universidade Federal de Pernambuco, Recife-PE.

SANTOS, J.J.N.; SOUZA, J.C.M.; ARAÚJO, P.S.; MELO, M.C.; MONTEIRO, V.E.D. Efeito da adição de composto orgânico no solo de Camadas de Cobertura de Aterros Sanitários e sua influência nas propriedades geotécnicas. **Revista DAE**, v. 69, n.230, p. 154-166, 2021.

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.

SCHEUTZ, C.; PEDERSEN, G.B.; COSTA, G.; KJELDSEN, P. Biodegradation of methane and halocarbons in simulated landfill biocover systems containing compost materials. **Journal of Environmental Quality**, v. 38, n. 4, p. 1363-1371, 2009.

SCHEUTZ, Charlotte et al. Quantification of multiple methane emission sources at landfills using a double tracer technique. **Waste Management**, v. 31, n. 5, p. 1009-1017, 2011.

SCHEUTZ, Charlotte et al. 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, Charlotte et al. Mitigation of methane emissions in a pilot-scale biocover system at the AV Miljø Landfill, Denmark: 2. Methane oxidation. **Waste management**, v. 63, p. 203-212, 2017.

SCHEUTZ, Charlotte; KJELDSEN, Peter. Guidelines for landfill gas emission monitoring using the tracer gas dispersion method. **Waste Management**, v. 85, p. 351-360, 2019.

SCHEUTZ, C. ; OLESEN, A.O.U. ; FREDENSLUND, A.M. ; KJELDSEN, P. Revisiting the passive biocover system at Klintholm landfill, six years after construction. **Waste Management**, v. 145, p. 92-101, 2022.

SHEN, Siliang et al. Methane hotspot localization and visualization at a large-scale Xi'an landfill in China: Effective tool for landfill gas management. **Journal of environmental management**, v. 225, p. 232-241, 2018.

SCHIRMER, W.N.; STROPARO, E.C.; GUERI, M.V.D.; CAPANEMA, M.A.; MAZUR, D.L.; JUCÁ, J.F.T.; MARTINS, K.G. Biofiltration of fugitive methane emissions from landfills using scum from municipal wastewater treatment plants as alternative substrate. **Journal of Material Cycles and Waste Management**, v. 24, p. 2041-2053, 2022.

SOUZA, J. C. M.; HONORATO, A. S.; BARRETO, C. A. A.; SANTOS, J. J. N.; PAIVA, W. **Comparação de parâmetros geotécnicos de solos utilizados em camada de cobertura de aterro sanitário**. In: CONGRESSO INTERNACIONAL DE MEIO AMBIENTE E SOCIEDADE, 1. 2019, Campina Grande. Anais [...]. Campina Grande: Editora Realize 2019. p. 1-12.

SOUZA, J.C.M. **Condições intervenientes nas emissões fugitivas de biogás em camada de cobertura de solo compactado em aterros sanitários**. Dissertação de Mestrado (Engenharia Civil e Ambiental). Universidade Federal de Campina Grande, Campina Grande – PB, 2021.

SPOKAS, Kurt A.; BOGNER, Jean E. Limits and dynamics of methane oxidation in landfill cover soils. **Waste Management**, v. 31, n. 5, p. 823-832, 2011.

STREESE, J.; STEGMANN, R. Microbial oxidation of methane from old landfills in biofilters. **Waste Management**, v. 23, n. 7, p. 573-580, 2003.

SU, Yao et al. Diversity and activity of methanotrophs in landfill cover soils with and without landfill gas recovery systems. **Systematic and applied microbiology**, v. 37, n. 3, p. 200-207, 2014.

TCHOBANOGLIOUS, G.; THEISEN, H.; VIGIL S. Integrated solid waste management: engineering principles and management issues. USA: McGraw-Hill, 1993. 978 p.

TEIXEIRA, Cláudia Echevengúá et al. Estudos sobre a oxidação aeróbia do metano na cobertura de três aterros sanitários no Brasil. **Engenharia Sanitaria e Ambiental**, v. 14, n. 1, p. 99-108, 2009.

THOMASEN, Thilde B.; SCHEUTZ, Charlotte; KJELDSEN, Peter. Treatment of landfill gas with low methane content by biocover systems. **Waste Management**, v. 84, p. 29-37, 2019.

UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (USEPA). Technical guidance for RCRA/CERCLA final covers. Washington, D.C.: USEPA, 2004. 421 p.

UYANIK, İbrahim et al. Meteorological parameters as an important factor on the energy recovery of landfill gas in landfills. **Journal of Renewable and Sustainable Energy**, v. 4, n. 6, p. 063135, 2012.

VAN GENUCHTEN, M. Th. A closed-form equation for predicting the hydraulic conductivity of unsaturated soils. **Soil science society of America journal**, v. 44, n. 5, p. 892-898, 1980.

VAN TIENEN, Y.M.S.; LIMA, G.M.; MAZUR, D.L.; MARTINS, K.G.; STROPARO, E.C.; SCHIRMER, W.N. Methane oxidation biosystem in landfill fugitive emissions using conventional cover soil and compost as alternative substrate—a field study. **Clean Technologies and Environmental Policy**, v. 23, n. 9, p. 2627-2637, 2021.

VAN VERSEVELD, Charlotte JW; GEBERT, Julia. Effect of compaction and soil moisture on the effective permeability of sands for use in methane oxidation systems. **Waste Management**, v. 107, p. 44-53, 2020.

Vilar, O. M. **Fundamentos da Mecânica dos solos não saturados**. São Carlos, 2021. 623p.

WALKIEWICZ, A.; BRZEZIŃSKA, M. Interactive effects of nitrate and oxygen on methane oxidation in three different soils. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 133, p. 116-118, 2019.

WANG, Jing et al. Methane oxidation in landfill waste biocover soil: kinetics and sensitivity to ambient conditions. **Waste Management**, v. 31, n. 5, p. 864-870, 2011.

WARMADEWANTHI, I. D. A. A.; CHRYSIADINI, 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.

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.

WHALEN, S. C.; REEBURGH, W. S.; SANDBECK, K. A. Rapid methane oxidation in a landfill cover soil. **Applied and environmental microbiology**, v. 56, n. 11, p. 3405, 1990.

XIN, Danhui et al. Site specific diel methane emission mechanisms in landfills: a field validated process based on vegetation and climate factors. **Environmental Pollution**, v. 218, p. 673-680, 2016.

XU, L. ; LIN, X. ; AMEN, J. ; WELDIN, K. ; McDERMITT, D. Impact of changes in barometric pressure on landfill methane emission. **Global Biogeochemical Cycles**, v. 28, n. 7, p. 679-695, 2014.

YARGICOGLU, Erin N.; REDDY, Krishna R. Microbial abundance and activity in biochar-amended landfill cover soils: evidence from large-scale column and field experiments. **Journal of Environmental Engineering**, v. 143, n. 9, p. 04017058, 2017.

YILMAZ, Mehmet et al. Transport mechanisms and emission of landfill gas through various cover soil configurations in an MSW landfill using a static flux chamber technique. **Journal of Environmental Management**, v. 280, p. 111677, 2021.

YUAN, Lei. **Methane emission and oxidation through landfill covers**. Masters dissertation. Florida State University, 2006.

ZHAI, Qian; RAHARDJO, Harianto. Estimation of permeability function from the soil–water characteristic curve. **Engineering Geology**, v. 199, p. 148-156, 2015.

ZHAI, Qian; RAHARDJO, Harianto; SATYANAGA, Alfrendo. Effects of residual suction and residual water content on the estimation of permeability function. **Geoderma**, v. 303, p. 165-177, 2017.

ZHAN, L.T. et al. Full-scale experimental study of methane emission in a loess-gravel capillary barrier cover under different seasons. **Waste Management**, v. 107, p. 54-65, 2020.

ZHANG, Feixia; FREDLUND, Delwyn G. Examination of the estimation of relative permeability for unsaturated soils. **Canadian Geotechnical Journal**, v. 52, n. 12, p. 2077-2087, 2015.

ZHANG, C. et al. Temporal and spatial variation of greenhouse gas emissions from a limited-controlled landfill site. **Environment international**, v. 127, p. 387-394, 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**, v. 105, p. 49-60, 2020.