



UNIVERSIDADE FEDERAL DE CAMPINA GRANDE
CENTRO DE TECNOLOGIA E RECURSOS NATURAIS
PÓS-GRADUAÇÃO EM RECURSOS NATURAIS



**ESTUDO DAS EMISSÕES DE BIOGÁS EM ATERRO DE RESÍDUOS
SÓLIDOS URBANOS NO SEMIÁRIDO BRASILEIRO**

MARIA JOSICLEIDE FELIPE GUEDES

CAMPINA GRANDE - PB
FEVEREIRO DE 2018

MARIA JOSICLEIDE FELIPE GUEDES

**ESTUDO DAS EMISSÕES DE BIOGÁS EM ATERRO DE RESÍDUOS
SÓLIDOS URBANOS NO SEMIÁRIDO BRASILEIRO**

Tese submetida ao Programa de Pós-graduação em Recursos Naturais da Universidade Federal de Campina Grande, como parte dos requisitos para a obtenção do título de “Doutor em Recursos Naturais”.
Área de concentração: Processos Ambientais.

Orientadora: Prof.^a PhD. Rosires Catão Curi

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

CAMPINA GRANDE - PB

FEVEREIRO DE 2018

FICHA CATALOGRÁFICA ELABORADA PELA BIBLIOTECA CENTRAL DA UFCC

G924e Guedes, Maria Josicleide Felipe.

Estudo das emissões de biogás em aterro de resíduos sólidos urbanos no semiárido brasileiro / Maria Josicleide Felipe Guedes. – Campina Grande, 2018.

181 f. : il. Color.

Tese (Doutorado em Recursos Naturais) - Universidade Federal de Campina Grande, Centro de Tecnologia e Recursos Naturais, 2018.

"Orientação: Prof. PhD. Rosires Catão Curi, Profª. Drª. Veruschka Escarião Dessoles Monteiro".

Referências.

1. Emissão de Gases de Aterro. 2. Célula de Resíduos em Escala Real. 3. Subsídios para a Gestão Sustentável. I. Curi, Rosires Catão. II. Monteiro, Veruschka Escarião Dessoles. III. Título.

CDU 504:628.472.3(043)

MARIA JOSICLEIDE FELIPE GUEDES

“ESTUDO DAS EMISSÕES DE BIOGÁS EM ATERRO DE RESÍDUOS SÓLIDOS
URBANOS NO SEMIÁRIDO BRASILEIRO”.

APROVADA EM: 23/02/2018

BANCA EXAMINADORA



Prof.^a Ph.D. ROSIRES CATÃO CURI
(UFCG)



Prof.^a Dr.^a VERUSCHKA ESCARVAO DESSOLES MONTEIRO
(UFCG)



Prof.^a Dr.^a MÁRCIA MARIA RIOS RIBEIRO
(UFCG)



Prof.^a Dr.^a VERA LÚCIA ANTUNES DE LIMA
(UFCG)



Prof. Ph.D. JOSÉ FERNANDO THOMÉ JUCÁ
(UFPE)



Prof. Ph.D. RUI DE OLIVEIRA
(UEPB)

Aos meus pais, José Guedes Sobrinho e
Sebastiana Felipe Guedes, pelo amor,
incentivo e orações.

AGRADECIMENTOS

Ao meu Deus, pois minha fé Nele me trouxe até aqui. Ele ouviu minhas orações, acalmou meu coração e me sustentou nas tempestades. A Ele entreguei o controle da minha vida.

Aos meus pais, José Guedes Sobrinho e Sebastiana Felipe Guedes, que abdicaram de suas realizações pessoais em prol da educação e bem-estar dos filhos. A eles toda a minha gratidão.

Ao meu esposo, Gilberto de Sales Gomes, e ao meu filho, Pedro Guedes Gomes, pelo amor, paciência e companheirismo.

Aos meus irmãos, Joseane e Felipe, que me incentivaram e acreditaram no meu potencial.

Às minhas orientadoras, Profa. Rosires Curi e Profa. Veruschka Monteiro, pela oportunidade, orientação e conhecimentos repassados.

Aos professores William de Paiva e Márcio de Melo, que estiveram presentes durante todo o período do meu doutoramento, contribuindo cientificamente com o desenvolvimento desta pesquisa.

Aos integrantes do Grupo de Geotecnia Ambiental da Universidade Federal de Campina Grande (GGA/UFCG), pela parceria, amizade e grandiosas contribuições.

Ao Subgrupo de Reatores (Rômulo, Petrov, Gleson, Luís, Maria e Isabelle). Ao Subgrupo de Solos Saturados e Não Saturados, em especial a Jisla e Pablllo, que foram essenciais na realização dos ensaios geotécnicos. Ao Subgrupo de Gases, em especial ao apoio incondicional de Kellianny. Ao Subgrupo de Físico-Química, especialmente Naiara, Márbara e Elba. Ao Subgrupo de Ensaio Geotécnicos e Instrumentação, em particular, aos integrantes Cláudio e Alessandra. Aos Subgrupos de Automação Geoambiental e Microbiologia. Minha eterna gratidão.

Ao Grupo Gestor do Aterro Sanitário em Campina Grande-PB, no âmbito da Universidade Federal de Campina Grande, em especial a Libânia Ribeiro, pelo incentivo e orações.

Aos anjos que Deus colocou no meu caminho, aqui simbolizados na figura de Gleson Moreira, amigo que segurou minha mão, me ensinou, fortificou minha fé em Deus, se alegrou com minhas conquistas e me ajudou a superar as dificuldades.

Às amigas que o doutorado me proporcionou: Ester, Josy, Luciana e Tacy. Lembranças dos momentos de estudos, conversas, alegrias e choros compartilhados.

Aos colaboradores da UFCG, em especial a Nildinho e Ladjane, exemplos de profissionais com espírito de cooperação.

À Universidade Federal Rural do Semi-Árido e equipe de professores do curso de Engenharia Civil, pelo incentivo ao meu desenvolvimento profissional.

À empresa ECOSOLO – Gestão Ambiental Ltda., em especial ao engenheiro João Azevedo e demais colaboradores, que não mediram esforços para a concretização desta pesquisa.

Aos examinadores internos e externos, pela disponibilidade e valiosas contribuições. Profa. Márcia Ribeiro, minha primeira incentivadora na vida acadêmica. Profa. Vera Lima, representando todos os docentes do PPGRN/UFCG. Prof. Jucá, que me proporcionou momentos únicos de aprendizado. Prof. Rui de Oliveira, exemplo de profissionalismo.

Ao Prof. Joácio, aos engenheiros Antônio Brito e Netinho, a todos os familiares, amigos (em especial, a Sávio), pessoas e instituições que contribuíram para o desenvolvimento desta pesquisa.

Muito obrigada!

RESUMO

O biogás gerado pela biodegradação anaeróbia dos Resíduos Sólidos Urbanos (RSU) se configura como uma fonte alternativa de energia, entretanto, vem sendo desperdiçado em muitos aterros sanitários, na forma de emissões de Gases do Efeito Estufa (GEE) à atmosfera. A geração e emissão de gases são influenciadas por fatores associados às características operacionais dos aterros e dos resíduos, bem como aqueles relacionados às condições meteorológicas locais; os quais podem interferir na quantidade e qualidade dos gases gerados. Nessa perspectiva, o estudo das emissões de biogás se constitui em uma importante contribuição para a gestão de aterros sanitários, permitindo avaliar a eficiência das camadas de cobertura de solo compactado, além de permitir a otimização do sistema de drenagem dos gases e a recuperação energética do metano. Dentro desse contexto, o objetivo desta pesquisa foi estudar as emissões de biogás em aterro de Resíduos Sólidos Urbanos no semiárido brasileiro, no que concerne aos aspectos quali-quantitativos, a fim de gerar uma base de dados para apoiar a gestão sustentável desses empreendimentos. Esse estudo foi conduzido em uma célula de RSU, denominada de Célula 2, que se constitui em um aterro em escala real e está localizada no Aterro Sanitário em Campina Grande-PB. A operação da Célula 2 compreendeu o período entre 27/dezembro/2015 e 8/maio/2016, quando foi executada a camada de cobertura final de solo compactado. A massa total de RSU na Célula 2 foi de, aproximadamente, 62 mil toneladas, com uma taxa média de disposição de resíduos em torno de 465 t.dia^{-1} . A metodologia da pesquisa englobou um plano de monitoramento das emissões de gases na Célula 2, o qual consistiu em medições: i) no sistema de drenagem vertical de biogás; ii) na interface solo-resíduo; e iii) na camada de cobertura de solo compactado. Por meio dos resultados obtidos nesta pesquisa, foram verificadas concentrações médias de CH_4 , nos 9 (nove) drenos verticais (DV) de gases, superiores a 50% no período monitorado. A vazão total de CH_4 variou na faixa de 59 a $17 \text{ Nm}^3.\text{h}^{-1}$, no período de 270 a 570 dias após o encerramento da Célula 2, implicando em uma redução dessa vazão de 70% durante esse intervalo de tempo. A taxa de captação de biogás por tonelada de resíduos aterrados variou de 15 a $4 \text{ Nm}^3.\text{t}^{-1}.\text{ano}^{-1}$ (entre 270 e 570 dias). As emissões superficiais de metano pela camada de cobertura da Célula 2 totalizaram uma vazão inferior a $2 \text{ Nm}^3.\text{h}^{-1}$, no período de estiagem. Porém, a vazão de CH_4 pela camada de cobertura foi significativamente inferior à vazão pelos DVs, correspondendo a um percentual inferior a 9% no período em análise. Os principais fatores que contribuíram para esse desempenho foram o elevado grau de compactação médio obtido para a Célula 2, a ausência de pressões diferenciais de gases na interface solo-resíduo, a eficiência do sistema de drenagem vertical de gases e a baixa permeabilidade do solo à água e ao ar. As estimativas da vazão de CH_4 realizadas para a Célula 2, por meio do *Landfill Gas Emissions Model*, são compatíveis com uma potência máxima de 80 kW, disponível até 2047. Entretanto, as estimativas teóricas de vazão de biogás não refletiram o comportamento dos dados experimentais, visto que, nessas avaliações, não foi identificado o decaimento expressivo da vazão de metano, decorridos 570 dias de monitoramento da Célula 2. Portanto, faz-se necessário estudar possíveis soluções para ativar o potencial energético teórico dos resíduos na célula investigada.

Palavras-chave: emissões de gases de aterro, célula de resíduos em escala real, subsídios para a gestão sustentável.

ABSTRACT

The biogas generated by anaerobic biodegradation of Municipal Solid Waste (MSW) is an alternative energy source, however, it has been wasted in many landfills, in the form of emissions of Greenhouse Gases (GHG) to the atmosphere. The generation and emission of gases are influenced by factors associated with the operational characteristics of landfills and waste, as well as those related to local meteorological conditions; which may interfere with the quantity and quality of the generated gases. In this perspective, the study of biogas emissions is an important contribution of landfills management, allowing to evaluate the efficiency of the compacted soil cover layers, besides allowing the optimization of the gas drainage system and the methane energy recovery. Within this context, the objective of this research was to study the biogas emissions in Municipal Solid Waste landfill in the Brazilian semi-arid region, regarding qualitative and quantitative aspects, in order to generate a database to support the sustainable management of these enterprises. This study was conducted in a MSW cell, denominated Cell 2, built in a real-scale landfill and is located in the Campina Grande-PB Landfill. The operation of Cell 2 comprised the period between December 27, 2015 to May 8, 2016, when the final soil cover layer was executed. The total MSW mass of MSW in Cell 2 was approximately 62 thousand tons, with a mean waste disposal rate of around 465 t.day⁻¹. The research methodology encompassed a gas emissions monitoring plan in Cell 2, which consisted of measurements: i) in the vertical biogas drainage system; ii) at the soil-residue interface; iii) in the compacted soil cover layer. Through the results obtained in this research, average concentrations of CH₄, in the 9 (nine) Gas Drains (DV), higher than 50% in the monitored period. The total CH₄ flow ranged from 59 to 17 Nm³.h⁻¹, in the period from 270 to 570 days after the closure of Cell 2, implying a reduction of this flow by 70% during this time interval. The rate of capture of biogas per tonne of landfill residues varied from 15 to 4 Nm³.t⁻¹.year⁻¹ (from 270 to 570 days). The surface emissions of methane by the cover layer of Cell 2 totaled a flow lower than 2 Nm³.h⁻¹, during the dry season. However, the CH₄ flow through the cover layer was significantly lower than the flow rate for the DVs, corresponding to a percentage lower than 9% in the period under analysis. The main factors that contributed to this performance were the high degree of average compaction obtained for Cell 2, the absence of gas differential pressures at the soil-residue interface, the efficiency of the vertical gas drainage system and the low permeability of the soil to water and air. The CH₄ flow accomplished for Cell 2, using the Landfill Gas Emissions Model, are compatible with a maximum power of 80 kW, available until 2047. However, the biogas flow theoretical estimates did not reflect in the behavior of the experimental data, since in these evaluations, the significant decay of the methane flow was not identified after 570 days of monitoring of Cell 2. Therefore, it is necessary to study possible solutions to activate the theoretical energetic potential of the residues in the investigated cell.

Keywords: landfill gas emissions, waste cell real-scale, subsidies for sustainable management.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1. Fases de geração dos gases de aterro	20
Figura 2. Efeito do teor de umidade reduzido na produção de gás de aterro	23
Figura 3. Recirculação de lixiviado em um aterro biorreator.....	25
Figura 4. Balanço de massa de metano em aterro sanitário.....	34
Figura 5. Sistema ativo de recuperação de gás de aterro usando poços verticais.....	35
Figura 6. Sistema ativo de recuperação de gás de aterro usando poços horizontais	35
Figura 7. Sistema passivo de recuperação de gás de aterro.....	36
Figura 8. Diagrama esquemático da oxidação de metano em solos de cobertura de aterro	37
Figura 9. Camada de cobertura convencional	40
Figura 10. Esquema conceitual de camada metanotrófica	41
Figura 11. Esquema conceitual de camada evapotranspirativa	42
Figura 12. Esquema de placa de fluxo estática e dinâmica	51
Figura 13. Distribuição do número de atividades de Mecanismo de Desenvolvimento Limpo no Brasil por estado e por região*	54
Figura 14. Capacidade instalada de geração elétrica por usina movida a biogás.....	57
Figura 15. Fluxograma da pesquisa.....	59
Figura 16. Localização geográfica do município de Campina Grande	60
Figura 17. Mapa de Campina Grande-PB, com destaque para os bairros contemplados na caracterização física dos resíduos.....	61
Figura 18. Acondicionamento dos RSU durante a operação de coleta nos bairros.....	62
Figura 19. Etapas da caracterização física dos resíduos.....	63
Figura 20. Vista aérea da localização do Aterro Sanitário em Campina Grande-PB.....	64
Figura 21. Células do Aterro Sanitário em Campina Grande-PB.....	66
Figura 22. Célula 2 do Aterro Sanitário em Campina Grande-PB	66
Figura 23. Drenos verticais (DV) de gases da Célula 2.....	67
Figura 24. Planta baixa da Célula 2 e localização dos drenos verticais (DVs)	68
Figura 25. Sistema de drenagem de lixiviado.....	69
Figura 26. Drenos verticais de gases	70
Figura 27. Medições da composição do biogás no nível intermediário de profundidade	71
Figura 28. Monitoramento quantitativo do biogás	71
Figura 29. Dispositivo de medição de concentração de gases (DMC) na interface solo-resíduo	74
Figura 30. Instalação de dispositivo de medição de concentração de gases (DMC) na interface solo-resíduo	74
Figura 31. Pontos de coleta de solo na Célula 2.....	76
Figura 32. Etapas de preparação da amostra final de solo.....	77
Figura 33. Esquema simplificado da placa de fluxo estática.....	78
Figura 34. Instalação da placa de fluxo <i>in situ</i>	79
Figura 35. Localização dos dispositivos de medição concentração de gases (DMCs) e dos ensaios de placa de fluxo	82
Figura 36. Poço de visita	85
Figura 37. Poço de visita para a inspeção do lixiviado gerado na Célula 2	86
Figura 38. Coleta dos resíduos frescos	86
Figura 39. Procedimento de amostragem dos resíduos	87
Figura 40. Precipitação e evaporação em Campina Grande-PB.....	94
Figura 41. Precipitação média anual ao longo dos últimos seis anos em Campina Grande-PB	94
Figura 42. Variação da precipitação e pressão atmosférica em Campina Grande-PB	95

Figura 43. Variação da temperatura média e velocidade do vento em Campina Grande-PB ..	96
Figura 44. Variação da temperatura em Campina Grande-PB	97
Figura 45. Umidade relativa do ar em Campina Grande-PB.....	97
Figura 46. Composição gravimétrica dos RSU em Campina Grande-PB.....	98
Figura 47. Evolução temporal da disposição mensal de RSU na Célula 2.....	101
Figura 48. Síntese das concentrações de metano por dreno vertical (DV) de gás no período de 30 a 480 dias após o encerramento da Célula 2.....	103
Figura 49. Síntese das concentrações de dióxido de carbono por dreno vertical (DV) de gás no período de 30 a 480 dias após o encerramento da Célula 2.....	103
Figura 50. Síntese das concentrações de oxigênio por dreno vertical (DV) de gás no período de 30 a 480 dias após o encerramento da Célula 2.....	104
Figura 51. Concentrações médias de CH ₄ , CO ₂ e O ₂ na Célula 2 ao longo do tempo	105
Figura 52. Vazão total de biogás captada nos drenos verticais DV-01 a DV-09	108
Figura 53. Concentrações de gases e espessura da camada de cobertura final da Célula 2 ...	110
Figura 54. Concentração de metano e umidade na interface solo-resíduo	112
Figura 55. Monitoramento de pressão diferencial nos dispositivos de medição de concentração de gases (DMC) na interface solo-resíduo	113
Figura 56. Curva granulométrica do solo da camada de cobertura da Célula 2.....	114
Figura 57. Curva de compactação obtida em laboratório e peso específico aparente seco obtido em campo para a camada de cobertura de solo compactado da Célula 2.....	118
Figura 58. Variação do grau de compactação do solo nos pontos de ensaio.....	119
Figura 59. Variação da permeabilidade ao ar com o grau de saturação para o Aterro de Aguazinha - PE.....	121
Figura 60. Umidade da camada de cobertura de solo compactado da Célula 2	122
Figura 61. Sólidos voláteis da camada de cobertura de solo compactado da Célula 2	123
Figura 62. Carbono orgânico total da camada de cobertura de solo compactado da Célula 2.....	124
Figura 63. pH da camada de cobertura de solo compactado da Célula 2.....	125
Figura 64. Precipitação no período de realização dos ensaios de placa de fluxo na Célula 2	127
Figura 65. Fluxo volumétrico de metano e dióxido de carbono na Célula 2.....	127
Figura 66. Fluxo volumétrico de CH ₄ na camada de cobertura da Célula 2, em NL.m ⁻² .h ⁻¹ ..	130
Figura 67. Eficiência de retenção de gases na camada de cobertura.....	132
Figura 68. Relação entre a retenção de metano pela camada de cobertura e as concentrações desse gás na interface solo-resíduo.....	134
Figura 69. Relação entre a retenção de metano e a espessura da camada de cobertura	135
Figura 70. Relação entre a retenção de CH ₄ e o grau de saturação	136
Figura 71. Relação entre a retenção de CH ₄ e o grau de saturação	137
Figura 72. Concentração de metano ao longo da profundidade da Célula 2.....	140
Figura 73. Concentração de dióxido de carbono ao longo da profundidade da Célula 2.....	140
Figura 74. Concentração de oxigênio ao longo da profundidade da Célula 2.....	141
Figura 75. Concentrações de CH ₄ (%) nos drenos verticais (DV) e nos dispositivos de medição de concentração de gases (DMC) da Célula 2.....	143
Figura 76. Concentrações de CO ₂ (%) nos drenos verticais (DV) e nos dispositivos de medição de concentração de gases (DMC) da Célula 2.....	144
Figura 77. Concentrações de O ₂ (%) nos drenos verticais (DV) e nos dispositivos de medição de concentração de gases (DMC) da Célula 2.....	145
Figura 78. Evolução temporal do pH do lixiviado gerado na Célula 2	146
Figura 79. Concentrações de alcalinidade total do lixiviado gerado na Célula 2.....	148
Figura 80. Comportamento do nitrogênio amoniacal total do lixiviado gerado na Célula 2 ..	149
Figura 81. Evolução da captação de metano na Célula 2 e previsões teóricas utilizando o modelo LandGEM (USEPA, 2005).....	153

Figura 82. Execução do sistema de drenagem para interligação das Células 1 e 3.....	155
Figura 83. Potência estimada para a Célula 2 para uma eficiência de coleta de gases de 90%	157
Figura 84. Energia estimada para a Célula 2 para uma eficiência de coleta de gases de 90%	157

LISTA DE QUADROS

Quadro 1. Constituintes típicos do biogás	29
Quadro 2. Emissões fugitivas de metano reportadas na literatura.....	39
Quadro 3. Principais características geotécnicas e possíveis efeitos nas emissões de gases....	48
Quadro 4. Resumo das técnicas quantitativas para medição das emissões de metano (CH ₄) em aterros sanitários	49
Quadro 5. Características de placas de fluxo reportadas na literatura.....	52
Quadro 6. Usinas termelétricas movidas a biogás de aterro sanitário em operação no Brasil, identificadas nesta pesquisa.....	58
Quadro 7. Massa de resíduos coletados nos bairros de Campina Grande-PB	62
Quadro 8. Municípios atendidos pelo Aterro Sanitário em Campina Grande-PB.....	65
Quadro 9. Características gerais da Célula 2 do Aterro Sanitário em Campina Grande-PB....	67
Quadro 10. Ensaio realizados no solo da camada de cobertura da Célula 2.....	77
Quadro 11. Campanhas de monitoramento dos parâmetros físico-químicos e de metais	85
Quadro 12. Valores da capacidade máxima estequiométrica de geração de metano (c_i) e a fração mássica que efetivamente sofre o processo de biodegradação (b_i) para as categorias de materiais em estudo.....	89
Quadro 13. Valores do Fator de Correção do Metano (FCM) de acordo com o tipo de local de destinação dos resíduos	90
Quadro 14. Cenários simulados para a previsão teórica da vazão de metano na Célula 2.....	92
Quadro 15. Granulometria do solo da camada de cobertura	114
Quadro 16. Número e data dos ensaios realizados	126
Quadro 17. Potencial de influência de fatores obtidos por meio do monitoramento geotécnico e ambiental no fluxo de gases na Célula 2	138
Quadro 18. Características de aterros convencionais operados em regiões de clima semiárido (caso da Célula 2 do Aterro Sanitário em Campina Grande-PB) e úmido (caso da Célula Experimental do Aterro da Muribeca-PE).....	156

LISTA DE TABELAS

Tabela 1. Valores sugeridos para a constante de decaimento (k) em função da precipitação anual e biodegradabilidade dos resíduos.....	33
Tabela 2. Distribuição das atividades de projeto no Brasil por tipo de projeto, registradas na Convenção-Quadro das Nações Unidas sobre a Mudança do Clima (UNFCCC).....	55
Tabela 3. Matriz de energia elétrica no Brasil.....	56
Tabela 4. Evolução da composição gravimétrica dos RSU em Campina Grande-PB	99
Tabela 5. Quantidade mensal de resíduos depositados, por município, ao longo do período de enchimento da Célula 2	102
Tabela 6. Dados de monitoramento quantitativo do biogás na Célula 2	107
Tabela 7. Variação da vazão de CH ₄ em cada dreno vertical da Célula 2.....	108
Tabela 8. Taxa de captação de biogás por metro de drenagem para os drenos da Célula 2...	109
Tabela 9. Índices físicos do solo para as condições de umidade e densidade de campo, e espessura da camada de cobertura nos pontos de ensaios	116
Tabela 10. Parâmetros climáticos nos meses de realização dos ensaios de placa de fluxo....	126
Tabela 11. Quantificação das emissões superficiais pelas curvas de isofluxos de metano	130
Tabela 12. Umidade e sólidos voláteis de frações biodegradáveis dos resíduos do Aterro Sanitário de Campina Grande-PB.....	150
Tabela 13. Parâmetros para obtenção do potencial de geração de metano (L_0) pela metodologia da Aproximação Simplificada (TCHOBANOGLIOUS et al., 1993)	151
Tabela 14. Parâmetros para obtenção do potencial de geração de metano (L_0) pela metodologia do IPCC (1996).....	152

SUMÁRIO

RESUMO	8
ABSTRACT	9
LISTA DE FIGURAS	10
LISTA DE QUADROS	13
LISTA DE TABELAS	14
CAPÍTULO 1 – INTRODUÇÃO.....	16
1.1 CONSIDERAÇÕES GERAIS E MOTIVAÇÃO	16
1.2 OBJETIVOS	18
1.2.1 Objetivo geral.....	18
1.2.2 Objetivos específicos	18
CAPÍTULO 2 – REVISÃO BIBLIOGRÁFICA.....	19
2.1 BIODEGRADAÇÃO DE RESÍDUOS SÓLIDOS E GERAÇÃO DE GASES	19
2.1.1 Aterro convencional versus aterro biorreator.....	24
2.1.2 Fatores que afetam a geração de gases.....	26
2.1.3 Estimativa da geração de biogás	29
2.1.3.1 <i>Cinética de primeira ordem</i>	30
2.2 EMISSÕES DE BIOGÁS EM ATERROS SANITÁRIOS	33
2.2.1 Emissões fugitivas de biogás pela camada de cobertura de solo compactado.....	38
2.2.1.1 <i>Tipos de camadas de cobertura</i>	39
2.2.2 Fluxo de gases em meios porosos	43
2.2.2.1 <i>Mecanismos de transporte de gases</i>	44
2.2.2.2 <i>Fatores que interferem no fluxo de biogás pela camada de cobertura em aterros</i> ...	47
2.2.3 Métodos para medição das emissões fugitivas de biogás em aterros sanitários	48
2.2.3.1 <i>Placa de fluxo</i>	51
2.3 APROVEITAMENTO ENERGÉTICO DO BIOGÁS EM ATERROS SANITÁRIOS .	53
2.3.1 Usinas termelétricas movidas a biogás de aterro sanitário.....	55
CAPÍTULO 3 – METODOLOGIA	59
3.1 CONSIDERAÇÕES INICIAIS.....	59
3.2 DISPOSIÇÃO FINAL DOS RESÍDUOS SÓLIDOS URBANOS NO MUNICÍPIO DE CAMPINA GRANDE-PB	60
3.3 CARACTERIZAÇÃO FÍSICA E INDICADORES FÍSICO-QUÍMICOS DOS RSU DE CAMPINA GRANDE-PB	61
3.4 ATERRO SANITÁRIO EM CAMPINA GRANDE-PB	64
3.4.1 Aspectos construtivos da Célula 2	66
3.4.1.1 <i>Sistema de drenagem do biogás</i>	67
3.4.1.2 <i>Sistema de drenagem do lixiviado</i>	68
3.4.2 Plano de monitoramento das emissões de biogás na Célula 2	69
3.4.2.1 <i>Monitoramento dos drenos verticais</i>	70
3.4.2.2 <i>Monitoramento da interface solo-resíduo</i>	73
3.4.2.3 <i>Monitoramento da camada de cobertura de solo compactado</i>	75
3.4.2.4 <i>Retenção de biogás pela camada de cobertura de solo compactado</i>	83
3.4.2.5 <i>Mapeamento das emissões de biogás</i>	83
3.4.3 Caracterização físico-química do lixiviado e dos resíduos do Aterro Sanitário em Campina Grande-PB	84
3.4.3.1 <i>Monitoramento do lixiviado gerado na Célula 2</i>	84
3.4.3.2 <i>Coleta e amostragem dos resíduos do Aterro Sanitário de Campina Grande-PB</i>	86
3.4.4 Estimativa da geração de biogás na Célula 2	88

3.4.4.1 Estudo teórico para obtenção do potencial de geração de metano (L_0).....	88
3.4.4.2 Estimativa da vazão de metano e potência disponível.....	91
CAPÍTULO 4 – RESULTADOS E DISCUSSÕES.....	93
4.1 CONSIDERAÇÕES GERAIS	93
4.2 CONDICIONANTES METEOROLÓGICOS DA ÁREA EM ESTUDO	93
4.3 CARACTERIZAÇÃO DOS RSU DE CAMPINA GRANDE-PB.....	98
4.3.1 Composição gravimétrica.....	98
4.3.2 Indicadores físico-químicos	100
4.4 MONITORAMENTO DA CÉLULA 2	101
4.4.1 Monitoramento do biogás nos drenos verticais da Célula 2	102
4.4.1.1 Aspectos qualitativos.....	102
4.4.1.2 Aspectos quantitativos.....	107
4.4.2 Monitoramento do biogás na interface solo-resíduo.....	110
4.4.3 Monitoramento do biogás na camada de cobertura de solo compactado.....	113
4.4.3.1 Caracterização geotécnica do solo da camada de cobertura.....	113
4.4.3.2 Caracterização físico-química do solo da camada de cobertura	121
4.4.3.3 Fluxo de biogás	126
4.4.3.4 Retenção do biogás pela camada de cobertura	132
4.4.4 Perfil de concentração de gases ao longo da profundidade da Célula 2	139
4.4.5 Mapeamento das emissões de biogás	142
4.5 CARACTERIZAÇÃO FÍSICO-QUÍMICA DO LIXIVIADO E DOS RSU DO ATERRO SANITÁRIO DE CAMPINA GRANDE.....	146
4.5.1 Análise do lixiviado gerado na Célula 2 e indicativo da fase de geração de gases.....	146
4.5.1.1 pH.....	146
4.5.1.2 Alcalinidade total	147
4.5.1.3 Nitrogênio amoniacal total	148
4.5.2 Caracterização de frações biodegradáveis dos RSU	150
4.6 ESTIMATIVA DA GERAÇÃO DE BIOGÁS E ENERGIA NA CÉLULA 2	151
4.6.1 Obtenção teórica do potencial de geração de metano (L_0).....	151
4.6.2 Cenários simulados para a estimativa da vazão de metano e potência disponível.....	153
CAPÍTULO 5 – CONCLUSÕES.....	159
5.1 CONCLUSÕES.....	159
5.2 RECOMENDAÇÕES PARA TRABALHOS FUTUROS	161
APÊNDICE	162
REFERÊNCIAS	166

CAPÍTULO 1 – INTRODUÇÃO

1.1 CONSIDERAÇÕES GERAIS E MOTIVAÇÃO

A biodegradação anaeróbia dos Resíduos Sólidos Urbanos (RSU) em aterros sanitários consiste em uma importante fonte de emissões antrópicas de Gases de Efeito Estufa (GEE), em especial o metano (CH_4) e o dióxido de carbono (CO_2) (HUBER-HUMER et al., 2011; BOGNER et al., 2008). Entretanto, o CH_4 é um dos GEE mais poderoso, com um potencial de aquecimento em torno de 20 vezes maior que o de CO_2 (SOLOMON et al., 2007).

Em todo o mundo, a emissão de metano, proveniente da decomposição de resíduos, corresponde a aproximadamente 18% das emissões globais antropogênicas; sendo os aterros a principal fonte, estimada por liberar entre 35 e 69 milhões de toneladas de CH_4 por ano à atmosfera (BOGNER et al., 2007).

Apesar do metano se constituir em um gás altamente poluente, o CH_4 apresenta um elevado potencial energético (GANDOLLA et al., 1997), o que permite sua utilização em diversas finalidades, a exemplo da produção de eletricidade (GEWALD et al., 2012; SCHNEIDER et al., 2012).

No entanto, embora o metano possa se constituir em um recurso de energia valioso, a recuperação do biogás em aterros não é atualmente um objetivo de projeto explícito. Os sistemas de coleta de gás não estão voltados para maximizar a geração de energia, mas enfocam a conformidade de regulação que enfatiza a minimização de emissões (FEI et al., 2016).

O estudo das emissões de biogás se constitui em uma importante contribuição para a gestão de aterros sanitários (KIM et al., 2010), uma vez que permite avaliar a eficiência das camadas de cobertura final dos resíduos, otimizar o sistema de drenagem dos gases e, conseqüentemente, fornecer critérios técnicos e ambientais, que poderão subsidiar projetos de aproveitamento energético do metano, no âmbito do Mecanismo de Desenvolvimento Limpo. Dessa forma, as emissões de metano dos aterros precisam ser quantificadas (PARK et al., 2016).

Todavia, vários fatores afetam as emissões dos gases em aterros, sendo esses relacionados às condições externas e internas às células de resíduos. Esses fatores podem ser divididos em três classes: i) condições meteorológicas locais (pressão barométrica, precipitação, temperatura, vento etc.); ii) condições do ambiente interno à massa de resíduos (presença de inibidores, temperatura, pH, composição dos resíduos, sistema de drenagem interna dos gases etc.); e iii) características da camada de cobertura (tipo de solo, espessura, presença de fissuras, permeabilidade, grau de compactação, grau de saturação etc.) (LASKRI e

NEDJAH, 2015; RACHOR et al., 2013; SETHI et al., 2013; RAPOSO et al., 2011; LOPES et al., 2012; CHEN et al., 2008; KJELDSEN, 1996; BARLAZ et al., 1990).

Dessa forma, a quantidade e a qualidade do biogás gerado em aterros sanitários podem variar de acordo com suas características operacionais e o clima da região na qual está inserido. Diante disso, a contribuição científica da presente pesquisa é consolidar uma base de dados na temática de emissões de biogás, que contemple uma visão das especificidades do semiárido brasileiro; caracterizado por irregularidades de chuvas, com precipitação pluviométrica média anual inferior a 800 mm, índice de aridez de até 0,5 e risco de seca maior que 60% (BRASIL, 2005).

Essas condições peculiares ao semiárido brasileiro, geralmente, acarretam na operação de aterros sob a ótica de “tumbas secas climáticas”, que resultam em reduzida vazão de biogás e baixa geração de lixiviado (LEE e JONES-LEE, 2015; SETHI et al., 2013; FOURIE e MORRIS, 2004). Fourie e Morris (2004) relataram, com base em estudos realizados em quatro aterros sanitários localizados no semiárido da África do Sul, que as taxas de emissão de gases foram bastante reduzidas. Concluíram, também, que camadas de cobertura de baixa permeabilidade à água, por reduzirem a entrada desse líquido para o interior do maciço sanitário e, conseqüentemente, a umidade dos resíduos, retardariam ainda mais a taxa de biodegradação dos RSU e, portanto, a geração de biogás.

Diante do exposto, a emissão de gases por sistemas de tratamentos de RSU é uma temática que ainda requer estudo perante a comunidade científica, em virtude da complexidade que envolve essa emissão. Neste trabalho, o estudo das emissões de biogás foi realizado em uma célula de RSU em escala real, no Aterro Sanitário em Campina Grande-PB, localizado no semiárido paraibano.

Embora esta pesquisa tenha sido desenvolvida no município de Campina Grande-PB, os dados produzidos são abrangentes para demais localidades e poderão ser aplicados em diversos aterros de RSU, em especial aqueles com características climáticas e de geração de resíduos semelhantes ao do presente estudo.

1.2 OBJETIVOS

1.2.1 Objetivo geral

Estudar as emissões de biogás em aterro de resíduos sólidos urbanos no semiárido brasileiro, no que concerne aos aspectos qualiquantitativos, a fim de gerar uma base de dados para apoiar a gestão sustentável desses empreendimentos.

1.2.2 Objetivos específicos

1. Analisar qualiquantitativamente as emissões em profundidade, subsuperficiais e superficiais de biogás em uma célula do Aterro Sanitário em Campina Grande-PB;
2. Avaliar a eficiência de retenção de biogás em camada de cobertura de solo compactado, submetidas às condições do semiárido, no período de estiagem;
3. Investigar a influência de fatores do monitoramento geotécnico e ambiental, da célula de resíduos, no fluxo de gases pela camada de cobertura;
4. Fornecer critérios técnicos e ambientais para o auxílio no desenvolvimento de projetos de camadas de cobertura, de sistemas de drenagem vertical de gases e de aproveitamento energético do biogás, para aterros de pequeno e médio porte no semiárido.

CAPÍTULO 2 – REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

Neste capítulo são debatidos aspectos pertinentes ao estudo das emissões de biogás em aterro de Resíduos Sólidos Urbanos (RSU). Dessa forma, a revisão bibliográfica foi seccionada em três tópicos principais, contemplando temas relativos à: i) biodegradação de resíduos sólidos e geração de gases; ii) emissões de biogás em aterros sanitários; e iii) aproveitamento energético do biogás em aterros sanitários.

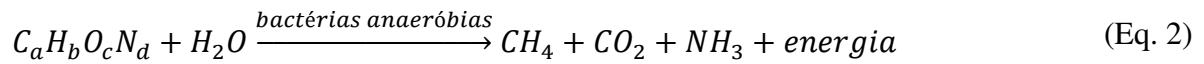
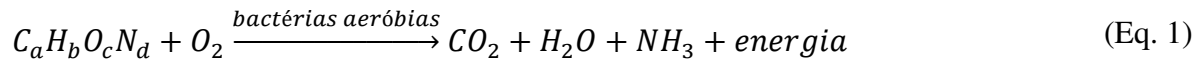
Na primeira seção são abordados os mecanismos de geração de gases e os fatores que interferem nesse processo, além de conceitos de aterro convencional versus aterro biorreator bem como aspectos relativos à estimativa de geração de biogás, com ênfase na cinética de primeira ordem. Na segunda seção é apresentado o balanço de metano em aterros, destacando as emissões fugitivas de biogás pela camada de cobertura de solo compactado, bem como os principais tipos de camadas, fluxo em meios porosos e métodos de investigações *in situ*. Por fim, na terceira seção é apresentado um panorama dos projetos do Mecanismo de Desenvolvimento Limpo (MDL), na ótica do aproveitamento energético do biogás em aterros sanitários, com realce às usinas instaladas no Brasil.

2.1 BIODEGRADAÇÃO DE RESÍDUOS SÓLIDOS E GERAÇÃO DE GASES

A biodegradação dos RSU ocorre através da ação conjunta de diferentes espécies de microrganismos, sendo as bactérias as principais responsáveis por esse processo, uma vez que atuam na fração orgânica facilmente degradável dos resíduos (CHYNOWETH, 1987; PALMISANO e BARLAZ, 1996), rica em carboidratos, a exemplo da celulose e hemicelulose, proteínas e lipídios. Além das bactérias, os fungos também participam da biodegradação dos resíduos sólidos, estando sua participação associada à decomposição da matéria orgânica de difícil degradação, a exemplo da lignina (SCHLEGEL, 1995). Os fungos causadores da podridão branca (*white rot fungi*) têm a habilidade única de degradar a lignina por oxidação (JAYASINGHE et al., 2011; SANCHEZ, 2009; HIGUCHI, 2006).

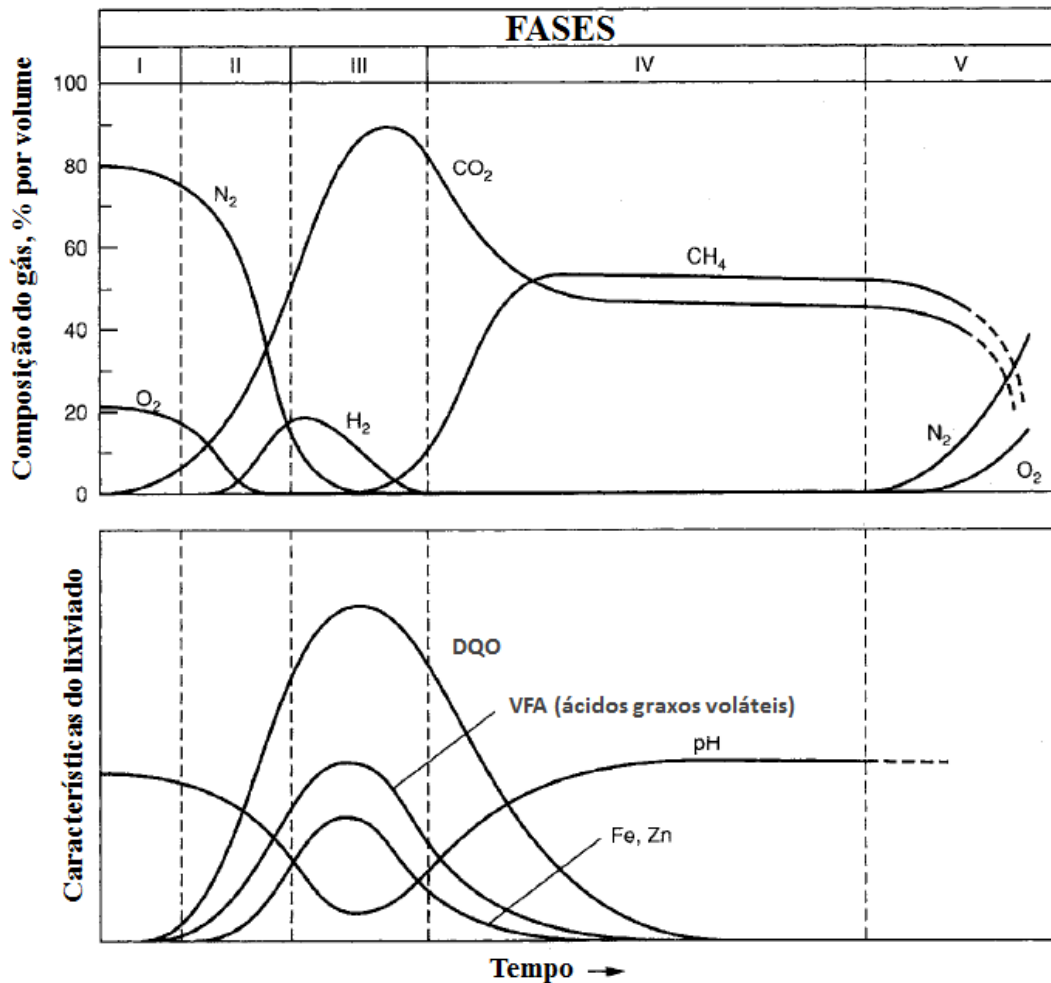
Esse processo de oxirredução biológica, na presença ou ausência de oxigênio, resulta na redução do volume dos resíduos aterrados, ocasionando recalques, bem como na transformação de parte da massa de RSU em subprodutos líquidos e gasosos.

As equações, resumidas e não balanceadas, da digestão bacteriana aeróbia (Eq. 1) e anaeróbia/metanogênica (Eq. 2) da matéria orgânica biodegradável foram apresentadas por Haith (1998):



Como as condições anaeróbias prevalecem na maioria dos aterros sanitários, o biogás é gerado durante a biodegradação dos RSU (FEI et al., 2016). A geração de gases, logo após a disposição dos resíduos sólidos em aterros sanitários, é explicada por Tchobanoglous et al. (1993) em 5 (cinco) fases sequenciais, conforme apresentadas na Figura 1, sendo essas: (I) Ajuste Inicial; (II) Fase de Transição; (III) Fase Ácida; (IV) Metanogênese e (V) Fase de Maturação. Nesta seção é apresentada uma descrição dessas fases, baseada em Tchobanoglous et al. (1993).

Figura 1. Fases de geração dos gases de aterro



Fonte: Adaptado de Farquhar e Rovers (1973), Parker (1983) e Pohland (1987;1991) por Tchobanoglous et al. (1993)

Na Fase I, denominada de Ajuste Inicial, os componentes orgânicos biodegradáveis dos RSU começam a sofrer uma decomposição bacteriana, sob condições aeróbias, logo após a sua disposição no aterro sanitário. Essa condição se dá uma vez que existe certa quantidade de oxigênio no interior do aterro.

A Fase de Transição (II) é identificada quando os níveis de oxigênio diminuem e as condições anaeróbias começam a se desenvolver. Como o aterro sanitário torna-se anaeróbio, o nitrato e o sulfato, que podem servir como receptores de elétrons em reações de conversão biológica, são reduzidos a gás nitrogênio e sulfeto de hidrogênio. Mensurar o potencial de oxirredução é uma ação que pode monitorar o aparecimento de condições anaeróbias. Condições suficientes para provocar a redução de nitrato e sulfato ocorrem por volta de -50 a -100 mV¹. A produção de CH₄ ocorre apenas quando os valores do potencial de oxirredução encontram-se na faixa de -150 a -300 mV.

À medida que o potencial de oxirredução continua a diminuir, os microrganismos responsáveis pela conversão da matéria orgânica em CH₄ e CO₂ iniciam o processo de três etapas, no qual a matéria orgânica complexa é convertida em ácidos orgânicos e outros produtos intermediários, tal como descrito na Fase III. Ainda descrevendo a Fase II, o pH do lixiviado formado começa a diminuir devido à presença de compostos orgânicos ácidos e o efeito das concentrações elevadas de CO₂ no interior do aterro.

A atividade bacteriana iniciada na Fase II é acelerada na Fase III, denominada de Fase Ácida, com a produção de quantidades significativas de ácidos orgânicos e quantidades menores de gás hidrogênio. A primeira de três etapas, para formação de CH₄ e CO₂, envolve a transformação enzimática (hidrólise), na qual os compostos de maior peso molecular em massa (a exemplo dos lipídeos, dos polímeros orgânicos e das proteínas), mais complexos, são convertidos em compostos adequados a serem utilizados pelos microrganismos como fonte de carbono e energia celular. A segunda etapa, denominada de acidogênese, envolve a conversão bacteriana dos compostos resultantes da primeira etapa em direção à obtenção de compostos intermediários de baixo peso molecular, tipificados por ácido acético (CH₃COOH) e pequenas concentrações de ácidos fúlvicos e outros ácidos orgânicos de maior complexidade.

O principal gás gerado na Fase III é o CO₂, no entanto, pequenas quantidades de gás hidrogênio (H₂) também poderão ser produzidas. Os microrganismos que intervêm nessa

¹O potencial de redução é uma medida da tendência das espécies químicas de adquirir elétrons e, portanto, serem reduzidas. O valor é medido em volts (V) ou milivolts (mV). Cada espécie possui um potencial redox intrínseco, quanto mais positivo for esse valor maior a tendência da espécie para adquirir elétrons e ser reduzida (ATKINS e JONES, 2002).

conversão, denominada não metanogênica, consistem de bactérias facultativas e anaeróbias obrigatoriamente. Esses microrganismos são muitas vezes identificados na literatura como acidogênicos ou formadores de ácido.

Durante a Fase III, o pH dos líquidos lixiviados produzidos dentro do aterro diminui, podendo atingir um valor igual ou inferior a 5, em função da presença de ácidos orgânicos e do efeito das elevadas concentrações de CO_2 dentro do aterro. A Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO_5), a Demanda Química de Oxigênio (DQO) e a condutividade do lixiviado irão aumentar de forma significativa durante a Fase III, devido à dissolução dos ácidos orgânicos no lixiviado. Além disso, por causa dos baixos valores de pH no lixiviado, um número de constituintes inorgânicos, principalmente metais pesados, será solubilizado durante a Fase III. Muitos nutrientes essenciais também são removidos no lixiviado na Fase III. Sendo assim, caso o lixiviado não seja recirculado e incorporado ao aterro, esses nutrientes serão perdidos. Cabe ressaltar que, caso não haja formação de lixiviado, os produtos de conversão produzidos durante a Fase III irão permanecer dentro do aterro sanitário.

Na Fase Metanogênica (IV), um grupo de microrganismos anaeróbios, denominado de arqueas metanogênicas, irá atuar na conversão do ácido acético (CH_3COOH) e gás hidrogênio (H_2), formados na Fase Ácida (III), em CH_4 e CO_2 ; implicando em um aumento do pH, dentro do aterro, para valores mais neutros, na faixa de 6,8 a 8,0. Por sua vez, o pH do lixiviado, se formado, subirá. Já o valor da DBO_5 , da DQO e da condutividade do lixiviado será reduzido. Desta maneira, estando o pH mais elevado, menos componentes inorgânicos serão solubilizados, resultando na diminuição da concentração de metais pesados no lixiviado.

A Fase V, também conhecida como Fase de Maturação, ocorre depois que a matéria orgânica facilmente biodegradável foi convertida em CH_4 e CO_2 na fase anterior. No entanto, como a umidade continua a migrar através dos resíduos, as frações de material biodegradável, que antes não estavam disponíveis, serão convertidas. Entretanto, a taxa de geração de biogás diminui significativamente na Fase V, uma vez que a maioria dos nutrientes disponíveis já foi removida com os líquidos lixiviados durante as fases anteriores. Pequenas quantidades de nitrogênio (N_2) e oxigênio (O_2) também podem ser encontrados no gás do aterro sanitário. Nessa última fase, muitas vezes, o lixiviado contém concentrações mais elevadas de ácidos húmicos e fúlvicos, que são difíceis de serem processados biologicamente.

Cabe ressaltar que, em um aterro sanitário, essas cinco fases não são bem definidas, em decorrência do contínuo aterramento de novos resíduos, o que resulta em RSU com diferentes idades e estágios de biodegradação, podendo ocorrer todas as fases de degradação, simultaneamente, em uma mesma célula de resíduo.

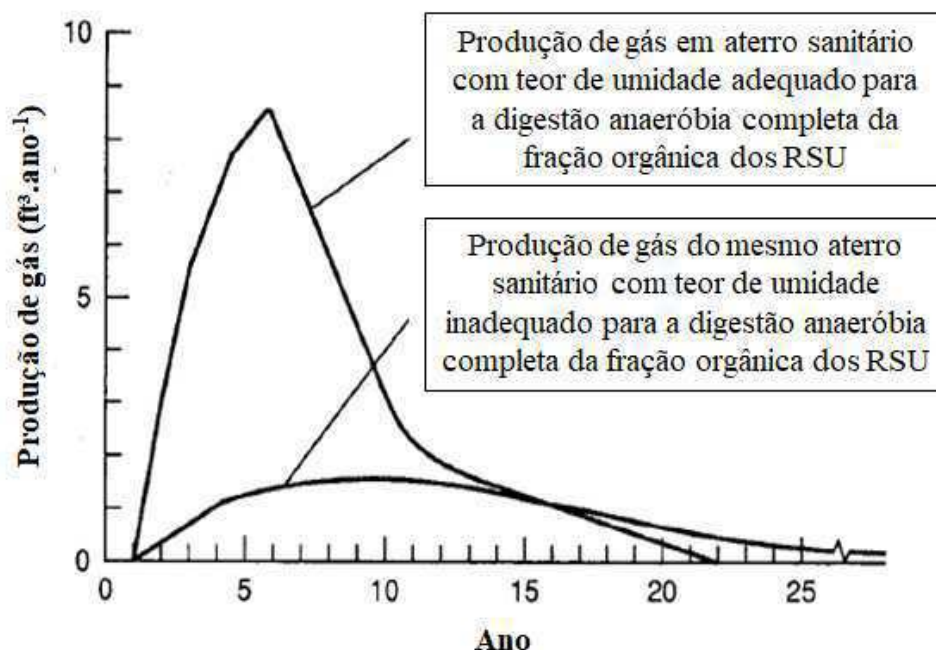
A duração das fases individuais na produção do biogás variará em função da distribuição dos componentes orgânicos no aterro, da disponibilidade de nutrientes, da umidade dos RSU, do teor de umidade que percola através dos resíduos e do grau de compactação inicial (O'LEARY e TCHOBANOGLIOUS, 2002).

De acordo com POHLAND (1975), o parâmetro mais crítico que afeta a biodegradação dos RSU e a geração de gases é o teor de umidade. O aumento da umidade dos resíduos é benéfico para o rendimento do metano, pois aumenta o transporte de nutrientes, a solubilização da matéria orgânica e a mobilização de microrganismos em microambientes, além de diluir a concentração de inibidores (MORA-NARANJO et al., 2004).

O'Leary e Tchobanoglous (2002) afirmam que aterros sanitários com teor de umidade insuficiente foram encontrados em uma condição “mumificada”, com papel de jornal de décadas de idade ainda legível. Sendo assim, embora a quantidade total de gás produzida seja derivada diretamente da estequiometria de reação, apresentada na Equação 2, a taxa e o período de tempo em que essa produção de gás ocorre variam significativamente com as condições hidrológicas locais e os procedimentos operacionais do aterro.

Ainda de acordo com os referidos autores, o teor de umidade ótimo para a conversão da matéria orgânica biodegradável dos RSU é da ordem de 45 a 60%. Quando o teor de umidade do aterro é limitado, a curva de produção de gás é mais achatada e prolongada por um período de tempo maior (Figura 2).

Figura 2. Efeito do teor de umidade reduzido na produção de gás de aterro



Fonte: Adaptado de O'Leary e Tchobanoglous (2002)

Cabe ressaltar que Palmisano e Barlaz (1996) afirmam que o teor de umidade ótimo fica entre 20 e 40% para uma degradação eficiente dos resíduos sólidos aterrados. Esses valores são inferiores aos apresentados por O’Leary e Tchobanoglous (2002). Dessa forma, essa faixa de teor de umidade é bastante ampla.

De acordo com Audibert e Fernandes (2013), em geral, a literatura traz valores de umidade na faixa de 50 a 60% para maximizar o processo anaeróbio; mas altas taxas de biodegradação de resíduos, com umidade variando entre 20 e 40%, já foram registradas no Brasil. Assim, os resultados de quantificação e qualificação do biogás podem mudar com a diversidade de características e clima nas regiões do Brasil.

2.1.1 Aterro convencional versus aterro biorreator

A maioria dos aterros sanitários é operada por tecnologia convencional, denominada “*dry tomb*” (ou “túmulos secos”), segundo os princípios descritos no Subtítulo D da Lei de Conservação e Recuperação de Recursos (RCRA) (USEPA, 1991). Esse regulamento estabelece a abordagem de aterro de “túmulo seco”, no qual os resíduos sólidos são “sepultados” em um revestimento de plástico e/ou cobertura de solo argiloso compactado (LEE e JONES-LEE, 2015).

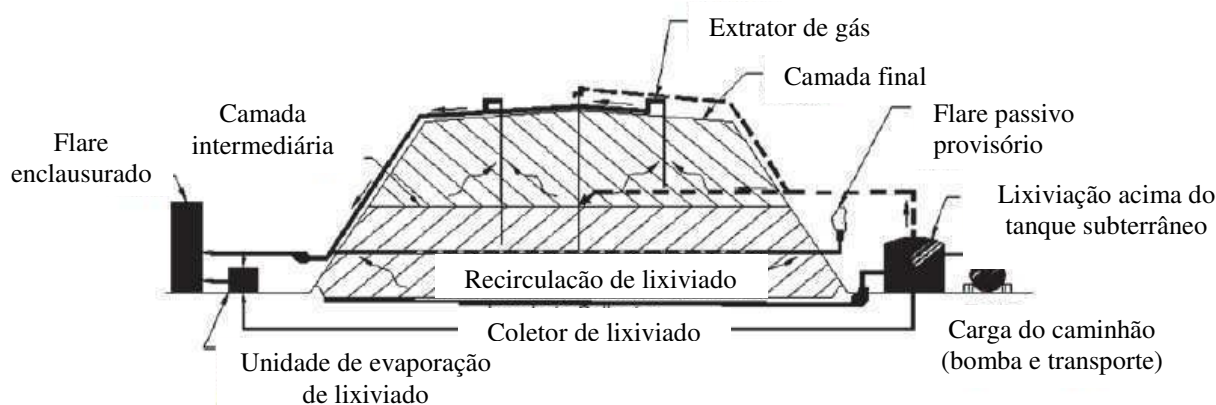
O processo de estabilização dos resíduos é muito lento, devido à umidade insuficiente e à sua distribuição desigual nesses aterros sanitários (SETHI et al., 2013). Nesse sentido, novas abordagens para o gerenciamento de RSU, especialmente em termos de projeto de aterro modificado e operações mais eficientes, estão gradualmente substituindo os métodos tradicionais de descarte e gerenciamento de resíduos. Segundo Kumar et al. (2011), esses projetos são concebidos para otimizar os processos de biodegradação dos resíduos, aproveitando o máximo do material biodisponível útil, na forma de maiores taxas de geração de biogás; trabalhando, desta maneira, na compreensão da relação entre a taxa de degradação e os fatores que afetam a biodegradação dos resíduos.

Monteiro (2003) afirma que uma célula de resíduos não pode ficar totalmente isolada do meio ambiente. É necessário que a célula funcione como um biorreator, com entrada de líquidos, assim como de nutrientes, de maneira controlada. A autora relata que esse método de funcionamento não permitirá a exaustão do sistema de degradação microbiana.

Em contraponto ao aterro convencional, um aterro biorreator é definido como um sistema que aumenta a biodegradação dos resíduos por microrganismos. A tecnologia de aterro biorreator baseia-se na aceleração da degradação da fração biodegradável dos resíduos, levando

a uma mineralização mais rápida e, portanto, à estabilização (KUMAR et al., 2011). Segundo esses autores, o método mais utilizado e compreendido para criar um aterro biorreator é a recirculação do lixiviado (Figura 3), porque o elemento que normalmente limita a atividade microbiana em um aterro é a água. Ao reciclar lixiviados e/ou resíduos líquidos adicionais, o aterro biorreator opera para degradar rapidamente e transformar resíduos orgânicos.

Figura 3. Recirculação de lixiviado em um aterro biorreator



Fonte: Adaptado de Kumar et al. (2011)

A umidade adicional estimula a atividade microbiana, proporcionando melhor contato entre substratos insolúveis, nutrientes solúveis e microrganismos e, portanto, catalisa a reação para o efeito ótimo (SETHI et al., 2013). Entretanto, mesmo em aterros biorreatores ou aterros úmidos, que permitem a infiltração através de camadas permeáveis, a adição de umidade é muitas vezes insuficiente para permitir a biodegradação ótima da massa total de resíduo aterrada e a umidade é frequentemente adicionada intermitentemente e distribuída de forma desigual (BARLAZ et al., 2010).

Cabe destacar que uma grande quantidade de água infiltrada também pode prejudicar a biodegradação, elevando o teor de umidade no interior da massa de resíduos. Outro aspecto importante é que, com a infiltração de águas provenientes de chuvas, uma carga extra de oxigênio entraria no maciço sanitário, aumentando o número de bactérias aeróbias e anaeróbio-facultativas, provocando uma desestabilização do meio, uma vez que o ambiente interno passaria por variações térmicas, alterando as condições iniciais estabelecidas no interior da célula (MONTEIRO, 2003; MONTEIRO et al., 2001).

A taxa de biodegradação dos RSU em aterros sanitários e os fatores que influenciam esse processo são significativamente diferentes dos sistemas de digestão anaeróbia comuns, principalmente, porque o resíduo sólido é um material heterogêneo e poroso e está sob

condições predominantemente não saturadas em aterros sanitários (BARLAZ et al., 2010).

Vários benefícios do aterro biorreator são relatados na literatura: i) a recirculação de lixiviado reduz o tempo necessário para a estabilização do aterro de várias décadas para até alguns anos, diminuindo, dessa forma, a responsabilidade potencial, a longo prazo, do monitoramento associado à tecnologia de aterros convencionais de “túmulos secos”; ii) aumento da taxa de produção de gás metano com qualidade melhorada; iii) aumento da taxa de recalque dos resíduos; iv) aumento de 15-30% do volume do aterro devido à elevação da densidade aparente de massa de resíduos etc. (SETHI et al., 2013; KUMAR et al., 2011; HOSSAIN et al., 2009; SANPHOTI et al., 2006; WARITH, 2002; REINHART e AL-YOUSFI, 1996).

2.1.2 Fatores que afetam a geração de gases

Além da umidade, abordada nas seções 2.1 e 2.1.1, outros aspectos afetam significativamente a biodegradação dos resíduos sólidos e, conseqüentemente, a geração de biogás em aterros sanitários, incluindo: inibidores (a exemplo da amônia), temperatura, pH, composição dos resíduos, geometria e operação do aterro etc. (LASKRI e NEDJAH, 2015; SETHI et al., 2013; RAPOSO et al., 2011; CHEN et al., 2008; BARLAZ et al., 1990).

- **Amônia**

O ecossistema formador de CH_4 é considerado bastante sensível aos inibidores, a exemplo da amônia, que é produzida pela degradação biológica da matéria nitrogenada, principalmente, sob a forma de proteínas e ureia (KAYHANIAN, 1999). O íon amônio (NH_4^+) e a amônia livre (NH_3) são as duas formas de nitrogênio, na forma amoniacal, em solução aquosa (CHEN et al., 2008).

O efeito tóxico da amônia aumenta com a elevação do pH, sendo a amônia livre (NH_3) mais tóxica do que a ionizada (NH_4^+). As concentrações entre 50 e 200 mgN.L^{-1} demonstraram ser benéficas para processos anaeróbios. A concentração de amônia entre 200 e 1000 mgN.L^{-1} não tem efeitos adversos em processos anaeróbios, enquanto a concentração variando de 1.500 a 3.000 mgN.L^{-1} provou ter efeitos inibitórios em níveis de pH mais elevados. A concentração acima de 3.000 mgN.L^{-1} foi tóxica para microrganismos (POHLAND, 1994).

Em estudos desenvolvidos por Silva et al. (2015) e Gomes et al. (2016) foram avaliados o comportamento do Nitrogênio Amoniacal Total (NAT), utilizando como substrato amostral

um extrato líquido dos resíduos de Campina Grande-PB. Foram verificadas concentrações máximas de 220 e 170 mgN.L⁻¹ de NAT, aos 100 e 229 dias de aterramento dos RSU, respectivamente.

- **Temperatura**

A temperatura afeta o crescimento bacteriano e as reações químicas dentro do aterro sanitário (SETHI et al., 2013). As arqueas metanogênicas aumentam o rendimento quando a temperatura está na faixa mesófila, entre 35 e 45 °C, e temperaturas fora dessa faixa podem inibir ou até mesmo matar esses microrganismos (QIAN et al., 2001). Temperatura superior a 50 °C é inibitória aos processos microbiológicos em aterros com e sem recirculação de lixiviado (GURIJALA e SUFLITA, 1993). Christensen e Kjeldsen (1989) relataram que a taxa de geração de metano pode ser aumentada até 100 vezes elevando a temperatura de 20 para 40 °C.

O aumento da temperatura, no geral, tem um efeito positivo na taxa metabólica dos microrganismos, mas também resulta em uma maior concentração de amônia livre (NH₃), que é uma das responsáveis pela inibição do processo biodegradativo dos RSU (CHEN et al., 2008).

- **pH**

Dentro da faixa ótima de pH (6,7-7,5), a estabilização máxima dos resíduos ocorre devido à maior taxa de crescimento dos microrganismos metanogênicos. A taxa de produção de metano é seriamente limitada quando o nível de pH é inferior a 6,0 ou superior a 8,0. A maior degradação de sólidos suspensos totais e sólidos suspensos voláteis foi obtida em reatores operados a pH entre 7,0 e 8,0 (BARLAZ et al., 1987).

Altos valores de pH resultariam em maior toxicidade devido às maiores concentrações de amônia, que é identificada como um dos agentes mais tóxicos para as bactérias metanogênicas (CHEN et al., 2008). Não obstante, baixos valores de pH são indicativos da acumulação de ácidos graxos voláteis dentro do sistema, que representam, conforme discutido na seção 2.1, um dos principais produtos intermediários formados durante a fase acidogênica de biodegradação dos resíduos (TCHOBANOGLOUS et al., 1993). Altas concentrações de ácidos graxos voláteis podem resultar em uma inibição da atividade metanogênica (ARGUN et al., 2008).

- **Composição dos resíduos**

O processo biodegradativo dos RSU é dependente da composição dos resíduos dispostos no aterro sanitário. Laskri e Nedjah (2015), ao comparar a digestão anaeróbia de dois substratos diferentes, resíduos biodegradáveis de um aterro sanitário e lodo de estação de tratamento de águas residuárias, nas mesmas condições de operação, verificaram que, durante a fase metanogênica, quanto maior a concentração de material orgânico biodegradável, mais elevada a produção de biogás em ambos os casos. Uma percentagem mais elevada de materiais inorgânicos, tais como resíduos de construção e demolição, retarda o processo de estabilização dos resíduos (O'LEARY e WALSH, 2003).

De acordo com Sanchez (2009), a lignocelulose é um dos principais componentes dos RSU, constituída principalmente por polímeros, celulose, hemicelulose e lignina. Muitos microrganismos são capazes de degradar e utilizar a celulose e hemicelulose como fontes de carbono e de energia, enquanto a lignina, principal componente do papel, é altamente resistente à biodegradação anaeróbia (SETHI et al., 2013; JAYASINGHE et al., 2011; HIGUCHI, 2006). Em relação aos resíduos de papel, Chen e Bowerman (1974) afirmam que o aumento das quantidades dessa categoria nos resíduos sólidos resultou em uma diminuição da taxa de biodegradação dos resíduos.

Um estudo do potencial de geração de biogás, para diferentes categorias de resíduos, foi realizado por Firmo (2013), sendo constatados valores mais elevados para os resíduos de comida (440,17 NmL.g⁻¹S), resíduos sanitários (411,72 NmL.g⁻¹S), seguido do papel e papelão (386,14 NmL.g⁻¹S). Outras frações de resíduos, como os resíduos têxteis, resíduos de jardim e madeira e coco apresentaram potenciais de geração de biogás significativos: 275,89 NmL.g⁻¹S, 244,74 NmL.g⁻¹S e 135,25 NmL.g⁻¹S, respectivamente.

- **Outros fatores relacionados à geometria e operação dos aterros**

Dentre os fatores relacionados à geometria e operação dos aterros, Maciel (2003) destaca os aspectos inerentes à dimensão do maciço sanitário, uma vez que a altura da massa de resíduos é um dos critérios que definirá a predominância das condições anaeróbias no seu interior. Além do mais, o tipo de cobertura final irá influenciar na maior ou menor intensidade das condições atmosféricas na massa de resíduos.

Sethi et al. (2013) citam os fatores relacionados à densidade de compactação dos resíduos e sua importância, não apenas porque define a quantidade de resíduos depositada em

um determinado volume, mas em virtude da manutenção da distribuição uniforme da umidade e o fluxo adequado de fluido nos aterros. Segundo O’Leary e Tchobanoglous (2002), o aumento da densidade do material aterrado irá diminuir a disponibilidade de umidade para algumas partes dos resíduos e, assim, reduzir a taxa de bioconversão e produção de gás.

De acordo com Dayanthi (2003), os resíduos moderadamente compactados se degradam mais rapidamente do que os resíduos densamente compactados. O autor cita que a densidade de compactação superior a 500 kg.m^{-3} reduz a capacidade de lixiviação. Além disso, a compactação de resíduos em camadas finas aumenta a biodegradação dos resíduos devido à melhor distribuição da umidade.

A permeabilidade do solo à água e a espessura das camadas de cobertura diárias afetam o fluxo de umidade em camadas de resíduos heterogêneos. Sendo assim, a homogeneização dos RSU em aterros é muito importante para a saturação uniforme do resíduo com água (ZETHI et al., 2013; ZEISS, 2001; REINHART e AL-YOUSFI, 1996).

2.1.3 Estimativa da geração de biogás

O biogás é composto por vários gases, sendo alguns presentes em grande quantidade (gases principais) e outros apenas em traços. Os principais constituintes do biogás são o metano (CH_4) e o dióxido de carbono (CO_2) (Quadro 1). Entretanto, outros gases como o hidrogênio (H_2), nitrogênio (N_2), oxigênio (O_2), gás sulfídrico (H_2S) e monóxido de carbono (CO), podem ocorrer em quantidades significativas, a depender da fase de biodegradação dos RSU, bem como da susceptibilidade do aterro aos condicionantes atmosféricos.

Quadro 1. Constituintes típicos do biogás

Constituinte	Percentual (% v/v)
Metano	45-60
Dióxido de carbono	40-60
Nitrogênio	2-5
Oxigênio	0,1-1,0
Amônia	0,1-1,0
Sulfetos, dissulfetos, mercaptanos etc.	0-1,0
Hidrogênio	0-0,2
Monóxido de carbono	0-0,2
Constituintes traços	0,01-0,6

Fonte: Adaptado por O’Leary e Tchobanoglous (2002)

A estimativa da geração de biogás em aterros sanitários configura-se como uma importante ferramenta para prever a produção teórica de CH₄ ao longo do tempo, descrevendo de forma mais simples as condições de biodegradação dos resíduos.

De acordo com Coops et al. (1995), é possível elencar os modelos de estimativa da geração de metano, ao longo da vida útil de um aterro, em 4 (quatro) categorias, sendo essas: i) modelo de ordem zero, baseado na premissa de que a formação do biogás torna-se constante no tempo, a partir de um determinado montante de resíduos; ii) modelo de primeira ordem, o qual inclui o efeito da idade sobre a geração de metano, presumindo que a formação de biogás a partir de um determinado montante de resíduos decai exponencialmente com o tempo; iii) modelos multifásicos, que expressam a geração de metano a partir de diferentes frações dos resíduos, representando mais precisamente o que ocorre em um modelo de escala real; iv) modelos de segunda ordem, os quais preveem as emissões de metano com base na química e na microbiologia complexas da síntese do metano.

Um modelo cinético de ordem zero parece descrever com mais precisão a taxa de produção de gás em aterros em grande escala durante o período mais ativo de geração de gás. Muitos aterros em grande escala, nos quais o gás é recuperado, produzem aproximadamente o mesmo volume de gás em uma base anual durante o período de geração ativa de gás (BARLAZ et al., 1990).

Assim, os resultados do modelo de ordem zero se limitam à aplicação supracitada. Em contraponto, os modelos de ordem superior apresentam uma menor quantidade de erros, mas envolvem diversos parâmetros de entrada indisponíveis na maioria dos aterros. Barlaz et al. (1990) citam que as abordagens teóricas para a projeção da taxa de geração de biogás em um aterro geralmente envolvem modelos baseados na cinética de primeira ordem.

2.1.3.1 Cinética de primeira ordem

A taxa de biodegradação da fração orgânica dos RSU pode ser determinada teoricamente, admitindo uma reação de primeira ordem, descrita por Hoeks (1983), de acordo com a Equação 3.

$$\frac{dP_t}{dt} = -kP_t \quad (\text{Eq. 3})$$

Onde:

$\frac{dP_t}{dt}$ → taxa de biodegradação da fração orgânica dos resíduos [$\text{kg.t}^{-1}\text{RSU.ano}^{-1}$];

P_t → concentração de matéria orgânica degradável no tempo t [$\text{kg.t}^{-1}\text{RSU}$];

k → constante da taxa de reação de primeira ordem (constante de decaimento) [ano^{-1}];

t → tempo [anos].

Por meio da Equação 3 pode-se afirmar que a taxa da perda do material biodegradável é proporcional à quantidade de material biodegradável remanescente. Assume-se que o fator que limita a taxa de geração de metano em um aterro sanitário é a quantidade de material biodegradável remanescente. Entretanto, em um aterro sanitário muitos fatores, além da disponibilidade de substrato, podem contribuir para reduzir a geração de gás (seção 2.1.2).

Integrando a Equação 3 entre $t = 0$ e $t = T$, e admitindo que em $t = 0$ tem-se $P = P_0$, tem-se a Equação 4:

$$P_T = P_0 e^{-kT} \quad (\text{Eq. 4})$$

Onde:

P_T → concentração de matéria orgânica degradável no tempo $t = T$ [$\text{kg.t}^{-1}\text{RSU}$];

P_0 → concentração de matéria orgânica degradável no tempo $t = 0$ [$\text{kg.t}^{-1}\text{RSU}$];

k → constante da taxa de reação de primeira ordem (constante de decaimento) [ano^{-1}];

T → tempo [anos].

A Equação 4 pode ser escrita em termos da quantidade de CH_4 gerado, uma vez que a velocidade de produção de biogás é proporcional à velocidade de degradação do substrato (resíduos biodegradáveis) (GANDOLLA et al., 1997). Sendo assim, P_T seria a quantidade de CH_4 no tempo, em termos de massa ou volume, e P_0 representaria a quantidade potencial de geração de metano em $t = 0$. Desta maneira P_T e P_0 podem ser escritos de acordo com as Equações 5 e 6.

$$P_T = \frac{Q_{\text{CH}_4}}{k} \quad (\text{Eq. 5})$$

$$P_0 = L_0 \times A \quad (\text{Eq. 6})$$

Onde:

$P_T \rightarrow$ concentração de matéria orgânica degradável no tempo $t = T$ [$\text{kg.t}^{-1}\text{RSU}$];

$Q_{CH_4} \rightarrow$ taxa de geração de metano [$\text{m}^3.\text{ano}^{-1}$];

$k \rightarrow$ constante de decaimento [ano^{-1}];

$P_0 \rightarrow$ concentração de matéria orgânica degradável no tempo $t = 0$ [$\text{kg.t}^{-1}\text{RSU}$];

$L_0 \rightarrow$ potencial de geração de CH_4 por unidade de massa de RSU [$\text{m}^3 \text{CH}_4.\text{t}^{-1}\text{RSU}$];

$A \rightarrow$ quantidade de RSU disposto no aterro no tempo [tRSU].

Substituindo as Equações 5 e 6 na Equação 4, tem-se a Equação 7:

$$Q_{CH_4}(t) = L_0 \times A \times k \times e^{-kt} \quad (\text{Eq. 7})$$

Onde:

$Q_{CH_4}(t) \rightarrow$ taxa de geração de metano no tempo t [$\text{m}^3.\text{ano}^{-1}$];

L_0, A, k e $t \rightarrow$ conforme supracitado.

A Equação 7 é o pressuposto dos modelos de primeira ordem, sendo as variáveis principais o potencial de geração de CH_4 (L_0) e a constante de decaimento (k).

O potencial de geração de CH_4 (L_0) representa a produção teórica máxima de metano em termos de volume ou massa desse gás por tonelada de resíduo sólido, em condições de umidade ótima (ABRELPE, 2013). Já a constante de decaimento (k) está relacionada com o tempo necessário para a fração de carbono orgânico degradável do resíduo decair para metade de sua massa, ou seja, é o parâmetro que controla o tempo de declínio dos resíduos e, conseqüentemente, a produção de metano em um modelo. Essa constante é definida pelo IPCC (1996) de acordo com a Equação 8.

$$k = \frac{\ln 2}{t_{1/2}} \quad (\text{Eq. 8})$$

Onde:

$k \rightarrow$ constante de decaimento [ano^{-1}];

$t_{1/2} \rightarrow$ tempo para a fração de carbono orgânico degradável do resíduo decair para metade de sua massa.

A determinação de L_0 pode ser realizada por meio de ensaios do Potencial Bioquímico de Metano (BMP), modelos matemáticos cinéticos e medidas de geração de CH_4 em aterros. Valores típicos de L_0 variam entre 96 e 170 $Nm^3.t^{-1}RSU$ (USEPA, 2005; BANCO MUNDIAL, 2003; IPCC, 1996).

A obtenção de k depende do monitoramento da biodegradação de todo o resíduo depositado no aterro, o que é de difícil mensuração, uma vez que esse tempo compreende décadas (FEI et al., 2016; CANDIANI, 2011). Na Tabela 1 são apresentados valores desse parâmetro, sugeridos em função da precipitação anual e biodegradabilidade dos resíduos.

Tabela 1. Valores sugeridos para a constante de decaimento (k) em função da precipitação anual e biodegradabilidade dos resíduos

Precipitação anual (mm)	Constante de decaimento, k [ano ⁻¹]		
	Resíduos relativamente inertes	Resíduos moderadamente biodegradáveis	Resíduos altamente biodegradáveis
< 250	0,01	0,02	0,03
250 < P_{anual} < 500	0,01	0,03	0,05
500 < P_{anual} < 1.000	0,02	0,05	0,08
P_{anual} > 1.000	0,02	0,06	0,09

Fonte: Banco Mundial (2003)

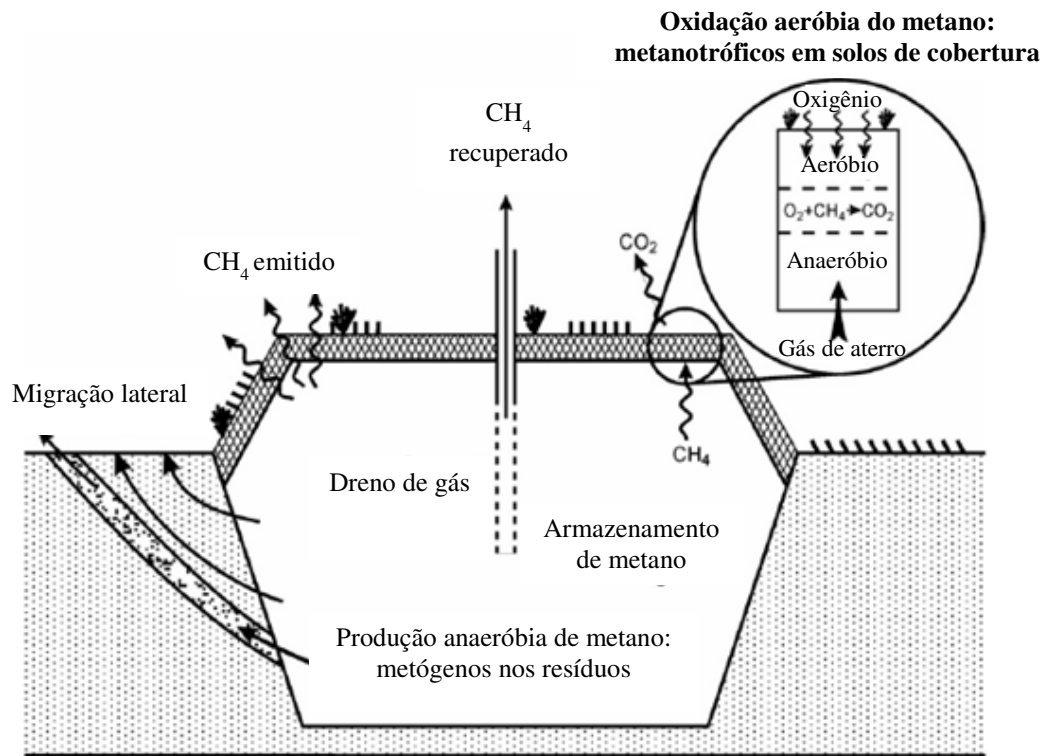
Uma faixa de valores de k mais elevada é sugerida pelo IPCC (1996), entre 0,15 e 0,20 ano⁻¹, para regiões de clima tropical, com temperatura média anual superior a 20 °C e precipitação superior a 1.000 mm, e resíduos moderadamente biodegradáveis. Essa faixa de valores pode aumentar para 0,17 a 0,7, quando se trata de resíduos rapidamente biodegradáveis, para regiões com condições climáticas semelhantes.

2.2 EMISSÕES DE BIOGÁS EM ATERROS SANITÁRIOS

Embora o metano contribua significativamente para as emissões de GEE, ele pode ser um recurso de energia valioso se for gerenciado adequadamente. Portanto, as emissões de metano dos aterros precisam ser quantificadas (PARK et al., 2016).

O balanço de CH_4 em um aterro sanitário foi descrito por Bogner e Spokas (1993), conforme Equação 9. Nesta seção é detalhado cada componente que constitui esse balanço, ilustrado na Figura 4.

$$\text{Produção de } CH_4 = CH_4 \text{ recuperado} + CH_4 \text{ emitido} + \text{migração lateral de } CH_4 + CH_4 \text{ oxidado} + \Delta CH_4 \text{ armazenamento} \quad (\text{Eq. 9})$$

Figura 4. Balanço de massa de metano em aterro sanitário

Fonte: Adaptado de Scheutz et al. (2009)

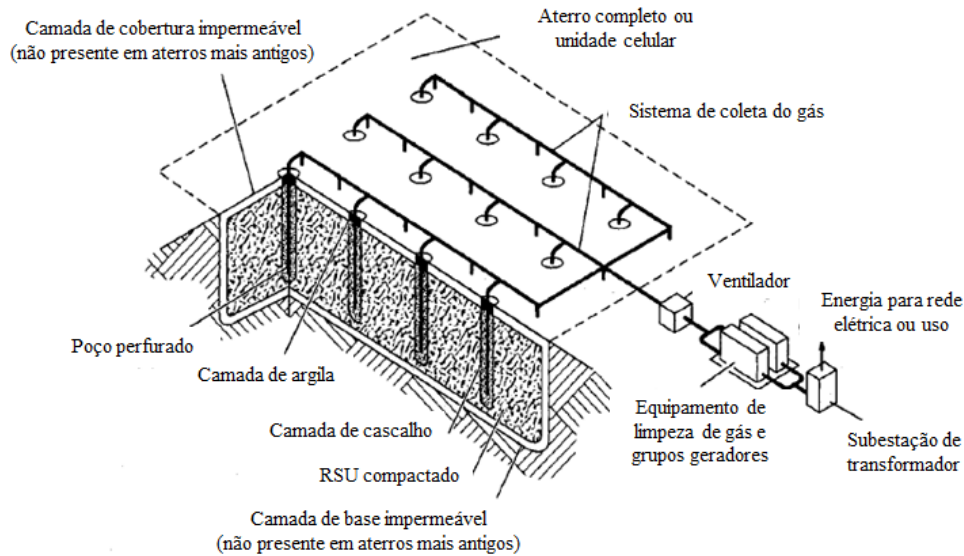
A **produção de CH_4** depende de vários fatores, tais como: volume de resíduos aterrados, teor da fração dos resíduos orgânicos e biodegradabilidade dessas frações, idade dos resíduos e fatores ambientais (temperatura, teor de umidade, nutrientes, compostos inibidores etc.) (SCHEUTZ et al., 2009).

Fei et al. (2016) afirmam que, uma vez que a **recuperação do biogás** em aterros não é atualmente um objetivo de projeto explícito, os sistemas de coleta de gás não estão voltados para maximizar a geração de energia, mas enfocam a conformidade de regulação que enfatiza a minimização de emissões. Além disso, os sistemas de coleta de gás são mais comumente instalados com algum atraso após o aterramento de resíduos. Assim, qualquer vazão de CH_4 gerada antes de instalar um sistema de coleta de gás é perdida.

A recuperação do biogás é realizada por meio de sistemas ativos ou passivos. Nos sistemas ativos, a energia na forma de um vácuo induzido é usada para controlar o fluxo de gás. Nos sistemas passivos, a pressão do gás gerada no interior do aterro, serve como força motriz para o movimento dos gases (O'LEARY E TCHOBANOGLOUS, 2002).

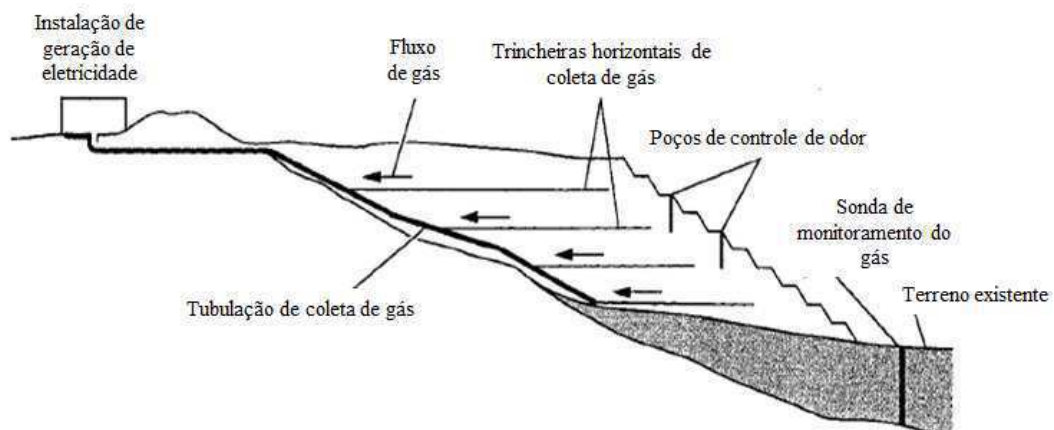
De acordo com os autores supracitados, nos sistemas ativos são utilizados poços de extração verticais (Figura 5) e horizontais (Figura 6); sendo necessário, também, o gerenciamento adequado do condensado que se forma quando o gás de aterro é extraído.

Figura 5. Sistema ativo de recuperação de gás de aterro usando poços verticais



Fonte: Adaptado de O'Leary e Tchobanoglous (2002)

Figura 6. Sistema ativo de recuperação de gás de aterro usando poços horizontais



Fonte: Adaptado de O'Leary e Tchobanoglous (2002)

Barlaz et al. (2010) ressaltam que os aterros modernos, de alta tecnologia, estão equipados com sistemas de coleta de gás contendo poços verticais e sistemas de coleta horizontal. Esses poços consistem em tubos cilíndricos com perfurações dispostas com precisão, fechados por um material com alta condutividade hidráulica.

Nos sistemas passivos, as aberturas são instaladas através da cobertura final do aterro que se estende para dentro da massa de resíduos (Figura 7). Entretanto, devido a pressões de gás relativamente baixas, muitos aterros sanitários, equipados com aberturas passivas e com camada de cobertura de solo compactado, apresentam estresse vegetativo nessas camadas ou migração de gás subterrâneo fora do aterro, indicando que apenas uma parte do biogás está fluindo através das aberturas passivas (O'LEARY E TCHOBANOGLOUS, 2002).

Figura 7. Sistema passivo de recuperação de gás de aterro



Fonte: Acervo da pesquisa (2015)

O CH_4 recuperado pode ser utilizado para fins energéticos ou oxidado termicamente e reduzido a CO_2 (SCHEUTZ et al., 2009). A eficiência dos sistemas de recuperação de gás está tipicamente na faixa de 50-60% (BÖRJESSON et al., 2009).

Segundo Spokas et al. (2006), a porção remanescente de biogás é oxidada por bactérias metanotróficas, presentes nas camadas de cobertura de solo, ou emitida para a atmosfera. As **emissões fugitivas de biogás** pela camada de cobertura são discutidas na seção 2.2.1.

A principal função da camada de cobertura de solo compactado em aterros sanitários é criar um selo para reduzir as emissões de GEE e gerenciar a produção de líquidos lixiviados. Nessa perspectiva, essas camadas estimulam a **oxidação biológica de CH_4** , enquanto o biogás gerado é transportado através do solo. De acordo com Scheutz et al. (2009), a oxidação microbiana aeróbica de metano ocorre na biosfera onde quer que CH_4 e O_2 estejam presentes ao mesmo tempo. Nas camadas de cobertura de aterros sanitários, essa oxidação ocorre, geralmente, pela emissão de CH_4 , a partir dos resíduos, e a entrada de O_2 do ambiente externo, que fornece as condições necessárias para o desenvolvimento de bactérias metanotróficas.

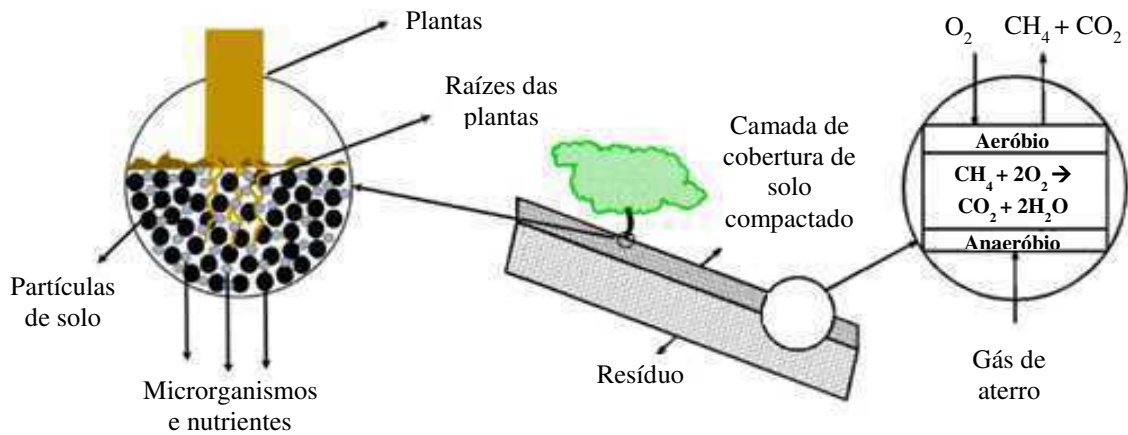
As bactérias metanotróficas são um subconjunto de um grupo fisiológico de bactérias, conhecidas como metilotróficas, e são únicas em sua capacidade de utilizar o CH_4 como fonte de carbono e energia. A oxidação aeróbica de CH_4 é definida de acordo com a reação geral da Equação 10 (SCHEUTZ et al., 2009).



Na Figura 8 é apresentado o mecanismo de oxidação aeróbica do metano em camada de cobertura de solo em aterro sanitário. O metano gerado por meio da biodegradação dos resíduos migra através da cobertura do solo e é oxidado para CO_2 e H_2O , por meio de oxidação bioquímica mediada por bactérias metanotróficas. De acordo com He et al. (2011), a oxidação

aeróbia do CH_4 ocorre predominantemente na zona ativa metanotrófica, localizada nos 0,1-0,2 m superiores do perfil do solo e diminui à medida que a profundidade aumenta.

Figura 8. Diagrama esquemático da oxidação de metano em solos de cobertura de aterro



Fonte: Adaptado de Sadasivam e Reddy (2014); Majdinasab e Yuan (2017)

De acordo com Abichou et al. (2015), a capacidade do solo de cobertura de aterro para oxidar o CH_4 depende das propriedades físicas e químicas desses materiais, tais como: tipo de solo, teor de umidade, densidade, teor orgânico e nutrientes. Além disso, as condições ambientais, como temperatura e precipitação, também podem afetar o desempenho dos solos da cobertura de aterro para oxidar o metano.

Os aterros com camadas de cobertura de baixa permeabilidade à água e ao gás reduzem significativamente as emissões fugitivas pela superfície, mas podem representar maiores riscos para a **migração lateral** (FRANZIDIS et al., 2008). Esses autores afirmam que a camada de cobertura e a extração dos gases de aterro não controlam completamente a migração lateral. Sem um revestimento lateral, a migração ainda pode ocorrer quando um sistema de extração é desligado para manutenção, como resultado de uma falha de energia.

Adicionalmente, a pressão do biogás no interior do aterro sanitário pode variar devido a mudanças temporárias da permeabilidade ao gás da camada de cobertura de solo compactado, em virtude de variações na precipitação e teor de umidade. De acordo com Scheutz et al. (2009), o **armazenamento temporário de CH_4** no aterro pode ocorrer durante períodos de alta precipitação e as maiores emissões transitórias podem ocorrer durante períodos de seca. Mudanças na pressão barométrica podem levar a processos semelhantes em um período de tempo muito menor.

Diante o exposto, Huber-Humer et al. (2009) enfatizam que a quantidade de metano liberada no topo da massa de resíduos pode ser impactada (reduzida) ao longo de uma cobertura

devido a: i) oxidação microbiana do metano; ii) armazenamento temporário (por exemplo, em poros, dissolvidos em água) na cobertura até atingir um equilíbrio; iii) desaceleração e possível desvio (migração lateral) do fluxo de gás.

2.2.1 Emissões fugitivas de biogás pela camada de cobertura de solo compactado

O conceito tradicional de sistema de cobertura de aterros de RSU, definido por Mariano e Jucá (2011), propõe que a camada funcione como uma barreira de impermeabilização dos resíduos frente às condições do ambiente externo, impedindo a infiltração da água precipitada e a liberação de gases para a atmosfera. Sendo assim, para que a camada de cobertura cumpra com o papel ao qual foi destinada, deve apresentar baixa permeabilidade à água e ao ar, além de durabilidade, ao longo do tempo.

A USEPA (2004) exige que a permeabilidade à água das camadas de cobertura de aterros de resíduos não perigosos (subtítulo D) seja inferior à permeabilidade de fundo do aterro ou menor que 10^{-9} m.s^{-1} . Já as normas brasileiras relativas a aterros sanitários, a exemplo da NBR 13896 (ABNT, 1997) e NBR 15849 (ABNT, 2010), não especificam o tipo de solo para utilização como material de cobertura, a espessura mínima dessa camada e nem a metodologia de execução a ser seguida. É estabelecida apenas a necessidade do projeto e da implantação da cobertura final do aterro, que consiste de um sistema de impermeabilização superior.

Na NBR 13896 (ABNT, 1997) é estabelecido “o projeto e construção da cobertura final, de forma a minimizar a infiltração de água na célula, exigir pouca manutenção, não estar sujeita a erosão, acomodar assentamento sem fratura e possuir um coeficiente de permeabilidade inferior ao solo natural da área do aterro”. A referida norma considera, ainda, a existência no local no qual será instalado o aterro de um depósito natural extenso e homogêneo de materiais, com coeficiente de permeabilidade inferior a 10^{-8} m.s^{-1} e uma zona não saturada com espessura superior a 3,0 m.

Normalmente, as camadas de cobertura são construídas com materiais argilosos dispostos sobre os resíduos sólidos, para obtenção de uma camada com espessura variando de 0,5 a 1,0 m, adotando-se como parâmetro mínimo uma condutividade hidráulica do solo saturado na ordem de 10^{-8} m.s^{-1} (LOPES et al., 2012).

A depender das características da camada de cobertura e também da eficiência do sistema de drenagem dos gases de aterro, o fluxo do biogás por essa camada pode ser significativo e exceder, em alguns casos, a emissão através dos drenos de gases. Nessa perspectiva, por meio de campanhas de quantificação das emissões fugitivas de biogás no

Aterro Controlado de Londrina-PR, Audibert e Fernandes (2012) verificaram que 88,8% da emissão média total de CH₄ nesse aterro era perdida pela camada de cobertura final de solo compactado. Esse resultado demonstra a ineficiência da camada de cobertura final e do sistema de drenagem vertical de gases, reduzindo, dessa maneira, as possibilidades do aproveitamento energético do biogás.

Estudos relatados na literatura apontam para variações de emissões de metano compreendendo desde valores negativos até 14.794 g.m⁻².dia⁻¹ (861 L.m⁻².h⁻¹) (LOPES, 2011; MACIEL, 2009). Park et al. (2016) listaram fluxos de metano obtidos em diversos aterros em cidades italianas, além de Schoten, na Bélgica, conforme apresentado no Quadro 2.

Quadro 2. Emissões fugitivas de metano reportadas na literatura

Aterro Sanitário	Fluxo de metano (g.m⁻².dia⁻¹)	Fluxo de metano (L.m⁻².h⁻¹)
Palermo	35,4	2,06
Solfatara	0,0034 - 4	0,0002 - 0,23
Vulcano	0,007 - 3,9	0,0004 - 0,23
Poggio	0,004 - 47,71	0,0002 - 2,78
Palma Campania	0,0021 - 936	0,0001 - 54,47
Bellolampo	25,1 - 31,6	1,46 - 1,84
Schoten	-0,0059 - 0,91	-0,0003 - 0,05

Fonte: Adaptado de Park et al. (2016)

De acordo com Maciel (2009), a quantificação das emissões fugitivas de CH₄ se constitui em uma importante contribuição para a gestão de aterros sanitários, uma vez que, por meio dessa avaliação, é possível determinar a eficiência das camadas de cobertura e do sistema de coleta de gases. Esses aspectos são importantes para a otimização da coleta e recuperação energética do biogás.

2.2.1.1 Tipos de camadas de cobertura

Os tipos de camada de cobertura de aterros sanitários podem ser agrupados em dois grupos: i) camada convencional; e ii) camadas alternativas (LOPES, 2011).

- **Camadas de cobertura convencionais**

As camadas de cobertura convencionais (ou camadas resistivas ou barreira hidráulica) consistem na utilização de materiais com baixa condutividade hidráulica saturada para reduzir ou controlar a infiltração de água e a entrada de oxigênio nos resíduos (BOUAZZA e

RAHMAN, 2007).

Esse tipo de camada é executada com solo argiloso natural ou camadas intercaladas de solo argiloso natural e geossintéticos, conforme ilustrado na Figura 9, visando a impermeabilização do topo das células de aterros sanitários (MARIANO, 2008).



Fonte: Mariano (2008)

A USEPA (2003) ressalta que, embora o desempenho de camadas convencionais em climas úmidos possa ser satisfatório, em regiões áridas o sistema pode não funcionar adequadamente. Os sucessivos ciclos de secagem e umedecimento do solo proporcionam a formação das macro e microfissuras no solo, conseqüentemente, aumentando a permeabilidade à água e aos gases.

Araújo (2017) obteve uma permeabilidade saturada do solo à água, em laboratório, de $2,77 \times 10^{-8} \text{ m.s}^{-1}$, para camada de cobertura do tipo convencional, em uma célula de resíduos no Aterro Sanitário em Campina Grande-PB, denominada de Célula 1. A verificação da permeabilidade à água *in situ* resultou em um valor de $3,87 \times 10^{-8} \text{ m.s}^{-1}$, apresentando características semelhantes à permeabilidade obtida em laboratório; ratificando, assim, a viabilidade da camada para uso em aterros sanitários, segundo as normas nacionais e internacionais. Esse autor relata, ainda, a necessidade de proporcionar condições para a proteção desse tipo de camada, como a utilização de uma vegetação rasteira ou compostos capazes de reter umidade, reduzindo, conseqüentemente, a perda d'água para o ambiente e promovendo a máxima eficiência da camada.

- **Camadas de cobertura alternativas**

De acordo com Mariano (2008), a opção da execução de camadas de cobertura

alternativas ao invés das convencionais está relacionada às particularidades e singularidade locais, a exemplo do clima, disponibilidade de solos naturais argilosos e custo. Sendo assim, os projetos de camadas alternativas são executados de forma específica, fazendo uso de materiais diversos, tais como: mistura de solos naturais com bentonita, materiais plásticos, papéis etc.

O objetivo das camadas alternativas é substituir o uso de camadas convencionais, porém satisfazendo aos critérios de projeto, com equivalência de eficiência tanto em relação à infiltração da água e gases quanto à erosão devido às chuvas e ventos. Essas camadas podem ser do tipo: i) **metanotróficas (ou oxidativas ou biocoberturas)**, que atuam na minimização das emissões de CH_4 por meio de reação de oxidação ao longo do perfil do solo (Equação 10 e Figura 8); e ii) **evapotranspirativas (ou barreiras capilares)**, que atuam como armazenadoras de água em estações chuvosas e, posteriormente, permitem a evaporação para a atmosfera em estações secas (LOPES, 2011).

A camada metanotrófica (Figura 10) é definida como um sistema projetado para otimizar as condições ambientais de consumo biológico de CH_4 , de modo que funcione como um vasto biofiltro no aterro. Esse tipo de cobertura é constituído por: i) uma camada de distribuição de biogás, com elevada permeabilidade ao fluido, objetivando homogeneizar o fluxo de gases na base do sistema; e ii) uma camada de oxidação ou biocobertura, sobreposta à camada de distribuição de biogás, para o desenvolvimento das populações metanotróficas oxidadoras de metano, cujo material utilizado pode ser resíduo orgânico fresco, composto orgânico, lodo de esgoto desidratado, entre outros (SCHEUTZ et al., 2009).

Figura 10. Esquema conceitual de camada metanotrófica



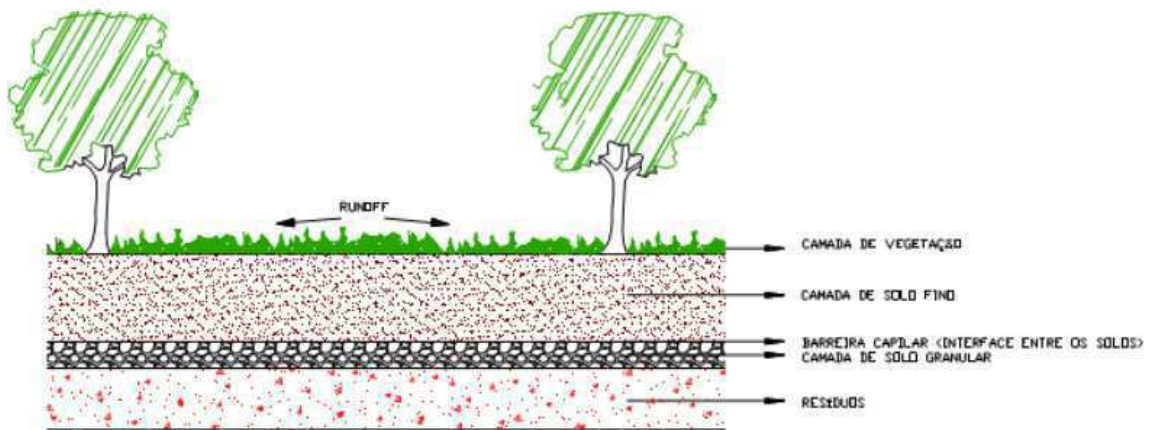
Fonte: Adaptada de Huber-Humer et al. (2008); Lopes (2011)

O uso de camadas metanotróficas faz parte de uma estratégia complementar promissora para o controle de emissões de CH_4 que escapam à coleta de gás, bem como para mitigação de emissões em locais menores ou mais antigos, nos quais a produção de metano é muito baixa

para recuperação ou queima de energia e a instalação de um sistema de extração de gás é ineficiente. No entanto, a utilização de camadas alternativas requer o uso de abordagens de avaliação, tanto no estágio de planejamento quanto em todo o funcionamento do sistema, a fim de verificar a eficácia da mitigação do CH₄ (HUBER-HUMER et al., 2009).

Em relação às **camadas evapotranspirativas** (Figura 11), essas consistem em uma camada de material fino (camada capilar) que é construída acima de uma camada de material grosseiro (bloco capilar) em uma inclinação. O efeito de vedação é baseado em forças capilares e os princípios de fluxo não saturado (LOPES et al., 2012; KÄMPF et al., 1999).

Figura 11. Esquema conceitual de camada evapotranspirativa



Fonte: Catapreta (2008)

Esse tipo de camada faz uso das características geotécnicas do solo como uma barreira para evitar a infiltração da água na superfície dos aterros e, ao mesmo tempo, impedir a saída de gases (SEHEUM et al., 2008). Nos sistemas de cobertura convencional a infiltração é controlada pela maximização do escoamento superficial, enquanto que, nas camadas evapotranspirativas, a infiltração é controlada basicamente pela capacidade do solo em armazenar água (COSTA, 2015).

As camadas de cobertura evapotranspirativas funcionam como um reservatório que armazena umidade durante os eventos de precipitação, liberando-a, posteriormente, na estação seca, como evapotranspiração. Dessa forma, o desenvolvimento de vegetação é essencial para o aumento da evapotranspiração e, conseqüentemente, da capacidade de armazenamento de água da camada (TALLON et al., 2011; PENG e JIANG, 2009).

Fayer et al. (1992) afirmam que esse tipo de camada pode ser adequado para regiões áridas porque a camada de grão fino raramente atinge a saturação. Além disso, as camadas evapotranspirativas são menos vulneráveis ao surgimento de fissuras decorrentes do ressecamento do solo, quando comparadas às camadas convencionais; são relativamente

simples de construir, exigem baixo esforço de compactação, pouca manutenção e podem ser construídas com uma grande variedade de solos (ZORNBERG et al., 2003; GROSS, 2005).

2.2.2 Fluxo de gases em meios porosos

A Lei de Darcy para fluidos incompressíveis em regime laminar e meio saturado, rege que a velocidade do fluido é constante e diretamente proporcional ao gradiente hidráulico, que é dado pela relação entre a carga que se dissipa na infiltração “h” ao longo de uma distância “y” (FREDLUND e RAHARDJO, 1993). O coeficiente de proporcionalidade é conhecido como coeficiente de permeabilidade (K).

No caso do fluxo de gases em solos, a Lei de Darcy também é válida, desde que seja considerada a compressibilidade e a viscosidade do fluido. Sendo a viscosidade o único parâmetro relevante do fluido a ser considerado e a velocidade de fluxo inversamente dependente da viscosidade, o parâmetro k_i é introduzido de maneira que dependa apenas das propriedades intrínsecas do meio poroso (IGNATIUS, 1999). Dessa forma, a Lei de Darcy para gases é dada pela Equação 11.

$$K = \frac{k_i \times \rho \times g}{\mu} \quad (\text{Eq. 11})$$

Onde:

$K \rightarrow$ permeabilidade do solo ao fluido [m.s^{-1}];

$k_i \rightarrow$ permeabilidade intrínseca do solo para fluidos compressíveis [m^2];

$\rho \rightarrow$ densidade do ar [$1,185 \text{ kg.m}^{-3}$];

$g \rightarrow$ aceleração da gravidade [$9,81 \text{ m.s}^{-2}$];

$\mu \rightarrow$ viscosidade dinâmica do fluido (ar) para $t = 25 \text{ }^\circ\text{C}$ [$1,837 \times 10^{-5} \text{ Pa.s}$].

A permeabilidade intrínseca do solo (k_i) está relacionada com as características do meio poroso, sendo, portanto, constante para cada meio (Equação 12).

$$k_i = \frac{2 \times \mu \times L \times P_s \times v}{(P_e^2 - P_s^2)} \quad (\text{Eq. 12})$$

Onde:

$k_i \rightarrow$ permeabilidade intrínseca do solo para fluidos compressíveis [m^2];

$\mu \rightarrow$ viscosidade dinâmica do fluido (ar) para $t = 25 \text{ }^\circ\text{C}$ [$1,837 \times 10^{-5} \text{ Pa}\cdot\text{s}$];

$L \rightarrow$ comprimento do corpo de prova [m];

$v \rightarrow$ velocidade do fluido obedecendo a Lei de Darcy [$\text{m}\cdot\text{s}^{-1}$];

$P_e \rightarrow$ pressão de entrada da amostra [Pa];

$P_s \rightarrow$ pressão de saída da amostra [Pa].

A permeabilidade ao gás é superior à permeabilidade à água, em torno de 2 a 3 vezes, devido à energia de compactação, e a permeabilidade intrínseca varia de 10^{-13} a 10^{-14} m^2 , dependendo também da energia de compactação (MOON et al., 2007).

2.2.2.1 Mecanismos de transporte de gases

Pokhrel et al. (2011) afirmam que o transporte de gás em meios porosos ocorre principalmente devido à advecção (causado por gradientes de pressão) e/ou difusão (variações de concentração no solo) através do espaço vazio. Maciel (2003) acrescenta que a sorção e a atenuação microbiana atuam retardando ou reduzindo a massa total de gás a ser emitida.

- **Advecção**

O fluxo de gás por advecção é resultado de gradientes de pressão entre o ambiente interno do aterro e a atmosfera. As pressões internas são oriundas da biodegradação dos resíduos, enquanto que as flutuações da pressão externa são resultantes das constantes oscilações da pressão atmosférica (MACIEL, 2009).

Teixeira (2008) afirma que a advecção é o deslocamento relativo de um material em relação a um observador sob ação de forças. O fluxo advectivo está associado à velocidade própria do material ou do meio no qual ele está sendo transportado, sendo representado pela Equação 13. O sinal negativo indica que o sentido do fluxo se dá das zonas de alta pressão para as zonas de baixa pressão (MACIEL 2009; BOUAZZA e RAHMAN, 2007), sem que ocorra alteração de sua concentração (MENDONÇA, 2007).

$$J_a = -\frac{\rho \times K}{\mu} \cdot \frac{\partial P}{\partial Z} \quad (\text{Eq. 13})$$

Onde:

$J_a \rightarrow$ fluxo mássico de gás advectivo [$\text{kg.m}^{-2}.\text{s}^{-1}$];

$\rho \rightarrow$ densidade do gás [kg.m^{-3}];

$K \rightarrow$ coeficiente de permeabilidade do solo ao gás [m.s^{-1}];

$\mu \rightarrow$ viscosidade dinâmica do fluido [Pa.s];

$\frac{\partial P}{\partial z} \rightarrow$ gradiente de pressão [Pa].

As pressões internas de gases podem atingir valores em torno de 8,0 kPa para aterros profundos, cobertos e com elevada umidade (BOUAZZA e VANGPAISAL, 2000). Maciel (2003) cita pressões de 7,0 kPa associadas a uma profundidade de 33 m; além de fazer referência a valores elevados, na ordem de 80,0 kPa, para um aterro de grande porte em São Paulo, com altura de resíduos na ordem de 100 m.

De acordo com Morin et al. (1991), três processos primários podem contribuir para a formação de gradientes de pressão dentro e ao redor de aterros: i) correntes de vento, que podem induzir a formação de pontos de alta pressão na área de incidência desses ventos; ii) estratificação térmica, uma vez que a temperatura mais elevada no interior da célula de resíduos reduz a densidade do gás, favorecendo a sua ascensão para o ambiente externo; e iii) alteração da pressão barométrica, que pode impulsionar fluxos de gases para o interior ou exterior da célula de resíduos, dependendo do aumento ou redução da pressão atmosférica em relação a pressão interna do aterro.

Aterros sem revestimento de base, situados em sedimentos grosseiros ou materiais geológicos fraturados, são mais propícios à migração lateral de CH_4 . Essa migração é facilitada em períodos úmidos, quando os solos da camada de cobertura são saturados, limitando o fluxo difusivo de CH_4 à atmosfera e permitindo o desenvolvimento de altas pressões de gás no interior do maciço sanitário, que impulsionam o fluxo advectivo lateral (SCHEUTZ et al., 2009).

Na existência de fluxo advectivo, esse predominará sobre o difusivo; sendo as taxas de emissões por advecção de magnitude superior aos fluxos por difusão. Entretanto, na maioria das situações de campo, o gradiente de pressão nos aterros é relativamente pequeno. Dessa forma, a difusão será a principal força motriz no transporte de gases (POKHREL et al., 2011). Ressalta-se que o movimento do gás por difusão prevalecerá sobre a advecção quando a diferença de pressão for pequena ou nula (BOUAZZA e RAHMAN, 2007; GOWING, 2001).

- **Difusão**

Segundo Bouazza e Rahman (2007), o fluxo difusivo ocorre como resultado de interações moleculares. Dessa forma, quando o gás está mais concentrado em uma região, existe uma migração natural desse fluido para regiões de menor concentração; sendo o movimento das moléculas uma resposta a um gradiente de pressão parcial ou gradiente de concentração do gás. A difusão possibilita a movimentação extensiva de gases de uma área para outra, sem que haja gradiente de pressão total (MENDONÇA, 2007).

Esse fluxo cessará quando a concentração do gás se tornar uniforme no meio. Não obstante, essa situação é difícil de ocorrer em aterros sanitários, pois a atmosfera funciona como um agente dispersivo de gases (MACIEL, 2003; AUBERTIN et al., 2000).

O fluxo difusivo é regido pela 1ª Lei de Fick (Equação 14), sendo o contaminante transportado de uma região de alta concentração (potencial químico) para regiões de baixa concentração química (MACIEL, 2009; KJELDSEN e FISCHER, 1995).

$$J_d = -D_s \cdot \frac{\partial C}{\partial Z} \quad (\text{Eq. 14})$$

Onde:

$J_d \rightarrow$ fluxo difusivo do gás [$\text{kg} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{s}^{-1}$];

$D_s \rightarrow$ coeficiente de difusão do gás no solo [$\text{m}^2 \cdot \text{s}^{-1}$];

$\frac{\partial C}{\partial Z} \rightarrow$ gradiente de concentração no meio [$\text{kg} \cdot \text{m}^{-4}$].

Na Equação 14, o sinal negativo indica que a transferência de massa ao longo do tempo ocorre no sentido do meio de maior concentração de gás para o de menor. Essa equação implica, ainda, que para um determinado coeficiente de difusão (D_s), existe uma relação linear entre o fluxo (J_d) e o gradiente de concentração ($\frac{\partial C}{\partial Z}$) entre dois pontos.

Aubertin et al. (2000) afirmam que quando a Equação 14 é reescrita em termos de gradientes de pressão parcial, pode-se estabelecer um paralelo entre a 1ª Lei de Fick e a Lei de Darcy, descrita para o fluxo advectivo. Nesse sentido, o coeficiente de difusão (D_s) teria um significado semelhante à condutividade hidráulica (k').

Para sistemas onde a concentração dos gases também varia com o tempo, a Equação 14 pode ser reescrita de acordo com a Equação 15, que representa a 2ª Lei de Fick.

$$\frac{\partial c}{\partial t} = -D_s \frac{\partial^2 c}{\partial z^2} \quad (\text{Eq. 15})$$

As Equações 14 e 15 podem ser utilizadas para a determinação do coeficiente de difusão efetivo D_s , que depende dos poros e das características dos fluidos, tais como porosidade total, tortuosidade, grau de saturação e peso molecular.

2.2.2.2 Fatores que interferem no fluxo de biogás pela camada de cobertura em aterros

Os fatores que afetam os processos de transporte e conduzem à emissão ou migração dos gases podem ser divididos em três classes: i) condições meteorológicas (pressão barométrica, precipitação, temperatura, vento etc.); ii) condições da camada de cobertura de solo compactado (tipo de solo, fissuras, permeabilidade, difusividade, porosidade, umidade, grau de compactação, grau de saturação etc.); iii) condições do ambiente interno à massa de resíduos (sistema de drenagem interna dos gases, recalques diferenciais etc.) (RACHOR et al., 2013; LOPES, 2011; MARIANO, 2008; MACIEL, 2003; KJELDSEN, 1996).

Os fatores relacionados às condições meteorológicas, tais como: temperatura, pressão e velocidade dos ventos foram descritos na seção 2.2.2.1. Quanto à precipitação, essa influenciará diretamente o fluxo de gases pela camada de cobertura, em virtude do aumento do grau de saturação do solo e, conseqüentemente, do decréscimo da sua permeabilidade ao gás.

As características do solo também influenciam o fluxo de biogás pela camada de cobertura. As principais características geotécnicas e possíveis efeitos nas emissões de gases à atmosfera são elencados no Quadro 3.

Em relação aos aspectos inerentes ao ambiente interno à massa de resíduos, a ausência ou ineficiência do sistema de drenagem do biogás pode ocasionar o acúmulo de gases no interior do maciço sanitário, inclusive sob a camada de cobertura, resultando em maiores taxas de emissão devido à elevação do gradiente de pressão. Já os recalques diferenciais na massa de resíduos podem ocasionar o aparecimento de fissuras na camada de cobertura, facilitando, dessa maneira, as emissões fugitivas de biogás para a atmosfera (MACIEL, 2009).

Diante o exposto, ressalta-se a importância da quantificação das emissões fugitivas de biogás pela camada de cobertura, com ênfase nos fatores que favorecem esses fluxos. Essa quantificação permite redirecionar a rotina operacional de aterros sanitários, por meio de projetos e execução de camadas e sistemas de coleta de biogás eficientes; transformando aterros de resíduos em ambientes favoráveis ao aproveitamento energético do metano.

Quadro 3. Principais características geotécnicas e possíveis efeitos nas emissões de gases

Características geotécnicas	Possíveis efeitos nas emissões de gases
Tipo de solo	Solos de granulometria fina (argilas) são preferidos para controle das emissões (diminuem a permeabilidade e aumentam a retenção de umidade).
Espessura	Quanto maior a espessura da camada, maior a possibilidade de retenção física, química e biológica dos gases.
Umidade/saturação	A presença de água nos vazios do solo reduz a percolação dos gases. Redução drástica para valores acima de 75% de saturação.
Conteúdo volumétrico de ar	Quanto maior a presença de poros aerados na matriz, mais rápida é a velocidade dos gases no meio, conseqüentemente, o aumento das emissões.
Densidade/compactação	O aumento da densidade dificulta a passagem dos gases (diminui porosidade e permeabilidade) minimizando as emissões.
Sucção	Importante relação com a retenção/absorção da umidade na camada, especialmente nas evapotranspirativas.
Coefficiente de permeabilidade	Coefficiente que mede a facilidade/dificuldade do gás atravessar o solo por advecção. Grandeza proporcional às emissões de gases.
Coefficiente de difusão	Coefficiente que mede a facilidade/dificuldade do gás atravessar o solo por difusão. Grandeza proporcional ao fluxo de gás emitido.
Contração/expansão e fissuras	Ciclos de umedecimento/secagem favorecem o aparecimento de fissuras em solos argilosos, aumentando os níveis de emissão.
Mineralogia	Possíveis reações físico-químicas dos minerais do solo com os gases podem retê-los na cobertura.

Fonte: COSTA (2015); MACIEL (2003)

2.2.3 Métodos para medição das emissões fugitivas de biogás em aterros sanitários

As emissões fugitivas de biogás através da camada de cobertura de aterros sanitários podem ser determinadas usando abordagens de medição direta e indireta, de pequena a grande escala, aplicadas de forma contínua ou discreta (KORMI et al., 2017). Existem várias técnicas para medir essas emissões, incluindo o método da placa de fluxo, gradiente subsuperficial, pluma de contaminação, técnicas micrometeorológicas e análises por infravermelho (MONSTER et al., 2014; ABICHOU et al., 2011; MACIEL e JUCÁ, 2011; FREDENSLUND et al., 2010; SCHEUTZ et al., 2009; JHA et al., 2008; McBAIN et al., 2005; CZEPIEL et al., 2003; SPOKAS et al., 2003; BOGNER et al., 1997).

Em virtude da dinâmica operacional dos aterros sanitários, da variabilidade espacial da geração de metano, dos mecanismos de transporte de gás, do consumo de metano e das características da camada de cobertura, não é viável uma técnica perfeita e única para a obtenção de medidas precisas dessas emissões (HUBER-HUMER et al., 2009). Sendo assim, os métodos supracitados são descritos no Quadro 4, sendo elencadas, também, as principais vantagens e desvantagens de cada técnica.

Quadro 4. Resumo das técnicas quantitativas para medição das emissões de metano (CH₄) em aterros sanitários

Método	Descrição	Vantagens	Desvantagens
Placa de fluxo estática	Técnica mais comum para medição de emissão de biogás em aterros. Foi validada em campo para várias configurações de aterros sanitários. As placas de fluxo são instaladas na superfície do aterro sanitário, onde o acúmulo de concentração de CH ₄ permite a determinação do fluxo em um ponto específico. Esse método mede o fluxo difusivo com base na variação da concentração de gás no interior da placa com o tempo.	Mais preciso na determinação da emissão pontual. Larga experiência prática, baixo custo, simples instalação, necessita mão de obra pouco especializada. Possibilidade de determinar parâmetros do solo de cobertura (permeabilidade, densidade, umidade, temperatura etc.). Permite avaliação simultânea de diversos gases. Técnica apropriada para quantificar fluxos muito baixos, tanto positivos quanto negativos, de CH ₄ . Não é sensível a medição de CH ₄ oriundo de fontes externas.	Demanda tempo e trabalho intensivo na realização do ensaio. Descreve fluxos em locais específicos e exige um número relativamente grande de medidas antes de ser estatisticamente representativa das emissões globais de aterros sanitários. Deve aplicar técnicas geoestatísticas adequadas para fluxos em áreas maiores. Perturbação temporária da superfície do solo (modificação das características da cobertura na cravação da placa).
Placa de fluxo dinâmica	Medições pontuais na superfície do solo usando uma placa que é lavada continuamente com ar ou um gás de fluxo. Mede o fluxo de CH ₄ com base no fluxo de gás e na diferença entre as concentrações de CH ₄ de entrada e de saída da câmara.	As mesmas vantagens que as câmaras estáticas, exceto, não poder quantificar os fluxos negativos de CH ₄ .	As mesmas desvantagens que as câmaras estáticas. Não é possível quantificar fluxos muito baixos devido à diluição do gás da câmara com o gás de fluxo.
Gradiente subsuperficial	Este método é baseado na 1ª Lei de Fick. A difusividade do gás no solo pode ser calculada empiricamente ou medida <i>in situ</i> e a variação da concentração do gás com a profundidade da camada pode ser obtida por meio de tubos de inspeção. Dessa forma, realiza-se a medição da concentração de gás abaixo do solo e dos gradientes de pressão com cálculo do fluxo usando equações para fluxo difusivo e impulsionado por pressão.	Útil para entender a contribuição relativa dos mecanismos de fluxo difusivo e convectivo, incluindo a influência das mudanças de pressão barométrica de curto prazo, em situações nas quais são verificadas frentes de tempestade e fluxo de vento. Medição de gradiente útil como base quantitativa para teste de hipóteses e criação de programas de medição de campo. Perfis de concentração de gás do solo úteis para entender a direção do fluxo difusivo, a presença de fontes subterrâneas e sumidouros, e fornecer dados de suporte para outros métodos de campo.	As medições de pontos temporais nas configurações de campo são muitas vezes difíceis de interpretar dentro de uma estrutura espacial 3D, especialmente onde há variação da saturação do resíduo e da camada cobertura de solo.

(continua)

Quadro 4. Resumo das técnicas quantitativas para medição das emissões de metano (CH₄) em aterros sanitários (continuação)

Método	Descrição	Vantagens	Desvantagens
Pluma de contaminação (dispersão gases)	Baseia-se na medição simultânea de CH ₄ atmosférico e um gás traçador (geralmente SF ₆ ou N ₂ O). O gás traçador é liberado a uma taxa conhecida; então a taxa de emissão de CH ₄ pode ser determinada a partir da proporção entre o CH ₄ e o gás traçador medido na pluma na direção do vento.	Fornecer uma medida integrada de fluxos de células inteiras ou aterros inteiros, incluindo vazamentos de borda.	Não é possível quantificar fluxos negativos (absorção de CH ₄ atmosférico). Difícil ou impossível aplicar em topografia variável com velocidades de vento altas ou variáveis ou fontes interferentes de CH ₄ . Os marcadores SF ₆ ou N ₂ O são potentes gases de efeito estufa.
Técnicas micrometeorológicas	Uma família de técnicas que medem a transferência turbulenta de gases entre a superfície terrestre e a parte inferior da atmosfera. Baseia-se em sensores de resposta rápida montados em torre para medir gradientes verticais de velocidade e direção do vento, concentração de CH ₄ e outras variáveis que são usadas para determinar o equilíbrio energético da superfície. Inclui correlação turbulenta, razão de Bowen, difusão turbulenta, balanço de massa e outras técnicas.	Fornecer uma medida integrada de fluxos de escala de paisagem. Melhor para terrenos planos. Não perturba a superfície do solo ou a vegetação. Útil para estudos temporais de curto prazo sob condições atmosféricas variáveis.	Não é possível quantificar os fluxos negativos (absorção de CH ₄ atmosférico). Difícil de aplicar em topografia variável ou onde existem outras fontes de CH ₄ . A pegada da área de medição é determinada a partir de dados experimentais e não está pré-determinada. Técnicas caras que requerem equipamentos e conhecimentos especializados. O preço está em declínio devido a avanços e maior disponibilidade de sensores específicos de gás de resposta rápida com baixos limites de detecção.
Análises por infravermelho	Detecta a concentração do biogás acima da superfície do aterro por processos óticos e/ou térmicos através da passagem de luz infravermelha.	Mais preciso na obtenção da emissão total do aterro cobrindo rapidamente vários hectares e passível de localizar dispersão da pluma de contaminação.	Alto custo, tecnologia nem sempre disponível, necessita mão de obra qualificada. Não identifica as causas reais da emissão de biogás (solo mal compactado, presença de fissuras ou aumento da pressão dos gases sob a camada etc.). Maior susceptibilidade às condições meteorológicas (velocidade do vento, pressão atmosférica). Número de gases analisados limitados (normalmente, só o metano). Não permite determinar as taxas de emissões, apenas localizar as regiões de pico de fluxo.

Fonte: Fredenslund et al. (2010), Scheutz et al. (2009), Maciel (2009), Maciel (2003), Spokas et al. (2003) e Bogner et al. (1997)

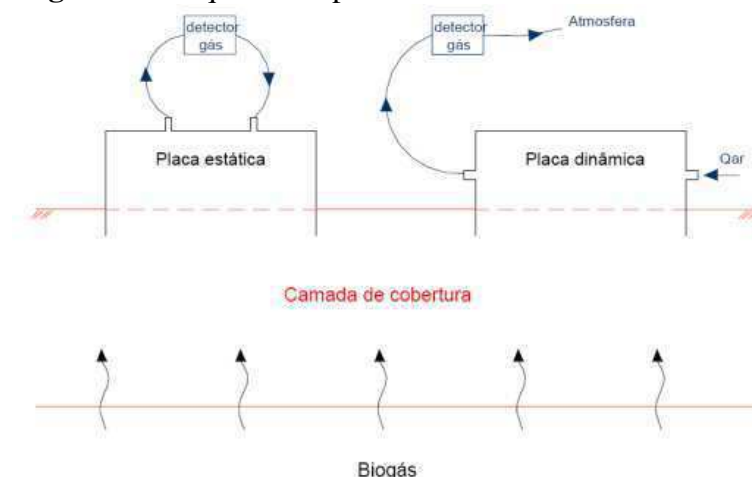
Entre as técnicas listadas no Quadro 4, o método da placa de fluxo é considerado muito intensivo em mão-de-obra e demorado, e é adequado para medições pontuais, pois muitas vezes é necessário um grande número de medidas devido à alta variação espacial das emissões (FREDENSLUND et al., 2010). Apesar das limitações evidentes, o uso de placas de fluxo ainda é o melhor método disponível para determinar a variação espacial das emissões de aterros (GONZALEZ-VALENCIA et al., 2016).

Os outros métodos são caros e requerem equipamentos altamente sofisticados e sensíveis que não são amplamente comercializados. Além disso, esses métodos requerem modelagem numérica para calcular o fluxo de emissão de metano e dependem da velocidade e direção do vento (PARK et al., 2016).

2.2.3.1 Placa de fluxo

As placas de fluxo consistem em câmaras fechadas (placa estática) ou semiabertas (placa dinâmica) (Figura 12). No ensaio de placa de fluxo estática, os gases são analisados sem diluição, retornando ao interior da câmara após a passagem pelo detector de gases, em um ciclo fechado. Já no ensaio com placa de fluxo dinâmica, os gases no interior da câmara são diluídos por meio de um fluxo contínuo de ar para serem analisados e, posteriormente, lançados à atmosfera (REGATTIERI, 2009; MARIANO, 2008; MACIEL, 2003).

Figura 12. Esquema de placa de fluxo estática e dinâmica



Fonte: Maciel (2003)

Conforme descrito no Quadro 4, as placas de fluxo estáticas e dinâmicas apresentam basicamente as mesmas vantagens e desvantagens. Entretanto, não é possível quantificar fluxos muito baixos nas placas dinâmicas, devido à diluição do gás da câmara com o gás de fluxo.

Ressalta-se que, de acordo com Cossu et al. (1997), a placa de fluxo estática é mais simples e de menor custo. Dessa forma, essa placa é mais indicada quando se faz necessária uma maior quantidade de ensaios a serem realizados, em um curto intervalo de tempo.

Um estudo comparativo entre essas duas técnicas foi realizado por Cossu et al. (1997). Os autores concluíram que as emissões quantificadas com a placa dinâmica resultaram em valores mais elevados que os determinados pela placa estática. Além disso, as medições realizadas na placa dinâmica podem ter sido superestimadas, em função da reduzida vazão de ar fresco no interior da câmara, e que, no caso dos ensaios realizados na placa estática, as emissões podem ter sido subestimadas, devido à pressão no interior da câmara.

Vários tipos de placas de fluxo têm sido relatados na literatura. No geral, são utilizados os formatos circular, quadrado e cônico; com as mais diversas dimensões e, conseqüentemente, volume útil, conforme alguns modelos apresentados no Quadro 5.

Quadro 5. Características de placas de fluxo reportadas na literatura

Referência	Forma da placa	Dimensões (cm)		Área - A (m ²)	Volume - V (L)	Proporção V:A (L.m ⁻²)
		Base	Altura			
Gonzalez-Valencia et al. (2016)	cilíndrica	N.I	N.I	0,057	10,9	191,2
Araujo e Ritter (2016)	quadrada	N.I	N.I	1,0	50,0	50,0
Park et al. (2015)	N.I	N.I	N.I	N.I	12,0	-
Oliveira et al. (2013)	quadrada	40,0 x 40,0	5,0	0,16	8,3	51,9
Maciel e Jucá (2011)	quadrada	40,0 x 40,0	5,0	0,16	8,3	51,9
Fourie e Morris (2004)	cônica	N.I	N.I	0,5	50,0	100,0
Park e Shin (2001)	circular	Ø 40,0	30,0	0,13	40,0	307,7
Cossu et al. (1997)	circular	Ø 50,0	20,0	0,79	157,0	198,7

N.I – não informado

Os modelos de placas de fluxo elencados no Quadro 5 apresentam uma proporção de volume sobre área (V:A) variando, aproximadamente, entre 50,0 e 300,0 L. As proporções de V:A são tipicamente maiores do que 150 L.m⁻², com períodos de medição geralmente na faixa de 20-40 min (LIVINGSTON e HUTCHINSON, 1995; BOGNER et al., 1993). Entretanto, placas com proporção V:A de aproximadamente 50,0 L.m⁻² têm sido utilizadas de maneira satisfatória na quantificação de emissões fugitivas em aterros brasileiros (ARAUJO e RITTER, 2016; OLIVEIRA et al., 2013; MACIEL e JUCÁ, 2011 etc.).

Em aterros sanitários com grandes taxas de emissões de gases é recomendável a utilização de placas de fluxo com uma proporção maior de volume sobre área (V:A) e menor

tempo de duração de ensaios. Para locais com fluxos menores, podem ser adotadas placas de fluxo menores, por períodos de tempo maiores (LIVINGSTON e HUTCHINSON, 1995).

Fourie e Morris (2004) realizaram um estudo das emissões de biogás, com a utilização de placa de fluxo estática, em quatro grandes aterros localizados no semiárido da África do Sul; sendo dois em operação e dois encerrados. Os dois aterros em operação emitiram fluxos médios totais de CH₄ entre 26,7 e 43,9 g.m⁻².dia⁻¹ (1,6 e 2,6 L.m⁻².h⁻¹), enquanto os dois aterros fechados emitiam fluxos médios de CH₄ de 16,2 e 17,9 g.m⁻².dia⁻¹ (0,9 e 1,0 L.m⁻².h⁻¹); sendo esses valores menores do que o esperado pelos autores.

Com base nesse estudo, Fourie e Morris (2004) concluíram que as camadas de cobertura de aterros em clima semiárido, com baixa permeabilidade à água, provavelmente retardariam significativamente a já baixa taxa de degradação dos resíduos e, conseqüentemente, a geração de gases. Embora isso possa ser considerado vantajoso a curto prazo, as camadas de coberturas de aterro, com material argiloso, inevitavelmente serão dessecadas e quebradas em um ambiente semiárido, a médio e longo prazos. Além disso, os esforços para incentivar a recuperação de energia de aterros podem ser dificultados, pois as taxas de geração de gás diminuem à medida que os resíduos se secam em condições de recarga mínima de precipitação.

2.3 APROVEITAMENTO ENERGÉTICO DO BIOGÁS EM ATERROS SANITÁRIOS

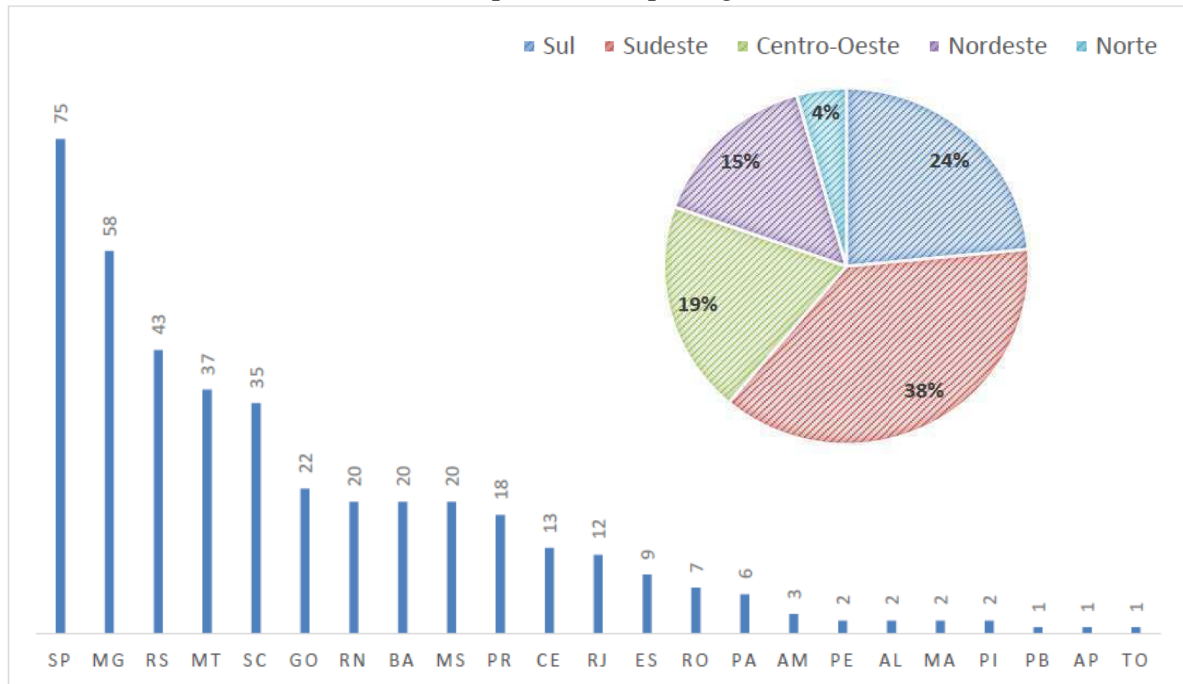
O Protocolo de Quioto estabelece três “mecanismos econômicos de flexibilidade” que permitem aos países cumprirem as exigências de redução de emissões fora de seus territórios. Dois desses mecanismos correspondem somente aos países do Anexo I (desenvolvidos) do Protocolo de Quioto e se referem à Implementação Conjunta (*Joint Implementation*) e ao Comércio de Emissões (*Emission Trading*). O terceiro mecanismo, chamado de Mecanismo de Desenvolvimento Limpo – MDL (*Clean Development Mechanism – CDM*), surgiu de uma proposta brasileira à Convenção-Quadro das Nações Unidas sobre Mudança do Clima (UNFCCC, sigla em inglês de *United Nations Framework Conference on Climate Change*) (ICLEI-BRASIL, 2009).

Através desse mecanismo, os países do Anexo I do Protocolo de Quioto podem ampliar as possibilidades de cumprirem suas metas de redução de emissões de GEE, adquirindo Reduções Certificadas de Emissões (RCEs), também conhecidas como Créditos de Carbono, originadas por projetos implementados nos países que não fazem parte do Anexo I, como o Brasil (BRASIL, 2009).

Quanto ao status dos projetos de MDL no mundo, 7.690 atividades de projeto

encontram-se registradas na UNFCCC. O Brasil ocupa o 3º lugar, com 339 atividades de projeto registradas (4,4%). A China e a Índia ocupam o 1º e o 2º lugares, com 48,9 e 20,8%, respectivamente; abrangendo 69,7% dos projetos MDL no mundo. A distribuição do número de atividades de projetos MDL no Brasil, por estado e por região, é ilustrada na Figura 13.

Figura 13. Distribuição do número de atividades de Mecanismo de Desenvolvimento Limpo no Brasil por estado e por região*



*Algumas atividades de projeto englobam mais de um estado

Fonte: Adaptado de BRASIL (2016)

Por meio dos dados apresentados na Figura 13, observa-se que as regiões Sudeste, Sul e Centro-Oeste concentram 81% das atividades de MDL, sendo São Paulo o líder (com 75 atividades de projeto registradas), seguido por Minas Gerais (58) e Rio Grande do Sul (43).

Dentre as atividades de MDL no Brasil, 50 estão relacionadas a gás de aterro, o que representa 14,7% do total de atividades. Ao considerar a redução estimada de emissão de GEE, as atividades relacionadas a gás de aterro equivalem a 88.066.690 tCO₂eq, ou seja, 23,5% das reduções (Tabela 2).

Tabela 2. Distribuição das atividades de projeto no Brasil por tipo de projeto, registradas na Convenção-Quadro das Nações Unidas sobre a Mudança do Clima (UNFCCC)

Tipos de atividade de projeto	Atividades de projeto de MDL		Redução estimada de emissão de GEE por tipo de atividade de projeto	
	Quantidade	% em relação ao total	tCO ₂ eq ⁴	% em relação ao total
Hidrelétrica ¹	94	27,7	138.510.546	37,0
Biogás ²	63	18,6	25.072.484	6,7
Usina eólica	56	16,5	42.665.988	11,4
Gás de aterro	50	14,8	88.066.690	23,5
Biomassa energética	41	12,1	16.091.394	4,3
Substituição de combustível fóssil	9	2,6	2.664.006	0,7
Metano evitado ³	9	2,6	8.221.417	2,2
Decomposição de N ₂ O	5	1,5	44.911.888	11,9
Utilização e recuperação de calor	4	1,2	2.986.000	0,8
Reflorestamento e florestamento	3	0,9	2.363.010	0,6
Uso de materiais	1	0,3	199.959	0,1
Energia solar fotovoltaica	1	0,3	6.594	0,0
Eficiência energética	1	0,3	382.214	0,1
Substituição de SF ₆	1	0,3	1.923.005	0,5
Redução e substituição de PFC	1	0,3	802.860	0,2
Total	339	100,0	374.868.055	100,0

¹Micro centrais (CGHs), pequenas centrais (PCHs) e grandes usinas (UHEs); ²suinocultura e tratamento de águas residuais; ³tratamento de águas, compostagem e incineração de resíduos; ⁴cada tCO₂eq reduzida ou removida da atmosfera, corresponde a uma unidade emitida pelo Conselho Executivo do MDL, denominada de Redução Certificada de Emissão (RCE)

Fonte: BRASIL (2016)

2.3.1 Usinas termelétricas movidas a biogás de aterro sanitário

Na Tabela 3 é apresentado um detalhamento da matriz de energia elétrica no Brasil (ANEEL, 2017).

Tabela 3. Matriz de energia elétrica no Brasil

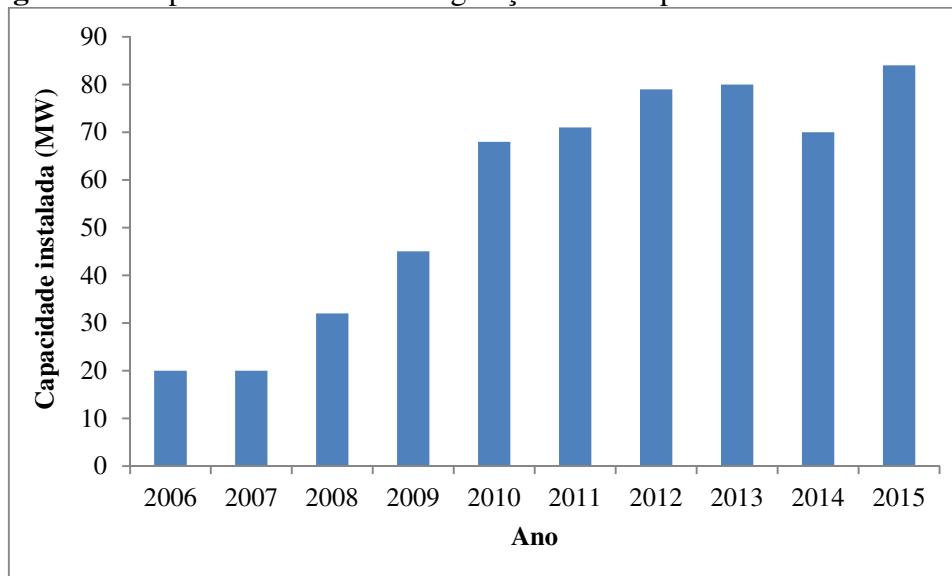
Origem	Fonte		Capacidade Instalada			Total		
	Fonte Nível 1	Fonte Nível 2	Nº de Usinas	KW	%	Nº de Usinas	KW	%
Biomassa	Agroindustriais	Bagaço de Cana de Açúcar	397	11.111.035	6,7793	415	11.223.890	6,848
		Biogás-AGR	3	1.822	0,0011			
		Capim Elefante	3	65.700	0,04			
		Casca de Arroz	12	45.333	0,0276			
	Biocombustíveis Líquidos	Etanol	1	320	0,0001	3	4.670	0,0027
		Óleos vegetais	2	4.350	0,0026			
	Floresta	Carvão Vegetal	7	41.197	0,0251	88	3.117.998	1,9022
		Gás de Alto Forno - Biomassa	10	114.265	0,0697			
		Lenha	3	15.650	0,0095			
		Licor Negro	18	2.542.616	1,5513			
		Resíduos Florestais	50	404.270	0,2466			
		Resíduos animais	Biogás - RA	13	4.439			
	Resíduos sólidos urbanos	Biogás - RU	17	122.250	0,0745	18	124.950	0,0761
		Carvão - RU	1	2.700	0,0016			
Eólica	Cinética do vento	Cinética do vento	483	11.855.743	7,2337	483	11.855.743	7,2337
Fóssil	Carvão mineral	Calor de Processo - CM	1	24.400	0,0148	21	3.713.495	2,2656
		Carvão Mineral	12	3.317.465	2,0241			
		Gás de Alto Forno - CM	8	371.630	0,2267			
	Gás natural	Calor de Processo - GN	1	40.000	0,0244	162	13.003.427	7,9339
		Gás Natural	161	12.963.427	7,9095			
	Outros Fósseis	Calor de Processo - OF	1	147.300	0,0898	1	147.300	0,0898
		Gás de Refinaria	6	315.560	0,1925			
		Óleo Combustível	74	4.055.825	2,4746			
		Óleo Diesel	2122	4.703.044	2,8695			
	Petróleo	Outros Energéticos de Petróleo	18	1.028.328	0,6274	2.220	10.102.757	6,164
Hídrica	Potencial hidráulico	Potencial hidráulico	1271	100.018.867	61,025			
Nuclear	Urânio	Urânio	2	1.990.000	1,2141	2	1.990.000	1,2141
Solar	Radiação solar	Radiação solar	63	418.325	0,2552	63	418.325	0,2552
Importação	Paraguai	-	-	5.650.000	3,4473	-	-	4,9848
	Argentina	-	-	2.250.000	1,3728			
	Venezuela	-	-	200.000	0,122			
	Uruguai	-	-	70.000	0,0427			
Total			4760	163.895.861	100	4.760	163.895.861	100

Fonte: ANEEL (2017)

De acordo com dados disponíveis no Banco de Informações de Geração (BIG), da Agência Nacional de Energia Elétrica (ANEEL), a capacidade instalada de energia elétrica no país é de 163.895.861 KW (aproximadamente 164.000 MW), provenientes das diversas fontes: biomassa, eólica, fóssil, hídrica, nuclear e solar. Em relação à fonte de origem de biomassa, existem 17 usinas movidas a biogás de Resíduos Sólidos Urbanos no Brasil, com capacidade instalada de 122.250 KW (122,25 MW), o que corresponde a 0,0745% da capacidade instalada no país (Tabela 3).

As informações provenientes do Balanço Energético Nacional 2016, ano base 2015, apontam para um crescimento da capacidade instalada de geração de energia elétrica por meio de usinas movidas a biogás (Figura 14). Em 2006, a capacidade instalada era de 20 MW, sendo verificado um crescimento para 84 MW, em 2015 (EPE, 2016), e para 122,25 MW em 2016 (ANEEL, 2017).

Figura 14. Capacidade instalada de geração elétrica por usina movida a biogás



Fonte: EPE (2016); ANEEL (2017)

No Quadro 6 estão elencadas as usinas movidas a biogás de aterro sanitário no Brasil, identificadas nesta pesquisa. Observa-se que essas usinas são, majoritariamente, localizadas na região Sudeste do país. Foi identificada apenas uma usina instalada na região Nordeste, no Aterro Metropolitano Centro de Salvador-BA, fora do perímetro do semiárido, em funcionamento desde o ano de 2011.

Quadro 6. Usinas termelétricas movidas a biogás de aterro sanitário em operação no Brasil, identificadas nesta pesquisa

Aterro Sanitário	Município-Estado	Potência instalada	Ano de instalação	Produção média diária de biogás (m³.dia⁻¹)
CTVA Caieiras	São Paulo-SP	29,50 MW	2016	45.600
Aterro São João	São Paulo-SP	21,56 MW	2008	360.000
Aterro Sanitário de Guataparará	Guataparará-SP	5,70 MW	2014	-
Aterro Sanitário Bandeirantes	São Paulo-SP	20,00 MW	2003	114.000
Aterro Sanitário Santana de Parnaíba	Santana de Parnaíba-SP	4,30 MW	2015	-
Aterro Sanitário de Barueri	Barueri-SP	30,00 KW	-	-
Aterro Metropolitano Centro de Salvador	Salvador-BA	19,73 MW	2011	12.000
Aterro Minas do Leão	Minas do Leão-RS	6,30 MW	2015	96.000
Aterro Sanitário de Uberlândia	Uberlândia-MG	-	2012	45.000
Aterro Sanitário da Canhanduba	Itajaí-SC	1,00 MW	2014	12.480
Aterro Sanitário de Cascavel	Cascavel-PR	1,00 MW	2014	2.400
Aterro Sanitário de Juiz de Fora	Juiz de Fora-MG	2,85 MW	2015	10.024
Aterro Sanitário de Santa Maria	Santa Maria-RS	8,55 MW	2016	138.000
Aterro Sanitário de Belo Horizonte	Belo Horizonte-MG	4,90 MW	2010	120.000

Fonte: ANEEL (2012); CIBIOGÁS (2017)

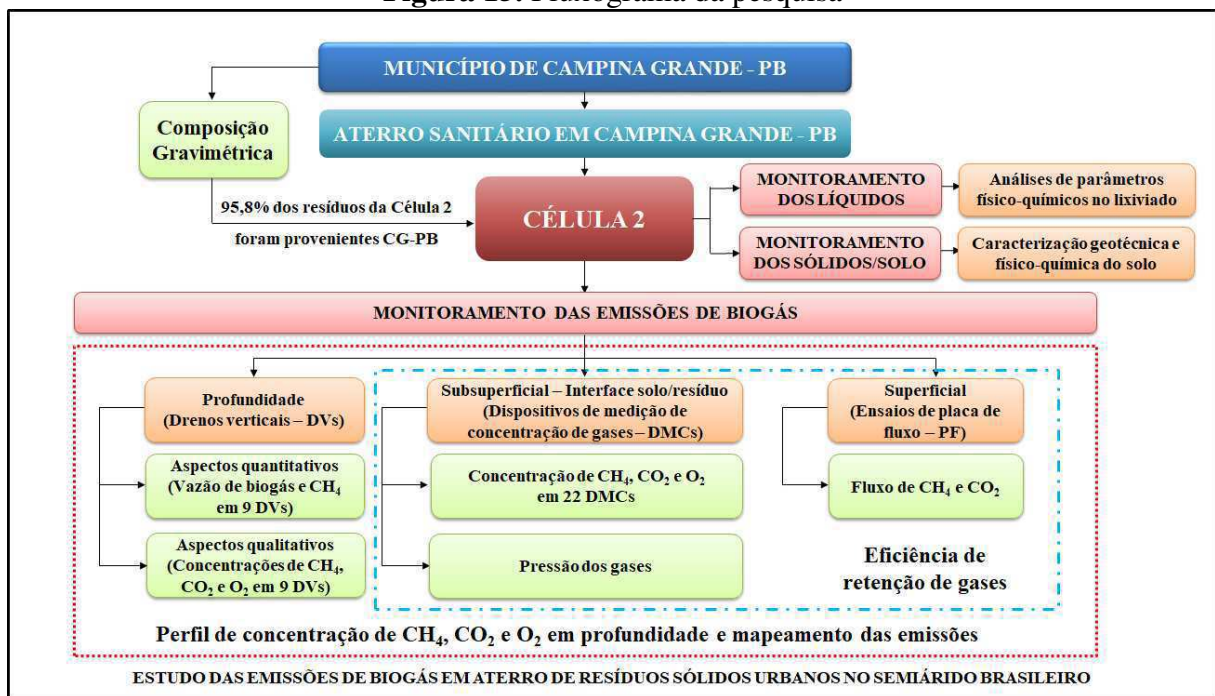
Apesar do crescimento do aproveitamento energético do biogás proveniente dos RSU, impulsionados com a instituição da Política Nacional de Resíduos Sólidos (BRASIL, 2010), a capacidade instalada de energia por essa fonte ainda é reduzida quando comparada ao potencial de geração estimado para o Brasil, de 1,3 GW de energia elétrica. Esse total é equivalente a um fornecimento adicional de 932.000 MWh.mês⁻¹, o suficiente para abastecer 6 milhões de residências ou mais de 20 milhões de habitantes (ABRELPE, 2013).

CAPÍTULO 3 – METODOLOGIA

3.1 CONSIDERAÇÕES INICIAIS

Neste capítulo é realizada uma breve descrição do município de Campina Grande-PB, com ênfase na disposição final dos Resíduos Sólidos Urbanos e na metodologia de caracterização física dos RSU gerados nessa localidade. É apresentado, também, o campo experimental em escala real desta pesquisa: o Aterro Sanitário em Campina Grande-PB, ressaltando os estudos realizados em uma célula de resíduos (denominada de Célula 2). Em seguida é contemplado um detalhamento do plano de monitoramento, que subsidiou a elaboração desta pesquisa (Figura 15).

Figura 15. Fluxograma da pesquisa

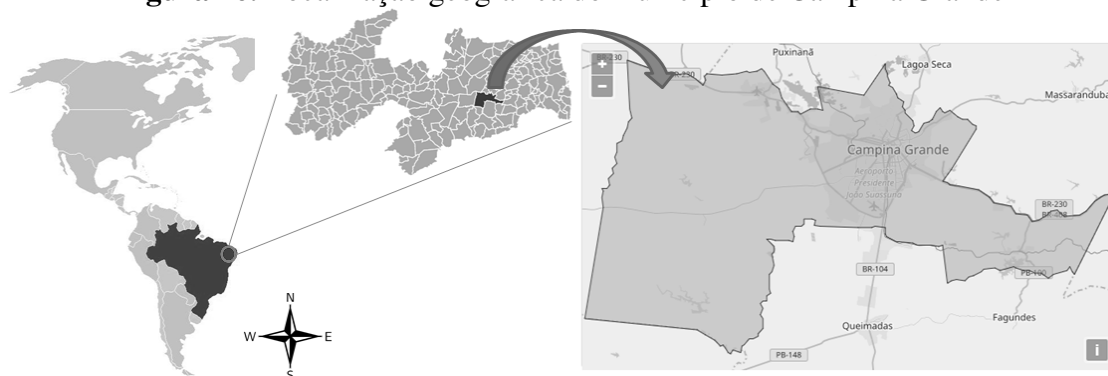


No presente estudo foi realizada uma caracterização físico-química de frações biodegradáveis dos resíduos frescos do Aterro Sanitário de Campina Grande-PB, que permitiram a estimativa do potencial teórico de geração de biogás e energético da Célula 2. Ressalta-se que não foi possível executar um plano de monitoramento dos sólidos/RSU, referente à caracterização dos resíduos aterrados na Célula 2, devido à impossibilidade de execução de furo de sondagem à percussão no tempo de vigência desta pesquisa.

3.2 DISPOSIÇÃO FINAL DOS RESÍDUOS SÓLIDOS URBANOS NO MUNICÍPIO DE CAMPINA GRANDE-PB

O município de Campina Grande, no estado da Paraíba, região Nordeste do Brasil (Figura 16), está inserido no semiárido brasileiro, com precipitação média de 748 mm.ano^{-1} e evaporação de $1.417 \text{ mm.ano}^{-1}$ (PARAÍBA, 2001); o que favorece um déficit hídrico ao longo de vários meses do ano. A classificação do clima é Aw (clima tropical com estação seca de inverno), segundo Köppen e Geiger (1928). Esse município engloba uma área de $594,182 \text{ km}^2$, com uma densidade demográfica de $648,31 \text{ hab.km}^{-2}$ (IBGE, 2010).

Figura 16. Localização geográfica do município de Campina Grande



Fonte: Adaptado do IBGE (2017)

A população estimada para o município de Campina Grande-PB, em 2017, é de 407.754 habitantes (IBGE, 2017), com uma geração *per capita* de $0,64 \text{ kg.hab}^{-1}.\text{dia}^{-1}$ de RSU (ECOSAM, 2014); o que resulta em uma produção em torno de 261 t.dia^{-1} de resíduos. Entretanto, cerca de 500 t.dia^{-1} de RSU, provenientes desse município, são destinados diariamente ao aterro sanitário local (ECOSOLO, 2016).

Esse município é considerado um dos principais polos industriais da região Nordeste e um dos maiores polos tecnológicos da América Latina, além de se destacar como centro universitário. Em contraponto a essa realidade, o município de Campina Grande-PB, ao longo de sua história, apresentou um cenário desfavorável em relação à disposição final ambientalmente adequada dos RSU, sendo realizada em vazadouros a céu aberto ou lixões, até janeiro de 2012, quando os resíduos sólidos começaram a ser transportados e aterrados no município de Puxinanã-PB.

Em paralelo à disposição dos RSU do município de Campina Grande-PB no Aterro de Puxinanã-PB, tramitava o processo de Licença de Operação (LO) do Aterro Sanitário em Campina Grande-PB (ASCG), descrito na seção 3.4.

A quantidade de resíduos coletados foi proporcional à população de cada bairro, sendo apresentadas no Quadro 7. A coleta dos resíduos nos bairros sorteados foi realizada em rota especialmente definida para esse fim, em caminhão basculante, sendo efetuada a pesagem imediata dos resíduos até atingir as quantidades especificadas no Quadro 7.

Quadro 7. Massa de resíduos coletados nos bairros de Campina Grande-PB

Zona	Bairro	RSU (kg)
Norte	Conceição	108,45
	Nações	44,34
	Palmeira	179,46
Sul	Estação Velha	104,48
	Jardim Paulistano	253,14
	São José	124,56
	Velame	190,36
Leste	José Pinheiro	508,09
	Nova Brasília	295,98
Oeste	Dinamérica	172,78
	Malvinas	1.220,82
	Quarenta	157,55
Total	-	3.360,01

Fonte: Araújo Neto (2016)

Procedida a coleta da quantidade de RSU estabelecida para cada bairro, os resíduos foram encaminhados para as dependências físicas da Universidade Federal de Campina Grande - UFCG (Figura 18), descarregados e cobertos por lona, até o descarregamento da quantidade total dimensionada.

Figura 18. Acondicionamento dos RSU durante a operação de coleta nos bairros



Fonte: Acervo da pesquisa (2015)

Após a coleta da quantidade de resíduos dimensionada no Quadro 7, utilizou-se a NBR 10.007 (ABNT, 2004) para a obtenção de uma amostra representativa dos RSU com vistas à determinação da composição gravimétrica dos resíduos de Campina Grande-PB.

Sendo assim, para determinar a massa de cada fração dos resíduos em relação à massa total, foram seguidas as etapas metodológicas descritas a seguir:

- os RSU coletados foram dispostos em uma lona (Figura 18);
- procedeu-se a abertura das sacolas para facilitar a homogeneização (Figura 19a);
- com o auxílio de uma pá enchedeira, a pilha de RSU foi quarteada (Figura 19b);
- do quarteamento foram descartadas duas pilhas diametralmente opostas;
- as duas pilhas restantes foram homogeneizadas novamente, formando uma única pilha;
- foram retiradas amostras do topo, das laterais e da base;
- as amostras foram dispostas em uma lona para a triagem do material;
- os materiais foram separados de acordo com as categorias: papel e papelão, plástico, metal, vidro, compósitos, têxteis sanitários, material putrescível e outros (Figura 19c);
- os resíduos de cada categoria foram pesados (Figura 19d).

Figura 19. Etapas da caracterização física dos resíduos



(a) abertura das sacolas



(b) quarteamento da pilha de resíduos



(c) categoria de resíduos segregados



(d) pesagem das categorias de resíduos

Fonte: Acervo da pesquisa (2015)

Amostras de resíduos frescos provenientes da caracterização física dos RSU de Campina Grande-PB foram encaminhadas ao Laboratório de Geotecnia Ambiental (LGA/UFCG), sendo realizadas análises de umidade, sólidos voláteis (SV), potencial hidrogeniônico (pH).

3.4 ATERRO SANITÁRIO EM CAMPINA GRANDE-PB

O Aterro Sanitário em Campina Grande (ASCG) está localizado na Fazenda Logradouro II, distrito de Catolé de Boa Vista, município de Campina Grande-PB; sob as coordenadas geográficas 7°16'38'' latitude Sul e 36°00'51'' a oeste de Greenwich. O acesso principal ao ASCG é a PB-138, que se interliga à BR-230, a 10 km do aterro (Figura 20).

Figura 20. Vista aérea da localização do Aterro Sanitário em Campina Grande-PB



Fonte: Adaptada do Google Earth® (2015)

A área do ASCG é de propriedade da ECOSOLO – Gestão Ambiental de Resíduos Ltda., empresa responsável pela implantação e operação desse aterro. Sua operação iniciou em 9 de julho de 2015, sob a LO N° C9/2015, logo após a interdição do Aterro Sanitário em Puxinanã-PB (seção 3.2). O monitoramento geoambiental do aterro é realizado pela UFCG, por meio do Grupo de Geotecnia Ambiental (GGA), desde março de 2016. Esse monitoramento foi efetivado por meio do Convênio N° 001/2015, celebrado entre a ECOSOLO e a UFCG, tendo como interveniente a Fundação Parque Tecnológico da Paraíba (PaqTcPB).

O projeto do ASCG foi concebido para contemplar unidades de tratamento e disposição final de vários tipos de Resíduos Sólidos Urbanos (domésticos, resíduos de poda e resíduos da construção civil), classificados como IIA (resíduos não perigosos e não inertes) e IIB (não perigosos e inertes), segundo a NBR 10.004 (ABNT, 2004b). No Estudo de Impacto Ambiental e Relatório de Impacto Ambiental (EIA/RIMA) do empreendimento foi prevista, também, a implantação de unidades para tratamento de resíduos de serviços de saúde e resíduos industriais (ECOTERRA, 2010). No entanto, o ASCG recebe, atualmente, apenas Resíduos Sólidos Urbanos (RSU) e Resíduos da Construção Civil (RCC).

Esse aterro foi implantado em uma área de 64 ha (sendo 40 ha destinados à disposição de RSU) e dimensionado para uma capacidade inicial de 350 t.dia⁻¹ de resíduos, resultando em uma vida útil projetada de 25 anos (ECOTERRA, 2010).

No início do monitoramento do ASCG, em março de 2016, o aterro recebia em torno de 500 t.dia⁻¹ de RSU provenientes do município de Campina Grande-PB e mais 3 (três) municípios paraibanos vizinhos (Puxinanã, Montadas e Boa Vista). Em 2017, a massa de resíduos aterrada no Aterro Sanitário em Campina Grande-PB atingiu, aproximadamente, 600 t.dia⁻¹ de RSU, sendo adicionada a contribuição de mais 5 municípios do estado da Paraíba (Areia, Itatuba, Santa Cecília, Gado Bravo e Barra de Santana), conforme listado no Quadro 8; totalizando 521.249 habitantes beneficiados por esse aterro (ECOSOLO, 2017; IBGE, 2017).

Quadro 8. Municípios atendidos pelo Aterro Sanitário em Campina Grande-PB

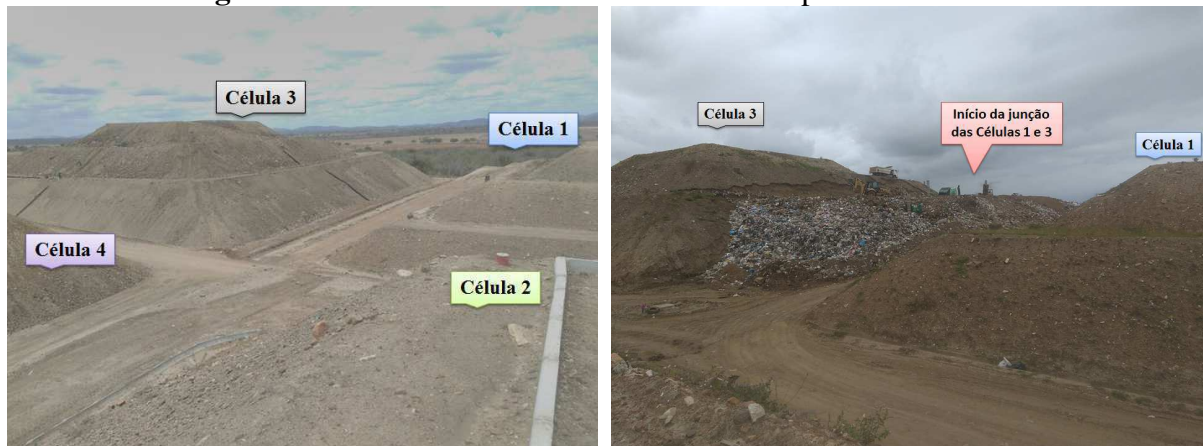
Municípios	População censo 2010	População estimada em 2017	Início de disposição dos resíduos no aterro
Campina Grande	385.213	410.332	julho/2015
Puxinanã	12.923	13.715	julho/2015
Montadas	4.990	5.691	julho/2015
Boa Vista	6.227	7.083	julho/2015
Lagoa Seca	25.900	27.543	junho/2016
Areia	23.829	22.776	junho/2017
Itatuba	10.201	10.876	junho/2017
Santa Cecília	6.658	6.557	junho/2017
Gado Bravo	8.376	8.435	junho/2017
Barra de Santana	8.206	8.241	junho/2017
Total	492.523	521.249	-

Fonte: ECOSOLO (2017); IBGE (2017)

Desde o início da operação do ASCG (julho de 2015) a setembro de 2017, foram encerradas 4 (quatro) células de resíduos (Figura 21a), de 22 (vinte e duas) projetadas. Diante do exposto, a velocidade na qual estão sendo encerradas as células de RSU é bem maior que a prevista no projeto. Uma das principais razões para essa assertiva é a execução precária do Plano Municipal de Gestão Integrada de Resíduos Sólidos de Campina Grande-PB (ECOSAM, 2014). Dessa forma, todas as categorias de RSU, e não apenas o rejeito, estão sendo encaminhadas ao aterro investigado nesta pesquisa.

As células do ASCG apresentam área de base de aproximadamente 100 x 100 x 20 m de altura, escalonadas em platôs de 5 m de altura, com bermas de 6 m de comprimento. Atualmente, estão sendo dispostos resíduos entre as Células 1 e 3 (Figura 21b), o que se estenderá às demais células, no intuito de unir as 4 (quatro) células encerradas e formar uma macrocélula.

Figura 21. Células do Aterro Sanitário em Campina Grande-PB



(a) antes do início do processo de união das células, em junho de 2017

(b) após o início do processo de união das células, em junho de 2017

Fonte: Acervo da pesquisa (2017)

Nesta pesquisa, os dados que forneceram subsídios para o estudo das emissões de biogás e determinação do potencial energético dos RSU foram provenientes do monitoramento geoambiental da Célula 2 do Aterro Sanitário em Campina Grande-PB.

3.4.1 Aspectos construtivos da Célula 2

A operação da Célula 2 iniciou em dezembro/2015 (Figura 22a) e encerrou em maio/2016 (Figura 22b), com uma massa total de 62.359,44 t de RSU aterrados. No Quadro 9 é apresentada uma caracterização geral da Célula 2, em relação a alguns aspectos construtivos.

Figura 22. Célula 2 do Aterro Sanitário em Campina Grande-PB



(a) início da operação, em dezembro/2015

(b) encerramento, em maio/2016

Fonte: Acervo da pesquisa (2016)

Quadro 9. Características gerais da Célula 2 do Aterro Sanitário em Campina Grande-PB

Aspectos relevantes	Características
Dimensão da base	<ul style="list-style-type: none"> • 105,99 x 117, 19 m
Impermeabilização da base	<ul style="list-style-type: none"> • solo compactado de baixa permeabilidade à água, sem adição de manta geotêxtil
Altura da Célula 2	<ul style="list-style-type: none"> • 17,00 m, aproximadamente
Impermeabilização da camada de cobertura	<ul style="list-style-type: none"> • solo compactado de espessura variada, com média de 1,2 m no platô superior
Impermeabilização dos taludes	<ul style="list-style-type: none"> • solo, sem adição de manta geotêxtil
Drenos verticais de gases	<ul style="list-style-type: none"> • 9 drenos
Sistema de drenagem de lixiviado	<ul style="list-style-type: none"> • constituída de drenos principais, drenos coletores e drenos secundários, que em conjunto são denominados “espinha de peixe”

Fonte: Dados da pesquisa (2016)

Ressalta-se que estudo específico para a caracterização e determinação das propriedades do solo da camada de cobertura da Célula 2 é apresentado na seção 3.4.2.3. Nas seções 3.4.1.1 e 3.4.1.2 são detalhados os sistemas de drenagem do biogás e lixiviado da Célula 2.

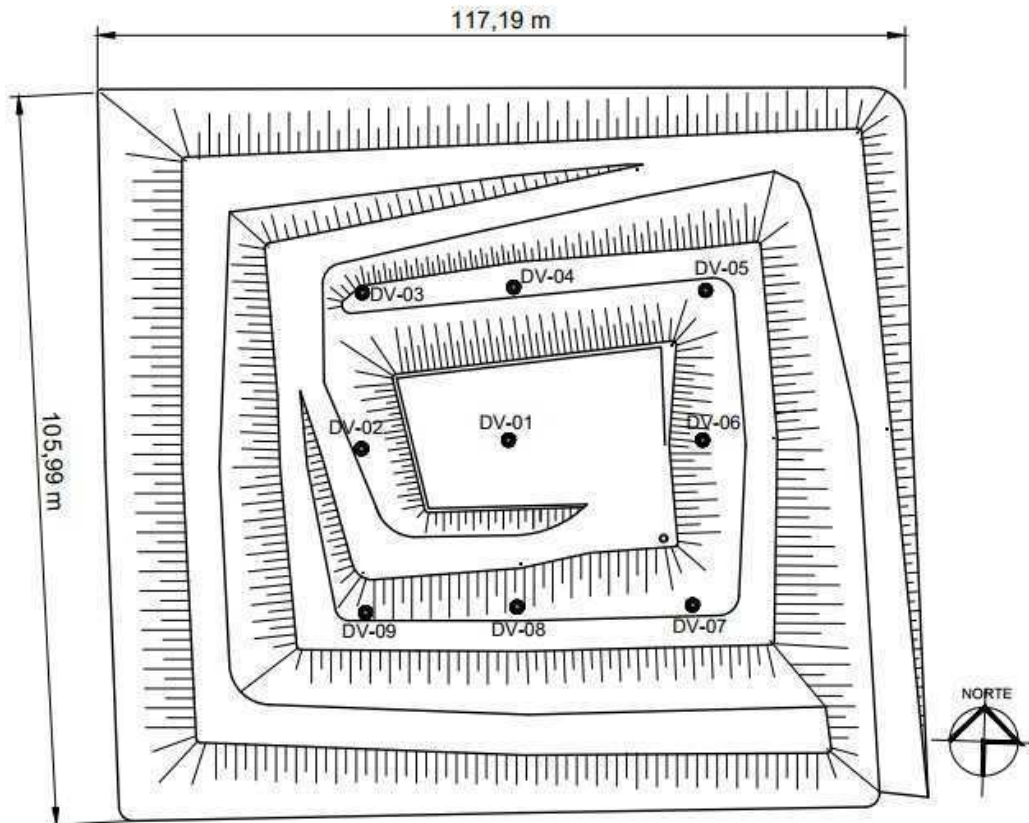
3.4.1.1 Sistema de drenagem do biogás

O sistema de drenagem do biogás é composto por 9 (nove) drenos verticais, denominados de DV-01 a DV-09, distribuídos ao longo da Célula 2 (Figuras 23 e 24). Somente o dreno DV-01 perpassa todas as camadas de resíduos ao longo da Célula 2, desde a base até o platô superior.

Figura 23. Drenos verticais (DV) de gases da Célula 2

Fonte: Acervo da pesquisa (2016)

Figura 24. Planta baixa da Célula 2 e localização dos drenos verticais (DVs)



Fonte: Acervo da pesquisa (2016)

Os drenos verticais são compostos por tubos de concreto, dotados de orifícios, para possibilitar a entrada do biogás ao longo de seu comprimento, com diâmetro interno de 0,30 m e externo de 0,40 m. Para proteger a tubulação de drenagem, os tubos são envoltos por britas nº 3 (38 mm), contida por malha de ferro de 15 x 15 cm (Figura 23). Dessa forma, o diâmetro total de cada DV é de, aproximadamente, 0,90 m.

3.4.1.2 Sistema de drenagem do lixiviado

A drenagem dos líquidos lixiviados é constituída de dreno principal, drenos coletores e drenos secundários que, em conjunto, são denominados “espinha de peixe” (Figura 25a). A execução desse sistema na Célula 2 consistiu na abertura de valas, colocação de um selo de bentonita, revestimento das valas com material geotêxtil, tubulação para drenagem do lixiviado e, por fim, uma camada de brita nº 1 (24 mm) (Figura 25b).

Figura 25. Sistema de drenagem de lixiviado



(a) disposição dos drenos ao longo da base do aterro



(b) preparação das valas de coleta e escoamento do lixiviado



(c) Lagoa de Tratamento de Lixiviado

Fonte: Acervo da pesquisa (2016)

O lixiviado gerado na Célula 2 é encaminhado à Lagoa de Tratamento de Lixiviado (LTL) (Figura 25c), projetada para receber uma vazão de $0,08 \text{ L}\cdot\text{s}^{-1}$. A LTL reúne a contribuição de lixiviado oriunda de 4 (quatro) células de RSU, cujo tratamento é realizado por evaporação natural.

3.4.2 Plano de monitoramento das emissões de biogás na Célula 2

O plano de monitoramento das emissões de biogás na Célula 2 consistiu em medições: i) nos drenos verticais (DVs) de gases; ii) na interface solo-resíduo; e iii) na camada de cobertura de solo compactado.

Para a realização desta pesquisa, os dados relativos aos condicionantes meteorológicos da área de estudo foram provenientes da Agência Executiva de Gestão das Águas do Estado da Paraíba (AESA, 2017) e do Instituto Nacional de Meteorologia (INMET, 2017), referentes à Estação Meteorológica da Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária (EMBRAPA), código 82795, a aproximadamente 15 km do Aterro Sanitário em Campina Grande-PB.

3.4.2.1 Monitoramento dos drenos verticais

O monitoramento qualitativo de gases nos drenos verticais (DV-01 a DV-09) compreendeu medições da composição do biogás, em termos das concentrações de CH₄, CO₂ e O₂, com o aporte do equipamento portátil Dräger, modelo X-am 7000 (Figuras 26a e 26b). A frequência desse monitoramento foi mensal, entre os meses de junho/2016 e setembro/2017, correspondentes ao período de 30 a 480 dias após a conclusão da Célula 2.

Figura 26. Drenos verticais de gases



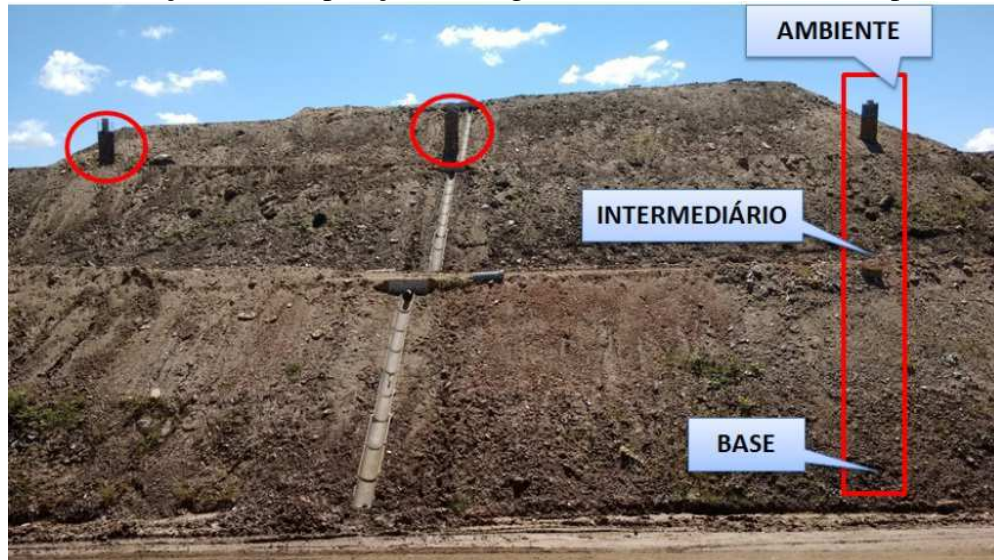
(a) monitoramento com o detector portátil de gases (b) detalhe do equipamento Dräger, modelo X-am 7000

Fonte: Acervo da pesquisa (2016)

Esse método permite resultados em 3 a 5 minutos, com medições diretas nos drenos verticais de gases, realizando medições na faixa de 0-100 %v/v das concentrações de CH₄, CO₂ e O₂. Salienta-se que as medições foram realizadas com os drenos abertos à atmosfera, sendo utilizada uma mangueira flexível, adaptável ao Dräger, de comprimento suficiente para atingir pontos de profundidade intermediária desses drenos (Figura 27). Essa medida foi tomada a fim de monitorar o biogás com uma menor interferência do ar atmosférico.

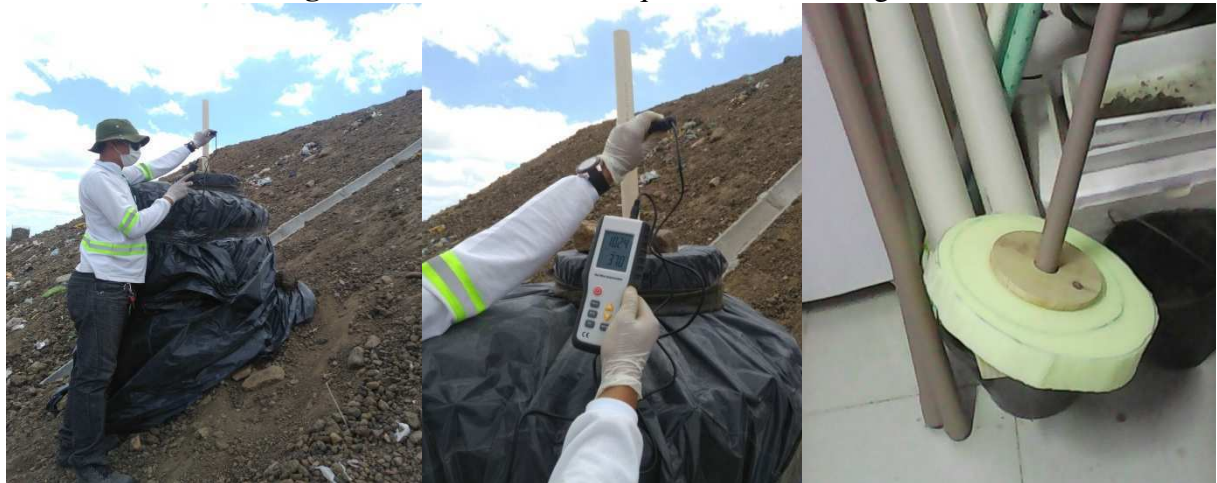
Em relação ao monitoramento quantitativo dos DVs, foram realizadas medições da velocidade do biogás, por meio de um termoanemômetro a fio quente Highmed, modelo HM 385 (Figuras 28a e 28b). Esse instrumento é utilizado para medir a velocidade do ar, com faixa de leitura de 0,1 a 25,0 m.s⁻¹ e temperatura de 0 a 50 °C, e resolução de 0,01 m.s⁻¹ e 0,1 °C, respectivamente.

Figura 27. Medições da composição do biogás no nível intermediário de profundidade



Fonte: Acervo da pesquisa (2016)

Figura 28. Monitoramento quantitativo do biogás



(a) medição de velocidade e temperatura

(b) detalhe do equipamento

(c) tubulação e adaptação para estreitamento do dreno

Fonte: Acervo da pesquisa (2017)

Devido à baixa velocidade dos gases nos drenos verticais, foi utilizado um dispositivo para auxiliar nas medições em cada DV (Figura 28c). Esse dispositivo é composto de uma tubulação de diâmetro de 0,04 m, para estreitamento dos drenos verticais, e de uma estrutura para direcionar a passagem do gás para essa tubulação (Figura 28c). Esse procedimento possibilitou a redução da área superficial do DV e, conseqüentemente, o aumento da velocidade do biogás, além de minimizar a interferência do vento.

Foram realizadas cinco campanhas de medições de velocidade e temperatura do biogás, entre os meses de fevereiro e junho/2017 (correspondentes ao período de 270 a 390 dias após a

conclusão da Célula 2). Posteriormente, foram realizadas duas campanhas adicionais, nos meses de novembro e dezembro/2017 (entre 540 e 570 dias após a conclusão da Célula 2).

O termoanemômetro dispõe de uma sonda, responsável pela medição de velocidade. Na tubulação adaptada aos drenos foi perfurado um orifício com diâmetro igual ao da sonda do termoanemômetro. Sendo assim, para cada DV, conectou-se a sonda ao orifício da tubulação adaptada aos drenos e após a estabilização do valor medido pelo equipamento, anotou-se o dado em planilha. Foram realizadas em torno de cinco medições por minuto para obter-se uma média das velocidades.

O procedimento para obtenção da vazão volumétrica de biogás é descrito em Candiani (2011). A velocidade foi medida considerando que, na tubulação, o biogás ocupa todo o volume e apresenta uma velocidade média (v). Nas condições de temperatura (T) e pressão (p) do momento da saída, a vazão volumétrica de biogás na saída do DV é dada pela Equação 16:

$$Qv_{biogás} = 3.600 \times v \times A \quad (\text{Eq. 16})$$

Onde:

$Qv_{biogás} \rightarrow$ vazão volumétrica de biogás [$\text{m}^3 \cdot \text{h}^{-1}$];

$v \rightarrow$ velocidade média do biogás [$\text{m} \cdot \text{s}^{-1}$];

$A \rightarrow$ área da seção do tubo por onde passa o biogás [m^2].

Considerando que: i) o biogás seja um gás ideal; ii) a medida seja feita no estado de temperatura (T) e pressão (p); iii) o estado de Condições Normais de Temperatura e Pressão (CNTP) seja dado por (T_0, p_0) a relação entre o volume ocupado pelo biogás nos dois estados é dada pela Equação 17:

$$\frac{V_0}{V} = \frac{p \cdot T_0}{p_0 \cdot T} \quad (\text{Eq. 17})$$

Nas condições normais de temperatura (T_0) e pressão (p_0), a vazão é dada pelo produto entre as Equações (16) e (17), resultando na Equação 18:

$$Qv_{biogásCNTP} = 3.600 \times \frac{v \cdot A \cdot p \cdot T_0}{p_0 \cdot T} \quad (\text{Eq. 18})$$

Onde:

$Qv_{biogás}$ → vazão volumétrica de biogás, na CNTP [$\text{Nm}^3.\text{h}^{-1}$];

T_0 → temperatura na CNTP [273,15 K];

p_0 → pressão na CNTP [1 bar].

Para determinação da vazão de CH_4 , foi considerada a composição do metano obtida por meio do analisador portátil de gases.

3.4.2.2 Monitoramento da interface solo-resíduo

Com o intuito de conhecer a geração de gases na interface solo-resíduo, foram instalados dispositivos de medição de concentração de gases (DMCs), de acordo com metodologia descrita por Mariano e Jucá (2011). Esses dispositivos fornecem subsídios para a investigação de pontos de maior fragilidade em relação a prováveis emissões fugitivas de biogás através da camada de cobertura de solo compactado.

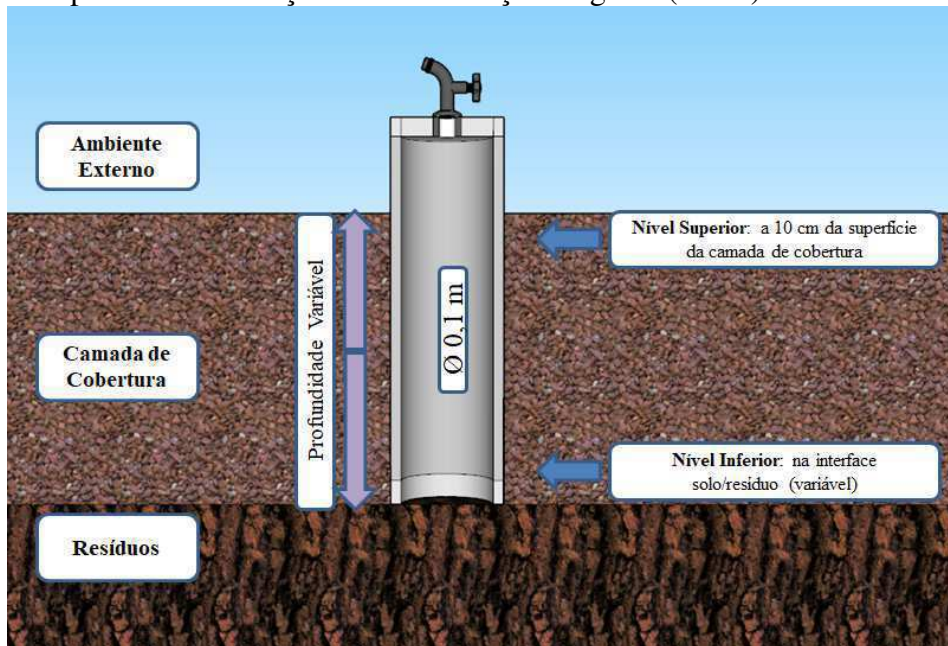
Portanto, a instalação dos DMCs fundamentou-se na necessidade de comparar a geração de biogás na interface solo-resíduo e o eventual fluxo pela camada de cobertura de solo compactado, fornecendo assim um indicativo da eficiência de retenção de gases por essa camada.

Os DMCs foram construídos com CAP e tubos de PVC, de comprimento variável, de acordo com o perfil do solo da camada de cobertura, e diâmetro de 0,1 m (Figura 29). Possuem uma tela na parte inferior, para evitar a obstrução, e na parte superior do CAP é instalado um sistema para acoplar o equipamento portátil de medição de concentrações de gases.

Esse dispositivo foi instalado em diferentes pontos da camada de cobertura de solo compactado. O critério para definição desses pontos se baseou no número de ensaios de fluxo de biogás pela camada de cobertura de solo compactado na Célula 2, conforme descrito posteriormente (seção 3.4.2.3).

Para a instalação dos DMCs, efetuou-se uma sondagem superficial (Figura 30a) na camada de cobertura de solo até atingir a massa de resíduos (Figura 30b), sobre a qual se aplicou uma camada de brita com espessura de, aproximadamente, 0,05 m (Figura 30c). Esse procedimento foi necessário para prevenir a obstrução do dispositivo com resíduos, bem como evitar a minimização da área/volume de captação de biogás.

Figura 29. Dispositivo de medição de concentração de gases (DMC) na interface solo-resíduo



Fonte: Acervo da pesquisa (2017)

Figura 30. Instalação de dispositivo de medição de concentração de gases (DMC) na interface solo-resíduo



(a) início da sondagem superficial (b) final da sondagem, ao atingir a massa de resíduos



(c) colocação de camada de brita e instalação do dispositivo (d) dispositivo pronto para monitoramento

Fonte: Acervo da pesquisa (2017)

Após a instalação do dispositivo, procedia-se a medição de concentrações de CH₄, CO₂ e O₂, conforme visualizado na Figura 30d, e da pressão manométrica na interface solo-resíduo, com o manômetro Akso AK-205.

3.4.2.3 Monitoramento da camada de cobertura de solo compactado

O monitoramento da camada de cobertura de solo compactado da Célula 2 contemplou a caracterização geotécnica e físico-química do solo dessa camada, bem como a realização de ensaios de placa de fluxo, para quantificar as emissões fugitivas de biogás.

- **Caracterização geotécnica do solo da camada de cobertura**

Ressalta-se a importância do conhecimento das características e propriedades dos solos para entendimento de seu comportamento frente ao fluxo de gases e auxílio na interpretação dos resultados de ensaios para estimativa da emissão fugitiva de gases que percolam a camada de cobertura.

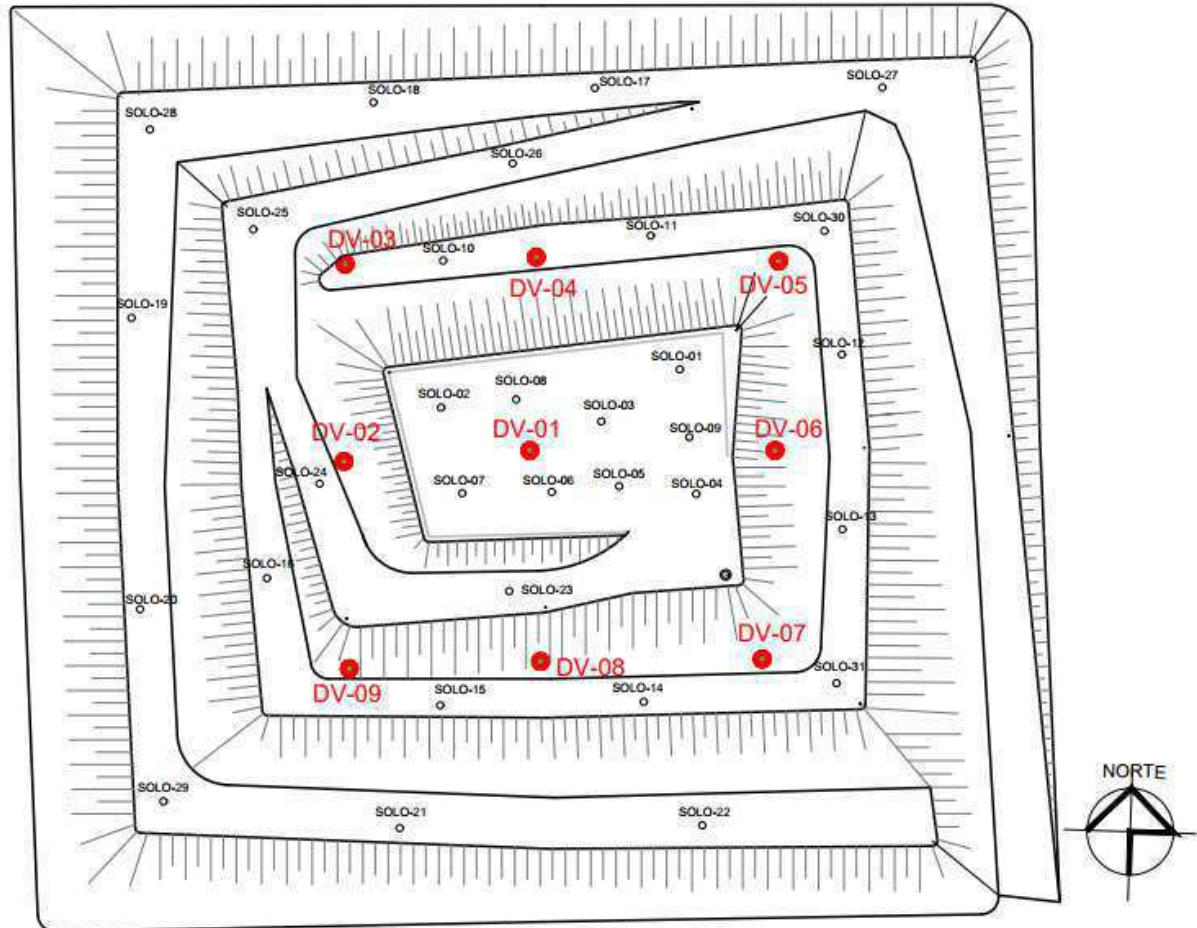
Em virtude da elevada demanda de solo requerida para construção das camadas de cobertura de solo compactado no Aterro Sanitário em Campina Grande- PB, verificou-se um esgotamento da disponibilidade desses solos e uma variabilidade no uso de jazidas locais. Dessa forma, solos com diferentes características foram utilizados durante a operação da Célula 2, o que tornou não representativa a obtenção dos resultados a partir de ensaios pontuais. Sendo assim, foi realizada uma coleta de solos em pontos predeterminados, que representassem estatisticamente a variabilidade de solos da camada de cobertura.

Pelo Teorema Central do Limite, se (X_1, X_2, \dots, X_n) é uma amostra aleatória extraída de uma população com qualquer distribuição, de média μ e desvio padrão σ , então a média da amostra (\bar{X}) terá uma distribuição aproximadamente normal, com a mesma média da população (μ) e com desvio padrão (erro padrão) raiz de “n” vezes menor que o desvio padrão da população (σ/\sqrt{n}), à medida que o tamanho da amostra aumenta. Sendo assim, para amostras de 30 ou mais valores, em geral, a aproximação é suficientemente boa para utilizar esse resultado. Assim, se X tem qualquer distribuição, então \bar{X} terá uma distribuição aproximadamente $N(\mu, \sigma/\sqrt{n})$ para “n” grande ($n \geq 30$) (LARSON e FARBER, 2004).

Com base nessa premissa, foram coletadas amostras de solos em 31 (trinta e um) pontos, distribuídos uniformemente ao longo da Célula 2 (Figura 31), uma vez que, esse valor é

considerado uma amostra grande, proporcionando, dessa forma, uma aproximação suficiente para este estudo.

Figura 31. Pontos de coleta de solo na Célula 2



Fonte: Acervo da pesquisa (2017)

A homogeneização das amostras de solo provenientes dos pontos coletados foi realizada conforme metodologia descrita pela EMBRAPA (2006) e NBR 6457 (ABNT, 2016a). A preparação da amostra de solo foi realizada de acordo com a NBR 6457 (ABNT, 2016a). De cada ponto amostrado, obteve-se uma massa de 0,5 kg de solo, que foi cuidadosamente destorroada (Figura 32a) e seca ao ar livre (Figura 32b). As amostras foram homogeneizadas (Figura 32c), proporcionando a obtenção de uma amostra final representativa de 15,5 kg. Posteriormente, realizou-se o quarteamento do material (Figura 32d), separando-se as quantidades de amostras necessárias para os ensaios listados no Quadro 10. A última etapa de preparação das amostras consistiu no peneiramento e pesagem das quantidades equivalentes a cada ensaio de caracterização.

Figura 32. Etapas de preparação da amostra final de solo

(a) destorroamento das amostras de solo (b) e (c) secagem ao ar livre e homogeneização (d) quarteamento

Fonte: Acervo da pesquisa (2017)

No Quadro 10 são apresentados os ensaios realizados para caracterizar e conhecer as propriedades específicas do solo da camada de cobertura da Célula 2.

Quadro 10. Ensaios realizados no solo da camada de cobertura da Célula 2

Ensaio	Norma
Preparação das amostras e teor de umidade	NBR 6457 – Amostras de Solo – Preparação para ensaios de compactação e ensaios de caracterização (ABNT, 2016a)
Limite de plasticidade	NBR 7180 – Solo – Determinação do limite de plasticidade (ABNT, 2016b)
Limite de liquidez	NBR 6459 – Solo – Determinação do limite de liquidez (ABNT, 2016c)
Granulometria por peneiramento e sedimentação	NBR 7181 – Solo – Análise granulométrica (ABNT, 2016d)
Compactação	NBR 7182 – Solo – Ensaio de compactação (ABNT, 2016e)
Determinação da massa específica dos grãos de solo	NBR 6508 – Grãos de solo que passam na peneira de 4,8 mm – Determinação da massa específica (ABNT, 2016f)
Permeabilidade à água à carga variável	NBR 14545 – Solo – Determinação do coeficiente de permeabilidade de solos argilosos a carga variável (ABNT, 2000)
Sistema de permeabilidade Triflex-2	D5084 – Métodos de teste padrão para medição de condutividade hidráulica saturada <i>Porous Materials</i> , utilizando um permeâmetro de parede flexível (ASTM, 2010)

- **Caracterização físico-química do solo da camada de cobertura**

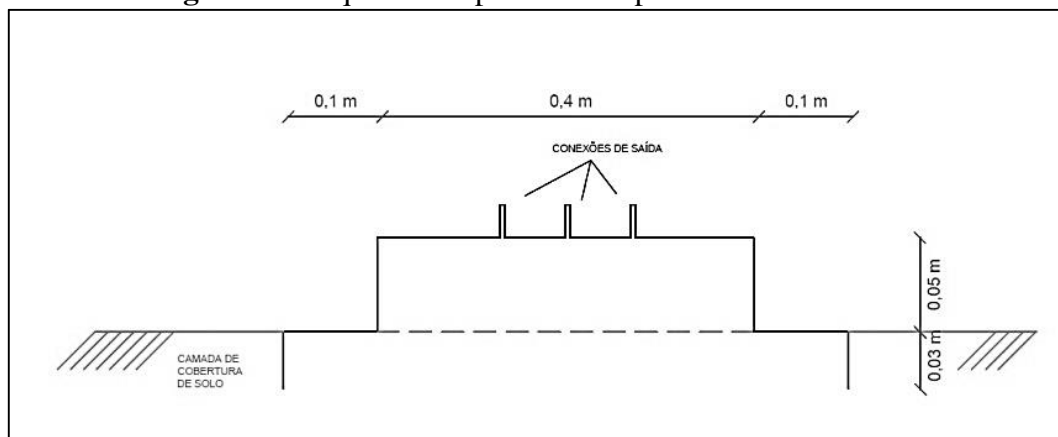
Durante o processo de sondagem na camada de cobertura para a instalação dos dispositivos de medição de concentração de gases (DMC), descritos na seção 3.4.2.2, foram coletadas amostras de solo nos níveis superior (a 0,1 m abaixo da camada) e inferior dessa camada (variável, conforme espessura da camada de cobertura no ponto analisado) (Figura 29), para caracterização físico-química. Essas amostras foram acondicionadas em sacos zíper e devidamente transportadas ao LGA (pertencente ao Departamento de Engenharia Civil da UFCG), para aferição de umidade e sólidos voláteis (SV), e ao Laboratório de Irrigação e Salinidade (pertencente ao Departamento de Engenharia Agrícola da UFCG), para determinação de carbono orgânico total (COT) e pH.

- **Ensaio de placa de fluxo**

As emissões fugitivas de biogás pela camada de cobertura de solo compactado da Célula 2 foram determinadas por meio de ensaio de placa de fluxo estática, conforme metodologia descrita por Maciel e Jucá (2011). Este método consiste em instalar caixas fechadas (estáticas) na superfície da camada de cobertura e avaliar o aumento de concentração de gases no interior da placa com o tempo, permitindo assim a determinação do fluxo em um ponto específico. As placas de fluxo garantem uma precisa determinação da emissão pontual, além de apresentarem baixo custo, simples instalação e avaliação simultânea de diversos gases (MACIEL, 2003).

A placa utilizada nos ensaios foi construída em aço galvanizado de 0,002 m de espessura e com dimensões de 0,40 x 0,40 m, área útil de 0,16 m² e volume útil de 0,008 m³, de acordo com modelo apresentado em Maciel e Jucá (2011), ilustrado na Figura 33.

Figura 33. Esquema simplificado da placa de fluxo estática



Fonte: Acervo da pesquisa (2017)

A instalação da placa seguiu os procedimentos metodológicos descritos nos itens que seguem, os quais foram baseados em Maciel e Jucá (2011) e ilustrados na Figura 34:

- inicialmente, a placa foi posicionada no local do ensaio, sendo demarcado seu perímetro e, em seguida, escavou-se uma pequena vala, de aproximadamente 0,1 m, para a cravação da placa (Figura 34a);
- pressionou-se a placa no solo de forma que a cravação seja vertical, com o conector de saída aberto, evitando-se o acúmulo de gases no interior da placa (Figura 34b);
- após a cravação da placa, o solo em seu entorno foi recolocado na vala e compactado manualmente;
- para uma melhor vedação da placa, adicionou-se uma camada de bentonita umedecida com água (Figura 34c), no entorno da placa, criando um selo mecânico, com o intuito de evitar a passagem de gases pelas laterais da placa.

Figura 34. Instalação da placa de fluxo *in situ*



(a) demarcação do perímetro da placa e escavação da vala



(b) cravação da placa



(c) colocação de selo de bentonita



(d) instrumentação acoplada à placa

Fonte: Acervo da pesquisa (2017)

Após a cravação da placa, foram instalados os equipamentos nos plugs de saída, sendo esses: 1) Dräger (modelo X-am 7000), em duas conexões, de entrada e saída, para circulação dos gases; 2) manômetro digital portátil (modelo 477-2), para aferição da pressão diferencial; 3) termômetro digital portátil (modelo Minipa MT-600), para medição da temperatura no interior da placa. Além disso, utilizou-se instrumentação auxiliar, externa à placa, para aferição da pressão atmosférica e temperatura ambiente (Figura 34d).

A leitura da concentração dos gases no interior da placa foi realizada instantes após a sua instalação, em períodos de tempo predeterminados, tendo duração total de 2,5 a 3 horas. Ao final das medições, a placa foi retirada e procedeu-se a instalação de um cilindro de cravação para determinação da densidade *in situ* do solo no ponto do ensaio, de acordo com a NBR 9813 (ABNT, 2016g). Em seguida, a amostra de solo foi devidamente acondicionada e encaminhada ao LGA/UFMG para determinação da umidade.

A massa específica do solo influencia o fluxo de gases uma vez que, segundo Maciel (2003), um aumento deste parâmetro dificulta a passagem dos gases, devido à redução de porosidade e permeabilidade (à água e ao ar); minimizando, conseqüentemente, as emissões. Além disso, segundo o mesmo autor, a presença de água nos vazios do solo reduz a percolação dos gases. Ainda, o processo de contração do solo, devido às variações no teor de umidade pelos ciclos de umedecimento/secagem, leva ao aparecimento de fissuras no solo da camada de cobertura do maciço sanitário, contribuindo para maior liberação de gases.

A partir dos dados obtidos em cada ensaio, o fluxo dos gases foi determinado conforme a Equação desenvolvida por Czepiel et al. (1996), onde os resultados foram normalizados para as Condições Normais de Temperatura e Pressão (CNTP). A Equação 19 foi utilizada para a determinação da taxa de emissão superficial em termos volumétricos:

$$Q_{ES.CH_4,CO_2} = \frac{V_{placa}}{A_{placa}} \times \frac{\Delta C_{CH_4,CO_2}}{\Delta t} \times \frac{273,15}{(273,15 + T_{interna})} \times \frac{P_{atm}}{1.000} \quad (\text{Eq. 19})$$

Onde:

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

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

A_{placa} → área de solo coberta pela placa [m²];

$\frac{\Delta C_{CH_4,CO_2}}{\Delta t}$ → variação da concentração do CH₄ ou CO₂ [% v/v] com o tempo [s];

$T_{interna}$ → temperatura interna do gás na placa [°C];

P_{atm} → pressão atmosférica [mbar];

O número de ensaios de placa de fluxo foi definido segundo metodologia da USEPA (2004), que recomenda para áreas superiores a 5.000 m², um número de ensaios calculado com base na Equação 20:

$$n = 6 + 0,15 \times A^{0,5} \quad (\text{Eq. 20})$$

Onde:

$n \rightarrow$ é o número de ensaios de placa de fluxo a serem realizados;

$A \rightarrow$ área investigada do aterro [m²].

Por meio da Equação 20, obteve-se um número de 22 ensaios. Adicionalmente, foram realizados cálculos estatísticos, tendo como base as concentrações médias de CH₄ obtidas nos dispositivos de medição de concentração de gases (DMCs) (seção 4.2.2). Através desses dados, foi possível determinar os pontos de maior concentração de CH₄ na Célula 2, confirmar a representatividade do número de DMCs instalados e, conseqüentemente, a quantidade de ensaios de placa de fluxo associados a esses dispositivos.

Para a estimativa do número de amostras mínimas para os DMCs foi utilizada a Equação 21, considerando uma população infinita e uma variável estatística qualitativa, baseada na concentração de CH₄. Caso esse percentual fosse superior a 40%, admitia-se o sucesso ($p = 1$). Caso contrário, $p = 0$.

$$n = \frac{p(1-p)}{\left(\frac{d}{Z_\alpha}\right)^2} \quad (\text{Eq. 21})$$

Onde:

$n \rightarrow$ número de amostras;

$p \rightarrow$ proporção da presença de CH₄ superior a 40% nas amostras;

$d \rightarrow$ erro amostral;

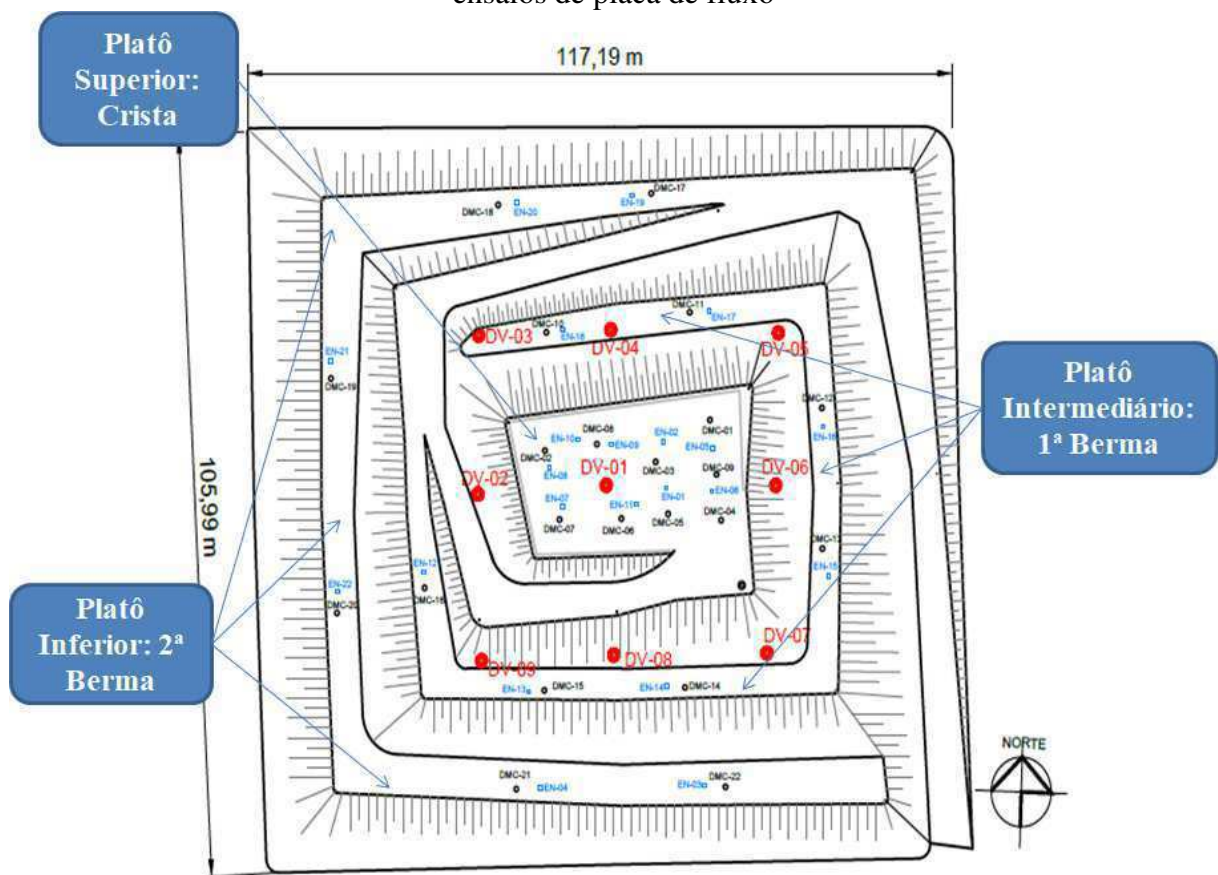
$Z_\alpha \rightarrow$ parâmetro da distribuição de probabilidade contínua Normal;

Desta forma, admitindo um grau de confiança de 90% e um erro amostral máximo de 17%, seriam necessários 21 pontos de inspeção, o que valida, estatisticamente, o número de ensaios realizados na interface solo-resíduo e, conseqüentemente, o número de ensaios de placa de fluxo a serem realizados.

De acordo com Maciel (2009), o número de ensaios obtidos pela metodologia da USEPA (2004) deve ser utilizado como cenário inicial de investigação, a qual deve sofrer ajustes em função das taxas de emissões encontradas em campo e da necessidade de uma melhor discretização espacial, principalmente, nas regiões que apresentam pico de fluxo de biogás.

Contudo, nesta pesquisa, não houve variações significativas dos resultados de fluxo de biogás pela camada de cobertura de solo compactado. Assim, realizou-se o número mínimo de 22 ensaios, conforme determinado pela Equação 20, especializados na Figura 35.

Figura 35. Localização dos dispositivos de medição concentração de gases (DMCs) e dos ensaios de placa de fluxo



Legenda:

- Dreno vertical (DV-01 a DV-09)
- Dispositivo de medição de concentração de gases (DMC-01 a DMC-22)
- Pontos de realização de ensaio de placa de fluxo (EN-01 a EN-22)

Fonte: Acervo da pesquisa (2017)

Os ensaios de placa de fluxo foram realizados no período de agosto a setembro/2017, correspondentes a um período entre 450 e 480 dias após a conclusão da Célula 2, sendo realizados: 9 (nove) ensaios na crista, 7 (sete) na primeira berma e 6 (seis) na segunda berma da Célula 2, conforme ilustrado na Figura 35.

Ressalta-se que para cada ensaio de placa de fluxo foi instalado um DMC (Figura 35), com distância variando de 1 a 3 m do local do ensaio, no intuito de avaliar a geração de biogás na interface solo-resíduo.

3.4.2.4 Retenção de biogás pela camada de cobertura de solo compactado

A retenção dos gases pela camada de cobertura de solo compactado foi calculada conforme a Equação 22, descrita por Mariano (2008).

$$Retenção_{gás}(\%) = 1 - \frac{\%gás_{placa\ de\ fluxo}}{\%gás_{DMC}} = 1 - \frac{C}{C_c} \quad (\text{Eq. 22})$$

Onde:

$Retenção_{gás}(\%) \rightarrow$ percentual de retenção de gases pela camada de cobertura;

$\%gás_{placa\ de\ fluxo} (C) \rightarrow$ concentração dos gases emitidos para a atmosfera (obtido no ensaio de placa de fluxo);

$\%gás_{DMC} (C_c) \rightarrow$ concentração dos gases na interface solo-resíduo (obtido nos DMCs).

Esse percentual de retenção corresponde à relação entre a concentração dos gases emitidos para a atmosfera (emissões fugitivas), obtidos no ensaio de placa de fluxo (C), e a concentração dos gases na interface solo-resíduo (C_c), medida nos DMC.

3.4.2.5 Mapeamento das emissões de biogás

O mapeamento das emissões de CH_4 , CO_2 e O_2 ao longo da Célula 2 foi obtido utilizando procedimentos geoestatísticos. A Geoestatística trata as variáveis como regionalizadas, ou seja, distribuídas no espaço para representar um fenômeno natural. Através desta ferramenta é dada a devida importância às relações espaciais existentes entre as amostras a partir das quais são efetuadas as avaliações. Considera, portanto, a distância entre as

observações, tanto em termos de localização geográfica quanto de dependência espacial (ANDRIOTTI, 2003).

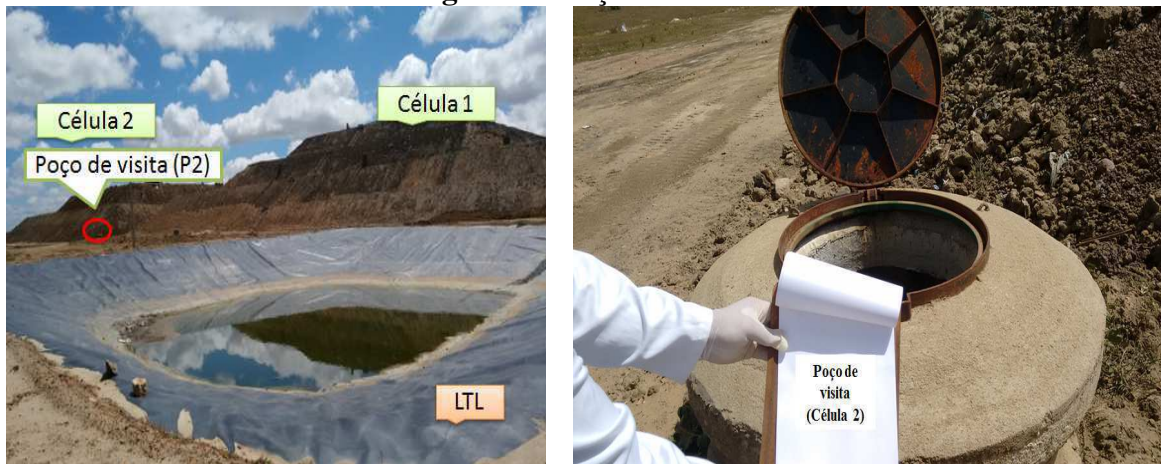
Os interpoladores geoestatísticos aplicados neste estudo foram baseados em técnica de krigagem ordinária. O software utilizado foi o SURFER®14, Free Trial, versão para estudantes. Os dados de entrada no software englobaram as coordenadas (X, Y e Z), determinada para cada ponto analisado da Célula 2, por meio de levantamento topográfico, realizado com a utilização de uma estação total. As coordenadas X e Y são as distâncias em termos de abscissa e ordenada dos pontos de instalação dos DVs e DMCs, a partir de um ponto fixo da Célula 2. A coordenada Z refere-se às concentrações dos gases medidos em cada DV e DMC. Ressalta-se que as etapas metodológicas descritas nas seções 3.4.2.1 e 3.4.2.2 forneceram subsídios para o mapeamento dessas emissões.

3.4.3 Caracterização físico-química do lixiviado e dos resíduos do Aterro Sanitário em Campina Grande-PB

Conforme mencionado nas considerações iniciais deste capítulo (seção 3.1), na vigência desta pesquisa não foi possível realizar sondagem à percussão na Célula 2, que viabilizasse o estudo da biodegradabilidade dos resíduos aterrados. Sendo assim, a evolução do processo biodegradativo dos resíduos foi avaliada por meio de análises no lixiviado gerado na Célula 2. Adicionalmente, foram realizadas coletas de resíduos frescos, dispostos no Aterro Sanitário de Campina Grande-PB, para caracterização físico-química de frações de resíduos mais susceptíveis à geração de biogás.

3.4.3.1 Monitoramento do lixiviado gerado na Célula 2

O monitoramento da qualidade do lixiviado gerado foi realizado por meio da coleta desse líquido em um poço de visita localizado na saída da Célula 2 (Figuras 36a e 36b). Cabe destacar que nas condições climáticas do semiárido, com déficit hídrico na maior parte do ano, não há uma continuidade da manta líquida no interior do maciço sanitário. Dessa forma, a caracterização realizada neste estudo pode estar relacionada a áreas específicas do aterro.

Figura 36. Poço de visita

(a) localização do poço no ASCG

(b) detalhe do poço

Fonte: Acervo da pesquisa (2016)

Após cada coleta, o lixiviado foi armazenado e preservado, segundo orientações da CETESB (2011), e encaminhado ao LGA/UFCG, para a realização de sua caracterização físico-química. As análises físico-químicas englobaram os indicadores pH, alcalinidade total (AT) e nitrogênio amoniacal total (NAT); conforme metodologias APHA/AWWA/WEF (2012). As campanhas de monitoramento seguiram o período descrito no Quadro 11.

Quadro 11. Campanhas de monitoramento dos parâmetros físico-químicos e de metais

Parâmetros	Método	Campanhas de Monitoramento (dias)*							
		0	30	60	90	120	210	270	390
pH	APHA, AWWA, WEF (2012)	X	X	X	X	X	X	X	**
Alcalinidade total		X	X	X	X	X	X	X	
Nitrogênio amoniacal total		X	X	X	X	X	X	X	

(*) Início em maio/2016; (**) monitoramento inviabilizado por ausência de lixiviado na Célula 2

Fonte: Dados da pesquisa (2017)

Inicialmente, a frequência do monitoramento foi mensal, entre maio e setembro/2016, compreendendo um período de 120 dias. Não havendo variações significativas dos indicadores analisados, aumentou-se o intervalo de monitoramento, conforme apresentado no Quadro 11. Decorridos 390 dias, o monitoramento qualitativo do lixiviado foi encerrado, em virtude da ausência de líquidos no poço de visita da Célula 2.

Ressalta-se que não foi possível a quantificação da vazão de lixiviado gerado na Célula 2, uma vez que o exutório do sistema de drenagem foi construído no mesmo nível da base do poço de visita (Figuras 37a e 37b).

Figura 37. Poço de visita para a inspeção do lixiviado gerado na Célula 2



(a) tentativa de medição de vazão

(b) exutório do sistema de drenagem

Fonte: Acervo da pesquisa (2016)

Além disso, a reduzida vazão de lixiviado no poço de visita, suficiente apenas para a formação de uma pequena lâmina de líquidos, impossibilitou a adoção de outras metodologias de medição de vazão.

3.4.3.2 Coleta e amostragem dos resíduos do Aterro Sanitário de Campina Grande-PB

Resíduos frescos foram coletados em diferentes pontos da frente de operação de uma célula em execução do ASCG, à época da realização desta pesquisa, que continham resíduos com até 3 dias, provenientes do município de Campina Grande-PB (Figuras 38a e 38b).

Figura 38. Coleta dos resíduos frescos



(a) homogeneização dos resíduos na frente de operação da célula

(b) coleta dos resíduos para amostragem

Fonte: Acervo da pesquisa (2017)

Após a coleta, os resíduos foram encaminhados a um galpão no Aterro Sanitário de Campina Grande-PB (Figura 39a). Prontamente, foram abertas as sacolas de resíduos (Figura 39b), realizada a homogeneização (Figura 39c), o quarteamento (Figura 39d) e seleção das amostras, segundo a NBR 10.007 (ABNT, 2004). Esse procedimento foi análogo ao realizado para a obtenção da composição gravimétrica dos resíduos de Campina Grande-PB (seção 3.3).

Figura 39. Procedimento de amostragem dos resíduos



(a) formação das pilhas de RSU



(b) abertura das sacolas



(c) homogeneização



(d) quarteamento

Fonte: Acervo da pesquisa (2017)

Após quarteamento, foram montadas as amostras de resíduos frescos de forma a se obter a mesma proporção das frações de resíduos estabelecidas na composição gravimétrica do município de Campina Grande-PB, descrita na seção 3.3.

Procedida à segregação dos resíduos, de acordo com as frações contempladas na composição gravimétrica dos RSU de Campina Grande-PB (papel e papelão, plástico, metal, vidro, compósitos, têxteis sanitários, material putrescível e outros), foram formadas 2 categorias de resíduos para este estudo: i) Material Putrescível (MP) e ii) Material Biodegradável (MB), incluindo, conjuntamente, os componentes MP, papel e papelão, e têxteis sanitários.

Essas frações de resíduos foram caracterizadas, uma vez que, esses materiais estão entre os constituintes dos RSU que apresentam maior potencial para geração de biogás (TCHOBANOGLIOUS et al., 1993; LOBO, 2003; MACHADO et al., 2009); e cujos percentuais foram explicitamente definidos na composição gravimétrica de Campina Grande-PB.

As amostras sólidas de resíduos coletadas foram armazenadas e encaminhadas ao LGA/UFCG para determinação da umidade e teor de sólidos voláteis (SV); conforme metodologia descrita em APHA/AWWA/WEF (2012).

3.4.4 Estimativa da geração de biogás na Célula 2

3.4.4.1 Estudo teórico para obtenção do potencial de geração de metano (L_0)

O estudo teórico para obtenção do potencial de geração de metano (L_0), considerando as características locais dos RSU, foi realizada por meio de duas metodologias: i) Aproximação Simplificada (TCHOBANOGLIOUS et al., 1993) e ii) IPCC (1996). Ressalta-se que a caracterização realizada na seção 3.4.3.2 subsidiou a determinação do parâmetro cinético L_0 .

- **Metodologia da Aproximação Simplificada**

A metodologia da Aproximação Simplificada parte do pressuposto de que os materiais com maior potencial para geração de biogás são: resto de comida, papel e papelão, restos de jardim, tecidos, couro e madeira (TCHOBANOGLIOUS et al., 1993). Por esse método, L_0 , em $\text{Nm}^3\text{CH}_4.\text{t}^{-1}\text{RSU}$, é dado pela Equação 23:

$$L_0 = \sum_{i=1}^n c_i b_i f_i \quad (\text{Eq. 23})$$

Onde:

$L_0 \rightarrow$ potencial de geração de metano [$\text{Nm}^3\text{CH}_4.\text{t}^{-1}\text{RSU}$];

$c_i \rightarrow$ máxima capacidade estequiométrica que uma tonelada do material, na base seca, pode decompor-se para gerar CH_4 [$\text{Nm}^3\text{CH}_4.\text{t}^{-1}\text{RSU}$];

$b_i \rightarrow$ fração mássica que efetivamente sofre o processo de biodegradação;

$f_i \rightarrow$ fração mássica do i -ésimo componente presente na massa total de resíduos.

Na Equação 23 as frações mássicas f_i referem-se à massa seca em relação à massa total, incluindo a umidade. Entretanto, é comum as medidas das frações mássicas na base úmida (h_i), isto é, massa úmida em relação à massa total, incluindo a umidade; caso da composição gravimétrica determinada neste estudo. Sendo assim, a fração mássica f_i foi corrigida de acordo com a Equação 24:

$$f_i = h_i(1 - f_w) \quad (\text{Eq. 24})$$

Onde:

f_i → fração mássica na base seca;

h_i → fração mássica na base úmida;

f_w → fração mássica de água do RSU.

No Quadro 12 são apresentados os valores de c_i e b_i para diferentes classes de materiais presentes nos RSU. Os valores de f_i foram obtidos para as categorias de resíduos MP e MB, descritas na seção 3.4.3.2.

Quadro 12. Valores da capacidade máxima estequiométrica de geração de metano (c_i) e a fração mássica que efetivamente sofre o processo de biodegradação (b_i) para as categorias de materiais em estudo

Classes de materiais	c_i (Nm ³ CH ₄ .t ⁻¹ RSU)	b_i
Resto de comida	505,0	0,64
Papel	418,5	0,40
Papelão	438,7	0,40
Tecido	573,9	0,32
Couro	759,6	-
Resto de jardim/madeira	481,7	0,33

Fonte: Tchobanoglous et al. (1993); Lobo (2003); Machado et al. (2009)

- **Metodologia do *Intergovernmental Panel on Climate Change* (IPCC)**

Por meio da metodologia do IPCC (1996), L_0 , em tCH₄.t⁻¹RSU, é determinado de acordo com a Equação 25:

$$L_0 = FCM \times COD \times COD_F \times F \times \frac{16}{12} \quad (\text{Eq. 25})$$

Onde:

$L_0 \rightarrow$ potencial de geração de metano [$\text{Nm}^3\text{CH}_4.\text{t}^{-1}\text{RSU}$];

$FCM \rightarrow$ fator de correção do CH_4 referente ao gerenciamento dos locais de destinação de resíduos [adimensional];

$COD \rightarrow$ carbono orgânico degradável [$\text{tC}.\text{t}^{-1}\text{RSU}$];

$COD_F \rightarrow$ fração do COD transformado em biogás [%];

$F \rightarrow$ concentração de CH_4 no biogás [%];

$\frac{16}{12} \rightarrow$ razão de conversão de carbono (C) a metano (CH_4) [adimensional].

O fator de correção do CH_4 (FCM) é definido em 4 (quatro) categorias, sendo essas: vazadouros a céu aberto (lixões), aterro controlado, aterro sanitário e locais sem categoria. Para o caso de aterros sanitários, FCM assume o valor de 1,0 (Quadro 13).

Quadro 13. Valores do Fator de Correção do Metano (FCM) de acordo com o tipo de local de destinação dos resíduos

Tipo de local de destinação dos RSU	FCM
Vazadouros a céu aberto (Lixão)	0,4
Aterro Controlado	0,8
Aterro Sanitário	1,0
Locais sem categoria	0,6

Fonte: IPCC (1996)

O cálculo do COD é fundamentado na composição do RSU bem como na quantidade de carbono presente em cada componente de sua massa (Equação 26) e COD_F é obtido por meio da Equação 27.

$$COD = (0,40 \times A) + (0,17 \times B) + (0,15 \times C) + (0,40 \times D) + (0,30 \times E) \quad (\text{Eq. 26})$$

Onde:

$COD \rightarrow$ carbono orgânico degradável [$\text{tC}.\text{t}^{-1}\text{RSU}$];

$A \rightarrow$ fração de papel e papelão no resíduo;

$B \rightarrow$ fração de resíduos originários de parques e jardins;

$C \rightarrow$ fração de restos de alimentos no resíduo;

$D \rightarrow$ fração de tecidos no resíduo;

$E \rightarrow$ fração de madeira no resíduo.

$$COD_F = 0,014 \times T + 0,28 \quad (\text{Eq. 27})$$

Onde:

$COD_F \rightarrow$ fração do COD transformado em biogás [%];

$T \rightarrow$ temperatura na zona anaeróbia [$^{\circ}\text{C}$].

Na determinação de L_0 nesta pesquisa, em ambas metodologias, foram consideradas as parcelas referentes as frações de material putrescível (resto de comida) e papel e papelão (incluindo os têxteis sanitários), uma vez que, as demais frações de resíduos que influenciam nesses parâmetros (resíduos de parques e jardins, tecidos, couro e madeira) não foram explicitadas na composição gravimétrica obtida para Campina Grande-PB.

3.4.4.2 Estimativa da vazão de metano e potência disponível

A estimativa da geração de metano na Célula 2 foi determinada por meio do *Landfill Gas Emissions Model* – LandGEM, versão 3.02 (USEPA, 2005). O programa emprega um modelo de primeira ordem para determinação da vazão de metano, conforme Equação 28.

$$\sum_{i=1}^n Q_{CH_4} = \sum k \cdot L_0 \cdot M_i \cdot e^{-k \cdot t_i} \quad (\text{Eq. 28})$$

Onde:

$Q_{CH_4} \rightarrow$ taxa de geração de CH_4 no ano de cálculo [$\text{m}^3 \cdot \text{ano}^{-1}$];

$k \rightarrow$ constante de decaimento [ano^{-1}];

$L_0 \rightarrow$ potencial de geração de CH_4 [$\text{m}^3 \cdot \text{t}^{-1}$];

$M_i \rightarrow$ massa de resíduos recebida no ano i [t];

$i \rightarrow$ incremento de tempo [ano].

Os cenários simulados compreenderam a quantidade de resíduos dispostas na Célula 2, de 62.359,44 t RSU. O parâmetro cinético L_0 utilizado nas simulações foi obtido por meio das metodologias apresentadas na seção 3.4.4.1. Já para o parâmetro cinético k , foi utilizada a faixa de valores recomendada pelo IPCC (1996), entre 0,05 e 0,08 ano^{-1} , para regiões com

temperatura média anual superior a 20 °C e precipitação média anual inferior a 1.000 mm (Quadro 14).

Quadro 14. Cenários simulados para a previsão teórica da vazão de metano na Célula 2

Parâmetros/Simulações	Cenários			
	1	2	3	4
k (ano ⁻¹)*	0,08	0,05	0,08	0,05
L_0 (m ³ CH ₄ .t ⁻¹ RSU)**	Metodologia do IPCC	Metodologia do IPCC	Metodologia da Aproximação Simplificada	Metodologia da Aproximação Simplificada
M_i (t)***	62359,44			

*Constante de decaimento - k ; **Potencial de geração de metano - L_0 ; ***Massa de resíduos - M_i

Fonte: Dados da pesquisa (2017)

A potência disponível (P_x) em cada cenário foi determinada pela Equação 29 (CETESB, 2006).

$$P_x = \frac{Q_x P_{c(\text{metano})}}{31.536.000} E_c \frac{k'}{1000} \quad (\text{Eq. 29})$$

Onde:

P_x → potência disponível a cada ano [KW];

Q_x → vazão de metano a cada ano [m³CH₄.ano⁻¹];

$P_{c(\text{metano})}$ → poder calorífico do metano [35,53.10⁶ J.m⁻³CH₄];

E_c → eficiência de coleta de gases [%];

31.536.000 → quantidade de segundos em um ano [s.ano⁻¹];

$k = 1.000$ [adimensional].

CAPÍTULO 4 – RESULTADOS E DISCUSSÕES

4.1 CONSIDERAÇÕES GERAIS

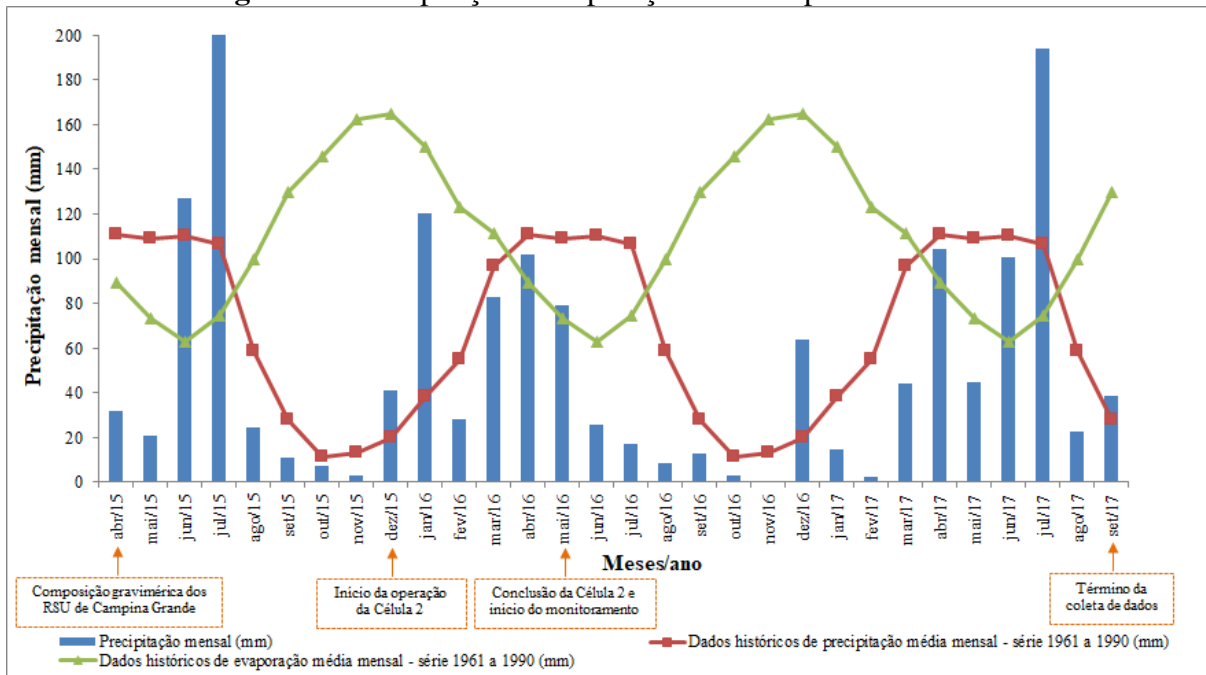
Neste capítulo são apresentados os resultados e discussões obtidos com o desenvolvimento desta pesquisa, no âmbito dos estudos realizados na Célula 2 do Aterro Sanitário de Campina Grande-PB. Embora o estudo tenha sido desenvolvido no município de Campina Grande-PB, a metodologia utilizada e os dados produzidos são abrangentes para demais localidades. Ressalta-se que este é o primeiro estudo realizado no município de Campina Grande-PB na temática de emissões de biogás, em escala real, isto é, tendo como campo experimental uma célula de aterro sanitário.

O volume de dados gerados e o nível de detalhamento obtido servirão como subsídios para o desenvolvimento de projetos de camadas de cobertura de resíduos, adequadas a aterros com condições de contorno semelhantes ao do presente estudo; além de proporcionar critérios técnicos e ambientais para a otimização de sistemas de drenagem de gases, podendo auxiliar, também, quando da elaboração de projetos de aproveitamento energético do biogás.

4.2 CONDICIONANTES METEOROLÓGICOS DA ÁREA EM ESTUDO

Os condicionantes meteorológicos interferem na geração e emissão de biogás nos aterros sanitários. O aporte de água no interior do maciço sanitário, por exemplo, provoca impacto direto na umidade dos RSU, afetando o processo biodegradativo dos resíduos e, conseqüentemente, a geração de gases. Variações de outros fatores, a exemplo da temperatura e pressão, também influenciam nas emissões de biogás em aterros (FRANZIDIS et al., 2008; STERN et al., 2007; PARK e SHIN, 2001).

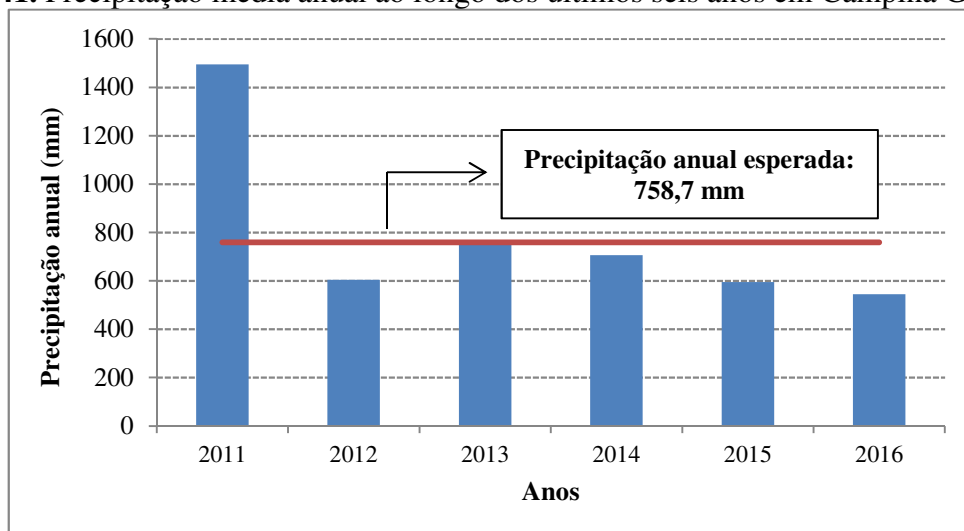
Na Figura 40 são apresentados os dados de precipitação mensal a partir de abril/2015 (mês/ano relativo à realização da composição gravimétrica dos RSU de Campina Grande-PB) a setembro/2017. Ressalta-se que a partir de julho/2015 iniciou-se a operação do Aterro Sanitário em Campina Grande-PB, sendo o período compreendido entre dezembro/2015 e maio/2016 o intervalo de tempo no qual foi procedida a execução da Célula 2. O período de junho/2016 a setembro/2017 refere-se ao intervalo de aquisição dos dados desta pesquisa. Adicionalmente, são relatados os dados históricos de precipitação e evaporação para o município de Campina Grande-PB, referentes à média de trinta anos de dados (1961 a 1990).

Figura 40. Precipitação e evaporação em Campina Grande-PB

Observação: Dados históricos de evaporação média mensal obtidos por meio do evaporímetro de Piché

Fonte: Dados da AESA (2017); INMET (2017)

Durante o curto tempo de operação do ASCG, em torno de 2,5 anos, verifica-se que os índices pluviométricos registrados são preponderantemente inferiores às médias históricas mensais (Figura 40). A precipitação acumulada no ano de 2016, por exemplo, foi de 544,3 mm, 30% inferior à precipitação anual histórica, que é de 758,7 mm (Figura 41) (AESA, 2017). A operação da Célula 2 compreendeu parte do período chuvoso da região em estudo, que se inicia em março/abril e finaliza em agosto (CUNHA et al., 2009); sendo a precipitação acumulada de 453,8 mm, superior à climatologia esperada, de 430,3 mm (Figura 40).

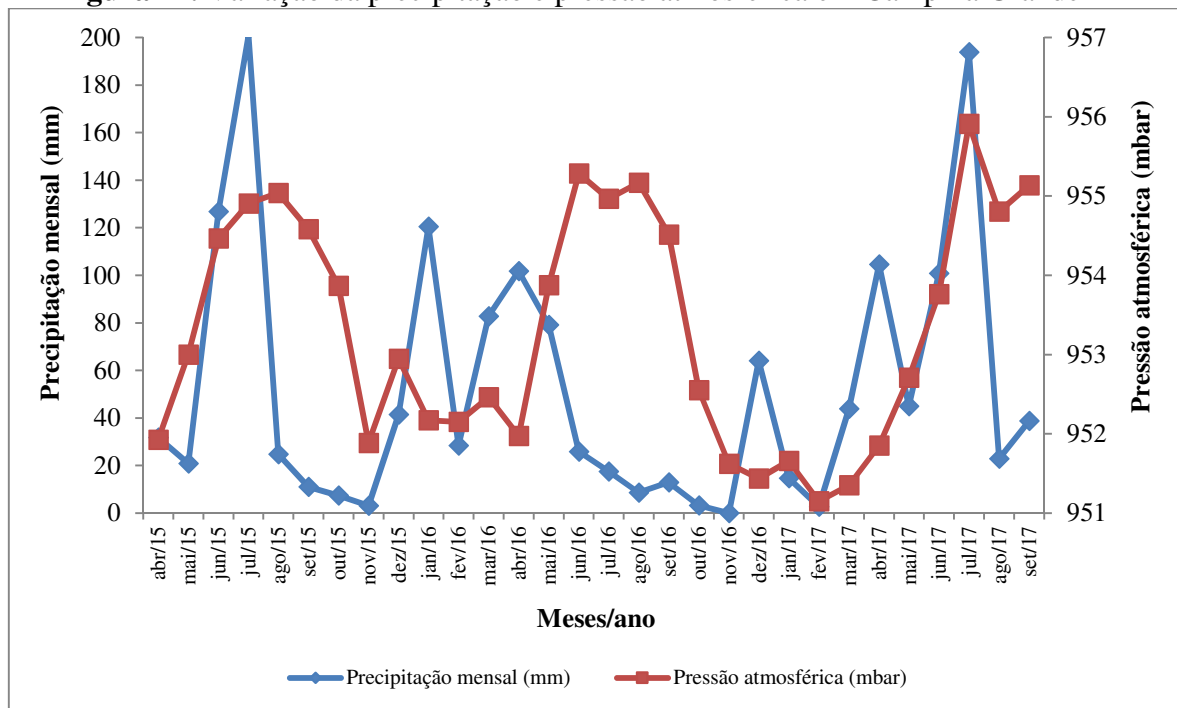
Figura 41. Precipitação média anual ao longo dos últimos seis anos em Campina Grande-PB

Fonte: Dados da AESA (2017)

O último ano com precipitação anual acima da média histórica nessa localidade foi 2011, no qual foi registrado um acumulado de 1.494,4 mm, conforme ilustrado na Figuras 41 (AESA, 2017). Associado ao baixo aporte pluviométrico da área em estudo destaca-se a elevada taxa de evaporação, de 1.388,0 mm.ano⁻¹ (3,8 mm.dia⁻¹); resultando em um déficit hídrico na maior parte do ano (Figura 40).

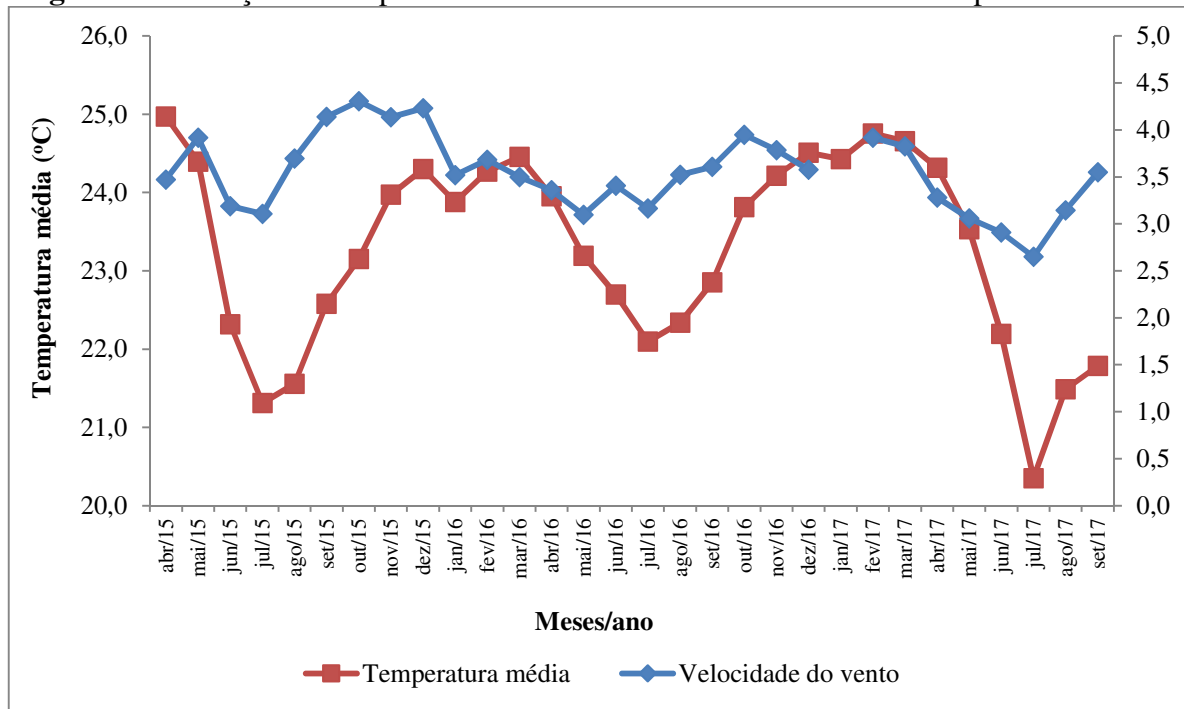
Por meio da Figura 42 percebe-se que a pressão atmosférica permaneceu na faixa de 951,1 a 955,9 mbar, com magnitude de 4,8 mbar (0,48 kPa). Quando observada a variação da pressão atmosférica associada à precipitação, destaca-se que os períodos mais críticos para emissões fugitivas de biogás são aqueles em que são verificadas baixas pressões atmosféricas e precipitações (MACIEL, 2009). Para a área em estudo, esse período é compreendido entre os meses de setembro e novembro de cada ano.

Figura 42. Variação da precipitação e pressão atmosférica em Campina Grande-PB



Fonte: Dados da AESA (2017); INMET (2017)

As emissões de gases são também influenciadas pela temperatura ambiente e velocidade do vento. A variação da temperatura média ambiente e a velocidade do vento ao longo dos meses são visualizadas na Figura 43. Para o período em análise, a temperatura média variou de 20,3 a 25,0 °C e a velocidade do vento de 2,6 a 4,3 m.s⁻¹.

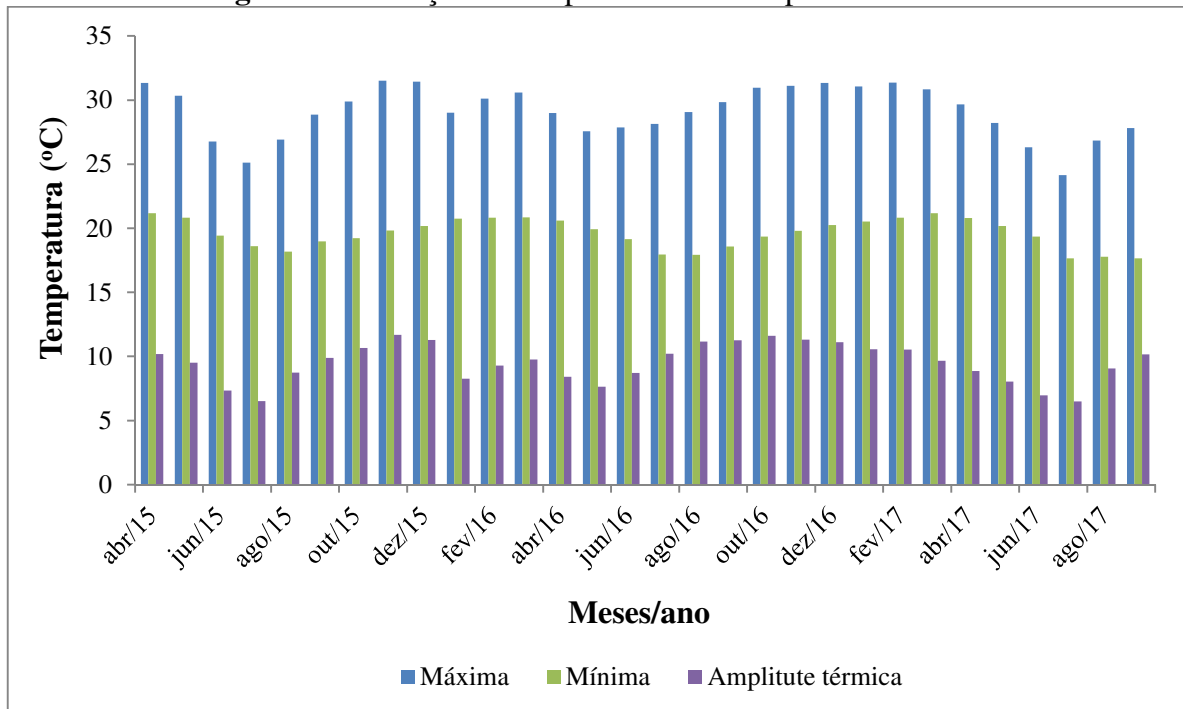
Figura 43. Variação da temperatura média e velocidade do vento em Campina Grande-PB

Fonte: Dados do INMET (2017)

Investigações realizadas por Park e Shin (2001), em diferentes estações do ano e horários do dia, indicam que o aumento do fluxo de biogás tem relação direta com a elevação da temperatura do solo. Em relação à velocidade do vento, Maciel (2009) relata que esse condicionante meteorológico está associado à diluição do biogás imediatamente acima da superfície da camada de cobertura e flutuações de pressões atmosféricas devido à turbulência, aumentando, desta maneira, as emissões de gases. Entretanto, de acordo com Poulsen (2005), essa influência é mais relevante para velocidades superiores a 5 m.s^{-1} .

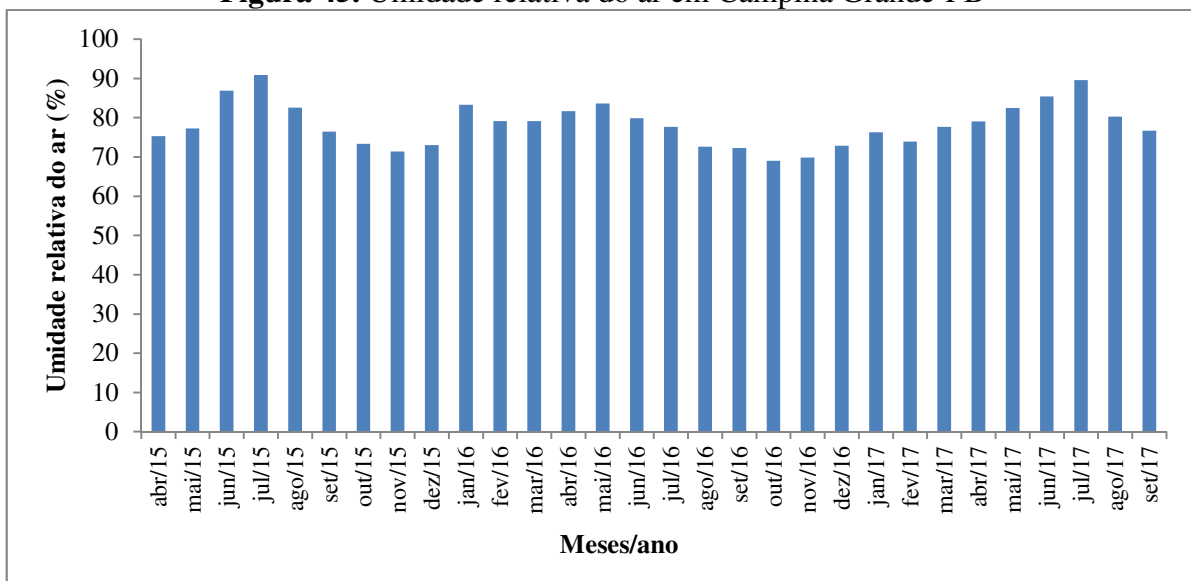
Em relação às temperaturas máximas observadas no período em estudo, observa-se, por meio da Figura 44, que esses valores não excederam $31,5 \text{ }^\circ\text{C}$. As temperaturas mais baixas atingiram um patamar de $17,6 \text{ }^\circ\text{C}$, sendo esses valores mínimos registrados nos meses de julho a agosto. Em termos de amplitude térmica, foi constatado um valor médio de $9,5 \text{ }^\circ\text{C}$ para o período.

Além da influência da temperatura ambiente na temperatura do solo e, assim, nas emissões de biogás pela camada de cobertura, vale destacar que as trocas de calor entre o ambiente externo e interno ao maciço sanitário influenciam no processo biodegradativo dos resíduos. Bockreis e Steinberg (2004) concluíram, a partir de investigações sobre a influência da temperatura, que com o aumento da altura/profundidade do aterro, a transferência de calor é reduzida e a temperatura média no corpo do aterro é mais elevada. Essa situação resulta em condições mais favoráveis à anaerobiose.

Figura 44. Variação da temperatura em Campina Grande-PB

Fonte: Dados do INMET (2017)

A umidade relativa do ar para o período em estudo variou de 69,0 a 90,9%, de acordo com os dados apresentados na Figuras 45, sendo os maiores valores identificados em julho/2015 e julho/2017 (90,9 e 89,5%, respectivamente). Essas maiores umidades coincidiram com os meses nos quais as precipitações registradas foram significativamente superiores à climatologia esperada (Figura 40).

Figura 45. Umidade relativa do ar em Campina Grande-PB

Fonte: Dados do INMET (2017)

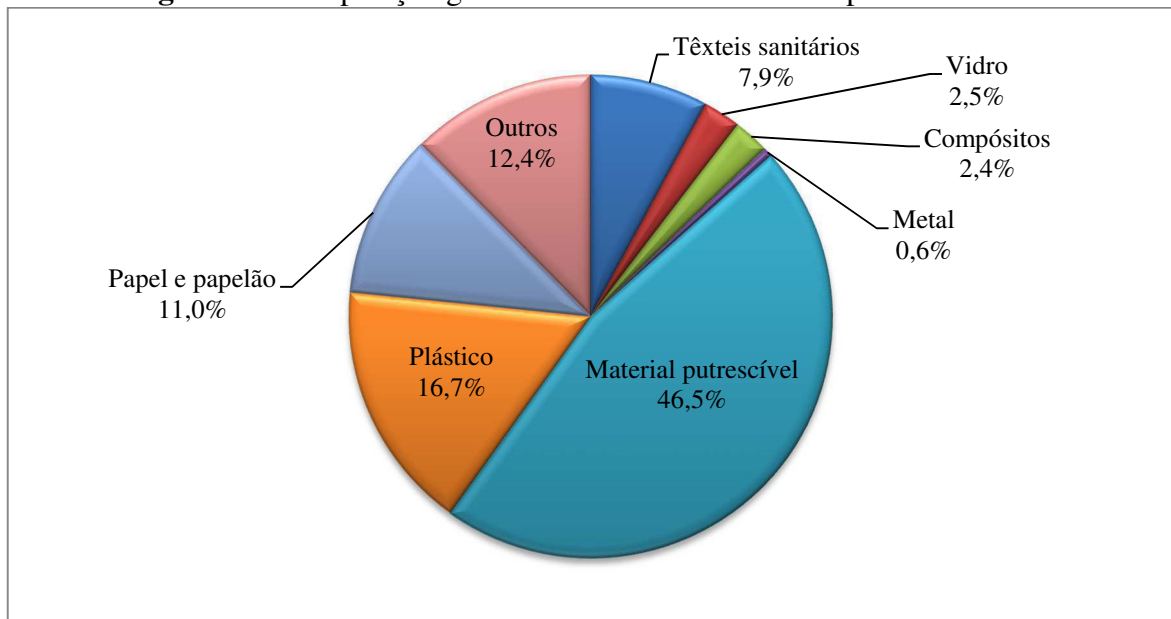
4.3 CARACTERIZAÇÃO DOS RSU DE CAMPINA GRANDE-PB

4.3.1 Composição gravimétrica

A composição gravimétrica dos RSU depende de aspectos relacionados ao crescimento populacional, aos padrões de consumo, aos hábitos alimentares, à quantidade de resíduos, ao poder aquisitivo, à presença de programas de reciclagem e compostagem, às condições climáticas e sazonais de cada região (ZHANG et al., 2010; SONG et al., 2013). Essa composição expressa o percentual da quantidade em massa de cada constituinte dos Resíduos Sólidos Urbanos.

Na Figura 46, é apresentada a composição gravimétrica dos RSU em Campina Grande-PB, na base úmida, realizada em abril de 2015 pelo GGA/UFCG.

Figura 46. Composição gravimétrica dos RSU em Campina Grande-PB



Fonte: Dados da pesquisa (2015); Araújo Neto (2016)

Observando a Figura 46, verifica-se que 46,5% dos RSU produzidos em Campina Grande-PB são materiais putrescíveis, constituídos por restos de alimentos, cascas, restos de frutas e legumes etc. Esse percentual é inferior à média brasileira, de 51,4%, para essa fração de resíduos (IPEA, 2012). Quando consideradas outras frações biodegradáveis, a exemplo da categoria papel e papelão (11,0%) e têxteis sanitários (7,9%), esse percentual é superior a 65,0% para Campina Grande-PB.

Na Tabela 4 são apresentados resultados de composições gravimétricas realizadas para os RSU de Campina Grande-PB, obtidas em outros estudos.

Tabela 4. Evolução da composição gravimétrica dos RSU em Campina Grande-PB

Categoria de resíduos	Caracterização gravimétrica dos RSU em Campina Grande-PB				
	2008	2009	2011	2013	2015
Material putrescível	70%	66%	47%	43%	47%
Plástico	11%	11%	23%	22%	17%
Papel e papelão	6%	5%	9%	12%	11%
Têxteis sanitários	7%	4%	6%	9%	8%
Compósitos	1%	1%	3%	-	2%
Metal	1%	3%	2%	3%	1%
Vidro	1%	4%	2%	2%	2%
Outros	3%	6%	8%	9%	12%
Total	100%				

Fonte: Leite et al. (2008); Pereira et al. (2010); Farias et al. (2012); ECOSAM (2014); dados da pesquisa (GGA/UFCG, 2015); Araújo Neto (2016)

Com base nos valores apresentados na Tabela 4, o percentual de material putrescível, determinada nesta pesquisa, foi inferior aos obtidos por Leite et al. (2008), Pereira et al. (2010) e Farias et al. (2012), que também realizaram a caracterização física dos resíduos sólidos de Campina Grande-PB. Os dois primeiros autores verificaram percentuais de 70% e 66% de material putrescível, respectivamente.

Os estudos realizados por Leite et al. (2008) e Pereira et al. (2010) contemplaram três bairros de Campina Grande-PB, com classes sociais distintas. Já a composição gravimétrica realizada por Farias et al. (2012) foi baseada em um planejamento estatístico, resultando em um percentual de material putrescível semelhante ao desta pesquisa. Por meio da composição gravimétrica obtida pela ECOSAM (2014), empresa responsável pela elaboração do Plano de Gerenciamento de Resíduos Sólidos de Campina Grande-PB, foi observado que 42% dos resíduos gerados no município são putrescíveis, percentual próximo ao obtido neste estudo pelo GGA/UFCG.

Esses resíduos, além das demais frações biodegradáveis, sob condições favoráveis, são convertidos em líquidos e gases por processo de digestão anaeróbia. Laskri e Nedjah (2015), ao comparar a digestão anaeróbia de dois substratos diferentes, resíduos biodegradáveis de um aterro sanitário e lodo de estação de tratamento de águas residuárias, nas mesmas condições de operação, verificaram que, durante a fase metanogênica, quanto mais material orgânico biodegradável concentrado, maior a produção de biogás em ambos os casos.

Outras categorias de RSU, como os plásticos (16,7%), metais (0,6%), vidros (2,5%) e compósitos (2,4%), que totalizam mais de 22% dos resíduos, podem ser responsáveis por retardar o processo biodegradativo, e, conseqüentemente, a geração de biogás. A presença desses materiais no interior do maciço sanitário pode dificultar o fluxo de líquidos e gases, reduzindo assim a eficiência dos sistemas de drenagem.

A caracterização física dos resíduos sólidos de Campina Grande-PB determinada nesta pesquisa, em termos de composição gravimétrica, é um indicativo inicial da capacidade de geração de biogás, em virtude do elevado teor de material biodegradável presente nesses resíduos. Entretanto, esse é apenas um dos fatores que interferem na geração de metano em um aterro sanitário. Aspectos relacionados à umidade e idade dos resíduos, pH e temperatura também estão entre os fatores que mais interferem nessa geração (LASKRI e NEDJAH, 2015; LV et al., 2013; MACHADO et al., 2009; QIAN et al., 2002; McBEAN et al., 1995).

4.3.2 Indicadores físico-químicos

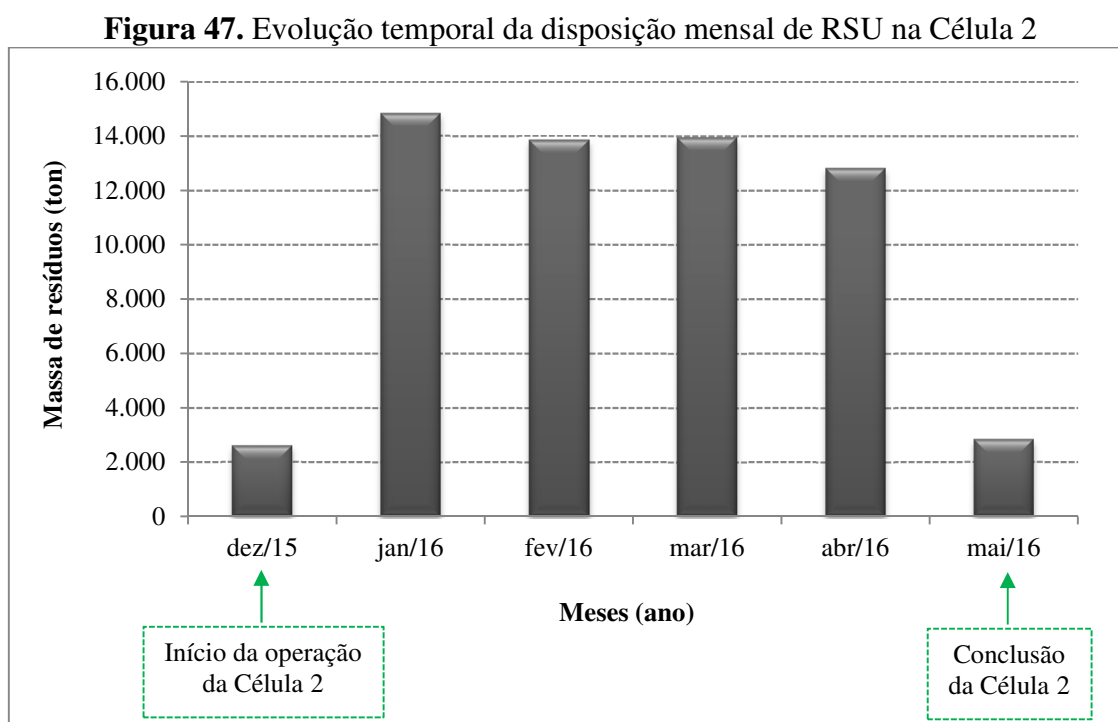
Os RSU frescos de Campina Grande-PB apresentaram umidade de 45%, compatível com a faixa de 40 a 60% estabelecida por Bidone e Povineli (1999) para as condições climáticas brasileiras. Esse indicador é de extrema importância na geração de metano, uma vez que estimula a atividade microbiana, possibilitando um melhor contato entre substratos solúveis e insolúveis e microrganismos (BARLAZ et al., 1990). Sendo assim, quanto maior a umidade dos resíduos, maior a quantidade de biogás gerada e, conseqüentemente, maior a biodegradabilidade dos resíduos (ALVES, 2008), desde que inferiores a umidade de saturação.

O teor de sólidos voláteis (SV) indica, de maneira indireta, o percentual de material a ser biodegradado nos resíduos. Quanto maior o teor de SV, maior a quantidade de material a ser degradado. Para os resíduos de Campina Grande-PB, o teor de SV foi superior a 43%, indicando a presença de um percentual considerável de matéria orgânica a ser bioestabilizada.

Em relação ao pH dos resíduos frescos de Campina Grande-PB, esse foi de 5,6, compatível com a fase inicial de biodegradação dos RSU (não metanogênica), estando muito próximo aos padrões normais para o RSU fresco, em torno de 6,0 (ALCÂNTARA, 2007). De acordo com McBean et al. (1995), a faixa de pH ótima para a ação das arqueas metanogênicas é entre 6,7 e 7,5. Fora da faixa ótima, abaixo de 6 ou acima de 8, a produção de metano fica bastante limitada.

4.4 MONITORAMENTO DA CÉLULA 2

A operação da Célula 2 compreendeu 134 dias, de 27 de dezembro de 2015 a 8 de maio de 2016, com um total de 62.359,44 t de RSU depositados e uma taxa média de disposição de resíduos de, aproximadamente, 465,4 t.dia⁻¹. A evolução da quantidade de resíduos depositados na Célula 2 ao longo do tempo é apresentada na Figura 47.



Fonte: Dados da pesquisa (2017)

Na Tabela 5 é apresentada a quantidade de Resíduos Sólidos Urbanos dispostos por município, durante o período de enchimento da Célula 2. Observa-se que do total de RSU depositados, 59.733,93 t (95,8%) foram provenientes do município de Campina Grande-PB, cuja composição gravimétrica foi determinada nesta pesquisa (Figura 46).

Os percentuais referentes à contribuição de RSU dos demais municípios (Montadas, Boa Vista e Puxinanã), também apresentados na Tabela 5, totalizam 1,7% dos resíduos depositados na Célula 2. Esse valor, associado ao aporte de resíduos oriundos de Campina Grande-PB, perfaz 97,5%. Desta forma, um percentual de 2,5% foi proveniente de empresas privadas, do tipo “papa entulho”.

Tabela 5. Quantidade mensal de resíduos depositados, por município, ao longo do período de enchimento da Célula 2

Meses/ano	Quantidade de RSU depositado por município (t)				Total mensal (t)
	Campina Grande	Montadas	Boa Vista	Puxinanã	
dez/15	2.532,47	13,82	13,94	20,25	2.580,48
jan/16	14.565,04	69,47	57,85	126,38	14.818,74
fev/16	13.596,97	71,02	50,78	125,32	13.844,09
mar/16	13.682,56	70,53	64,76	124,54	13.942,39
abr/16	12.591,34	72,77	52,15	103,00	12.819,26
mai/16	2.765,55	17,08	12,59	27,88	2.823,10
Total	59.733,93	314,69	252,07	527,37	60.828,06
Percentual de contribuição de RSU por município	95,8%	0,5%	0,4%	0,8%	97,5%

Fonte: Dados da pesquisa (2017)

Ressalta-se que o planejamento estatístico elaborado para a determinação da composição gravimétrica de Campina Grande-PB, descrito na seção 3.3, foi elaborado para um nível de confiança de 95% e um erro amostral máximo de 10%. Sendo assim, e com base nos dados apresentados na Tabela 5, a composição gravimétrica obtida para Campina Grande-PB é válida para a Célula 2.

4.4.1 Monitoramento do biogás nos drenos verticais da Célula 2

4.4.1.1 Aspectos qualitativos

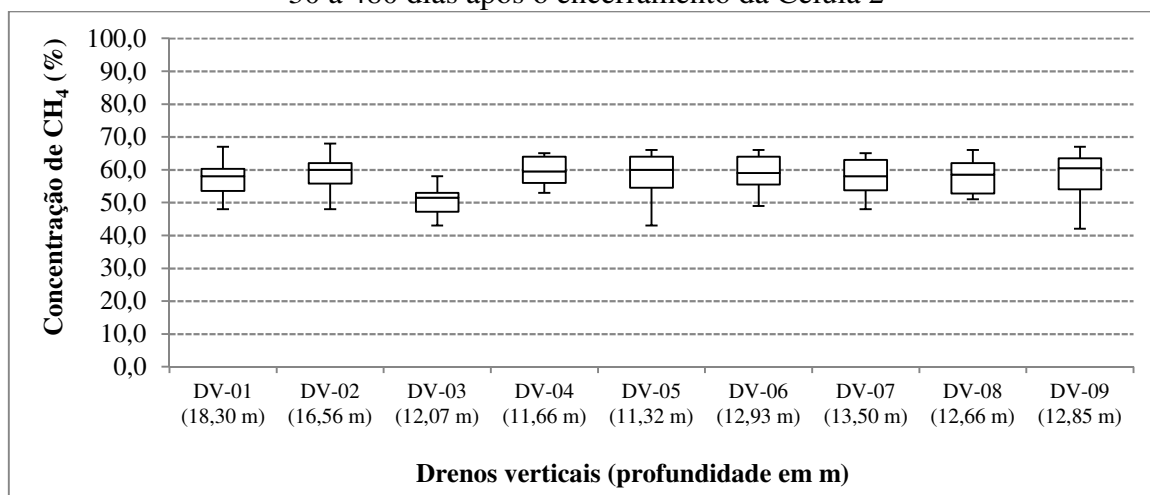
O monitoramento qualitativo do biogás na Célula 2 teve início em junho/2016, 30 dias após o encerramento dessa célula (maio/2016) e execução da camada de cobertura final de solo compactado, contemplando 480 dias (setembro/2017).

Nas Figuras 48 a 50 são apresentadas sínteses dos resultados obtidos para o monitoramento qualitativo do CH₄, CO₂ e O₂, respectivamente, por dreno vertical (DV) da Célula 2. Nessa síntese, são observados o valor mínimo, o primeiro quartil (Q1), a mediana, o terceiro quartil (Q3) e o valor máximo das concentrações de metano, dióxido de carbono e oxigênio aferidas nos DVs ao longo do período de monitoramento.

Uma dispersão significativa dos dados de concentração de CH₄ nos DVs, com amplitude variando entre 12% (DV-04) e 25% (DV-09), é observada na Figura 48. Os valores obtidos para Q1, em todos os drenos, indicam que 75% dos valores medidos corresponderam a concentrações superiores a 50%; exceto no DV-03 (47,3%), com valor de Q1 de 47,3%. Já o

valor de Q3 indica que 25% das medições de CH₄ nos DVs apresentaram valores superiores a 60%; exceto no DV-03, com Q3 de 53%.

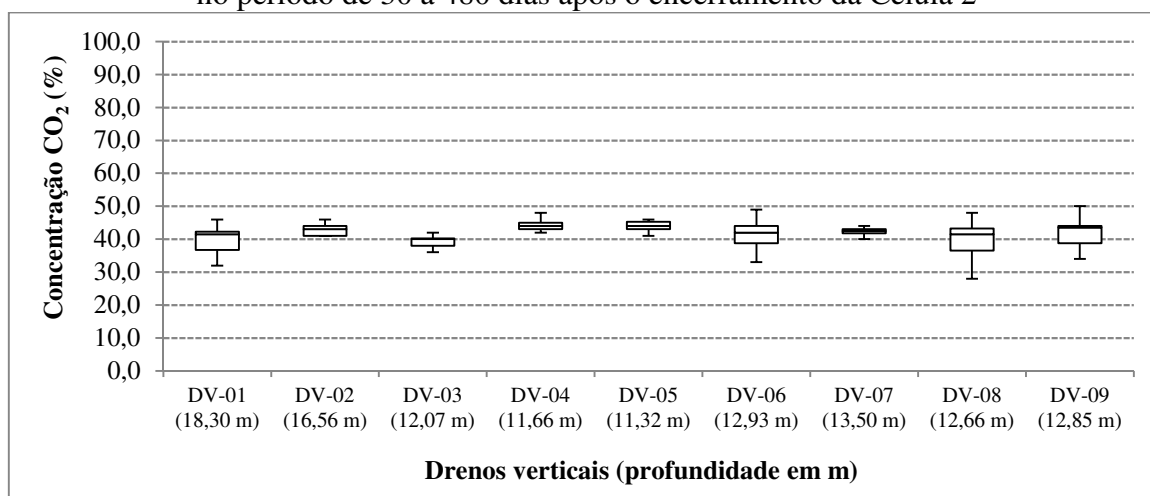
Figura 48. Síntese das concentrações de metano por dreno vertical (DV) de gás no período de 30 a 480 dias após o encerramento da Célula 2



Fonte: Dados da pesquisa (2017)

Em todos os drenos, a concentração máxima de CH₄ atingiu valor superior a 65%, exceto no DV-03 (Figura 48). As altas concentrações de CH₄ identificadas no período de monitoramento indicam um cenário favorável, em termos da qualidade do biogás, para o aproveitamento energético, logo após o encerramento da Célula 2. Knox et al. (2005) relataram valores de concentrações médias de CH₄ variando de 55,0% a 57,0%, até 9 anos de monitoramento, em seis células experimentais de RSU no Reino Unido, com altura de 20 m.

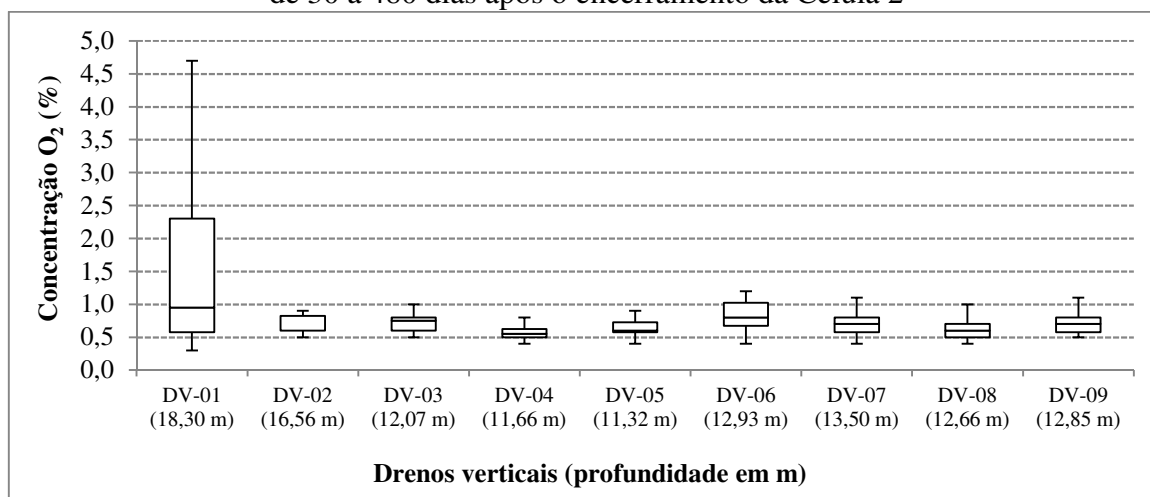
Figura 49. Síntese das concentrações de dióxido de carbono por dreno vertical (DV) de gás no período de 30 a 480 dias após o encerramento da Célula 2



Fonte: Dados da pesquisa (2017)

Em relação ao CO_2 (Figura 49), a dispersão das concentrações desse gás foi menor comparada ao CH_4 , com amplitude na faixa de 4 a 6%, para a maioria dos DVs. Verifica-se que 75% das medições corresponderam a concentrações de CO_2 superiores a 35% (valor de Q1) e em 25% do monitoramento (valor de Q3) esses valores estiveram entre 40 e 45%.

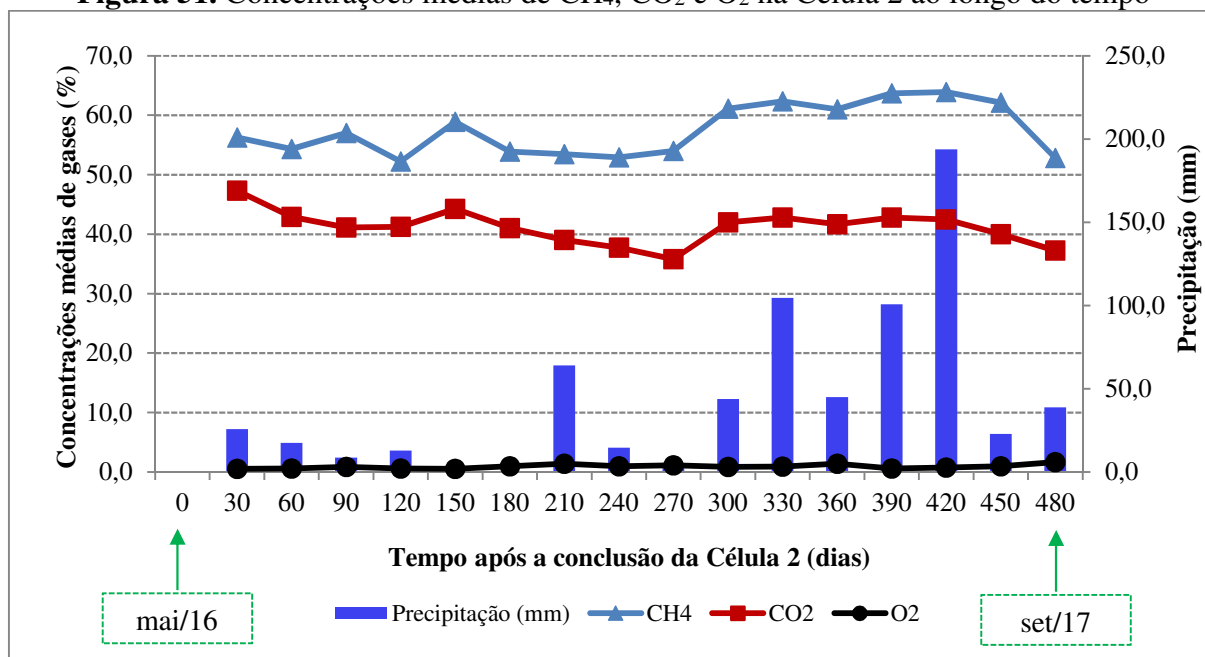
Figura 50. Síntese das concentrações de oxigênio por dreno vertical (DV) de gás no período de 30 a 480 dias após o encerramento da Célula 2



Fonte: Dados da pesquisa (2017)

As concentrações de O_2 obtidas em todos os DVs, exceto DV-01, foram inferiores a 1,5% (Figura 50). Ressalta-se que as medições da composição do biogás estavam sendo influenciadas pelos condicionantes atmosféricos, visto que os drenos verticais da Célula 2 se encontravam abertos. Uma dispersão mais significativa das concentrações de oxigênio foi verificada no DV-01, que se localiza na região central da crista da Célula 2 e apresenta maior profundidade em relação aos demais DVs.

Os resultados do monitoramento da qualidade do biogás, referentes à média dos 9 (nove) drenos verticais da Célula 2 (DV-01 a DV-09), são apresentados na Figura 51. Pode-se observar que, desde o início do monitoramento qualitativo (30 dias após a conclusão da Célula 2), a concentração média de CH_4 atingiu valores superiores a 50%, indicando, dessa forma, o estabelecimento da fase metanogênica logo após a execução da camada de cobertura final de solo compactado. As concentrações médias obtidas foram de 57,5% para o CH_4 , 41,2% para o CO_2 e 0,9% para o O_2 (Figura 51), típicas da fase metanogênica de biodegradação.

Figura 51. Concentrações médias de CH₄, CO₂ e O₂ na Célula 2 ao longo do tempo

Fonte: Dados da pesquisa (2017); AESA (2017)

Por meio da Figura 51, verifica-se que, no período de 30 a 300 dias, as concentrações de CH₄ estiveram na faixa de 50 a 60%. Após esse período, há uma tendência de elevação dessas concentrações, para valores superiores a 60%. Esse crescimento é acompanhado do aumento da precipitação média mensal no mesmo período. Um decréscimo das concentrações de metano, novamente para o intervalo de 50 a 60%, acompanha o declínio da pluviometria.

Com o estabelecimento da fase metanogênica, logo após o fechamento da Célula 2 (e início do monitoramento), não foi possível avaliar a composição do biogás referente às fases iniciais do processo biodegradativo dos resíduos, conforme definida por Tchobanoglous et al. (1993) como fase de ajuste inicial, de transição e ácida.

Resultado semelhante foi observado por Maciel e Jucá (2013), ao estudarem a composição do biogás em uma Célula Experimental no Aterro da Muribeca-PE, com capacidade de 36.659 t de RSU, área de base de 5.993 m² e 9 m de altura. As concentrações de CH₄ atingiram valores na ordem de 50% logo após a conclusão dessa Célula Experimental. Entretanto, no caso relatado por esses autores, a execução da Célula Experimental compreendeu 10 meses; na Célula 2, esse período foi em torno de 5 meses.

As condições meteorológicas do Aterro Sanitário em Campina Grande-PB e do Aterro da Muribeca-PE são distintas. O primeiro está situado em região semiárida, cuja precipitação acumulada foi de 453,8 mm e temperatura média de 30,0 °C, referente ao período de 5 meses de operação da Célula 2. Enquanto o segundo, localizado no litoral pernambucano, apresentou precipitação acumulada de 1.646,4 mm e temperatura média de 22,3 °C, durante os 10 meses

de operação da Célula Experimental (MACIEL, 2009). Vale destacar que: i) a capacidade da Célula 2 equivale a aproximadamente o dobro da Célula Experimental; e ii) os percentuais de matéria orgânica, nos dois casos, são similares, 46,5 e 46%, respectivamente.

Os estudos realizados em uma Célula Experimental no Aterro Sanitário de Caieiras-SP evidenciaram uma fase de latência de 194 dias após a deposição dos resíduos. Somente após 350 dias, a fase metanogênica foi intensa e estável, com concentrações de CH₄ superiores a 50%. A capacidade de resíduos dessa Célula Experimental é de 3.786 t de RSU, com 1050 m² de área de base e 5 m de altura (CANDIANI, 2011).

No caso supracitado, a altura da massa de resíduos foi de aproximadamente 4 vezes inferior à altura da Célula 2, o que contribuiu também para esse tempo de latência, em virtude da maior interferência dos condicionantes externos no maciço sanitário.

Embora a região semiárida apresente características meteorológicas peculiares, em função do déficit hídrico na maior parte do tempo (Figura 40), tais condições não foram desfavoráveis à evolução do processo biodegradativo dos resíduos, em termos da qualidade do biogás gerado, ao longo dos dois primeiros anos da Célula 2 (Figura 51).

Os reduzidos índices pluviométricos da região em estudo, associados à execução de camadas de cobertura de solo compactado de baixa permeabilidade à água (na ordem de 10⁻⁸ m.s⁻¹), reduz significativamente a quantidade de líquidos que entram no sistema e, conseqüentemente, a geração de lixiviado. Isso é favorável à manutenção dos nutrientes no interior da Célula 2, uma vez que a lixiviação só ocorrerá quando a capacidade de campo dos resíduos for ultrapassada. Nesse sentido, ressalta-se a importância da umidade inicial dos resíduos, de 45% (seção 4.3.2), na evolução do processo biodegradativo dos RSU.

Em termos gerais, as condições climáticas peculiares da região em estudo não comprometeram a geração de biogás, em termos qualitativos, com concentrações máximas de CH₄ na Célula 2, compatíveis à fase metanogênica, em um curto intervalo de tempo e semelhantes a aterros localizados em regiões com condições climáticas distintas (AGUILAR-VIRGEN et al., 2014; MACIEL e JUCÁ, 2011). Entretanto, essas condições poderão comprometer a umidade no interior da massa de resíduos com o passar do tempo e, conseqüentemente, o biogás gerado.

Menores entradas de água no maciço sanitário, sem recirculação de lixiviado, como é o caso da Célula 2, resultam em uma perda de umidade do resíduo, tornando-o com característica seca. Essa perda de umidade poderá comprometer o processo biodegradativo dos RSU, com reflexos negativos na geração de biogás, pois a umidade é o meio de acesso dos microrganismos ao material a ser sintetizado.

De acordo com Leikam (2002), a quantidade de gás que é produzida em um aterro sanitário com o tempo é dependente, também, da umidade no interior do maciço. As investigações mostram que quando a umidade é inferior a 35% (em peso úmido), nem todo o carbono biologicamente degradável pode ser convertido em CH₄ e CO₂ (ou é convertido em uma taxa muito mais lenta). Isso significa que, os processos de degradação biológica diminuem, levando a um maior valor de meia-vida nos modelos de biogás, isto é, tempo para a fração de carbono orgânico degradável do resíduo decair para metade de sua massa.

Audibert e Fernandes (2013) afirmam que apesar da literatura apontar valores de umidade de 50-60% para maximizar o processo anaeróbio, altas taxas de biodegradação de resíduos, com umidade variando entre 20 e 40%, foram registradas no Brasil. Sendo assim, os autores ratificam que a qualidade e a quantidade de biogás podem mudar com a diversidade de características e clima nas regiões do Brasil.

4.4.1.2 Aspectos quantitativos

Na Tabela 6 é apresentada uma síntese do monitoramento quantitativo de biogás na Célula 2, nas cinco campanhas iniciais de medições, realizadas entre fevereiro e junho/2017 (270 a 390 dias após a conclusão da Célula 2).

Tabela 6. Dados de monitoramento quantitativo do biogás na Célula 2

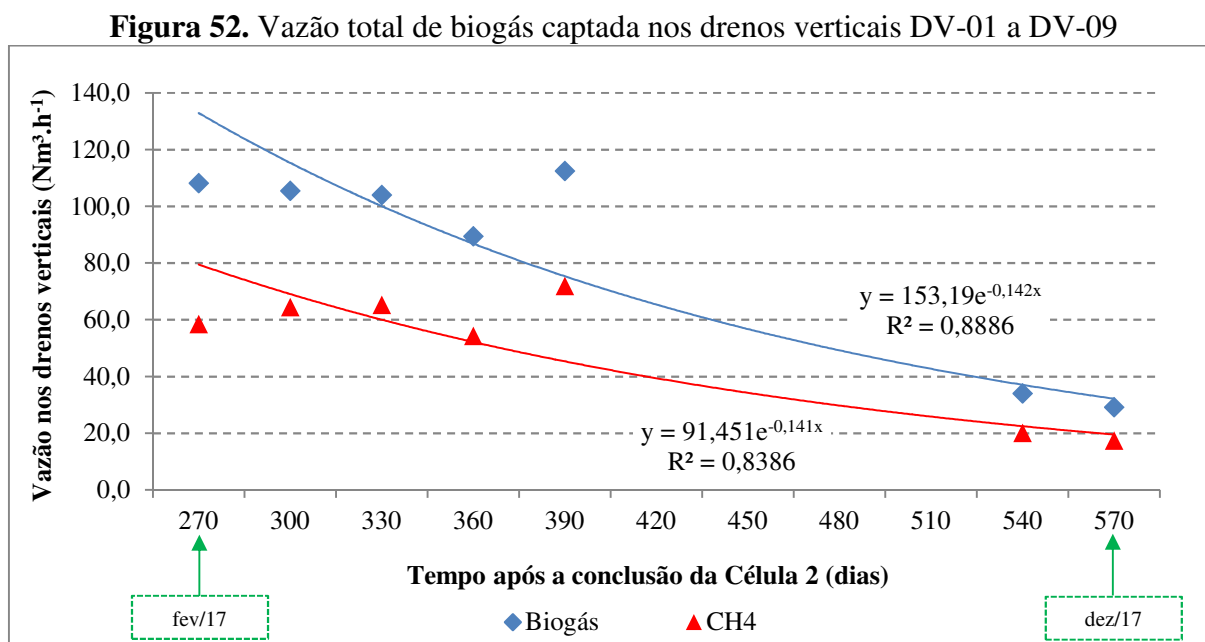
Parâmetros	Célula 2*
Velocidade média do biogás (m.s ⁻¹)**	3,0
Temperatura média do biogás (°C)**	35,0
Vazão total de biogás (Nm ³ .h ⁻¹)***	104,0
Concentração média de CH ₄ (%)**	60,5
Vazão total de CH ₄ (Nm ³ .h ⁻¹)***	63,0
Vazão média de CH ₄ por dreno (Nm ³ .h ⁻¹)**	7,0
Volume diário de biogás (Nm ³)	2.495,4
Volume diário de CH ₄ (Nm ³)	1.511,4

*referente ao monitoramento no período de fevereiro a junho/2017 (270 a 390 dias após a conclusão da Célula 2); **relativos à média das medições realizadas nos 9 (nove) drenos verticais (DVs) da Célula 2; ***referente ao somatório das vazões nos DVs

Fonte: Dados da pesquisa (2017)

Observando os dados apresentados na Tabela 6, verifica-se que as vazões totais de biogás e CH₄ foram de 104,0 e 63,0 Nm³.h⁻¹, respectivamente, considerando a contribuição dos 9 DVs instalados na Célula 2, no período entre 270 e 390 dias após a conclusão da Célula 2. Adicionalmente, duas campanhas de medições de vazão foram realizadas nos meses de novembro e dezembro/2017, sendo observada uma redução em torno de 70% na vazão de

biogás, em um intervalo de 270 a 570 dias após a conclusão da Célula 2 (fevereiro a dezembro/2017, respectivamente), conforme ilustrado na Figura 52 e detalhado na Tabela 7.



Fonte: Dados da pesquisa (2017)

Tabela 7. Variação da vazão de CH₄ em cada dreno vertical da Célula 2

Dreno	Vazão de biogás (Nm ³ .h ⁻¹)			Vazão de CH ₄ (Nm ³ .h ⁻¹)		
	t = 270 dias (fev/17)	t = 570 dias (dez/17)	Variação (%)	t = 270 dias (fev/17)	t = 570 dias (dez/17)	Variação (%)
DV-01	12,1	3,3	-72,70	6,3	1,8	-71,65
DV-02	10,9	3,1	-71,44	6,3	1,9	-69,47
DV-03	10,2	2,7	-73,51	5,1	1,5	-71,39
DV-04	10,8	2,7	-74,71	5,7	1,7	-69,94
DV-05	13,9	3,6	-73,92	8,1	2,0	-75,27
DV-06	12,8	4,2	-66,86	7,3	2,7	-63,38
DV-07	9,8	3,1	-68,37	5,2	1,9	-64,19
DV-08	12,8	3,8	-70,76	6,5	2,4	-63,88
DV-09	15,0	2,7	-81,72	8,1	1,7	-79,35
Total	108,2	29,3	-72,95	58,6	17,4	-70,23

Fonte: Dados da pesquisa (2017)

Maciel e Jucá (2013) avaliaram a recuperação de biogás em uma Célula Experimental no Aterro da Muribeca-PE. No estudo realizado pelos referidos autores foi observado um decaimento na vazão de metano de 97,3 Nm³.h⁻¹ para 29,6 Nm³.h⁻¹, o que corresponde a uma redução em torno de 70%, em um intervalo de aproximadamente 550 dias após a conclusão da Célula Experimental.

Considerando a massa de RSU dispostos na Célula 2, de 62.359,44 t, a taxa de captação de biogás por tonelada de resíduos aterrados variou de 4,11 $\text{Nm}^3 \cdot \text{t}^{-1} \cdot \text{ano}^{-1}$ ($t = 570$ dias) a 15,20 $\text{Nm}^3 \cdot \text{t}^{-1} \cdot \text{ano}^{-1}$ ($t = 270$ dias), na base úmida. Ressalta-se que, nesta pesquisa, o monitoramento quantitativo da produção de biogás teve início somente após 270 dias de conclusão da Célula 2. Certamente, essa taxa de captação de biogás em $t = 0$ seria superior a 15,20 $\text{Nm}^3 \cdot \text{t}^{-1} \cdot \text{ano}^{-1}$.

Esses valores estão dentro da faixa citada por Willumsen e Bach (1991) referente a dados coletados em 86 aterros sanitários de diferentes países, sendo verificada uma taxa de captação de biogás mais provável entre 0,8 e 10,0 $\text{Nm}^3 \cdot \text{t}^{-1} \cdot \text{ano}^{-1}$, a depender da idade dos resíduos, embora valores de até 20,0 $\text{Nm}^3 \cdot \text{t}^{-1} \cdot \text{ano}^{-1}$ tenham sido observados. Já Themelis e Ulloa (2006) relatam uma taxa média de captura de metano de 43 $\text{Nm}^3 \cdot \text{t}^{-1} \cdot \text{ano}^{-1}$, considerando uma média para 25 aterros sanitários na Califórnia.

A taxa de captação de biogás por metro de drenagem é apresentada na Tabela 8. Essa taxa foi determinada a partir da vazão de biogás e profundidade de cada dreno vertical da Célula 2. Os resultados variaram de 0,66 a 1,23 $\text{Nm}^3 \cdot \text{h}^{-1} \cdot \text{m}^{-1}$ ($t = 270$ dias) e de 0,18 a 0,33 $\text{Nm}^3 \cdot \text{h}^{-1} \cdot \text{m}^{-1}$ ($t = 570$ dias). Jucá e Maciel (2013) obtiveram resultados semelhantes após 550 dias de conclusão da Célula Experimental, no Aterro da Muribeca-PE, na qual a taxa de captação de biogás por metro de drenagem foi de 0,1 a 0,3 $\text{Nm}^3 \cdot \text{h}^{-1} \cdot \text{m}^{-1}$.

Tabela 8. Taxa de captação de biogás por metro de drenagem para os drenos da Célula 2

Dreno	Prof. (m)	Taxa de captação de gases por metro de drenagem ($\text{Nm}^3 \cdot \text{h}^{-1} \cdot \text{m}^{-1}$)			
		Biogás		CH ₄	
		t = 270 dias (fev/17)	t = 570 dias (dez/17)	t = 270 dias (fev/17)	t = 570 dias (dez/17)
DV-01	18,3	0,66	0,18	0,34	0,10
DV-02	16,6	0,66	0,19	0,38	0,12
DV-03	12,1	0,84	0,22	0,42	0,12
DV-04	11,7	0,92	0,23	0,49	0,15
DV-05	11,3	1,23	0,32	0,71	0,18
DV-06	12,9	0,99	0,33	0,56	0,21
DV-07	13,5	0,72	0,23	0,38	0,14
DV-08	12,7	1,01	0,30	0,52	0,19
DV-09	13,0	1,16	0,21	0,62	0,13

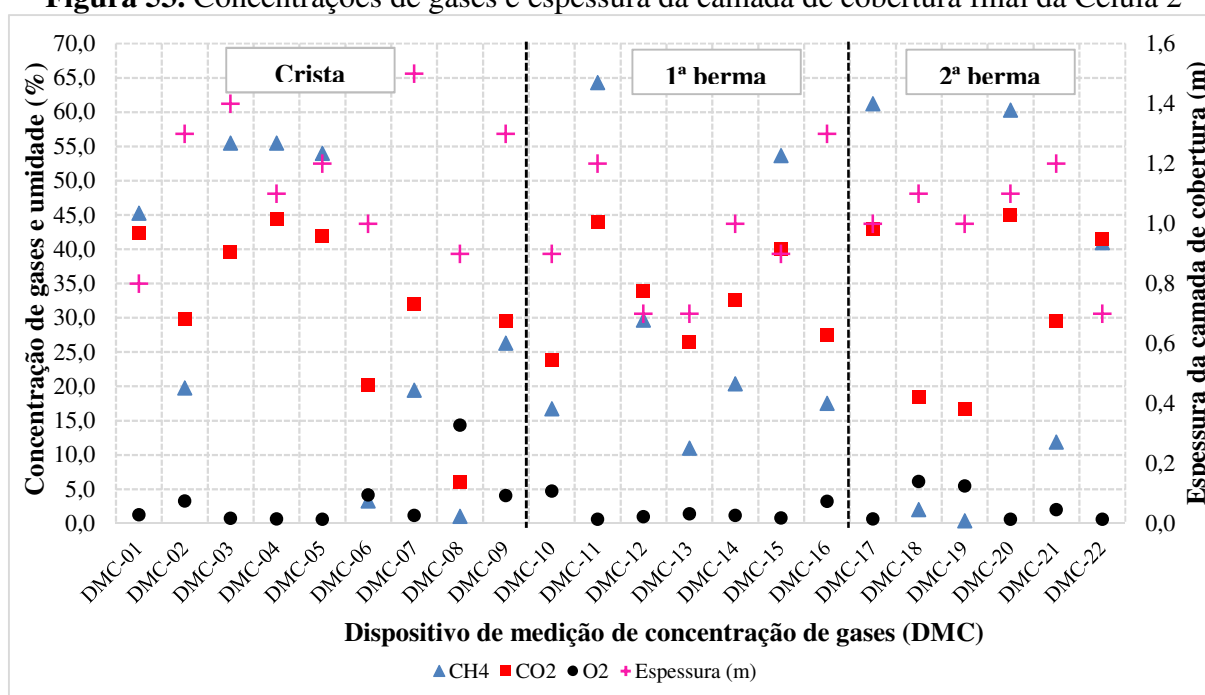
Fonte: Dados da pesquisa (2017)

Por meio dos dados apresentados na Tabela 8 constatou-se que não há uma relação entre a profundidade dos DVs e a taxa de captação de gases por metro de drenagem. Essa assertiva é confirmada ao verificar que o DV-05, por exemplo, com menor profundidade dentre os drenos verticais instalados na Célula 2 (em torno de 11 m), apresentou uma taxa de captação unitária de biogás de $1,23 \text{ Nm}^3 \cdot \text{h}^{-1} \cdot \text{m}^{-1}$, superior ao DV-01, com uma taxa de $0,66 \text{ Nm}^3 \cdot \text{h}^{-1} \cdot \text{m}^{-1}$. Vale ressaltar que o DV-01 é o único dreno vertical que perpassa toda a massa de resíduos, ou seja, com maior profundidade na Célula 2. Tais indicativos ratificam os resultados verificados por Jucá e Maciel (2013) e são importantes para o dimensionamento de drenos verticais em aterros.

4.4.2 Monitoramento do biogás na interface solo-resíduo

As sondagens superficiais realizadas até a profundidade relativa à interface solo-resíduo possibilitaram a instalação dos dispositivos de medição de concentração de gases (DMCs) e o monitoramento das concentrações de CH_4 , CO_2 e O_2 , no intuito de verificar pontos de maior geração de biogás na Célula 2. Os resultados obtidos são apresentados na Figura 53, sendo organizados de acordo com a localização do DMC na Célula 2 (crista, 1ª berma e 2ª berma). Para cada dispositivo instalado são apresentadas as concentrações médias de metano, dióxido de carbono e oxigênio, assim como a espessura da camada de cobertura obtida em cada ponto sondado. O mapeamento desses gases para a Célula 2 é apresentado na seção 4.4.5.

Figura 53. Concentrações de gases e espessura da camada de cobertura final da Célula 2



Fonte: Dados da pesquisa (2017)

Por meio dos dados apresentados na Figura 53, as concentrações de CH₄ variaram de 0,4 a 64,3%, de 6,1 a 45,0% para o CO₂ e de 0,6 a 14,4% para o O₂; o que evidencia uma grande dispersão nos resultados obtidos. Foram verificadas desde reduzidas concentrações de CH₄ (a exemplo dos DMC-19, DMC-08, DMC-18 e DMC-06, com 0,4, 1,1, 2,0 e 3,3%, respectivamente) a valores compatíveis com os DVs (a exemplo dos DMC-11 e DMC-17, com 64,3 e 61,3%, respectivamente). Esses resultados ratificam que a percolação de metano através da superfície do aterro, no geral, é altamente variável (MARIANO e JUCÁ, 2010; BÖRJESSON et al., 1998). Neste estudo, concentrações de CH₄ superiores a 50% estão associadas a pontos de maior profundidade da camada de cobertura, acima de 0,9 m.

Quanto ao CO₂, as concentrações variaram de 20,0 a 45,0%, exceto nos DMC-08, DMC-18 e DMC-19, nos quais foram obtidos percentuais inferiores. Já em relação ao O₂, concentrações superiores a 5% foram identificadas justamente nos pontos de menores concentrações de CH₄ (DMC-08, DMC-18 e DMC-19) (Figura 53).

Apesar da camada de RSU na interface solo-resíduo estar mais susceptível à variação dos condicionantes meteorológicos, constatou-se uma reduzida concentração de O₂ no meio (exceto no DMC-08), favorecendo a anaerobiose e os elevados percentuais de CH₄, superiores a 40%, em 9 dos 22 pontos sondados (Figura 53). Vale destacar que os DMCs foram instalados após 365 dias de conclusão da Célula 2 (exceto os DMC-01 a DMC-03), o que ratifica as baixas concentrações de O₂ e, também, a eficiência da camada de cobertura final dos RSU.

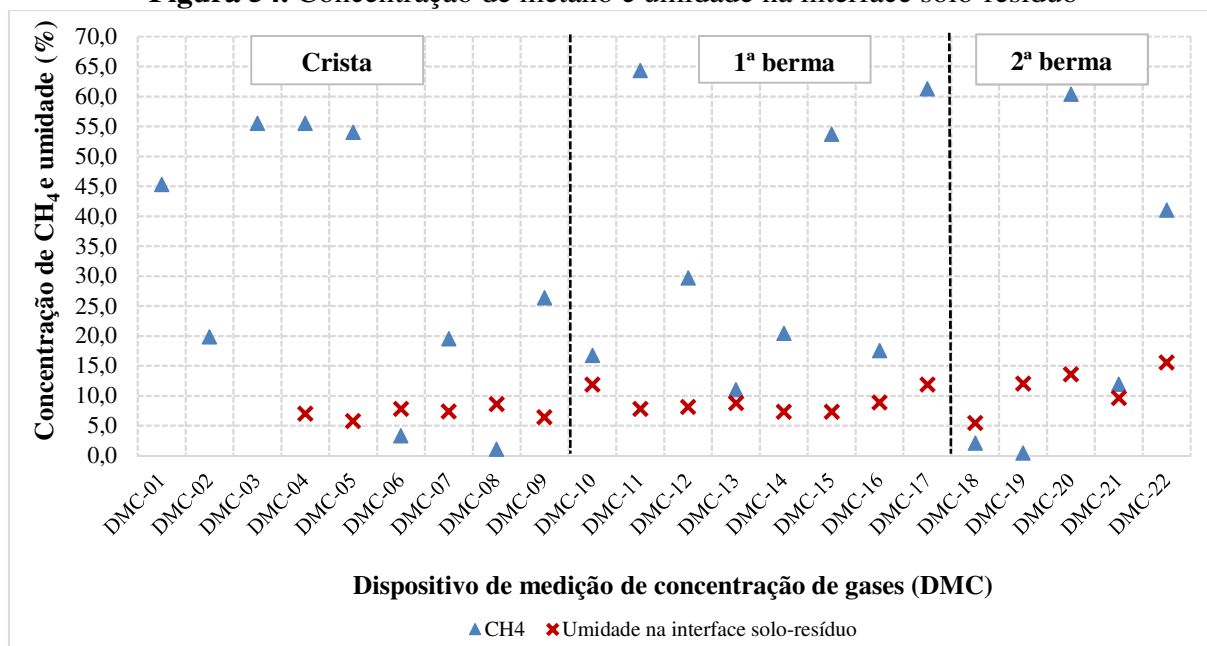
Mariano e Jucá (2011) identificaram concentrações significativas de O₂, entre 7 e 15%, em 7 dos 19 pontos de ensaios realizados no contato solo-resíduo. Os autores relatam que a existência de O₂ nessa interface indica a presença de fissuras que atravessam toda a camada de cobertura, formando caminhos preferenciais de fluxo de gases.

No Aterro Controlado de Londrina-PR, Audibert e Fernandes (2013) avaliaram as concentrações de CH₄, CO₂ e O₂ na interface solo-resíduo, por meio da instalação de dez tubos de inspeção, semelhantes ao desta pesquisa. A concentração de CH₄ variou entre 2,1 e 42% (com média de 16,3%), de CO₂ entre 0,8 e 50% (média de 17,1%) e de O₂ entre 0,6 e 19,7% (média de 12,9%). Cabe destacar que 7 dos 10 dispositivos instalados apresentaram concentrações de O₂ superior a 11,5%.

Segundo esses autores, foi identificada uma grande quantidade de líquido sob a camada de cobertura, observada em 70% dos orifícios realizados nos testes, derivada, principalmente, da infiltração das chuvas. Vale ressaltar que a espessura da camada de cobertura no Aterro Controlado de Londrina-PR variou entre 0,35 e 1,00 m, com média de 0,48 m.

Na Célula 2 do Aterro Sanitário em Campina Grande-PB, a espessura da camada de cobertura variou de 0,7 a 1,5 m (Figura 53), com média de 1,1, não sendo identificada a presença de lixiviado em nenhum dos pontos sondados para a instalação dos DMCs. Essa assertiva é confirmada pela baixa umidade do solo, na faixa de 5 a 16%, verificada nos pontos da interface solo-resíduo, nos quais foram instalados esses dispositivos (Figura 54).

Figura 54. Concentração de metano e umidade na interface solo-resíduo



Fonte: Dados da pesquisa (2017)

Observando os dados apontados na Figura 54, verifica-se que a umidade na interface solo-resíduo variou de 5,5 a 15,6% na Célula 2. A faixa de valores mais acentuada, entre 10 e 15%, aproximadamente, está associada aos DMCs instalados na 2ª berma. Essa evidência confirma a tendência natural dos líquidos lixiviados percolarem para as camadas inferiores do maciço sanitário. Magalhães et al. (2005) avaliaram amostras de solo em três níveis da camada de cobertura do Aterro Sanitário da Central de Tratamento de Resíduos Sólidos de Belo Horizonte-MG. Os autores observaram que o teor de umidade variou de 0,5 a 15%, com uma tendência de aumento da umidade nos níveis mais baixos da camada.

Em relação ao monitoramento da pressão diferencial nos DMCs, ressalta-se que não foram identificados gradientes de pressão em nenhum dos 22 pontos sondados, conforme apresentado no visor do manômetro digital no momento de medição (Figura 55).

Figura 55. Monitoramento de pressão diferencial nos dispositivos de medição de concentração de gases (DMC) na interface solo-resíduo



Fonte: Dados da pesquisa (2017)

Um gradiente médio de pressão do biogás, de 1.225 Pa, foi verificado por Audibert e Fernandes (2013) abaixo da camada de solo compactado. O autor relata que esse valor está associado, provavelmente, à grande quantidade de líquido sob a camada de cobertura; que exerceu pressão sobre os resíduos. Mariano e Jucá (2011) observaram gradientes de pressão variando de - 84 a 3.830 Pa. O gradiente negativo indica fluxo inverso, no sentido do ambiente externo ao interno à massa de resíduos aterrada. Além disso, Mariano (2008) afirma que os pontos da interface solo-resíduo, com maiores gradientes de pressão, estavam associados a local próximo de um ponto de surgência de lixiviado e aparecimento de bolhas de gás, a aproximadamente 5 m de distância das áreas nas quais foram realizadas as medições.

Na presente pesquisa, no período de 570 dias após o encerramento da disposição de resíduos e execução da camada de cobertura da Célula 2, não foram identificadas fissuras dessa camada com surgência de lixiviado. Além do mais, no período no qual foram realizados os ensaios de fluxo de gases pela camada de cobertura, agosto a setembro/2017 (seção 4.4.3.3), não foram identificados níveis de líquidos nos 9 (nove) drenos verticais de gases.

4.4.3 Monitoramento do biogás na camada de cobertura de solo compactado

4.4.3.1 Caracterização geotécnica do solo da camada de cobertura

- **Análise granulométrica**

A camada de cobertura de solo compactado da Célula 2 é do tipo convencional, com

espessura média de 1,1 m. O solo dessa camada apresentou umidade natural média de 7,7% e peso específico dos grãos de solo de $26,4 \text{ kN.m}^{-3}$, apresentando granulometria descrita no Quadro 15.

Quadro 15. Granulometria do solo da camada de cobertura

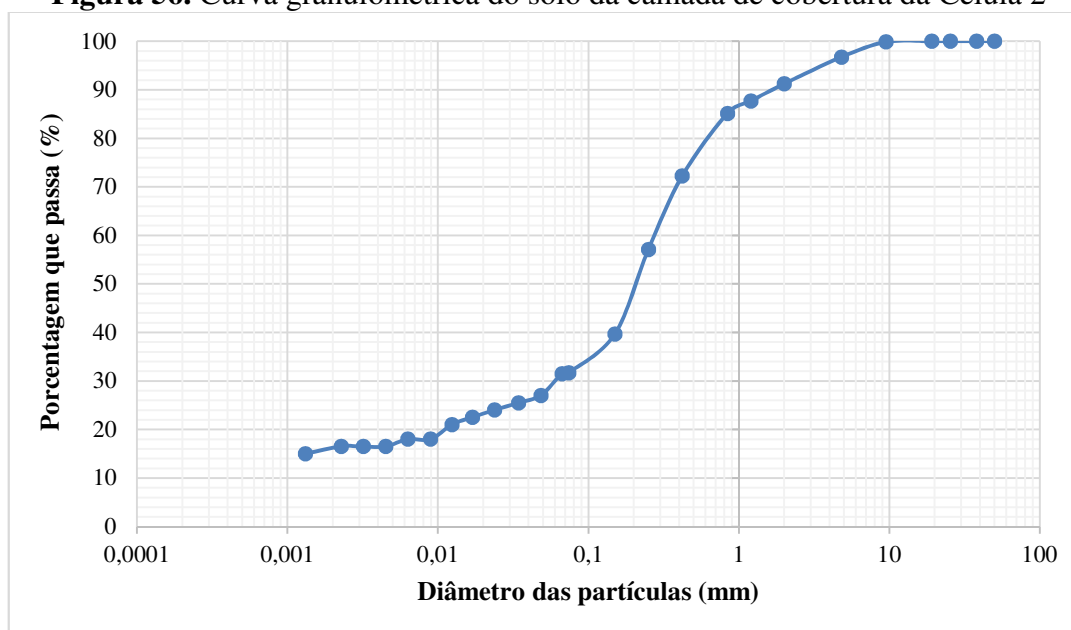
Solo	Porcentagem retida (%)
Pedregulho (acima de 4,8 mm)	0,1
Areia Grossa (0,84 – 4,8 mm)	11,6
Areia Média (0,25 – 0,84 mm)	28,1
Areia Fina (0,05 – 0,25 mm)	30,0
Silte (0,005 – 0,05 mm)	13,6
Argila (< 0,005 mm)	16,5
Total	100,0

Fonte: Dados da pesquisa (2017)

Por meio dessa distribuição foi evidenciado um percentual de finos de 30,1% (Quadro 15). De acordo com a regulamentação da CETESB (1993), um solo com percentual de finos igual ou superior a 30% é adequado para utilização em camadas de cobertura de aterros sanitários. A USEPA (2004) estabelece um percentual de finos de 30 a 50%.

Diante do exposto, o solo utilizado na camada de cobertura da Célula 2 apresenta características granulométricas satisfatórias para uso em aterro sanitário, conforme as regulamentações supracitadas. Entretanto, cabe destacar que o percentual de finos do solo, de 30,1%, encontra-se no limite mínimo permitido para essa finalidade. Na Figura 56 é apresentada a curva granulométrica, a qual contempla todas as faixas de diâmetros de partículas.

Figura 56. Curva granulométrica do solo da camada de cobertura da Célula 2



Fonte: Dados da pesquisa (2017)

Moreira (2018) ressalta a importância do percentual de finos nos solos de camada de cobertura em aterros sanitários e enfatiza que, na literatura técnica e acadêmica, pouco se discute nesse sentido. Os finos, quando preenchem os vazios decorrentes das partículas maiores, principalmente, quando o solo é compactado, contribuem para a formação de uma barreira mais eficiente à passagem de gases em camadas de cobertura de aterros sanitários.

- **Limites de consistência e classificação SCUS**

O Limite de Liquidez (LL) e o Limite de Plasticidade (LP) obtidos para o solo da camada de cobertura da Célula 2 foram de 25 e 16%, respectivamente, e o Índice de Plasticidade (IP) de 9%. Por meio desses índices, pode-se observar que o solo apresenta característica medianamente plástica, segundo a classificação de Jenkin (CAPUTO, 1988).

A USEPA (2004) regulamenta que um solo adequado para camadas de cobertura de aterros sanitários deve apresentar um IP entre 7 e 15%, o que condiz com o resultado obtido para o solo da Célula 2. Entretanto, houve divergência do valor do LL, cuja regulamentação da CETESB (1993) estabelece um percentual igual ou superior a 30%.

O Índice de Atividade (IA) igual a 0,75, aponta para uma argila inativa. Segundo Skempton (1953), esse índice indica que o potencial de variação de umidade e volume por ação da argila é considerado baixo, significando que o solo apresenta reduzido índice de expansão quando úmido, e baixa incidência de fissuras ou trincas, quando seco. Os resultados obtidos por Araújo (2017), para o solo da Célula 1 do Aterro Sanitário em Campina Grande-PB, apontaram também para uma argila inativa, com IA de 0,22.

O solo estudado foi classificado como SC (areia argilosa), por meio da metodologia do Sistema Unificado de Classificação dos Solos – SUCS (ASTM D2487-11), condizente com os dados apresentados nas frações granulométricas. Esse tipo de solo está enquadrado nos tipos preconizados pela CETESB (1993) como adequados para camadas de cobertura de aterros sanitários de solo, sendo esses: CL, CH, SC e OH.

A utilização de solo do tipo SC foi verificada em aterros brasileiros, a exemplo do Aterro de Aguazinha-PE, por Mariano (2008), e da Central de Tratamento de Resíduos (CTR) de Nova Iguaçu-RJ, conforme relatado por Oliveira et al. (2013).

- **Índices físicos e compactação**

Na Tabela 9 constam os resultados referentes aos índices de vazios (e), porosidade (η) e grau de saturação (GS), nas condições de campo, para cada ponto analisado na camada de cobertura.

Tabela 9. Índices físicos do solo para as condições de umidade e densidade de campo, e espessura da camada de cobertura nos pontos de ensaios

Área de realização do ensaio	Nº do ensaio	e	η (%)	GS (%)	Espessura da camada de cobertura (m)	
Crista	EN - 01	0,5	32,9	36,8	1,3	
	EN - 02	0,4	26,5	76,3	1,4	
	EN - 05	0,5	32,5	37,4	1,1	
	EN - 06	0,5	31,4	57,8	1,2	
	EN - 07	0,5	31,2	60,4	1,5	
	EN - 08	0,4	29,9	72,3	1,3	
	EN - 09	0,6	38,8	32,7	0,9	
	EN - 10	0,6	37,8	35,1	1,1	
	EN - 11	0,5	34,9	34,3	1,0	
	1ª Berma	EN - 12	0,5	33,3	39,6	1,3
		EN - 13	0,7	40,2	43,7	0,9
EN - 14		0,6	39,3	32,3	1,0	
EN - 15		0,7	41,2	35,9	0,7	
EN - 16		0,6	36,9	30,4	0,7	
EN - 17		0,6	37,7	36,4	1,2	
EN - 18		0,6	38,1	26,5	0,9	
2ª Berma	EN - 03	0,4	26,0	36,2	0,7	
	EN - 04	0,5	31,5	29,4	1,2	
	EN - 19	0,6	36,7	23,6	1,0	
	EN - 20	0,8	43,2	23,3	1,1	
	EN - 21	0,5	33,8	41,8	1,0	
	EN - 22	0,4	29,2	42,4	1,1	

Fonte: Dados da pesquisa (2017)

O índice de vazios variou de 0,4 a 0,8 e a porosidade de 26,0 a 43,2%, com valores médios de 0,5 e 34,7%, respectivamente, para os 22 pontos de amostragem (Tabela 9). Para as condições de laboratório, os índices (e) e (η) corresponderam a 0,4 e 30,0%, respectivamente. Dessa forma, o índice de vazios obtido em campo foi 20% superior ao valor determinado em laboratório; já a porosidade foi 14% mais elevada.

Para solo do tipo SC, no Aterro de Aguazinha-PE, Mariano (2008) verificou índice de

vazios variando de 0,50 a 1,01, e porosidade na faixa de 33 a 50%, nas condições de campo. Para as condições de laboratório, os valores de (e) foram de 0,37 a 0,52 e de (η) de 27 a 34%. A autora afirma que todas as amostras apresentaram condições de campo diferentes das condições de laboratório (peso específico aparente seco máximo e umidade ótima), indicando um solo de estrutura mais flokulada, com grandes índices de vazios e possível presença de macroporos, afetando, assim, a estrutura do solo compactado. Dessa forma, a baixa densidade e a forma aleatória de disposição das partículas podem facilitar o fluxo do gás pela camada de cobertura.

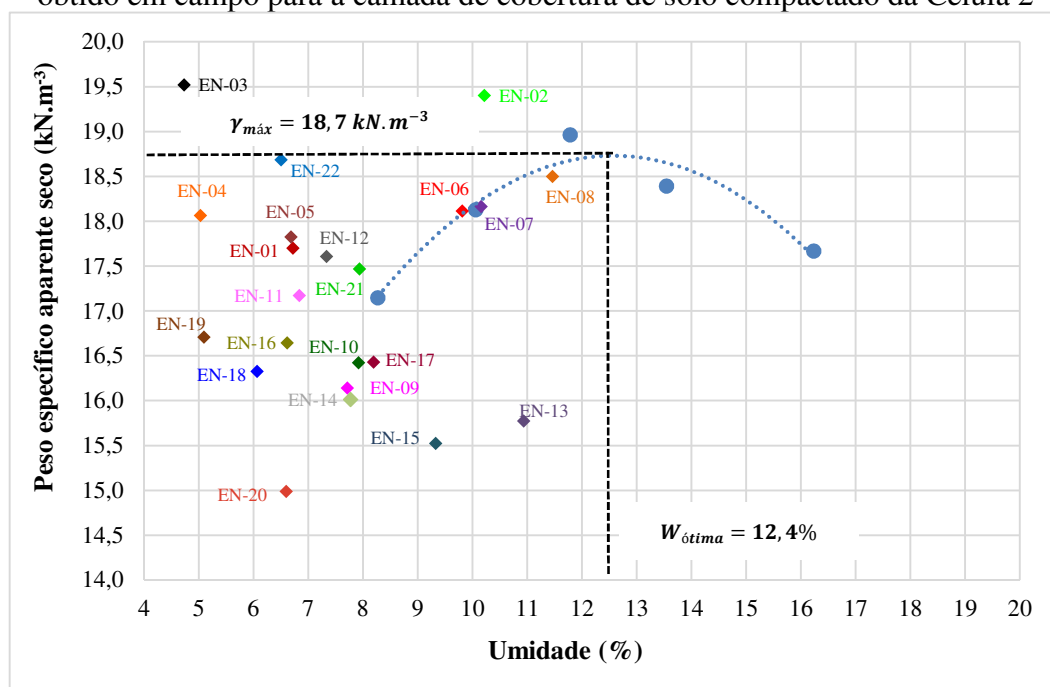
O Grau de Saturação do solo para os pontos analisados da Célula 2, Tabela 9, variou de 23,3 a 76,3%, com média de 40,2%. Na crista, GS oscilou de 32,7 a 76,3% com média de 49,2%. Para a 1ª berma, GS variou de 26,5 a 43,7%, com média 34,9%; já na 2ª berma os resultados oscilaram entre 23,3 e 42,4%, com média de 32,8%.

A presença de água nos vazios do solo promove uma redução na percolação do biogás, pois a água atua como um obstáculo à passagem dos gases presentes no solo. A redução significativa da percolação ocorre para valores de GS acima de 75% (MACIEL, 2003). Entretanto, Mariano (2008), no estudo da camada de cobertura do Aterro de Aguazinha-PE, identificou ponto com elevado Grau de Saturação associado a fluxo de metano, a exemplo do ensaio A3, com GS de 80% e taxa de emissão de CH_4 de $14 \text{ kg.m}^{-2}.\text{ano}^{-1}$ ($0,3 \text{ L.m}^{-2}.\text{h}^{-1}$). Em contraponto, a autora verificou situação em que o Grau de Saturação foi baixo, não havendo fluxo de metano pela camada de cobertura, a exemplo do ensaio A13, com GS de 32% e fluxo de CH_4 nulo.

Dessa forma, outros fatores devem ser considerados na redução das emissões fugitivas de biogás, a exemplo do Grau de Compactação (GC) do solo, espessura da camada, eficiência do sistema de drenagem, gradientes de pressão sob a camada de cobertura etc.

Dentro desse contexto, na Figura 57 é apresentada a curva de compactação, obtida em laboratório, destacando o peso específico aparente seco máximo e a umidade ótima, bem como os pesos específicos aparentes secos determinados em campo, com as respectivas umidades. Vale ressaltar que a densidade *in situ* foi obtida pelo método do cilindro de cravação para os 22 pontos de realização do ensaio de placa de fluxo.

Figura 57. Curva de compactação obtida em laboratório e peso específico aparente seco obtido em campo para a camada de cobertura de solo compactado da Célula 2



Fonte: Dados da pesquisa (2017)

Por meio do ensaio de compactação Proctor Normal, obteve-se umidade ótima de 12,4% e peso específico aparente seco máximo de 18,7 kN.m⁻³ (Figura 57). De acordo com Kabir e Taha (2004), o solo possui característica adequada para uso em aterro sanitário, pois apresenta peso específico máximo superior a 14,5 kN.m⁻³. Além disso, o valor determinado neste estudo se encontra dentro da faixa de 17,8 a 19,5 kN.m⁻³, estabelecida por Mariano (2008), no estudo de camada de cobertura de solo compactado do tipo SC.

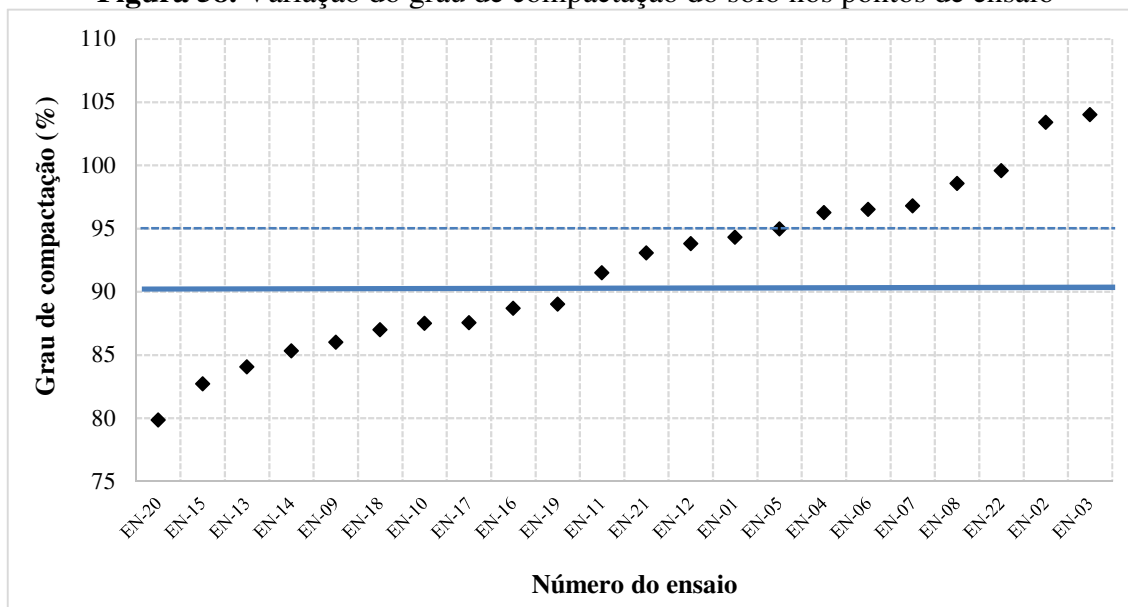
Observando a Figura 57, verifica-se que existe uma variação entre a compactação do solo obtida em campo e o valor obtido em laboratório. Apenas os EN-02 e EN-03 apresentaram peso específico aparente seco igual ou superior ao determinado em laboratório, com valores *in situ* variando de 15,0 a 19,5 kN.m⁻³.

Os resultados apresentados na Figura 57 evidenciam que a camada de cobertura foi compactada no ramo seco da curva de compactação, que representa um solo com estrutura mais floculada, com índice de vazios elevado e possível presença de macroporos. Tal situação propicia o aumento da permeabilidade do solo ao ar, na direção ascendente vertical de fluxo de gases.

Entretanto, apesar da compactação ter ocorrido no ramo seco da curva, foi obtido um GC médio de 91,8% para a Célula 2. Valores de GC acima de 90% foram verificados em 12 dos 22 pontos analisados e em apenas 3 ensaios o GC se situou na faixa de 80 a 85% (Figura

58). Além disso, as espessuras obtidas nos pontos de ensaio foram significativas, variando entre 0,7 e 1,5 m, com média de 1,1 m para a Célula 2 (Tabela 9), o que aumenta as possibilidades de retenção física, química e biológica dos gases.

Figura 58. Variação do grau de compactação do solo nos pontos de ensaio



Fonte: Dados da pesquisa (2017)

Mariano (2008) observou que solos com GC superior a 90% apresentaram maior retenção de metano para as maiores profundidades. Tendo em vista que a espessura média da camada de cobertura do presente estudo é de 1,1 m, pode-se considerar o papel do GC no processo de retenção de gases e consequente mitigação de sua emissão para a atmosfera. Esse parâmetro não possui regulamentação ou índices mínimos a serem atendidos para camadas de cobertura de aterros sanitários, entretanto, um GC médio de 91,8% representa uma boa compactação, uma vez que, a principal finalidade da camada de cobertura de solo compactado é a impermeabilização.

- **Permeabilidade à água**

A permeabilidade saturada do solo à água, determinada em laboratório, resultou em um valor de $8,01 \times 10^{-8} \text{ m.s}^{-1}$. Nacionalmente, conforme descrito na seção 2.2.1, na NBR 13896 (ABNT, 1997) é estabelecido que a camada de cobertura final deve possuir um coeficiente de permeabilidade inferior ao solo natural da área do aterro. Além disso, essa norma preconiza a existência de um depósito natural extenso e homogêneo de materiais, no local no qual será instalado o aterro, com coeficiente de permeabilidade à água inferior a 10^{-8} m.s^{-1} . Dessa forma,

a permeabilidade do solo à água, obtida nesta pesquisa, na ordem de 10^{-8} m.s⁻¹, encontra-se em correspondência ao indicado pela ABNT (1997).

Cabe destacar, também, que esse valor é obtido em um corpo-de-prova moldado na umidade ótima e na energia Proctor Normal, o que pode ser modificado com a aplicação de uma energia maior de compactação (ARAÚJO, 2017).

Os resultados obtidos nesta pesquisa estão dentro da faixa de valores verificada por Mariano (2008), para solos de camada de cobertura final, do tipo SC, no Aterro de Aguazinha-PE, cujos coeficientes de permeabilidade à água encontraram-se na faixa de 10^{-6} a 10^{-8} m.s⁻¹.

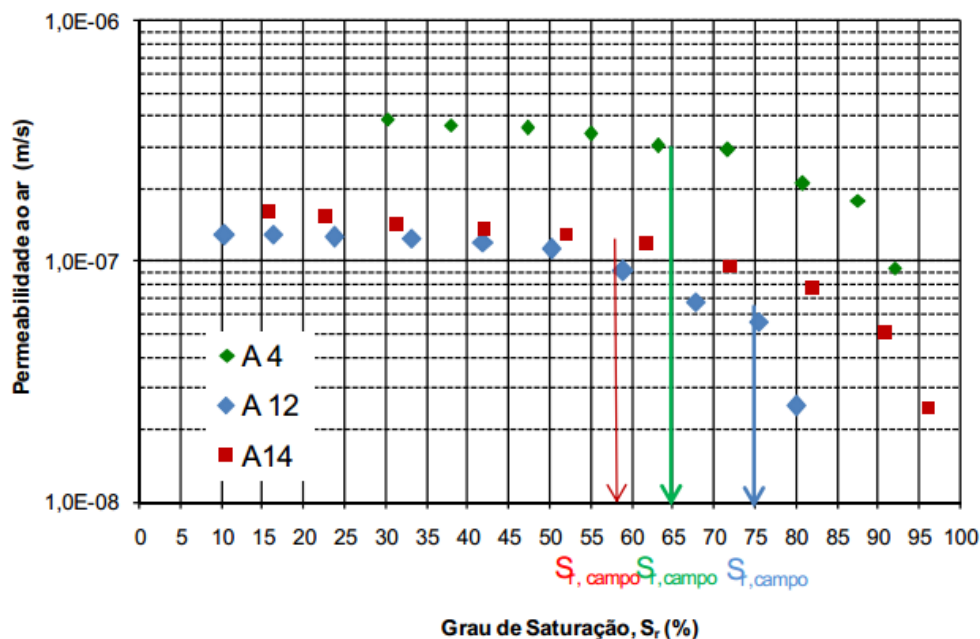
Por meio do ensaio de infiltração, foi verificada a permeabilidade *in situ* ($2,08 \times 10^{-9}$ m.s⁻¹) para a Célula 2. Esse resultado confirma a baixa permeabilidade do solo à água, ratificando a viabilidade do uso desse solo em camada de cobertura de aterros sanitários. De acordo com Araújo (2017), a permeabilidade *in situ* está na condição não saturada do solo, podendo ser influenciada por fatores como a umidade de campo. Para a Célula 2, contemplada neste estudo, a umidade do solo apresentou um percentual médio de 7,7%.

- **Permeabilidade ao ar**

A permeabilidade ao ar foi determinada apenas com amostras de solo deformadas, compactadas em laboratório, sob condições de umidade ótima e peso específico aparente seco máximo, sendo obtido um coeficiente na ordem de 10^{-7} m.s⁻¹. Já a permeabilidade intrínseca do solo foi na ordem de 10^{-13} m².

Mariano (2008), estudando a variação da permeabilidade ao ar (k_{ar}) com o Grau de Saturação (GS) para dois tipos de solo, SC (ensaio A4) e CL (ensaios A12 e A14), identificou que a curva obtida poderia ser dividida em três fases, em ambos os solos, conforme Figura 59: i) na 1ª fase, com GS < 65%, foram identificados valores máximos de k_{ar} para cada solo, praticamente constantes, indicando que GS menores que 65% não interferem na permeabilidade do solo ao ar e, nesse caso, os principais fatores responsáveis por sua redução estariam relacionados à estrutura e ao GC do solo; ii) a 2ª fase, com 65 < GS < 75%, a curva foi caracterizada por um decaimento lento da permeabilidade com o Grau de Saturação; e iii) a 3ª fase, com GS > 75%, indicando um decaimento mais acentuado de k_{ar} com o GS, representando o estado ocluso de ar na estrutura do solo.

Figura 59. Variação da permeabilidade ao ar com o grau de saturação para o Aterro de Aguazinha - PE



Fonte: Mariano (2008)

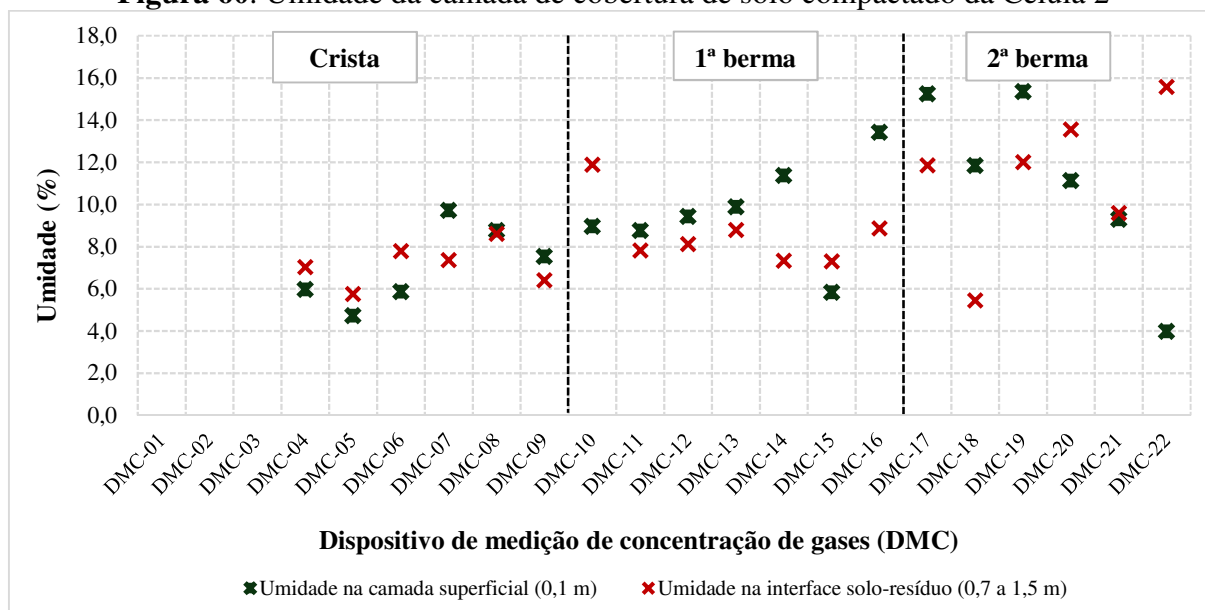
Para o solo SC, a autora verificou valores de k_{ar} variando de 10^{-6} a 10^{-7} m.s⁻¹, para GS na faixa de 20 a 90%, respectivamente, sendo a permeabilidade intrínseca de 10^{-13} m², compatível com a ordem de grandeza obtida neste estudo.

4.4.3.2 Caracterização físico-química do solo da camada de cobertura

Nesta seção é apresentada a caracterização físico-química do solo da camada de cobertura da Célula 2, realizada em dois níveis de profundidade, superior (camada mais superficial) e inferior (na interface solo-resíduo). Essa caracterização foi realizada em 19 dos 22 pontos de instalação dos DMCs.

- **Umidade**

Na Figura 60 constam as umidades obtidas para a camada de cobertura da Célula 2. Ressalta-se que os DMC-04 a DMC-22 foram instalados no período de maio a julho/2017, coincidindo com o período chuvoso da região em estudo (Figura 40).

Figura 60. Umidade da camada de cobertura de solo compactado da Célula 2

Fonte: Dados da pesquisa (2017)

Analisando os dados apresentados na Figura 60, verificou-se que em 50% dos pontos analisados, a umidade na camada superficial (a 0,10 m) foi superior ao teor obtido na interface solo-resíduo (0,7 a 1,5 m). Além disso, a umidade no perfil da camada de cobertura variou de 4 a 16%. Na crista da Célula 2 foram constatadas as menores umidades no contato solo-resíduo, com média de 7,2%. Houve um crescimento da umidade na interface solo-resíduo com a profundidade, com valores médios de 8,6 e 11,3%, para a 1ª e 2ª bermas, respectivamente.

A umidade média obtida para a camada de cobertura da Célula 2 ao longo da profundidade foi de 9,2%, sendo inferior ao valor verificado por Lopes et al. (2012), de 15,0%, para camada de cobertura convencional na Célula Experimental do Aterro da Muribeca-PE.

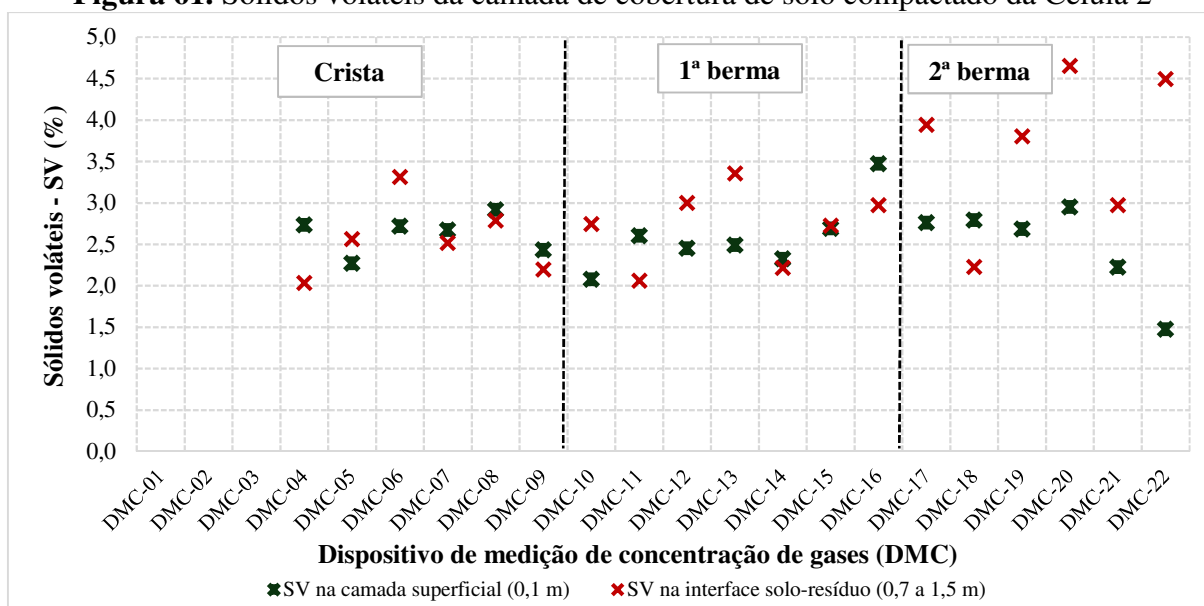
Abichou et al. (2015) relataram que pouca ou nenhuma atividade bacteriana (taxa de oxidação muito baixa) ocorreu quando a umidade era inferior a 10%. No entanto, a atividade microbiana se eleva com o aumento da umidade, apresentando um limite superior quando o solo atinge uma umidade superior a 18-20%.

Um teor ótimo de umidade do solo de 10-20% é relatado como necessário para manter um ambiente equilibrado nas camadas de coberturas dos aterros para a oxidação do metano (CHANTON et al., 2011; ALBANNA e FERNANDES, 2009; BÖRJESSON et al., 1998), uma vez que, a capacidade de oxidação cai significativamente com um teor de umidade abaixo de 5% devido à resposta fisiológica ao estresse hídrico, resultando, assim, em uma atividade microbiana mais baixa (MAJDINASAB e YUAN, 2017; CZEPIEL et al., 1996).

- **Sólidos voláteis e carbono orgânico total**

Na Figura 61 é apresentado o teor de sólidos voláteis para a camada de cobertura da Célula 2. Esse teor indica, indiretamente, a presença de matéria orgânica no solo. O percentual de SV variou de 1,5 a 3,5%, com média de 2,6%, para a camada mais superficial da Célula 2. Já na interface solo-resíduo, essa faixa foi de 2,0 a 4,7%, com média de 3,0%. Segundo Pariente e Lavee (2000), valores de SV na faixa de 2 a 6% são considerados baixos. Ressalta-se que o solo da camada de cobertura do presente estudo está exposto aos condicionantes ambientais, sem a presença de vegetação.

Figura 61. Sólidos voláteis da camada de cobertura de solo compactado da Célula 2



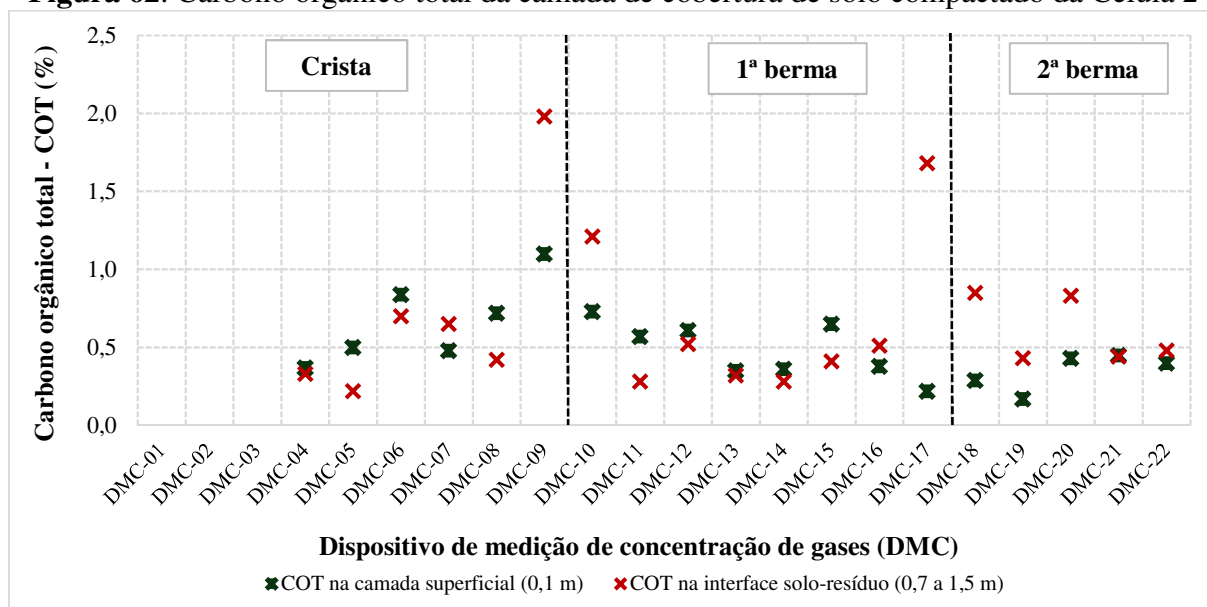
Fonte: Dados da pesquisa (2017)

Geralmente, as taxas de oxidação aceleram com o aumento do teor de matéria orgânica nos solos. O uso de solos de cobertura com maior teor de matéria orgânica tem sido relatado como uma maneira eficiente de mitigar as emissões de CH₄ (ABICHOU et al, 2015; PARIATAMBY et al., 2015).

De acordo com Christophersen et al. (2004), o alto percentual orgânico do solo geralmente aumenta as taxas de oxidação do CH₄ e aumenta o teor ótimo de umidade. Enquanto os solos com conteúdo orgânico de 1 a 10% apresentam potencial de oxidação moderado, o composto de resíduos biológicos e outros materiais com elevado teor orgânico (até 35%) apresentam potenciais de oxidação de 10 a 100 vezes maiores. O teor de COT para a camada

de cobertura da Célula 2, nas profundidades superficial e interface solo-resíduo, é apresentado na Figura 62.

Figura 62. Carbono orgânico total da camada de cobertura de solo compactado da Célula 2



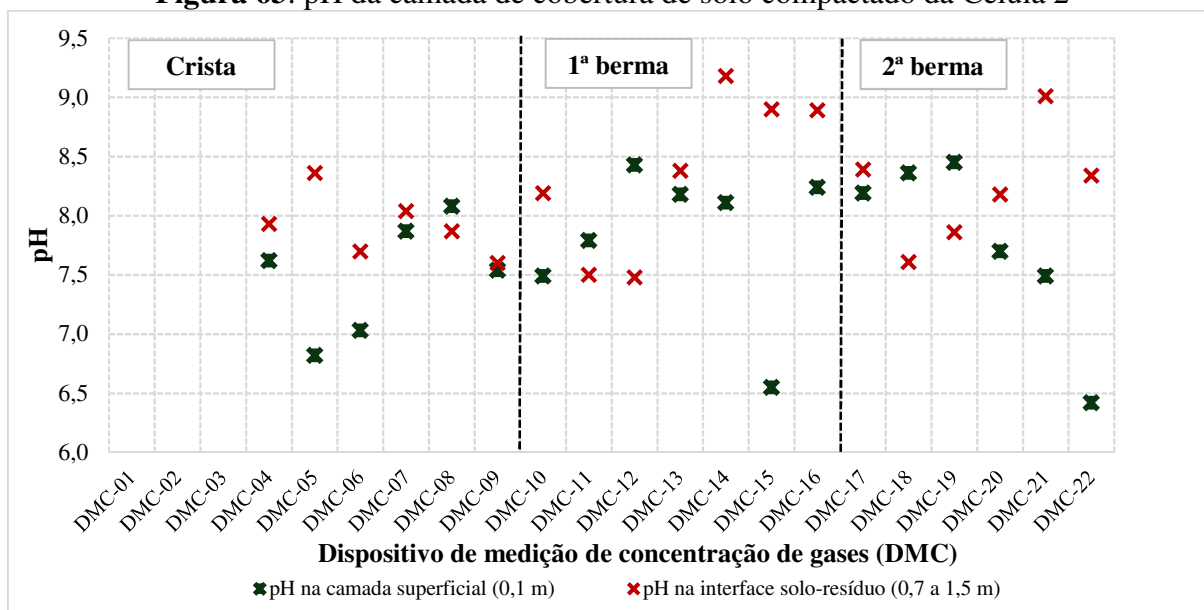
Fonte: Dados da pesquisa (2017)

Observa-se que o percentual de COT não foi superior a 1,0% na maioria dos pontos analisados, tanto para a camada superficial quanto na interface solo-resíduo (Figura 62). De acordo com Meurer (2004) o teor de matéria orgânica nos solos varia de 0,5% a 5% nos horizontes minerais superficiais, podendo apresentar valores mais elevados em solos orgânicos. O teor de COT médio obtido neste estudo é pouco significativo, pois seu valor é inferior a 2% (EPAMIG, 2012), classificando o solo como inorgânico.

- **pH**

A variação do pH na camada superficial e interface solo-resíduo da Célula 2 é apresentada na Figura 63. De uma maneira geral, o pH da camada superficial foi inferior ao verificado na interface solo-resíduo. Na interface, o pH variou de 7,5 a 9,2, com média de 8,2 para a Célula 2. Já na camada superficial esse intervalo foi de 6,4 a 8,5, com média de 7,7.

Figura 63. pH da camada de cobertura de solo compactado da Célula 2



Fonte: Dados da pesquisa (2017)

Sitaula et al. (1995) relatam que as bactérias metanotróficas são neutrofílicas, com faixa de pH ideal entre 6,5 e 8,0. Nesse sentido, embora não tenham sido realizados estudos específicos para investigação da atividade oxidativa do CH₄ na camada de cobertura da Célula 2, a faixa de valores obtidos para o pH do solo é favorável ao desenvolvimento de microrganismos metanotróficos.

Os teores de umidades verificados na interface solo-resíduo da Célula 2, na faixa de 5 a 16%, corroboram com os valores de pH do solo, superiores a 7,5 em todos os pontos inspecionados. Essa condição é favorável ao estabelecimento das bactérias metanotróficas na camada de cobertura e, conseqüentemente, à atividade oxidativa do metano e à minimização das emissões de CH₄ por essa camada.

Ao estudar três tipos de camada de cobertura na Célula Experimental do Aterro da Muribeca-PE, Lopes et al. (2012) obteve um valor médio de pH de $5,74 \pm 1,18$ (para camada de cobertura convencional), de $6,08 \pm 0,86$ (barreira capilar) e de $7,45 \pm 0,55$ (camada metanotrófica). A faixa de pH obtida para o solo da camada de cobertura da Célula 2, do tipo convencional, foi similar ao valor obtido por Lopes et al. (2012) para camada de cobertura do tipo metanotrófica.

Diante o exposto, a atividade de oxidação do solo da cobertura da Célula 2 foi indiretamente avaliada, nesta pesquisa, através da análise dos parâmetros físico-químicos do solo dessa camada. De uma maneira geral, as características físico-químicas verificadas para o solo da camada de cobertura da Célula 2 apontam para a possibilidade do desenvolvimento de bactérias metanotróficas nesse meio, o que seria favorável, dessa forma, à minimização das

emissões de gases por essa camada. Entretanto, ressalta-se a necessidade de estudos específicos para avaliação da atividade de oxidação do metano na Célula 2, incluindo a quantificação de bactérias metanotróficas.

4.4.3.3 Fluxo de biogás

- **Condições meteorológicas do período de realização dos ensaios**

Os ensaios de placa de fluxo foram realizados de agosto a setembro de 2017 (450 a 480 dias após a conclusão da Célula 2), no período de estiagem da região em estudo. Salienta-se que o período chuvoso da região compreende os meses de março/abril a agosto (Figura 40).

Alguns dados meteorológicos do período de realização desses ensaios são sintetizados na Tabela 10. Observa-se que a precipitação nos meses de agosto e setembro/2017 foi inferior à climatologia esperada, de 58,4 e 28,2 mm mensais, respectivamente.

Tabela 10. Parâmetros climáticos nos meses de realização dos ensaios de placa de fluxo

Mês/ano	P _{mensal} (mm)	Evaporação* (mm)	P _{mensal} (-) Evap. (mm)	Pressão atmosférica (mbar)	Umidade relativa (%)	T _{média} (°C)	V _{vento} (m.s ⁻¹)
ago/17	22,8	99,6	-76,8	954,8	80,3	21,5	3,1
set/17	38,8	129,6	-90,8	955,1	76,7	21,8	3,5

*Dados históricos da evaporação média mensal, relativa à média de 30 anos de dados (1961 a 1990)

Fonte: AESA (2017); INMET (2017)

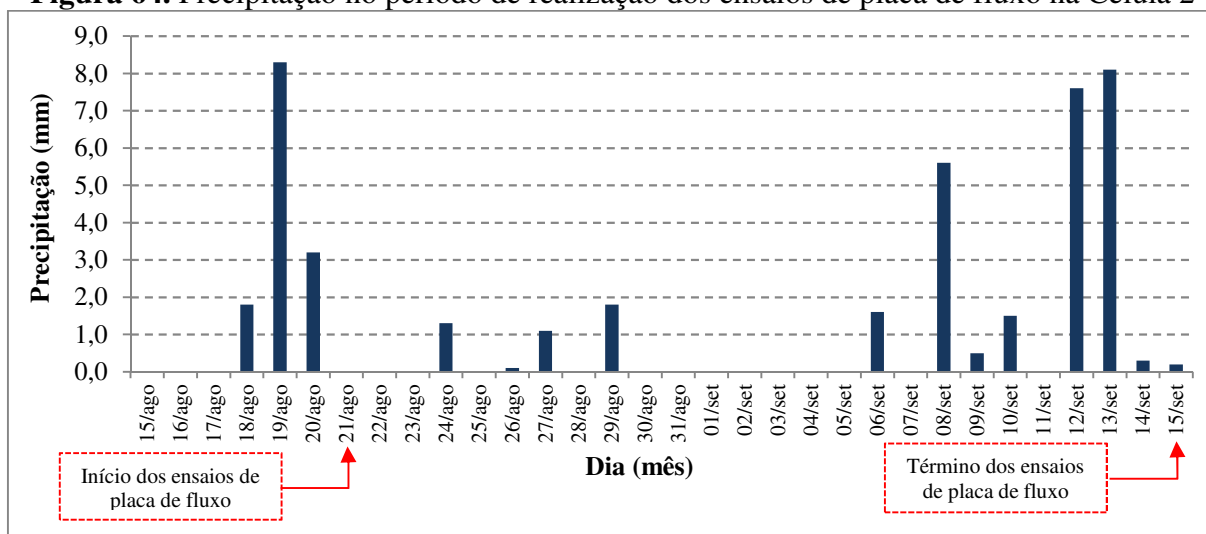
No Quadro 16 são listados os ensaios realizados, de acordo com a sequência cronológica. A precipitação diária no período de realização dos ensaios de placa de fluxo é apresentada na Figura 64. Nesse período, os índices pluviométricos foram reduzidos, sendo superiores a 5 mm apenas nos dias 08, 12 e 13/setembro/2017.

Quadro 16. Número e data dos ensaios realizados

Número do ensaio	Dia/mês
EN-01/EN-02	21/agosto/2017
EN-03/EN-04	22/agosto/2017
EN-05/EN-06	25/agosto/2017
EN-07	05/setembro/2017
EN-08	06/setembro/2017
EN-09/EN-10	07/setembro/2017
EN-11/EN-12	08/setembro/2017
EN-13/EN-14	11/setembro/2017
EN-15/EN-16/EN-17	12/setembro/2017
EN-18/EN-19/EN-20	13/setembro/2017
EN-21/EN-22	15/setembro/2017

Fonte: AESA (2017) e dados da pesquisa (2017)

Figura 64. Precipitação no período de realização dos ensaios de placa de fluxo na Célula 2



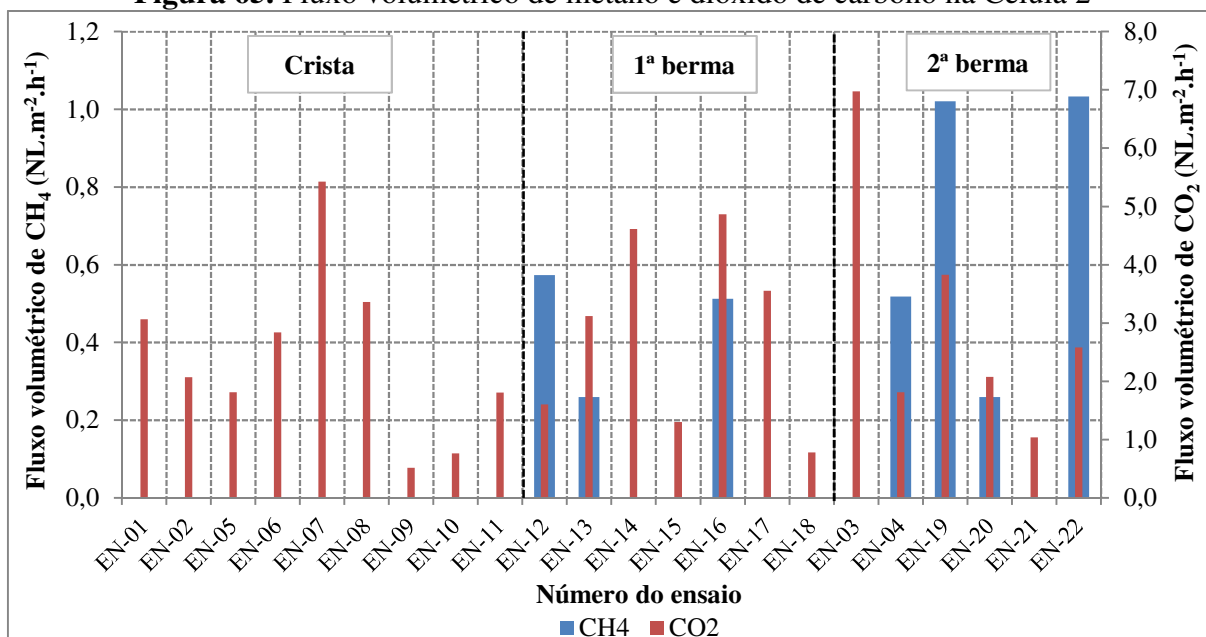
Fonte: AESA (2017)

Cabe destacar que o período de realização dos ensaios é favorável a emissões de gases, conforme mostrado na Figura 42, devido aos reduzidos índices pluviométricos associados às baixas pressões atmosféricas.

- **Fluxos de CH₄ e CO₂ nos pontos de realização dos ensaios**

Os fluxos volumétricos de CH₄ e CO₂ obtidos nos 22 pontos estudados ao longo da camada de cobertura da Célula 2 são apresentados na Figura 65. Os resultados são apresentados por platô da Célula 2 (crista, 1ª e 2ª bermas).

Figura 65. Fluxo volumétrico de metano e dióxido de carbono na Célula 2



Fonte: Dados da pesquisa (2017)

Por meio dos resultados apresentados na Figura 65, fluxos de CH₄ foram verificados em 32% dos ensaios, com valores na faixa de 0 a 1,03 NL.m⁻².h⁻¹. Ressalta-se que não foram observados fluxos de CH₄ na crista da Célula 2 e que esse platô se encontra mais próximo dos drenos verticais de gases, sendo circundado pelos DVs. Os fatores que influenciaram nesses resultados são detalhados na seção 4.4.3.4.

Fluxos reduzidos de metano também foram quantificados por Fourie e Morris (2004) em quatro grandes aterros sanitários, localizados no semiárido da África do Sul, com taxas de emissão total de metano variando de 16,2 a 43,9 g.m⁻².dia⁻¹ (0,9 a 2,6 L.m⁻².h⁻¹). Park et al. (2015) obtiveram fluxos de metano variando de 13,5 a 22,9 g.m⁻².dia⁻¹ (0,79 a 1,33 NL.m⁻².h⁻¹) para camada de cobertura do Aterro Sanitário de Anseong, na Coreia.

Oliveira et al. (2013) também obtiveram fluxos reduzidos de CH₄ para a CTR de Nova Iguaçu-RJ, na faixa de 0 a 35,23 g.m⁻².dia⁻¹ (0 a 2,05 NL.m⁻².h⁻¹). Cabe destacar que o tipo de solo da camada de cobertura é SC, o mesmo utilizado na Célula 2. Nesse estudo, todos os pontos da camada de cobertura, inspecionados pelos referidos autores, apresentaram peso específico aparente seco abaixo do máximo determinado em laboratório, com valores variando de 14 a 17 kN.m⁻³, abaixo da faixa obtida nesta pesquisa para a Célula 2 (17,8 a 19,5 kN.m⁻³, seção 4.4.3.1). Cabe destacar que a camada de cobertura na CTR Nova Iguaçu apresenta 0,35 m de espessura, abaixo do previsto em projeto, de 0,8 m.

Os fluxos de CH₄ determinados na Célula 2 são considerados baixos quando comparados a valores relatados na literatura, em outros aterros sanitários. Maciel (2009) lista fluxos de metano na faixa de -0,29 a 17.794 g.m⁻².dia⁻¹ (-0,02 a 1.035 NL.m⁻².h⁻¹), obtidos em diversos aterros no mundo. Maciel e Jucá (2011), por exemplo, quantificaram fluxos de metano na faixa de 0 a 74,1 g.m⁻².dia⁻¹ (0 a 4,3 NL.m⁻².h⁻¹). Esses valores foram observados em camada de cobertura convencional, com solo tipo SC, na Célula Experimental do Aterro da Muribeca-PE, cujo GC médio foi de 83,9%.

Audibert e Fernandes (2013) obtiveram fluxos volumétricos de metano variando de 1,3 a 30,6 NL.m⁻².h⁻¹, com um valor médio de 13,9 NL.m⁻².h⁻¹, para o Aterro Controlado de Londrina-PR. O solo da camada de cobertura desse aterro (com espessura variando de 0,35 a 1,00 m, e média de 0,48 m) apresentou percentual de finos (peneira n^o. 200), variando de 89,9 a 93,4%, nos pontos inspecionados. Esses autores relataram que a umidade do solo da cobertura do referido aterro foi elevada, variando entre 32,5 e 35,4%, devido à forte precipitação ocorrida no período de estudo. Por esta razão, bolhas de gás foram observadas em vários pontos da camada de cobertura, indicando visualmente a percolação de gases.

Em relação ao fluxo de CO₂ na Célula 2, foram verificados valores na faixa de 0,52 a 6,97 NL.m⁻².h⁻¹, e emissões tanto na crista quanto nas bermas (Figura 65). Embora as emissões de dióxido de carbono tenham sido superiores às obtidas para o fluxo de CH₄, esses valores são inferiores aos relatados por Lopes (2011) e Oliveira (2011), que obtiveram fluxos de CO₂ variando de 0 a 1.899,70 g.m⁻².dia⁻¹ (0 a 110,55 NL.m⁻².h⁻¹) e de 0 a 2.075,67 g.m⁻².dia⁻¹ (0 a 120,79 NL.m⁻².h⁻¹), respectivamente, no Aterro Controlado da Muribeca-PE e no Aterro Sanitário Municipal Oeste de Caucaia-CE.

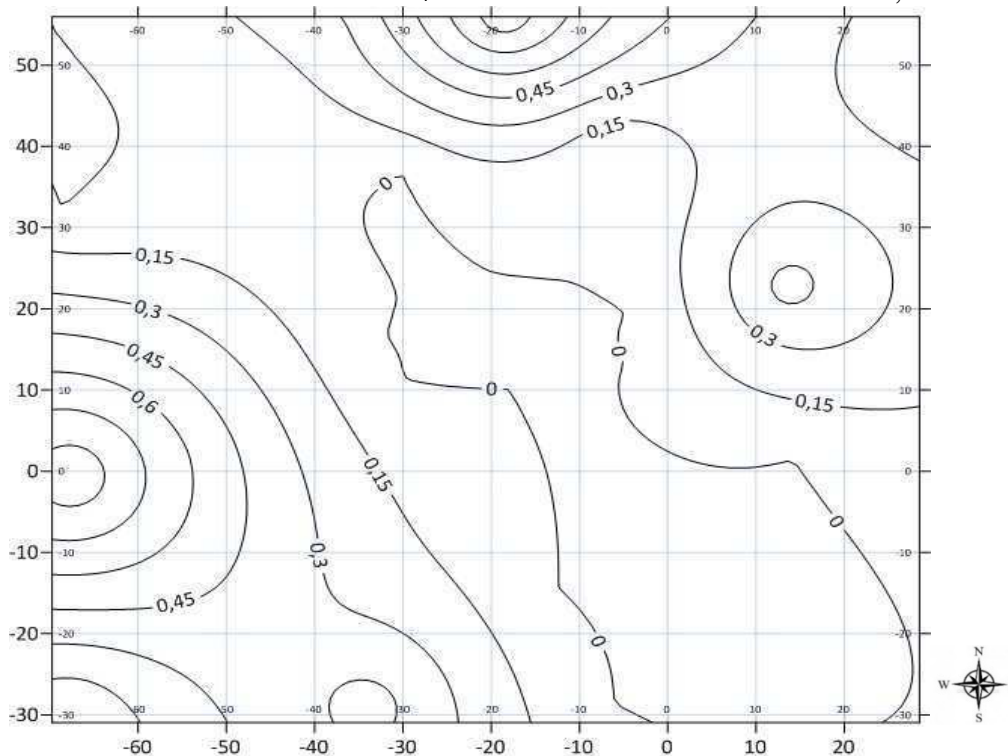
Oliveira et al. (2013) obtiveram valores de emissões de CO₂ no intervalo de 1,95 a 8,21 g.m⁻².dia⁻¹ (0,11 a 0,48 NL.m⁻².h⁻¹), para a camada de cobertura com solo tipo SC, na CTR de Nova Iguaçu-RJ. Taxas de fluxo de CO₂ são mais escassas na literatura, uma vez que, conforme Huber-Humer et al. (2011), as emissões de dióxido de carbono em aterros sanitários são de origem biogênica e insignificantes quando comparadas a outros setores.

- **Mapa de isofluxos de CH₄ para a Célula 2**

Na Figura 66 é apresentado o mapa de isofluxos de CH₄, interpolados no SURFER®14, para a Célula 2. Essa avaliação foi realizada para o metano, visto que a emissão desse gás se constitui em um dos grandes impactos da operação de aterros sanitários (HUBER-HUMER et al., 201; SOLOMON et al., 2007). Esse mapeamento é importante pois permite extrapolar os resultados obtidos pontualmente, por meio dos 22 ensaios de placa de fluxo, possibilitando compreender o comportamento das emissões fugitivas de metano pela camada de cobertura da Célula 2.

Observando a Figura 66, verifica-se que não foram detectados fluxos de CH₄ na região central da Célula 2. Isso se deve, provavelmente, pela maior proximidade dessa região aos drenos verticais, que exercem uma captação mais efetiva dos gases. Mariano e Jucá (2011) observaram que as áreas de maior fluxo de CH₄ pela camada de cobertura encontram-se nas extremidades do Aterro de Aguazinha-PE, diminuindo no sentido do centro; enquanto que as áreas de menor fluxo localizavam-se no centro do aterro, sendo formada uma região de menor emissão de biogás. Essa assertiva corrobora com os dados obtidos nesta pesquisa.

Candiani (2011) também relata que as áreas de maior fluxo de metano pela camada de cobertura na Célula Experimental do Aterro Sanitário de Caieiras-SP, encontraram-se nas extremidades do maciço sanitário, diminuindo no sentido da região central, na qual foi instalado um dreno vertical na referida célula.

Figura 66. Fluxo volumétrico de CH₄ na camada de cobertura da Célula 2, em NL.m⁻².h⁻¹

Fonte: Dados da pesquisa (2017)

As emissões totais de CH₄ para a Célula 2 foram obtidas por meio da quantificação das áreas com mesmo fluxo, as quais estão sintetizadas na Tabela 11.

Tabela 11. Quantificação das emissões superficiais pelas curvas de isofluxos de metano

Curvas de isofluxos (NL.m ⁻² .h ⁻¹)	Fluxo volumétrico de CH ₄ (NL.m ⁻² .h ⁻¹)	Áreas (m ²)	Vazão de CH ₄ (NL.h ⁻¹)	Vazão de CH ₄ (Nm ³ .h ⁻¹)
0,00	0	1588,23	0,00	0,00
0,00 a 0,15	0,075	2756,37	206,73	0,21
0,15	0,15	106,66	16,00	0,02
0,15 a 0,30	0,225	1632,65	367,35	0,37
0,30	0,3	127,56	38,27	0,04
0,30 a 0,45	0,375	1140,74	427,78	0,43
0,45	0,45	46,51	20,93	0,02
0,45 a 0,60	0,525	484,41	254,32	0,25
0,60	0,6	40,11	24,07	0,02
0,60 a 0,75	0,675	234,92	158,57	0,16
0,75 a 0,90	0,825	129,65	106,96	0,11
0,90	0,9	32,42	29,18	0,03
1,05	1,05	8,35	8,77	0,01
Total		8328,58	1658,91	1,66

Fonte: Dados da pesquisa (2017)

De acordo com os dados apresentados na Tabela 11, as emissões superficiais de CH₄ pela camada de cobertura da Célula 2 totalizaram uma vazão de 1,66 Nm³.h⁻¹, para o período em análise (450 a 480 dias após a conclusão da Célula 2). Já a vazão média de CH₄ aferida nos 9 (nove) drenos verticais da Célula 2 foi de 58,6 Nm³.h⁻¹ (t = 270 dias) e de 17,4 Nm³.h⁻¹ (t = 570 dias) (Tabela 7). Sendo assim, desconsiderando a variabilidade temporal das emissões fugitivas de biogás, o fluxo de CH₄ pela camada de cobertura da Célula 2 corresponde a um percentual de, aproximadamente, 2,8% (em t = 270 dias) e 8,7% (em t = 570 dias) das emissões totais. Ressalta-se que na presente pesquisa não foi considerada a parcela relativa à oxidação do CH₄, uma vez que não foram realizados estudos específicos.

O fluxo volumétrico total de CH₄ verificado na Célula 2 foi significativamente inferior ao estabelecido pela normativa australiana, Carbon Farming Initiative - CFI (2013). Essa normativa exige um fluxo máximo de metano de 3,78 NL.m⁻².h⁻¹ para camada de cobertura final de aterros sanitários. Nesse sentido, o fluxo total de CH₄ para a Célula 2 foi de aproximadamente 0,15 NL.m⁻².h⁻¹, aproximadamente 25 vezes inferior ao preconizado pela CFI (2013).

Esse resultado é bastante favorável, pois denota a eficiência da camada de cobertura final da Célula 2 e, conseqüentemente, do sistema de drenagem vertical de gases; o que é importante quando se pretende implantar sistemas de aproveitamento energético do biogás.

Audibert e Fernandes (2012), após campanhas de medições realizadas no Aterro Controlado de Londrina-PR, concluíram que, em média, 15.449.312 Nm³.ano⁻¹ (aproximadamente 1.764 Nm³.h⁻¹) de CH₄ são perdidos pela camada de cobertura da superfície do aterro, representando 88,8% da emissão média total desse gás. O valor das emissões de metano nos drenos verticais representou 11,2% (1.943.454 Nm³.ano⁻¹ ou 222 Nm³.h⁻¹), demonstrando a ineficácia do sistema de drenagem e da camada de cobertura.

Silva et al. (2013) estudaram as emissões fugitivas em dois aterros sanitários. No Aterro Bandeirantes foi obtido um fluxo de CH₄ de 0,00126 Nm³.m⁻².h⁻¹ (1,26 NL.m⁻².h⁻¹), totalizando uma emissão de 504 Nm³.h⁻¹ pela camada de cobertura, em contraponto à vazão total no sistema de drenagem vertical, de 2.610,60 Nm³.h⁻¹, o que representa um percentual de fuga de 16%. Já no Aterro Caieiras, o fluxo de CH₄ de 0,01222 Nm³.m⁻².h⁻¹ (12,22 NL.m⁻².h⁻¹), com uma emissão fugitiva total de 3.840,6 Nm³.h⁻¹ e vazão total pelos drenos de 7.250,0 Nm³.h⁻¹, significando que 35% das emissões no aterro são provenientes da camada de cobertura.

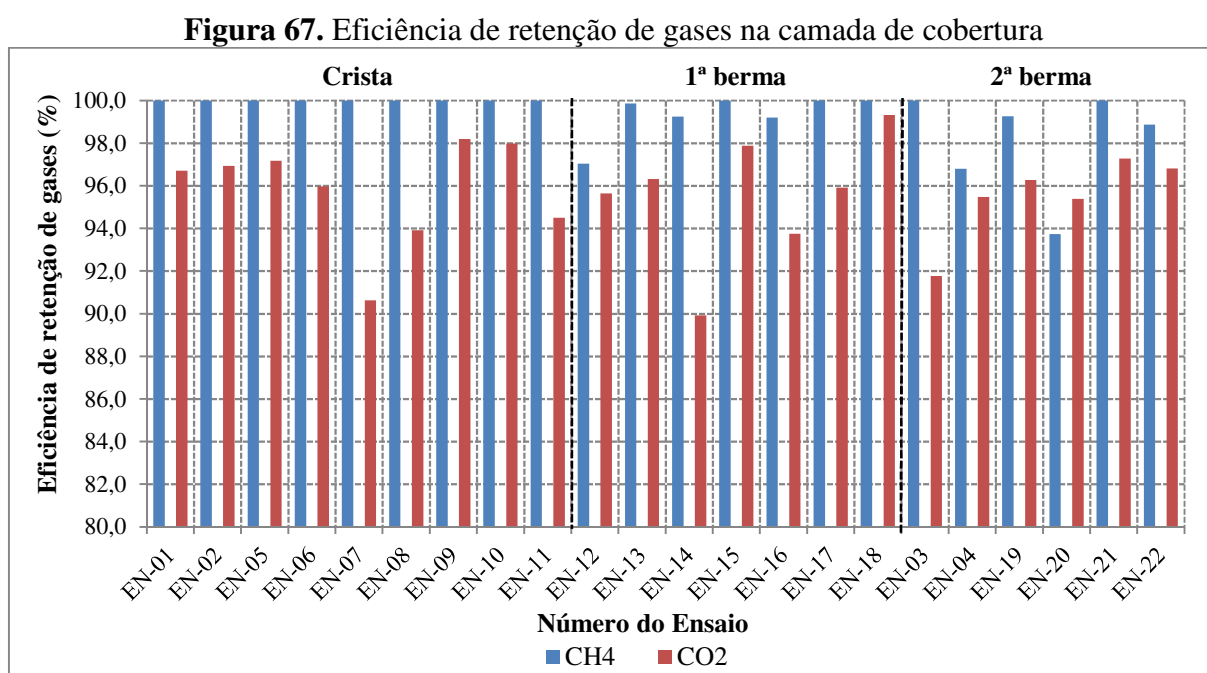
Os referidos autores relatam que as eficiências obtidas dos sistemas de captação de biogás nos aterros foram menores quando comparadas àquelas utilizadas na modelagem dos projetos de MDL (PDD) dos aterros. No Aterro Bandeirantes, a eficiência atual obtida foi de

56% e no Caieiras, 63%, valores inferiores se comparados com aqueles utilizados nos PDDs dos aterros, correspondentes a 75%. Silva et al. (2013) ressaltam que a emissão fugitiva de metano pela camada de cobertura é um dos fatores que influenciaram esse resultado.

4.4.3.4 Retenção do biogás pela camada de cobertura

Por meio das concentrações de CH₄ e CO₂ obtidas nos ensaios de placa de fluxo (nível superficial) e nos dispositivos de medição de concentração de gases (nível subsuperficial) foi possível quantificar o percentual de retenção de gases pela camada de cobertura (seção 3.4.2.4).

Devido às baixas concentrações de CH₄ e CO₂ emitidas para a atmosfera e às elevadas concentrações desses gases obtidas em diversos pontos na interface solo-resíduo, a eficiência de retenção do metano e dióxido de carbono pela camada de cobertura foi elevada. A eficiência de retenção variou de 93,7 a 100% para o CH₄ e de 89,9 a 99,3% para o CO₂ (Figura 67).



Entretanto, cabe destacar que, de fato, a camada de cobertura da Célula 2 não foi testada, uma vez que, foram constatados gradientes de pressão de gases nulo sob todos os pontos investigados na interface solo-resíduo. Caso contrário, certamente, essa eficiência seria reduzida consideravelmente. O baixo percentual de finos do solo utilizado na camada de cobertura e a execução dessa camada no ramo seco da curva de compactação são fatores que poderiam contribuir para essa perda de eficiência.

Nos itens que seguem, são discutidos o potencial de influência de alguns fatores do monitoramento geotécnico e ambiental, que resultaram no desempenho da Célula 2 na retenção de gases pela camada de cobertura de solo compactado.

- **Pressão de gases na interface solo-resíduo**

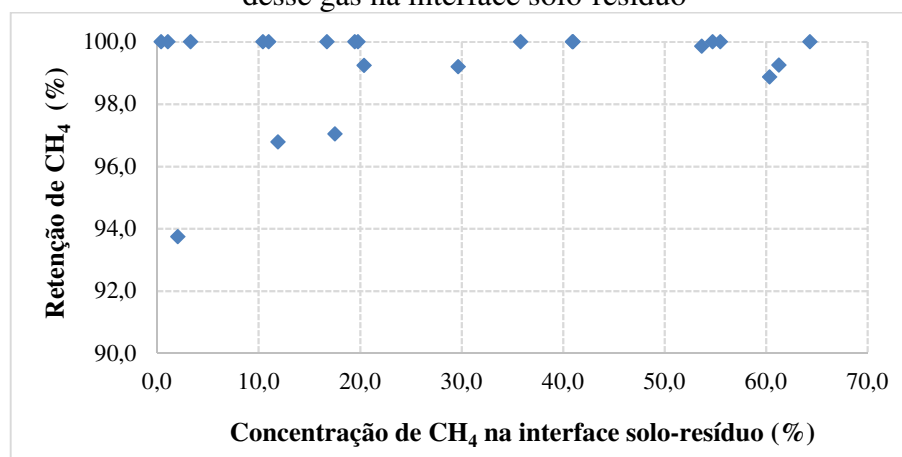
No monitoramento das pressões de gases nos DMCs, conforme explicitado na seção 4.4.2, não foram identificados gradientes de pressão de gases em nenhum dos 22 pontos sondados sob a camada de cobertura. Audibert e Fernandes (2013) e Mariano (2008) relataram incrementos de pressão de gases consideráveis, associados ao acúmulo de líquidos lixiviados, fato que também não foi constatado em nenhum dos dispositivos instalados e nem nos drenos verticais (DV) de gases da Célula 2. Além disso, dois aspectos devem ser destacados: i) a produção de lixiviado foi cessada após 390 dias do fechamento da Célula 2; e ii) a baixa umidade na interface solo-resíduo (Figura 60), com predominância de teores inferiores a 10%, também é um indicativo da ausência de bolsões de líquidos.

Diante do exposto, como não foram verificados incrementos de pressão de gases na interface solo-resíduo, as evidências apontam que o fluxo difusivo de gases pela camada de cobertura da Célula 2 prevalece sobre o fluxo advectivo, visto que, a advecção é resultado da diferença de pressão entre o ambiente externo (atmosfera) e o interno da massa de resíduos. Dessa forma, o fluxo difusivo, nesse caso, foi a força motriz para as emissões de gases por essa camada, o qual é mais lento e apresenta taxas de emissões bem inferiores quando comparados aos fluxos por advecção (POKHREL et al., 2011; MACIEL, 2009); o que condiz com os resultados obtidos neste estudo. Sendo assim, a não verificação de incrementos de pressão de gases sob a camada de cobertura consistiu em um fator que favoreceu os reduzidos fluxos de biogás na Célula 2.

- **Concentração de metano na interface solo-resíduo**

Na Figura 68 é apresentada a relação entre os percentuais de retenção de CH₄ pela camada de cobertura e as concentrações desse gás na interface solo-resíduo.

Figura 68. Relação entre a retenção de metano pela camada de cobertura e as concentrações desse gás na interface solo-resíduo



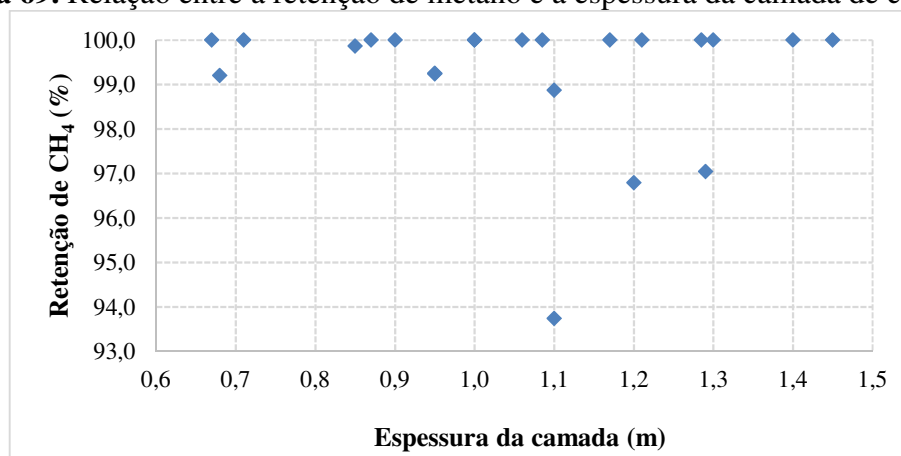
Fonte: Dados da pesquisa (2017)

Pelos dados apresentados na Figura 68, as concentrações de metano na interface solo-resíduo podem ser separadas em três faixas distintas, sendo observados: i) 11 ensaios com concentrações de CH₄ inferiores a 20%; ii) 4 ensaios com valores entre 20 e 50%; e iii) 6 ensaios com concentrações superiores a 50%. Entretanto, o aumento dessas concentrações não interferiu na redução da retenção de metano, uma vez que, foram observadas diminuições na retenção do CH₄ em pontos da interface solo-resíduo nos quais foram verificadas concentrações de CH₄ inferiores a 20%.

Portanto, as concentrações na interface solo-resíduo se constituem apenas como um indicativo da maior ou menor disponibilidade de gases a serem emitidos à atmosfera, caso não existisse a impermeabilização dos resíduos com a camada de cobertura de solo compactado.

- **Espessura da camada**

A relação entre a eficiência de retenção de CH₄ e a espessura da camada de cobertura é apresentada na Figura 69. Observa-se que não houve controle da espessura na execução da camada de cobertura final da Célula 2. No entanto, somente em seis pontos, correspondentes aos ensaios de placa de fluxo EN-03, EN-9, EN-13, EN-15, EN-16 e EN-18, foram constatadas espessuras inferiores a 1,0 m.

Figura 69. Relação entre a retenção de metano e a espessura da camada de cobertura

Fonte: Dados da pesquisa (2017)

Com os dados apresentados na Figura 69, verifica-se que a espessura da camada de cobertura, cuja variação foi de aproximadamente 0,7 a 1,5 m, não se constituiu em um fator de potencial significativo no fluxo de biogás, uma vez que, pontos com menor espessura apresentaram a mesma eficiência de retenção de CH₄ que áreas com maior espessura da camada. Essa assertiva está associada, principalmente, a ausência de gradiente de pressão de gases sob a camada de cobertura, o que minimiza, dessa forma, a importância da espessura dessa camada.

Os resultados apresentados indicam a possibilidade de redução da espessura da camada de cobertura da Célula 2 para 0,7 m, sem que haja perda de eficiência na retenção desse gás; desde que seja resguardado um grau de compactação médio igual ou superior ao obtido para a Célula 2. Espessuras inferiores a 0,7 m não foram avaliadas nesta pesquisa.

Considerando-se a crista da Célula 2, que apresenta área de 800 m² e espessura média da camada de cobertura de 1,2 m, se houvesse controle da espessura desse platô, com redução da camada para 0,7 m, haveria uma economia de aproximadamente 400 m³ de solo compactado. Esta ação reduziria os custos econômicos e ambientais com jazidas licenciadas para o aterro.

Moreira (2018) destaca a necessidade de normatização desse parâmetro, visto que a ausência de regulamentação quanto à espessura adequada de camadas de cobertura em aterros sanitários, de acordo com o tipo de solo, as condições meteorológicas e a viabilidade ou não de aproveitamento energético do biogás, elevam os custos econômicos e ambientais de operação desses empreendimentos.

- **Permeabilidade do solo à água e ao ar**

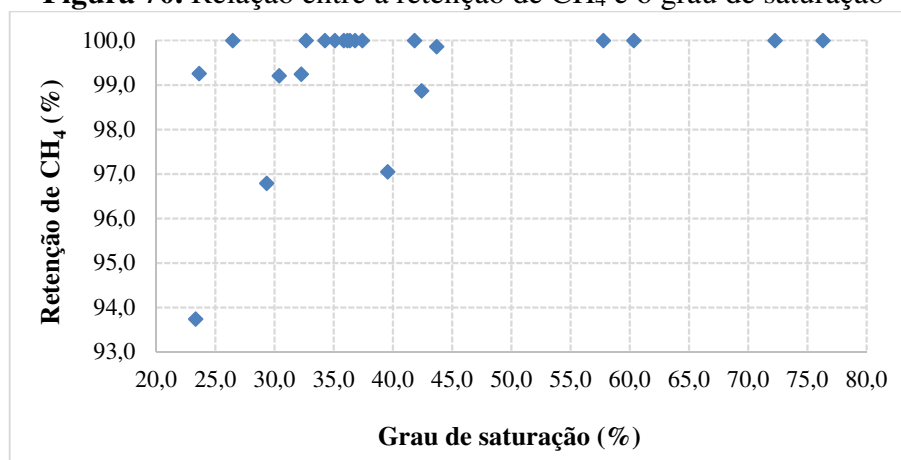
A permeabilidade à água determinada para o solo da Célula 2 (em laboratório), na ordem de 10⁻⁸ m.s⁻¹, é adequada para camadas de cobertura de aterros sanitários (ABNT, 1997). Além

disso, ensaios de infiltração *in situ* indicaram valores de permeabilidade ainda mais baixos, na ordem de 10^{-9} m.s⁻¹. O ensaio de permeabilidade ao ar resultou em valores de magnitude de 10^{-7} m.s⁻¹. Dessa forma, os valores determinados, tanto para a permeabilidade à água quanto ao ar, são favoráveis à redução das emissões de biogás pela camada de cobertura (LOPES et al., 2012; MARIANO, 2008; USEPA, 2004; MACIEL, 2003; ABNT, 1997).

- **Grau de Saturação (GS)**

Ng et al. (2015) afirmam que os solos não saturados são mais favoráveis aos fluxos de gases do que os solos saturados, uma vez que, quando há um aumento do Grau de Saturação, o ar presente nos vazios do solo deixa de ser contínuo e passa a ser ocluído, reduzindo assim a permeabilidade ao ar e, portanto, a taxa de emissão de biogás. Entretanto, apesar do solo da camada de cobertura estar em estado não saturado, com GS médio de 40,2% para a Célula 2, verificou-se que o fluxo de biogás foi baixo; o que sugere que esse parâmetro não foi um fator determinante na eficiência de retenção de gases pela camada de cobertura (Figura 70).

Figura 70. Relação entre a retenção de CH₄ e o grau de saturação



Fonte: Dados da pesquisa (2017)

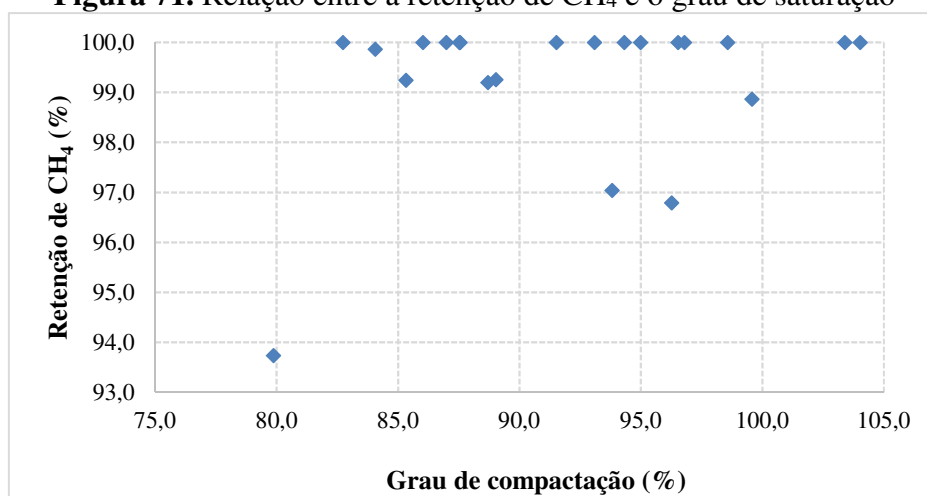
A presença de água nos vazios do solo reduz a percolação dos gases, sendo relatada uma redução significativa para valores acima de 75% de saturação (COSTA, 2015; MACIEL, 2003). No entanto, nesta pesquisa, os gradientes nulos de pressão de gases sob a camada de cobertura, associados à baixa permeabilidade do solo à água e ao ar, ao grau de compactação obtido na Célula 2 e à eficiência do sistema de drenagem vertical de gases minimizaram o potencial de influência do GS na emissão fugitiva de gases.

- **Grau de Compactação (GC)**

Quanto maior o Grau de Compactação, menores são os vazios do solo e, conseqüentemente, há uma redução do fluxo de biogás pela camada de cobertura. Nesta pesquisa, o GC assumiu um papel fundamental, uma vez que o Grau de Saturação foi inferior a 65% em 90% dos pontos investigados na Célula 2. Nessa faixa de valores de GS, Mariano (2008) constatou que a permeabilidade ao ar é máxima. Dessa forma, a autora relata que os principais fatores associados à redução das emissões fugitivas de gases estão relacionados ao Grau de Compactação e à estrutura do solo.

Além disso, a ausência de gradientes de pressão sob a camada de cobertura também contribuiu com a importância do GC atingido na Célula 2, com percentual médio de 91,84%, apesar de terem sido identificados valores de GC entre 80 e 85% em aproximadamente 15% dos ensaios. Esses casos não resultaram em perda de eficiência da camada de cobertura, visto que a retenção de CH₄ foi superior a 93% em todos os 22 pontos analisados (Figura 71).

Figura 71. Relação entre a retenção de CH₄ e o grau de saturação



Fonte: Dados da pesquisa (2017)

Oliveira et al. (2013) obtiveram fluxos praticamente nulos em camada de cobertura de solo compactado, tipo SC, na CTR Nova Iguaçu-RJ. Nesse estudo foram identificados GC na faixa de 91 a 97%, associados a uma espessura de 0,35 m da camada de cobertura.

- **Sistema de drenagem vertical de gases**

O sistema de drenagem vertical de gases exerceu um alto potencial de influência na redução dos fluxos de biogás quantificados na Célula 2. Dois aspectos contribuíram

significativamente para justificar essa assertiva: i) por meio do monitoramento dos gases foi verificado que todos os drenos verticais (DVs) estavam funcionando de forma satisfatória, sem indícios de obstrução; e ii) a ausência de gradientes de pressão de gases na interface solo-resíduo. De acordo com Maciel (2003), quando a drenagem interna dos gases não opera de forma adequada, há um incremento da pressão dos gases na massa de resíduo, inclusive sob a camada de cobertura, resultando em maiores taxas de emissão devido à elevação do gradiente de pressão, o que não foi constatado nesta pesquisa.

Além dos aspectos supracitados, o fluxo advectivo predominou sobre o difusivo nos DVs. Nesse sentido, a emissão de gases ocorre preferencialmente no sentido do interior da célula para o ambiente externo (atmosfera), assim, a pressão interna à massa de RSU é superior à pressão atmosférica (MOREIRA, 2018). Em aterros sanitários, é comum a pressão atmosférica tornar-se maior que a pressão interna do maciço sanitário, resultando, dessa forma, em uma inversão no fluxo de gases. Nesse caso, há a entrada de oxigênio na massa de resíduos, o que pode ocasionar a desestabilização do processo biodegradativo (MONTEIRO, 2003).

Com base na discussão dos parâmetros relacionados ao monitoramento geotécnico e ambiental da Célula 2, no Quadro 17 é listado cada aspecto discutido e o seu potencial de influência (baixo, médio ou alto) no fluxo de gases pela camada de cobertura. Foram considerados como de potencial alto, os fatores que influenciaram primariamente nos fluxos de gases; médio, os aspectos que atuaram secundariamente; e baixo, aqueles que não interferiram nas emissões.

Quadro 17. Potencial de influência de fatores obtidos por meio do monitoramento geotécnico e ambiental no fluxo de gases na Célula 2

Fatores	Potencial de influência		
	Baixo	Médio	Alto
Pressão de gases na interface solo-resíduo			
Concentração de metano na interface solo-resíduo			
Espessura da camada			
Permeabilidade do solo à água e ao ar			
Grau de saturação			
Grau de compactação			
Sistema de drenagem vertical de gases			

Fonte: Dados da pesquisa (2017)

A sinergia de fatores como a não verificação de incrementos de pressão de gases sob a camada de cobertura, associada à eficiência do sistema de drenagem vertical de gases e à baixa permeabilidade do solo à água e ao ar foram determinantes nas baixas emissões de biogás para a atmosfera. A ausência de gradientes de pressão de gases sob a camada de cobertura evidenciou também a importância do Grau de Compactação médio obtido na Célula 2.

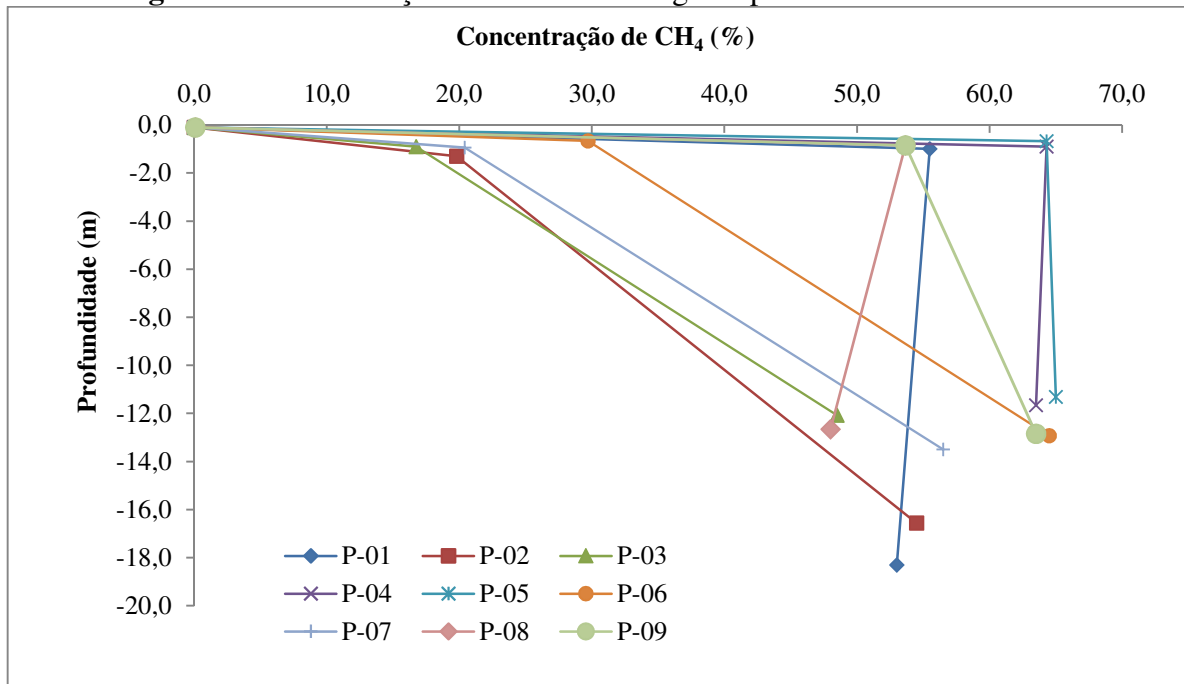
Além do mais, um fator não explorado nesta pesquisa, e que também pode estar relacionado às baixas emissões fugitivas pela camada de cobertura, é a presença de camadas intermediárias de solo compactado ao longo do perfil da Célula 2. Recomenda-se a realização de sondagens SPT, na Célula 2, para se obter informações mais detalhadas a esse respeito.

4.4.4 Perfil de concentração de gases ao longo da profundidade da Célula 2

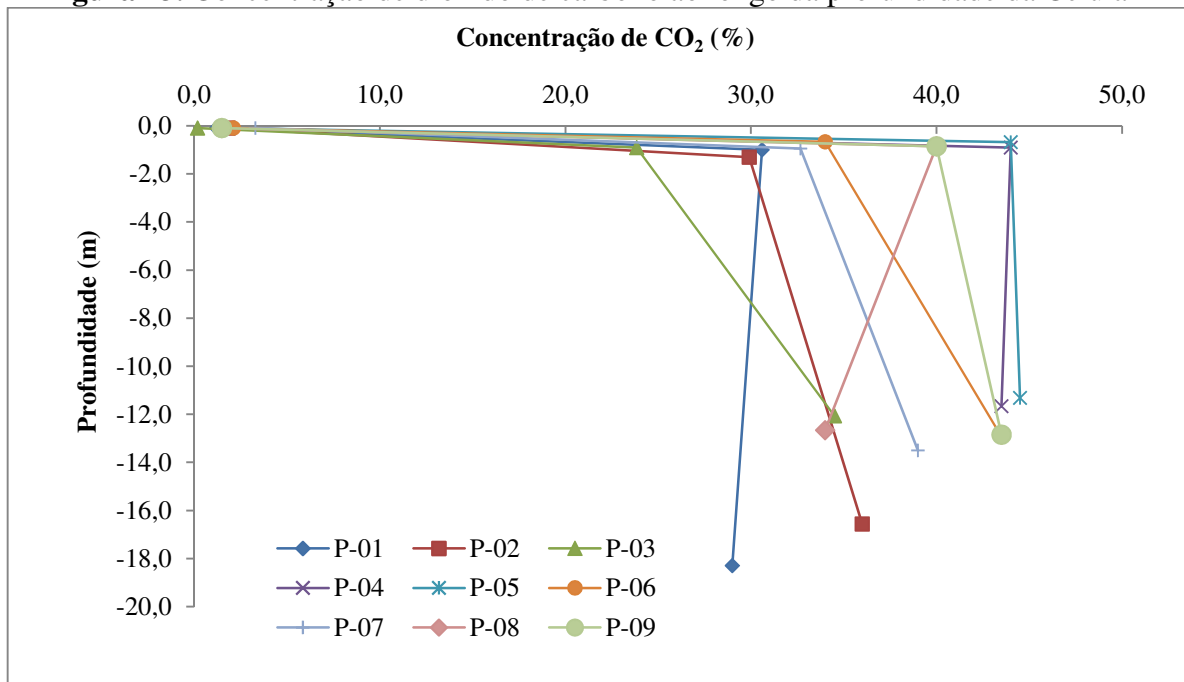
O monitoramento das concentrações de CH_4 , CO_2 e O_2 nos DVs, DMCs e na camada de cobertura de solo compactado possibilitou determinar as emissões de gases em três níveis do perfil da Célula 2: i) em profundidade, em torno de 17,0 m, uma vez que, os drenos verticais se estendem desde a base da Célula 2 até a camada de cobertura de solo compactado; ii) subsuperficial, isto é, na interface solo-resíduo, com profundidade média de 1,1 m; iii) superficial, por meio dos resultados obtidos nos ensaios de placa de fluxo, a 0,10 m de profundidade.

Dessa forma, foi possível traçar perfis da qualidade do biogás gerado e avaliar a evolução do processo biodegradativo da Célula 2, bem como o desempenho da camada de cobertura final. Nas Figuras 72 a 74 são apresentados esses perfis, quanto às concentrações de CH_4 , CO_2 e O_2 , respectivamente. Cabe destacar que os perfis confeccionados refletem o comportamento das áreas de influência dos drenos verticais. O mapeamento da distribuição espacial das concentrações de CH_4 , CO_2 e O_2 , para a Célula 2, é exposto na seção 4.4.5.

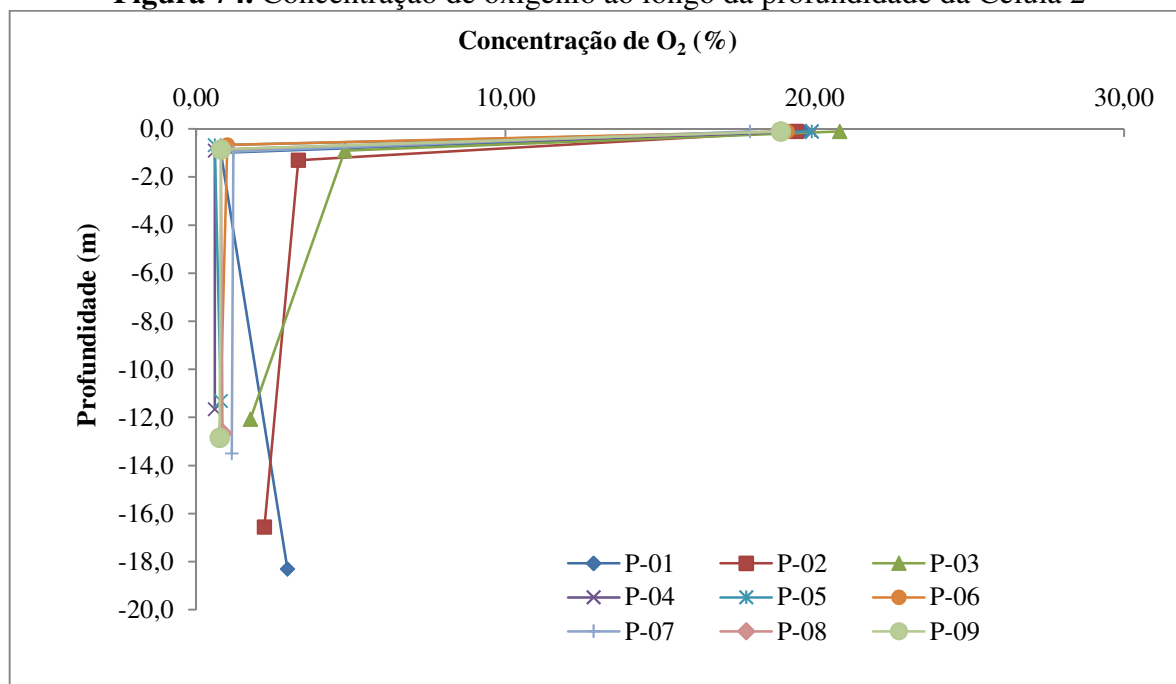
Analisando a Figura 72, verificam-se elevados percentuais de CH_4 na interface solo-resíduo, compatíveis com as concentrações obtidas para esse gás em profundidade; cuja contribuição inclui a influência de todas as camadas de resíduos. Tal evidência foi averiguada nos perfis P-01, P-04, P-05, P-08 e P-09 que abrangem as áreas de influência referentes aos drenos verticais DV-01, DV-04, DV-05, DV-08 e DV-09, respectivamente, além dos DMCs e pontos de ensaios de placa de fluxo mais próximos desses drenos (Figura 35).

Figura 72. Concentração de metano ao longo da profundidade da Célula 2

Fonte: Dados da pesquisa (2017)

Figura 73. Concentração de dióxido de carbono ao longo da profundidade da Célula 2

Fonte: Dados da pesquisa (2017)

Figura 74. Concentração de oxigênio ao longo da profundidade da Célula 2

Fonte: Dados da pesquisa (2017)

Esses resultados sugerem a baixa influência dos condicionantes atmosféricos nas camadas mais superficiais dos resíduos, conforme indicado pelas concentrações de O₂, ao longo da profundidade, apresentadas na Figura 74. Foram detectadas baixas concentrações de oxigênio na interface solo-resíduo, compatíveis com os percentuais medidos em profundidade, nos DVs.

Maciel e Jucá (2011) afirmam que, em geral, nas camadas superiores da massa de resíduos nos aterros, a biodegradação dos RSU ocorre em processos aeróbios e anaeróbios alternados. Isso acontece, principalmente, devido à infiltração da precipitação que transporta oxigênio dissolvido para o ambiente interno do aterro sanitário e inibe a digestão anaeróbia. Os processos anaeróbios dominam em profundidades superiores a 3 metros.

Audibert e Fernandes (2013) verificaram concentrações significativas de O₂, entre 11,5 e 19,7%, em 7 dos 10 tubos de inspeção instalados na interface solo-resíduo da camada de cobertura final no Aterro Controlado de Londrina-PR; o que evidencia a ineficiência dessa camada e o comprometimento da anaerobiose nas camadas mais superficiais dos RSU. Em contraponto, nesta pesquisa, o resíduo presente na interface solo-resíduo está em plena atividade anaeróbia; o que é favorável do ponto de vista energético, visto que uma maior massa de RSU é passível de ser convertida em biogás.

Nos pontos relativos aos demais perfis (P-02, P-03, P-06 e P-07), as concentrações de CH₄ na interface solo-resíduo foram inferiores aos valores medidos em profundidade nos DVs

(Figura 72), o que denota a heterogeneidade do processo biodegradativo dos RSU ao longo do perfil da Célula 2 e, conseqüentemente, o seu estágio biodegradativo (fase anaeróbia não metanogênica ou metanogênica).

Quanto aos perfis de CO₂ apresentados na Figura 73, em todos os pontos analisados, exceto na área relativa ao perfil P-03 (referente à área de influência do DV-03), foram detectadas concentrações de dióxido de carbono superiores a 30%. Percebe-se que para o caso desse gás, há uma distribuição mais uniforme de sua concentração ao longo da profundidade da Célula 2, uma vez que, o CO₂ é gerado, também, nas fases iniciais de biodegradação dos resíduos.

Os perfis ilustrados nas Figuras 72 a 74 constituem-se em um indicativo da eficiência da camada de cobertura de solo compactado da Célula 2, mesmo com o baixo Grau de Saturação (GS) médio verificado (em torno de 40%), contribuindo, dessa forma, com a influência do Grau de Compactação (GC), que reduz os vazios do solo e, conseqüentemente, diminui a entrada de O₂ no meio.

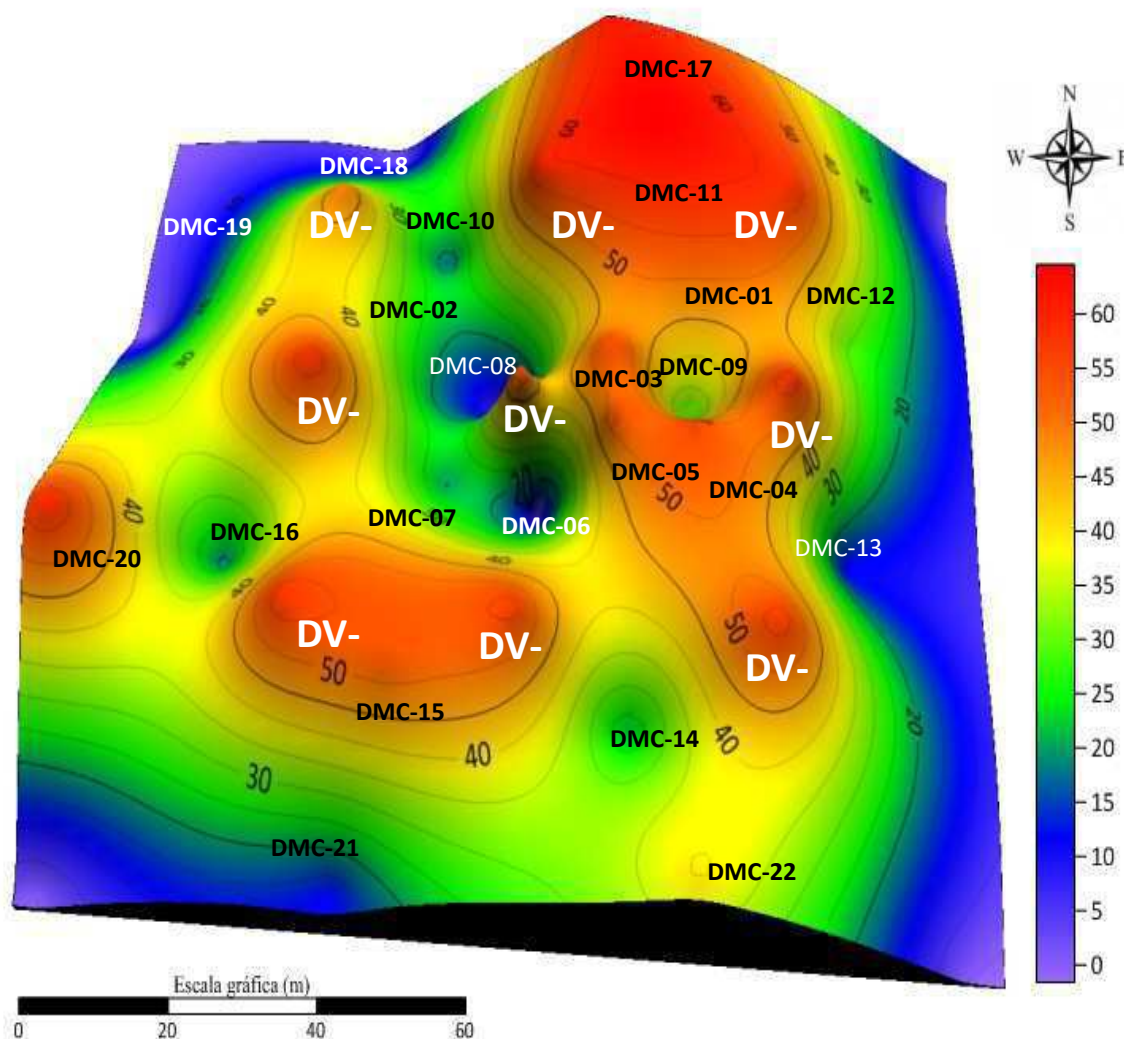
4.4.5 Mapeamento das emissões de biogás

As concentrações de CH₄, CO₂ e O₂ obtidas no monitoramento dos DVs (emissões em profundidade, seção 4.4.1.1) e dos DMCs (emissões subsuperficiais, seção 4.4.2) foram interpoladas para a Célula 2 por meio de krigagem, utilizando o software SURFER®14, conforme ilustradas nas Figuras 75 a 77, respectivamente. Por meio desse mapeamento, é possível identificar a distribuição espacial das concentrações de CH₄, CO₂ e O₂. As áreas em vermelho indicam altas concentrações de gases em um ou mais pontos dentro dessas áreas.

Por meio do mapeamento do CH₄ (Figura 75), pode-se constatar que há uma expressiva heterogeneidade espacial das concentrações de metano em toda a área sondada. A zona central da Célula 2, em especial as regiões Nordeste e Sudeste, concentraram áreas mais extensas, com elevadas concentrações de metano.

Röwer et al. (2011) investigaram uma área de um aterro sanitário antigo, operado de 1970 a 1981, no noroeste da Alemanha. Esse estudo se estendeu por toda a área da camada de cobertura do aterro, bem como em três níveis de profundidade dessa camada. Os resultados obtidos evidenciaram também uma elevada variabilidade das concentrações de CH₄, tanto em toda a área do aterro quanto nas diferentes profundidades. Foram obtidos valores máximos de concentração de CH₄ de 0,32%, em 0,10 cm de profundidade; 22,52% em 0,40 cm e 36,85% em 0,90 cm.

Figura 75. Concentrações de CH₄ (%) nos drenos verticais (DV) e nos dispositivos de medição de concentração de gases (DMC) da Célula 2



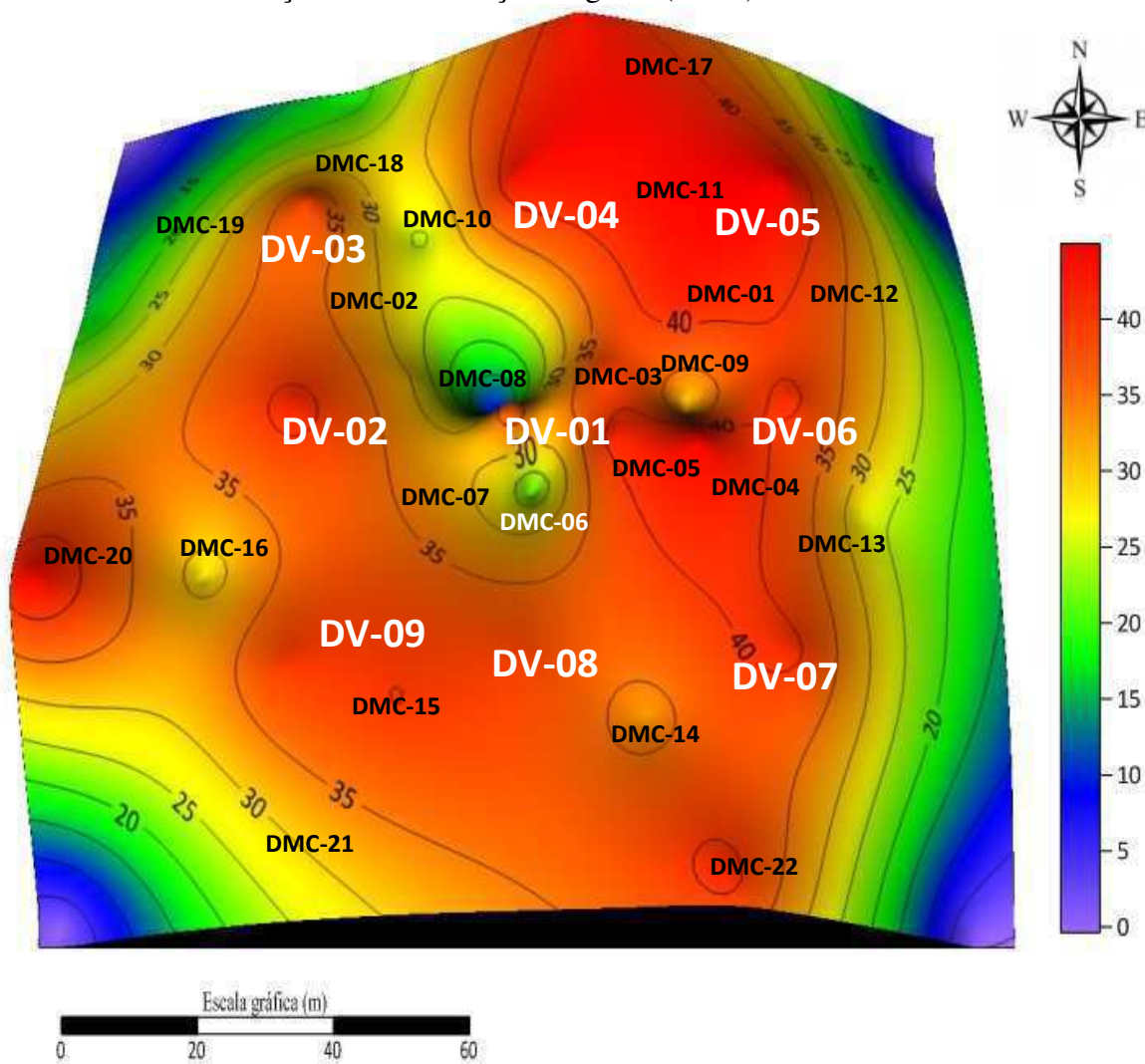
Fonte: Dados da pesquisa (2017)

Os picos de CH₄, nas regiões centrais da Célula 2, são relativos às áreas onde foram instalados os drenos verticais de gases (Figura 75). Entretanto, outras áreas com elevados percentuais de metano foram identificadas no nível subsuperficial de profundidade, a exemplo de zonas periféricas nas regiões Nordeste e Sudoeste da Célula 2.

Ao comparar o mapeamento das emissões de CH₄ (Figura 75) com o mapeamento do fluxo volumétrico desse gás na camada de cobertura da Célula 2 (Figura 66), constata-se que, as áreas centrais, nas quais foram identificadas as maiores concentrações de metano, não correspondem às zonas nas quais foram verificadas emissões fugitivas de CH₄. Esses fluxos foram constatados nas regiões periféricas da Célula 2, mais distantes dos drenos verticais de gases.

Em relação ao mapeamento das concentrações de CO_2 na Célula 2 (Figura 76), é possível verificar uma distribuição mais homogênea desse gás, ao longo da Célula 2, quando comparadas a distribuição espacial das concentrações de CH_4 (Figura 75). Esse fato também foi constatado nos perfis apresentados na seção 4.4.4.

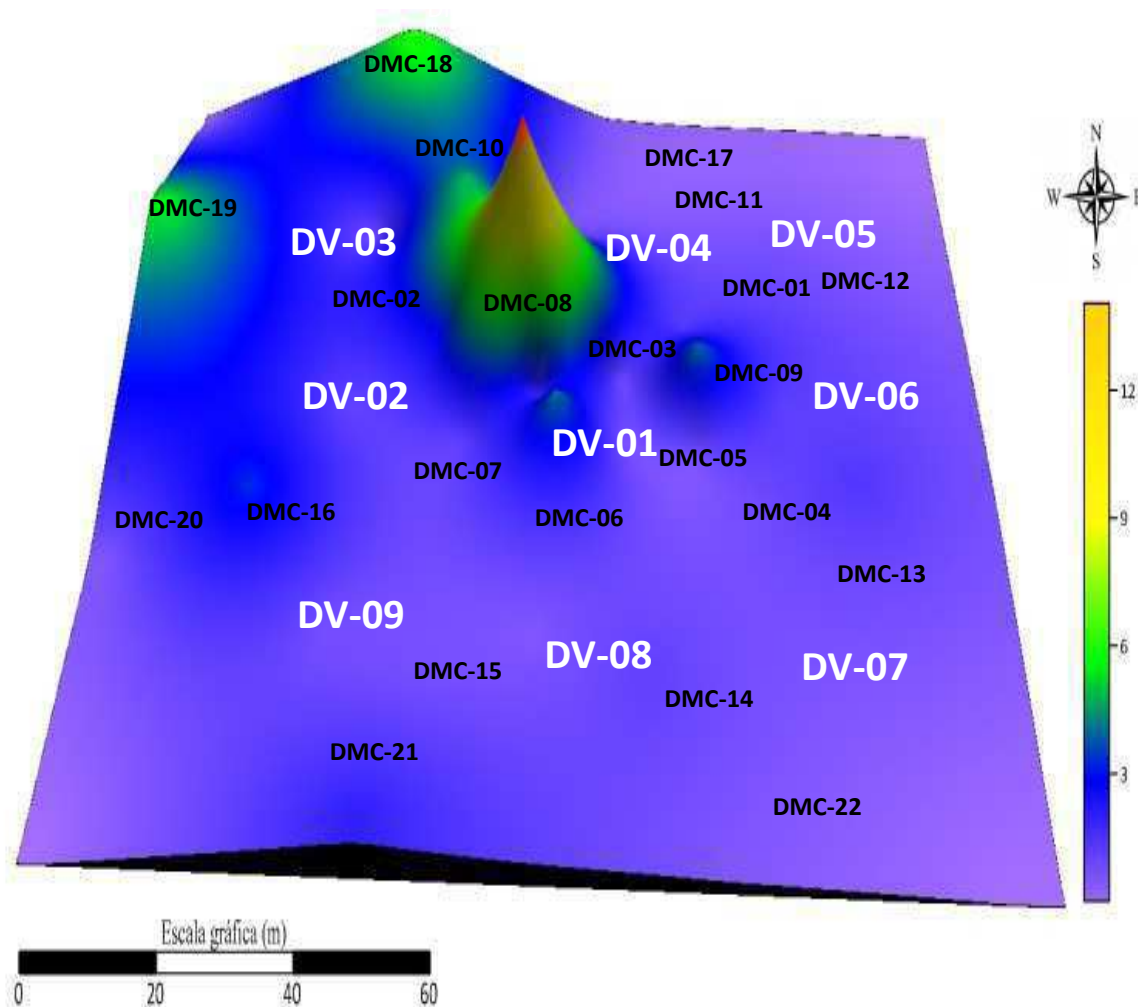
Figura 76. Concentrações de CO_2 (%) nos drenos verticais (DV) e nos dispositivos de medição de concentração de gases (DMC) da Célula 2



Por meio da Figura 77 é possível verificar a predominância das baixas concentrações de O_2 , em toda a Célula 2, conforme verificado nos perfis que abrangem as áreas de influência dos drenos verticais de gases, apresentados na Figura 74. Esse resultado é bastante favorável do ponto de vista do aproveitamento energético do biogás, pois demonstra a eficiência da camada de cobertura final de solo compactado, em virtude da baixa influência dos condicionantes

ambientais, externos à Célula 2, na massa de resíduos aterrados. Concentrações mais expressivas de oxigênio foram verificadas apenas em pontos da região Noroeste da Célula 2.

Figura 77. Concentrações de O₂ (%) nos drenos verticais (DV) e nos dispositivos de medição de concentração de gases (DMC) da Célula 2



Fonte: Dados da pesquisa (2017)

Cabe destacar que os mapeamentos apresentados nas Figuras 75 a 77 se constituem em uma ferramenta importante para identificar as áreas com maior ou menor disponibilidade de gases a serem emitidos à atmosfera, caso não existisse a impermeabilização dos resíduos com a camada de cobertura de solo compactado. Entretanto, não é possível elencar as causas da distribuição espacial dos gases, visto que não se tem conhecimento das características dos resíduos, ao longo da profundidade e em diversos pontos da Célula 2. Esse estudo poderia fornecer subsídios quanto ao conhecimento do estágio de biodegradação dos RSU e consequente geração de gases.

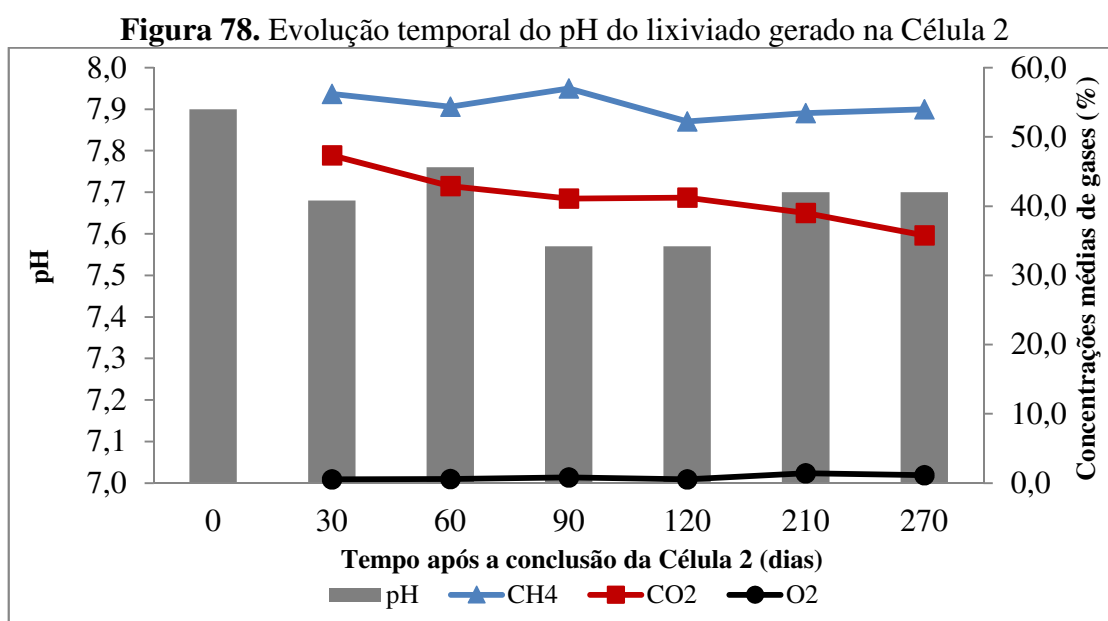
4.5 CARACTERIZAÇÃO FÍSICO-QUÍMICA DO LIXIVIADO E DOS RSU DO ATERRO SANITÁRIO DE CAMPINA GRANDE

4.5.1 Análise do lixiviado gerado na Célula 2 e indicativo da fase de geração de gases

A avaliação da evolução do processo biodegradativo dos RSU foi realizada a partir de parâmetros físico-químicos (pH, alcalinidade total - AT, nitrogênio amoniacal total - NAT) no lixiviado gerado na Célula 2. Tal avaliação apresenta-se como indicativo do estágio de biodegradação dos resíduos e da fase de geração de gases. Ressalta-se que os dados apresentados nesta seção são referentes ao período de até 270 dias após a conclusão da Célula 2. Decorridos 390 dias, não foi identificada a produção de lixiviado na Célula 2.

4.5.1.1 pH

Segundo Tchobanoglous et al. (1993), o pH é importante para avaliar o estágio de biodegradação dos RSU, uma vez que, suas variações podem acelerar ou inibir esse processo. Esse parâmetro pode ser influenciado diretamente por meio dos produtos formados nas diferentes etapas da geração de gases de aterros. Na Figura 78 encontra-se ilustrada a evolução temporal do pH do lixiviado e das concentrações de CH₄, CO₂ e O₂, referente à média dos 9 (nove) drenos verticais de gases na Célula 2.



Fonte: Dados da pesquisa (2017)

No período em análise, os valores de pH estiveram entre 7,6 e 7,9 (Figura 78). Valores de pH na faixa de 6,8 a 8,0 são típicos da fase metanogênica de biodegradação, na qual um grupo de microrganismos anaeróbios, denominado de arqueas metanogênicas, atua na conversão do ácido acético (CH_3COOH) e gás hidrogênio (H_2), formados na fase ácida, em CH_4 e CO_2 ; implicando em um aumento do pH, dentro do aterro, para valores mais neutros (TCHOBANOGLOUS et al., 1993).

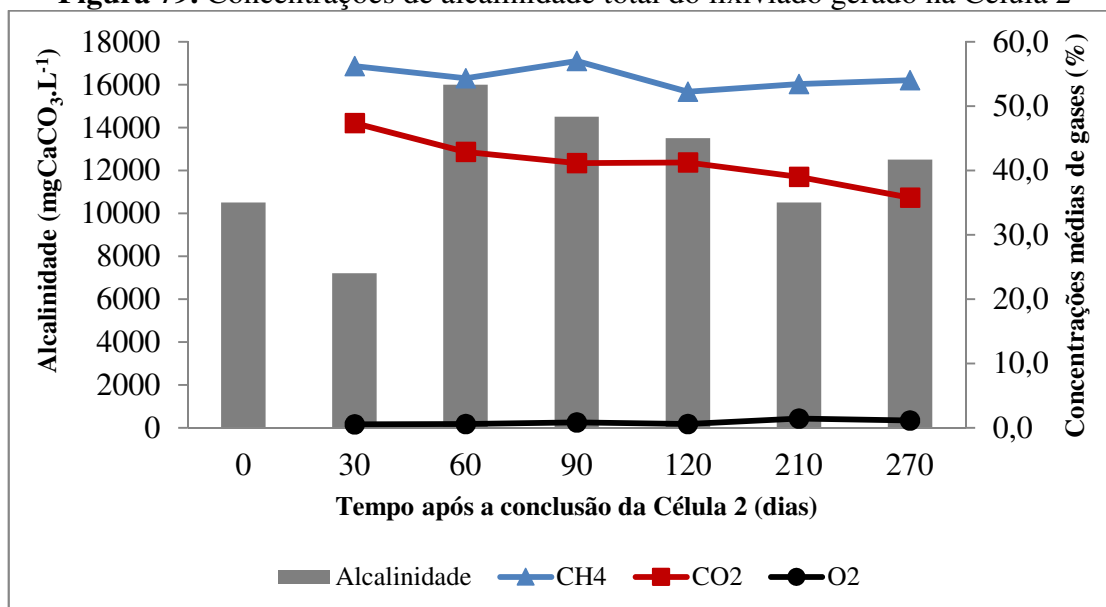
Esses autores citam ainda que a partir de 200 dias de aterramento dos resíduos, o processo de estabilização anaeróbia tende a apresentar valores de pH entre a neutralidade e a basicidade, propícia ao desenvolvimento da fase metanogênica de biodegradação.

O pH durante os 270 dias após a conclusão da Célula 2 esteve dentro da faixa considerada adequada para o desenvolvimento das arqueas metanogênicas, criando condições favoráveis para a geração de biogás. Essa assertiva foi refletida nas concentrações médias de CH_4 , superior a 50% no período analisado. Gomes (2017), ao verificar a evolução do processo de biodegradação dos RSU na Célula 3 do Aterro Sanitário de Campina Grande-PB, constatou que após 60 dias de avaliação, os resíduos haviam transitado para a fase metanogênica de degradação.

4.5.1.2 Alcalinidade total

O parâmetro alcalinidade total (AT) confere a capacidade de tamponação ao sistema. O monitoramento da AT em aterros sanitários deve-se à necessidade do sistema em manter o pH dentro da faixa requerida pela biota metanogênica, uma vez que a digestão de substratos complexos resulta na produção de ácidos orgânicos que precisam ser tamponados (VEEKEN et al., 2000). Os valores desse parâmetro, obtidos no monitoramento da Célula 2, estão ilustrados na Figura 79.

De acordo com os dados apresentados na Figura 79, a alcalinidade total do lixiviado variou entre 7.200 e 16.000 $\text{mgCaCO}_3\cdot\text{L}^{-1}$, o que justifica os altos valores de pH. Souto (2009) cita que concentrações de AT em lixiviados variando entre 125 a 20.200 $\text{mgCaCO}_3\cdot\text{L}^{-1}$, são típicas de aterros sanitários com RSU na fase metanogênica de degradação, o que corrobora com os valores obtidos para a Célula 2.

Figura 79. Concentrações de alcalinidade total do lixiviado gerado na Célula 2

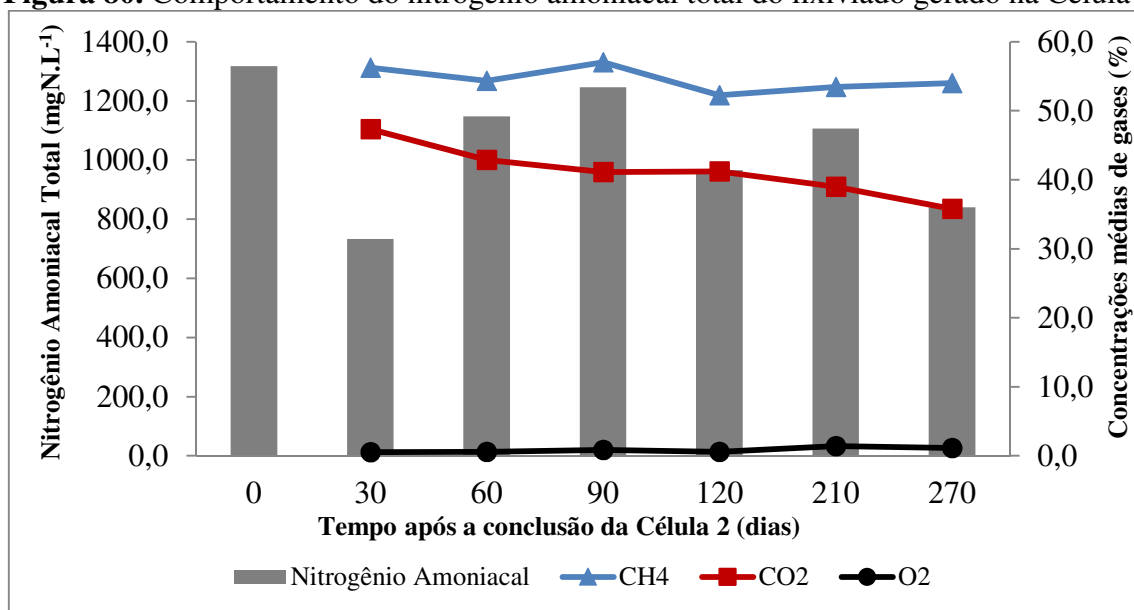
Fonte: Dados da pesquisa (2017)

Os altos valores de AT, obtidos neste estudo, favoreceram a neutralidade do meio, bem como o desenvolvimento das arqueas metanogênicas; as quais necessitam de tais condições para a realização da síntese de subprodutos oriundos das fases anteriores da biodegradação e, resultando, assim, na geração de biogás.

4.5.1.3 Nitrogênio amoniacal total

As concentrações de NAT são importantes indicadores da toxicidade do meio e, consequentemente, estão associadas à inibição ou não do processo biodegradativo e consequente geração de gás. Na Figura 80 é apresentada a evolução temporal do comportamento do NAT no lixiviado gerado na Célula 2.

As concentrações de nitrogênio amoniacal total na Célula 2 variaram entre 733 e 1.317 mgN.L⁻¹ (Figura 80), estando esses teores acima do esperado para aterros sanitários com uma vida útil inferior a dois anos (TCHOBANOGLIOUS et al., 1993). No entanto, resultados semelhantes aos obtidos nesta pesquisa foram encontrados por Souto e Povinelli (2007), ao analisarem as concentrações de NAT em lixiviados de diferentes aterros sanitários brasileiros, nos quais foram observados valores em uma faixa máxima de 0,4 a 3.000 mgN. L⁻¹, sendo os valores mais prováveis entre 0,4 e 1.800 mgN.L⁻¹.

Figura 80. Comportamento do nitrogênio amoniacoal total do lixiviado gerado na Célula 2

Fonte: Dados da pesquisa (2017)

As concentrações de NAT consideradas tóxicas e inibitórias para a geração de biogás em aterros divergem na literatura científica. Tais divergências são atribuídas, principalmente, às variações de parâmetros como pH e temperatura do processo de biodegradação dos RSU. Então, a uma temperatura de 25°C e um pH em torno da neutralidade, praticamente todo NAT apresenta-se na forma ionizada. Quando o pH se encontra em torno de 9,2, cerca de 50% do NAT está na forma de amônia livre e 50% na forma de íon amônio. Em pH superior a 11, há uma predominância do NAT na forma livre ou gasosa (CAMPOS et al., 2010).

Sendo assim, conforme os valores de pH (Figura 78), constata-se que no lixiviado analisado, prevaleceu o NAT na forma ionizada (NH₄⁺), ou seja, a sua forma não tóxica. Portanto, apesar dos elevados teores de nitrogênio amoniacoal total determinados, pode-se inferir que esses não interferiram na geração de CH₄ na Célula 2, isso porque, suas concentrações foram inferiores àquelas consideradas inibitórias para a geração de biogás no processo de digestão anaeróbia de RSU, segundo Westerholm et al. (2011). Porém, as concentrações deste efluente, durante todo o período de monitoramento, foram tóxicas para o meio ambiente, visto que, encontraram-se em desacordo com o valor máximo permitido, que é 20 mgN.L⁻¹, estabelecido na Resolução N° 430 (CONAMA, 2011), para lançamento de efluentes em corpos aquáticos.

4.5.2 Caracterização de frações biodegradáveis dos RSU

Na Tabela 12 são apresentados os resultados referentes à umidade e teor de sólidos voláteis (SV) dos resíduos frescos, provenientes do Aterro Sanitário de Campina Grande-PB (ASCG), para as categorias de Material Putrescível (MP) e Material Biodegradável (MB), os quais incluíram as frações de MP, papel e papelão, além de têxteis sanitários.

Tabela 12. Umidade e sólidos voláteis de frações biodegradáveis dos resíduos do Aterro Sanitário de Campina Grande-PB

Parâmetro	Frações de Resíduos Sólidos Urbanos	
	MP _{fresco} *	MB _{fresco} **
Umidade (%)	63,87	55,32
Sólidos voláteis (%)	65,05	70,68

*Material Putrescível fresco (resto de comida); **Material Biodegradável fresco, incluindo as frações de MP, papel e papelão, e têxteis sanitários

Fonte: Dados da pesquisa (2017)

De acordo com os resultados apresentados na Tabela 12, a umidade das frações de resíduos estudadas, em torno de 55 e 65%, está dentro da faixa ótima para a atividade de diferentes grupos microbianos e fúngicos (MELO, 2011). Firmo (2013), ao caracterizar resíduos frescos provenientes do Aterro da Muribeca-PE, obteve um teor de umidade de 67,6% para resíduos de comida, condizente com o percentual obtido neste estudo. Já para a categoria papel e papelão, a umidade obtida por Firmo (2013) foi de 31,0%; e para os resíduos sanitários, esse percentual foi de 53,7%. No presente estudo, a umidade obtida para a categoria MB foi de 55,32% (Tabela 12), próximo ao valor obtido por Firmo (2013) para os resíduos sanitários.

A umidade é um dos principais fatores que influenciam na biodegradação dos resíduos sólidos. Quando esse parâmetro reduz a um percentual abaixo de 20%, tal condição torna-se inibitória ao processo anaeróbio de biodegradação dos RSU (PALMISANO e BARLAZ, 1996). Dentro desse contexto, a umidade dos resíduos frescos, verificadas neste estudo, encontra-se dentro da faixa propícia para o desenvolvimento das arqueas metanogênicas; estando dentro da faixa típica de umidade para os resíduos aterrados sob as condições climáticas brasileiras, de acordo com Bidone e Povineli (1999).

Em relação aos sólidos voláteis (SV), verifica-se que os teores observados estão na faixa de 65% a 71% (Tabela 12), para as categorias de resíduos em estudo, indicando um percentual significativo de material a ser biodegradado. Machado et al. (2009) constataram um teor de SV de 57,9% para uma fração pastosa de resíduos frescos, provenientes do Aterro Sanitário Metropolitano Centro-BA, referente a materiais orgânicos facilmente degradáveis (frutas,

restos de alimentos) e moderadamente degradáveis (folhas e osso), bem como àqueles que não podiam ser identificados ou que não eram possíveis de ser separados em outras categorias.

Firno (2013) obteve um teor de SV de 75% para resíduos de comida, 84,9% para resíduos sanitários e 81,4% para a categoria papel e papelão para os RSU frescos, provenientes do Aterro da Muribeca-PE. Por meio dos estudos realizados pela autora, o potencial de geração de biogás foi mais elevado para essas três frações de resíduos, com 440,17 NmL.g⁻¹S para os resíduos de comida, 411,72 NmL.g⁻¹S para os resíduos sanitários e 386,14 NmL.g⁻¹S para a fração de papel e papelão.

De acordo com o IPCC (1996), a matéria orgânica, papel e papelão, têxteis e madeira (exceto lignina) devem ser consideradas para fins de geração de metano, enquanto que os plásticos e inorgânicos (a exemplo de vidros e metais) não são considerados, uma vez que, não degradam ou se decompõem muito lentamente. Na perspectiva de aterros energéticos, um dos desafios da engenharia é desenvolver materiais de rápida biodegradação, com superfícies que sejam de fácil ataque pelos microrganismos.

4.6 ESTIMATIVA DA GERAÇÃO DE BIOGÁS E ENERGIA NA CÉLULA 2

4.6.1 Obtenção teórica do potencial de geração de metano (L_0)

Nas Tabelas 13 e 14 são apresentados os parâmetros que subsidiaram a obtenção teórica do potencial de geração de metano (L_0), por meio das metodologias da Aproximação Simplificada (TCHOBANOGLIOUS et al., 1993) e do IPCC (1996), para as condições locais dos resíduos depositados no Aterro Sanitário em Campina Grande-PB.

Tabela 13. Parâmetros para obtenção do potencial de geração de metano (L_0) pela metodologia da Aproximação Simplificada (TCHOBANOGLIOUS et al., 1993)

Classes de materiais	c_i (Nm ³ CH ₄ . t ⁻¹ RSU) ¹	b_i ²	h_i (%) ³	f_w (%) ⁴	f_i (%) ⁵	L_0 (Nm ³ CH ₄ . t ⁻¹ RSU)
Resto de comida	505,0	0,64	46,5	55,32	29,22	75,79
Papel e papelão	428,6	0,40	18,9 ²			

¹Máxima capacidade estequiométrica que uma tonelada do material, na base seca, pode decompor-se para gerar metano; ²fração mássica que efetivamente sofre o processo de biodegradação (TCHOBANOGLIOUS et al., 1993; LOBO, 2003; MACHADO et al., 2009); ³fração mássica das categorias de resíduos na base úmida; ⁴fração mássica de água nos resíduos; ⁵fração mássica na base seca

Fonte: Dados da pesquisa (2017)

Tabela 14. Parâmetros para obtenção do potencial de geração de metano (L_0) pela metodologia do IPCC (1996)

Componentes dos RSU	Composição gravimétrica	FCM^3	COD^4 ($kgC.t^{-1}RSU$)	COD_F (%) ⁵	F (%) ⁶	L_0 ($Nm^3CH_4.t^{-1}RSU$)
A - Papel e papelão ¹	18,9%					
B - Resíduos de parques e jardins	-					
C - Resíduos de alimentos	46,5%	1,0	145,35	0,77	57	118,68
D - Têxteis/tecidos ²	-					
E - Madeira ²	-					

¹Nesse percentual foi incluída, também, a fração correspondente aos resíduos sanitários (7,9%); ²categoria de resíduos não consideradas neste estudo, cujos percentuais não foram explicitados na composição gravimétrica dos RSU do município de Campina Grande-PB; ³Fator de Correção de Metano (FCM) para aterro sanitário;

⁴Carbono Orgânico Degradável; ⁵fração do COD transformado em biogás; ⁶percentual médio de metano no biogás obtido por meio do monitoramento da Célula 2

Fonte: Dados da pesquisa (2017)

O valor de L_0 , obtido pela metodologia do IPCC (1996), foi 36% superior ao valor determinado pelo método da Aproximação Simplificada (TCHOBANOGLIOUS et al., 1993), para a categoria de resíduos biodegradáveis contemplada neste estudo (resto de comida, papel/papelão e resíduos sanitários); sendo de 118,68 e 75,79 $Nm^3CH_4.t^{-1}RSU$, respectivamente (Tabelas 13 e 14).

Essa diferença nos resultados obtidos para o parâmetro L_0 evidenciam que, os métodos teóricos demonstram muita fragilidade, sendo utilizados, apenas, para um indicativo inicial desse potencial. Para uma avaliação mais acurada desse parâmetro, faz-se necessário a realização de ensaios específicos, a exemplo do Potencial Bioquímico de Metano (BMP) e medidas de geração de CH_4 em aterros com condições de contorno semelhantes.

O potencial de geração de metano obtido pelo método da Aproximação Simplificada foi 12% inferior ao determinado por Candiani (2011), de 85,80 $Nm^3CH_4.t^{-1}RSU$, para os resíduos biodegradáveis (restos de comida, papel e papelão, tecidos, restos de jardim e madeira) de uma célula experimental na Central de Tratamento de Resíduos (CTR-Caieiras), em São Paulo-SP. Cabe destacar que o valor de L_0 apresentado por esse autor incluiu outras frações de resíduos não contempladas nesta pesquisa. Além disso, os percentuais das categorias de resíduos resto de comida e papel/papelão foram de 58,3 e 14,6%, respectivamente.

Ao utilizar a metodologia do IPCC (1996), o valor de L_0 obtido por Candiani (2011) foi de 112,6 $Nm^3CH_4.t^{-1}RSU$. Ressalta-se que a célula experimental estudada pelo referido autor encontra-se em local com as seguintes características ambientais: i) temperatura média mensal

no período considerado no estudo (janeiro/2009 a dezembro/2010) de 21,4 °C; ii) pluviosidade média anual nesse período de 1679,5 mm; e iii) teor de matéria orgânica de 58,3%.

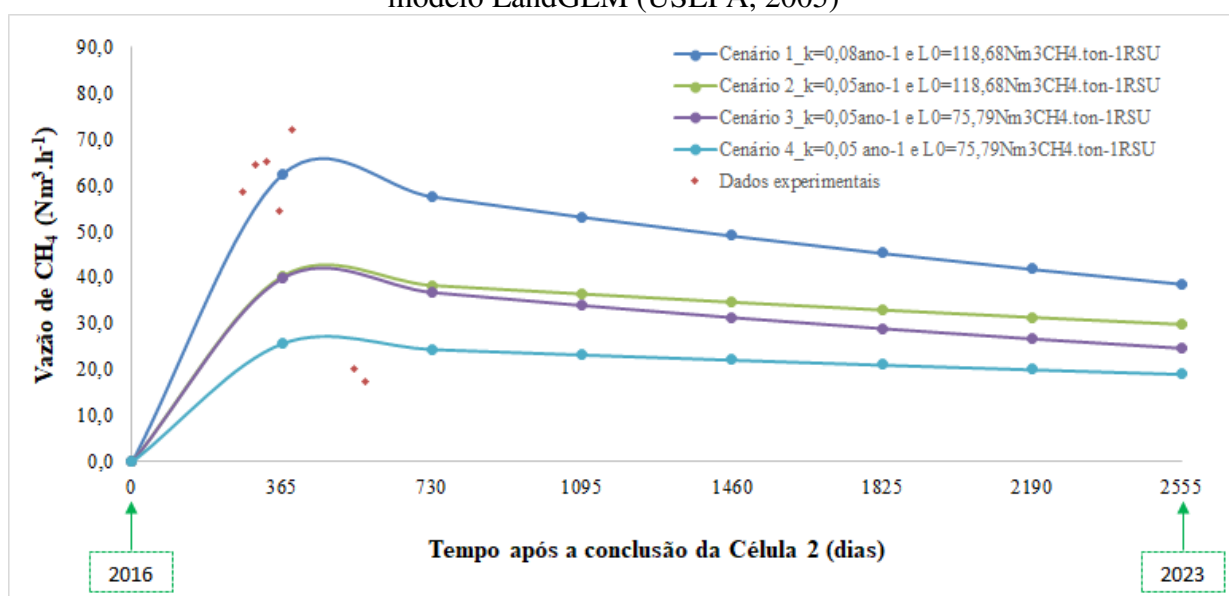
No Aterro Sanitário Metropolitano Centro-BA, o valor de L_0 para o resíduo fresco, também utilizando o método da Aproximação Simplificada, foi de 65,90 $\text{Nm}^3\text{CH}_4.\text{t}^{-1}\text{RSU}$. Esse valor decresceu para 38,53 $\text{Nm}^3\text{CH}_4.\text{t}^{-1}\text{RSU}$ quando considerados resíduos com 1 ano (MACHADO et al., 2009).

Aguilar-Virgen et al. (2014) obteve um valor de L_0 de 94,46 $\text{m}^3\text{CH}_4.\text{t}^{-1}\text{RSU}$ para um aterro sanitário localizado no noroeste do México, com 36,20% de material putrescível (resto de comida) e com as seguintes características ambientais: i) precipitação média de 250 $\text{mm}.\text{ano}^{-1}$; e ii) clima mediterrâneo, com temperaturas amenas, quase todo o ano, e chuvas no inverno.

4.6.2 Cenários simulados para a estimativa da vazão de metano e potência disponível

Na Figura 81 são apresentadas as previsões teóricas da vazão de CH_4 na Célula 2, realizadas com o modelo LandGEM (USEPA, 2005), bem como os dados experimentais, obtidos por meio de 7 (sete) campanhas de monitoramento no sistema de drenagem vertical de gases (entre 270 e 570 dias após o fechamento da Célula 2).

Figura 81. Evolução da captação de metano na Célula 2 e previsões teóricas utilizando o modelo LandGEM (USEPA, 2005)



Fonte: Dados da pesquisa (2017)

Cabe destacar que foram simulados quatro cenários, sendo utilizados: i) nos cenários 1 e 2, os valores de k máximo e mínimo, respectivamente, definidos pelo IPCC (1196), bem como o parâmetro L_0 obtido por metodologia apresentada pela instituição supracitada; e ii) nos

cenários 3 e 4, os valores de k máximo e mínimo, respectivamente, definidos pelo IPCC (1996), bem como o parâmetro L_0 obtido por meio da metodologia da Aproximação Simplificada (TCHOBANOGLOUS et al., 1993).

Observando a Figura 81, verifica-se que as estimativas teóricas realizadas nos cenários simulados não refletem o comportamento dos dados experimentais. Destaca-se, também, que não foi realizado um ajuste das previsões teóricas aos dados experimentais, em virtude do número reduzido de campanhas de medição de vazão possíveis de serem realizadas nesta pesquisa.

No cenário 1 ($k = 0,08 \text{ ano}^{-1}$ e $L_0 = 118,68 \text{ Nm}^3 \cdot \text{t}^{-1} \text{RSU}$), a vazão estimada de CH_4 condiz com a magnitude dos dados obtidos experimentalmente, no período de 270 a 390 dias após a conclusão da Célula 2. Entretanto, a vazão de CH_4 na Célula 2, medida nos drenos verticais de gases, apresentou uma tendência de decaimento acelerado com o tempo, entre 390 e 570 dias. A vazão de metano nesse período foi em torno de 3 vezes inferior ao previsto pelo modelo LandGEM, no cenário 1. No período entre 390 e 570 dias, a vazão captada pelo sistema de drenagem vertical da Célula 2 se aproximou dos valores estimados no cenário 4.

Ainda de acordo com a Figura 81, as previsões realizadas pelo modelo LandGEM, nos cenários 2 a 4, foram 1,5 a 2,5 vezes inferiores aos valores obtidos no monitoramento da vazão de CH_4 , entre 270 e 390 dias de fechamento da Célula 2.

Jucá e Maciel (2013) realizaram simulações da previsão da vazão de CH_4 , utilizando parâmetros recomendados pelo IPCC (1996), para condições ambientais semelhantes às existentes no Aterro da Muribeca-PE (clima tropical e úmido). Por meio das estimativas realizadas, foi observada uma elevada captação de gás, no início do monitoramento, a qual foi de 4 a 5 vezes superior ao previsto pelo modelo da USEPA (2005). Os autores concluíram que a velocidade de degradação dos RSU, para as condições climáticas e operacionais locais, foi muito mais rápida e intensa que o previsto na literatura. Entretanto, no referido estudo de caso, as características dos resíduos eram conhecidas e confirmavam essa assertiva.

Na presente pesquisa, a redução na vazão de metano foi compatível com o percentual verificado na Célula Experimental do Aterro da Muribeca-PE, em torno de 70%, decorridos 570 dias. Todavia, a taxa de captação de CH_4 por tonelada de resíduos foi inferior na Célula 2, mesmo com o dobro da massa de resíduos disposta na Célula Experimental. Na Célula 2, essa taxa foi de $2,5 \text{ Nm}^3 \cdot \text{t}^{-1} \cdot \text{ano}^{-1}$ (em $t = 570$ dias), enquanto que na Célula Experimental o valor correspondeu a $7,1 \text{ Nm}^3 \cdot \text{t}^{-1} \cdot \text{ano}^{-1}$ (em $t = 550$ dias).

No entanto, cabe destacar que as células de resíduos descritas foram operadas sob condições climáticas distintas. A Célula Experimental do Aterro da Muribeca-PE está

localizada em região de clima tropical litorâneo, com precipitação média anual de 2.458 mm e evaporação média anual de 1.390 mm; o que resulta em um excedente hídrico de 1.068 mm (MACIEL, 2009). Já a Célula 2 do Aterro Sanitário em Campina Grande-PB (ASCG) está inserida em região de clima semiárido, com precipitação média anual de 758,7 mm e evaporação média anual de 1.388,0 mm, implicando em um déficit hídrico de 629,3 mm.

Apesar dos percentuais de material putrescível e umidade inicial dos resíduos terem sido similares, em ambas as células, várias evidências indicam que o baixo teor de umidade, pós aterramento dos RSU, pode estar sendo um fator limitante na Célula 2: i) não foi detectada a presença de lixiviado em nenhuma das 22 sondagens superficiais realizadas na interface solo-resíduo (seção 4.4.3); ii) o encerramento da produção de lixiviado no poço de coleta, após 390 dias de conclusão da Célula 2 (seção 4.4.3); iii) a reduzida umidade no contato solo-resíduo, com média de 7,2% na crista, 8,6% na 1ª berma e 11,3% na 2ª berma (seção 4.4.3.2, Figura 60); compatível com os teores obtidos na camada mais superficial de cobertura da Célula 2.

Dessa forma, a umidade dos RSU na fonte geradora foi favorável e decisiva na evolução do processo biodegradativo e, conseqüentemente, na produção de biogás na Célula 2, pós aterramento dos resíduos e ao longo do monitoramento. Entretanto, atingida a capacidade de campo dos resíduos, essa umidade é perdida por lixiviação, sendo o encerramento da produção de lixiviado, na Célula 2, acompanhado de um decaimento expressivo da vazão de biogás.

O aspecto seco de resíduos aterrados há 2 anos, no ASCG, pode ser visualizado na Figura 82. Esses registros foram realizados quando da execução do sistema de drenagem de líquidos e gases, objetivando a interligação de duas células de resíduos no referido aterro, denominadas Células 1 e 3, para a formação de uma macrocélula (seção 3.4, Figura 21).

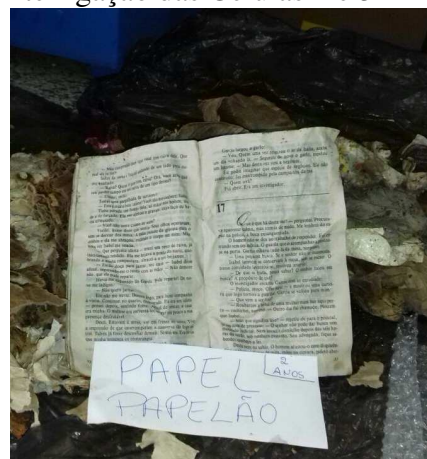
Figura 82. Execução do sistema de drenagem para interligação das Células 1 e 3



(a) abertura de vala



(b) aspecto dos resíduos



(c) papel/livro aterrado há 2 anos

Fonte: Acervo da pesquisa (2017)

Por meio das evidências supracitadas, é possível elencar algumas especificidades da operação de aterros convencionais, em regiões de climas seco versus úmido, considerando os resultados obtidos nesta pesquisa e em Maciel (2009), por meio do monitoramento da Célula 2 do Aterro Sanitário em Campina Grande-PB e da Célula Experimental do Aterro da Muribeca-PE, respectivamente (Quadro 18).

Quadro 18. Características de aterros convencionais operados em regiões de clima semiárido (caso da Célula 2 do Aterro Sanitário em Campina Grande-PB) e úmido (caso da Célula Experimental do Aterro da Muribeca-PE)

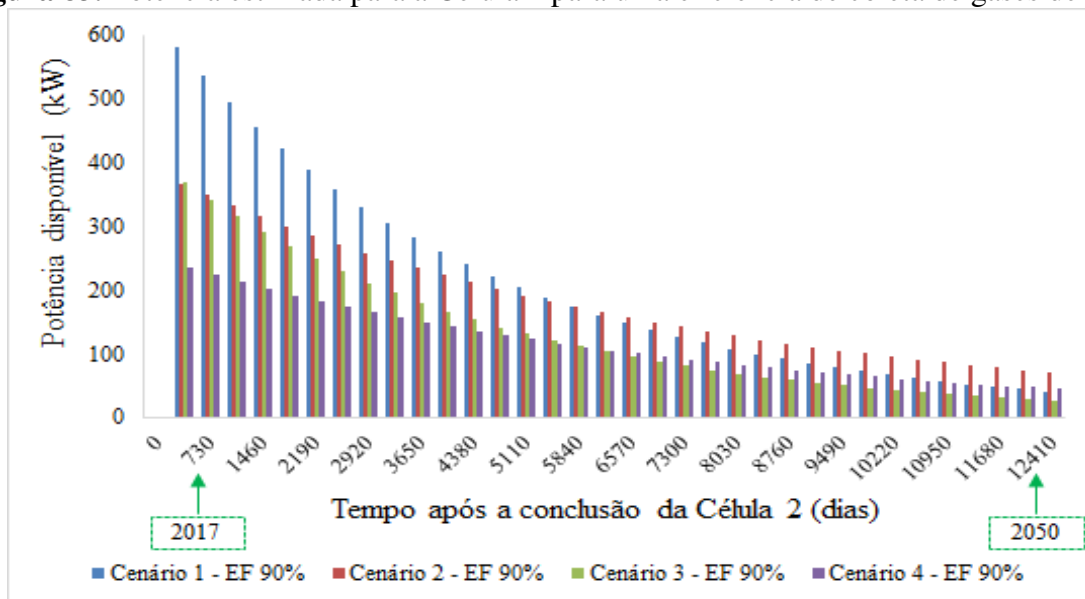
Características	Região de clima semiárido	Região de clima úmido
Quantidade de resíduos	62.359 toneladas	36.659 toneladas
Condições climatológicas	Déficit hídrico em torno de 629,3 mm.ano ⁻¹ .	Excedente hídrico em torno de 1.068 mm.ano ⁻¹ .
Umidade inicial dos resíduos	45%.	52,1%.
Percentual de matéria orgânica	46,5%.	46%.
Produção de lixiviado	Encerramento da produção de lixiviado após 390 dias de execução da camada de cobertura, até o final do monitoramento (570 dias).	Vazão média de lixiviado de 1,72 ± 0,95 L.min ⁻¹ , entre 360 e 540 dias após execução da camada de cobertura.
Pressão de gases e nível de líquidos	Não foram instalados piezômetros ao longo da profundidade da massa de resíduos. Gradiente de pressão nulo sob a camada de cobertura, no contato solo-resíduo.	Existência de níveis elevados de lixiviado que, associados à pressão interna de gases na parte superior da Célula Experimental, resultaram em poços jorrantes. As pressões internas de gases variaram até 7,5 kPa, a depender do piezômetro e do tempo.
Espessura da camada de cobertura	De 0,7 a 1,5 m, com média de 1,1 m.	Aproximadamente 0,6 m.
Taxa de captação de metano por tonelada de resíduos	2,5 Nm ³ .t ⁻¹ .ano ⁻¹ (decorridos 570 dias).	7,1 Nm ³ .t ⁻¹ .ano ⁻¹ (decorridos 550 dias).
Emissão de gases pela camada de cobertura	0 a 1,03 NL.m ⁻² .h ⁻¹ .	0 a 1.332 g.m ⁻² .dia ⁻¹ (0 a 77,51 NL.m ⁻² .h ⁻¹).

Fonte: Dados da pesquisa (2015 a 2017); Maciel (2009)

Diante as evidências apontadas, ressalta-se a necessidade de investigação das características dos resíduos aterrados na Célula 2, para que se possa concluir a respeito do decaimento da vazão de metano no período de monitoramento contemplado nesta pesquisa e possíveis soluções para ativar o potencial energético dos resíduos.

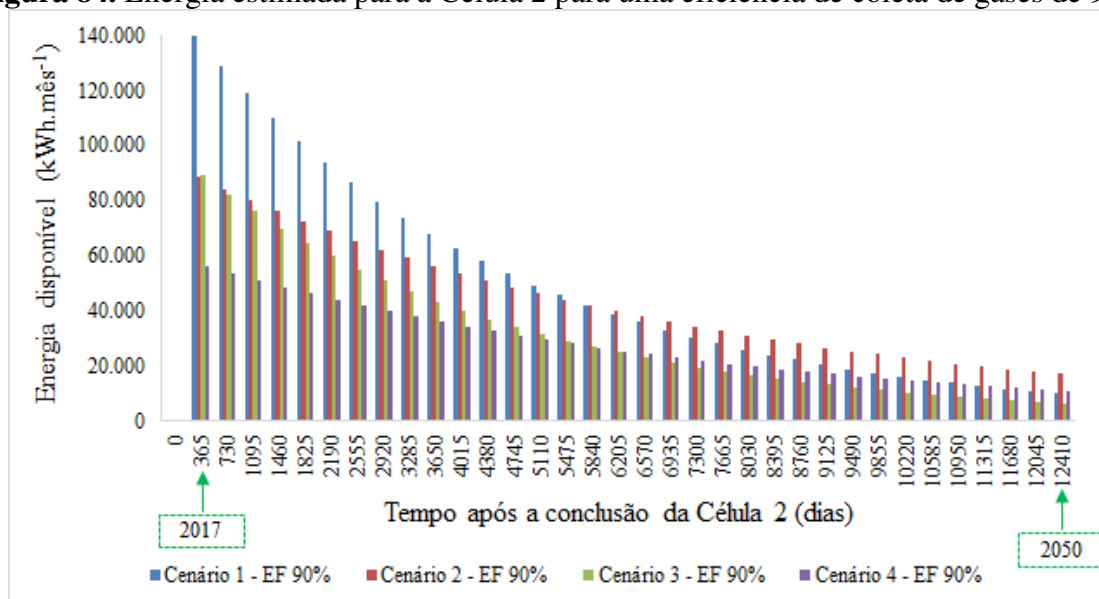
As estimativas teóricas da potência e energia disponível na Célula 2 são apresentadas nas Figuras 83 e 84, respectivamente, para eficiência de coleta de gases de 90%, tendo como base o percentual de emissões fugitivas liberada pela camada de cobertura (seção 4.4.3.3). Ressalta-se que a vazão de CH₄ gerada é um somatório das parcelas captada, fugitiva e oxidada. A parcela oxidada foi desconsiderada, uma vez que não foi quantificada nesta pesquisa.

Figura 83. Potência estimada para a Célula 2 para uma eficiência de coleta de gases de 90%



Fonte: Dados da pesquisa (2017)

Figura 84. Energia estimada para a Célula 2 para uma eficiência de coleta de gases de 90%



Fonte: Dados da pesquisa (2017)

Os resultados das estimativas teóricas apresentados nas Figuras 83 e 84 apontam para os seguintes valores:

- cenário 1, com potência disponível de 50 kW, correspondente a uma energia de 12.659,34 kWh.mês⁻¹, até 2047;
- cenário 2, com potência disponível de 80 kW, correspondente a uma energia de 19.721,92 kWh.mês⁻¹, até 2047;
- cenário 3, com potência disponível de 30 kW, correspondente a uma energia de 8.084,35 kWh.mês⁻¹, até 2047;
- cenário 4, com potência disponível de 50 kW, correspondente a uma energia de 12.594,57 kWh.mês⁻¹, até 2047.

Essa energia disponível foi obtida considerando a utilização de um motor de combustão interna, com eficiência de conversão de energia elétrica de 33% (ICLEI, 2009). O detalhamento das estimativas teóricas ilustradas nas Figuras 83 e 84 é apresentado nos Apêndices 1 a 4.

CAPÍTULO 5 – CONCLUSÕES

5.1 CONCLUSÕES

1. As características iniciais dos Resíduos Sólidos Urbanos (RSU), as condições operacionais do aterro e a geometria da Célula 2 favoreceram a biodegradação desses resíduos, implicando no estabelecimento da fase metanogênica, rapidamente, e evidenciando, dessa forma, a eficiência da camada de cobertura, do sistema de drenagem vertical de gases e a possibilidade do aproveitamento energético do biogás.
2. Não houve um período de latência na geração de biogás, em termos qualitativos, sendo verificadas concentrações de metano, superiores a 50%, compatíveis com a fase metanogênica de biodegradação, logo após o fechamento da Célula 2.
3. O rápido decaimento da vazão de biogás, em 570 dias de monitoramento, evidencia a importância de células com um maior volume de resíduos, para que, dessa forma, a vazão de metano possa se manter em um patamar favorável ao aproveitamento energético, por um intervalo de tempo maior.
4. O incremento de resíduos no aterro, continuamente, é um fator operacional decisivo para viabilizar o aproveitamento energético do biogás gerado na Célula 2.
5. Não há uma relação entre a profundidade dos drenos verticais (DVs) de gases e a taxa de captação de gases por metro de drenagem na Célula 2.
6. A emissão superficial de metano pela camada de cobertura final de solo compactado da Célula 2 foi baixa, atingindo valor máximo de $1,03 \text{ NL.m}^{-2}.\text{h}^{-1}$, durante o período de estiagem, mais susceptível a emissões de gases.
7. A ausência de incremento de pressão de gases sob a camada de cobertura, a eficiência do sistema de drenagem vertical de gases, o elevado grau de compactação e a permeabilidade do solo à água e ao ar foram determinantes para baixas emissões fugitivas de biogás para a atmosfera.

8. Os resultados sugerem que o fluxo difusivo de gases prevalece sobre o fluxo advectivo na camada de cobertura, o que implica na redução do fluxo de biogás por essa camada, em virtude do mecanismo de difusão ser um processo lento.
9. A retenção média de metano pela camada de cobertura foi superior a 93%, com possibilidade de redução da espessura dessa camada de 1,5 para 0,7 m, sem que haja perda da eficiência de retenção de gases; desde que seja mantido um grau de compactação médio igual ou superior ao obtido para a Célula 2 (de 91,8%).
10. A ausência de lixiviado em todos os pontos avaliados na interface solo-resíduo da Célula 2, o encerramento da produção de lixiviado no poço de coleta após 390 dias de monitoramento e a reduzida umidade do solo na interface solo-resíduo, constituem-se em indícios do baixo teor de umidade no interior do maciço sanitário.
11. As reduzidas concentrações de oxigênio, na interface solo-resíduo, são um indicativo da baixa interferência dos condicionantes externos nas camadas mais superficiais da massa de resíduos, o que se constitui, também, como um indicativo da eficiência da camada de cobertura da Célula 2.
12. As características físico-químicas do lixiviado gerado na Célula 2 são compatíveis com a fase metanogênica de geração de gases.
13. As estimativas teóricas de vazão de biogás não refletiram o comportamento dos dados experimentais obtidos por meio do monitoramento da Célula 2, visto que, nessas avaliações, não foi identificado o decaimento expressivo da vazão de metano, decorridos 570 dias de monitoramento.
14. Os resultados produzidos por meio desta pesquisa permitiram compreender as emissões de biogás em regiões de clima semiárido, podendo subsidiar projetos de camadas de cobertura eficientes, redirecionar a rotina operacional de aterros nessas localidades e fornecer critérios técnicos e ambientais para o aproveitamento energético do biogás.

5.2 RECOMENDAÇÕES PARA TRABALHOS FUTUROS

1. Avaliar as emissões de biogás na macrocélula do Aterro Sanitário de Campina Grande-PB, que compreende a união de quatro células de resíduos, com capacidade, aproximadamente, oito vezes superior ao total disposto na Célula 2; com vistas a verificar a influência da relação área superficial/volume nas taxas de geração de metano.
2. Avaliar as emissões fugitivas de biogás pela camada de cobertura de solo compactado da célula investigada nesta pesquisa, considerando o efeito da sazonalidade no fluxo de gases.
3. Desenvolver sistema automatizado de medição de emissões fugitivas de biogás em camada de cobertura final de aterro sanitário, aperfeiçoando metodologias para possibilitar a realização contínua de ensaios de placa de fluxo.
4. Incluir ensaios do Potencial Bioquímico de Metano (BMP) para a obtenção dos parâmetros cinéticos dos modelos de primeira ordem e, assim, realizar estimativas da geração de biogás mais próximas às condições do semiárido.
5. Monitorar, por um período de tempo maior, o comportamento da vazão de metano na célula estudada, incluindo também o efeito da sazonalidade na emissão de gases pelo sistema de drenagem vertical.
6. Realizar sondagem SPT na célula, para viabilizar o estudo da evolução do processo biodegradativo dos resíduos sólidos ao longo da profundidade da Célula 2 e do tempo, além da aferição do nível de líquidos no interior do maciço sanitário e pressões de gases.
7. Estudar os efeitos da recirculação de lixiviado e/ou adição suplementar de água na geração de metano na Célula 2.
8. Avaliar outros aspectos de caráter físico-químico, microbiológico, mineralógico e geotécnico do solo da camada de cobertura para verificar a importância dessa camada como um filtro físico-químico e/ou biológico de gases, além de quantificar as taxas de oxidação do metano e as bactérias metanotróficas na Célula 2.

APÊNDICE

Apêndice 1. Resultados das simulações da vazão de metano, potência e energia disponível para a Célula 2 (cenário 1)

Ano	Dias	Cenário 1			
		Vazão de CH ₄ (m ³ .ano ⁻¹)	Potência disponível (kW)	Energia disponível (kWh.ano ⁻¹)	Energia disponível (kWh.mês ⁻¹)
2016	0	0,00	0,00	0,00	0,00
2017	365	571.281,00	579,27	1.674.553,14	139.546,09
2018	730	527.358,83	534,73	1.545.807,37	128.817,28
2019	1095	486.813,55	493,62	1.426.960,06	118.913,34
2020	1460	449.385,55	455,67	1.317.250,15	109.770,85
2021	1825	414.835,15	420,64	1.215.975,15	101.331,26
2022	2190	382.941,10	388,30	1.122.486,54	93.540,54
2023	2555	353.499,19	358,44	1.036.185,67	86.348,81
2024	2920	326.320,88	330,88	956.519,93	79.709,99
2025	3285	301.232,14	305,44	882.979,18	73.581,60
2026	3650	278.072,31	281,96	815.092,52	67.924,38
2027	4015	256.693,10	260,28	752.425,23	62.702,10
2028	4380	236.957,59	240,27	694.576,03	57.881,34
2029	4745	218.739,43	221,80	641.174,48	53.431,21
2030	5110	201.921,94	204,75	591.878,65	49.323,22
2031	5475	186.397,45	189,00	546.372,85	45.531,07
2032	5840	172.066,53	174,47	504.365,71	42.030,48
2033	6205	158.837,43	161,06	465.588,23	38.799,02
2034	6570	146.625,42	148,68	429.792,11	35.816,01
2035	6935	135.352,33	137,25	396.748,12	33.062,34
2036	7300	124.945,94	126,69	366.244,68	30.520,39
2037	7665	115.339,64	116,95	338.086,45	28.173,87
2038	8030	106.471,91	107,96	312.093,13	26.007,76
2039	8395	98.285,96	99,66	288.098,27	24.008,19
2040	8760	90.729,38	92,00	265.948,22	22.162,35
2041	9125	83.753,77	84,92	245.501,15	20.458,43
2042	9490	77.314,48	78,40	226.626,12	18.885,51
2043	9855	71.370,26	72,37	209.202,28	17.433,52
2044	10220	65.883,05	66,80	193.118,04	16.093,17
2045	10585	60.817,72	61,67	178.270,42	14.855,87
2046	10950	56.141,83	56,93	164.564,34	13.713,70
2047	11315	51.825,44	52,55	151.912,03	12.659,34
2048	11680	47.840,91	48,51	140.232,48	11.686,04
2049	12045	44.162,73	44,78	129.450,90	10.787,57
2050	12410	40.767,34	41,34	119.498,24	9.958,19

Apêndice 2. Resultados das simulações da vazão de metano, potência e energia disponível para a Célula 2 (cenário 2)

Ano	Dias	Cenário 2			
		Vazão de CH ₄ (m ³ .ano ⁻¹)	Potência disponível (kW)	Energia disponível (kWh.ano ⁻¹)	Energia disponível (kWh.mês ⁻¹)
2016	0	0,00	0,00	0,00	0,00
2017	365	361.845,28	366,91	1.060.649,92	88.387,49
2018	730	344.197,87	349,01	1.008.921,41	84.076,78
2019	1095	327.411,15	331,99	959.715,74	79.976,31
2020	1460	311.443,12	315,80	912.909,85	76.075,82
2021	1825	296.253,86	300,40	868.386,71	72.365,56
2022	2190	281.805,39	285,75	826.034,99	68.836,25
2023	2555	268.061,57	271,81	785.748,79	65.479,07
2024	2920	254.988,06	258,55	747.427,37	62.285,61
2025	3285	242.552,14	245,94	710.974,90	59.247,91
2026	3650	230.722,74	233,95	676.300,25	56.358,35
2027	4015	219.470,25	222,54	643.316,70	53.609,72
2028	4380	208.766,56	211,69	611.941,77	50.995,15
2029	4745	198.584,90	201,36	582.097,02	48.508,08
2030	5110	188.899,80	191,54	553.707,81	46.142,32
2031	5475	179.687,05	182,20	526.703,16	43.891,93
2032	5840	170.923,61	173,31	501.015,55	41.751,30
2033	6205	162.587,56	164,86	476.580,73	39.715,06
2034	6570	154.658,07	156,82	453.337,61	37.778,13
2035	6935	147.115,31	149,17	431.228,08	35.935,67
2036	7300	139.940,41	141,90	410.196,84	34.183,07
2037	7665	133.115,44	134,98	390.191,30	32.515,94
2038	8030	126.623,32	128,39	371.161,45	30.930,12
2039	8395	120.447,83	122,13	353.059,69	29.421,64
2040	8760	114.573,52	116,18	335.840,76	27.986,73
2041	9125	108.985,70	110,51	319.461,62	26.621,80
2042	9490	103.670,41	105,12	303.881,29	25.323,44
2043	9855	98.614,34	99,99	289.060,83	24.088,40
2044	10220	93.804,86	95,12	274.963,16	22.913,60
2045	10585	89.229,95	90,48	261.553,05	21.796,09
2046	10950	84.878,15	86,07	248.796,96	20.733,08
2047	11315	80.738,59	81,87	236.662,99	19.721,92
2048	11680	76.800,93	77,87	225.120,80	18.760,07
2049	12045	73.055,30	74,08	214.141,53	17.845,13
2050	12410	69.492,35	70,46	203.697,72	16.974,81

Apêndice 3. Resultados das simulações da vazão de metano, potência e energia disponível para a Célula 2 (cenário 3)

Ano	Dias	Cenário 3			
		Vazão de CH ₄ (m ³ .ano ⁻¹)	Potência disponível (kW)	Energia disponível (kWh.ano ⁻¹)	Energia disponível (kWh.mês ⁻¹)
2016	0	0,00	0,00	0,00	0,00
2017	365	364.824,63	369,93	1.069.383,07	89.115,26
2018	730	336.775,58	341,49	987.164,99	82.263,75
2019	1095	310.883,04	315,23	911.268,14	75.939,01
2020	1460	286.981,22	290,99	841.206,51	70.100,54
2021	1825	264.917,05	268,62	776.531,48	64.710,96
2022	2190	244.549,26	247,97	716.828,91	59.735,74
2023	2555	225.747,42	228,90	661.716,48	55.143,04
2024	2920	208.391,13	211,31	610.841,30	50.903,44
2025	3285	192.369,26	195,06	563.877,59	46.989,80
2026	3650	177.579,21	180,06	520.524,62	43.377,05
2027	4015	163.926,27	166,22	480.504,79	40.042,07
2028	4380	151.323,02	153,44	443.561,82	36.963,49
2029	4745	139.688,75	141,64	409.459,17	34.121,60
2030	5110	128.948,97	130,75	377.978,45	31.498,20
2031	5475	119.034,90	120,70	348.918,09	29.076,51
2032	5840	109.883,07	111,42	322.091,99	26.841,00
2033	6205	101.434,85	102,85	297.328,38	24.777,37
2034	6570	93.636,17	94,95	274.468,69	22.872,39
2035	6935	86.437,08	87,65	253.366,53	21.113,88
2036	7300	79.791,48	80,91	233.886,79	19.490,57
2037	7665	73.656,82	74,69	215.904,72	17.992,06
2038	8030	67.993,82	68,94	199.305,17	16.608,76
2039	8395	62.766,20	63,64	183.981,86	15.331,82
2040	8760	57.940,51	58,75	169.836,67	14.153,06
2041	9125	53.485,83	54,23	156.779,00	13.064,92
2042	9490	49.373,64	50,06	144.725,26	12.060,44
2043	9855	45.577,62	46,21	133.598,25	11.133,19
2044	10220	42.073,44	42,66	123.326,73	10.277,23
2045	10585	38.838,68	39,38	113.844,92	9.487,08
2046	10950	35.852,62	36,35	105.092,11	8.757,68
2047	11315	33.096,14	33,56	97.012,24	8.084,35
2048	11680	30.551,59	30,98	89.553,59	7.462,80
2049	12045	28.202,67	28,60	82.668,38	6.889,03
2050	12410	26.034,35	26,40	76.312,53	6.359,38

Apêndice 4. Resultados das simulações da vazão de metano, potência e energia disponível para a Célula 2 (cenário 4)

Ano	Dias	Cenário 4			
		Vazão de CH ₄ (m ³ .ano ⁻¹)	Potência disponível (kW)	Energia disponível (kWh.ano ⁻¹)	Energia disponível (kWh.mês ⁻¹)
2016	0	0,00	0,00	0,00	0,00
2017	365	231.077,30	234,31	677.339,55	56.444,96
2018	730	219.807,52	222,88	644.305,31	53.692,11
2019	1095	209.087,38	212,01	612.882,17	51.073,51
2020	1460	198.890,07	201,67	582.991,55	48.582,63
2021	1825	189.190,09	191,84	554.558,72	46.213,23
2022	2190	179.963,18	182,48	527.512,57	43.959,38
2023	2555	171.186,27	173,58	501.785,48	41.815,46
2024	2920	162.837,42	165,11	477.313,11	39.776,09
2025	3285	154.895,74	157,06	454.034,28	37.836,19
2026	3650	147.341,39	149,40	431.890,76	35.990,90
2027	4015	140.155,47	142,12	410.827,20	34.235,60
2028	4380	133.320,00	135,18	390.790,92	32.565,91
2029	4745	126.817,91	128,59	371.731,83	30.977,65
2030	5110	120.632,93	122,32	353.602,25	29.466,85
2031	5475	114.749,59	116,35	336.356,87	28.029,74
2032	5840	109.153,19	110,68	319.952,55	26.662,71
2033	6205	103.829,72	105,28	304.348,28	25.362,36
2034	6570	98.765,89	100,15	289.505,04	24.125,42
2035	6935	93.949,02	95,26	275.385,71	22.948,81
2036	7300	89.367,07	90,62	261.954,99	21.829,58
2037	7665	85.008,59	86,20	249.179,29	20.764,94
2038	8030	80.862,67	81,99	237.026,68	19.752,22
2039	8395	76.918,95	77,99	225.466,75	18.788,90
2040	8760	73.167,57	74,19	214.470,61	17.872,55
2041	9125	69.599,14	70,57	204.010,75	17.000,90
2042	9490	66.204,75	67,13	194.061,03	16.171,75
2043	9855	62.975,91	63,86	184.596,56	15.383,05
2044	10220	59.904,54	60,74	175.593,68	14.632,81
2045	10585	56.982,96	57,78	167.029,88	13.919,16
2046	10950	54.203,87	54,96	158.883,73	13.240,31
2047	11315	51.560,31	52,28	151.134,88	12.594,57
2048	11680	49.045,69	49,73	143.763,95	11.980,33
2049	12045	46.653,70	47,31	136.752,50	11.396,04
2050	12410	44.378,37	45,00	130.083,00	10.840,25

REFERÊNCIAS

ABICHOU, T.; CLARK, J.; CHANTON, J. Reporting central tendencies of chamber measured surface emission and oxidation. **Waste Management**, v. 31, n. 5, p. 1002-1008, 2011.

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

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

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

_____ **NBR 6508: 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, 2016f.

_____ **NBR 7180: Determinação do limite de plasticidade**. Rio de Janeiro, 2016b.

_____ **NBR 7181: Análise granulométrica**. Rio de Janeiro, 2016d.

_____ **NBR 7182: Compactação - procedimento**. Rio de Janeiro, 2016e.

_____ **NBR 9813: Determinação da massa específica aparente in situ, com emprego de cilindro de cravação**. Rio de Janeiro, 2016g.

_____ **NBR 10007: Amostragem de resíduos sólidos**. Rio de Janeiro: ABNT, 2004.

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

_____ **NBR 14545: Solo: determinação do coeficiente de permeabilidade de solos argilosos a carga variável**. Rio de Janeiro, 2000.

_____ **NBR 15849: Resíduos sólidos urbanos – Aterros sanitários de pequeno porte – Diretrizes para localização, projeto, implantação, operação e encerramento**. Rio de Janeiro, 2010.

ABRELPE – Associação Brasileira de Empresas de Limpeza Pública e Resíduos Especiais. **Atlas brasileiro de emissões de GEE e potencial energético: na destinação de resíduos sólidos**. São Paulo: Grappa Editora e Comunicação, 2013.

AESA – Agência Executiva de Gestão das Águas do Estado da Paraíba. **Monitoramento**. Disponível em: < <http://www.aesa.pb.gov.br/>>. Acesso em outubro de 2017.

AGUILAR-VIRGEN, Q.; TABOADA-GONZÁLEZ, P.; OJEDA-BENÍTEZ, S. Analysis of the feasibility of the recovery of landfill gas: a case study of Mexico. **Journal of Cleaner Production**, v. 79, p. 53-60, 2014.

ALBANNA, M.; FERNANDES, L. 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, p. 187-195, 2009.

ALCÂNTARA, P. B. **Avaliação da influência da composição de Resíduos Sólidos Urbanos no comportamento de aterros simulados**. Tese (Doutorado em Engenharia Civil) - Universidade Federal de Pernambuco, Recife, 2007.

ALVES, I. R. F.S. **Análise experimental do potencial de geração de biogás em Resíduos Sólidos Urbanos**. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) - Universidade Federal de Pernambuco, Recife, 2008.

ANDRIOTTI, J. L. S. **Fundamentos de Estatística e Geoestatística**. Porto Alegre: Unisinos, 165p., 2003.

ANEEL - Agência Nacional de Energia Elétrica. **Banco de informações**. Disponível em: <<http://www.aneel.gov.br/aplicacoes/capacidadebrasil/capacidadebrasil.asp>>. Acesso em outubro de 2012.

_____. **Matriz de energia elétrica**. Disponível em: <<http://www2.aneel.gov.br/aplicacoes/capacidadebrasil/OperacaoCapacidadeBrasil.cfm>>. Acesso: novembro de 2017.

APHA; AWWA; WEF. **Standard methods for the examination of water and wastewater**. 22 ed. Washington: APHA, 1496 p., 2012.

ARAÚJO NETO, C. L. **Análise do comportamento dos resíduos sólidos urbanos e desenvolvimento de modelos estatísticos para previsão das deformações de aterros sanitários**. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil e Ambiental) – Universidade Federal de Campina Grande, Campina Grande, 2016.

ARAÚJO, P. da S. **Análise do desempenho de um solo compactado utilizado na camada de cobertura de um aterro sanitário**. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil e Ambiental) – Universidade Federal de Campina Grande, Campina Grande, 2017.

ARAUJO, T. T.; RITTER, E. Avaliação de emissões de biogás em camadas e cobertura de um aterro sanitário. **Perspectivas Online: Ciências Exatas e Engenharias**, v. 6, p. 34-49, 2016.

ARGUN, H.; KARGI, F.; KAPDAN, I. K. Light fermentation of dark fermentation effluent for bio-hydrogen production by different *Rhodobacter* species at different initial volatile fatty acid (VFA) concentrations. **International Journal of Hydrogen Energy**, v. 33, p. 7405–7412, 2008.

ASTM – AMERICAN SOCIETY FOR TESTING AND MATERIALS. **D5084 – Métodos de teste padrão para medição de condutividade hidráulica saturada Porous Materials**. Usando um permeâmetro de parede flexível. ASTM International, West Conshohocken, PA, USA, 2010.

ATKINS, P.; JONES, L. **Princípios de química: questionando a vida moderna e o meio ambiente**. Tradução. CARACELLI, I.; ZUKERMAN-SCHPECTOR, J. (coord.). Bookman: Porto Alegre, 2002.

AUBERTIN, M.; AACHIB, M; AUTHIER, K. Evaluation of diffusive gas flux through covers with a GCL. **Geotextiles and Geomembranes**, v. 18, p. 215-233, 2000.

AUDIBERT, J. L.; FERNANDES F. Avaliação qualitativa e quantitativa da emissão de biogás em aterro controlado de médio porte. **Revista DAE**, n. 190, p. 56-73, 2012.

AUDIBERT, J. L.; FERNANDES, F. Preliminary qualitative and quantitative assessment of gases from biodigestion of solid wastes in the landfill of Londrina, Paraná State, Brazil. **Acta Scientiarum Technology**, v. 35, n. 1, p. 45-52, 2013.

BANCO MUNDIAL. **Manual para preparação de gás de aterro sanitário para projetos de energia na América Latina e Caribe**. Conestoga Rovers & Associates, Waterloo, Ontario, Canadá, 2003.

BARLAZ, M. A.; BAREITHER, C. A.; HOSSAIN, A.; SAQUING, J.; MEZZARI, I.; BENSON, C. H.; TOLAYMAT, T. M.; YAZDANI, R. Performance of North American Bioreactor Landfills. II: Chemical and Biological Characteristics. **Journal of Environmental Engineering**, v. 136, n. 8, 2010.

BARLAZ, M. A.; HAM, R. K.; SCHAEFER, D. M.; ISAACSON, R. Methane production from municipal refuse: a review of enhancement techniques and microbial dynamics, **Critical Reviews in Environmental Control**, v. 19, n. 6, p. 557-584, 1990.

BARLAZ, M. A.; MILKE, M. W.; HAM, R. K. Gas production parameters in sanitary landfill simulators. **Waste Management & Research**, v. 5, n. 1, p. 27-39, 1987.

BIDONE, F. R. A.; POVINELLI, J. **Conceitos básicos de resíduos sólidos**. São Carlos: EESC, 1999.

BOCKREIS, A.; STEINBERG, I. Emissionen mechanisch-biologisch behandelter Abfälle bei der Deponierung – eine Bilanz aus Langzeitversuchen. In: Kühle-Weidemeier, M. **Abfallforschungstage – Auf dem Weg in eine nachhaltige Abfallwirtschaft, Tagungsband**. Göttingen: Cuvillier Verlag, 2004.

BOGNER, J. E., SPOKAS, K.; JOLAS, J. Comparison of measured and calculated methane emissions. In: **Proceedings Sardinia 93, Fourth International Landfill Symposium**, CISA, Environmental Sanitary Engineering Centre, Cagliari, Italy, v. 1, p. 605-616, 1993.

BOGNER, J.; MEADOWS, M.; CZEPIEL, P. Fluxes of methane between landfills and the atmosphere: natural and engineered controls. **Soil Use and Management**, v. 13, p. 268-277, 1997.

BOGNER, J.; SPOKAS, K. Landfill CH₄: rates, fates, and role in global carbon cycle. **Chemosphere**, v. 26, p. 366-386, 1993.

BOGNER, J.; PIPATTI, R.; HASHIMOTO, S.; DIAZ, C.; MARECKOVA, K.; DIAZ, L.; KJELDSSEN, P.; MONNI, S.; FAAIJ, A.; GAO, Q.; ZHANG, T.; AHMED, M. A.; SUTAMIHARDJA, R. T.; GREGORY, R. Mitigation of global greenhouse gas emissions from waste: conclusions and strategies from the Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC) Fourth Assessment Report. Working Group III (Mitigation). **Waste Management & Research**, v. 26, p. 11–32, 2008.

BÖRJESSON, G.; SAMUELSSON, J.; CHANTON, J.; ADOLFSSON, R.; GALLE, B.; SVENSSON, B. H. A national landfill methane budget for Sweden based on field measurements, and an evaluation of IPCC models. **Tellus Series B-Chemical and Physical Meteorology**, v. 61B, p. 424–435, 2009.

BÖRJESSON, G.; SUNDH, I.; TUNLID, A.; FROSTEGARD, A. Microbial oxidation of CH₄ at high partial pressures in an organic landfill cover soil under different moisture regimes. **FEMS Microbiology Ecology**, v. 26, p. 207-217, 1998.

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

BOUAZZA, A.; VANGPAISAL, T. Gas advective flow of partially saturated geosynthetic clay liners, **ASCE Geotechnical Special Publication**, nº103, pp. 54-67. Denver. 2000.

BRASIL. Lei nº. 12.305. **Institui a Política Nacional de Resíduos Sólidos, altera a Lei nº. 9.605, de 12 de fevereiro de 1998, e dá outras providências.** 2010.

_____. **Nova delimitação do semiárido brasileiro.** Brasília: MINISTÉRIO DA INTEGRAÇÃO NACIONAL, 2005.

_____. **O Mecanismo de Desenvolvimento Limpo: Guia de Orientação - 2009.** Rio de Janeiro: Imperial Novo Milênio, 2009.

_____. **Status dos projetos do Mecanismo de Desenvolvimento Limpo (MDL) no Brasil.** Brasília: Ministério da Ciência, Tecnologia, Inovações e Comunicações, 2016. Disponível em: <http://www.mctic.gov.br/mctic/opencms/ciencia/SEPED/clima/mecanismo_de_desenvolvimento_limpo/Mecanismo_de_Desenvolvimento_Limpo.html>. Acesso: novembro de 2016.

CAMPOS, D. C.; LEITE, V. D.; LOPES, W. S.; RAMOS, P. C. A. Stripping de amônia de lixiviado de aterro sanitário em reatores de fluxo pistonado. **TECNO-LÓGICA**, v. 14, n. 2, p. 52-60, 2010.

CANDIANI, G. **Estudo da geração de metano em uma célula de aterro sanitário Santo André-SP.** Tese (Doutorado em Energia), Universidade Federal do ABC, Santo André, 2011.

CAPUTO, H. P. **Mecânica dos solos e suas aplicações – Fundamentos.** v.1. 6.ed. Rio de Janeiro: LTC, 1988. 244p.

CETESB – COMPANHIA AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO. **Biogás: geração e uso energético: aterro, versão 1.0.** São Paulo: CETESB, 2006.

_____. **Guia nacional de coleta e preservação de amostras: água, sedimento, comunidades aquáticas e efluentes líquidos.** BRANDÃO, C. J. et al. (Org.). São Paulo: CETESB; Brasília: ANA, 2011.

_____. **Resíduos Sólidos Industriais.** 2. ed. São Paulo: CETESB, 1993.

CFI - CARBON FARMING INITIATIVE. **Guidelines for calculating regulatory baselines for legacy waste landfill methane projects.** Australian Government, 2013.

CHANTON, J.; ABICHOU, T.; LANDFORD, C.; HATER, G.; GREEN, R.; GOLDSMITH, D.; SWAN, N. Landfill methane oxidation across climate types in the US. **Environmental Science & Technology**, v. 45, p. 313–319, 2011.

CHEN, K. Y.; BOWERMAN, F. R. Mechanisms of leachate formation in sanitary landfills. In Yen, T. F. (Ed.): **Recycling and Disposal of Solid Wastes: Industrial, Agricultural, Domestic**, pp.349–367, Ann Arbor Science Publication Inc., Michigan, 1974.

CHEN, K. Y.; CHENG, J. J.; CREAMER, K. S. Inhibition of anaerobic digestion process: a review. **Bioresource Technology**, v. 99, p. 4044–4064, 2008.

CHRISTENSEN, T.; KJELDSEN, P. **Basic Biochemical processes in landfills.** Academic Press Ltda., Toronto. 1989.

CHRISTOPHERSEN, M.; LINDEROED, L.; JENSEN, P.; KJELDSEN, P. Methane oxidation at low temperatures in soil exposed to landfill gas. **Journal of Environmental Quality**, v. 29, p. 1989–1997, 2004.

CHYNOWETH, D. P. Introduction. In: **Anaerobic Digestion of Biomass.** New York: Elsevier Applied Science Publ., p. 1-14, 1987.

CIBIOGÁS – Energias Renováveis. **BiogasMap.** Disponível em: <<http://mapbiogas.cibiogas.org/>>. Acesso: novembro de 2017.

CONAMA - CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE. Resolução N° 430, de 13 de maio de 2011. **Dispõe sobre as condições e padrões de lançamento de efluentes, complementa e altera a Resolução N° 430, de 17 de março de 2005, do Conselho Nacional do Meio Ambiente-CONAMA.** Diário Oficial da União. Brasília, 16 de maio 2011. Disponível em: <<http://www.mma.gov.br/port/conama/legiabre.cfm?codlegi=646>>. Acesso em: 06 de fev. 2017.

COOPS, O.; LUNING, L.; OONK, H.; WEENK, A. Validation of landfill gas models. In: Proceedings Sardinia 1995. In: **The Fifth International Landfill Symposium**, Sardinia, Itália, p. 635-646, 1995.

COSTA, C. M. C. **Avaliação da fissuração por ressecamento em camadas de cobertura de aterros sanitários utilizando materiais alternativos.** Tese (Doutorado em Engenharia Civil e Ambiental) - Universidade de Brasília, Brasília, 2015.

COSSU, R.; MUNTONI, A.; CHIARANTINI, L.; MASSACCI, G.; SERRA, P.; SCOLLETTA, A.; STERZI, G. Biogas emission measurements using static and dynamic flux chambers and infrad methods. **Proceedings of the Sixth Internacional Landfill Symposium**, v. 4, p. 103-114, 1997.

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

CZEPIEL, P.; MOSHER, B.; CRILL, P.; HARRISS, R. Quantifying the effect of oxidation on landfill methane emissions. **Journal of Geophysical Research**, v. 101, p. 721–729, 1996.

CZEPIEL P. M.; SHORTER, J. H.; MOSHER, B.; ALLWINE, E.; McMANUS, J. B.; HARRISS, R. C.; KOLB, C. E.; LAMB, B. K. The influence of atmospheric pressure on landfill methane emissions. **Waste Management**, v. 23, p. 593–598, 2003.

DAYANTHI, W. K. C. N. **Pretreatment of solid waste by enhanced leachin**. MTech thesis, Asian Institute of Technology, Thailand, 2003.

ECOSAM. **Plano Municipal de Gestão Integrada de Resíduos Sólidos do Município de Campina Grande-PB**. João Pessoa: ECOSAM, 2014.

ECOSOLO. **Dados do monitoramento do Aterro Sanitário de Campina Grande: ano 2016**. Campina Grande: ECOSOLO, 2016. (Documento impresso).

_____. **Dados do monitoramento do Aterro Sanitário de Campina Grande: ano 2017**. Campina Grande: ECOSOLO, 2017. (Documento impresso).

ECOTERRA AMBIENTAL. **Projeto de implantação de um aterro sanitário para resíduos sólidos no município de Campina Grande – PB: Estudo de Impacto Ambiental/Relatório de Impacto Ambiental (EIA/RIMA)**. 2010.

EMBRAPA – Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária. **Manual de procedimentos de coleta de amostras em áreas agrícolas para análise de qualidade ambiental: solo, água e sedimentos**. FIZOLA, H. F.; GOMES, M. A. F. G.; SOUZA, M. D. (editores). São Paulo: Embrapa Meio Ambiente, 2006.

EPAMIG – EMPRESA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA DE MINAS GERAIS. **Análise do solo – determinações, cálculos e interpretação**. PEDROSO NETO, J. C.; COSTA, J. O. (Org.). 2011. Lavras: EPAMIG Sul de Minas, 2012. 16p

EPE – Empresa de Pesquisa Energética (Brasil). **Balanco Energético Nacional 2016: ano base 2015**. Rio de Janeiro: EPE, 2016.

FARIAS, R. M. de S.; RIBEIRO, L. S.; SILVA, A. S.; ARAÚJO, E. O.; MONTEIRO, V. D. E. **Realização da composição gravimétrica e volumétrica dos RSU da cidade de Campina Grande/PB com base em planejamento estatístico**. In: IV SEMINÁRIO REGIONAL NORDESTE DE RESÍDUOS SÓLIDOS/2º ENCONTRO SERGIPANO DE RESÍDUOS SÓLIDOS, Sergipe, 2012.

FAYER, M.; ROCKHOLD, M.; CAMPBELL, M. Hydrologic modeling of protective barriers: comparison of field data and simulation results. **Soil Science Society of America Journal**, v. 56, n. 3, p. 690-700, 1992.

FEI, X.; ZEKKOS, D.; RASKIN, L. Quantification of parameters influencing methane generation due to biodegradation of municipal solid waste in landfills and laboratory experiments. **Waste Management**, v.55, p. 276-287, 2016.

FIRMO, A. L. B. **Estudo numérico e experimental da geração de biogás a partir da biodegradação de resíduos sólidos**. Tese (Doutorado em Ciências em Engenharia Civil) - Universidade Federal de Pernambuco, Recife, 2013.

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, p. 440–453, 2004.

FRANZIDIS, J.; HÉROUX, P. M.; NASTEV, M.; GUY, C. Lateral migration and offsite surface emission of landfill gas at city of Montreal landfill site. **Waste Management & Research**, v. 26, p. 121–131, 2008.

FREDENSLUND, A. M.; SCHEUTZ, C.; KJELDSEN, P. Tracer method to measure landfill gas emissions from leachate collection systems. **Waste Management**, v. 30, p. 2146-2153, 2010.

FREDLUND, D. G. RAHARDJO, H. **Soil Mechanics for Unsaturated Soils**. Ed. John Wiley & Sons, Inc. New York, 1993.

GANDOLLA, M.; ACAIA, C.; FISCHER, C. **Formazione, captazione e sfruttamento di biogas in discariche**. In: Seminario di Aggiornamento, Collana Ambiente, v.18, C.I.P.A, Milão, Itália, 1997.

GEWALD, D.; SIOKOS, K.; KARELLAS, S.; SPLIETHOFF, H. Waste heat recovery from a landfill gas-fired power plant. **Renewable Sustainable Energy**, v. 16, p.1779–1789, 2012.

GOMES, N. A.; RIBEIRO, L. da S.; ALMEIDA, M. V. de A.; GOMES, G. L.; MONTEIRO, V. E. D. **Análise do comportamento do nitrogênio amoniacal produzido em um aterro experimental**. In: Congresso Brasileiro de Gestão Ambiental, 7., 2016, Campina Grande. Anais eletrônicos... Campina Grande: UFCG, 2016. Disponível em: <<http://www.ibeas.org.br/congresso/congresso7.htm>>. Acesso em: 04 jan. 2018.

GONZALEZ-VALENCIA, R.; MAGANA-RODRIGUEZ, F.; CRISTÓBAL, J.; THALASSO, F. Hotspot detection and spatial distribution of methane emissions from landfills by a surface probe method. **Waste Management**, v. 55, p. 299–305, 2016.

GOWING, A. L. **Measuring and modelling of landfill gas emissions**. Tese (Doutorado em Engenharia Civil) - University of Waterloo, Waterloo, 2001.

GROSS, B. A. **Water balance evaluations for monitored evapotranspirative cover systems at three sites in the semi-arid and arid Southwest U.S.** Tese. Universidade do Texas, Austin-USA, 2005.

GURIJALA, K. R.; SUFLITA, J. M. Environmental factors affecting methanogenesis from refuse in landfills samples. **Environmental Science & Technology**, v. 27, n. 6, p.1176–1181, 1993.

HAITH, D. A. Materials balance for municipal solid-waste management. **Journal of Environmental Engineering**, v. 124, n. 1, p. 67-75, 1998.

HE, P.; YANG, N.; FANG, W; LU, F.; SHAO, L. Interaction and independence on methane oxidation of landfill cover soil among three impact factors: water, oxygen and ammonium. **Frontiers of Environmental Science & Engineering China**, v. 5, n. 2, p. 175–185, 2011.

HIGUCHI, T. Look back over the studies of lignin biochemistry. **Journal of Wood Science**, v. 52, n. 1, p. 2–8, 2006.

HOEKS, J. Significance of Biogas Production in Waste Tips. **Waste Management & Research**, v. 1, p. 323-335, 1983.

HOSSAIN, M. S.; PENMETHSA, K. K.; HOYOS, L. Permeability of municipal solid waste in bioreactor landfill with degradation. **Geotechnical and Geological Engineering**, v. 27, p. 43–51, 2009.

HUBER-HUMER, M.; KJELDSSEN, P.; SPOKAS, K. A. Special issue on landfill gas emission and mitigation. **Waste Management**, v. 31, p. 821–822, 2011.

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

IBGE – Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. **Censo 2010**. 2010. Disponível em: <<https://censo2010.ibge.gov.br/resultados.html>>. Acesso em março de 2015.

_____. **Cidades**. 2017. Disponível em: <<http://cidades.ibge.gov.br/xtras/uf.php?lang=&coduf=25&search=paraiba>>. Acesso em outubro de 2017.

ICLEI-BRASIL. **Manual para aproveitamento do biogás: volume um, aterros sanitários**. São Paulo: Secretariado para América Latina e Caribe (LACS), 2009.

IGNATIUS, S. G. **Fluxo unidirecional de gás através de um solo compactado – determinação laboratorial dos parâmetros**. Tese (Doutorado) - Escola Politécnica da Universidade de São Paulo, 1999.

INMET – Instituto Nacional de Meteorologia. **Dados históricos: BDMPE – Banco de Dados Meteorológicos para Ensino e Pesquisa**. Disponível em: <<http://www.inmet.gov.br/portal/index.php?r=bdmep/bdmep>>. Acesso em outubro de 2017.

IPCC – INTERGOVERNMENTAL PANEL ON CLIMATE CHANGE. **Good practice guidance and uncertainty management in national greenhouse gas inventories**. Report produced for invatation of the United Nations Framework Convention on Climate Change, 1996.

IPEA – Instituto de Pesquisa Econômica Aplicada. **Diagnósticos dos resíduos sólidos urbanos: relatório de pesquisa**. Brasília: 2012.

JHA, A. K.; SHARMA, C.; SINGH, N.; RAMESH, R.; PURVAJA, R.; GUPTA, P. K. Greenhouse gas emissions from municipal solid waste management in Indian mega-cities: a case study of Chennai landfill sites. **Chemosphere**, v. 71, p. 750–758, 2008.

JAYASINGHE, P. A.; HETTIARATCHI, J. P. A.; MEHROTRA, A. K.; KUMAR, S. Effect of enzyme additions on methane production and lignin degradation of landfilled sample of municipal solid waste. **Bioresource Technology**, v. 102, p. 4633–4637, 2011.

JUCÁ, J. F. T.; MACIEL, F. J. **Aproveitamento energético do biogás de aterros de RSU no Brasil: estudos desenvolvidos em célula experimental**. In: Gestão de resíduos para a sustentabilidade dos recursos. RUSSO, M.; DIAS, S. M.; LOPES, G.; RAMÍSIO, P. (editores). 8as Jornadas Técnicas Internacionais de Resíduos. Lisboa: APESB, 2013.

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

KÄMPF, M.; HOLFELDER, T.; MONTENEGRO, H. **Designing Capillary Barriers**. In: Christensen, T.H., Cossu, R., Stegmann, R. (Eds.), Proceedings of the International Waste Management and Landfill Symposium 1999, vol. III, Sardinia, Italy, pp. 382–388. 1999.

KAYHANIAN, M. Ammonia inhibition in high-solids biogasification: an overview and practical solutions. **Environmental Technology**, v. 20, p. 355–365, 1999.

KIM, H. J.; YOSHIDA, H.; MATSUTO, T.; TOJO, Y.; MATSUO, T. Air and landfill gas movement through passive gas vents installed in closed landfills. **Waste Management**, v. 30, n. 3, p.465-472, 2010.

KJELDSEN, P.; FISCHER, E. V. Landfill gas migration—field investigations at Skellingsted Landfill, Denmark. **Waste Management & Research**, v. 13, p. 467–484, 1995.

KJELDSEN, P. Landfill gas migration in soil. In: CHRISTENSEN, T. H.; COSSU, R.; STEGMANN, R. **Landfilling of Waste: Biogas**, Chapter 3.1. London: E. & F.N. Spon., 1996.

KNOX, K.; BRAITHWAITE, P.; CAINE, M.; CROFT, B. Brogborough landfill test cells: The final chapter. A study of the landfill completion in relation to final storage quality criteria, In: **Proceedings Sardinia 2005**, Tenth International Waste Management and Landfill Symposium, Cagliari, Itália, 2005.

KÖPPEN, W.; GEIGER, R. **Klimate der Erde**. Gotha: Verlag Justus Perthes, 1928.

KORMI, T.; ALI, N. B. H.; ABICHOU, T.; GREEN, R. Estimation of landfill methane emissions using stochastic search methods. **Atmospheric Pollution Research**, v. 8, p. 597-605, 2017.

KUMAR, S.; CHIEMCHAISRI, C.; MUDHOO, A. Bioreactor landfill technology in municipal solid waste treatment: an overview. **Critical Reviews in Biotechnology**, v. 3, n. 1, p. 77–97, 2011.

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

LASKRI, N.; NEDJAH, N. Comparative study for biogas production from different wastes. *International Journal of Bio-Science and Bio-Technology*, v. 7, n. 4, p.39-46, 2015.

LEE, G. F.; JONES-LEE, A. **Flawed Technology of Subtitle D Landfilling of Municipal Solid Waste**. G. Fred Lee & Associates, 2015.

LEIKAM, K. **Bilanzierung der Stickstoff- und Kohlenstoffemissionen bei der biologischen Restabfallbehandlung und der Deponierung der Rotteendprodukte**. Hamburger Berichte Band 19: Abfallwirtschaft, Verlag Abfall aktuell, 2002.

LEITE, H. E. A. S.; VIEIRA NETO, J. M.; MONTEIRO, V. E. D.; SILVA, S. A. **Composição gravimétrica dos resíduos sólidos urbanos do município de Campina Grande-PB**. In: SIMPÓSIO LUSO-BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, Belém-PA, 2008.

LIVINGSTON, G. P.; HUTCHINSON, G. L. Enclosure-based measurement of trace gas exchange: applications and sources of error, In: **Biogenic Trace Gases: Measuring Emissions from Soil and Water**. Matson e Harriss (eds), Blackwell Science, Cambridge, MA, p. 360-413, 1995.

LOBO, A. G. C. **Desarrollo de MODUELO 2: herramienta para la evaluación de la contaminación em vertederos de residuos sólidos y urbanos**. Tese (Doutorado). Universidad de Cantabria, España, 2003.

LOPES, R. L. **Infiltração de água e emissão de metano em camadas de cobertura de Aterros de Resíduos Sólidos**. Tese (Doutorado em Engenharia Civil) – Universidade Federal de Pernambuco, Recife, 2011.

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

LV, W.; ZHANG, W.; YU, Z. Evaluation of system performance and microbial communities of a temperature-phased anaerobic digestion system treating dairy manure: thermophilic digester operated at acidic pH. *Bioresource Technology*, v. 142, p. 625–632, 2013.

MACHADO, S. L., CARVALHO, M. F.; GOURC, J. P.; VILAR, O. M.; NASCIMENTO, J. C. F. Methane generation in tropical landfills: Simplified methods and field results. *Waste Management*, v. 29, p 153–161, 2009.

MACIEL, F. J. **Estudo da geração, percolação e emissão de gases pela camada de cobertura do Aterro de Resíduos Sólidos da Muribeca/PE**. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) - Universidade Federal de Pernambuco, Recife, 2003.

_____. **Geração de biogás e energia em aterro experimental de resíduos sólidos urbanos**. Tese (Doutorado em Engenharia Civil) - Universidade Federal de Pernambuco, Recife, 2009.

MACIEL, F. J.; JUCÁ, J. F. T. Biogas recovery in an experimental MSW cell in Brazil: lessons learned and recommendations for CDM projects. **Greenhouse Gas Measurement and Management**, v. 2, n. 4, p. 186-197, 2013.

_____. Evaluation of landfill gas production and emissions in a MSW large-scale Experimental Cell in Brazil. **Waste Management**, v. 31, p. 966–977, 2011.

MAGALGÃES, A. de F.; SIMÕES, G. F.; COELHO, V. F.; LOPES, S. R. **Avaliação das características físicas do solo da camada da cobertura final como substrato para a revegetação de aterros sanitários – estudo de caso para o aterro sanitário de Belo Horizonte, MG**. In: Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, 23, 2005, Campo Grande-MS. ABES - Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental, p. 18-23, 2005.

MAJDINASAB, A.; YUAN, Q. Performance of the biotic systems for reducing methane emissions from landfill sites: a review. **Ecological Engineering**, v. 104, p. 116–130, 2017.

MARIANO, M. O. H. **Avaliação da retenção de gases em camadas de cobertura de aterros de resíduos sólidos**. Tese (Doutorado em Engenharia Civil) - Universidade Federal de Pernambuco, Recife, 2008.

MARIANO, M. O. H.; JUCÁ, J. F. T. Eficiência das camadas de cobertura na retenção de emissões de biogás em aterros sanitários: estudo de caso em Olinda-PE, Brasil. **Revista Águas & Resíduos**, v. 15, p. 26-31, 2011.

McBEAN, E. A.; ROVERS, F. A.; FARQUHAR, G. J. **Solid Waste Landfill Engineering and Design**. New Jersey: Prentice Hall, 1995.

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, p. 409–419, 2005.

MELO, M. C. **Estudo da matéria orgânica nos recalques de resíduos sólidos urbanos aterrados**. Tese (Doutorado em Ciência e Engenharia de Materiais) – Universidade Federal de Campina Grande, Campina Grande, 2011.

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

MEURER, E. J. **Fundamentos de química do solo**. 2. ed. Porto Alegre: Genesis, 2004. 290p.

MONSTER, J. G.; SAMUELSSON, J.; KJELDSSEN, P.; RELLA, C. W.; SCHEUTZ, C. Quantifying methane emission from fugitive sources by combining tracer release and downwind measurements – A sensitivity analysis based on multiple field surveys. **Waste Management**, v. 34, p. 1416-1428, 2014.

MONTEIRO, V. E. D. **Análises físicas, químicas e biológicas no estudo do comportamento do aterro da Muribeca**. Tese (Doutorado em Engenharia Civil) - Universidade Federal de Pernambuco, Recife, 2003.

MONTEIRO, V. E. D.; JUCÁ, J. F. T.; RÊGO, C. C. **Influência das condições climáticas no comportamento do aterro de resíduos sólidos da Muribeca**. In: 21º Congresso de Engenharia Sanitária e Ambiental, João Pessoa, 2001.

MOON, S.; NAM, K.; YOUNG, K. J.; KYUHWAN, S.; CHUNG, M. Effectiveness of compacted soil liner as a gas barrier layer in the landfill final cover system. **Waste Management**, v. 28, n. 10, p. 1909-1914, 2008.

MORA-NARANJO, N.; MEIMA, J. A.; HAARSTRICK, A.; HEMPEL, D. C. Modelling and experimental investigation of environmental influences on the acetate and methane formation in solid waste. **Waste Management**, v. 24, p. 763-773, 2004.

MOREIRA, F. G. dos S. **Emissões fugitivas de biogás em célula de aterro sanitário**. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil e Ambiental) - Universidade Federal de Campina Grande, Campina Grande, 2018.

MORIN, K. A.; GERENCHER, E.; JONES, C. E.; KONASEWICH, D. E. Critical literature review of acid drainage from waste rock. **Northwest Geochem**, Canadá, 1991.

NG, C. W. W.; CHEN, Z. K.; COO, 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.

O'LEARY, P. R.; TCHOBANOGLOUS, G. Landfilling, Chapter 14. In: TCHOBANOGLOUS, G.; KREITH, F. **Handbook of Solid Waste Management**. 2 ed. McGraw-Hill, 2002.

O'LEARY, P.; WALSH, P. **Lesson 12: Landfill Closure & Long-Term Care**. 2003. Disponível em: <http://www.waste360.com/mag/waste_landfill_closure_longterm>. Acesso: julho/2017.

OLIVEIRA, A. C. E. De; RITTER, E.; MANNARINO, C. F. **Diagnóstico e avaliação de emissões fugitivas de biogás na camada de cobertura final da central de tratamento de resíduos de Nova Iguaçu e do lixão de Seropédica, Rio de Janeiro**. In: Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, 27, 2013, Goiânia-GO. ABES - Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental, p. 1-8, 2013.

OLIVEIRA, C. A. A. **Análise do fluxo de gases na camada de cobertura do Aterro Sanitário Municipal Oeste de Caucaia (ASMOC)**. Dissertação (Mestrado em Saneamento Ambiental) - Universidade Federal do Ceará, Fortaleza, 2011.

PALMISANO, A. C.; BARLAZ, M. A. **Microbiology of solid waste**. CRC Press, Inc., Boca Raton, Flórida, USA, 1996.

PARAÍBA. **Pro-Água: Semi-Árido. Plano Diretor de Recursos Hídricos da Bacia Hidrográfica do Rio Paraíba: Relatório Final de Diagnóstico: Tomo I**. SEMARH: 2001.

PARIATAMBY, A.; CHEAH, W. Y.; SHRIZAL, R.; THAMLARSON, N.; LIM, B. T.; BARASARATHI, J. Enhancement of landfill methane oxidation using different types of organic wastes. **Environmental Earth Science**, v. 73, p. 2489-2496, 2015.

PARIENTE, S.; LAVEE, H. Soil Organic Matter and degradation. **Soil conservation and Protection for Europe**, 2000.

PARK, J. K.; KANG, J. Y.; Lee, N. H. Estimation of methane emission flux at landfill surface using laser methane detector: influence of gauge pressure. **Waste Management & Research**, v. 34, n. 8, p.784–792, 2016.

PARK, J.; LEE, W.; BAN, J.; KIM, E.; LEE, N. Estimation of CH₄ oxidation efficiency in an interim landfill cover soil using CO₂/CH₄ ratios. **Environmental Engineers Research**, 2015.

PARK, J. K.; SHIN, H. C. Surface emission of landfill gas from solid waste landfill. **Atmospheric Environment**, v. 35, p. 3445-3451, 2001.

PENG, S.; JIANG, H. A review on soil cover in waste and contaminant containment: design, Monitoring, and modeling. **Frontiers of Earth Science in China**, v. 3, n. 3, p. 303-311, 2009.

PEREIRA, F. T. G.; LEITE, H. E. A. S.; GARCEZ, L. R.; ARAÚJO, E. P.; MELO, M. C.; MONTEIRO, V. E. D. **Composição gravimétrica dos resíduos sólidos urbanos da cidade de Campina Grande-PB**. In: SIMPÓSIO NORDESTINO DE RESÍDUOS SÓLIDOS SINRES, Campina Grande, 2010.

POHLAND, F.G. **Landfill bioreactors: historical perspective, fundamental principles, and new horizons in design and operation**. Environmental Protection Agency, EPA/600/R-95/146, p. 9–24, 1994.

POHLAND, F.G. **Sanitary landfill stabilization with leachate recycle and residual treatment**, Environmental Protection Agency, EPA/600/2-75-043, Cincinnati, USA, 1975.

POKHREL, D.; HETTIARATCHI, P.; KUMAR, S. Methane diffusion coefficient in compost and soil-compost mixtures in gas phase biofilter. **Chemical Engineering Journal**, v. 169, p. 200–206, 2011.

POULSEN, T. G. Impact of wind turbulence on landfill gas emissions. In: **Proceedings of the 10th International Waste Management and Landfill Symposium**, Sardinia, Italy, 2005.

QIAN, X.; KOENER, R. M.; GRAY, D. H. **Geotechnical Aspects of landfill design and construction**. Prentice: Hall, 2001.

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

RAPOSO, F.; DE LA RUBIA, M. A.; FERNÁNDEZ-CEGRÍ, V.; BORJA, R. Anaerobic digestion of solid organic substrates in batch mode: An overview relating to methane yields and experimental procedures. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, v. 16, p. 861–877, 2011.

REINHART, D. R.; AL-YOUSFI, A. B. The impact of leachate recirculation on municipal solid waste landfill operating characteristics. **Waste Management & Research**, v. 14, p. 337–346, 1996.

REGATTIERI, C. R. **Quantificação da emissão de biogás em aterro sanitário - estudo de caso do aterro sanitário de São Carlos**. Tese (Doutorado em Engenharia Mecânica) - Escola de Engenharia de São Carlos da Universidade de São Paulo, São Carlos, 2009.

RÖWER, I. U.; GECK, C.; GEBERT, J.; PFEIFFER, E. M. Spatial variability of soil gas concentration and methane oxidation capacity in landfill covers. **Waste Management**, v. 31, p. 926–934, 2011.

SADASIVAM, B. Y.; REDDY, K. R. Landfill methane oxidation in soil and bio-based cover systems: a review. **Reviews in Environmental Science and Bio/Technology**, v. 13, p. 79–107, 2014.

SANCHEZ, C. Lignocellulosic residues: Biodegradation and bioconversion by fungi. **Biotechnology Advances**, v. 27, n. 2, p. 185–194, 2009.

SANPHOTI, N.; TOWPRAYOON, S.; CHAIPRASERT, P.; NOPHARATANA, A. The effects of leachate recirculation with supplemental water addition on methane production and waste decomposition in a simulated tropical landfill. **Journal of Environmental Management**, v.81, p. 27–35, 2006.

SCHEUTZ, C.; KJELDSSEN, P.; BOGNER, J. E.; VISSCHER, A.; GEBERT, J.; HILGER, H. A.; HUBER-HUMER, M.; SPOKAS, K. Microbial methane oxidation processes and technologies for mitigation of landfill gas emissions. **Waste Management & Research**, v. 27, p. 409–455, 2009.

SCHLEGEL, H. G. **General microbiology**. Cambridge University Press, 7^o edition, U.K. 1995.

SCHNEIDER, D. R.; KIRAC, M.; HUBLIN, A. Cost-effectiveness of GHG emission reduction measures and energy recovery from municipal waste in Croatia. **Energy**, v. 48, p. 203–211, 2012.

SEHEUM, M.; NAM, K.; KIM, J. Y.; HWAN, S. K.; CHUNG, M. Effectiveness of compacted soil liner as a gas barrier layer in the landfill final cover system. **Waste Management**, v. 28, n. 10, p. 1909-1914, 2008.

SETHI, S.; KOTHİYAL, N. C.; NEMA, A. K. Stabilisation of municipal solid waste in bioreactor landfills – an overview. **International Journal Environment and Pollution**, v. 51, n. 1/2, 2013.

SILVA, A. S.; RIBEIRO, L. da S.; PAIVA, W.; MELO, M. C.; MONTEIRO, V. E. D. Avaliação do potencial tóxico dos resíduos sólidos urbanos da cidade de Campina Grande-PB. **Revista Matéria**, Rio de Janeiro, v. 20, n. 4, p. 840-851, 2015.

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

SITLAULA, B.; BAKKEN, L.; ABRAHAMSEN, G. CH₄ uptake by temperate forest soil: effect of N input and soil acidification. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 27, n. 7, p. 871–880, 1995.

SKEMPTON, A. W. **The colloidal activity of clays**. In: *International Conference on Soil Mechanics and Foundation Engineering*, 3., 1953, Zurich/Germany. *Proceedings...* Zurich: ISSMGE, v.1, p.57-61, 1953.

SOLOMON, S.; QIN, D.; MANNING, M.; CHEN, Z.; MARQUIS, M.; AVERYT, K. B.; TIGNOR, M.; MILLER, H. L. **Contribution of Working Group I to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change, 2007**. Cambridge University Press, Cambridge, U.K. and New York, NY, U.S., 2007.

SONG, Q.; WANG, Z.; LI, J. Environmental performance of municipal solid waste strategies based on LCA method: a case study of Macau. **Journal of Cleaner Production**, v. 57, n. 15, p. 92-100, 2013.

SOUTO, G. D. B. **Lixiviado de aterros sanitários brasileiros: estudo de remoção do nitrogênio amoniacal por processo de arraste com ar (“stripping”)**. Tese (Doutorado), Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, 2009.

SOUTO, G. D. B.; POVINELLI, J. Características do lixiviado de aterros sanitários no Brasil. In: **Annals of the 24th Brazilian Congress of Sanitary and Environmental Engineering**, Belo Horizonte, MG, Brazil, p. 2-7, 2007.

SPOKAS, K.; BOGNER, J.; CHANTON, J. P.; MORCET, M.; ARAN, C.; GRAFF, C.; GOLVAN, Y. M. L.; HEBE, I. Methane mass balance at three landfill sites: What is the efficiency of capture by gas collection systems?. **Waste Management**, v. 26, p. 516–525, 2006.

SPOKAS, K.; GRAFF, C.; MORCET, M.; ARAN, C. Implications of the spatial variability of landfill emission rates on geospatial analyses. **Waste Management**, v. 23, p. 599–607, 2003.

STERN, J.C.; CHANTON, J.; ABICHOU, T.; POWELSON, D.; YUAN, L.; ESCORIZA, S.; BOGNER, J., Use of a biologically active cover to reduce landfill methane emissions and enhance methane oxidation. **Waste Management**, v. 27, n. 9, p. 1248–1258, 2007.

TALLON, L. K.; O’KANE, M. A.; CHAPMAN, D. E.; PHILLIP, M. A.; SHURNIAK, R. E.; STRUNK, R. L. Unsaturated sloping layered soil cover system: field investigation. **Canadian Journal of Soil Science**, v. 91, 2011, p. 161-168. DOI:10.4141/CJSS10090.

TCHOBANOGLIOUS, G.; THEISEN, H.; VINIL, S. **Integrated solid waste management: engineering principles and management issues**. New York: MacGraw-Hill, 1993.

TEIXEIRA, P. F. **Oxidação biológica do metano em coberturas de aterros de resíduos sólidos urbanos: dinâmica do processo e aspectos geotécnicos**. Tese (Doutorado) - Escola Politécnica da Universidade de São Paulo, São Paulo, 2008.

THEMELIS, N. J.; ULLOA, P. A. Methane generation in landfills. **Renewable Energy**, v. 32, p. 1243–1257, 2007.

USEPA - United States Environmental Protection Agency. **Evapotranspiration landfill cover systems fact sheet**. Solid Waste and Emergency Response EPA 542-F-03-015 Agency (5102G) September 2003. Disponível em <http://www.epa.gov/tio/download/remed/epa542f03015.pdf>. Acesso em agosto de 2017.

_____. **First-Order kinetic gas generation model parameters for wet landfills**. U.S. Environmental Protection Agency Office of Research and Development, Washington D.C., 2005.

_____. **Technical guidance for RCRA/CERCLA final covers**. Office of solid waste and emergency response. EPA-540-R-04-007. Washington DC.: USEPA, 2004.

VEEKEN, A.; KALYUZHNYI, S.; SCHARFF, H.; HAMELERS, B. Effect of pH and VFA on hydrolysis of organic solid waste. **Journal of Environmental Engineering**, v. 126, n. 2, p. 1076-1081, 2000.

WARITH, M. Bioreactor landfills: experimental and field results. **Waste Management**, v. 22, p. 7–17, 2002.

WESTERHOLM, M.; MÜLLER, B.; ARTHURSON, V.; SCHNÜRER, A. Changes in the acetogenic population in a mesophilic anaerobic digester in response to increasing ammonia concentration. **Microbes and Environments**, v. 26, n. 4, p. 347-353, 2011.

WILLUMSEN, H.C.; BACH, L. Landfill gas utilization overview, In: **Proceedings Sardinia 1991**. The Third International Landfill Symposium, Sardinia, Itália, v.1, p.329-348. 1991.

ZEISS, C. Landfill leachate recirculation methods: effects on leachate flow patterns and degradation. **Journal of Environmental Systems**, v. 27, n. 3, p. 209–227, 2001.

ZHANG, D.; KEAT, T. S.; GERSBERG, R. M. A comparison of municipal solid waste management in Berlin and Singapore. **Waste Management**, v. 30, p. 921–933, 2010.

ZORNBERG, M. A. J. G.; ASCE, M.; LAPOUNTAIN, L.; CALDWELL, M. A. J. A. Analysis and design of evapotranspirative cover for hazardous waste landfill. **Journal of Geotechnical and Geoenvironmental Engineering**, v. 129, n. 6, 2003.