



Universidade do Estado do Rio de Janeiro

Centro de Ciência e Tecnologia

Faculdade de Engenharia

Priscila Falcão de Sá Borba

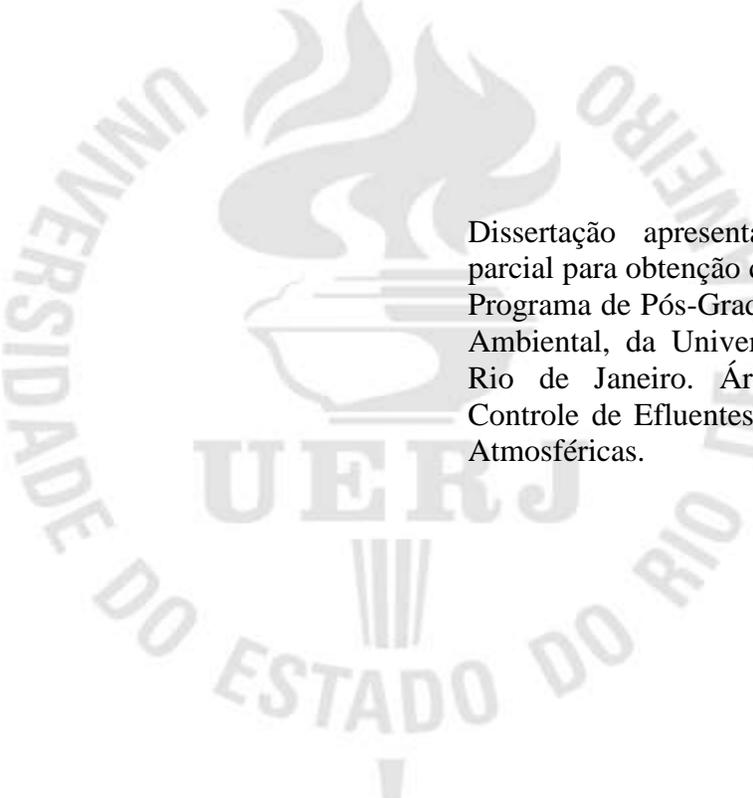
Avaliação das emissões de GEE e BTEX em aterro sanitário de grande porte

Rio de Janeiro

2015

Priscila Falcão de Sá Borba

Avaliação das emissões de GEE e BTEX em aterro sanitário de grande porte



Dissertação apresentada, como requisito parcial para obtenção do título de Mestre, ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental, da Universidade do Estado do Rio de Janeiro. Área de concentração: Controle de Efluentes Líquidos e Emissões Atmosféricas.

Orientador: Prof. Eduardo Monteiro Martins

Coorientadora: Prof^ª. Elisabeth Ritter

Rio de Janeiro

2015

CATALOGAÇÃO NA FONTE
UERJ / REDE SIRIUS / BIBLIOTECA CTC/B

B726 Borba, Priscila Falcão de Sá.
Avaliação das emissões de GEE e BTEX em aterro sanitário de grande porte / Priscila Falcão de Sá Borba. – 2015.
135 f.

Orientador: Eduardo Monteiro Martins.

Coorientador: Elisabeth Ritter.

Dissertação (Mestrado) - Universidade do Estado do Rio de Janeiro, Faculdade de Engenharia.

1. Engenharia ambiental. 2. Emissões de gases efeito estufa (GEE) - Dissertações. 3. Aterro sanitário - Dissertações. 4. Gases--Análise - Dissertações. I. Martins, Eduardo Monteiro. II. Ritter, Elisabeth. III. Universidade do Estado do Rio de Janeiro. VI. Título.

CDU 628.472.3

Autorizo, apenas para fins acadêmicos e científicos, a reprodução total ou parcial desta dissertação.

Assinatura

Data

Priscila Falcão de Sá Borba

Avaliação das emissões de GEE e BTEX em aterro sanitário de grande porte

Dissertação apresentada, como requisito parcial para obtenção do título de Mestre, ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental, da Universidade do Estado do Rio de Janeiro. Área de concentração: Controle de Efluentes Líquidos e Emissões Atmosféricas.

Aprovado em 09 de dezembro de 2015.

Banca Examinadora:

Prof. Dr. Eduardo Monteiro Martins
Faculdade de Engenharia - UERJ

Prof^ª. Dr^ª. Elisabeth Ritter
Faculdade de Engenharia - UERJ

Prof. Dr. Glauco Favilla Bauerfeldt
Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro - UFRRJ

Prof^ª. Dr^ª. Maria Cristina Moreira Alves
Escola Politécnica - UFRJ

Prof. Dr. João Alberto Ferreira
Faculdade de Engenharia - UERJ

Rio de Janeiro

2015

AGRADECIMENTOS

Confesso que este é um dos itens mais difíceis para mim, já que acaba sendo um dos últimos a serem escritos, ou seja, “nos 45 do segundo tempo”, além de vir acompanhado pelo receio de esquecer de alguém.

Para começar, agradeço a Deus por ter colocado em meu caminho, durante todo período em que este trabalho se desenvolveu, pessoas boas e solícitas, sempre dispostas a somar. Agradeço também, e principalmente, pela saúde. Sem ela não somos nada.

Dentre meus familiares, agradeço a meu pai, minha mãe e minha irmã, que tantas vezes ouviram minhas lamentações sobre as dificuldades enfrentadas.

E por falar em lamentações, agradeço do fundo do meu coração por ter Marcelo Luiz Freire Barbosa como noivo e companheiro. Este sim viveu na pele o que é ter uma mulher nervosa e ansiosa, quantos puxões de orelha e quantos colos me ofereceu!? Sempre me apoiando e acreditando em mim (muitas vezes, até mais do que eu mesma!!). Além, é claro, de ter colocado a mão na massa, indo a campo, coletando amostras e carregando tralhas e parafernálias.

Quanto aos amigos do PEAMB gostaria de agradecer ao Thyago Araujo pelas discussões construtivas, parceria e companhia nas idas a campo. Além de Ana Carolina Oliveira que nos guiou e orientou em diversos momentos. Assim como Josi Batista pelas caronas e Beta Olivier, amiga, psicóloga e professora de cromatografia. Acredito que todos os alunos do PEAMB com quem tive contato só vieram para acrescentar.

Quanto aos professores do departamento, graças a Deus também tive muitos deles próximos a mim, me ajudando e orientando, com professor João Alberto, professora Daniele Bila e professor Júlio Fortes só tenho a agradecer a todos pelo apoio, carinho e ensinamentos.

No quesito professores não posso deixar de falar sobre o querido Sérgio Machado Correa que me recebeu de braços abertos em seu laboratório em Resende, sempre compartilhando conhecimento, ideias e cafezinhos. Disponibilizando equipamentos e tempo para nos receber e ajudar.

Sobre meus orientadores, não poderia ter tido mais sorte. Chego a brincar que arrumei um pai e uma mãe novos, mas mais do que isso encontrei nos dois, o complemento perfeito para que nossas expectativas e idealizações se tornassem realidade.

Eduardo Monteiro Martins me orientou com unhas e dentes, mais precisamente com mãos e braços, pois fomos a campo juntos, carregando peso e cavando com enxada em baixo de sol e calor de mais de 40°C. Fomos a Resende, e vimos o laboratório abrir e fechar para analisar amostras intermináveis. Nas viagens de carro falávamos desde as ideias mil para o desenvolvimento do trabalho como sobre seu querido hobby, o prazer de velejar. Muito obrigada por ter se dedicado de coração a este trabalho!

E quando a coisa apertava com o pai, nada mais clichê do que correr para a mãe. Quantas vezes Elisabeth Ritter não me viu dizer: “Beth você não sabe o que Eduardo tá querendo que eu faça. Fala com ele, por favor!!!!”. Essa já carrego perto de mim à mais tempo, o destino ou a sorte nos colocou juntas desde da graduação, e quer saber, melhor impossível.

Sou muitíssimo grata aos dois por todos os momentos que tive junto à vocês. E agora que venham, no mínimo, mais quatro anos juntos!!!!

Agradeço a empresa Ciclus Ambiental pelo apoio e disponibilização da área de trabalho para que pudéssemos realizar nossos estudos.

Agradeço a Elizabeth da empresa Construmaq, sempre solícita, e que forneceu grande ajuda no cálculo e análise de resultados.

E por fim, agradeço a FAPERJ e o CNPq pelo financiamento do projeto.

RESUMO

BORBA, P. F. de S. *Avaliação da emissão de GEE e BTEX em aterro sanitário de grande porte*. 2015. 135 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental) – Faculdade de Engenharia, Universidade do Estado do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2015.

O presente trabalho teve como objetivo quantificar a taxa de emissão de gases indutores do aumento do efeito estufa (GEE) e compostos orgânicos voláteis monoaromáticos (BTEX) na camada de cobertura intermediária da célula 1 do aterro sanitário de Seropédica no Rio de Janeiro, assim como mensurar a concentração destes gases na atmosfera acima da célula do aterro. Para realização deste estudo foram utilizadas duas câmaras de fluxo de 0,66 m² de área e 33,2 L de volume, que operaram durante 15 minutos e seringas de 60 mL, com as quais, a cada 5 minutos, foram coletados os gases para análise de GEE. Além disso, foi utilizada uma câmara de fluxo de 1 m² de área e 50 L de volume, a qual foi acoplada uma bomba com 0,7 Lmin⁻¹ de vazão, para a realização da coleta de BTEX através de cartucho de carvão ativo de leito duplo. Amostras de GEE e de BTEX também foram coletadas diretamente da atmosfera. As amostras de BTEX foram analisadas por cromatografia de fase gasosa com espectrometria de massas e as de GEE por múltiplos detectores. As taxas de emissão dos GEE observadas variaram para o metano entre 0,1 e 575 g m⁻² dia⁻¹, e dióxido de carbono entre 0,1 e 316 g m⁻² dia⁻¹. As concentrações na atmosfera variaram entre 3,5 e 150 ppm e 333 e 655 ppm, respectivamente. Quanto aos BTEX verificou-se a taxa de emissão média de 11,7, 492,2, 153,7, 67,2, 21,7 µg m⁻² dia⁻¹, respectivamente para benzeno, tolueno, etilbenzeno, m,p-xileno e o-xileno. Para as amostras coletadas na atmosfera, não foram observadas concentrações de benzeno, acima de 0,2 µg m⁻³. As concentrações médias para o tolueno, etilbenzeno, m+p-xileno e o-xileno foram de 2,14; 1,35; 0,49 e 0,08 µg m⁻³, respectivamente. As maiores emissões, tanto de GEE quanto de BTEX, foram constatadas em pontos que continham as maiores fissuras no momento da coleta.

Palavras-chave: Gás de aterro; GEE; BTEX; Emissão; Aterro sanitário.

ABSTRACT

BORBA, P. F. de S. *GHG and BTEX emission assessment in large landfill*. 2015. 135 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental) – Faculdade de Engenharia, Universidade do Estado do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2015.

This study aims to quantify the emission of greenhouse gases (GHG) and organic volatile monoaromatic compounds (BTEX) through the cover layer of Seropédica Landfill in Rio de Janeiro, as well as measure the concentration of these gases in the atmosphere above the landfill cells. For this study we used two flow chambers of 0.66 m² and 33.2 L, which operated for 15 minutes. GHGs were sampled using 60 mL polypropylene syringes every 5 minutes, BTEX samples were collected using a flow chamber with 1.0 m² and 50 L at 0.7 L min⁻¹, using coconut shell charcoal double-bed cartridges. GHGs and BTEX samples were also collected directly from the ambient air atmosphere. BTEX samples were analyzed by gas chromatography with mass spectrometry and GHGs by multiple detectors. The emission rates observed for methane varied from 0,1 e 575 g m⁻² day⁻¹, for carbon dioxide between 0,1 e 316 g m⁻² day⁻¹ and the concentration in the atmosphere from 3,5 e 150 ppm, and 333 e 655 ppm, respectively. BTEX average emission rate were 11,7; 492,2; 153,7; 67,2; 21,7 µg m⁻² day⁻¹, respectively for benzene, toluene, ethyl benzene, m+p-xylene and o-xylene. For the samples collected in the atmosphere, it was not observed benzene concentrations above 0,2 µg m⁻³. The average concentrations of toluene, ethyl benzene, m+p-xylene and o-xylene were 2,14; 1,35; 0,49 e 0,08 µg m⁻³, respectively. Higher emissions of both GHG as BTEX, were found in spots containing cracks.

Keywords: Landfill gas; GHG; BTEX; Emission; Landfill.

LISTA DE ILUSTRAÇÕES

Figura 1 - Cenário de destinação de resíduos sólidos urbanos no Brasil em 2011 e 2012 (t dia ⁻¹).....	19
Figura 2 – Fatores capazes de influenciar na geração de biogás em aterros sanitários	24
Figura 3 – Fases de geração de biogás em aterros de resíduos sólidos.....	28
Figura 4 – Relação entre a emissão de gases pela camada de cobertura permeável e semipermeável de um aterro.....	38
Figura 5 – Relação entre a pressão atmosférica e a emissão de metano	39
Figura 6 – Diferentes tipos de camadas de cobertura de aterro sanitário.....	42
Figura 7 – Imagem de bactérias metanotróficas em microscópio	43
Figura 8 – Esquema das placas de fluxo dinâmica e estática	46
Figura 9 – Poço de extração passiva.....	56
Figura 10 – Poço de extração ativa.....	56
Figura 11 – Situação atual da Central de Tratamento de Resíduos de Seropédica.....	58
Figura 12 – Área de ocupação da CRT – Seropédica.....	58
Figura 13 – Células do aterro sanitário de Seropédica.....	60
Figura 14 – Temperatura Média do Ar Mensal para os anos de 2012 a 2014 na Estação Meteorológica Automática Seropédica-Ecológica Agrícola.....	62
Figura 15 – Umidade Relativa Média Mensal para os anos de 2012 a 2014 na Estação Meteorológica Automática Seropédica-Ecológica Agrícola.....	62
Figura 16 – Pressão Atmosférica Média Mensal para os anos de 2012 a 2014 na Estação Meteorológica Automática Seropédica-Ecológica Agrícola.....	63
Figura 17 – Velocidade do Vento Média Mensal para os anos de 2012 a 2014 na Estação Meteorológica Automática Seropédica-Ecológica Agrícola.....	63
Figura 18 – Radiação Global Média Mensal para os anos de 2012 a 2014 na Estação Meteorológica Automática Seropédica-Ecológica Agrícola.....	64
Figura 19 – Precipitação Média Mensal para os anos de 2012 a 2014 na Estação Meteorológica Automática Seropédica-Ecológica Agrícola.....	64
Figura 20 – Camadas de impermeabilização de base do aterro de Seropédica.....	66

Figura 21 – Localização da célula 1 da CRT de Seropédica.....	67
Figura 22 – Curva granulométrica do solo aplicado na camada de cobertura intermediária.....	69
Figura 23 – Posicionamento dos poços de captação de gases passivos (vermelho) e ativos (verde) na célula 1 do aterro.....	71
Figura 24 – Exemplos de imperfeições na camada de cobertura intermediária.....	72
Figura 25 – Posicionamento dos pontos de coleta de GEE de cor laranja, na camada de cobertura.....	73
Figura 26 – Posicionamento dos pontos de coleta de BTEX de cor preta, na camada de cobertura	73
Figura 27 – Câmara de fluxo de 0,66 m ² de área e 33,2 L de volume.....	76
Figura 28 – Câmara de fluxo de 1 m ² de área e 50 L de volume.....	77
Figura 29 – Seringa plástica de coleta e armazenamento de GEE.....	77
Figura 30 – Ilustração do cartucho de carvão ativado.....	78
Figura 31 – Bomba de ar.	78
Figura 32 – Calibrador de vazão das bombas de ar.....	79
Figura 33 – Imagem do tripé e chapa de aço para o apoio da bomba.	79
Figura 34 – Medidor portátil termo-higro-anemometro-luxímetro digital.....	80
Figura 35 – Imagem da câmara de fluxo cravada.....	81
Figura 36 – Fluxograma contendo as etapas de coleta das amostras de GEE utilizando a metodologia da placa de fluxo e coleta com seringa em diferentes tempos.....	82
Figura 37 – Coleta de gases BTEX na camada de cobertura.....	84
Figura 38 – Cromatógrafo gasoso utilizado para análise dos GEE	85
Figura 39 – Fluxograma contendo as etapa de análise das amostras de BTEX utilizando a metodologia de cromatografia gasosa.....	87
Figura 40 - Cromatógrafo gasoso utilizado para análise dos BTEX	88
Figura 41 – Taxas de emissão de metano de todas as amostras em g m ⁻² dia ⁻¹	92
Figura 42 – Taxas de emissão de dióxido de carbono de todas as amostras em g m ⁻² dia ⁻¹	92
Figura 43 - Taxas de emissão de metano das amostras que continham fissuras no momento da coleta, medidas em g m ⁻² dia ⁻¹	94

Figura 44 - Taxas de emissão de dióxido de carbono das amostras que continham fissuras no momento da coleta, medidas em $\text{g m}^{-2} \text{ dia}^{-1}$	95
Figura 45 - Taxas de emissão de metano das amostras que não continham fissuras no momento da coleta, medidas em $\text{g m}^{-2} \text{ dia}^{-1}$	96
Figura 46 - Taxas de emissão de dióxido de carbono das amostras que não continham fissuras no momento da coleta, medidas em $\text{g m}^{-2} \text{ dia}^{-1}$	97
Figura 47 – Concentrações de metano obtidas no ar atmosférico do aterro, medidas em ppm.....	100
Figura 48 – Concentrações de dióxido de carbono obtidas no ar atmosférico do aterro, medidas em ppm.....	101
Figura 49 - Taxas de emissão de BTEX das amostras realizadas nesse trabalho, medidas em $\mu\text{g m}^{-2} \text{ dia}^{-1}$	104
Figura 50 - Taxas de emissão das amostras BTEX P7 e P9, com fissuras.....	106
Figura 51 - Taxas de emissão das amostras BTEX P6, P12 e P13, com fissuras.....	106
Figura 52 - Taxas de emissão de BTEX das amostras coletadas em pontos que não continham fissuras, medidas em $\mu\text{g m}^{-2} \text{ dia}^{-1}$	108
Figura 53 – Percentual da distribuição mássica média das emissões dos BTEX.....	110
Figura 54 – Concentração de BTEX no ar atmosférico.....	112
Figura 55 – Percentual da média de concentração no ar atmosférico de BTEX.....	113

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 – Geração de resíduos por regiões do Brasil nos anos de 2011 e 2012.....	18
Tabela 2 – Estimativa da composição gravimétrica dos resíduos sólidos no Brasil em 2008.....	19
Tabela 3 – Série histórica da composição gravimétrica dos resíduos sólidos domiciliares no Município do Rio de Janeiro.....	21
Tabela 4 – Percentuais de gases formados em aterros sanitários.....	22
Tabela 5 – Compostos Traços encontrados em gases de aterros sanitários, considerados com alto potencial de contribuição para o impacto toxicológico.....	31
Tabela 6 – Resultados de concentrações de gases BTEX no ar de diferentes aterros sanitários.....	33
Tabela 7 – Resultados de taxas de emissão de BTEX em diferentes aterros sanitários.....	34
Tabela 8 – Fatores que influenciam a oxidação de metano na camada de cobertura.....	44
Tabela 9 – Características físicas das câmaras de fluxo utilizadas por diferentes autores.....	48
Tabela 10 – Resultados de emissão de gás metano em diferentes literaturas.....	51
Tabela 11 – Coordenadas geográficas dos limites da área da CTR – Seropédica.....	59
Tabela 12 – Caracterização do solo empregado como camada de cobertura intermediária.....	68
Tabela 13 – Resumo da quantidade de amostras coletadas para cada tipo de gás e local.....	74
Tabela 14 – Cronologia de ensaios e condições climáticas dos dias de coleta de amostras.....	75
Tabela 15 – Limites de detecção e quantificação das curvas analíticas de GEE.....	86
Tabela 16 – Limites de detecção e quantificação das curvas de calibração de BTEX.....	88
Tabela 17 – Resumo das características meteorológicas do aterro nos dias de coleta de amostras.....	90

Tabela 18 – Caracterização do solo nos pontos onde foram coletadas amostras de GEE, levando-se em consideração a existência de fissuras.....	91
Tabela 19 – Resultados de emissão de GEE na camada de cobertura intermediária.....	93
Tabela 20 – Estatística descritiva das taxas de emissão de GEE nos pontos com fissura.....	96
Tabela 21 – Estatística descritiva das taxas de emissão de GEE nos pontos sem fissura.....	98
Tabela 22 – Os valores de emissão de metano de outros estudos.....	99
Tabela 23 – Estatística descritiva das concentrações de GEE coletadas no ar atmosférico do aterro.....	102
Tabela 24 – Caracterização do solo nos pontos onde foram coletadas amostras de BTEX, levando-se em consideração a existência de fissuras.....	103
Tabela 25 – Resultados de emissão de BTEX na camada de cobertura intermediária.....	105
Tabela 26 – Estatística descritiva das taxas de emissão de BTEX nos pontos com fissura.....	107
Tabela 27 – Estatística descritiva das taxas de emissão de BTEX nos pontos sem fissura.....	109
Tabela 28 – Comparação da relação da emissão dos BTEX com outros estudos.....	110
Tabela 29 – Análise de correlação (R^2) entre as emissões de gases BTEX.....	111
Tabela 30 – Resumo das concentrações de BTEX no ar atmosférico.....	112
Tabela 31 – Comparação da relação da concentração no ar dos BTEX com outros estudos.....	114

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

ABRELPE	Associação Brasileira de Empresas de Limpeza Pública e Resíduos Especiais
BTEX	Compostos Orgânicos Voláteis Monoaromáticos (Benzeno, Tolueno, Etilbenzeno e Xilenos)
COV	Compostos Orgânicos Voláteis
CG	Cromatógrafo Gasoso
CTR	Centro de Tratamento de Resíduos
DBO	Demanda Bioquímica de Oxigênio
DCE	Detector de Captura de Elétrons
DCT	Detector de Condutividade Térmica
DIC	Detector de Ionização de Chama
DML	Detector de Metano a Laser
DQO	Demanda Química de Oxigênio
GCL	Liner Geocinético de Argila
GEE	Gases de Efeito Estufa
PEAD	Polietileno de Alta Densidade
RSU	Resíduos Sólidos Urbanos
SUCS	Sistema Unificado de Classificação de Solos

SUMARIO

INTRODUÇÃO	15
1 REVISÃO DA LITERATURA.....	17
1.1 Resíduos Sólidos Urbanos	17
1.1.1 Panorama dos Resíduos Sólidos no Brasil	17
1.1.2 Panorama dos Resíduos Sólidos no Município do Rio de Janeiro.....	20
1.2 Gases de Aterros Sanitários.....	21
1.3 Fatores que Influenciam na Formação de Gases	23
1.4 Fases de Formação dos Gases de Efeito Estufa.....	28
1.5 Gases Traço	30
1.6 Mecanismos de Escoamento dos Gases.....	34
1.6.1 Advecção	35
1.6.2 Difusão.....	35
1.7 Fatores que Influenciam o Escoamento dos Gases	36
1.8 Camadas de Cobertura de Aterros Sanitários.....	40
1.9 Oxidação na Camada de Cobertura	42
1.10 Métodos para Coleta e Análise dos Gases emitidos pela Camada de Cobertura de Aterros Sanitários	45
1.10.1 Câmaras de Fluxo	45
1.10.2 Infravermelho	52
1.10.3 Traçadores.....	52
1.10.4 Método Micro meteorológico.....	53
1.11 Poços de drenagem de gases.....	54
2 METODOLOGIA	57
2.1 Características do Aterro Sanitário em Estudo.....	57
2.1.1 Clima	61
2.1.2 Características Construtivas	65

2.1.3 Célula 1, em estudo	66
2.1.4 Caracterização do solo utilizado como camada de cobertura intermediária 67	
2.1.5 Sistema de extração de biogás.....	70
2.2 Ensaio de campo.....	71
2.2.1 Coleta dos gases amostrados	71
2.2.2 Equipamentos de campo.....	76
2.2.3 Metodologias de Coleta.....	80
2.2.4 Análise Cromatográfica de GEE e BTEX.....	84
3 RESULTADOS	89
3.1 Resultados de Parâmetros Meteorológicos.....	89
3.2 Resultados de GEE na camada de cobertura.....	91
3.3 Resultados de GEE no Ar Atmosférico	100
3.4 Resultados de BTEX na camada de cobertura	102
3.5 Resultados de BTEX no Ar Atmosférico	111
4 CONCLUSÕES.....	114
4.1 Sugestões	116
REFERENCIAS	116
ANEXOS	116

INTRODUÇÃO

Os aterros sanitários podem ser considerados grandes reatores bioquímicos, tendo como principais matérias prima os resíduos sólidos e a água pluvial, e como produtos o lixiviado e os gases (TCHOBANOGLOUS, 1993).

O produto gasoso gerado pela degradação dos resíduos é chamado biogás, o qual se caracteriza pela mistura de gases como o metano (CH_4), o dióxido de carbono (CO_2), o hidrogênio (H_2) e o sulfeto de hidrogênio (H_2S) (GOUVELLO, 2010).

De acordo com IPCC (2007), a emissão de metano dos resíduos sólidos urbanos equivale a 18% das emissões antropogênicas deste gás em todo o mundo, estimando-se a liberação de 35 a 69 toneladas por ano deste gás para a atmosfera através dos aterros sanitários.

Além destes gases gerados pela degradação dos resíduos, existem outros, presentes em menor quantidade, também chamados de gases traço (UK EA, 2002) e que abrangem pequenas quantidades de álcoois, hidrocarbonetos aromáticos, compostos halogenados e de enxofre (DURMUSOGLU; TASPINAR e KARADEMIR, 2010).

Entre estes compostos orgânicos voláteis (COV), os mais comumente encontrados em aterros, estão o benzeno, o tolueno, o etilbenzeno e os isômeros do xileno (BTEX) (, DURMUSOGLU; TASPINAR e KARADEMIR, 2010). Segundo Moreno et al. (2014), dentre os COV emitidos pela degradação de resíduos em aterros comuns, 1,58 % do percentual volumétrico é caracterizados por BTEX. Os BTEX são de extrema importância, visto o grande potencial deletério para a troposfera e a saúde humana, devido as suas propriedades neurotóxicas, carcinogênicas e teratogênicas (DURMUSOGLU; TASPINAR e KARADEMIR, 2010). No Brasil, o estudo de emissão de BTEX em aterros sanitários não tem sido usual.

A fim de conter a passagem destes gases para a atmosfera foram desenvolvidas estruturas de cobertura do resíduo (STAUB et al., 2011), as quais podem ser constituídas por um solo de baixa permeabilidade ou até mesmo materiais geossintéticos.

Porém, mesmo com a aplicação destas estruturas, emissões de gases ainda podem ser verificadas em diversos aterros (OLIVEIRA et al., 2013; LAKHOUIT et al., 2014; SPOKAS et al., 2006; CHAKRABORTY et al., 2011; CHIRIAC et al., 2009).

Assim, avaliar a existência de emissões de gases de efeito estufa (GEE) e BTEX pela camada de cobertura de aterros sanitários em operação se mostra relevante. Em geral, aterros sanitários de grandes municípios ocupam áreas mais extensas, utilizando uma camada de cobertura intermediária por um período mais longo, algumas vezes de 1 a 2 anos, até que o aterro seja alteado novamente. Por isso, no Brasil estas emissões devem ser monitoradas, especialmente em aterros de médio e grande porte.

Neste trabalho, tem-se como objetivo geral avaliar as emissões de GEE e BTEX pela camada de cobertura intermediária e a concentração destes gases no ar atmosférico na área do aterro sanitário de Seropédica, no estado do Rio de Janeiro, o qual recebe todos os resíduos sólidos municipais gerados na cidade do Rio de Janeiro, assim como de outras cidades menores, como Itaguaí e Seropédica.

Como objetivos específicos, buscou-se avaliar as emissões de GEE e BTEX, em diversos pontos da camada de cobertura existente, levando-se em consideração as condições destas (como fissuras e imperfeições) e; avaliar as concentrações de GEE e BTEX no ar atmosférico acima da camada de cobertura.

Este trabalho foi dividido em quatro capítulos, os quais se caracterizam como revisão da literatura no capítulo 1, descrição da metodologia aplicada no capítulo 2, no capítulo 3 são apresentados e discutidos os resultados obtidos, assim como conclusões e sugestões no capítulo 4. Posteriormente é apresentada a lista de referências bibliográficas utilizada e os anexos.

1 REVISÃO DA LITERATURA

1.1 Resíduos Sólidos Urbanos

Segundo a Lei Federal nº 12.305 de 2010, a qual institui o Plano Nacional de Resíduos Sólidos no Brasil, a definição de resíduos sólidos ocorre da seguinte maneira:

Material, substância, objeto ou bem descartado resultante de atividades humanas em sociedade, a cuja destinação final se procede, se propõe proceder ou se está obrigado a proceder, nos estados sólido ou semissólido, bem como gases contidos em recipientes e líquidos cujas particularidades tornem inviável o seu lançamento na rede pública de esgotos ou em corpos d'água, ou exijam para isso soluções técnicas ou economicamente inviáveis em face da melhor tecnologia disponível.

Dentre as características dos resíduos sólidos produzidos por uma população, se pode citar a composição gravimétrica, a qual é de fundamental importância, pois possui o papel de traduzir o percentual de cada componente em relação ao peso total da amostra de lixo analisada (Manual de Gerenciamento Integrado de Resíduos Sólidos, 2001).

Segundo a COMLURB (2012), a realização da análise da composição gravimétrica é de fundamental importância, visto que através dela é possível verificar o potencial de compostagem e reciclagem, e assim é possível determinar o tipo de tratamento mais adequado para cada região.

1.1.1 Panorama dos Resíduos Sólidos no Brasil

A geração dos diferentes tipos e quantidades de resíduos sólidos é influenciada, basicamente, pelos hábitos culturais, renda, clima, crescimento populacional, dentre outros.

A ABRELPE (Associação Brasileira de Empresas de Limpeza Pública e Resíduos Especiais) publicou em 2012 o panorama dos resíduos sólidos no Brasil, e com isso concluiu que 201.058 toneladas de resíduos foram geradas por dia no país neste ano, sendo 1,2 quilogramas

por habitante a cada dia. Na Tabela 6 podem ser visualizados os índices de geração de resíduos para cada região do país para os anos de 2011 e 2012.

Tabela 6 – Geração de resíduos por regiões do Brasil nos anos de 2011 e 2012.

Regiões	2011	2012		
	RSU Gerado (t dia ⁻¹) / Índice (kg hab ⁻¹ dia ⁻¹)	População Urbana (hab.)	RSU Gerado (t dia ⁻¹)	Índice (kg hab ⁻¹ dia ⁻¹)
Norte	13.658 / 1,154	12.010.233	13.754	1,145
Nordeste	50.962 / 1,302	39.477.754	51.689	1,309
Centro-Oeste	15.824 / 1,250	12.829.644	16.055	1,251
Sudeste	97.293 / 1,293	75.812.738	98.215	1,295
Sul	20.777 / 0,887	23.583.048	21.345	0,905
BRASIL	198.514 / 1,223	163.713.417	201.058	1,228

Fonte: Adaptado de ABRELPE, 2012, p. 41.

Quanto à composição gravimétrica dos resíduos sólidos, na Tabela 7 é mostrada a estimativa média desta característica dos resíduos coletados no Brasil em 2008, apresentada pelo Plano Nacional de Resíduos Sólidos de 2011.

Tabela 7 – Estimativa da composição gravimétrica dos resíduos sólidos no Brasil em 2008.

Resíduos	Participação (%)	Quantidade (t dia ⁻¹)
Materiais recicláveis	31,9	58.527,40
Metais	2,9	5.293,50
Aço	2,3	4.213,70
Alumínio	0,6	1.079,90
Papel, papelão e tetrapak	13,1	23.997,40
Plástico total	13,5	24.847,90
Plástico filme	8,9	16.399,60
Plástico rígido	4,6	8.448,30
Vidro	2,4	4.388,60
Matéria Orgânica	51,4	94.335,10
Outros	16,7	30.618,90
Total	100,0	183.481,50

Fonte: Adaptado do PNRS, 2011, p. 9.

No que diz respeito à destinação destes resíduos, o Brasil se encontra em um estado de transição e adequação, visto o disposto pela Lei Federal 12.305, que determinou a finalização da utilização de vazadouros para a disposição de resíduos até o ano de 2014. Com isso, no ano de 2012 a ABRELPE publicou o cenário de destinação de resíduos no país, apresentado na Figura 13.

Figura 13 - Cenário de destinação de resíduos sólidos urbanos no Brasil em 2011 e 2012 (t dia⁻¹).



Fonte: ABRELPE, 2012, p. 43.

Através da análise da Figura 13 e da Tabela 6 é possível observar que houve um acréscimo da quantidade de resíduos destinados aos diferentes tipos de disposição, visto o aumento dos resíduos gerados no ano de 2012 em detrimento ao ano de 2011. Observa-se, também, que 58% dos resíduos sólidos foram destinados para aterros sanitários nos dois anos.

1.1.2 Panorama dos Resíduos Sólidos no Município do Rio de Janeiro

Ao analisar a geração de resíduos sólidos no Município do Rio de Janeiro foi possível constatar que foram geradas cerca de 9.000 t dia⁻¹ no ano de 2009 (SOARES, 2011b) e cerca de 11.000 t dia⁻¹ no ano de 2011 (PMGIRS, 2012).

No ano de 2009, grande parte do resíduo sólido urbano coletado na cidade do Rio de Janeiro foi destinado ao aterro controlado de Gramacho, que foi encerrado em 2011. Considerando esta desativação e a inauguração da Central de Tratamento de Resíduos de Seropédica, em 20 de abril de 2011, a CTR iniciou suas atividades recebendo cerca de 1.000 t dia⁻¹ e finalizou o ano recebendo cerca de 5.500 t dia⁻¹ (PMGIRS, 2012).

Segundo a COMLURB (2012), ao se analisar historicamente a composição gravimétrica dos resíduos sólidos no município do Rio de Janeiro, aqueles que se apresentam como tendo maior importância são a matéria orgânica putrescível, os materiais plásticos e os papeis e papelões, os quais constituem cerca de 90% do lixo domiciliar. Já os outros 10% são constituídos de vidro, metais, folhas, madeiras, borracha, pano, trapo, couro, osso, velas, parafinas, eletrodomésticos e agregados finos.

Na Tabela 8 é apresentada a série histórica da composição gravimétrica dos resíduos sólidos domiciliares no Município do Rio de Janeiro, onde se verifica a geração da matéria orgânica entre 45% e 62%, sendo o ano de 2006 aquele que apresentou maior percentual de geração deste resíduo, com um valor de 61,35%.

Em relação ao percentual de plástico, é possível averiguar que este material teve um aumento do seu consumo, já que em 1999 apresentava um percentual de 16,78% e em 2012 passou para 19,14%, sendo o ano de 2009 aquele que apresentou maior percentual gerado, deste

resíduo, com um valor de 20,31%. Já os papéis e papelões apresentaram uma redução, visto que em 1999 apresentaram um valor de 21,85% e em 2012 este valor passou para 15,99%. Em 2012, estes quatro materiais totalizaram um percentual de 88,41% do volume total amostrado.

Tabela 8 – Série histórica da composição gravimétrica dos resíduos sólidos domiciliares no Município do Rio de Janeiro.

Série Histórica do Município do Rio de Janeiro - % em Peso												
Componentes	Anos											
	99	01	03	04	05	06	07	08	09	10	11	12
Papel-papelão	21,85	18,71	16,05	12,48	13,51	14,83	14,56	15,96	16,08	16,48	16,84	15,99
Plástico	16,78	19,77	19,17	15,44	15,34	14,69	17,15	18,58	20,31	19,11	19,29	19,14
Vidro	3,48	3,52	2,99	3,23	3,24	2,71	2,96	2,79	2,84	2,96	3,19	3,28
Matéria Orgânica	50,05	51,27	53,04	59,73	60,74	61,35	58,23	56,21	53,63	55,02	52,68	53,28
Metal	2,16	2,66	1,92	1,70	1,65	1,61	1,61	1,51	1,74	1,40	1,68	1,57
Inerte	0,63	0,94	1,46	1,37	0,86	0,75	0,74	1,01	1,09	1,03	1,39	1,81
Folha	0,72	1,91	2,34	2,12	1,06	1,30	1,75	1,09	1,26	1,06	1,12	1,35
Madeira	0,18	0,44	0,66	0,66	0,34	0,33	0,36	0,32	0,34	0,36	0,37	0,34
Borracha	0,11	0,29	0,25	0,22	0,24	0,32	0,21	0,20	0,23	0,21	0,29	0,22
Pano – trapo	0,79	1,28	1,83	1,51	1,58	1,61	1,67	1,60	1,75	1,57	2,09	1,76
Couro	0,10	0,10	0,27	0,27	0,22	0,07	0,23	0,23	0,18	0,14	0,21	0,21
Osso	0,03	0,06	0,01	0,00	0,04	0,02	0,00	0,00	0,01	0,06	0,02	0,01
Coco	-	-	-	1,26	1,17	0,40	0,55	0,47	0,40	0,40	0,60	0,82
Vela/Parafina	-	-	-	0,01	0,01	0,01	0,00	0,03	0,01	0,02	0,03	0,05
Eletro/Eletrônico	-	-	-	-	-	-	-	-	0,13	0,20	0,23	0,20
Total	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100
Peso Esp.(kg m⁻³)	198,47	150,81	154,44	153,60	148,35	144,93	143,57	140,60	123,96	111,15	10,09	133,02
Teor de umidade	62,91	63,74	72,49	76,55	50,45	56,86	65,30	50,12	40,26	-	-	36,57

Fonte: Adaptado de COMLURB, 2012.

1.2 Gases de Aterros Sanitários

A formação dos gases de aterro ocorre, primordialmente, através da decomposição anaeróbia da matéria orgânica. Assim que é realizada a disposição dos resíduos, ainda há forte presença de oxigênio junto aos resíduos. Contudo, à medida que os resíduos são cobertos pela camada de cobertura e o oxigênio é consumido, a degradação dos resíduos passa a ocorrer através da digestão anaeróbia.

A digestão anaeróbia ocorre devido à atuação de microrganismos que digerem a matéria orgânica até que seja atingida a estabilização da matéria, ou até que esta seja transformada em material inerte. Com isso, um dos produtos desta degradação é o biogás, o qual se caracteriza pela mistura de gases como o metano (CH_4), gás carbônico (CO_2), hidrogênio (H_2), sulfeto de hidrogênio (H_2S) e gases traço (GOUVELLO, 2010). Assim, sabe-se que o gás formado em aterro é constituído principalmente por metano e dióxido de carbono, além de concentrações residuais de muitas espécies de compostos orgânicos voláteis não metânicos, alguns dos quais são potencialmente tóxico, e reagem para formar o ozônio na troposfera e com capacidade de aumentar o efeito estufa do planeta Terra (HUBER-HUMER, 2004).

Na Tabela 9 são apresentados os gases que costumam ser encontrados em aterros sanitários devido à decomposição dos resíduos sólidos.

Tabela 9 – Percentuais de gases formados em aterros sanitários.

Composição Típica de Gases em Aterros		
Gás	Fórmula	Volume (%)
Metano	CH_4	40-70
Dióxido de Carbono	CO_2	30-60
Nitrogênio	N_2	3,0-5,0
Oxigênio	O_2	0-0,3
Sulfeto de Hidrogênio	H_2S	0-0,2
Amônia	NH_3	-
Hidrogênio	H_2	0-5,0
Monóxido de Carbono	CO	0-3,0
Gases Traço	-	0-1,0

Fonte: Adaptado de ALCÂNTARA, 2007, p. 98.

A Tabela 9 indica a presença de metano e gás carbônico como principais produtos da decomposição dos resíduos. Observa-se, ainda, um baixo percentual de sulfeto de hidrogênio e amônia produzidos, o que reflete a pequena quantidade de enxofre e nitrogênio contida na matéria orgânica depositada em aterros (MARIANO, 2008).

Quanto aos compostos traço, os principais encontrados no gás de aterro sanitário são divididos, basicamente, em doze grupos: sulfeto de hidrogênio, alcanos, alcenos, compostos

orgânicos aromáticos, compostos halogenados, álcoois, ácidos carboxílicos, éteres, amidas, compostos organosulfurados, outros compostos oxigenados (UK EA, 2002).

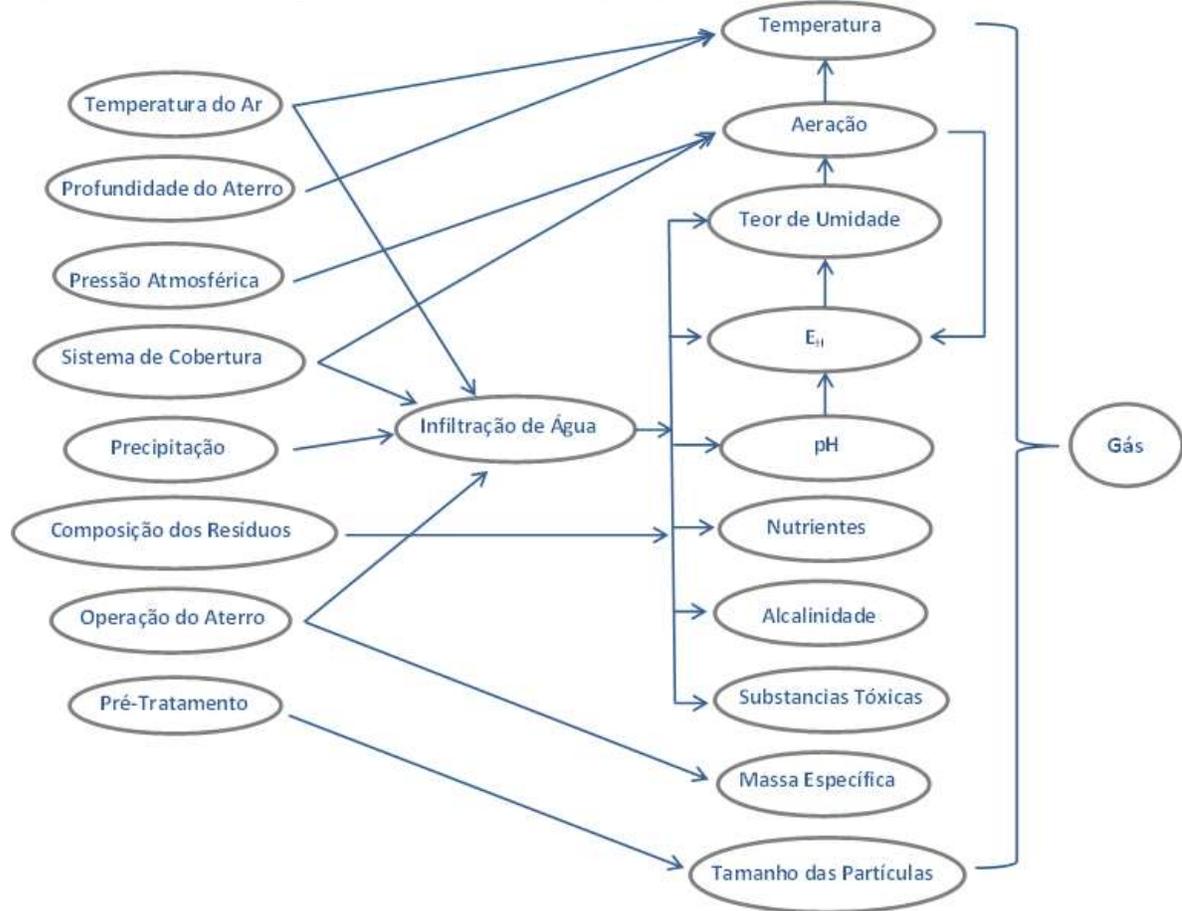
Muitos são os estudos que têm sido realizados a fim de investigar os diferentes componentes emitidos (CHIRIAC et al., 2011; GALLEGO et al., 2014; CHIRIAC et al., 2007; REY; FONT; ARACIL, 2013; MARTÍ et al., 2014; YUE et al., 2013; ZOU et al., 2003; KIM et al., 2008; DUAN et al., 2014), de maneira que, a composição dos gases gerados pela decomposição dos resíduos em aterros sanitários pode variar de forma muito extensa, pois esta dependerá, basicamente, da composição dos resíduos dispostos.

1.3 Fatores que Influenciam na Formação de Gases

O biogás é gerado pela degradação da fração biodegradável, ou seja, a matéria orgânica, e pode ser influenciado por propriedades físico-químicas, composição de resíduos, fatores ambientais e estruturas de projeto empregadas no aterro. Vale destacar que tanto a qualidade, quanto a quantidade de biogás gerados em aterros podem ser afetados por diferentes fatores (BISZEK, 2006).

Na Figura 14 são observados alguns destes fatores que podem ser responsáveis por influenciar a geração de biogás em aterros sanitários.

Figura 14 – Fatores capazes de influenciar na geração de biogás em aterros sanitários.



Fonte: Adaptado de MCBEAN; FARQUHAR, 1980, p. 158.

Os nutrientes primários (macronutrientes) necessários para o crescimento bacteriano em um aterro sanitário são carbono, hidrogênio, oxigênio, nitrogênio e fósforo. Pequenas quantidades de outros elementos (micronutrientes), tais como sódio, potássio, cálcio e magnésio também são necessários para o crescimento bacteriano. A disponibilidade de macronutrientes na massa do aterro tem um efeito sobre o volume de lixiviado e a composição dos gases gerados a partir de processos microbianos (US ARMY CORPS OF ENGINEERS, 2008). Por esse motivo, a composição gravimétrica dos resíduos é de suma importância para a composição dos gases gerados em aterros sanitários.

Esta também pode influenciar em relação à quantidade e qualidade de nutrientes que os microrganismos necessitam para se desenvolver. Segundo Monteiro (2003), estes necessitam de nutrientes orgânicos para o desenvolvimento de suas estruturas celulares. Já com relação aos nutrientes inorgânicos Tchobanoglous et al. (1993), cita a necessidade para se desenvolverem de

nitrogênio, enxofre, fósforo, potássio, magnésio, cálcio, ferro, sódio e cloro e em nível secundário, mas também de grande importância, são: zinco, selênio, cobalto, cobre e níquel. Quanto maior a concentração de resíduos alimentícios contidos na massa de resíduos sólidos, maior a quantidade de matéria orgânica e conseqüentemente mais rápida será a biodegradação destes (TARAZONA, 2010).

A idade do resíduo dentro da massa do aterro também é de grande importância para a formação de gases, posto que, uma vez estabelecidas condições anaeróbias de degradação dos resíduos, a geração de gás de aterro deve ser significativa durante 10 a 20 anos ou mais. (US ARMY CORPS OF ENGINEERS, 2008). Segundo Castro et al. (2013) é possível observar um decaimento da geração de biogás em locais do aterro em que os resíduos foram dispostos há mais de 10 anos, em comparação com outras áreas em que os resíduos foram depositados há menos tempo, sugerindo uma menor quantidade de matéria orgânica suscetível à degradação naqueles lugares.

Outro fator que pode influenciar diretamente na formação de gases em aterros sanitários é a distribuição do tamanho das partículas, já que quanto menor o tamanho da partícula, maior será a superfície de contato entre os organismos e o substrato, e assim o processo de degradação ocorre de maneira mais acelerada (ALCÂNTARA, 2007).

Dentre as propriedades físico-químicas capazes de influenciar na geração de gases em um aterro sanitário, pode-se citar a temperatura, teor de umidade, pH, pressão, E_H e alcalinidade, dentre outros.

A temperatura tem influência direta na geração de gases, onde a temperatura ótima para a decomposição aeróbia é de 54 a 71°C, enquanto que a temperatura ótima para atividade das bactérias anaeróbias é de 30 a 41 °C. Observa-se ainda que a queda drástica na atividade de bactérias anaeróbicas se dá em condições de temperaturas inferiores a 10°C (US ARMY CORPS OF ENGINEERS, 2008).

O teor de umidade dos resíduos sólidos dispostos em aterros sanitários é de grande importância para a formação dos gases, porque há um aumento da produção de metano com o aumento do teor de umidade (MCBEAN; FARQUHAR, 1980). Isto se dá devido à necessidade da umidade para que ocorra a decomposição biológica de resíduos. Segundo Halvadakis, Robertson e Leckie (1983), a água fornece um conjunto de fatores que interferem positivamente na ação dos microrganismos, como nutrientes, transporte de enzimas e de outros metabólitos

importantes no processo de decomposição, além de possibilitar seu rápido espalhamento no meio sólido.

O teor de umidade dos resíduos sólidos varia tipicamente de 15% a 40%, com uma média de 25%, além disso, o teor de umidade pode variar muito em diferentes zonas do aterro. Teores de umidade muito baixos podem evitar a decomposição dos resíduos e, assim, limitar a produção de gás. O teor de umidade ótimo para maximizar a produção de gás varia entre 50% e 60% (US ARMY CORPS OF ENGINEERS, 2008).

O crescimento dos microrganismos responsáveis pela degradação dos resíduos está diretamente ligado ao potencial de redução (E_H) do meio, assim microrganismos anaeróbios requerem valores de E_H negativos, assim como os aeróbios requerem valores positivos (ALCÂNTARA, 2007). Em ambientes anaeróbios, passam a existir apenas as bactérias anaeróbias e as facultativas, que utilizam agentes oxidantes, diferentes do oxigênio, para metabolizar os compostos orgânicos ricos em carbono (principalmente) e obter energia necessária para sua reprodução. Com a continuidade da oxidação, o meio vai se tornando cada vez mais redutor, e por isso o potencial Redox tende a valores cada vez mais negativos (CATAPRETA, 2008).

Os materiais dispostos em aterros podem fazer com que o potencial hidrogeniônico (pH) do lixiviado no aterro varie amplamente (US ARMY CORPS OF ENGINEERS, 2008). No entanto, grande parte das bactérias necessitam de um pH ótimo ao redor da neutralidade, pois é o mais adequado para absorção de alimentos (MONTEIRO, 2003). Assim, o pH esperado durante a formação de metano varia, geralmente, entre 6,4 e 7,4 (BATSTONE; SMITH e WILSON, 1989). Uma preocupação durante as fases ácidas do processo biológico é que o pH reduzido pode tornar-se tóxico para as bactérias geradoras de gás (US ARMY CORPS OF ENGINEERS, 2008).

Além disso, os valores de pH costumam variar conforme a profundidade da massa de resíduos, e com isso são indicadores do tipo de reação que ocorre na decomposição (aeróbia/anaeróbia) (KUMAR et al., 2004).

Como apresentado na Figura 2, a infiltração de água na massa de resíduos é um componente que tem extrema influência na geração de gases em aterros sanitários, visto que a partir da penetração de água na massa de resíduos, fatores como teor de umidade, pH, E_H e alcalinidades serão afetados. Com isso, para que haja o controle da infiltração de água na massa de resíduos é necessário atentar para o controle de propriedades estruturais do aterro sanitário

como a operação, compactação e material da camada de cobertura e altura da massa de resíduos disposta.

Dentre as propriedades estruturais dos aterros sanitários, a qualidade da camada de cobertura tem grande potencial para influenciar na geração de gases. Coberturas de aterros sanitários e revestimentos ajudam a isolar os resíduos das condições atmosféricas, minimizando intrusão de oxigênio e de água pluvial (US ARMY CORPS OF ENGINEERS, 2008). Porém, vale ressaltar, que grande parte dos aterros não realiza a devida compactação em seus resíduos e camadas de cobertura, e com isso geram zonas de decomposição aeróbia entre os materiais dispostos (KUMAR et al., 2004).

Compactações muito elevadas, também podem ser prejudiciais, visto que, assim como já foi citado, a massa de resíduos necessita de certa quantidade de umidade para ser degradada (BATSTONE; SMITH e WILSON, 1989).

Dentre as propriedades ambientais mais relevantes podem ser citadas a temperatura do ar e a precipitação. Temperaturas mais frias podem reduzir a atividade biológica nas camadas superficiais, reduzindo o volume de gás gerado. Quanto maior a profundidade da massa de resíduos, maior será a influência do calor gerado pela atividade biológica (US ARMY CORPS OF ENGINEERS, 2008).

Já a precipitação pode afetar o processo de geração de gás em um aterro, devido à penetração de água nos resíduos. A água da chuva contém oxigênio dissolvido que irá influenciar nas reações anaeróbias. Entretanto, a quantidade de água pluvial que atinge a massa de resíduos será influenciada pelo tipo de sistema de cobertura do aterro (US ARMY CORPS OF ENGINEERS, 2008).

Porém, vale destacar, que períodos chuvosos também podem influenciar positivamente na geração de biogás, visto que os microrganismos dependem de uma faixa de umidade ótima para melhor se desenvolverem. Assim, em aterros mais secos a recirculação de chorume ou a penetração de água da chuva pode vir a representar uma maior geração de biogás (CASTRO et al., 2013).

A formação de gases em aterros sanitários pode depender de diversos fatores, internos e externos à massa de resíduos. Contudo a idade do resíduo contribuirá mais fortemente nas fases de formação do biogás dentro dos aterros.

1.4 Fases de Formação dos Gases de Efeito Estufa

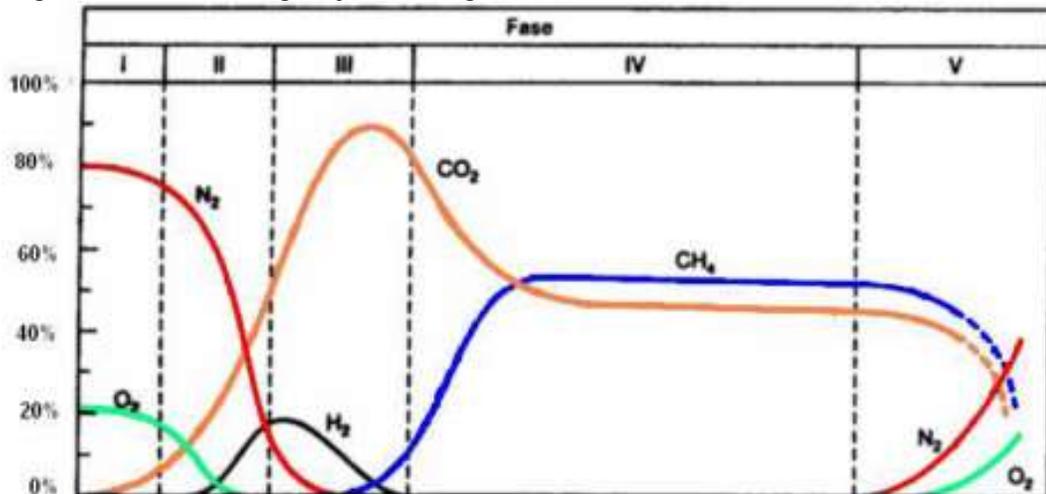
A formação do biogás em aterros sanitários é resultado da decomposição da fração biodegradável, e esta degradação ocorre em vários estágios e se caracteriza por uma longa duração. Porém pode-se dividi-las, primordialmente, em duas fases: com a presença de oxigênio e sem a presença deste (BISZEK, 2006).

Inicialmente, devido à concentração de oxigênio que fica retido entre a massa de resíduos, logo após a sua deposição, há a geração, principalmente como produto da reação microbiológica, de dióxido de carbono. Após o consumo do oxigênio ali retido, como a massa de resíduos foi separada do ar atmosférico por uma camada de cobertura, as reações se dão de maneira anaeróbia e os principais produtos gerados são o metano e o dióxido de carbono (TCHOBANOGLOUS et al., 1993).

Ao avaliar estas duas fases mais profundamente, é possível perceber que elas se subdividem em cinco fases, mais ou menos sequenciais, ou seja, fase de ajuste inicial, fase de transição, fase ácida, fase de fermentação e fase de maturação (KUMAR et al., 2004).

Neste trabalho, o critério de geração de gases, a partir dos resíduos sólidos em aterros sanitários, a ser considerado será o que foi apresentado por Tchobanoglous et al. (1993), ilustrado na Figura 15.

Figura 15 – Fases de geração de biogás em aterros de resíduos sólidos.



Fonte: Adaptado de TCHOBANOGLIOUS et al, 1993,p. 385.

Fase de ajuste inicial (I) – nesta primeira fase, os resíduos sofrem decomposição através de processo aeróbio, dado que, inicialmente ainda há certa quantidade de oxigênio em meio a massa de resíduo recém coberta pela camada de cobertura. A principal fonte de microrganismos aeróbios e anaeróbios, responsáveis pela decomposição dos resíduos, advém da camada de cobertura intermediária e final. Outras fontes podem ser provenientes do lodo de estações de tratamento, depositados em alguns aterros, e da recirculação do lixiviado.

Fase de transição (II) – nesta fase grande parte do oxigênio já foi consumido, e a decomposição anaeróbia passa a predominar dentro da massa de resíduo. Ao analisar os potenciais de oxi-redução pode-se perceber, nitidamente, o início das reações anaeróbias, já que, conforme este decai, os microrganismos capazes de transformar a matéria orgânica em metano e dióxido de carbono começam a fazer parte do processo. Com isso, há a conversão da matéria orgânica complexa em ácidos orgânicos e outros produtos intermediários. Esta fase pode ser caracterizada pelo decaimento do pH do lixiviado devido a presença de ácidos orgânicos e do efeito da elevada concentração de dióxido de carbono dentro do aterro.

Fase ácida (III) – a atividade microbiana iniciada na fase anterior se acelera devido à grande produção de ácidos orgânicos e baixa produção de hidrogênio. Nesta fase, ocorre, primeiramente, a transformação dos compostos de massa moleculares mais elevadas, através de enzimas, em compostos mais adequados para a utilização pelos microrganismos em fontes de energia e carbono celular. Logo após, há a conversão destes compostos em outros, com massas moleculares mais baixas, como o ácido acético (CH_3COOH) e pequenas concentrações de outros ácidos mais complexos. O gás carbônico se caracteriza pelo principal produto gasoso formado nesta fase, assim como, também são produzidas menores quantidades de gás hidrogênio. Os microrganismos que agem nesta fase são formados por bactérias anaeróbias e facultativas. A demanda bioquímica (DBO), a demanda química de oxigênio (DQO) e a condutividade elétrica do lixiviado costumam aumentar devido à dissolução de ácidos orgânicos.

Fase metanogênica (IV) - nesta fase os microrganismos capazes de transformar ácido acético e gás hidrogênio em metano e dióxido de carbono se tornam predominantes. Em alguns casos, estes podem se desenvolver até no fim da fase ácida. Estes geram a degradação em ambientes exclusivamente anaeróbios e são chamados de metanogênicos. Devido a produção de metano e gás carbônico, o pH do lixiviado aumenta e a DBO, a DQO e a condutividade elétrica

são reduzidas. Com valores de pH mais elevados, menos constituintes inorgânicos estão dissolvidos e conseqüentemente há a redução da quantidade de metais pesados dissolvidos no lixiviado.

Fase de maturação (V) – esta ocorre após a maior parte da massa de resíduos haver sido degradada e convertida em metano e gás carbônico. Devido ao fato de a umidade permanecer migrando através da massa de resíduos, algumas áreas que ainda não haviam sofrido degradação passam a ficar disponíveis, assim, a taxa de geração ainda existirá, porém em quantidades muito menores, em razão de que a maior parte dos nutrientes já foi consumida.

O tempo de duração destas fases pode variar dependendo da distribuição da matéria orgânica, da disponibilidade de nutrientes, da umidade e compactação do resíduo. Quanto mais matéria orgânica, maior será a produção bacteriana na decomposição de gases como metano (CH_4), gás carbônico (CO_2), nitrogênio (N_2) e sulfeto de hidrogênio (H_2S). Contudo, quanto maior a disposição de materiais industrializados, maior será a geração de compostos orgânicos não metânicos e outros compostos químicos, principalmente através da volatilização e através de reações químicas (CHEREMISINOFF, 2003).

1.5 Gases Traço

Os gases traço são assim nomeados devido ao fato de representarem uma gama de substâncias que, normalmente, ocupam menos de 1% do volume total de composição do gás gerado em aterro sanitário (UK EA, 2002).

Segundo UK EA (2002) foram identificados aproximadamente quinhentos (500) diferentes tipos de gases traço, compondo os gases gerados em aterros sanitários, e dentre estes, dezoito deles foram considerados com alto potencial de contribuição para o impacto toxicológico, os quais são apresentados na Tabela 10.

Tabela 10 – Compostos Traços encontrados em gases de aterros sanitários, considerados com alto potencial de contribuição para o impacto toxicológico.

Compostos Químicos		
Arsênio	Formaldeído	Tetraclorometano
Benzeno	Furano	1,1 - dicloroetano
Cloroetano	Mercúrio	1,1 - dicloroetano
Clorometano	Sulfeto de hidrogênio	1,2 - dicloroetano
Cloroetano	Tetraclorodibenzodioxina	1,3 - butadieno
Dissulfeto de carbono	Tricloroetano	2 – butoxi etanol

Fonte: UK EA (2002).

A formação dos compostos traço em aterros sanitários ocorre a partir da decomposição anaeróbia de produtos domésticos, os quais são produzidos industrialmente, assim como através de resíduos perigosos, caso sejam dispostos irregularmente em aterros sanitários de resíduos comuns (BROSSEAU e HEITZ, 1994).

Os processos formadores dos compostos traço podem ser classificados em quatro diferentes categorias, de acordo com sua origem e formação (BROSSEAU e HEITZ, 1994):

- Volatilização de substâncias enterradas;
- Decomposição de resíduos enterrados;
- Volatilização e decomposição;
- Outros.

A composição química dos gases encontrados em aterros não é estática, visto que à medida que os resíduos dispostos são degradados, uma grande quantidade de compostos é produzida e ali continuam confinados, e com isso continuam sofrendo diferentes reações com o passar do tempo (WOOD e PORTER, 1987).

Em George et al., 2007, foram dados exemplos de compostos, os quais seriam gerados em três diferentes grupos de ação: química, microbiológica e mecanismos ainda não definidos ao certo:

- Gerados através de reações químicas: H_2S , H_2Se , $HSCN$, HCN , SbH_3 , AsH_3 , hidrocarbonetos, HCl , Hg , NH_3 , N_yO_x , PH_3 , H_2Se , $COCl_2$ (em algumas circunstâncias I_2 , Br_2 , Cl_2 , F_2 , SO_2).

- Gerados através de ação microbiológica: H_2S , R_2S , SbH_3 , SbR_3 , AsH_3 , AsR_3 , BiR_3 , Co , CS_2 , COS (e possivelmente análogos ao Selênio, como, CSe_2 e $COSe$), hidrocarbonetos simples, ácidos orgânicos, PbR_4 , Hg , HgR_2 , NH_3 , N_yO_x , PH_3 , H_2Se , R_2Se , R_2Te , SnR_4 (R = grupo do alquil, incluindo metil e em alguns casos $R=H$) e espécies alquinas de outros metais.
- Gerados através de mecanismo incertos (possivelmente pela combinação de reações químicas e microbiológicas): $Ni(CO)_4$, $W(CO)_6$ e outros.

Além destes processos de formação dos gases, há também, a combustão. Através da combustão os compostos químicos halogenados, em presença de hidrocarbonetos se transformam em outros, com alto potencial de toxicidade, como furanos e dioxinas (CHEREMISINOFF, 2003).

Dentre os gases traço, se podem averiguar uma grande gama de compostos orgânicos voláteis gerados pela decomposição dos resíduos dispostos nos aterros sanitários (BROSSEAU e HEITZ, 1994, CHIRIAC et al., 2011, CHIRIAC et al., 2007, DURMUSOGLU; TASPINAR e KARADEMIR, 2010). A ocorrência de concentrações mais elevadas destes compostos orgânicos voláteis em gases de aterro, normalmente está associada à deposição resíduos perigosos (Classe I), já que em aterro em que estes não são aceitos, é observada uma concentração menor destes gases (TCHOBANOGLIOUS et al., 1993).

Moreno et al. (2014), relatam que, entre os compostos orgânicos voláteis emitidos pela degradação de resíduos em aterros de resíduos sólidos domésticos, 1,58% do percentual volumétrico é caracterizado por BTEX (benzeno, tolueno, etil-benzeno e o,m,p-xileno).

Na Tabela 6 são apresentados resultados de concentrações de BTEX no ar de diferentes aterros sanitários. Nela é possível averiguar que as maiores concentrações no ar de BTEX foram encontradas em aterros com disposição de resíduos perigosos (Classe I). Os métodos de coleta utilizados destas referências se caracterizaram por instrumentos de armazenamento como: cartuchos de carvão ativado (DURMUSOGLU; FATIH e KARADEMIR, 2010) e cartuchos Tenax Carbonsieve S-III (ZOU et al., 2003) acoplados a bombas de ar, e analisados através de cromatografia gasosa.

Tabela 6 – Resultados de concentrações de gases BTEX no ar de diferentes aterros sanitários.

Gases	Referências	Média de Concentração no Ar no Aterro	Tipos de Resíduos	País
Benzeno	Zou et al. (2003)	41,6 ($\mu\text{g m}^{-3}$)	Municipal, Comercial e Industrial	China
	Durmusoglu; Fatih e Karademir (2010)	140,3 ($\mu\text{g m}^{-3}$)	Municipal e Industrial	Turquia
Tolueno	Zou et al. (2003)	62,5 ($\mu\text{g m}^{-3}$)	Municipal, Comercial e Industrial	China
	Durmusoglu; Fatih e Karademir (2010)	1271,7 ($\mu\text{g m}^{-3}$)	Municipal e Industrial	Turquia
Etilbenzeno	Zou et al. (2003)	12,9 ($\mu\text{g m}^{-3}$)	Municipal, Comercial e Industrial	China
	Durmusoglu; Fatih e Karademir (2010)	239,9 ($\mu\text{g m}^{-3}$)	Municipal e Industrial	Turquia
m,p - Xileno	Zou et al. (2003)	22,8 ($\mu\text{g m}^{-3}$)	Municipal, Comercial e Industrial	China
o - Xileno	Zou et al. (2003)	17,7 ($\mu\text{g.m}^{-3}$)	Municipal, Comercial e Industrial	China
m,p,o - Xileno	Durmusoglu; Fatih e Karademir (2010)	341,3 ($\mu\text{g m}^{-3}$)	Municipal e Industrial	Turquia

Na Tabela 7 podem ser observados resultados de taxas de emissão de BTEX em diferentes aterros, na qual se percebe que o gás tolueno apresenta maior taxa de emissão dentre os

demais gases, assim como a emissão dos BTEX foi maior no aterro com disposição de resíduos industriais do que aqueles que só recebem resíduos municipais.

Para a coleta dos gases, foi utilizada a técnica da câmara de fluxo, acoplada a cartuchos de carvão ativado (MARTÍ et al., 2014 e GALLEGO et al., 2014) e bolsas de Tedlar (LAKHOUIT et al., 2014), para armazenamento, e análise por cromatografia gasosa.

Cabe salientar, ainda, que não foram encontrados estudos relevantes sobre emissões de BTEX em aterros brasileiros.

Tabela 7 – Resultados de taxas de emissão de BTEX em diferentes aterros sanitários.

Gases	Autor	Média de Emissão	Tipos de Resíduos	País
Benzeno	Martí et al. (2014)	4,9 ($\mu\text{g m}^{-2} \text{ dia}^{-1}$)	Industrial	Espanha
	Gallego et al. (2014)	4,8 ($\mu\text{g m}^{-2} \text{ dia}^{-1}$)	Industrial	Espanha
	Scheutz et al. (2008)	1,67 ($\mu\text{g m}^{-2} \text{ dia}^{-1}$)	Municipal	França
Tolueno	Gallego et al. (2014)	30,2 ($\mu\text{g m}^{-2} \text{ dia}^{-1}$)	Industrial	Espanha
	Scheutz et al. (2008)	9,94 ($\mu\text{g m}^{-2} \text{ dia}^{-1}$)	Municipal	França
Etilbenzeno	Gallego et al. (2014)	2,8 ($\mu\text{g m}^{-2} \text{ dia}^{-1}$)	Industrial	Espanha
	Scheutz et al. (2008)	0,23 ($\mu\text{g m}^{-2} \text{ dia}^{-1}$)	Municipal	França
m,p - Xileno	Gallego et al. (2014)	8,5 ($\mu\text{g m}^{-2} \text{ dia}^{-1}$)	Industrial	Espanha
m,p,o - Xileno	Gallego et al. (2014)	2,6 ($\mu\text{g m}^{-2} \text{ dia}^{-1}$)	Industrial	Espanha
	Scheutz et al. (2008)	5×10^{-5} ($\mu\text{g m}^{-2} \text{ dia}^{-1}$)	Municipal	França

1.6 Mecanismos de Escoamento dos Gases

Assim que os gases são produzidos dentro do aterro sanitário, eles têm a tendência de ocupar os espaços livres entre os resíduos ali depositados e a camada de solo que os cobre (CHEREMISINOFF, 2003).

Ao considerar o escoamento de gases em aterros sanitários é necessário atentar para as condições de transporte tanto no interior, quanto para o subsolo e exterior do aterro. Este

escoamento pode ocorrer devido a dois principais tipos de mecanismos, a difusão e a advecção (US ARMY CORPS OF ENGINEERS, 2008). No entanto, existem outros mecanismos capazes de gerar o transporte de gases, tais como, a sorção, a atividade microbológica, e fluxo de calor por gradiente de temperatura (ROSE, 2009).

Basicamente, pode-se dizer que, o fluxo por advecção ocorre devido à diferença de pressão entre dois pontos, enquanto que o fluxo por difusão ocorre devido à diferença de concentração. Normalmente, o transporte do gás por advecção e por difusão ocorre no mesmo sentido de fluxo (MARIANO, 2008).

1.6.1 Advecção

O fluxo de gás por advecção é resultado de gradientes de pressão existentes entre as diferentes regiões do ambiente interno do aterro e a atmosfera. O sentido de fluxo é das zonas de maior pressão para as de menor pressão. As pressões internas são oriundas principalmente da decomposição biológica dos resíduos, enquanto que as flutuações da pressão externa são resultantes das constantes oscilações da pressão atmosférica (MACIEL, 2003).

O fluxo por advecção tende a ser mais representativo, do que o movimento difusivo e quanto maior a permeabilidade dos resíduos aos gases, mais acentuada será esta diferença (US ARMY CORPS OF ENGINEERS, 2008).

1.6.2 Difusão

A difusão molecular ocorre em um sistema quando há diferença de concentração entre dois diferentes pontos, portanto, o fluxo difusivo acontece de um ponto com maiores concentrações para outro com concentrações menores de gás (US ARMY CORPS OF ENGINEERS, 2008).

O mecanismo de escoamento por difusão é um dos principais meios de transporte dos gases de dentro da massa de resíduos para a atmosfera (BOGNER et al., 1995), visto que a concentração de gases no interior do aterro será, quase sempre, mais elevada do que no exterior, ou seja, na atmosfera, fazendo que com os componentes gasosos no interior do aterro tenham uma tendência a migrar para a atmosfera (US ARMY CORPS OF ENGINEERS, 2008).

Os ventos que ocorrem na atmosfera estão dentre os processos que tendem a contribuir para a dispersão dos gases, visto que eles renovam o ar ao redor da massa de resíduos do aterro, contribuindo para que o mecanismo de difusão continue ocorrendo entre o interior e o exterior do aterro.

A utilização de geomembranas em camadas de cobertura de aterros sanitários tende a diminuir os processos de emissão, devido ao fato desta tecnologia ser capaz de melhor conter a saída de gases para a atmosfera (US ARMY CORPS OF ENGINEERS, 2008).

1.7 Fatores que Influenciam o Escoamento dos Gases

A permeabilidade dos resíduos e das camadas de cobertura tem grande importância para o fluxo de gases no interior da massa de resíduo, já que resíduos que apresentam maiores granulometrias permitem que o fluxo ocorra com maior facilidade e mais uniformemente, assim como, resíduos com menores granulometrias podem ser caracterizados por menores valores de permeabilidade e menor uniformidade do fluxo. A existência de água nos poros dos componentes sólidos de um aterro faz com que o fluxo de gases diminua, isto porque, a água compete com o gás na ocupação destes espaços vazios (US ARMY CORPS OF ENGINEERS, 2008).

As condições geológicas existentes ao redor dos aterros também são de extrema relevância em relação ao potencial de migração dos gases para o exterior do aterro, uma vez que componentes permeáveis, como areia e cascalhos permitem que haja uma passagem dos gases com maior facilidade, assim como componentes menos permeáveis, como as argilas, dificultam a passagem destes gases. Portanto, há grande necessidade em observar estas condições geológicas de modo a evitar que os gases do aterro fluam para o exterior, devido às condições geográficas ao

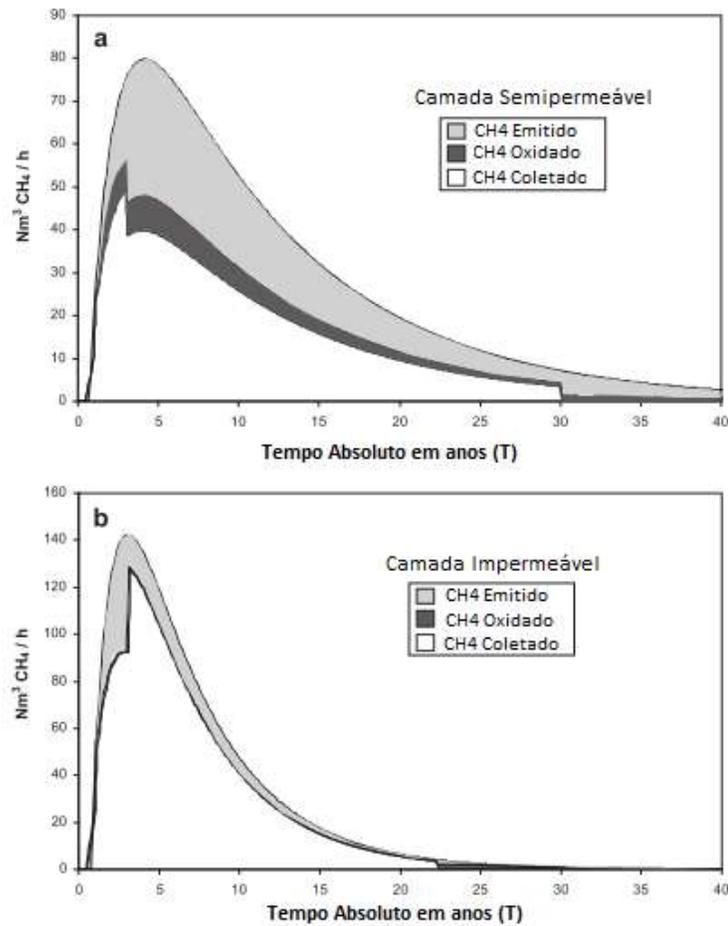
seu redor, em especial quando existem residências em sua proximidade (US ARMY CORPS OF ENGINEERS, 2008).

A camada de cobertura também pode ser um dos fatores que contribuí diretamente para o escoamento dos gases. Existem diversas estruturas que compõem o *lay-out* final da camada de cobertura de um aterro sanitário, dentre elas podem ser citadas as estruturas geossintéticas e o solo compactado, que são responsáveis por evitar a passagem de gases e líquidos entre os meios (US ARMY CORPS OF ENGINEERS, 2008).

Se a camada de cobertura do aterro é constituída de material relativamente permeável, tal como a areia, então o gás migrará provavelmente através da camada de cobertura, porém se a cobertura for constituída material menos permeável, como de siltes e argilas, o gás pode tender a migrar horizontalmente pelo subsolo ou pelos taludes laterais (BRITO FILHO, 2005).

Segundo Staub et al. (2011), camadas de cobertura semipermeáveis são estruturas capazes de permitir que uma quantidade muito maior de gases migre para a atmosfera, do que camadas de cobertura consideradas impermeáveis. Esta relação pode ser observada na Figura 16, onde **a** representa a camada de cobertura semipermeável e **b** a impermeável.

Figura 16 – Relação entre a emissão de gases pela camada de cobertura permeável e semipermeável de um aterro.

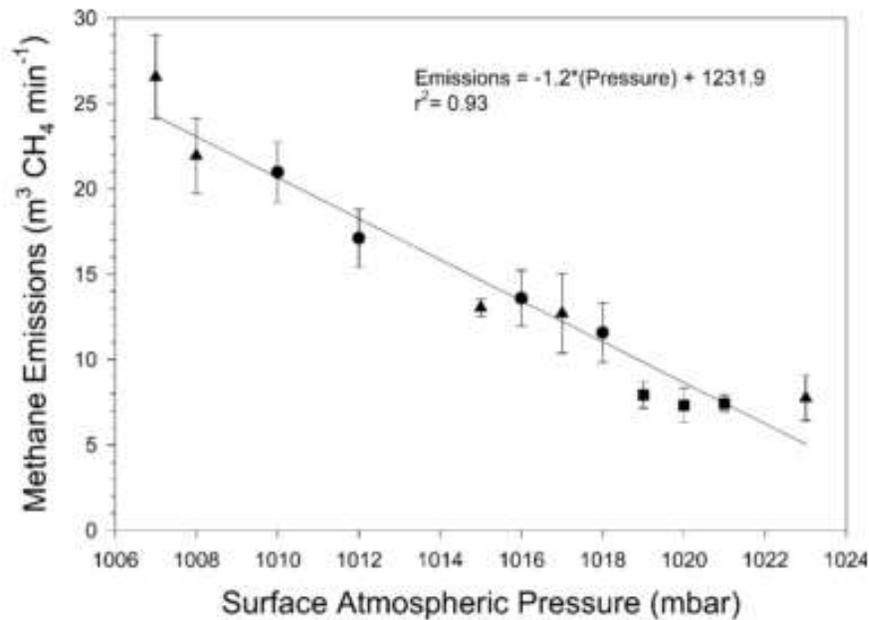


Fonte: Adaptado de STAUB et al., 2011, p. 307.

A quantidade de gás que flui para o exterior de um aterro é influenciada, também, pela pressão barométrica atuante, já que a geração de gases dentro do aterro provoca um gradiente positivo de pressão no interior, com isso quanto menor a pressão atmosférica maior será o fluxo de gases do interior do aterro para o exterior (US ARMY CORPS OF ENGINEERS, 2008).

Czepiel et al. (2003) provaram a existência de uma correlação inversa entre a emissão de metano e a pressão atmosférica no aterro sanitário municipal de Nashua (New Hampshire, USA). Na Figura 17 é apresentada relação característica entre a pressão barométrica e a emissão de metano em aterros sanitários.

Figura 17 – Relação entre a pressão atmosférica e a emissão de metano.



Fonte: Adaptado de CZEPIEL et al., 2003, p. 596.

Para um sistema de coleta de gases de forma passiva, o aumento na pressão atmosférica poderá causar uma diminuição do fluxo de gás, porque o diferencial de pressão entre o interior e o exterior diminuiu. Já para um sistema de coleta de gases ativo, há uma maior probabilidade de intrusão de ar atmosférico através da cobertura do aterro durante períodos em que a pressão barométrica for mais alta. Ressalta-se ainda, a quantidade de ar que entra no aterro também é afetada pelo tipo de cobertura, em razão de que um aterro com uma camada de cobertura de baixa permeabilidade será mais resistente à intrusão de ar do que um aterro com uma cobertura mais permeável (US ARMY CORPS OF ENGINEERS, 2008).

Segundo Brito Filho (2005) a temperatura é outro fator que pode influenciar na migração dos gases de aterros, visto que estas atuam estimulando a movimentação das partículas de gás, tendendo também a aumentar a difusão do gás. Desta forma, o gás pode se dispersar mais rápido em condições de temperatura mais elevada. Embora o aterro mantenha por si mesmo a temperatura, geralmente, constante, ciclos de esfriamento e aquecimento podem causar ruptura na superfície do solo, causando a migração do gás de aterro para cima ou horizontalmente.

Condições de umidade superficial do solo elevadas podem impedir a migração do gás, para o exterior, através da cobertura do aterro. Chuva e umidade preenchem os vazios da camada

de cobertura, impedindo assim, que os gases gerados ocupem tais vazios, minimizando o fluxo de gases para o exterior (BRITO FILHO, 2005).

1.8 Camadas de Cobertura de Aterros Sanitários

As camadas de cobertura de aterros sanitários devem constituir uma barreira ativa, a qual deve ser capaz de conter ou minimizar a passagem de gases para a atmosfera, sendo estas, componentes “chave” no projeto estrutural de aterros (STAUB et al., 2011).

Além disso, as camadas de cobertura de aterros sanitários foram desenvolvidas a fim de minimizar a infiltração de água, que contribui para formação de menores quantidades de lixiviado (STAUB et al., 2011). No entanto, esta prevenção deve ser controlada, haja visto a necessidade de certa quantidade de umidade dentro da massa de resíduos, para que o microrganismos atuem na decomposição.

Assim, para que possam desempenhar seu papel de maneira efetiva, as camadas de cobertura devem possuir uma série de características, como, baixa permeabilidade à água e durabilidade ao longo do tempo (MARIANO, 2008). A performance a longo prazo de um aterro de resíduos está diretamente ligada a um sistema de cobertura eficiente e duradouro (VIEIRA, 2005).

Existem vários tipos de materiais empregados na construção de camadas de cobertura, sendo que a utilização de solos compactados com baixa condutividade hidráulica são os que mais se emprega (HUSE, 2007), comumente chamados de camadas monolíticas. Outras camadas são: a barreira capilar, as camadas evapotranspirativas, assim como as de materiais geosintéticos como geotêxteis e geomembranas, para o desempenho de tal função.

A camada monolítica (Figura 18, a) é constituída de uma camada de solo de granulometria fina, na qual se aplica a compactação, a fim de que diminua a permeabilidade da camada de cobertura (SANTOS, 2009).

Este tipo de camada apresenta baixo custo inicial de implantação, mas possui algumas desvantagens em relação aos ciclos de secagem e umedecimento, fazendo com que surjam fissuras, e em consequência aumentando a permeabilidade à água e aos gases (OLIVEIRA,

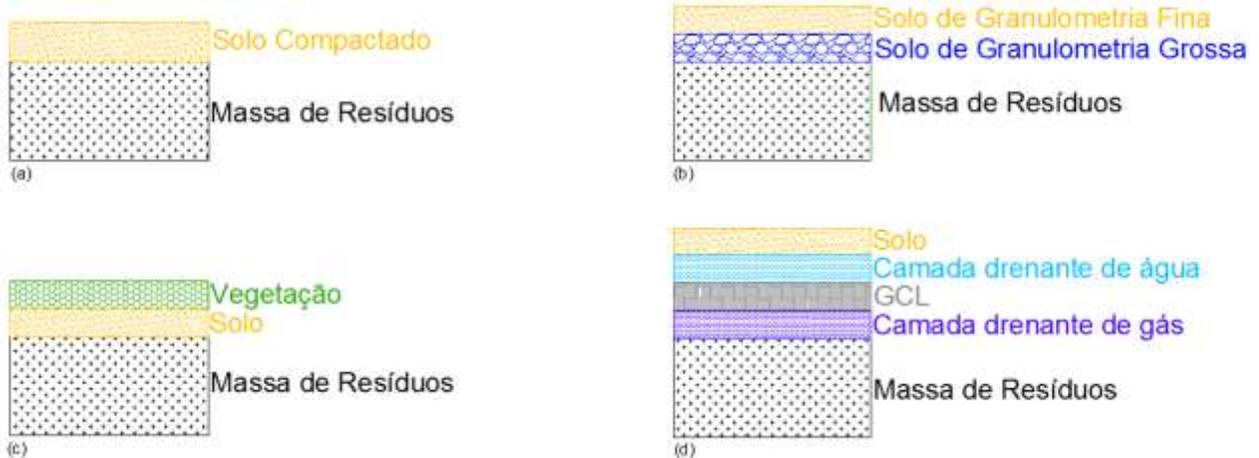
2013). Segundo Sadek; Ghanimeh e El-Fadel (2007), o aparecimento de fissuras pode se agravar, em se tratando de ambientes com climas árido e semi-árido.

A barreira capilar (Figura 18, b) é constituída por uma camada de solo que possui granulometria fina (silte ou argila) sobre um outro material de granulometria mais grossa (areia ou cascalho), de maneira que o material mais grosso exerce a função de drenar a água lateralmente (SANTOS, 2009). A barreira funciona como meio de controle, mantendo um perfil de sucção mínimo necessário à diminuição do fluxo de água e/ou oxigênio que entrará em contato com o resíduo (VIEIRA, 2005).

Já as camadas evapotranspirativas (Figura 18, c) são constituídas por uma ou mais camadas de solo com vegetação. Esse tipo de camada, utiliza processos naturais para controlar a infiltração da água na superfície do aterro, onde o sistema de camadas de solo é dimensionado de forma a armazenar o máximo de água. Essa água é eliminada posteriormente através da evapotranspiração das espécies vegetais presentes no solo de cobertura (HUSE, 2007). Os projetos de sistemas de cobertura evapotranspirativas são baseados no uso dos processos hidrológicos (balanço hídrico) do aterro, de maneira a considerar a capacidade de armazenamento de água do solo, precipitação, escoamento superficial, evapotranspiração, e infiltração. Quanto maior for a capacidade de armazenamento e as propriedades evapotranspirativas, menor será o potencial de infiltração no sistema de cobertura (US EPA, 2003).

Outro exemplo de camada de cobertura é aquele que utiliza compostos geosintéticos em sua constituição, assim como o liner geossintético de argila (GCL). O GCL (Figura 18, d) é constituído de uma camada de argila bentonítica, entre duas camadas de geotêxteis (IZZO, 2008). Dentre os problemas mais comuns com relação ao uso por longos períodos de tempo de GCLs ressalta-se a formação de trincas devido ao ressecamento, o cisalhamento ao longo do tempo em taludes íngremes e a penetração de raízes (IZZO, 2008). Já dentre suas vantagens, pode-se citar o fato do material geosintético possuir menor espessura, facilidade de instalação e baixa permeabilidade (DIVYA; VISWANADHAM e GOURC, 2012), assim como flexibilidade (AUBERTIN; AACHIB e AUTHIER, 2000).

Figura 18 – Diferentes tipos de camadas de cobertura de aterro sanitário.



Legenda: (a) - Camada monolítica; (b) – Barreira capilar; (c) – Camada Evapotranspirativa; (d) - GCL.

Fonte: Adaptado de IZZO, 2008, p. 41 e SANTOS, 2009, p. 39-43.

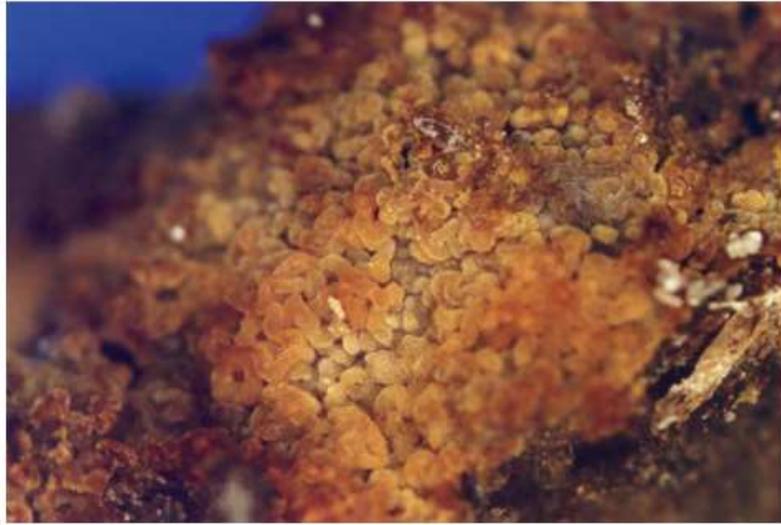
1.9 Oxidação na Camada de Cobertura

Uma das alternativas para aumentar a eficiência das camadas de cobertura de aterros é a utilização de materiais que favoreçam o desenvolvimento de bactérias metanotróficas responsáveis pela oxidação do metano e compostos orgânicos voláteis não metânicos. Desta forma, criar um sistema de cobertura adequado para a crescimento destas bactérias pode minimizar consideravelmente os índices de emissão de metano em aterros sanitários (SOARES, 2011a).

No solo, independente da profundidade ou da formação geológica, os microrganismos presentes têm como atividades a decomposição da matéria orgânica, produção de húmus e participação de quase todos os ciclos de nutrientes existentes (do ciclo do carbono, do enxofre, do nitrogênio, do magnésio, do ferro e do fósforo), entre outros (ROSE, 2009).

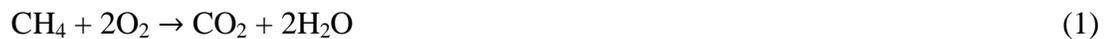
Todas as bactérias metanotróficas necessitam do oxigênio como reagente inicial na oxidação do metano, por isso, todas estas bactérias são aeróbias obrigatoriamente (ROSE, 2009). Assim em profundidades maiores (abaixo de 65 cm) na camada de cobertura, o processo de oxidação tende a zero (ASADI et al., 2013). Na Figura 19 pode ser observada imagem de bactérias metanotróficas em microscópio.

Figura 19 – Imagem de bactérias metanotróficas em microscópio.



Fonte: HUBER-HUMER, 2004, p. 426.

O gás metano que passa através da cobertura dos aterros de resíduos sólidos urbanos (RSU) é consumido por tais bactérias que o convertem em água, dióxido de carbono e biomassa celular, como mostra a reação da Equação 1 (TEIXEIRA et al., 2009).



Desta forma, a oxidação do metano é limitada pela concentração de oxigênio, assim como a temperatura e a umidade (ROSE, 2009). Segundo Teixeira et al. (2009a) ainda outros fatores podem ser capazes de influenciar o desenvolvimento de bactérias metanotróficas, como características geotécnicas e microbiológicas da camada de cobertura, além de seu grau de saturação. Na Tabela 8 são apresentados os fatores que influenciam a oxidação de metano na camada de cobertura.

Tabela 8 – Fatores que influenciam a oxidação de metano na camada de cobertura.

Parâmetros	Parâmetros
Oxigênio	Razão estequiométrica CH ₄ :O ₂ = 1:2
pH	5 a 8,5 e 5,8 a 7,5 em fase de crescimento
Umidade	40 a 80% da capacidade de campo
Metano	100 a 10.000 ppm
Temperatura	25 a 30°C
Solo	Grande porosidade e capacidade de campo com bom aporte de nutrientes

Inibidores

Amônia	< 350 ppm (Base Seca)
Cobre	< 720 ppm
Sais	< 2 %

Fonte: Adaptado de ROSE, 2009, p. 38.

Com relação a capacidade de minimizar a emissão de metano pela camada de cobertura, através da função de barreira biológica, Maciel (2003) cita que as bactérias metanotróficas consomem cerca de 10 a 20% do metano percolado pelo solo. Outras porcentagens de oxidação também podem ser citadas, como 10 a 25% para Bour (2013), 10% para Di Bella; Di Trapani e Viviani (2011), de 4 a 50% para Spokas (2006) e de 2 a 64% para Abichou (2006). Tais variações ocorreram justamente devido a influência dos fatores comentados na Tabela 8.

Vale ainda destacar que as bactérias metanotróficas são capazes de oxidar não só o metano, como também muitos outros compostos orgânicos, como os aromáticos e hidrocarbonetos halogenados (GEORGE et al., 2007). Isto porque estas bactérias são capazes de metabolizar outros substratos de metano, visto que a enzima que catalisa um átomo de oxigênio para a molécula de metano, também pode realizar uma reação semelhante, envolvendo substratos orgânicos mais complexos (HUBER-HUMER, 2004). Contudo, sabe-se que a existência do gás tolueno na composição do volume total de gases gerados em aterros sanitários pode influenciar negativamente na oxidação de metano na camada de cobertura, devido a sua toxicidade para as bactérias (SU et al., 2014).

1.10 Métodos para Coleta e Análise dos Gases emitidos pela Camada de Cobertura de Aterros Sanitários

As principais formas de levantamento da emissão de gases pela camada de cobertura de aterros sanitários buscam averiguar, principalmente, valores de fluxos e de concentração destes gases emitidos. Valores que podem ser mensurados *in situ* ou *ex situ*, assim como de maneira local, em pontos específicos, e de maneira global, no aterro sanitário como um todo.

A seguir serão apresentadas algumas destas formas de medidas experimentais e suas características.

1.10.1 Câmaras de Fluxo

As câmaras de fluxo são equipamentos largamente utilizados a fim de possibilitar a medição das emissões de gases pela camada de cobertura (SHAH, 2014; CHAKRABORTY et al., 2011; OLIVEIRA et al., 2013; MACIEL, 2003; MARIANO, 2008). Nesta metodologia há um acúmulo dos gases, de maneira a restringir a passagem de ar liberado pelo solo para a atmosfera, de modo que as mudanças de concentração do gás dentro da câmara possam ser medidas. Para isso, amostras de ar do interior da câmara são coletadas ou medidas em intervalos de tempo previamente determinados, sendo a variação na concentração dos gases quantificadas *in situ*, quando há o uso de sistemas automatizados, ou posteriormente, no laboratório, por infravermelho ou cromatografia gasosa (GUEDES, 2007).

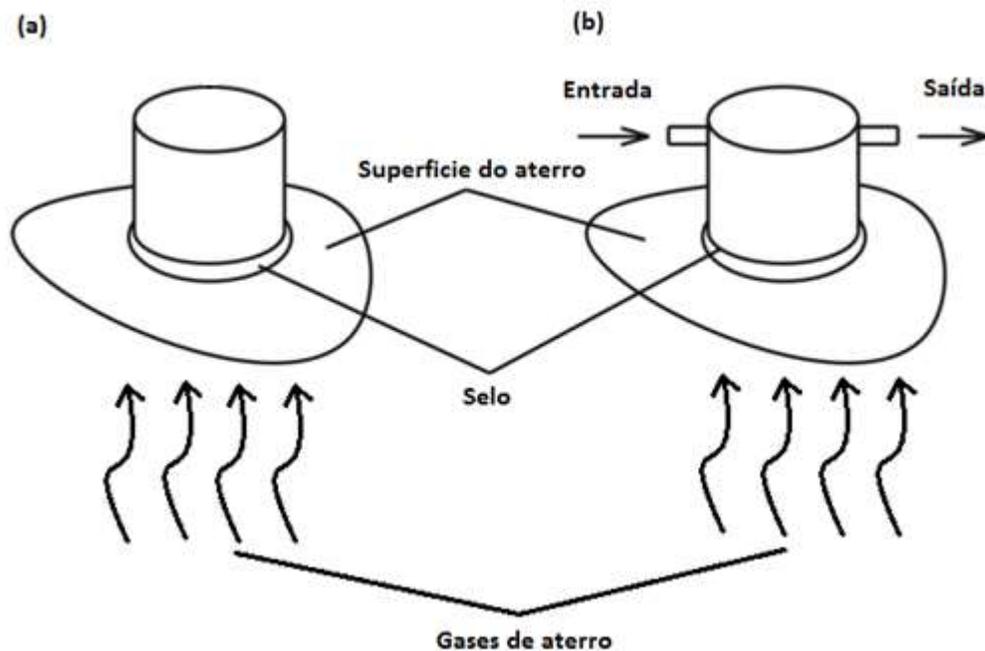
Existem dois modelos de câmaras de fluxo utilizados: as caixas fechadas (estática) e as semiabertas (dinâmica), as quais devem ser cravadas no solo da camada de cobertura do aterro e que permitem avaliar a concentração dos gases emitidos em relação ao tempo (MACIEL, 2003).

No modelo dinâmico, onde as placas de fluxo são semiabertas, os gases no interior da placa são diluídos através de um fluxo contínuo de ar para serem em seguida analisados e por fim dispersos na atmosfera (MACIEL, 2003). Com isso, o fluxo é medido pela diferença de concentração na entrada e na saída da câmara de fluxo (BISZEK, 2006).

Por outro lado, no método estático, onde as placas são fechadas, os gases são analisados sem diluição e retornam em seguida para a placa em um ciclo fechado (MACIEL, 2003). Neste caso, o fluxo de gases entre os poros da camada de cobertura e o interior da placa de fluxo é realizado através do processo de difusão, por isso ao ser atingido um estado de equilíbrio, ou saturação, a emissão dos gases tenderá a zero, visto que não haverá mais diferença de concentração entre eles (BISZEK, 2006).

Na Figura 20 pode ser visualizado o esquema de ensaios de placa de fluxo estático (a) e dinâmico (b).

Figura 20 – Esquema das placas de fluxo dinâmica e estática.



Legenda: (a) – câmara de fluxo estática; (b) – câmara de fluxo dinâmica.

Fonte: Adaptado de BISZEK, 2006, p. 36.

Dentre as vantagens e desvantagens da utilização das câmaras de fluxo Maciel (2003), Mosher et al. (1996) citam as seguintes:

Vantagens: maior precisão 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 no local

avaliado (permeabilidade, densidade, umidade, temperatura, etc), permite avaliação simultânea de diversos gases.

Desvantagens: necessita de inúmeros ensaios para obtenção da emissão total do aterro, duração do ensaio prolongada, a depender das dimensões da placa e possibilidade de modificação das características da cobertura na cravação.

Com relação as características físicas, ou seja, dimensões das câmaras utilizadas para a coleta dos gases que fluem pela camada de cobertura, não há medidas consideradas padrão destes equipamentos, visto que diversas são as dimensões utilizadas por diferentes autores.

Na Tabela 9 é apresentada uma lista de autores relacionados às diferentes características físicas das câmaras de fluxo, que foram utilizadas em cada uma de suas pesquisas.

Tabela 9 – Características físicas das câmaras de fluxo utilizadas por diferentes autores.

Referencia	Material	Forma	Dimensões (cm)		Área (m ²)	Volume (L)
			Base	Altura		
Park et al. (2013)	PVC	Cilíndrica	Φ200	1000	0,03	31,4
Teixeira (2009b)	PVC	Cilíndrica	Φ40	24	0,13	30
Di Bella; Di Trapani e Viviani (2011)	NC	NC	NC	NC	0,08	26
Oliveira et al. (2013)	Aço Galvanizado + Acrílico	Retangular	40x40	5	0,16	8
Bietlot et al. (2013)	Aço Galvanizado + Acrílico	Quadrada	NC	NC	0,25	29
Geck; Gebert e Röwer (2013)	Alumínio + Plástico	Quadrada	880x880	50	17,6	8800
Kumar et al. (2004)	Aço Galvanizado	Retangular	31x52	70	0,16	112,8
Hegde; Chang e Yang (2003)	Acrílico	Quadrada	40x40	65	0,16	96
Börjesson et al. (1998)	Aço Inox	NC	NC	NC	0,205	51,3
Bogner e Burton (1997)	Aço Inox	NC	NC	NC	NC	19
Mosher et al. (1996)	NC	Cilíndrica	NC	NC	NC	9
Asadi et al. (2013)	NC	Cilíndrica	Φ40	20	0,01	0,025
Schroth et al. (2012)	NC	Cilíndrica	Φ31	17	0,0007	0,012
Abichou et al. (2006)	Alumínio Polido	Quadrada	63x63	20	0,4	80
Reinhart; Cooper e Walker (1992)	Aço Inox	Cilíndrica	Φ71,12	30,48	NC	NC
Maciel (2003)	Aço Galvanizado + Acrílico	Retangular	40x40	5	0,16	8
Mariano (2008)	Aço Galvanizado + Acrílico	Retangular	40x40	5	0,16	8

*NC – Não Citado

Assim como pode ser observado na Tabela 9, os autores que utilizaram a câmara que mais difere das dimensões das outras foram Geck, Gebert e Röwer (2013), visto que o volume desta tem valor de 8800 L, ou seja, é um volume muito maior do que o utilizado em todos os outros. Esta pesquisa teve como proposta a utilização de uma câmara de fluxo maior, a fim de suprir um dos lados negativos deste equipamento, que é averiguar a emissão de gases de maneira pontual (BISZEK, 2006). Porém, após cravação desta placa, esta, devido ao seu tamanho, dificulta a mobilidade para outros pontos do aterro.

Tendo em vista a função para a qual as câmaras de fluxo foram projetadas: confinar os gases que são emitidos pelas camadas de cobertura situada logo abaixo destas (CHAKRABORTY et al., 2011), apenas com a utilização deste equipamento não há como mensurar a composição dos gases, por isso há a necessidade de se utilizar equipamentos de coleta destes gases para posterior quantificação, ou outros que realizem tal quantificação no próprio local.

Dentre os métodos com a finalidade de coletar os gases contidos nas placas de fluxo, um dos mais utilizados são as seringas plásticas. A coleta das amostras é realizada em intervalos de tempo pré-definidos, os quais podem variar entre autores. Guedes (2007) cita que este intervalo deve ser de 10 em 10 minutos, Hegde; Chang e Yang (2003) citam 30 minutos de intervalo, Jha et al. (2008), 15 minutos e Chakraborty et al. (2011) citam 5 minutos de intervalo. Após a coleta, tais amostras são levadas para laboratório e analisadas por cromatografia gasosa.

Com a utilização desta técnica é possível observar as mudanças de concentração dos gases em relação ao tempo, estimando-se assim a concentração e o fluxo dos gases na placa de fluxo.

Segundo Hegde; Chang e Yang (2003); Park et al. (2013); Mosher et al. (1996) e Asadi et al. (2013), a taxa de emissão de gases pode ser calculada por ajuste de regressão linear para diferentes concentrações de dióxido de carbono e de metano, e em função do volume e da área da câmara de fluxo, assim como apresentado na Equação 2.

$$F = V/A \times \Delta C/\Delta t \quad (2)$$

Onde F é a taxa do gás que está sendo medido ($\text{mg m}^{-2} \text{h}^{-1}$); V é o volume da câmara (m^3); A é a secção transversal da câmara (m^2); ΔC é a diferença de concentração entre o tempo zero e o tempo t (mg m^{-3}) e Δt é o tempo de duração entre dois períodos de amostragem (h).

Segundo Maciel (2003) há diversas variáveis que podem afetar o cálculo do fluxo de gases na camada de cobertura, dentre elas se pode citar o tempo de ensaio, ou seja, o tempo o qual a câmara de fluxo deve ficar cravada no solo. As principais características que são afetadas durante um longo tempo de cravação são a pressão, a temperatura e a concentração dos gases, de modo que estes tendem a aumentar, fazendo com que o fluxo de emissões diminua até que atinja a estabilização (MACIEL, 2003).

Porém, sabe-se que o tempo de cravação das placas é algo que ainda não está devidamente consolidado, uma vez que são muitas as literaturas que apresentam diferentes tempos de cravação em seus estudos. Em Börjesson et al. (1998) e Hegde; Chang e Yang (2003), por exemplo, cita-se o tempo de cravação da placa de fluxo com duração de 1 hora. Por sua vez, em Jha et al., 2008, foi utilizado um tempo de cravação de 45 minutos, já Bogner e Burton (1997) e Biszek (2006) citam uma duração de 30 minutos. Por fim, Mosher et al. (1996), cita uma duração de no máximo 5 minutos.

Outra maneira de se analisar os gases confinados nas câmaras de fluxo é utilizando medições *in situ*, através de equipamentos portáteis, que possuem a capacidade de ler e analisar a composição destes gases. Como por exemplo, em Oliveira et al. (2013), Silva (2011) e Maciel (2003) foi utilizado o GEM 2000, que é um equipamento onde a leitura de metano é realizada por uma frequência de absorção infravermelha, já em Mariano (2008) foi utilizado o Drager X-am 7000, também por absorção infravermelha. No caso de Di Bella; Di Trapani e Viviani (2011) foi utilizado o equipamento Telegas Gas-Tec, onde a medida é feita por um detector de ionização de chama (DIC), assim como em Scheutz et al. (2011) e Di Bella; Di Trapani e Viviani (2013). Já em Park et al. (2013) a medição foi feita através de um detector de metano a laser (DML).

Na Tabela 10 podem ser observados resultados referentes à emissão de metano de estudos que utilizaram a metodologia de câmara de fluxo estática, realizados em diversos aterros no mundo, com os quais foram utilizadas técnicas de medição *in situ* (DIC, DML, ...) ou *ex situ* (Seringas e Cromatografia Gasosa).

Tabela 10 – Resultados de emissão de gás metano em diferentes literaturas.

Autor	Média de Emissão (g m⁻² dia⁻¹)	Máximo (g m⁻² dia⁻¹)	Mínimo (g m⁻² dia⁻¹)	Tipo de Aterro/Tipo de Cobertura	Método de Análise
Di Bella; Di Trapani e Viviani (2011)	35,4	695,5	0,09	Aterro Sanitário/Intermediária e Final	Placa de fluxo + FID portátil
Park et al. (2013)	37,5	59	6,4	Aterro Sanitário/Intermediária	Placa + LMD portátil
Hegde; Chang e Yang (2003)	3,8	18,2	0	Aterro Sanitário/Final	Placa + Seringa (CG)
Chakraborty et al. (2011)	24,9	86,6	2,9	Aterro Controlado/Intermediária	Placa + Seringa (CG)
Oliveira et al. (2013)	13,7	35,23	0	Aterro Sanitário/Intermediária	Placa + GEM 2000
Di Trapani; Di Bella e Viviani (2013)	17,3	1114,6	0,009	Aterro Sanitário/Intermediária	Placa de fluxo + FID portátil
Mosher et al. (1996)	NA*	1495	45	Aterro Controlado/Intermediária	Placa + Seringa (CG)
Asadi et al. (2013)	1,14	18,3	0,001	Aterro Sanitário/Final	Placa + Seringa (CG)
Scheutz et al. (2014)	NA*	446	3	Aterro Sanitário/NA	Placa de fluxo + FID
Abichou et al. (2006)	53,6	596	NA*	Aterro Sanitário/Intermediária e Final	Placa + Seringa (CG)
Dever et al. (2013)	1800	5400	NA*	Aterro Sanitário/Intermediária	Placa de fluxo
Maciel (2003)	192,9	362,9	103,9	Aterro Controlado/Intermediária	Placa + GEM 2000
Mariano (2008)	81,9	401	0	Aterro Controlado/Intermediária	Placa + DRAGER

*NA – Não apresentado.

1.10.2 Infravermelho

Em se tratando de métodos de medição global, o infravermelho é hoje o mais utilizado, devido à abrangência de uma metodologia mais específica e precisa (VEOLIA ENVIROMENT, 2008).

Este método se baseia na emissão de feixe de luz infravermelho, o detector mede a intensidade da luz infravermelha e calcula as perdas dessa radiação. O procedimento pode ser repetido diversas vezes em diferentes distâncias do ponto a ser analisado, a fim de obter resultados mais precisos (BISZEK, 2006).

A quantificação, utilizando detectores de infravermelho, ocorre devido a capacidade que os gases CO_2 , CH_4 e N_2O possuem de absorver a radiação eletromagnética na faixa do infravermelho (COSTA, 2006).

Dentre as vantagens e desvantagens da utilização das infravermelho, Maciel (2003) e Costa (2006) citam as seguintes:

Vantagens: mais preciso na obtenção da emissão total do aterro cobrindo rapidamente vários hectares, pode ser mais prático, pois é possível quantificar os gases CO_2 , CH_4 e N_2O em uma única amostragem em toda a área.

Desvantagens: alto custo, tecnologia nem sempre disponível, necessita mão de obra qualificada, não identifica as causas reais da emissão (solo mal compactado, presença de fissuras ou aumento da pressão dos gases sob a camada, etc.), maior susceptibilidade as condições meteorológicas (velocidade do vento, pressão atmosférica).

1.10.3 Traçadores

O método por traçadores se baseia na liberação de volume conhecido de um gás inerte (marcador), o qual na maioria das vezes se caracteriza pelo hexafluoreto de enxofre (SF_6), próximo a área que se deseja avaliar (BISZEK, 2006). O gás liberado é misturado com o gás emitido através da camada de cobertura, criando uma “nuvem”, sendo possível quantificar tal emissão (BISZEK, 2006).

Utilizando a razão metano/marcador observada, pode-se derivar o fluxo de metano em aterros sanitários, através da seguinte Equação 3 (MOSHER et al., 1996):

$$F = R_t \times (C_m/C_t) \quad (3)$$

Onde F é a taxa do gás que está sendo medido; R_t é a taxa de emissão do marcador (SF_6); C_m a concentração do gás que está sendo medido e C_t a concentração do marcador.

A concentração de metano pode ser determinada por detector de ionização na chama (DIC) e a concentração do marcador por detector de captura de elétrons (DCE) (BISZEK, 2006).

Para Babilotte (2011), o qual realizou um estudo de comparação dos métodos de detecção da emissão de metano pela camada de cobertura de aterros, o método de traçadores se apresentou como o mais promissor, visto que este se mostrou mais facilmente utilizável, em se tratando de métodos globais.

Para que a técnica seja aplicada de maneira correta é necessário, primeiramente, conhecer a direção do vento no momento da amostragem, além de que as condições climáticas devem ser suficientes para que o marcador seja efetivamente misturado ao gás emitido (MONSTER et al., 2015).

1.10.4 Método Micro meteorológico

Este método costuma ser proposto para medição de emissão global (SCHARFF et al., 2005). Ele se caracteriza pela medição de gradientes de concentração através de um plano horizontal imaginário, a cerca de 0,5 a 3 metros acima da superfície do aterro (OONK, 2010). Para isso são necessárias informações como direção e intensidade dos ventos (SCHARFF et al., 2005).

Esta técnica, no entanto, só pode ser aplicada em terrenos bastante planos e onde as emissões ocorrem de forma bastante homogênea, o que faz com que seja esta, uma grande desvantagem, posto que quase não existem aterros totalmente planos (SCHARFF et al., 2005).

De acordo com (BISZEK, 2006) os principais fatores que influenciam este método são as características topográficas e o conhecimento do comportamento da difusão dos gases entre aterro e atmosfera, o qual deve ser bem homogêneo.

Algumas das vantagens deste método é a fácil automação, que permite medições em períodos mais longos de tempo e a possibilidade de monitoramento simultâneo de CH₄ e CO₂, assim como sua capacidade de ser executado durante semanas ou vários meses, dando uma boa indicação da variabilidade temporal e das emissões médias (OONK, 2010).

Ao analisar as técnicas como, câmara de fluxo, infravermelho, traçadores, micro meteorológica e outras, observa-se que para a determinação do melhor procedimento a ser utilizado, devem ser observados os seguintes pontos (REAL, 2005):

- Identificação das técnicas mais apropriadas para cada tipo de medição;
- Avaliação dos procedimentos de medição (frequência de amostragens, etc.);
- Avaliação da influência das características do material de cobertura do aterro nas emissões superficiais de biogás;
- Avaliação da importância dos processos de oxidação do metano;
- Avaliação da importância dos fatores atmosféricos;
- Estabelecimento da influência dos mecanismos de advecção e difusão;
- Condições de operação do aterro.

1.11 Poços de drenagem de gases

A geração constante de gases no interior do aterro é responsável pelo aumento da pressão, dado que a massa de resíduos fica isolada através da camada de cobertura. Assim, a fim de que as pressões não se tornem tão elevadas, ao ponto de que ocorram rupturas na massa de resíduos, devem ser implantados sistema que drenem tais gases de maneira adequada. Para isso, devem ser implantados sistemas de drenagem.

Tal drenagem é realizada através de poços verticais e drenos horizontais.

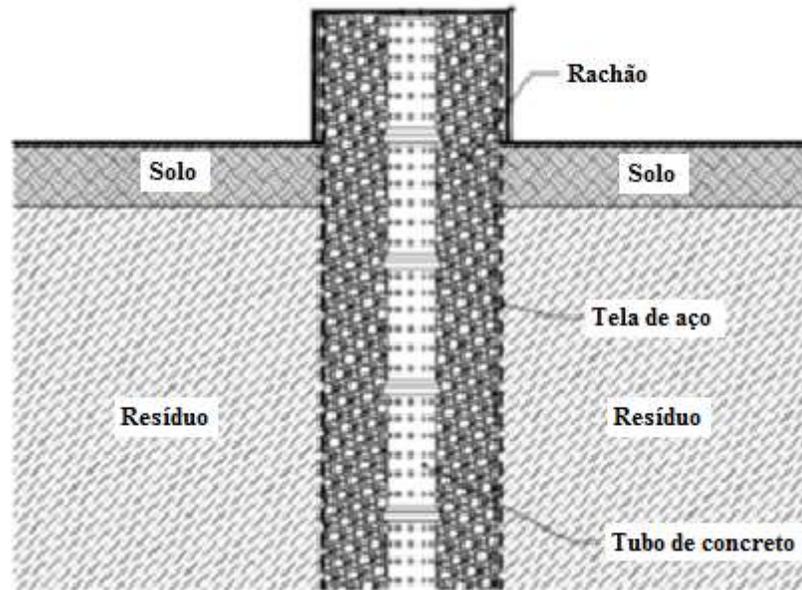
Os drenos horizontais tem como o objetivo captar os gases gerados na massa de resíduos e conduzi-los aos poços verticais. Comumente a implantação dos drenos ocorre em todas as células de resíduos, na medida em que o aterro vai sendo alteado. Estes são constituídos por tubos perfurados de concreto envoltos por uma camada de pedra de mão de espessura não inferior a 0,50m, mantida junto aos tubos, através da instalação de uma tela metálica (SILVA, 2011).

Já os poços verticais são implantados nos aterros a partir da fundação e mantém um alteamento contínuo até a última célula de resíduos, com a função de promover a saída do gás, como forma de alívio de pressões internas no aterro (SILVA, 2011). Estes são compostos por tubos perfurados de concreto, envoltos por um anel de pedra de mão com espessuras não inferiores a 0,50 m, fixadas por meio de uma tela metálica (SILVA, 2011).

Segundo Silva (2011) a função da pedra de mão é coletar e conduzir os percolados produzidos pelos resíduos ao sistema de drenagem de fundação, enquanto que o tubo de concreto visa assegurar uma superfície livre para escoamento dos gases. Os poços verticais quando mantidos da maneira citada, são considerados de extração passiva, ou seja, os gases são induzidos para o meio externo sem que haja sucção dos gases no local (Vide Figura 9).

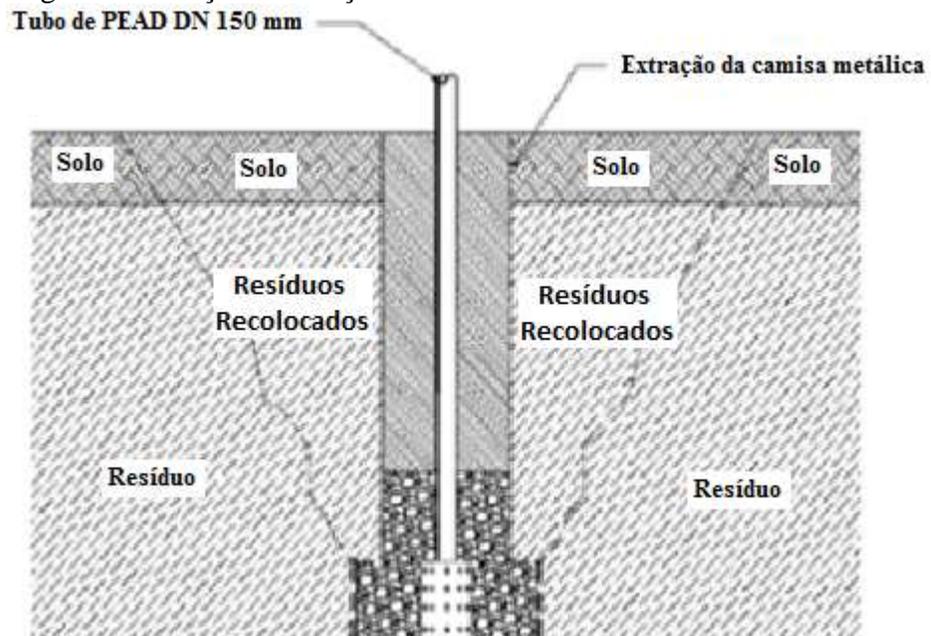
Na extração ativa, os poços são conectados a uma fonte de vácuo e a captação costuma ser ajustada para que ocorra da maneira mais eficaz possível (Vide Figura 10). Para tal adaptação são realizadas escavações no entorno dos poços verticais, em seguida é colocada uma tela metálica em volta da tubulação que posteriormente será preenchida com pedra rachão, por dentro do poço coloca-se um tubo de Poli Etileno de Alta Densidade (PEAD), para que haja a possibilidade da fonte de vácuo alcançar as regiões mais profundas. Após essas modificações a parte externa a tela, que foi escavada, deve ser preenchida novamente por resíduos e pela camada de cobertura, e por fim a tela metálica deve ser retirada, concluindo assim a transformação dos poços de captação em ativos (SILVA, 2011).

Figura 21 – Poço de extração passiva.



Fonte: SILVA, 2011, p. 54.

Figura 22 – Poço de extração ativa.



Fonte: SILVA, 2011, p. 56.

2 METODOLOGIA

Neste capítulo serão abordadas, primeiramente, as características físicas, climáticas e operacionais do local, a fim de que se possa melhor conhecer a área em que o estudo foi realizado.

Além disso, serão demonstrados, os procedimentos adotados para a escolha dos pontos de amostragem e por fim, serão apresentados os materiais utilizados, assim como os métodos de utilização de cada um dos instrumentos de coleta, análise dos gases e outros dados coletados.

2.1 Características do Aterro Sanitário em Estudo

As características do aterro em estudo, descritas neste capítulo, foram obtidas através do Relatório de Impacto Ambiental (RIMA) do empreendimento, do site da empresa e de alguns estudos que tiveram como local de trabalho este mesmo aterro, já que não nos foi concedido acesso à informações mais detalhadas do aterro sanitário.

A Central de Tratamento de Resíduos Sólidos (CTR) de Seropédica está situada a 9 km do centro de Seropédica, a 11 km da APA do Guandu, a 17 km da Barragem/Captação/ETA Guandu e a 8 km da Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro (UFRRJ), na Estrada Santa Rosa, no município de Seropédica, Rio de Janeiro. A situação atual desta CTR pode ser visualizada na Figura 23.

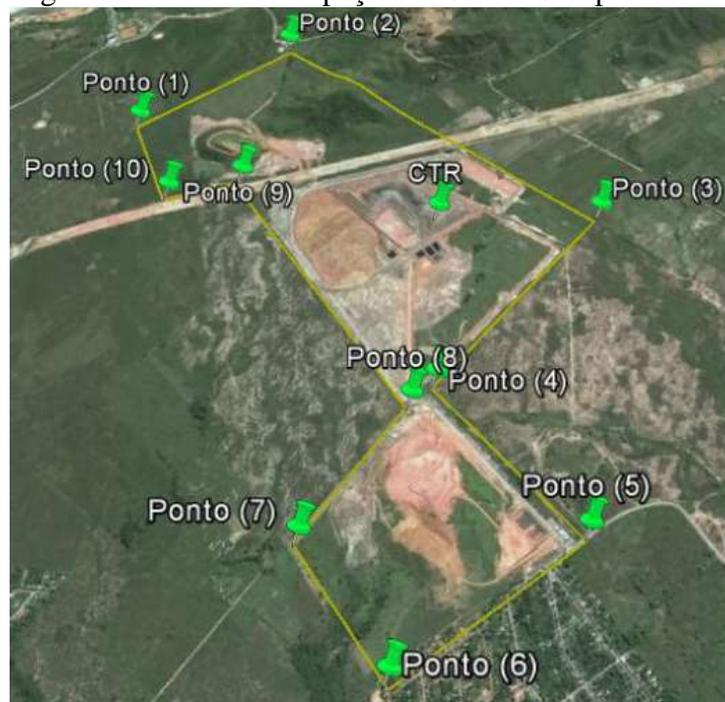
Figura 23 – Situação atual da Central de Tratamento de Resíduos de Seropédica.



Fonte: CICLUS, 2015 (http://www.ciclusambiental.com.br/ciclus_ctr.php, em 17 de junho de 2015).

A CTR esta localizada em uma área útil de cerca de 2.226.000 m² e as coordenadas geográficas dessa área são apresentas na Figura 24 e Tabela 11 (AMORIM, 2013).

Figura 24 – Área de ocupação da CRT – Seropédica.



Fonte: AMORIM, 2013, p. 57.

Tabela 11 – Coordenadas geográficas dos limites da área da CTR – Seropédica.

Ponto	Latitude	Longitude
1	22°47'1.60"S	43°46'27.89"W
2	22°46'45.89"S	43°46'7.86"W
3	22°47'14.28"S	43°45'14.30"W
4	22°47'41.82"S	43°45'34.57"W
5	22°48'1.57"S	43°45'11.10"W
6	22°48'20.61"S	43°45'33.86"W
7	22°48'4.08"S	43°45'48.92"W
8	22°47'45.03"S	43°45'37.52"W
9	22°47'10.85"S	43°46'9.39"W
10	22°47'13.98"S	43°46'19.97"W

A Topografia do local em que a CTR foi implantada tem características favoráveis à operação, com grandes áreas planas (área entre os pontos 1, 2, 3, 8, 9 e 10), além de dispor de áreas com disponibilidade natural de solos argilosos, que são usados como área de jazida (área entre os pontos 4, 5, 6 e 7) para a cobertura diária dos resíduos (RIMA - SEROPÉDICA).

A CTR teve sua operação iniciada em 20 de abril de 2011 e recebe resíduos dos municípios de Seropédica, Itaguaí e Rio de Janeiro, com uma média atual de 14 mil toneladas por dia.

Durante operação da CTR de Seropédica, está prevista a cobertura diária das células de resíduos com uma camada de solo de 50 cm de espessura. Tal procedimento evita a atração de animais, tais como baratas, ratos e aves, além de prevenir o carreamento dos resíduos provocado por ventos ou chuvas.

A operação do aterro é dividida em 5 diferentes fases (Vide Figura 13):

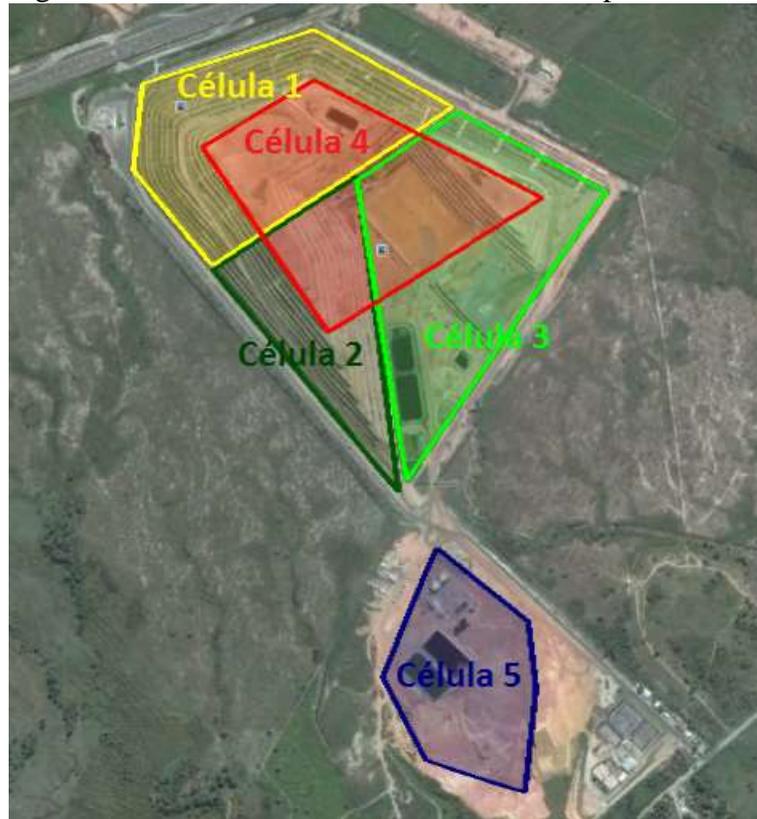
- Fase 1: preenchimento da célula 1, com área total de 141.441 m², altura de 65 m e 3.327.997 toneladas de resíduos;
- Fase 2: preenchimento da célula 2, com área total de 228.385 m², altura de 65 m e 8.198.218 toneladas de resíduos;
- Fase 3: preenchimento da célula 3, com área total de 256.699 m², altura de 65 m e 9.214.590 toneladas de resíduos;

- Fase 4: célula 4, que compreende no alteamento das células 1, 2 e 3 justas, com área total de 611.208 m², altura de 65 a 110 m e 12.358.000 toneladas de resíduos;
- Fase 5: preenchimento da célula 5, com área total de 394.123 m², altura de 82 m e 21.284.139 toneladas de resíduos.

A localização das 5 células é mostrada na Figura 13, onde a célula 1 esta representada em amarelo, a célula 2 em verde escuro, a célula 3 em verde claro, a célula 4 em vermelho e célula 5 em azul.

Durante a realização da coleta das amostras deste trabalho, a operação na célula 1 estava encerrada e esta ocorria concomitantemente nas células 2 e 3.

Figura 13 – Células do aterro sanitário de Seropédica.



2.1.1 Clima

Segundo Rocha (2011) a região se caracteriza por características climáticas que a classificam como clima subtropical a tropical chuvoso, apresentando um inverno seco e verão quente, devido a sua topografia marcada por altas encostas próximas ao mar.

Durante o inverno há pouca chuva, caracterizando-o como mais seco do que outras estações, com ocorrência de entradas de frentes frias. Já no verão podem ser observados os maiores picos de precipitação, podendo estes serem registrados acima de 100 mm dia⁻¹ (ROCHA, 2011). Em se tratando da evaporação esta se caracteriza por uma média de 700 mm ao ano (ROCHA,2011).

Nas Figuras 14 a 19 são apresentados dados meteorológicos dos anos de 2012 a 2014, obtidos a partir da Estação Meteorológica Automática Seropédica-Ecológica Agrícola, operada pelo Instituto Nacional de Meteorologia, dados estes que foram solicitados através do site na internet do instituto (<http://www.inmet.gov.br/portal/index.php?r=estacoes/mapaEstacoes>).

A Figura 14 está relacionada ao comportamento da temperatura, sendo caracterizada como temperatura do ar média mensal. As temperaturas mais elevadas, observadas nestes anos se compreenderam entre os meses de verão e primavera (setembro a março) , já os meses de inverno (junho a setembro) apresentam as menores temperaturas.

Com relação à umidade relativa do ar, retratada na Figura 15, pode se averiguar que esta apresenta uma média anual em torno de 80%.

Já a pressão atmosférica varia em função inversa a temperatura, apresentando maiores médias no inverno, com médias de variação entre 1014 e 1019 hPa, e menores no verão com variações entre 1006 e 1010 hPa, assim como pode ser observado na Figura 16.

A Figura 17 apresenta a velocidade do vento na região, a qual se caracteriza por uma média anual em entorno de 2 m/s. Vale ressaltar a ocorrência de rajadas de vento constantes, as quais apresentam direções predominantes de nordeste e sudoeste.

Na Figura 18 pode se notar que os níveis de radiação, assim como as temperaturas, são mais altos entre os meses de setembro a março. Tais meses também podem ser apontados como os que apresentam as maiores somas mensais de precipitação, assim como pode ser visualizado na Figura 19.

Figura 14 – Temperatura Média do Ar Mensal para os anos de 2012 a 2014 na Estação Meteorológica Automática Seropédica-Ecológica Agrícola.

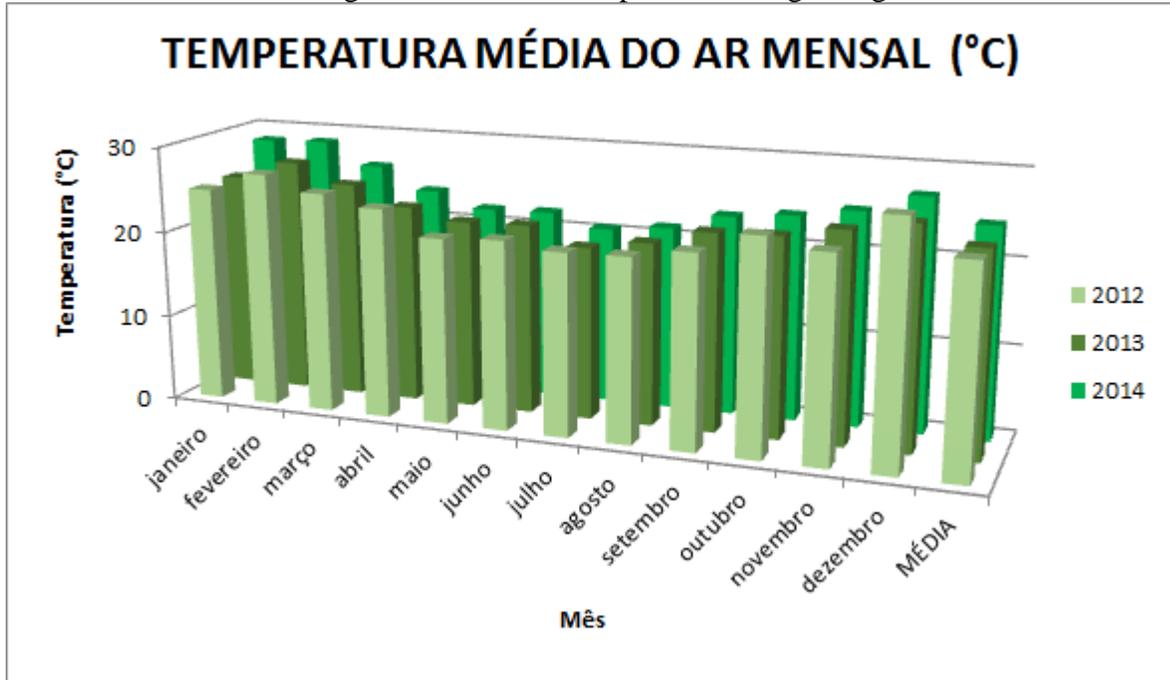


Figura 15 – Umidade Relativa Média Mensal para os anos de 2012 a 2014 na Estação Meteorológica Automática Seropédica-Ecológica Agrícola.

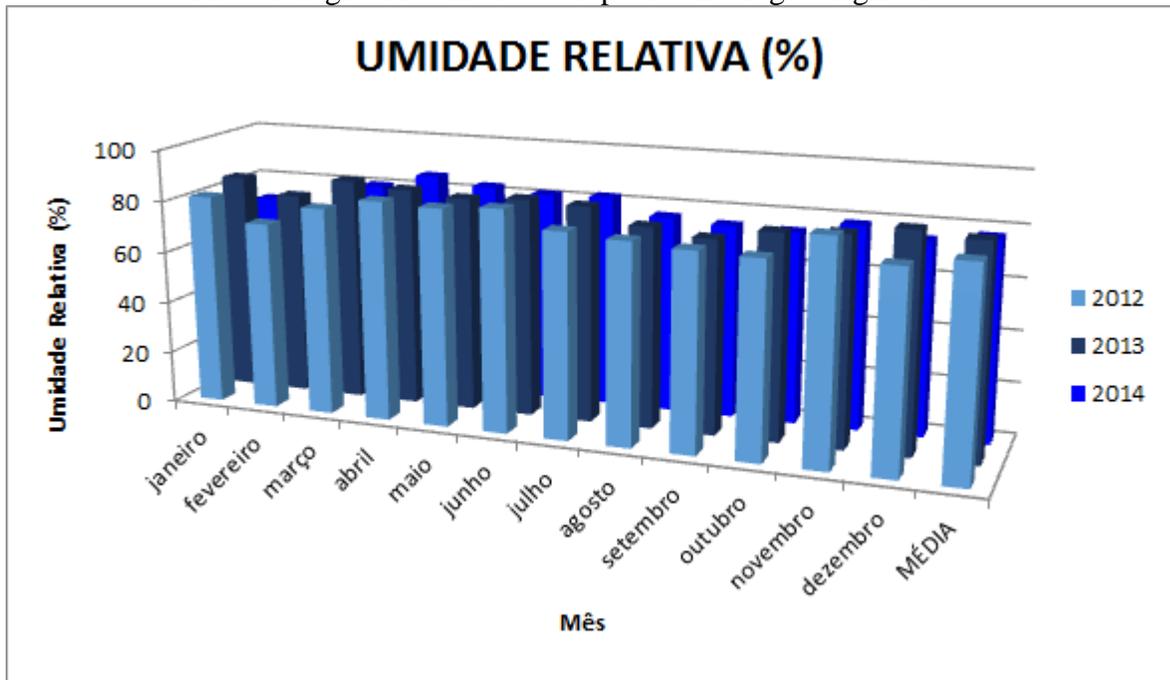


Figura 16 – Pressão Atmosférica Média Mensal para os anos de 2012 a 2014 na Estação Meteorológica Automática Seropédica-Ecológica Agrícola.

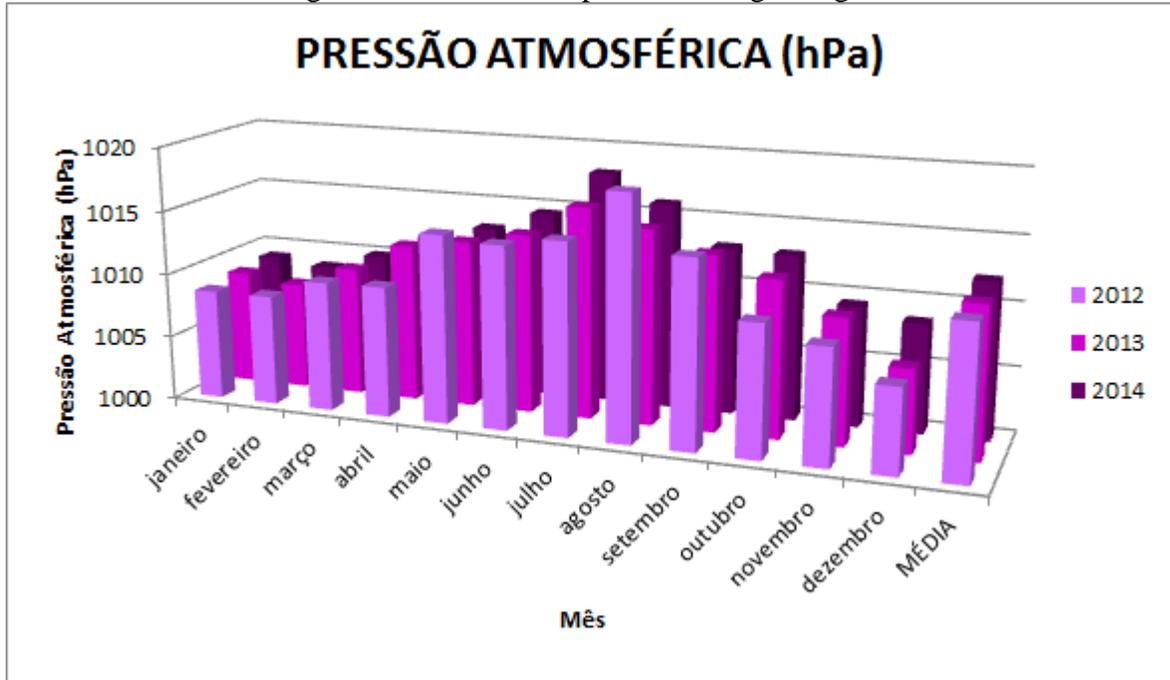


Figura 17 – Velocidade do Vento Média Mensal para os anos de 2012 a 2014 na Estação Meteorológica Automática Seropédica-Ecológica Agrícola.

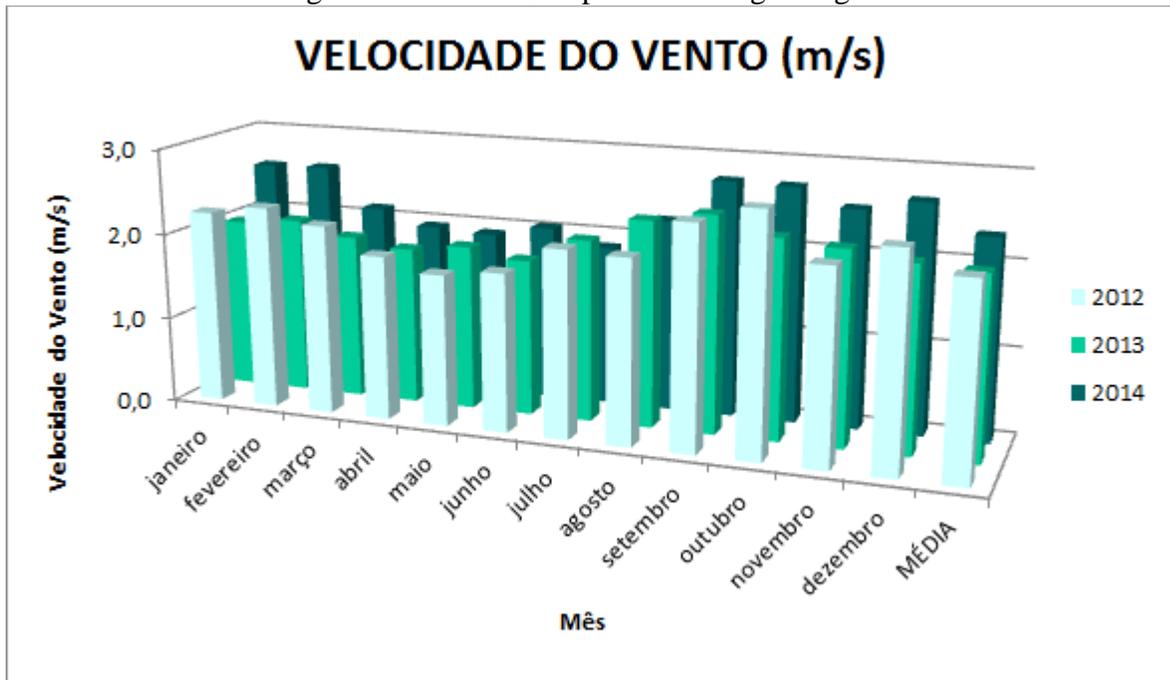


Figura 18 – Radiação Global Média Mensal para os anos de 2012 a 2014 na Estação Meteorológica Automática Seropédica-Ecológica Agrícola.

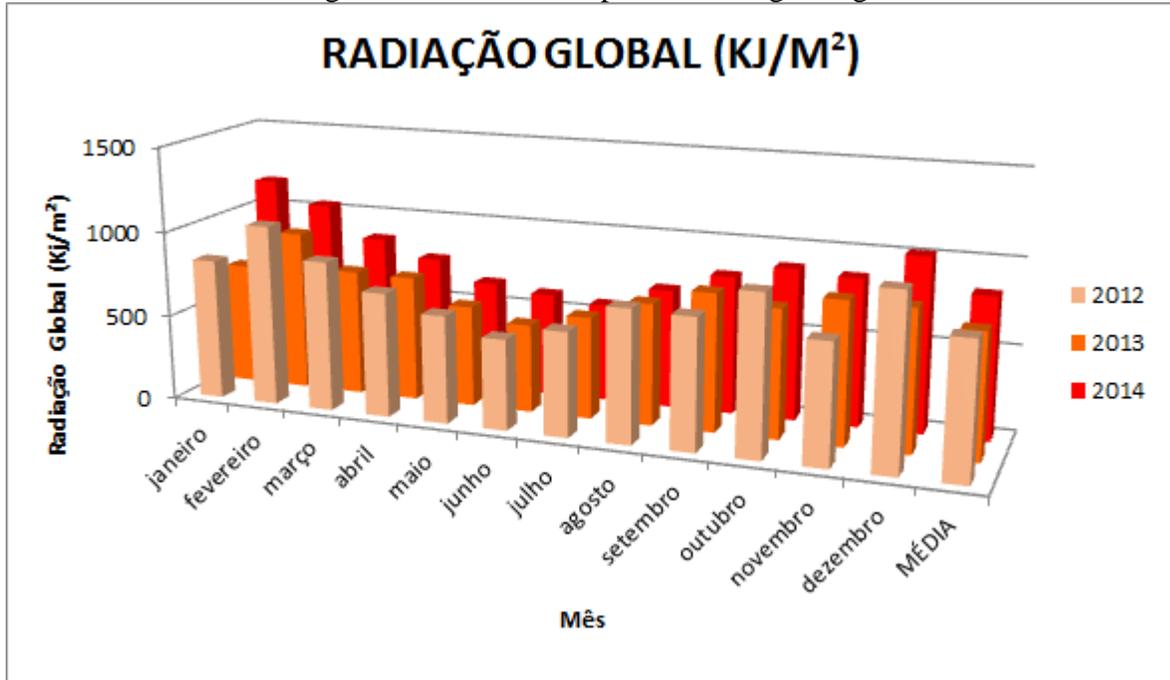
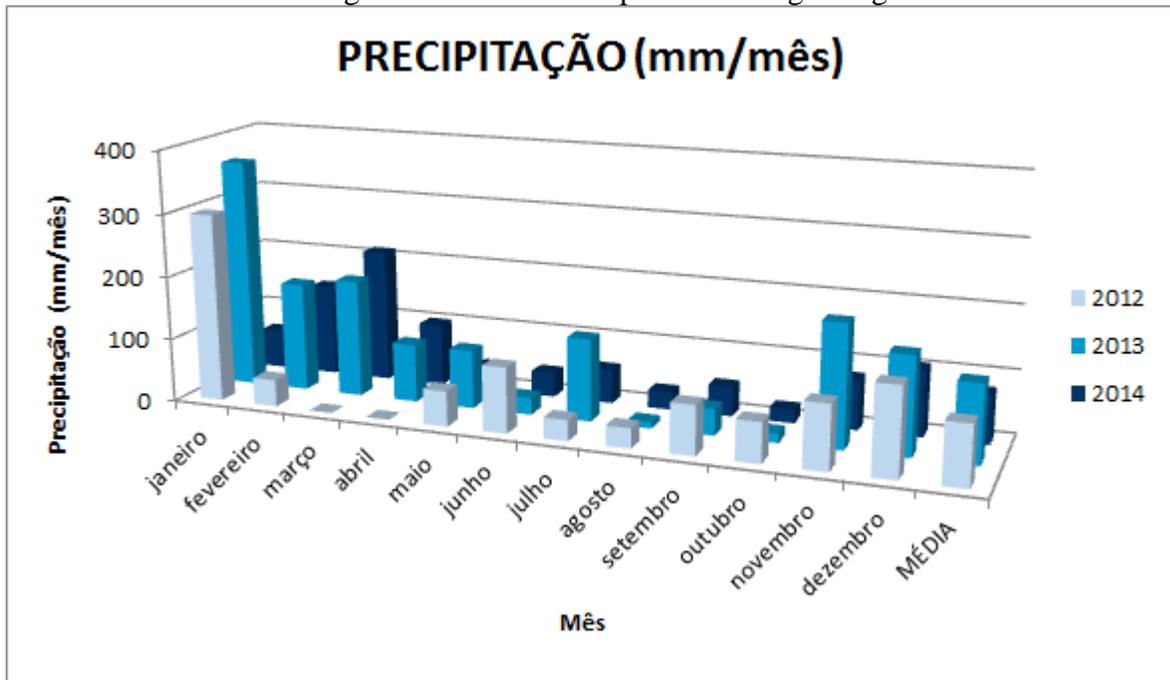


Figura 19 – Precipitação Média Mensal para os anos de 2012 a 2014 na Estação Meteorológica Automática Seropédica-Ecológica Agrícola.



2.1.2 Características Construtivas

O sistema de impermeabilização de base do aterro foi construído visando evitar a contaminação do solo e das águas subterrâneas. Para tanto, em sua fundação foram implantados drenos, a fim de captar a água do lençol freático, caso este venha a se elevar em períodos chuvosos. A partir daí, foi aplicada uma camada de argila compactada de 50 cm, seguida de uma manta de GCL e uma geomembrana de PEAD de 1,5 mm. Logo acima foram implantados drenos emergenciais para a captação de lixiviado, que por acidente venha a ultrapassar as camadas impermeabilizantes superiores. Tais camadas superiores foram compostas por uma manta geotêxtil, argila compactada de 15 cm, sensores de monitoramento, uma camada de geomembrana de PEAD de 2 mm e por fim uma camada de argila compactada de 50 cm, logo abaixo dos resíduos dispostos (RIMA - SEROPÉDICA). As camadas de impermeabilização de base são mostradas na Figura 20.

Figura 20 – Camadas de impermeabilização de base do aterro de Seropédica.



Fonte: CTR Seropédica - http://www.ciclusambiental.com.br/ciclus_ctr.php, em 01/07/2015.

2.1.3 Célula 1, em estudo

Os estudos foram realizados na célula 1 da CTR, que abrange uma área superficial de pouco mais de 140.000 m² e 80 poços verticais de biogás. No momento da coleta das amostras, apenas cerca de 40% dos poços verticais estavam operando com captação ativa dos gases. Esta célula se encontra com cerca de 65 metros de altura, sendo que em projeto estima-se que ela

chegue a 110 metros, ao fim da disposição de resíduos no local. Na Figura 21 pode se visualizar a localização da célula 1 da CTR de Seropédica, destacada em amarelo.

Figura 21 – Localização da célula 1 da CRT de Seropédica.



Fonte: Google Maps, em 16 de setembro de 2015.

2.1.4 Caracterização do solo utilizado como camada de cobertura intermediária

O aterro foi projetado de forma que a execução do lançamento dos resíduos em células obedecesse procedimentos básicos, que se caracterizam por células com altura de 4,0 m, dispostas em taludes inclinados, sendo as camadas de resíduos descarregadas no pé do talude e empurradas com trator de esteira. A cobertura diária dos resíduos é realizada com solo ou materiais inertes (RIMA - SEROPÉDICA). Este sistema de cobertura é tido como convencional, o qual utiliza solo compactado, para cobrir os resíduos, com 50 cm de espessura (JOAQUIM Jr., 2015).

No mesmo período em que esta pesquisa estava sendo desenvolvida Joaquim Jr. (2015) realizou um estudo de comparação do desempenho de sistemas de cobertura (convencional, barreira capilar, e camada evapotranspirativa) em relação à infiltração de água pluvial no aterro

sanitário de Seropédica. Dentre os tipos de coberturas intermediárias estudadas, estava a camada convencional, a qual foi construída utilizando o solo da mesma jazida, e foi utilizado o mesmo procedimento construtivo da camada de cobertura da célula 1.

Assim, devido a fundamental relevância dos parâmetros do solo, no que diz respeito a emissão de gases através da camada de cobertura, foram utilizados os resultados obtidos por Joaquim Jr. (2015) para caracteriza-lo, a fim de descrever as características da camada de cobertura intermediária desta célula.

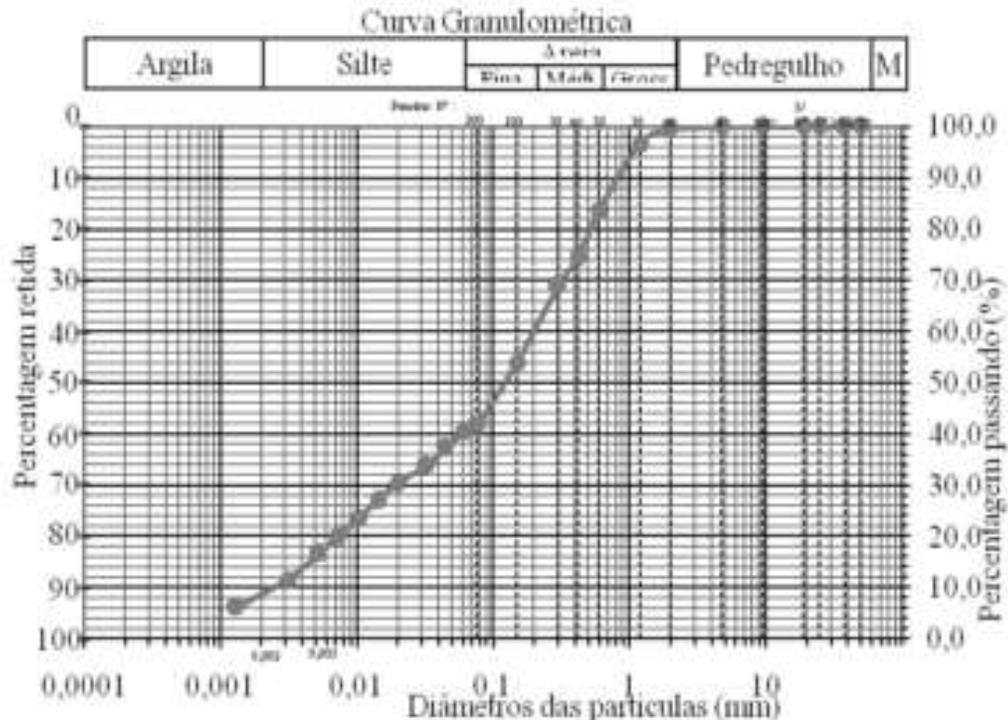
A caracterização geotécnica do solo está apresentada na Tabela 12, e a curva granulométrica na Figura 22. Os resultados o classificam, segundo o Sistema Unificado de Classificado dos Solos (SUCS), como areia siltosa (SM).

Tabela 12 – Caracterização do solo empregado como camada de cobertura intermediária.

Parâmetros	Resultados
Granulometria	
Argila (%)	10
Silte (%)	30
Areia Fina (%)	14
Areia Média (%)	30
Areia Grossa (%)	16
Pedregulho (%)	0,0
Limites de Atterberg	
Limite de Liquidez (%)	56,5
Limite de Plasticidade (%)	34,4
Índice de Plasticidade (%)	22,1
Massa específica dos grãos (kN m⁻³)	27,5

Fonte: JOAQUIM Jr., 2015, p. 123.

Figura 22 – Curva granulométrica do solo aplicado na camada de cobertura intermediária.



Fonte: JOAQUIM Jr., 2015, p. 123.

O ensaio de Proctor Normal indicou massa específica seca máxima de $15,19 \text{ kN m}^{-3}$ e umidade ótima de 23,5%. Foi realizado no campo um ensaio para a determinação da massa específica *in situ*, tendo sido definido valor de massa específica seca de $12,38 \text{ kN m}^{-3}$. O grau de compactação é determinado pela relação (em percentual) entre a massa específica seca determinada no campo e a massa específica seca máxima definida em laboratório; este experimento resultou em um grau de compactação de 81,5%. O grau de compactação abaixo de 90% sugere que durante sua execução não ocorreu o controle de compactação e que em geral este solo foi compactado no ramo seco da curva de compactação, aumentando sua permeabilidade ao gás (MARIANO, 2008).

Em relação à condutividade hidráulica do solo saturado (k_{sat}) em laboratório, realizado através do método de carga decrescente, esta apresentou valor de $4,84 \times 10^{-6} \text{ m s}^{-1}$ com solo retirado no início do experimento, e valor de $1,21 \times 10^{-5} \text{ m s}^{-1}$, em amostra retirada após decorrido um ano de monitoramento (JOAQUIM Jr., 2015 e JOAQUIM Jr. et al. 2015). A ordem de grandeza dos valores encontrados corresponde a valores típicos de areias argilosas e siltosas não compactadas, sendo assim estes valores são elevados, considerando camada de cobertura

compactada. Observa-se ainda, que a exposição ao tempo durante um ano aumentou significativamente o valor da permeabilidade. Foi determinado também a permeabilidade saturada *in situ*, após um ano da instalação da camada, utilizando o método do permeâmetro de carga constante modelo IAC, resultando em um valor de $2,97 \times 10^{-5} \text{ m s}^{-1}$ (JOAQUIM Jr., 2015).

Observa-se, assim, que o solo utilizado na célula 1 apresenta características impróprias para camadas de cobertura de aterros, já que o percentual de areia deste é muito elevado, fazendo com que a condutividade hidráulica seja alta. Salienta-se mais uma vez, no entanto, que esta camada é intermediária. Neste trabalho, não foi realizada a determinação da permeabilidade ao ar.

2.1.5 Sistema de extração de biogás

O sistema de extração de biogás da célula 1 do aterro é composto de 80 poços, porém, destes, 35 estão realizando extração ativa e 45 extração passiva. Isto ocorre devido ao fato de que na área onde estão localizados estes 45 poços planeja-se o alteamento dos taludes, através da disposição de mais resíduos, e por isso não houve a transformação dos poços passivos em poços de captação ativa de gases.

Na Figura 23 é apresentada a localização de tais poços de captação, sendo que aqueles que realizam extração ativa correspondem à cor verde e os de extração passiva à cor vermelha. O retângulo representado na cor preta, na figura, demonstra a localização de uma lagoa de lixiviado.

Figura 23 – Posicionamento dos poços de captação de gases passivos (vermelho) e ativos (verde) na célula 1 do aterro.



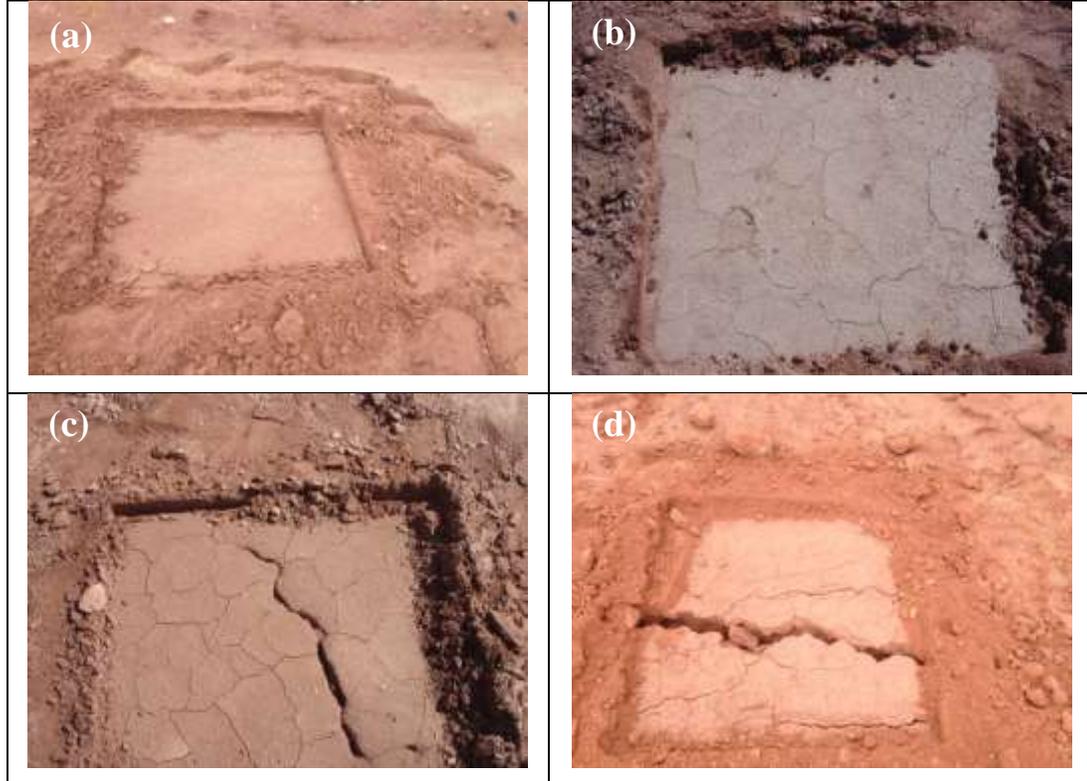
2.2 Ensaios de campo

2.2.1 Coleta dos gases amostrados

A escolha dos pontos onde foram realizadas as coletas de gases na camada de cobertura intermediária da célula 1 foi realizada levando-se em consideração imperfeições na camada de cobertura. Com isso, foram coletadas amostras em pontos em que havia fissuras, assim como em pontos em que a superfície da camada estava íntegra. Através desta metodologia buscou-se quantificar a influência destas irregularidades na emissão de gases através da camada de cobertura.

Na Figura 24 é possível observar exemplos dos pontos escolhidos para amostragem, como suas respectivas imperfeições na camada de cobertura intermediária.

Figura 24 – Exemplos de imperfeições na camada de cobertura intermediária.



Legenda: (a) – sem fissura; (b) – fissuras pequenas; (c) – fissura média;
(d) – fissura grande.

Nas Figuras 25 e 26 é possível observar o posicionamento dos pontos em que foram coletadas as amostras de GEE e BTEX. Os pontos em cor laranja representam aqueles em que foram coletadas amostras de GEE (Figura 25), já os pontos em cor preta, representam os pontos em que foram coletadas amostras de BTEX na camada de cobertura (Figura 26).

Estes pontos foram selecionados no plator superior da célula. Estas áreas foram as últimas a receber resíduos, se caracterizando, possivelmente, por uma maior produção de gás. Desta forma, os pontos de amostragem ficaram localizados entre os poços de extração passiva de gases, pois, conforme já retratado, todos os poços ativos foram implantados nos taludes e bermas.

Figura 25 – Posicionamento dos pontos de coleta de GEE de cor laranja, na camada de cobertura.



Figura 26 – Posicionamento dos pontos de coleta de BTEX de cor preta, na camada de cobertura.



Em resumo, foram coletadas amostras de GEE em 21 diferentes pontos da camada de cobertura do aterro, já para os BTEX, foram coletadas amostras destes gases na camada de cobertura em 14 diferentes pontos. Além disso, foram coletadas 6 amostras de BTEX e 31 de GEE no ar atmosférico acima da célula do aterro.

Na Tabela 13 é apresentado um resumo da quantidade de amostras coletadas para cada tipo de gás e local.

Tabela 13 – Resumo da quantidade de amostras coletadas para cada tipo de gás e local.

Gases	Numero de amostras	Local
CH ₄ , CO ₂ e N ₂ O	26	Camada de Cobertura
	31	Ar atmosférico
BTEX	14	Camada de Cobertura
	6	Ar atmosférico

Tais amostras foram coletadas entre os meses de julho de 2014 e janeiro de 2015, sendo que no mês de dezembro de 2014 não houve coleta, totalizando, assim, 6 mobilizações para realização deste trabalho, assim, as coletas puderam ser realizadas em dias com diferentes condições climáticas.

Na Tabela 14 pode ser observada a cronologia dos ensaios e, ainda, as condições climáticas de cada dia de investigação para cada uma das áreas de estudo.

Tabela 14 – Cronologia de ensaios e condições climáticas dos dias de coleta de amostras.

Gases	Local	Data	Amostras	Condições Climáticas
GEE	Camada de Cobertura	Julho/2014	P1 a 4	Sol entre nuvens
		Agosto/2014	P5 a 6	Sol entre nuvens
		Setembro/2014	P7 a 9	Sol entre nuvens
		Outubro/2014	P10 a 12	Sol e ventania
		Novembro/2014	P13 a 16	Chuvoso
		Janeiro/2015	P17 a 21	Sol entre nuvens
BTEX	Camada de Cobertura	Julho/2014	P1	Sol entre nuvens
		Agosto/2014	P2	Sol entre nuvens
		Setembro/2014	P3 e 4	Sol entre nuvens
		Outubro/2014	P5 e 6	Sol e ventania
		Novembro/2014	P7 a 10	Chuvoso
		Janeiro/2015	P11 e 14	Sol entre nuvens
GEE	Ar Atmosférico	Julho/2014	1 a 8	Sol entre nuvens
		Agosto/2014	9 a 12	Sol entre nuvens
		Setembro/2014	13 a 17	Sol entre nuvens
		Outubro/2014	18 a 22	Sol e ventania
		Novembro/2014	23 a 26	Chuvoso
		Janeiro/2015	27 a 31	Sol entre nuvens
BTEX	Ar Atmosférico	Julho/2014	1	Sol entre nuvens
		Agosto/2014	2	Sol entre nuvens
		Setembro/2014	3	Sol entre nuvens
		Outubro/2014	4	Sol e ventania
		Novembro/2014	5	Chuvoso
		Janeiro/2015	6	Sol entre nuvens

2.2.2 Equipamentos de campo

A coleta de amostras de gases na camada de cobertura foi realizada utilizando três câmaras de fluxo quadradas, das quais, duas possuem uma altura de 5 cm, lados de 0,8 m, área de 0,66 m² e volume de 33,2 L (Figura 27) e a terceira possui uma altura de 5 cm, lados de 1 m, 1 m² de área e 50 L de volume (Figura 28). O material dessas placas é constituído de aço inox.

Figura 27 – Câmara de fluxo de 0,66 m² de área e 33,2 L de volume.



Figura 28 – Câmara de fluxo de 1 m² de área e 50 L de volume.



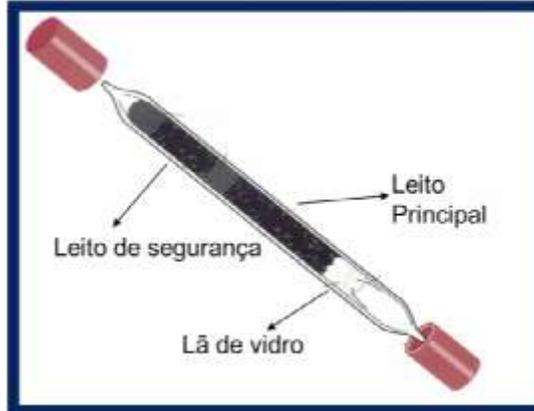
Conectadas as câmaras de fluxo, foram utilizadas seringas plásticas de 60 mL cada (Figura 29), com válvula de abre-e-fecha, para realização da coleta e armazenamento de GEE. Estas seringas foram utilizadas, também, para a coleta de GEE no ar atmosférico no aterro.

Figura 29 – Seringa plástica de coleta e armazenamento de GEE.



Para o armazenamento de gases BTEX, coletados na camada de cobertura e no ar atmosférico do aterro, foram utilizados cartuchos de carvão ativado com leito duplo (Figura 30), com 100 mg de leito principal e 50 mg de leito de segurança, marca SKC, referencia 226-01.

Figura 30 – Ilustração do cartucho de carvão ativado.



Fonte: MONTEIRO, 2011, p. 86.

Nas coletas de BTEX, tanto na camada de cobertura quanto no ar atmosférico, foram utilizadas bombas de ar, operadas a bateria, marca Sensidyne, referencia BDX-II, acopladas ao cartucho de carvão ativado, a qual é apresentada na Figura 31.

Figura 31 – Bomba de ar.



Para a calibração da vazão destas bombas, em laboratório, foi utilizado o calibrador, marca Bios, modelo defender 510 M (Vide Figura 32).

Figura 32 – Calibrador de vazão das bombas de ar.



Na coleta de BTEX no ar atmosférico foi utilizado um tripé acoplado a uma chapa de aço, conforme apresentado na Figura 33, que serviram de suporte para que a bomba, conectada ao cartucho, ficasse posicionada próxima à 1 metro de altura do solo.

Figura 33 – Imagem do tripé e chapa de aço para o apoio da bomba.



Além da coleta e amostragem de gases, também foram coletadas informações de temperatura, teor de umidade, pressão e intensidade do vento durante os dias de amostragem. O equipamento utilizado para isto foi o termo-higro-anemometro-luxímetro digital portátil, modelo Thal-300, apresentado na Figura 34.

Figura 34 – Medidor portátil termo-higro-anemometro-luxímetro digital.



2.2.3 Metodologias de Coleta

A coleta dos GEE na camada de cobertura, seguiu os seguintes passos (BOGNER; BURTON, 1997, BÖRJESSON et al., 1998, CHAKRABORTY et al., 2011, JHA et al., 2008):

- a) Localização de fissuras ou pontos de escape preferencial dos gases na área de estudo;
- b) Cravação da câmara de fluxo (0,66 m²) através de pá e enxada, deixando-a totalmente coberta, de forma a proteger principalmente as extremidades com o solo de cobertura do aterro e água, para que não houvesse escape dos gases que ali ficaram confinados, a parte superior foi coberta para que não fosse aquecida pelo sol como apresentado na Figura 35;

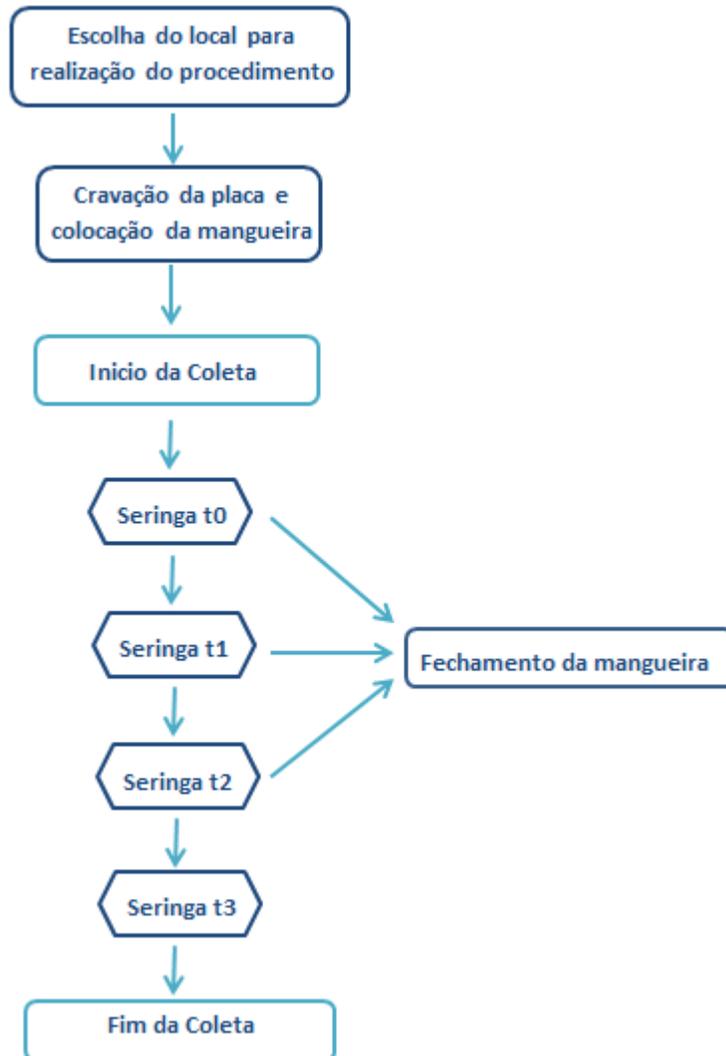
- c) Uma mangueira de plástico era conectada, assim que o processo de cravação se finalizava, e em seguida uma seringa de 60 mL era conectada a mangueira, de modo a coletar a primeira amostra do ponto, a qual foi nomeada como t_0 ;
- d) A mangueira era fechada, para que os gases ficassem confinados na câmara e a seringa nomeada e guardada em isopor;
- e) As coletas seguintes foram realizadas nos tempos 5, 10 e 15 minutos, sendo chamadas de t_1 , t_2 e t_3 , seguindo sempre o mesmo procedimento utilizado no tempo t_0 ;
- f) Por fim a câmara era retirada do local escolhido e cravada em novo ponto, para prosseguimento das coletas.

Figura 35 – Imagem da câmara de fluxo cravada.



O fluxograma da Figura 36, apresenta as etapas de coleta dos GEE na camada de cobertura, utilizando a placa de fluxo e seringas de plásticos, em diferentes tempos de coleta, para o cálculo das taxas de emissão destes gases.

Figura 36 – Fluxograma contendo as etapas de coleta das amostras de GEE utilizando a metodologia da placa de fluxo e coleta com seringa em diferentes tempos.



Para a coleta de amostras de GEE no ar atmosférico do aterro foram utilizadas seringas de 60 mL de material plástico, posicionadas a 1,5 metros de altura, sendo estas realizadas a cada uma hora, onde a primeira era coletada assim que se chegava a área de estudo.

Nas coletas de BTEX na camada de cobertura, também se utilizou a metodologia das câmaras de fluxo, seguindo os seguintes procedimentos:

- a) Um dia antes da mobilização para a coleta de amostras, as bombas BDX II eram carregadas e calibradas com uma vazão de $0,7 \text{ L min}^{-1}$, através do calibrador Defender 510M;
- b) Os pontos de coleta foram definidos em campo, assim como para a coleta de GEE na camada de cobertura;
- c) Cravação da câmara de fluxo (1 m^2) através de pá e enxada, deixando-a totalmente coberta, assim como no procedimento dos GEE;
- d) Após isto, a mangueira, bomba e cartucho de carvão ativado eram conectados e dava-se início ao processo de coleta, vide Figura 37. O procedimento de coleta de BTEX na camada de cobertura tinha duração de uma hora;
- e) No fim, a bomba era desligada, o cartucho nomeado e armazenado em isopor e novo ponto de coleta escolhido para dar continuidade as coletas;
- f) Todas as amostras foram armazenadas sob refrigeração (geladeira), até o momento da análise.

A coleta das amostras de BTEX no solo foi realizada utilizando-se a placa de 1 m^2 de área, devido ao fato de que esta dimensão melhor se adequou ao tempo para o preenchimento do cartucho de carvão ativado.

Figura 37 – Coleta de gases BTEX na camada de cobertura.



Nas coletas de BTEX no ar atmosférico foram utilizadas bombas BDX II, porém para estas, a calibração da vazão foi feita com um valor de 1 L min^{-1} . Em campo, tal bomba era acoplada ao cartucho de carvão ativado e ambos apoiados sobre um conjunto tripé + base metálica, os quais possibilitavam que o cartucho estivesse a um metro de altura do solo.

Os procedimentos de coleta tinham duração entre 4 e 6 horas, visto que este se processava durante todo o tempo de permanência na área de estudo.

2.2.4 Análise Cromatográfica de GEE e BTEX

As amostras de GEE e BTEX, coletadas nos diferentes pontos, foram levadas ao Laboratório de Análise Instrumental da Universidade do Estado do Rio de Janeiro, Unidade Resende e analisadas em cromatógrafo gasoso.

O cromatógrafo gasoso utilizado para realização da análise dos GEE foi o Agilent 7890A o qual possui três detectores: detector de condutividade térmica (DCT) para medir CO_2 em altos níveis de concentração, da mesma forma que oxigênio molecular e nitrogênio; um detector de captura de elétrons (DCE) para medir N_2O e um detector por ionização de chama (DIC) para medir CH_4 e CO_2 em baixas concentrações. Este sistema cromatográfico utiliza dois canais com

colunas empacotadas 1/8” (HayeSep Q80/100). O primeiro canal usa duas válvulas para DIC e DCT, em série para medir CO₂ usando o metanizador para converter CO₂ em CH₄. O outro canal com duas válvulas foi usado para medir N₂O no micro DCE. Além disso, o sistema possui duas pré-colunas para reter compostos pesados e enviar oxigênio e água para o meio externo. O “loop” de 1,0 mL foi mantido na temperatura de 60°C e as válvulas a 100°C. O DIC foi operado a 250°C, DCE a 350°C e DCT a 200°C. O gás hélio foi usado como fase móvel 21 mL min⁻¹. A imagem do cromatógrafo gasoso utilizado para análise das amostras de GEE é apresentada na Figura 38.

Figura 38 – Cromatógrafo gasoso utilizado para análise dos GEE.



A calibração do equipamento foi realizada utilizando-se padrões externos (Air Liquide Gases) e foi dividida em duas, tanto para o metano, quanto para o dióxido de carbono. As amostras coletadas na camada de cobertura apresentaram concentrações elevadas, em relação às coletadas no ar, por isso a curva analítica daquelas amostras foi chamada de curva para baixas concentrações, assim como destas, de curva para altas concentrações, apresentadas nos ANEXOS A, B, C e D. Os coeficientes de determinação (R²) para as curvas em triplicata são apresentados na Tabela 15, assim como os limites de detecção e de quantificação.

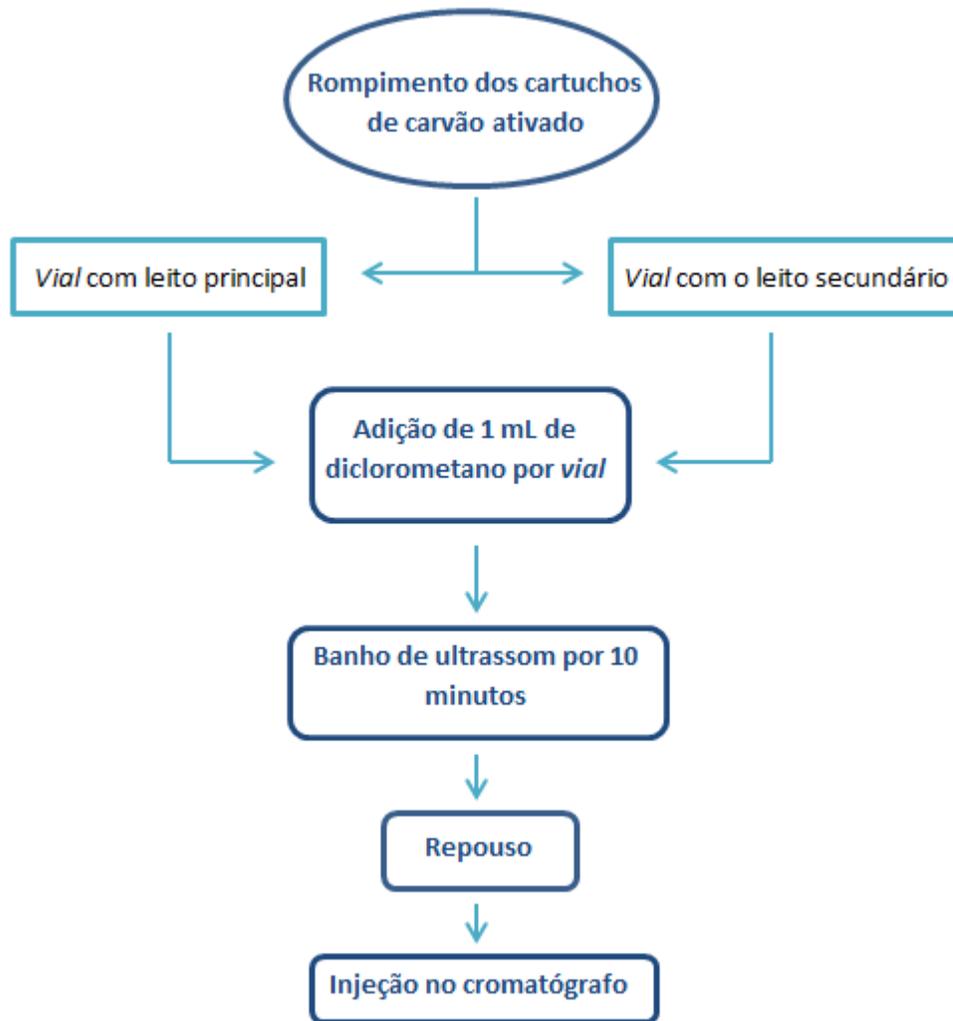
Tabela 15 – Limites de detecção e quantificação das curvas analíticas de GEE.

Curva	Gases	Limite de Detecção	Limite de Quantificação	Coefficiente R ²
Baixa	CO ₂	0,15 ppm	50 ppm	0,9999
Concentração	CH ₄	35 ppm	1 ppm	0,9997
Alta	CO ₂	0,15 ppm	5000 ppm	0,9998
Concentração	CH ₄	35 ppm	1000 ppm	0,9969

Na análise das amostras de BTEX, os cartuchos de carvão ativado foram inicialmente rompidos, os leitos foram extraídos e transferidos para *vials* de 2 mL, e mantidos sob uma placa petri com gelo, a fim de evitar a volatilização dos gases ali contidos. A estes *vials* foram adicionados 1 mL de diclorometano e levados ao banho de ultrassom por 10 minutos. Em seguida, os *vials* com a mistura foram deixados em repouso por alguns minutos, para que o carvão ativado pudesse decantar. A partir de então, a parte líquida da mistura pode ser injetada em cromatógrafo para análise (MONTEIRO, 2011).

As etapas de extração e análise cromatográfica dos cartuchos de carvão ativado de BTEX são demonstradas na Figura 39.

Figura 39 – Fluxograma contendo as etapas de análise das amostras de BTEX utilizando a metodologia de cromatografia gasosa.



Fonte: Adaptado de MONTEIRO, 2011, p. 91.

O cromatógrafo gasoso utilizado foi um Varian 450GC, acoplado a um espectrômetro de massas Varian MS220, com uma coluna capilar HP-1, de 30 m de comprimento, 0,32 mm de espessura e 0,25 μm de filme. Como fase móvel, foi utilizado o hélio a $1,2\text{mL min}^{-1}$, volume de injeção de $1,0\mu\text{L}$ sem divisão de amostra e injetor a 200°C . A programação de temperatura da coluna foi de 40°C por 4 min, seguido de rampa de aquecimento de $10^\circ\text{C min}^{-1}$ até 220°C . A imagem deste cromatógrafo é apresentada na Figura 40.

Figura 40 - Cromatógrafo gasoso utilizado para análise dos BTEX.



A curva analítica foi realizada usando padrões externos. Os limites de detecção e de quantificação e coeficiente R^2 de tais curvas são apresentados na Tabela 16. As curvas analíticas utilizadas para realização da análise destes gases se encontram no ANEXOS E a I.

Tabela 16 – Limites de detecção e quantificação das curvas de calibração de BTEX.

Gases	Limite de Detecção	Limite de Quantificação	Coefficiente R^2
Benzeno	12 $\mu\text{g L}^{-1}$	40 $\mu\text{g L}^{-1}$	0,9552
Tolueno	12 $\mu\text{g L}^{-1}$	40 $\mu\text{g L}^{-1}$	0,9987
Etilbenzeno	12 $\mu\text{g L}^{-1}$	40 $\mu\text{g L}^{-1}$	0,9987
m,p - Xileno	12 $\mu\text{g L}^{-1}$	40 $\mu\text{g L}^{-1}$	0,9991
o - Xileno	12 $\mu\text{g L}^{-1}$	40 $\mu\text{g L}^{-1}$	0,999

A partir dos dados de concentração obtidos na análise das amostras foi possível calcular o fluxo emitido em cada um dos pontos, para o metano e o dióxido de carbono.

As diferentes concentrações obtidas nos mesmos pontos, devido aos intervalos de 5 minutos em que as amostras foram coletadas, foram utilizadas para definir a concentração em relação ao tempo através de regressão linear (HEGDE et al., 2003). A partir deste resultado foi calculado o fluxo emitido em cada um dos pontos para os GEE e BTEX. Este cálculo foi

realizado utilizando-se a Equação 4, já apresentada anteriormente: (BISZEK, 2006; HEGDE et al., 2003; ASADI et al., 2013).

$$F = V/A \times \Delta C/\Delta t \quad (4)$$

Onde F representa a taxa de emissão do gás a ser analisado ($\text{mg m}^{-2} \text{min}^{-1}$), V é o volume da câmara (m^3); A é a secção transversal da câmara (m^2); ΔC é a diferença de concentração entre o tempo zero e no tempo t (mg m^{-3}) e Δt é o tempo de duração entre dois períodos de amostragem (min).

3 RESULTADOS

Neste capítulo serão apresentados os resultados das concentrações e das taxas de emissão de GEE e BTEX obtidos na coleta do ar atmosférico e na camada de cobertura, assim como análises e avaliações destes resultados em relação a parâmetros meteorológicos e características do solo, utilizado como camada de cobertura intermediária.

3.1 Resultados de Parâmetros Meteorológicos

Os parâmetros meteorológicos foram medidos com frequência horária, durante a permanência no aterro sanitário, em todos os dias de coleta de amostras, como: temperatura do ar, umidade relativa e intensidade do vento. Estes são apresentados na Tabela 17.

Tabela 17 – Resumo das características meteorológicas do aterro nos dias de coleta de amostras.

Data de Coleta	Amostras Coletadas na Camada de Cobertura		Amostras Coletadas no Ar Atmosférico		Temperatura do ar (°C)	Umidade relativa do ar (%)	Intensidade do vento (m/s)
	BTEX	GEE	BTEX	GEE			
	Jul/2014	P1	P1 a 4	1			
Ago/2014	P2	P5 e 6	2	9 a 12	26,3 – 37,3	24 - 43	2,6 – 3,3
Set/2014	P3 e 4	P7 a 9	3	13 a 17	28,5 – 32,1	56 - 64	1,6 – 1,8
Out/2014	P5 e 6	P10 a 12	4	18 a 22	27,9 – 40,8	21 - 45	4 – 6,9
Nov/2014	P7 a 10	P13 a 16	5	23 a 26	27,5 – 29,4	75 - 84	0 – 5,7
Jan/2015	P11 a 14	P17 a 21	6	27 a 31	31,6 – 47,5	25 - 57	2,4 – 4,1

Foi feita ainda, a caracterização da cobertura do céu através de observações. Os dias de coleta de julho, agosto e setembro de 2014 correram em dias de sol entre nuvens, sendo observada a ocorrência de chuvas nos dias anteriores a estas coletas. O dia de coleta de outubro de 2014 foi caracterizado por grande intensidade de vento e umidade relativa do ar mais baixa. A temperatura foi se elevando ao longo do dia, chegando a 40,8°C. A amostra do mês de novembro de 2014 foi a única em que as coletas foram realizadas com chuva, umidade relativa elevada, temperatura amena e ausência de ventos, em alguns momentos do dia.

A coleta de janeiro de 2015 foi caracterizada por elevadas temperaturas e umidade relativa baixa, com sol e formação de poucas nuvens ao longo do dia.

A menor temperatura medida no aterro foi de 23,8°C, registrada durante a coleta do mês de julho de 2014 e a maior em janeiro de 2015, com 47,5°C. O maior valor de umidade relativa foi observado em dia de chuva (novembro/2014), com 84%, e o menor valor em dia de muito vento (outubro/2014), com 21%. Vale destacar que altas umidades relativas do ar influenciam na umidade do solo da camada de cobertura, sendo assim afetam a quantificação da taxa de emissão do aterro.

Foi observado que, em geral, a região é caracterizada por fortes e constantes rajadas de vento, e que estas são ainda mais forte no período da tarde.

3.2 Resultados de GEE na camada de cobertura

Inicialmente, caracterizou-se o solo de cobertura, em relação à existência de fissuras, nos pontos em que foram realizadas as coletas de amostras de GEE, assim como se pode observar na Tabela 18.

Tabela 18 – Caracterização do solo nos pontos onde foram coletadas amostras de GEE, levando-se em consideração a existência de fissuras.

Ponto	Existência de fissuras no momento da coleta	Ponto	Existência de fissuras no momento da coleta
GEE P1	Sim (Grande)*	GEE P12	Não
GEE P2	Não	GEE P13	Não
GEE P3	Não	GEE P14	Não
GEE P4	Sim (Pequena)*	GEE P15	Não
GEE P5	Sim (Média)*	GEE P16	Sim (Pequena)*
GEE P6	Não	GEE P17	Não
GEE P7	Não	GEE P18	Não
GEE P8	Não	GEE P19	Não
GEE P9	Não	GEE P20	Não
GEE P10	Não	GEE P21	Não
GEE P11	Não		

*Tamanho das fissuras

Ao analisar as características da Tabela 18, pode-se destacar que os pontos que teriam maior propensão à emissão de gases seriam aqueles possuíam fissuras no momento da coleta de amostras: GEE P1, P4, P5 e P16.

Os resultados das emissões dos GEE pela camada de cobertura são apresentados nas Figuras 41 e 42, para metano e dióxido de carbono, respectivamente. A Tabela 19 apresenta tais resultados, além das taxas de emissão máxima, mínima e média e o desvio padrão.

Figura 41 – Taxas de emissão de metano de todas as amostras em $\text{g m}^{-2} \text{dia}^{-1}$.

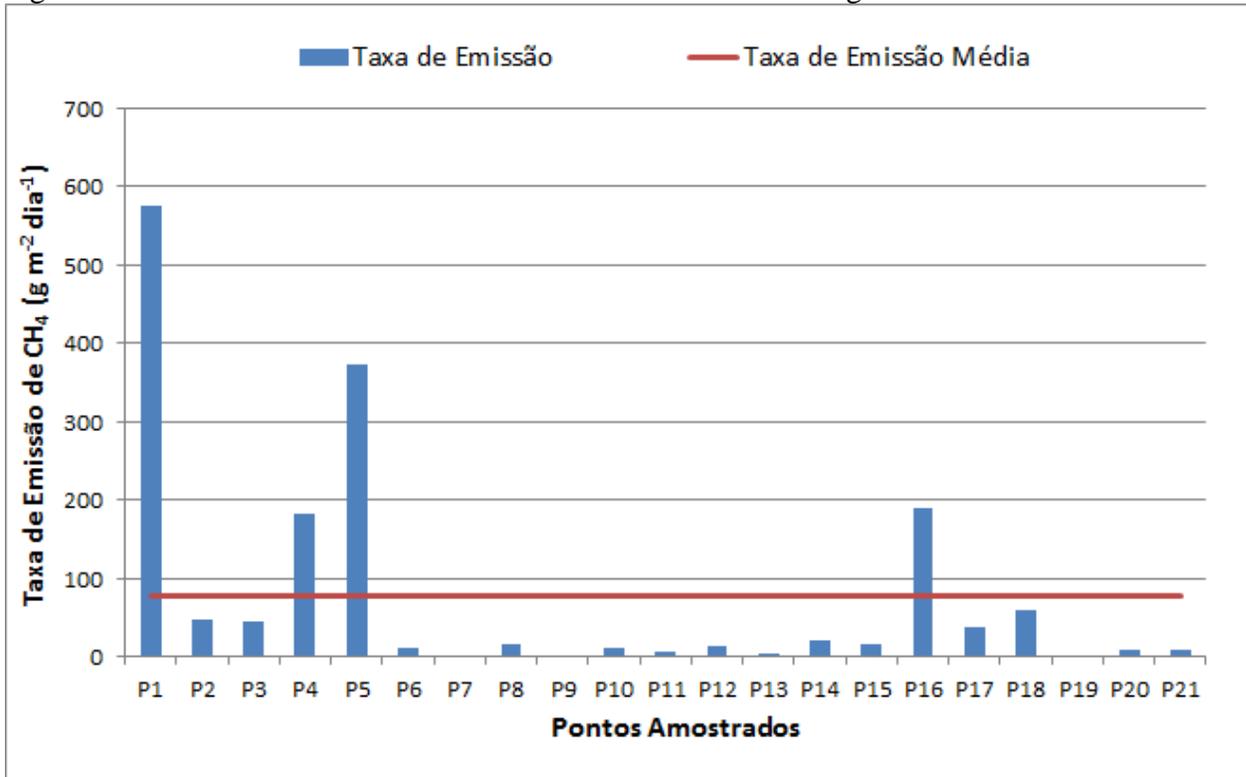


Figura 42 – Taxas de emissão de dióxido de carbono de todas as amostras em $\text{g m}^{-2} \text{dia}^{-1}$.

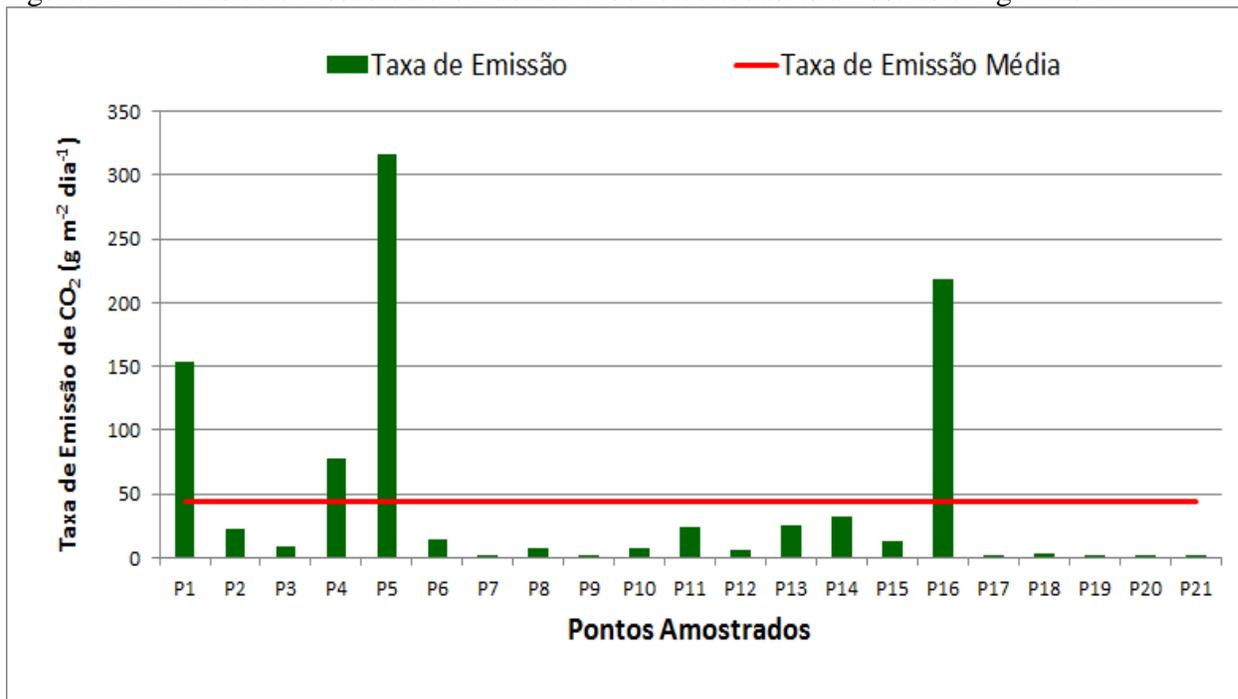


Tabela 19 – Resultados de emissão de GEE na camada de cobertura intermediária.

Data	Pontos	Taxa de Emissão de CH₄ (g m⁻² d⁻¹)	Taxa de Emissão de CO₂ (g m⁻² d⁻¹)
Julho/2014	P1	574,6	153,1
	P2	48,5	22,7
	P3	45,4	9,3
	P4	181,4	78,1
Agosto/2014	P5	373,1	316,1
	P6	11,0	15,0
Setembro/2014	P7	0,9	0,3
	P8	16,0	7,7
	P9	0,1	0,3
Outubro/2014	P10	12,3	7,0
	P11	7,6	24,7
	P12	14,7	6,5
Novembro/2014	P13	3,6	25,7
	P14	21,1	31,9
	P15	15,2	12,9
	P16	189,2	218,5
Janeiro/2015	P17	38,0	1,9
	P18	59,5	3,9
	P19	0,7	0,1
	P20	8,3	0,5
	P21	9,3	2,0
Máximo		575,6	316,1
Mínimo		0,1	0,1
Média		77,6	44,7
Desvio Padrão		145	83

Ao analisar as Figuras 41 e 42 é possível observar que os pontos GEE P1, P4, P5 e P16 ficaram acima da média encontrada. Conforme previsto anteriormente, devido a existencia de fissuras na camada de cobertura, no momento da coleta das amostras.

Assim, os resultados de emissão de GEE pela camada de cobertura serão analisados separadamente, devido a existencia ou não de fissuras. Nas Figuras 43 e 44 podem observados os

resultados de emissão nos pontos com fissuras para o metano e dióxido de carbono, respectivamente.

Figura 43 - Taxas de emissão de metano das amostras que continham fissuras no momento da coleta, medidas em $\text{g m}^{-2} \text{dia}^{-1}$.

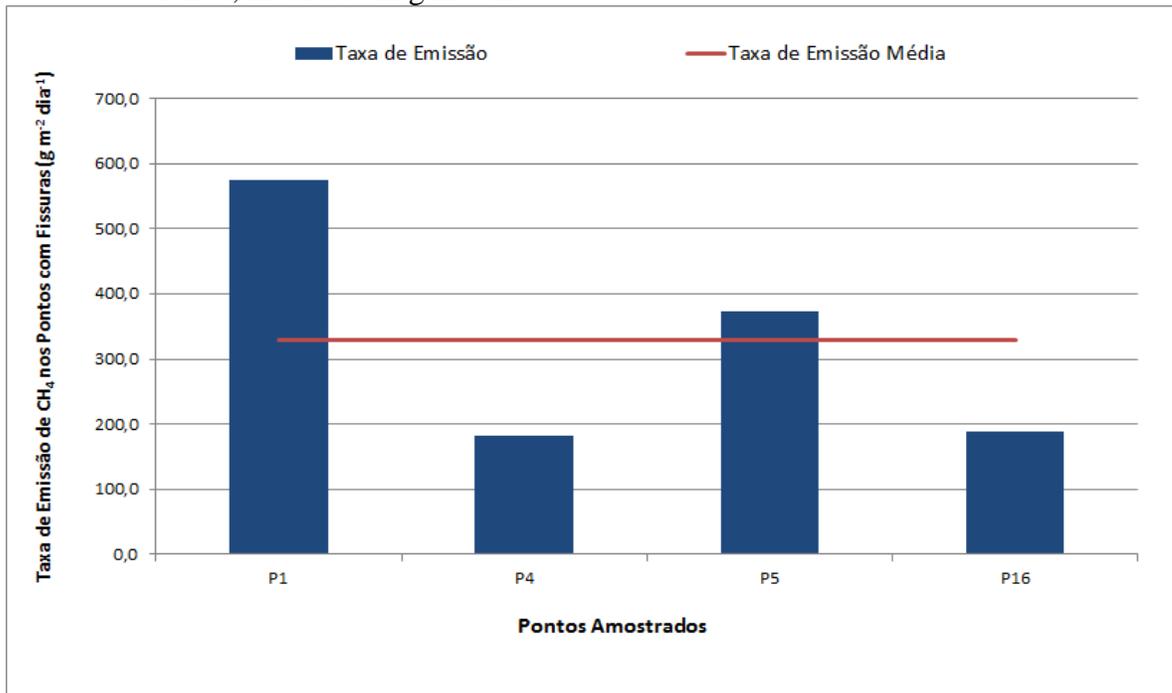
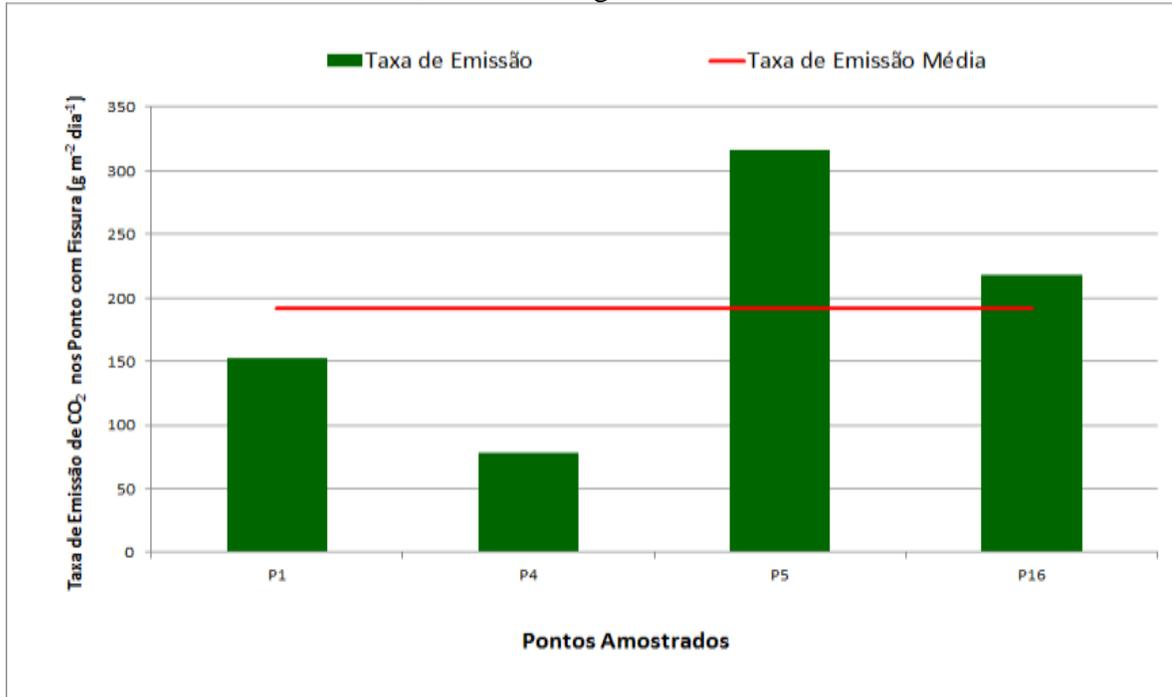


Figura 44 - Taxas de emissão de dióxido de carbono das amostras que continham fissuras no momento da coleta, medidas em $\text{g m}^{-2} \text{dia}^{-1}$.



O ponto GEE P1 apresentou a maior taxa de emissão de metano dentre os pontos com fissura, com um valor de $574,6 \text{ g m}^{-2} \text{ d}^{-1}$, sendo 3,2 vezes mais elevada do que o ponto GEE P4, o qual se apresentou com a menor taxa de emissão, com um valor de $181,4 \text{ g m}^{-2} \text{ d}^{-1}$. A fissura do ponto GEE P1 foi classificada como a maior dentre as demais analisadas e a do ponto P4 como a menor.

Para o dióxido de carbono, o ponto que apresentou maior taxa de emissão foi o GEE P5, com um resultado de $316,1 \text{ g m}^{-2} \text{ d}^{-1}$, sendo 4 vezes mais elevada do que o menor ponto, GEE P4, com uma taxa de emissão de $78,1 \text{ g m}^{-2} \text{ d}^{-1}$. A fissura do ponto GEE P5 foi classificada como média em relação as demais.

A média de emissão de metano para os ponto com fissura foi de $329,6 \text{ g m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ e a média de dióxido de carbono foi de $191,5 \text{ g m}^{-2} \text{ d}^{-1}$. Na Tabela 20 é apresentada, resumidamente, a estatística descritiva das taxas de emissão de GEE obtidas para os pontos com fissura.

Tabela 20 – Estatística descritiva das taxas de emissão de GEE nos pontos com fissura.

Gases	Taxa de Emissão Mínima ($\text{g m}^{-2} \text{d}^{-1}$)	Taxa de Emissão Máxima ($\text{g m}^{-2} \text{d}^{-1}$)	Média da Taxa de Emissão ($\text{g m}^{-2} \text{d}^{-1}$)	Desvio Padrão
Metano	181,4	575,6	329,6	186
Dióxido de carbono	78,1	316,1	191,5	101

Nas Figuras 45 e 46 são observados os resultados de emissão nos pontos de coleta que não apresentavam fissuras para o metano e dióxido de carbono, respectivamente.

Figura 45 - Taxas de emissão de metano das amostras que não continham fissuras no momento da coleta, medidas em $\text{g m}^{-2} \text{dia}^{-1}$.

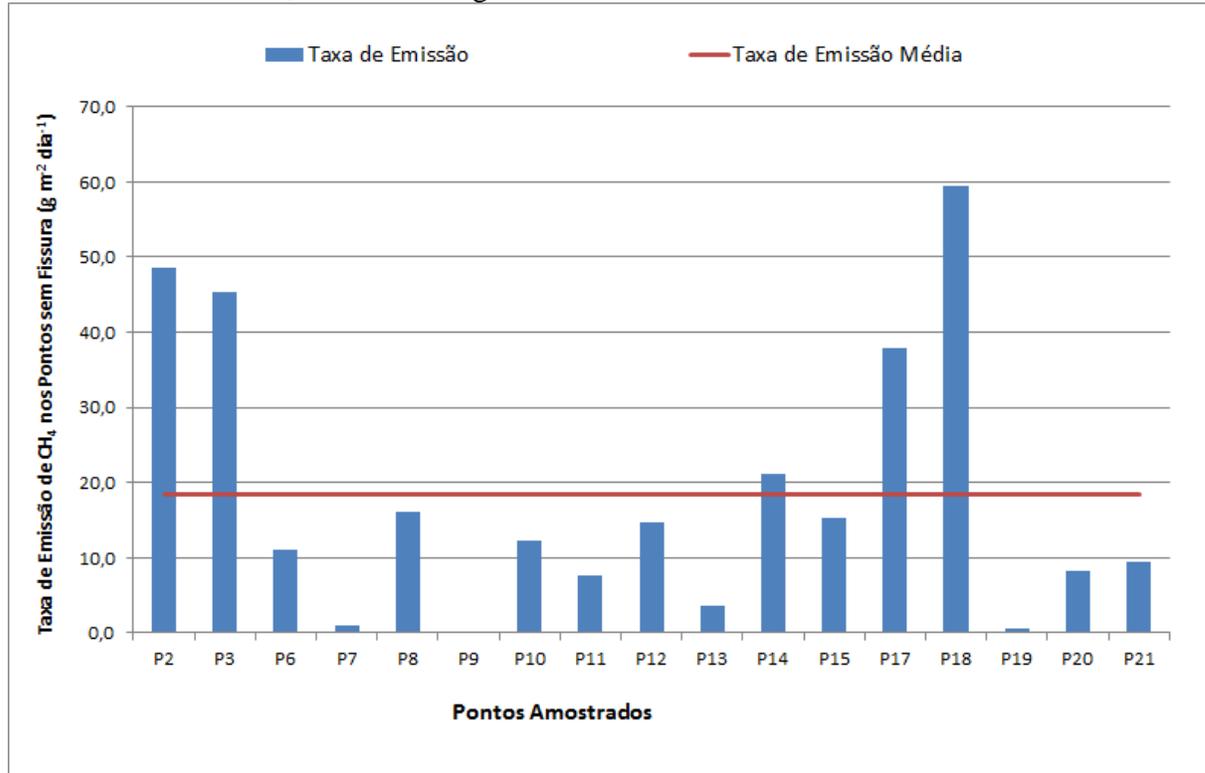
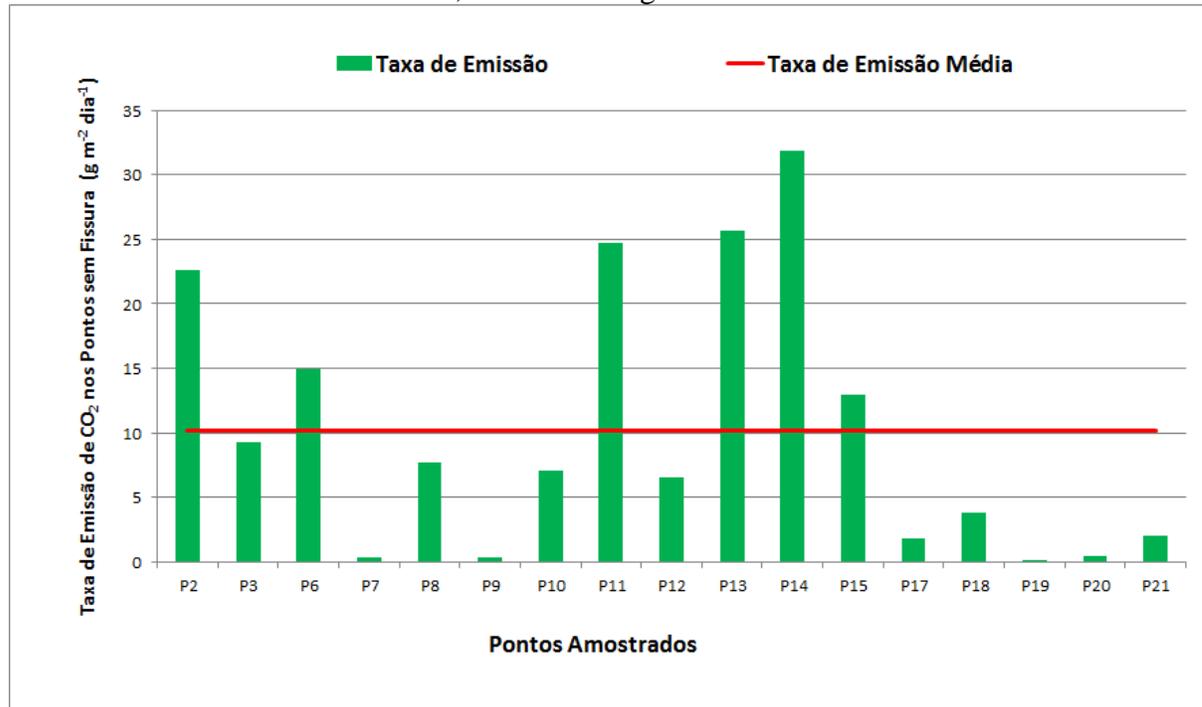


Figura 46 - Taxas de emissão de dióxido de carbono das amostras que não continham fissuras no momento da coleta, medidas em $\text{g m}^{-2} \text{dia}^{-1}$.



O ponto GEE P18 apresentou a maior taxa de emissão de metano dentre os pontos sem fissura, com um valor de $59,5 \text{ g m}^{-2} \text{ d}^{-1}$, com uma diferença de $59,4 \text{ g m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ do ponto GEE P9, o qual se apresentou com a menor taxa de emissão, com um valor de $0,1 \text{ g m}^{-2} \text{ d}^{-1}$.

Para o dióxido de carbono o ponto que apresentou maior taxa de emissão foi o GEE P14, com um resultado de $31,9 \text{ g m}^{-2} \text{ d}^{-1}$, com uma diferença de $31,8 \text{ g m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ do menor ponto, GEE P19, com uma taxa de emissão de $0,1 \text{ g m}^{-2} \text{ d}^{-1}$.

A média de emissão de metano para os pontos sem fissura foi de $18,4 \text{ g m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ e a média de dióxido de carbono foi de $10,1 \text{ g m}^{-2} \text{ d}^{-1}$.

Ao comparar a média dos pontos com e sem fissura, observa-se que os pontos com fissuras apresentaram uma média 18 vezes maior do que os sem fissura para o metano. Com relação ao dióxido de carbono observa-se que os pontos com fissuras apresentaram uma média 19 vezes maior do que os sem fissura.

Uma observação importante é que mesmo sem fissuras na camada de cobertura, todos os pontos apresentaram emissão de metano e de dióxido de carbono. Este fator pode ser explicado devido ao fato do solo utilizado com jazida do aterro ter apresentado alto teor de areia em sua composição, apresentando uma condutividade hidráulica do solo saturado em laboratório que

variou da ordem de $5 \times 10^{-6} \text{ m s}^{-1}$ com solo retirado no início do experimento, a $1 \times 10^{-5} \text{ m s}^{-1}$, em amostra retirada após decorrido um ano de monitoramento e a condutividade determinada em campo foi da ordem de $3 \times 10^{-5} \text{ m s}^{-1}$ (apresentado em 2.1.4). Ressalta-se que este valor é alto, e mesmo sem ter sido determinado a permeabilidade ao ar, estes valores indicam que os gases tem condições de migrar através dos vazios deste solo. Destaca-se ainda que o sistema de captação de gases se encontrava passivo na área de coleta das amostras.

Na Tabela 21 é apresentada a estatística descritiva das taxas de emissão de GEE obtidas para os pontos sem fissura.

Tabela 21 – Estatística descritiva das taxas de emissão de GEE nos pontos sem fissura.

Gases	Taxa de Emissão Mínima ($\text{g m}^{-2} \text{ d}^{-1}$)	Taxa de Emissão Máxima ($\text{g m}^{-2} \text{ d}^{-1}$)	Média da Taxa de Emissão ($\text{g m}^{-2} \text{ d}^{-1}$)	Desvio Padrão
Metano	0,1	59,5	18,4	18
Dióxido de carbono	0,1	31,9	10,1	10

Em DEVER et al., 2013 foram estudados 16 diferentes aterros da Austrália, e os resultados de emissão pelo solo da camada de cobertura intermediária são divididos da mesma forma, ou seja, resultados de pontos contendo fissuras e resultados de pontos sem fissuras, obtendo uma média de metano $1200 \text{ g m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ para os pontos com fissuras e $25 \text{ g m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ para os pontos sem fissuras.

Tendo em vista as médias de emissão de metano encontradas no aterro de Seropédica, estas foram de $329,6 \text{ g m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ e $18,4 \text{ g m}^{-2} \text{ d}^{-1}$, para os pontos com e sem fissura, respectivamente. Sendo assim, os resultados de DEVER et al., 2013, são 3,6 vezes maiores para os pontos contendo fissuras e 1,3 vezes maiores para os pontos da camada de cobertura que foram analisados sem fissuras.

Nesta mesma pesquisa, os resultados para o dióxido de carbono na camada de cobertura diária nos pontos sem fissuras, indicaram uma média de $96 \text{ g m}^{-2} \text{ d}^{-1}$, que é 9,5 vezes superior à média encontrada no aterro de Seropédica.

Outros estudos também foram avaliados, a fim de comparar os resultados de emissão de metano obtidos no aterro de Seropédica. Para isso, levou-se em consideração o tipo de sistema de

extração de gás utilizado nos aterros estudados, assim como, se nos estudos foram medidas emissões em fissuras. Os valores de emissões médias, encontrados para as diversas referencias podem ser visualizados na Tabela 22, onde calculou-se a média de metano, encontrada do aterro de Seropédica, considerando-se tanto os resultados de pontos com fissuras quanto os resultados de pontos sem fissuras

Tabela 22 – Os valores de emissão de metano de outros estudos.

Referencias	Emissão Média (g m⁻² dia⁻¹)	Sistema de extração de Gás	Considerou a emissão através de fissuras
Aterro de Seropédica	77,6	Passivo	Sim
Di Bella; Di Trapani e Viviani (2011)	35,4	Ativo	Sim
Park et al. (2013)	37,3	Passivo	Sim
Oliveira et al. (2013)	13,7	Ativo	Não
Di Trapani; Di Bella e Viviani (2013)	25	Ativo	Sim
Abichou et al. (2006)	53,6	Sem extração	Sim
Maciel (2003)	192,9	Sem extração	Não
Mariano (2008)	81,9	Passivo	Não

A média de emissão apresentada em Abichou et al. (2006) foi de 53,6 g m⁻² d⁻¹, a qual é 30,9% menor que a média obtida em Seropédica. Vale ressaltar que o local de estudo de Abichou et al. (2006) não possuía sistema de extração. No estudo realizado por Maciel (2003), o local de estudo não possuía sistema de extração de gases e não foram consideradas as emissões em fissuras. Tendo apresentado uma média de emissão 2,5 vezes mais elevada do que a obtida no aterro de Seropédica, com um valor de 192,9 g m⁻² d⁻¹.

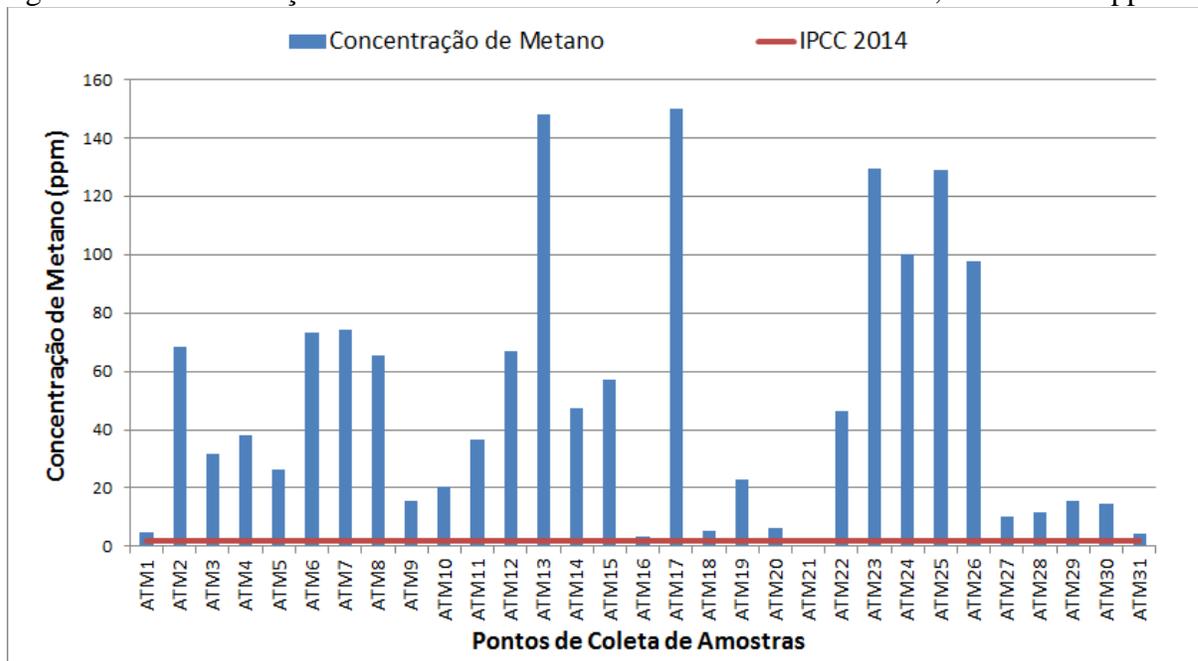
Em Park et al. (2013), apesar de haver sistema passivo de extração de gases, a média de emissão de metano foi 2 vezes menor do que a presente em Seropédica, com um valor de 37,3 g m⁻² d⁻¹. Já em Mariano (2008), o qual possuía sistema passivo de extração e não foram consideradas as emissões em fissuras, a média de emissão foi 1,1 vezes maior do que a de Seropédica.

Nos demais estudos, os quais possuíam sistemas de extração ativos, as médias de emissão foram menores.

3.3 Resultados de GEE no Ar Atmosférico

Nas Figuras 47 e 48 pode-se observar os resultados de concentração dos gases GEE obtidos no ar atmosférico logo acima da célula. Tendo em vista a inexistência de normas que definam os limites de concentração destes gases no ar, foram também apresentados os resultados de concentração de metano, dióxido de carbono e óxido nítrico citados pelo IPCC (2014), onde foram apresentadas as concentrações médias desses gases no ano de 2013 na atmosfera do planeta, representados nas figuras pela linha vermelha.

Figura 47 – Concentrações de metano obtidas no ar atmosférico do aterro, medidas em ppm.



Dentre as amostras de ar atmosférico coletadas no aterro, aquela que apresentou maior concentração de metano foi a ATM 17, com um valor de 149,8 ppm, seguida da ATM 13, com 147,9 ppm. Já a amostra na qual foi constatada a menor concentração de metano foi a ATM 21,

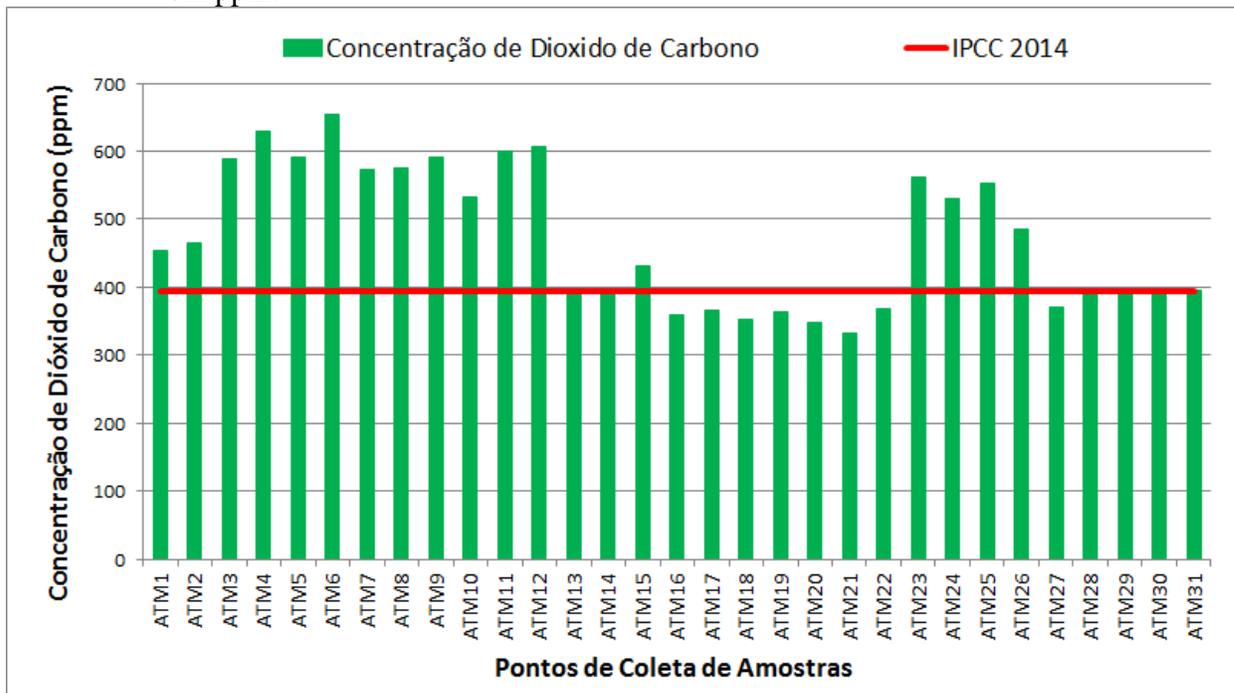
que apresentou um valor abaixo de 1 ppm, seguida pela amostra ATM 16, com um valor de 3,5 ppm.

As amostras ATM 18 a 22, que apresentaram baixas concentrações de metano, foram coletadas no dia que os ventos estavam mais fortes, com muitas rajadas e com velocidades variando de 4 a 6,9 m s⁻¹. Neste dia (Outubro/2014), três das amostras coletadas tiveram concentração abaixo de 10 ppm. A forte incidência de rajadas de vento na região onde foi implantado o aterro contribui para dispersão dos gases emitidos.

A média da concentração de metano para todas as amostras coletadas no aterro foi de 50,7 ppm, sendo 25 vezes mais concentrada do que a média citada por IPCC (2014), a qual apresentou um valor de 2 ppm. Considerando ainda o valor citado por IPCC (2014), dentre as amostras coletadas no aterro, 96,7% delas apresentaram concentrações de metano acima de 2 ppm.

Apenas uma amostra de metano apresentou concentração abaixo da media encontrada para outras regiões. Isto evidencia a alta concentração de metano no ar do aterro, sendo essa uma consequência das emissões através da camada de cobertura.

Figura 48 – Concentrações de dióxido de carbono obtidas no ar atmosférico do aterro, medidas em ppm.



Para o dióxido de carbono, a amostra que apresentou maior concentração foi a ATM 6, com 665,1 ppm, seguida da ATM 4, com 629,6 ppm. Dentre as amostras com menores concentrações, se destacam a ATM 21, com 332,8 ppm e a ATM 20, com 347,4 ppm.

Assim como observado para as amostras de metano, as amostras ATM 18 a 22, que apresentaram baixas concentrações, foram coletadas no dia que os ventos estavam mais fortes.

As trinta e uma amostras de dióxido de carbono coletadas no ar atmosférico do aterro apresentaram uma média de 472,3 ppm, já a concentração de dióxido de carbono sugerida por IPCC (2014) apresenta um valor médio de 395 ppm, evidenciando que esta é 1,2 vezes inferior àquela.

Ao observar as concentrações de metano e dióxido de carbono obtidas no ar atmosférico, constata-se que estas são influenciadas devido à emissão de tais gases pela camada de cobertura do aterro, sendo possível observar tal relação de maneira mais contundente no que diz respeito ao metano.

Na Tabela 23 é possível visualizar o resumo dos resultados de concentração dos GEE no ar atmosférico do aterro.

Tabela 23 – Estatística descritiva das concentrações de GEE coletadas no ar atmosférico do aterro.

Gases	Concentração Mínima (ppm)	Concentração Máxima (ppm)	Média da Concentração (ppm)	Desvio Padrão
Metano	<1	149,8	50,7	44
Dióxido de Carbono	332,8	655,1	472,3	102

*< = Abaixo do limite de quantificação

3.4 Resultados de BTEX na camada de cobertura

Na Tabela 24 foi apresentada uma caracterização do solo de cobertura nos pontos em que foram realizadas as coletas de amostras de BTEX, sendo que para isto os pontos foram separados

em locais que apresentavam fissuras no momento da coleta e locais que não apresentavam fissuras.

Tabela 24 – Caracterização do solo nos pontos onde foram coletadas amostras de BTEX, levando-se em consideração a existência de fissuras.

Ponto	Existência de fissuras no momento da coleta	Ponto	Existência de fissuras no momento da coleta
BTEX P1	Não	BTEX P8	Não
BTEX P2	Não	BTEX P9	Sim (Grande)*
BTEX P3	Não	BTEX P10	Não
BTEX P4	Não	BTEX P11	Não
BTEX P5	Não	BTEX P12	Sim (Pequena)*
BTEX P6	Sim (Pequena)*	BTEX P13	Sim (Média)*
BTEX P7	Sim (Grande)*		

*Tamanho das fissuras

Ao analisar a Tabela 24, podemos destacar que os pontos que teriam maior propensão a emissão de gases seriam aqueles que possuíam fissuras no momento da coleta de amostras: BTEX P6, P7, P9, P12 e P13. Os resultados das emissões de BTEX pela camada de cobertura são apresentados na Figura 49 e na Tabela 25.

Figura 49 - Taxas de emissão de BTEX das amostras realizadas nesse trabalho, medidas em $\mu\text{g m}^{-2} \text{dia}^{-1}$.

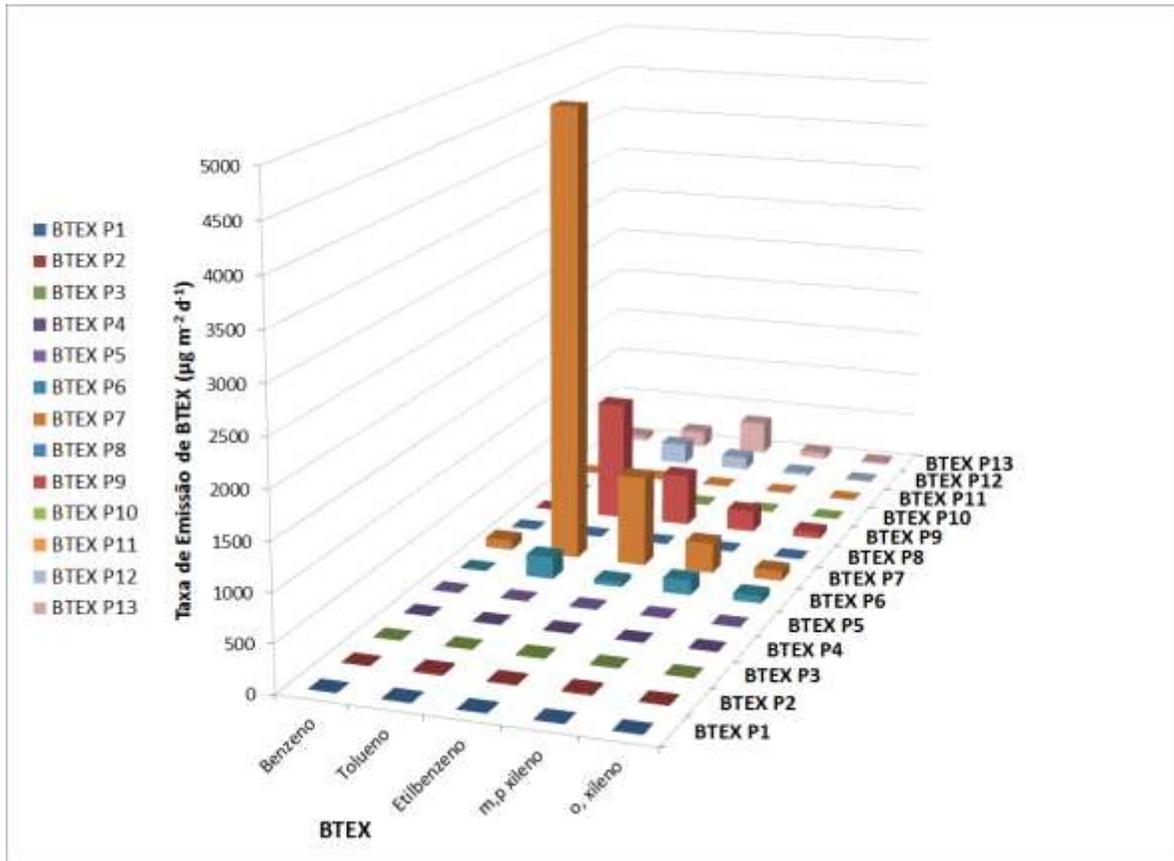


Tabela 25 – Resultados de emissão de BTEX na camada de cobertura intermediária.

Datas	Pontos	benzeno ($\mu\text{g m}^{-2} \text{d}^{-1}$)	tolueno ($\mu\text{g m}^{-2} \text{d}^{-1}$)	etilbenzeno ($\mu\text{g m}^{-2} \text{d}^{-1}$)	m,p - xileno ($\mu\text{g m}^{-2} \text{d}^{-1}$)	o - xileno ($\mu\text{g m}^{-2} \text{d}^{-1}$)
Jul/2014	P1	$< 8 \times 10^{-4*}$	8,8	6,7	5,2	1,1
Ago/2014	P2	$< 8 \times 10^{-4*}$	25,9	16,5	23,8	6,8
Set/2014	P3	$< 8 \times 10^{-4*}$	3,0	13,3	4,4	2,4
	P4	$< 8 \times 10^{-4*}$	5,0	8,3	3,4	2,3
Out/2014	P5	$< 8 \times 10^{-4*}$	2,2	6,0	2,9	1,0
	P6	$< 8 \times 10^{-4*}$	235,6	54,5	158,0	79,8
Nov/2014	P7	107,0	4864,1	964,3	325,5	105,4
	P8	$< 8 \times 10^{-4*}$	3,9	4,7	3,6	1,6
	P9	$< 8 \times 10^{-4*}$	1291,3	555,7	229,3	71,3
	P10	$< 8 \times 10^{-4*}$	25,4	8,9	3,0	$< 8 \times 10^{-4*}$
Jan/2015	P11	$< 8 \times 10^{-4*}$	17,6	10,6	3,3	$< 8 \times 10^{-4*}$
	P12	$< 8 \times 10^{-4*}$	226,5	141,6	29,8	8,8
	P13	56,9	181,7	361,5	68,4	23,5
Mínimo		$< 8 \times 10^{-4*}$	2,2	4,7	2,9	$< 8 \times 10^{-4*}$
Máximo		107	4864,1	964,3	325,5	105,4
Média		12,6	530,1	165,6	66,2	27,6
Desvio Padrão		31	1295	282	101	35

* $<$ = Valor calculado com a concentração referente ao Limite de Quantificação.

Na Figura 49 é possível observar que os pontos BTEX P6, P7, P9, P12 e P13 visualmente apresentam taxas de emissão maiores do que os demais. Os pontos com maiores emissões estão em acordo com a Tabela 24. Assim os resultados de emissão de BTEX pela camada de cobertura serão analisados separadamente, assim como os de GEE, devido a existência ou não de fissuras.

Nas Figuras 50 e 51 podem ser observados os resultados de emissão nos pontos com fissuras para os BTEX. Sendo que para melhor visualização dos resultados classificados como com fissuras, os pontos BTEX P7 e P9 foram separados dos demais.

Figura 50 - Taxas de emissão das amostras BTEX P7 e P9, com fissuras.

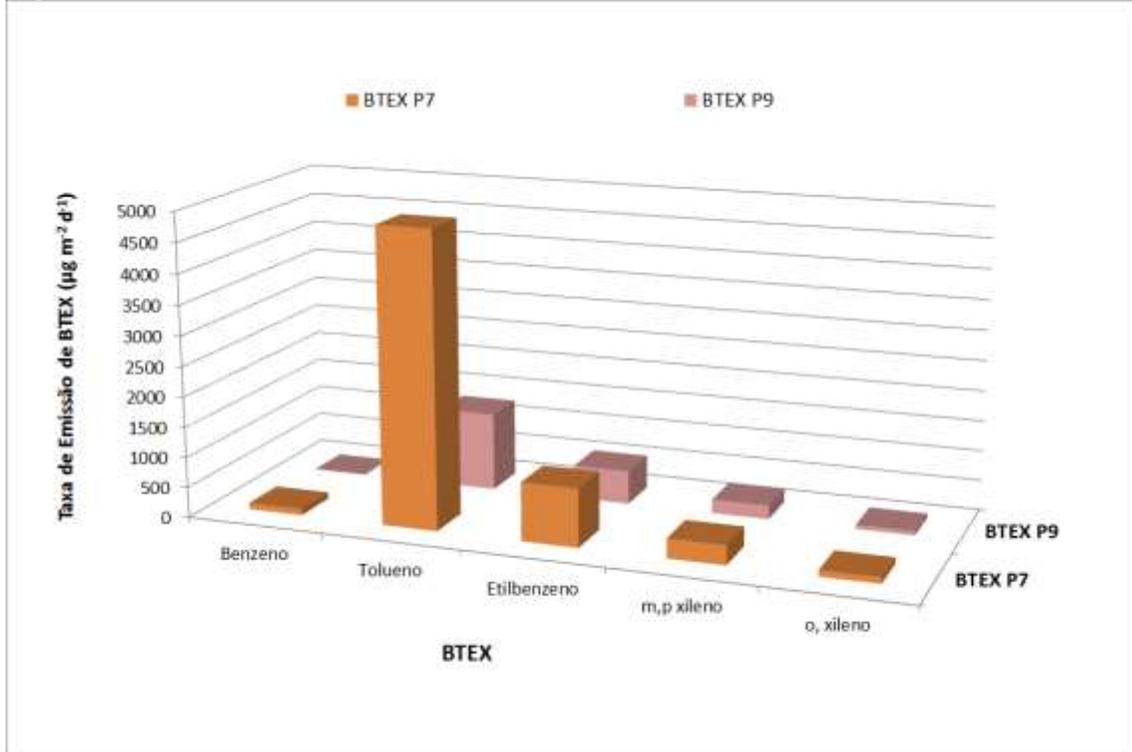
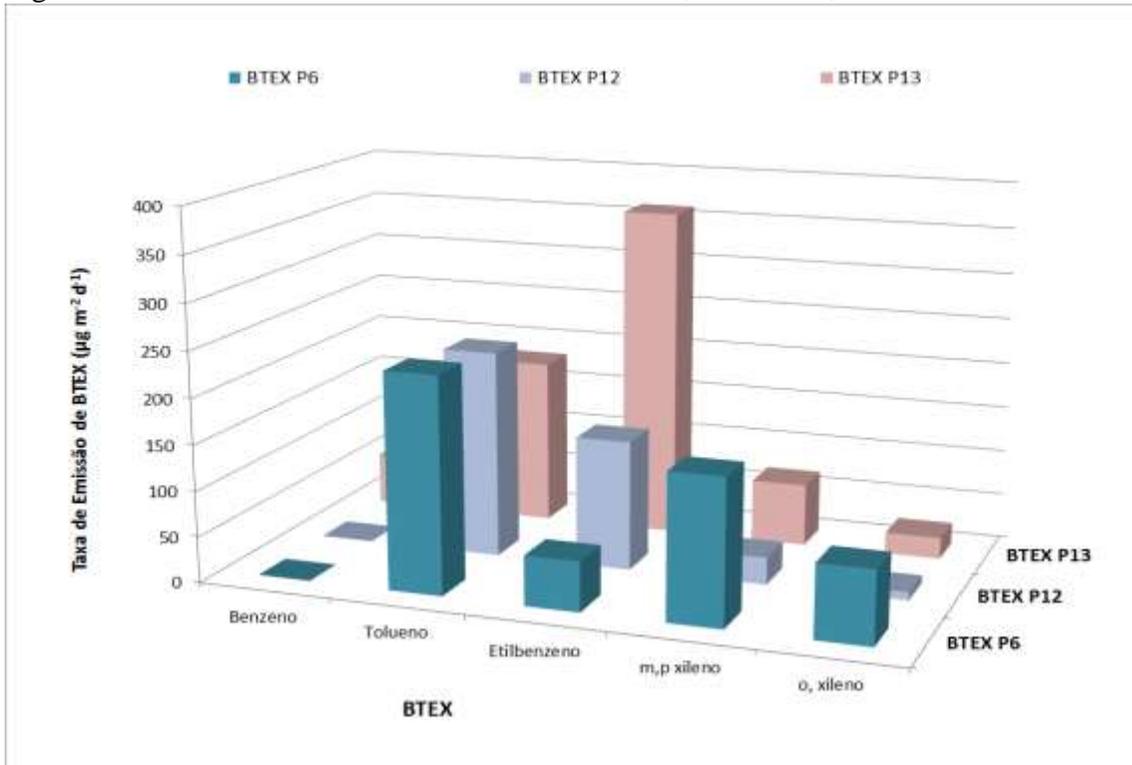


Figura 51 - Taxas de emissão das amostras BTEX P6, P12 e P13, com fissuras.



O ponto BTEX P7 apresentou a maior taxa de emissão para todos os BTEX dentre os pontos com fissura, com um valor de $107 \mu\text{g m}^{-2} \text{d}^{-1}$ de benzeno, $4864,1 \mu\text{g m}^{-2} \text{d}^{-1}$ de tolueno, $964,3 \mu\text{g m}^{-2} \text{d}^{-1}$ de etilbenzeno, $325,5 \mu\text{g m}^{-2} \text{d}^{-1}$ de m,p-xileno e $105,4 \mu\text{g m}^{-2} \text{d}^{-1}$ de o-xileno. A taxa de emissão de benzeno no ponto BTEX P7 é 1,9 vezes mais elevada que a encontrada no ponto BTEX P13 ($56,9 \mu\text{g m}^{-2} \text{d}^{-1}$), o qual possui a segunda maior taxa de emissão deste gás.

Para o tolueno, o ponto BTEX P7 é 3,8 vezes maior que o ponto BTEX P9, que apresentou a segunda maior emissão, com $1291,3 \mu\text{g m}^{-2} \text{d}^{-1}$.

Seguindo a linha de comparação do ponto BTEX P7 com o ponto que apresentou o segundo o maior resultado de emissão, o etilbenzeno se apresentou 1,7 vezes maior no ponto BTEX P7 que no ponto BTEX P9, o m,p-xileno, 1,4 vezes maior no ponto BTEX P7 que no ponto BTEX P9 e o o-xileno foi 1,3 vezes maior no ponto BTEX P7 que no ponto BTEX P6.

Vale destacar que os pontos BTEX P7 e P9 apresentaram as maiores fissuras em relação aos demais pontos.

A média de emissão para os cinco pontos com fissura foi de $32,8 \mu\text{g m}^{-2} \text{d}^{-1}$ para o benzeno, $1359,8 \mu\text{g m}^{-2} \text{d}^{-1}$ para o tolueno, $415,5 \mu\text{g m}^{-2} \text{d}^{-1}$ para o etilbenzeno, $162,2 \mu\text{g m}^{-2} \text{d}^{-1}$ para o m,p-xileno e de $57,8 \mu\text{g m}^{-2} \text{d}^{-1}$ para o o-xileno. Na Tabela 26 é apresentada a estatística descritiva das taxas de emissão de BTEX obtidas para os cinco pontos com fissura.

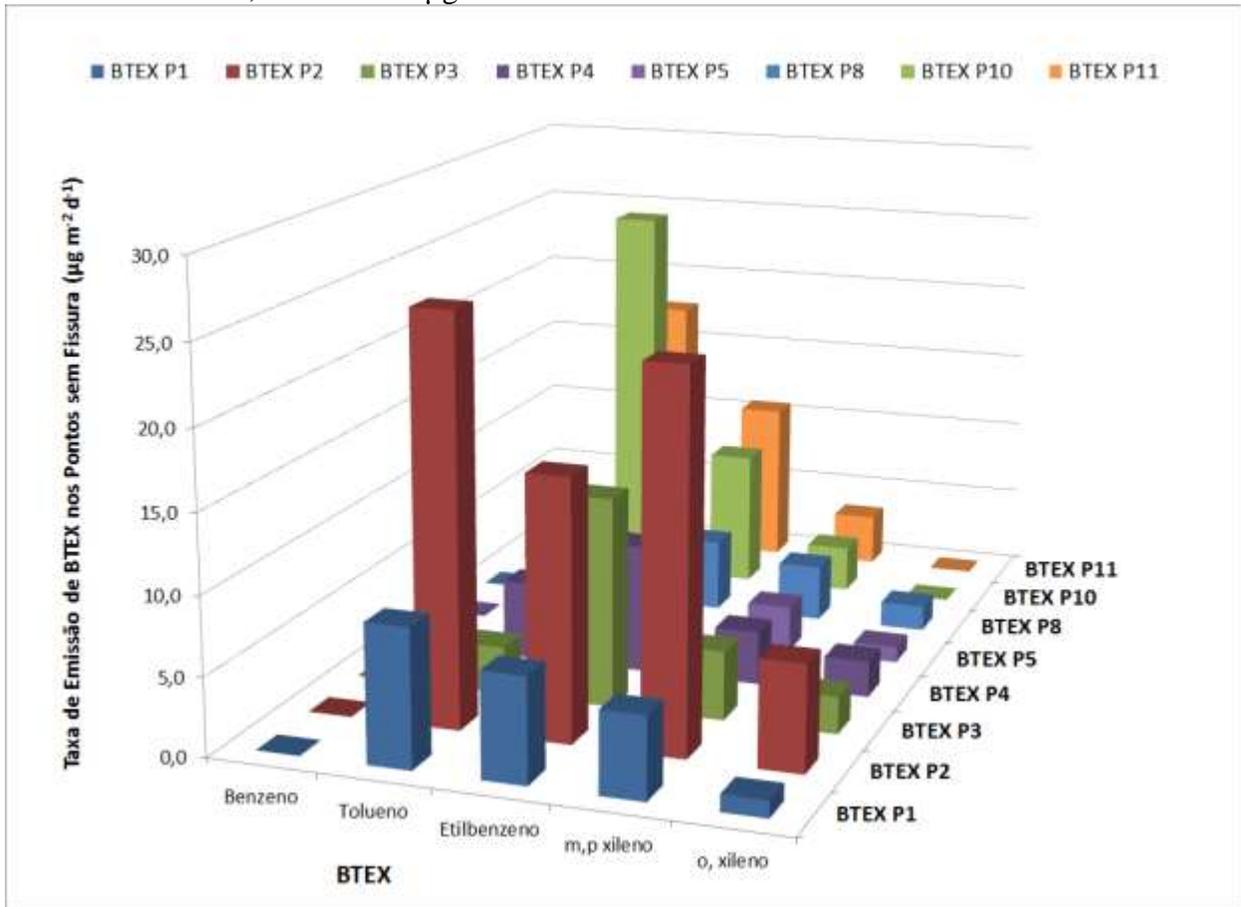
Tabela 26 – Estatística descritiva das taxas de emissão de BTEX nos pontos com fissura.

Gases	Emissão Mínima ($\mu\text{g m}^{-2} \text{d}^{-1}$)	Emissão Máxima ($\mu\text{g m}^{-2} \text{d}^{-1}$)	Média da Taxa de Emissão ($\mu\text{g m}^{-2} \text{d}^{-1}$)	Desvio Padrão
Benzeno	$< 8 \times 10^{-4}$ *	107	32,8	48
Tolueno	181,7	4864,1	1359,8	2013
Etilbenzeno	54,5	964,3	415,5	363
m,p-Xileno	29,8	325,5	162,2	120
o-Xileno	8,8	105,4	57,8	40

*< = Valor calculado com a concentração referente ao Limite de Quantificação.

Na Figura 52 podem ser observados os resultados de emissão nos pontos sem fissuras e na Tabela 27 é apresentado a estatística descritiva de tais resultados.

Figura 52 - Taxas de emissão de BTEX das amostras coletadas em pontos que não continham fissuras, medidas em $\mu\text{g m}^{-2} \text{dia}^{-1}$.



Ao analisar os resultados dos pontos sem fissuras, observa-se que em nenhum deles foram obtidos valores acima do limite de quantificação, ficando estes, abaixo de $8 \times 10^{-4} \mu\text{g m}^{-2} \text{d}^{-1}$.

O ponto BTEX P2 apresentou a maior taxa de emissão para todos os TEX dentre os pontos sem fissura, com um valor de $25,9 \mu\text{g m}^{-2} \text{d}^{-1}$ de tolueno, $16,5 \mu\text{g m}^{-2} \text{d}^{-1}$ de etilbenzeno, $23,8 \mu\text{g m}^{-2} \text{d}^{-1}$ de m,p-xileno e $6,8 \mu\text{g m}^{-2} \text{d}^{-1}$ de o-xileno.

A taxa de emissão de tolueno no ponto BTEX P2 1,02 vezes mais elevada do que a encontrada no ponto BTEX P10 ($25,4 \mu\text{g m}^{-2} \text{d}^{-1}$), o qual possui a segunda maior taxa de emissão deste gás.

Seguindo a linha de comparação do ponto BTEX P2 com o ponto que apresentou o segundo o maior resultado de emissão, o etilbenzeno se apresentou 1,2 vezes mais elevado no ponto BTEX P2 que no ponto BTEX P3, o m,p-xileno, 5,4 vezes mais elevado no ponto BTEX P2 do que no ponto BTEX P3 e o o-xileno 2,8 vezes mais elevado no ponto BTEX P2 do que no ponto BTEX P3.

A média de emissão para os pontos sem fissura foi de 11,5 $\mu\text{g m}^{-2} \text{d}^{-1}$ para o tolueno, 9,4 $\mu\text{g m}^{-2} \text{d}^{-1}$ para o etilbenzeno, 6,2 $\mu\text{g m}^{-2} \text{d}^{-1}$ para o m,p-xileno e de 1,9 $\mu\text{g m}^{-2} \text{d}^{-1}$ para o o-xileno.

Ao comparar as médias de emissão dos pontos com e sem fissura, observa-se que os pontos com fissura possuem médias mais elevadas, sendo 118 vezes maiores para o tolueno, 44 vezes para o etilbenzeno, 26 vezes para o m,p-xileno e 30 vezes para o-xileno.

Com relação às médias de emissão obtidas para o benzeno, verifica-se que os pontos com fissuras apresentaram um valor de 32,8 $\mu\text{g m}^{-2} \text{d}^{-1}$, contudo, não foram obtidas médias deste gás nos pontos sem fissura.

Ressalta-se a existência de emissões, mesmo sem haver fissuras na camada de cobertura, em todos os pontos. Este fator pode ser explicado devido ao fato do solo utilizado com jazida do aterro ter sido caracterizado com uma alta permeabilidade, fazendo com que os gases tenham condições de sair através dos vazios deste solo. Destaca-se, também, o fato dos poços de extração estarem passivos na área de coleta das amostras.

Tabela 27 – Estatística descritiva das taxas de emissão de BTEX nos pontos sem fissura.

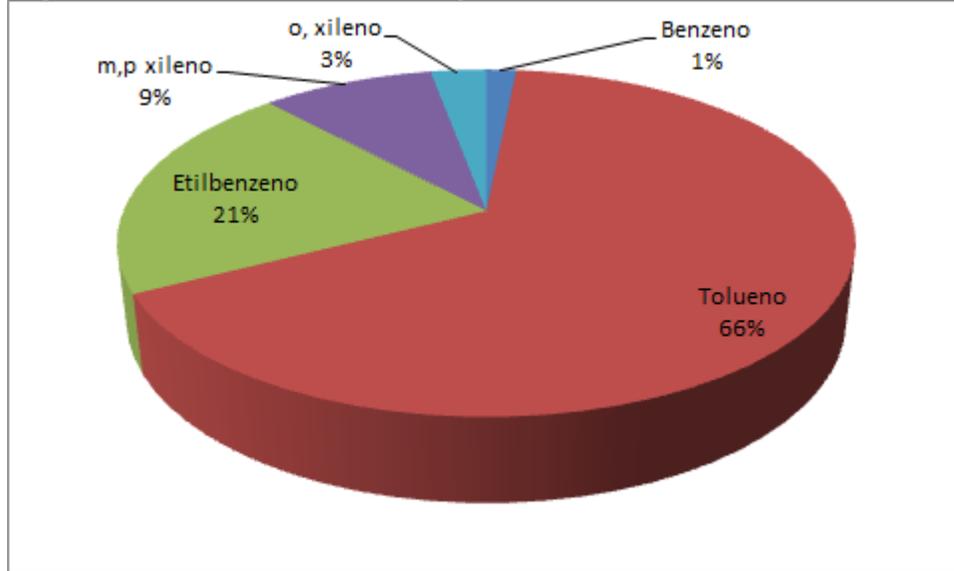
Gases	Emissão Mínima ($\mu\text{g m}^{-2} \text{d}^{-1}$)	Emissão Máxima ($\mu\text{g m}^{-2} \text{d}^{-1}$)	Média da Taxa de Emissão ($\mu\text{g m}^{-2} \text{d}^{-1}$)	Desvio Padrão
Benzeno	$< 8 \times 10^{-4}$ *	$< 8 \times 10^{-4}$ *	-	-
Tolueno	2,2	25,9	11,5	10
Etilbenzeno	4,7	16,5	9,4	4
m,p-Xileno	2,9	23,8	6,2	7
o-Xileno	$< 8 \times 10^{-4}$ *	6,8	1,9	2

*< = Valor calculado com a concentração referente ao Limite de Quantificação.

Como se pode observar, o tolueno é o BTEX com maior contribuição mássica em relação aos outros, tanto nos pontos com fissuras como nos pontos sem fissuras, com uma média de emissão total de 492,2 $\mu\text{g m}^{-2} \text{d}^{-1}$, representando um percentual de 66%, em relação às outras médias (Figura 53). Este resultado está em acordo com Gallego et al. (2014) que encontrou um valor de 61% do volume total de BTEX medido, em aterro industrial (GALLEGO et al., 2014).

Neste estudo, o composto que apresentou maior percentual de emissão média, após o tolueno, foi o etilbenzeno, com um valor de 21%, seguido dos gases m,p-xileno (9%), o-xileno (3%) e benzeno (1%).

Figura 53 – Percentual da distribuição mássica média das emissões dos BTEX.



Através das médias de emissão de BTEX foi calculada a relação entre eles, utilizando como base o etilbenzeno (ZOU et al., 2003, GALLEGO et al., 2014 e DURMUSOGLU; FATIH e KARADEMIR, 2010). O etilbenzeno foi estipulado como base para que os resultados obtidos pudessem ser comparados com outros trabalhos realizados. Assim a relação B:T:E:X encontrada foi de 0,1:3:1:0,6, a qual foi comparada com outros estudos de emissão de BTEX em aterros sanitários e industriais, assim como mostra a Tabela 28.

Tabela 28 – Comparação da relação da emissão dos BTEX com outros estudos.

Referencia	B:T:E:X	Tipo de Aterro
Este Trabalho	0,1:3:1:0,6	Municipal
(GALLEGO et al., 2014)	4:18:1:5	Industrial*
(SCHEUTZ et al., 2008)	0:1:1:4	Municipal
(BARLAZ et al., 2005)	7:44:1:23	Industrial*

*Industrial = Classe I.

Na Tabela 28 é possível observar que os resultados de emissão de BTEX encontrados no aterro de Seropédica foram menores do que os resultados encontrados para os aterros industriais de Gallego et al. (2014) e Barlaz et al. (2005). Em comparação com os resultados de Scheutz et al. (2008) observa-se que as emissões de benzeno e tolueno foram menores do que as encontradas em Seropédica, já os valores de xilenos foram maiores em Scheutz et al. (2008).

A análise de correlação, através do coeficiente de determinação (R^2), calculado devido a relação entre as emissões de cada um dos gases, pode ser observado na Tabela 29.

Tabela 29 – Análise de correlação (R^2) entre as emissões de gases BTEX.

Gases	Tolueno	Etilbenzeno	m,p-Xileno	o-Xileno
Benzeno	0,719	0,7162	0,4522	0,3859
Tolueno		0,8483	0,7396	0,6279
Etilbenzeno			0,7935	0,6695
m,p-Xileno				0,9105

Ao analisar as correlações da Tabela 29 é possível observar que estas se apresentaram mais altas entre os m,p-xileno e o-xileno ($R^2 = 0,9105$) e tolueno e etilbenzeno ($R^2 = 0,8483$), evidenciando que tais componentes tenham mesma fonte, geração ou formação (GALLEGO et al., 2014). Vale ressaltar a boa correlação dos o-xileno e m,p-xileno com o tolueno ($R^2 = 0,6279$ e $R^2 = 0,7396$) e com o etilbenzeno ($R^2 = 0,6695$ e $R^2 = 0,7935$), assim como do benzeno com o tolueno ($R^2 = 0,719$) e o etilbenzeno ($R^2 = 0,7162$).

Já os valores de correlação para o benzeno e os m,p-xileno ($R^2 = 0,4522$) e o-xileno ($R^2 = 0,3859$), mostram que estes gases possuem baixa correlação, o que poderia indicar diferentes fontes de emissão. Entretanto, como a coleta está sendo feita direto da fonte é possível que essas baixas correlações sejam justificadas pela heterogeneidade dos resíduos formadores dos gases.

3.5 Resultados de BTEX no Ar Atmosférico

Foram coletadas seis amostras de ar atmosférico para gases BTEX, os quais foram realizados nos meses de julho, agosto, setembro, outubro e novembro do ano de 2014 e janeiro de 2015.

Na Figura 54 pode se observar os resultados de concentração dos gases BTEX obtidos no ar atmosférico logo acima da célula 1 do aterro de Seropédica e na Tabela 30 são apresentados tais resultados resumidamente.

Figura 54 – Concentração de BTEX no ar atmosférico.

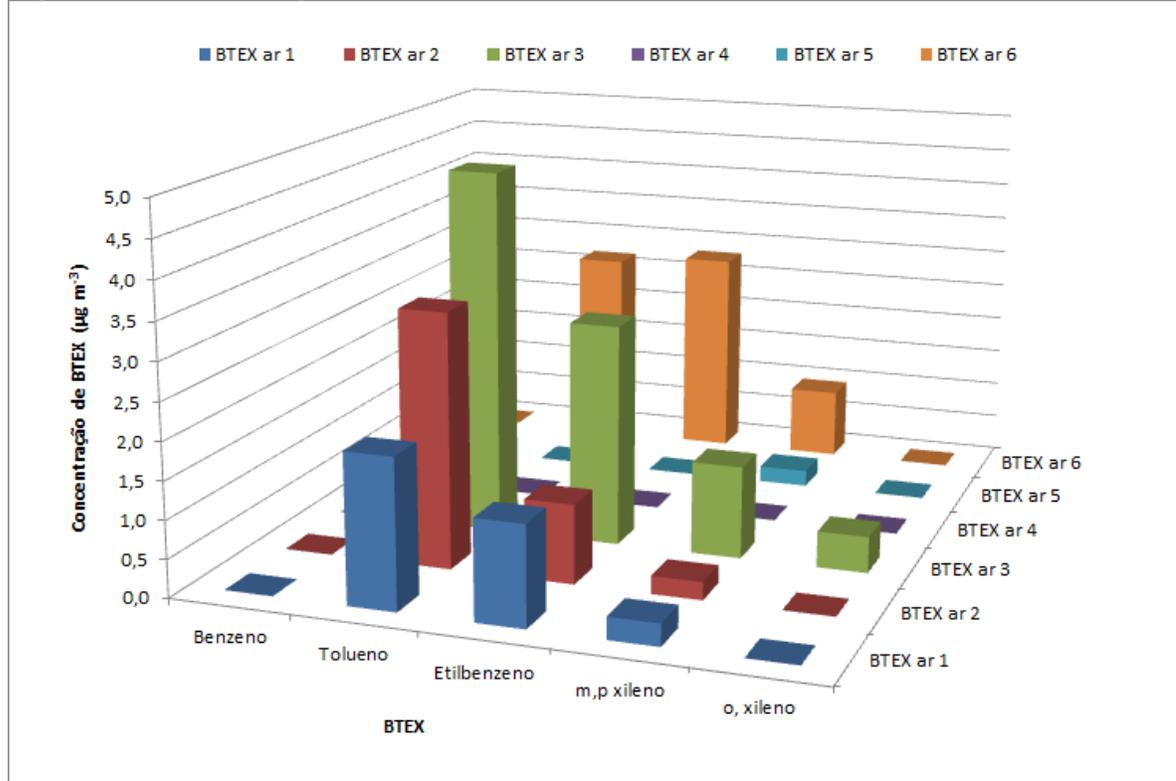


Tabela 30 – Resumo das concentrações de BTEX no ar atmosférico.

Gases	Concentração Mínima ($\mu\text{g m}^{-3}$)	Concentração Máxima ($\mu\text{g m}^{-3}$)	Média da Concentração ($\mu\text{g m}^{-3}$)	Desvio Padrão
Benzeno	< 0,2*	< 0,2*	-	-
Tolueno	< 0,2*	4,8	2,1	2
Etilbenzeno	< 0,2*	2,9	1,3	1,3
m,p-Xileno	< 0,2*	1,2	0,5	0,5
o-Xileno	< 0,2*	0,5	0,1	0,2

*< = Valor abaixo do Limite de Quantificação.

Ao avaliar a Figura 54, percebe-se que as amostras de ar coletadas para o benzeno tiveram concentrações abaixo de $0,2 \mu\text{g m}^{-3}$, ou seja, abaixo do limite de detecção.

A amostra BTEX ar 4 se destacou pela menor concentração de todos os BTEX, em relação às demais, visto que todos os valores se encontram abaixo de $0,2 \mu\text{g m}^{-3}$. Esta amostra foi coletada no dia com maior registro de intensidade do vento.

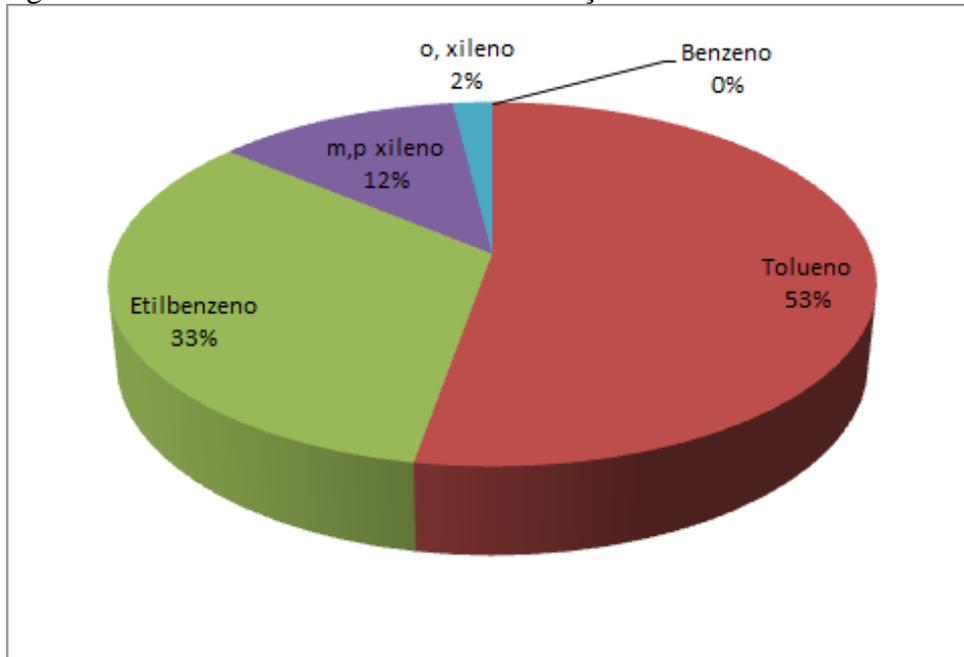
Em contrapartida, a amostra BTEX ar 3 se apresentou maiores valores de concentração, apresentando uma concentração de $4,8 \mu\text{g m}^{-3}$ para o tolueno, $2,9 \mu\text{g m}^{-3}$ para o etilbenzeno, $1,2 \mu\text{g m}^{-3}$ para o m,p-xileno e $0,5 \mu\text{g m}^{-3}$ para o o-xileno.

As médias de concentração no ar atmosférico foram de $2,1 \mu\text{g m}^{-3}$ para o tolueno, $1,3 \mu\text{g m}^{-3}$ para o etilbenzeno, $0,5 \mu\text{g m}^{-3}$ para o m,p-xileno e $0,1 \mu\text{g m}^{-3}$ para o o-xileno.

Assim como foi detectado para os dados de emissão de gases BTEX pela camada de cobertura, o tolueno apresentou maiores valores em relação aos outros gases, com uma média de concentração de $2,14 \mu\text{g m}^{-3}$, representando um percentual de 53%, em relação as outras médias. Este fator também ocorre em outros estudos, em aterros sanitários (DURMUSOGLU; FATIH e KARADEMIR, 2010, ZOU et al., 2003 e KIM e KIM, 2002).

O etilbenzeno tem o segundo maior percentual, com um valor de 33%, seguido do m,p-xileno com 13%, o-xileno com 2% e benzeno com 0%. A mesma distribuição percentual mássica dos BTEX foi observada para a média de emissão pela camada de cobertura de BTEX como apresentada na Figura 55.

Figura 55 – Percentual da média de concentração no ar atmosférico de BTEX.



Ao avaliar a relação das concentrações de BTEX, (DURMUSOGLU; FATIH e KARADEMIR, 2010, ZOU et al., 2003 e KIM e KIM, 2002), foi observado que a concentração

destes gases na atmosfera do aterro de Seropédica foi menor do que as encontradas em outros estudos feitos em aterros, com apresentado na Tabela 31. Associando as emissões de BTEX através da camada de cobertura com as condições meteorológicas do local, com a presença constante de rajadas de vento, se justifica as concentrações de BTEX no ar mais baixas do que em outros trabalhos.

Tabela 31 – Comparação da relação da concentração no ar dos BTEX com outros estudos.

Referencia	B:T:E:X	Tipo de Aterro
Aterro de Seropédica	0,0:1,6:1:0,4	Municipal
Durmusoglu; Fatih e Karademir (2010)	1:5:1:1	Municipal
Kim e Kim (2002)	1:8:1:3**	Municipal
Kim e Kim (2002)	2:9:1:2*	
Zou et al. (2003)	4:6:1:2**	Industrial e
Zou et al. (2003)	3:5:1:2*	Municipal***

*Verão, **Inverno, *** Industrial = Classe I.

A relação entre benzeno e tolueno (B:T), pode ser a melhor delas para se avaliar a fonte de emissão. Para este estudo foi constatada uma relação entre as médias de concentração de benzeno e tolueno de 0,08. Segundo Vega et. al. (2000), tal relação, demonstra que as concentrações encontradas no aterro estão relacionadas fontes devido à degradação de diferentes resíduos ali dispostos, como agentes desengordurantes, tintas e produtos de limpeza.

4 CONCLUSÕES

Neste trabalho observou-se que a camada de cobertura intermediária do aterro sanitário de Seropédica não vem agindo de forma efetiva na contenção da emissão de gases gerados, devido à degradação dos resíduos sólidos ali depositados. Foram encontrados valores de taxa de emissão relevantes, tanto para os gases de efeito estufa quanto para os compostos orgânicos monoaromáticos, mesmo em locais onde a camada de cobertura não apresentava fissuras.

Destaca-se que o sistema de captação de gases se encontrava passivo na área de coleta das amostras.

Tais emissões estão vinculadas, principalmente, ao fato de o solo utilizado com jazida do aterro ter apresentado alto teor de areia em sua composição e valor de condutividade hidráulica elevado, e mesmo sem ter sido determinado a permeabilidade ao ar, estes valores indicam que os gases tem condições de migrar através dos vazios deste solo.

Não foram observadas emissões de benzeno em pontos em que não havia fissuras na camada de cobertura.

Em se tratando de emissões através de fissuras, foram constatadas altas emissões para os GEE e para os BTEX, verificando-se que a existência destas irregularidades na camada de cobertura foram capazes de acentuar a emissão em 18 vezes para o metano e 19 vezes para o dióxido de carbono, bem como 118 vezes para o tolueno, 44 vezes para o etilbenzeno, 26 vezes para o m,p-xileno e 30 vezes para o-xileno.

A média de emissão de GEE medidas no aterro sanitário de Seropédica foi coerente às médias de estudos realizados em aterros de diversos países. Em relação à comparação da emissão de BTEX com outras pesquisas realizadas no exterior, foi possível observar que o aterro de Seropédica apresentou emissões similares em relação ao aterro de resíduos municipais e inferior aos aterros de resíduos classe I.

Com relação às concentrações de GEE no ar atmosférico do aterro sanitário de Seropédica, foi observado que mesmo com a forte incidência de rajadas de vento na região, contribuindo para a dispersão dos gases emitidos, foram encontradas concentrações elevadas de metano e dióxido de carbono, em comparação com as concentrações citadas por IPCC (2014). A concentração de metano no ar logo acima do aterro foi a mais elevada, visto que apresentou uma média 25 vezes maior.

Em se tratando das concentrações de BTEX no ar, estas não foram constatadas para o benzeno, porém foram constatadas para os demais gases, apesar da região apresentar constantes rajadas de vento. Além disso, foram observadas menores concentrações, dos gases estudados, no ar em dias em que a intensidade do vento foi mais elevada.

Estes resultados indicam que nos casos de grandes aterros, em que as camadas de cobertura intermediárias permanecem por um período maior, uma atenção maior para a operação e a construção dessas camadas se faz necessária.

4.1 Sugestões

- Devido aos resultados de emissão de BTEX encontrados e aos resultados observados na cromatografia, sugere-se a busca por emissões de outros compostos orgânicos voláteis, levando em consideração sua identificação e quantificação;
- Relacionar as emissões encontradas com estudos de dispersão de pluma de gases, a fim de verificar os impactos das emissões dos gases nas populações que moram próximas ao aterro;
- Estudar diferentes tipos de camadas de cobertura, buscando alternativas mais eficazes de contenção da emissão de gases do aterro.

REFERENCIAS

ABICHOU, T.; CHANTON, J.; POWELSON, D.; FLEIGER, J.; ESCORIAZA, S. e LEI, Y. **Methane flux and oxidation at two types of intermediate landfill covers**. Waste management (New York, N.Y.), v. 26, n. 11, p. 1305–12, jan. 2006.

ABRELPE - Associação Brasileira de Empresas de Limpeza Pública e Resíduos Especiais, **Panorama dos Resíduos Sólidos no Brasil (2012)**, São Paulo, (SP), Brasil.

ALCÂNTARA, P. B. **Avaliação da influência da composição de resíduos sólidos urbanos no comportamento de aterros simulados**. 2007. 366 f. Tese (Doutorado em Engenharia Civil) - Centro de Tecnologia e Geociências Departamento de Engenharia Civil, Universidade Federal de Pernambuco, 2007.

AMORIM, J. C. DE C. **Emissões Odoríferas Provenientes da Decomposição de Resíduos Sólidos Urbanos (RSU) em Centrais de Tratamento de Resíduos (CTR) – Estudo de Caso: CTR Seropédica, RJ, Brasil**. 2013. 128 f. Projeto de Graduação (Titulo de Engenharia) - Curso de Engenharia Ambiental da Escola Politécnica, Universidade Federal do Rio de Janeiro, 2013.

ASADI, M.; YUEN, S. T.; BOGNER, J.; CHEN, D. e LIGHTBODY, P. **Methane**

Emissions From a Municipal Waste Landfill In South Australia Without Gas Recovery : Comparison Between Field Measurements and Calmim Modelled Results. Proceedings Sardinia 2013. Fourteenth International Waste Management and Landfill Symposium, Italy; 2013.

AUBERTIN, M.; AACHIB, M. e AUTHIER, K. **Evaluation of diffusive gas flux through covers with a GCL.** Geotextiles and Geomembranes, v. 18, n. 2-4, p. 215–233, abr. 2000.

BABILOTTE, A. **Field Comparison of Methods for Assessment of Methane Fugitive Emissions From Landfills.** Waste Management, Veolia Environment Research Centre, p. 127, 2011.

BARLAZ, M. A.; GREEN, R. B.; CHANTON, J. P.; GOLDSMITH, C. D. e HATER, G. R. **Evaluation of a Biologically Active Cover for Mitigation of Landfill Gas Emissions.** Environ. Sci. & Technol., v. 38, n. 18, p. 4891–4899, 2005.

BATSTONE, R.; SMITH, J. E. e WILSON, D. **The Safe Disposal of Hazardous Wastes The Special Needs and Problems of Developing Countries.** Washington, D.C, v. 1, p. 290, 1989.

BIETLOT, E.; GARZANITI, S.; D'OR, D.; e COLLART, C. **Assessment of the Contribution of Low Emissive Areas to the Average Global Flux of Biogas Diffusing Through Landfill Covers In** Proceedings Sardinia 2013. Fourteenth International Waste Management and Landfill Symposium, Italy; 2013.

BISZEK, M. **Evaluation of Measurement Methods and Estimation of Biogas Emission from Landfills.** Środkowo-Pomorskie Towarzystwo Naukowe Ochrony Środowiska, Poland, p. 27–43, 2006.

BOGNER, J.; SPOKAS, K.; BURTON, E.; SWEENEY, R. e CORONA, V. **Landfills as atmospheric methane sources and sinks.** Chemosphere, v. 31, n. 9, p. 4119–4130, nov. 1995.

BOGNER, J. E. e BURTON, E. A. **Kinetics of Methane Oxidation in a Landfill Cover Soil : Temporal Variations , a Whole-Landfill Oxidation Experiment , and Modeling of Net CH 4 Emissions.** Chemosphere, v. 31, n. 9, p. 2504–2514, 1997.

BOGNER, J., DIAZ, C., ABDELRAFIE AHMED, M., GAO, Q., FAAIJ, A., MARECKOVA, K., HASHIMOTO, S., ZHANG, T. e PIPATTI, R. (2007). Chapter Waste Management, in: Climate Change 2007: Mitigation Contribution of Working Group III to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC). Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA, 2007.

BOGNER, J., DIAZ, C., ABDELRAFIE AHMED, M., GAO, Q., FAAIJ, A., MARECKOVA, K., HASHIMOTO, S., ZHANG, T. e PIPATTI, R. (2014). Climate Change

2014: Mitigation of Climate Change of Working Group III Contribution to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC). Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA, 2014.

BÖRJESSON, G.; SUNDH, I.; TUNLID, A. e SVENSSON, B. H. **Methane oxidation in landfill cover soils, as revealed by potential oxidation measurements and phospholipid fatty acid analyses**. Soil Biology and Biochemistry, v. 30, n. 10-11, p. 1423–1433, set. 1998.

BOUR, O.; ZDANEVITCH, I.; POKRYSZKA, Z.; LALET A. e AKERMAN, A. **Temporal Variation of LFG Emission From Different Types of Landfill Cover**. Proceedings Sardinia 2013. Fourteenth International Waste Management and Landfill Symposium, Italy; 2013.

BRITO FILHO, L. F. DE. **Estudo de Gases em Aterros de Resíduos Sólidos Urbanos**. 2005. 337 f. Dissertação (Mestrado em Ciências e Engenharia Civil) - Programa de Pós-graduação de Engenharia, Universidade Federal do Rio de Janeiro, 2005.

BROSSEAU, J. e HEITZ, M. **Trace gas compound emissions from municipal landfill sanitary sites**. Atmospheric Environment, v. 28, n. 2, p. 285–293, jan. 1994.

BRUMATTI, M. M. **Caracterização dos Compostos Orgânicos Voláteis no Entorno do Polo Petroquímico de Capuava, Mauá – SP**. 2013. 40 f. Projeto de Graduação (Titulo de Engenharia Ambiental e Urbana) - Curso de Engenharia Ambiental e Urbana, Universidade Federal do ABC – UFABC, 2013.

CASTRO, M. C. A. A.; ANTONIO, S.; LEITE, W. C. E SCHALCH, V. **Analysis of Variation of Concentration and Methane Gas Flow in Sanitary Landfill in Brazil**. Proceedings Sardinia 2013. Fourteenth International Waste Management and Landfill Symposium, Italy; 2013.

CATAPRETA, C. A. A. **Comportamento de um Aterro Sanitário Experimental: Avaliação da Influência do Projeto , Construção e Operação**. 2008. 337 f. Tese (Doutorado em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos) - Programa de Pós-graduação em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos, Universidade Federal de Minas Gerais, 2008.

CHAKRABORTY, M.; SHARMA, C.; PANDEY, J.; SINGH, N. e GUPTA, P. K. **Methane emission estimation from landfills in Delhi: A comparative assessment of different methodologies**. Atmospheric Environment, v. 45, n. 39, p. 7135–7142, dez. 2011.

CHEREMISINOFF, N. P. **Handbook of Solid Waste Management and Waste Minimization Technologies**. Solid Waste Management and Waste Minimization, p. 96-129, 2003.

CHIRIAC, R.; CARRE, J.; PERRODIN, Y.; FINE, L. e LETOFFE, J-M. **Characterisation of VOCs emitted by open cells receiving municipal solid waste**. Journal of

hazardous materials, v. 149, n. 2, p. 249–63, 22 out. 2007.

CHIRIAC, R.; CARRÉ, J.; PERRODIN, Y.; VAILLANT, H.; GASSO, S. e MIELE, P., **Study of the dispersion of VOCs emitted by a municipal solid waste landfill.** Atmospheric Environment, v. 43, n. 11, p. 1926-1931, 2009.

CHIRIAC, R.; DE ARAUJOS MORAIS, J.; CARRE, J.; BAYARD, R.; CHOVELON, J. M. e GOURDON, R. **Study of the VOC emissions from a municipal solid waste storage pilot-scale cell: Comparison with biogases from municipal waste landfill site.** Waste management (New York, N.Y.), v. 31, n. 11, p. 2294–2301, nov. 2011.

Compania Municipal de Limpeza Urbana, COMLURB, **Caracterização Gravimétrica e Bacteriológica dos Resíduos Sólidos Domiciliares Recolhidos pela COMLURB no Município do Rio de Janeiro - 2012**, p. 105, 2012.

COSTA, F. DE S. **Métodos para avaliação das emissões de gases do efeito estufa no sistema solo-atmosfera**, Ciência Rural, Santa Maria, v. 36, n. 2, p. 693-700, 2006.

CTR Seropédica, disponível em http://www.ciclusambiental.com.br/ciclus_ctr.php, em 01/07/2015.

CZEPIEL, P. M.; SHORTER, J. H.; MOSHER, B.; ALLWINE, E.; MCMANUS, J. B.; HARRISS, R. C.; KOLB, C. E. e LAMB, B. K. **The influence of atmospheric pressure on landfill methane emissions.** Waste management (New York, N.Y.), v. 23, n. 7, p. 593–8, jan. 2003.

DEVER, S.; WELSH, M.; HUNSTONE, M. e STUETZ, R. **Assessment of Fugitive Landfill Gas Emissions Rates in Australia.** Proceedings Sardinia 2013. Fourteenth International Waste Management and Landfill Symposium, Italy; 2013.

DI BELLA, G.; DI TRAPANI, D. e VIVIANI, G. **Evaluation of methane emissions from Palermo municipal landfill: Comparison between field measurements and models.** Waste management (New York, N.Y.), v. 31, n. 8, p. 1820–6, ago. 2011.

DI TRAPANI, D.; DI BELLA, G. e VIVIANI, G. **Uncontrolled methane emissions from a MSW landfill surface: influence of landfill features and side slopes.** Waste management (New York, N.Y.), v. 33, n. 10, p. 2108–15, out. 2013.

DIVYA, P. V.; VISWANADHAM, B. V. S. e GOURC, J. P. **Influence of geomembrane on the deformation behaviour of clay-based landfill covers.** Geotextiles and Geomembranes, v. 34, p. 158–171, out. 2012.

DUAN, Z.; LU, W.; LI, D. e WANG, H. **Temporal variation of trace compound emission on the working surface of a landfill in Beijing, China.** Atmospheric Environment, v. 88, p. 230–238, maio 2014.

DURMUSOGLU, E. ; FATIH, T. e KARADEMIR, A. **Health risk assessment of BTEX emissions in the landfill environment.** Journal of hazardous materials, v. 176, n. 1-3, p. 870–7, 15 abr. 2010.

GALLEGO, E.; PERALES, J. F.; ROCA, F. J. e GUARDINO, X. **Surface emission determination of volatile organic compounds (VOC) from a closed industrial waste landfill using a self-designed static flux chamber.** The Science of the total environment, v. 470-471, p. 587–99, 1 fev. 2014.

GECK, C.; GEBERT, J.; RÖWER, I. U.; SCHARFF H. e PFEIFFER, E. M. **Assessment of the Efficiency of a Methane Oxidation Biocover Test.** Proceedings Sardinia 2013. Fourteenth International Waste Management and Landfill Symposium, Italy; 2013.

GEORGE, M.; GORE, S. J. M.; HEATH, T. G. e WILLIAMS, S. J. **Potential gas production from landfilling of inorganic wastes.** Science Report: SC030144/SR, Environment Agency, p. 156, 2007.

GOOGLE MAPS. Disponível em http://www.ciclusambiental.com.br/ciclus_ctr.php, em 16 de setembro de 2015

GOUVELLO, C. DE. **Estudo de Baixo Carbono para o Brasil** Brasília, DF, Brasil, Banco Mundial, ESMAP, , 2010.

GUEDES, V. P. **Estudo do Fluxo de Gases Através do Solo de Cobertura de Aterro de Resíduos Sólidos Urbanos.** 2007. 125 f. Dissertação (Mestrado em Ciências e Engenharia Civil) - Programa de Pós-graduação de Engenharia, Universidade Federal do Rio de Janeiro, 2007.

HALVADAKIS, C.P, ROBERTSON, A.P e LECKIE, J.O. **Landfill Methanogenesis: Literature Review and Critique.** 1983 Env. Eng. And Science. Department of Civil Eng. Stanford University, 1983.

HEGDE, U.; CHANG, T.-C. e YANG, S.-S. **Methane and carbon dioxide emissions from Shan-Chu-Ku landfill site in northern Taiwan.** Chemosphere, v. 52, n. 8, p. 1275–1285, set. 2003.

HUBER-HUMER, M. **International research into landfill gas emissions and mitigation strategies--IWWG working group “CLEAR”.** Waste management (New York, N.Y.), v. 24, n. 4, p. 425–7, jan. 2004.

HUSE, K. **Estudo da Influência da Adição de Bentonita em um Solo Areno-Siltoso para uso como Cobertura de Aterros.** 2007. 138 f. Dissertação (Mestrado em Ciências e Engenharia Civil) - Programa de Pós-graduação de Engenharia, Universidade Federal do Rio de Janeiro, 2007.

INMET.

Disponível

em

<http://www.inmet.gov.br/portal/index.php?r=estacoes/mapaEstacoes>, em 15 de agosto de 2015.

IZZO, R. L. DOS S. **Comportamento de Resíduos Sólidos Inertizados em Barreira Capilar**. 2008. 226 f. Dissertação (Mestrado em Ciências e Engenharia Civil) - Programa de Pós-graduação de Engenharia, Universidade Federal do Rio de Janeiro, 2008.

JHA, A. K.; SHARMA, C.; SINGH, N.; RAMESH, R.; PURVAJA, R. e 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, n. 4, p. 750–8, mar. 2008.

JOAQUIM Jr., G. O. **Comparação de Desempenho de Sistemas de Cobertura em Relação à Infiltração de Água Pluvial no Aterro Sanitário de Seropédica (RJ), Durante a Fase de Operação**. 2015. 206 f. Tese (Doutorado em Ciências) - Programa de Pós-Graduação em Tecnologia de Processos Químicos e Bioquímicos da Escola de Química, Universidade Federal do Rio de Janeiro, 2015.

JOAQUIM Jr., G. O.; RITTER, E.; CAMPOS, J. C.; FIGUEIREDO, G. C. **Curva de Retenção de Água e Condutividade Hidráulica Saturada em Solos Compactados para Cobertura Final de Resíduos Sólidos em Aterros Sanitários**. VII Congresso Brasileiro de Geotecnia Ambiental, 2015.

KIM, K.-H.; SHON, Z.-H.; KIM, M.-Y.; SUNWOO, Y.; JEON, E.-C e HONG, J.-H. **Major aromatic VOC in the ambient air in the proximity of an urban landfill facility**. *Journal of hazardous materials*, v. 150, n. 3, p. 754–64, 11 fev. 2008.

KIM, K.-H. e KIM, M.-Y. **The distributions of BTEX compounds in the ambient atmosphere of the Nan-Ji-Do abandoned landfill site in Seoul**. *Atmospheric Environment*, v. 36, n. 14, p. 2433–2446, maio 2002.

KUMAR, S.; MONDAL, A.; GAIKWAD, S.; DEVOTTA, S. e SINGH, R. **Qualitative assessment of methane emission inventory from municipal solid waste disposal sites: a case study**. *Atmospheric Environment*, v. 38, n. 29, p. 4921–4929, set. 2004.

LAKHOUT, A.; SCHIRMER, W. N.; JOHNSON, T. R.; CABANA, H. e CABRAL, A. R. **Evaluation of the efficiency of an experimental biocover to reduce BTEX emissions from landfill biogas**. *Chemosphere*, v. 97, p. 98–101, fev. 2014.

MACIEL, F. J. **Estudo da Geração, Percolação e Emissão de Gases no Aterro de Resíduos Sólidos da Muribeca/PE**. 2003. 173 f. Dissertação (Mestrado em Ciências em Engenharia Civil) - Programa de Pós-Graduação, Universidade Federal de Pernambuco, 2003.

Manual de Gerenciamento Integrado de Resíduos Sólidos, 2001.

MARIANO, M. O. H. **Avaliação da Retenção de Gases em Camadas de Cobertura de Aterros de Resíduos Sólidos**. 2008. 243 f. Tese (Doutorado em Engenharia Civil) - Programa de Pós-Graduação, Universidade Federal de Pernambuco, 2008.

MARTÍ, V.; JUBANY, I.; PÉREZ, C.; RUBIO, X.; DE PABLO, J. e GIMÉNEZ, J. **Human Health Risk Assessment of a landfill based on volatile organic compounds emission, immission and soil gas concentration measurements**. *Applied Geochemistry*, jul. 2014.

MCBEAN, E. A. e FARQUHAR, G. J. **An Examination of Temporal/Spatial Variations in Landfill-Generated Methane Gas**. *Water, Air, and Soil Pollution*, v. 13, p. 157–172, 1980.

MONSTER, J.; SAMUELSSON, J.; KJELDSSEN, P. e SCHEUTZ, C. **Quantification of methane emissions from 15 Danish landfills using the mobile tracer dispersion method**. *Waste management (New York, N.Y.)*, v. 35, p. 177–86, jan. 2015.

MONTEIRO, M. D. **Avaliação das concentrações de BTEX em Ambiente Indoor : Estudo de Caso da Sala de Spinning de uma Academia de Ginástica – Rio de Janeiro/RJ**. 2011. 130 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental) - Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental, da Universidade Estadual do Rio de Janeiro, 2011.

MONTEIRO, V. E. D. **Análises Físicas, Químicas e Biológicas no Estudo do Comportamento do Aterro da Muribeca**. 2003. 246 f. Tese (Doutorado em Engenharia Civil) - Programa de Pós-Graduação, Universidade Federal de Pernambuco, 2003.

MORENO, A. I.; ARNÁIZ, N.; FONT, R. e CARRATALÁ, A. **Chemical characterization of emissions from a municipal solid waste treatment plant**. *Waste Management*, ago. 2014.

MOSHER, B. W.; CZEPIEL, P. C.; SHORTER, J.; ALLWINE, E.; HARRISS, R. C.; KOLB, C. e LAMB, B. **Mitigation of methane emissions at landfill sites in New England, USA**. *Energy Conversion and Management*, v. 37, n. 6-8, p. 1093–1098, jun. 1996.

OLIVEIRA, A. C. E. DE. **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**. 2013. 163 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental) - Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental, da Universidade Estadual do Rio de Janeiro, 2013.

OLIVEIRA, A. C. E.; RITTER, E.; MANNARINO, C. e CONSTANTINO, P. **Evaluation of Biogas Emission Through the Final Cover Layer of the Waste Treatment Center of Nova Iguaçu and Dump of Seropédica , Rio de Janeiro Analyses**. *Proceedings Sardinia 2013. Fourteenth International Waste Management and Landfill Symposium, Italy; 2013*.

OONK, H. **Literature Review: Methane From Landfills Methods to Quantify Generation, Oxidation and Emission**, Sustainable Landfill Foundation c/o NV Afvalzorg Holding PO Box 2 1566, p. 75, April, 2010.

PARK, J. K.; KANG, J. Y.; KANG, J. H. e LEE, N. H. **Method Development for Measurement of Methane Emissions From Valley-Type Landfills**. Proceedings Sardinia 2013. Fourteenth International Waste Management and Landfill Symposium, Italy; 2013.

Plano Municipal de Gestão Integrada de Resíduos Sólidos do rio de Janeiro, PMGIRS, 2012.

Plano Nacional de Resíduos Sólidos, PNRS, 2011.

REAL, J. L. G. **Riscos Ambientais em Aterros de Resíduos Sólidos com Ênfase na Emissão de Gases**. 2005. 183 f. Dissertação (Mestrado em Ciências e Engenharia Civil) - Programa de Pós-graduação de Engenharia, Universidade Federal do Rio de Janeiro, 2005.

REINHART, D. R.; COOPER, D. C. e WALKER, B. L. **Flux Chamber Design and Operation for the Measurement of Municipal Solid Waste Landfill Gas Emission Rates**. Journal of the Air & Waste Management Association, v. 42, n. 8, p. 1067–1070, ago. 1992.

REY, M. D.; FONT, R. e ARACIL, I. **Biogas from MSW landfill: Composition and determination of chlorine content with the AOX (adsorbable organically bound halogens) technique**. Energy, v. 63, p. 161–167, dez. 2013.

RIMA - SEROPÉDICA. Relatório de Impacto Ambiental do Aterro Sanitário de Seropédica, S. A. Paulista, Vereda, p. 60.

ROCHA, G. G. **Condições Eletroresistivimétricas do Embasamento Cristalino e dos Sedimentos da formação Piranema, na Região de Santa Rosa, Município Seroédica, RJ**. 2011. 48 f. Projeto de Graduação (Título de Geologia) - Curso de Geologia, Departamento de Geociências, Instituto de Agronomia, Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, 2011.

ROSE, J. L. **Análise Comparativa Entre as Reduções da Emissão de Metano em Camadas Oxidativas Experimentais**. 2009. 166 f. Tese (Doutorado em Engenharia Civil) - Programa de Pós-graduação em Engenharia Civil, COPPE, Universidade Federal do Rio de Janeiro, 2009.

SADEK, S.; GHANIMEH, S. e EL-FADEL, M. **Predicted performance of clay-barrier landfill covers in arid and semi-arid environments**. Waste management (New York, N.Y.), v. 27, n. 4, p. 572–83, jan. 2007.

SANTOS, T. F. L. DOS. **Estudo Experimental da Camada de Cobertura do Aterro Morro Do Céu, Niterói - RJ**. 2009. 157 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental) - Programa de Pós- Graduação em Engenharia Ambiental, Universidade do Estado do Rio de

Janeiro, 2009.

SCHARFF, H.; JACOBS, J.; OONK, H. e HENSEN, A. **Methods to ascertain methane emission of landfills.** 2005.

SCHULTZ, C.; BOGNER, J.; CHANTON, J. P.; BLAKE, D.; MORCET, M.; ARAN, C. e KJELDSEN, P. **Atmospheric emissions and attenuation of non-methane organic compounds in cover soils at a French landfill.** *Waste Management*, v. 28, n. 10, p. 1892–1908, 2008.

SCHULTZ, C.; SAMUELSSON, J.; FREDENSLUND, A. M. e KJELDSEN, P. **Quantification of multiple methane emission sources at landfills using a double tracer technique.** *Waste management (New York, N.Y.)*, v. 31, n. 5, p. 1009–17, maio 2011.

SCHULTZ, C.; PEDERSEN, R. B.; PETERSEN, P. H.; JØRGENSEN, J. H. B.; UCENDO, I. M. B.; MØNSTER, J. G.; SAMUELSSON, J. e KJELDSEN, P. **Mitigation of methane emission from an old unlined landfill in Klintholm, Denmark using a passive biocover system.** *Waste management (New York, N.Y.)*, v. 34, n. 7, p. 1179–90, jul. 2014.

SCHROTH, M. H.; EUGSTER, W.; GÓMEZ, K. E.; GONZALEZ-GIL, G.; NIKLAUS, P. A. e OESTER, P. **Above- and below-ground methane fluxes and methanotrophic activity in a landfill-cover soil.** *Waste management (New York, N.Y.)*, v. 32, n. 5, p. 879–89, maio 2012.

SHAH, A. **Determination of Biological Nitrogen Fixation Induced N₂O Emission from Arable Soil by Using a Closed Chamber Technique.** *Applied and Environmental Soil Science*, v. 2014, p. 1–10, 2014.

SILVA, E. G. M. DA. **Estudo Experimental de Gases em Camadas de Cobertura no Aterro de Nova Iguaçu - RJ Rio de Janeiro.** 2011. 111 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental) - Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental, da Universidade Estadual do Rio de Janeiro, 2011.

SOARES, A. F. **Obertura Final de Aterro Sanitário de Resíduos Sólidos Urbanos Avaliada Sob o Enfoque da Oxidação Microbiológica de Metano.** 2011. 139 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) - Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil da UNISINOS, Universidade do Vale do Rio dos Sinos, 2011a.

SOARES, E. L. DE S. F. **Estudo da Caracterização Gravimétrica e Poder Calorífico dos Resíduos Sólidos Urbanos.** 2011. 150 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) - Programa de Pós-graduação em Engenharia Civil, COPPE, Universidade Federal do Rio de Janeiro, 2011b.

SPOKAS, K.; BOGNER, J.; CHANTON, J. P.; MORCET, M.; ARAN, C.; GRAFF, C.; GOLVAN, Y. M.-L. e HEBE, I. **Methane mass balance at three landfill sites: what is the efficiency of capture by gas collection systems?** *Waste management (New York, N.Y.)*, v. 26,

n. 5, p. 516–25, jan. 2006.

STAUB, M. J.; MARCOLINA, G.; GOURC, J-P. e SIMONIN, R. **An incremental model to assess the environmental impact of cap cover systems on MSW landfill emissions.** *Geotextiles and Geomembranes*, v. 29, n. 3, p. 298–312, jun. 2011.

SU, Y.; ZHANG, X.; WEI, X-M.; KONG, J-Y.; XIA, F-F.; LI, W. e HE, R. **Evaluation of simultaneous biodegradation of methane and toluene in landfill covers.** *Journal of hazardous materials*, v. 274, p. 367–75, 15 jun. 2014.

TARAZONA, C. F. **ESTIMATIVA DE PRODUÇÃO DE GÁS EM ATERROS DE RESÍDUOS SÓLIDOS URBANOS.** 2010. 210 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) - Programa de Pós-graduação em Engenharia Civil, COPPE, Universidade Federal do Rio de Janeiro, 2010.

TCHOBANOGLIOUS, G.; THEISEN, H. e VIGIL, S., 1993. **Integrated Solid Waste Management – Engineering Principles and Management Issues.** IRWIN/ McGRAWHILL, USA.

TEIXEIRA, C. E.; TORVES, J. C.; FINOTTI, A. R.; FEDRIZZI, F.; MARINHO, F. A. M. e TEIXEIRA, P. F. **Estudos sobre a oxidação aeróbia do metano na cobertura de três aterros sanitários no Brasil.** *Engenharia Sanitaria e Ambiental*, v. 14, n. 1, p. 99–108, 2009a.

TEIXEIRA, J. R. **Impacto do Aterro Controlado Morro do Céu na Atmosfera.** 2009. 120 f. Dissertação (Mestrado em Ciências) - Programa de Pós Graduação em Química, Universidade do Estado do Rio de Janeiro, 2009b.

UK EA. **Investigation of the Composition and Emissions of Trace Components in Landfill Gas.** Bristol: Environment Agency, 2002.

US ARMY CORPS OF ENGINEERS. **Landfill Off-Gas Collection and Treadepartment Systems - Engineering and Design.** US Army Co ed. Washington, DC 20314-1000, 2008.

US EPA. **Evapotranspiration Landfill Cover Systems Fact Sheet.** Solid Waste and Emergency Response, EPA 542-F-03-015, v. 5102G, n. September, p. 12, 2003.

VEOLIA ENVIROMENT. **Field comparison of methods for landfill fugitive methane emissions measurement.** Convention ADEME 07-74-C0034, p. 188, December, 2008.

VEGA, E.; MUGICA, V.; CARMONA, R. e VALENCIA, E. **Hydrocarbon source apportionment in Mexico City using the chemical mass balance receptor model.** *Atmos Environ*, v. 34, p. 4121–4129, 2000.

VIEIRA, A. M. **Estudo de Barreiras Capilares como Cobertura Final de Aterro de Resíduos.** 2005. 210 f. Tese (Doutorado em Engenharia) - Escola Politécnica da Universidade de

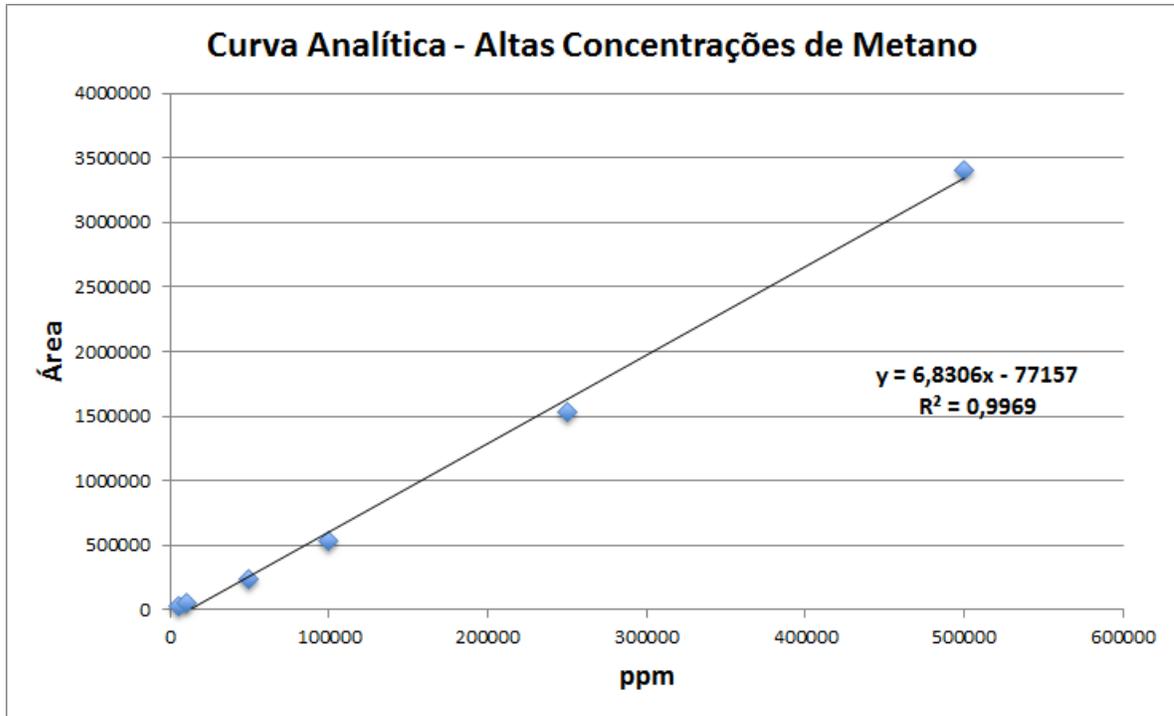
São Paulo como, 2005.

WOOD, J. A. e PORTER, M. L. **Hazardous Pollutants in Class II Landfills**. Japca, v. 37, n. 5, p. 609–615, maio 1987.

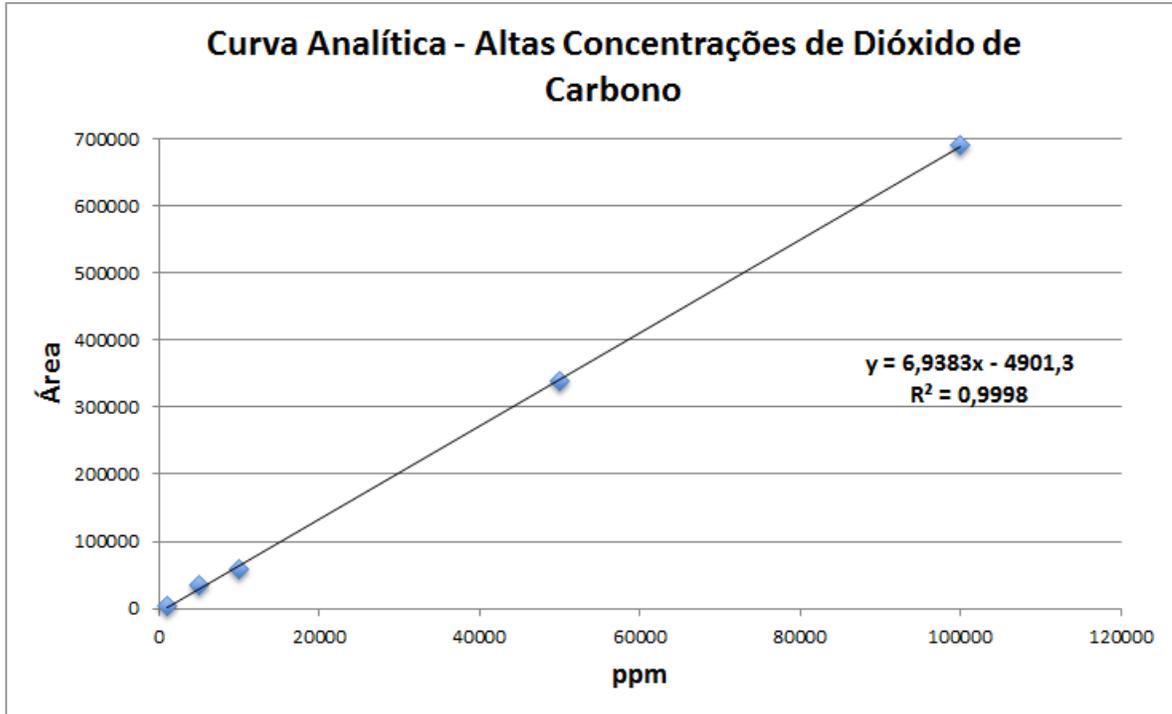
YUE, D.; HAN, B.; SUN, Y. e YANG, T. **Non-Methane Organic Compound Emissions From the Operating Area of a Chinese Municipal Solid Waste Landfill**. Proceedings Sardinia 2013. Fourteenth International Waste Management and Landfill Symposium, Italy; 2013.

ZOU, S. C.; LEE, S. C.; CHAN, C. Y.; HO, K. F.; WANG, X. M.; CHAN, L. Y. e ZHANG, Z. X. **Characterization of ambient volatile organic compounds at a landfill site in Guangzhou, South China**. Chemosphere, v. 51, n. 9, p. 1015–22, jun. 2003.

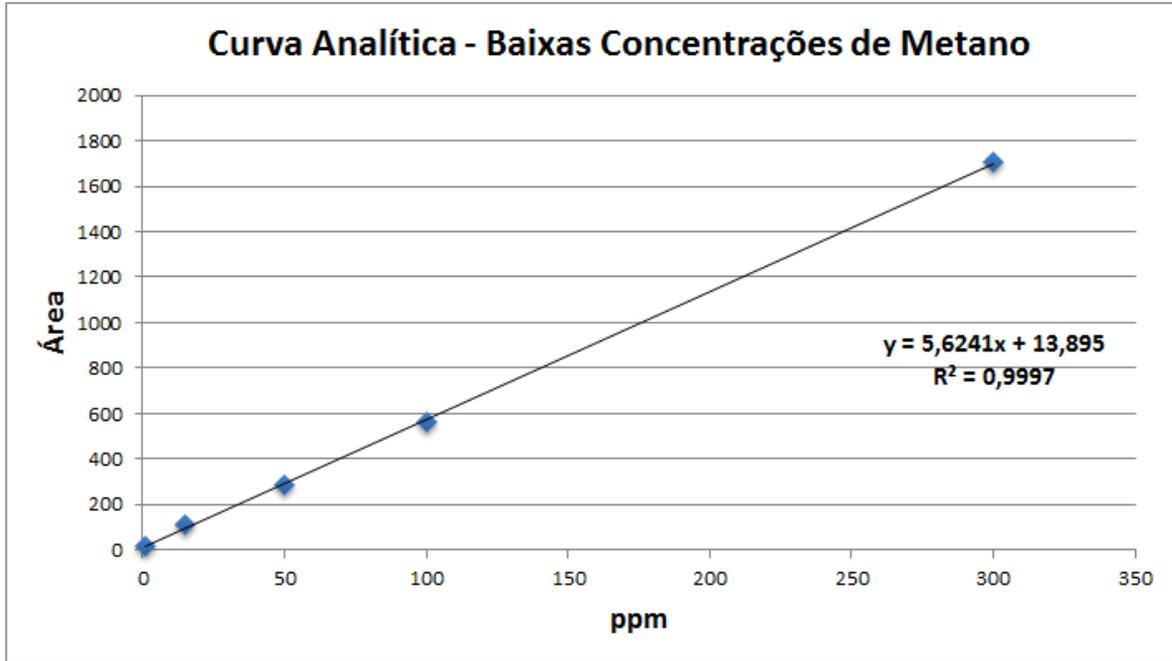
ANEXO A



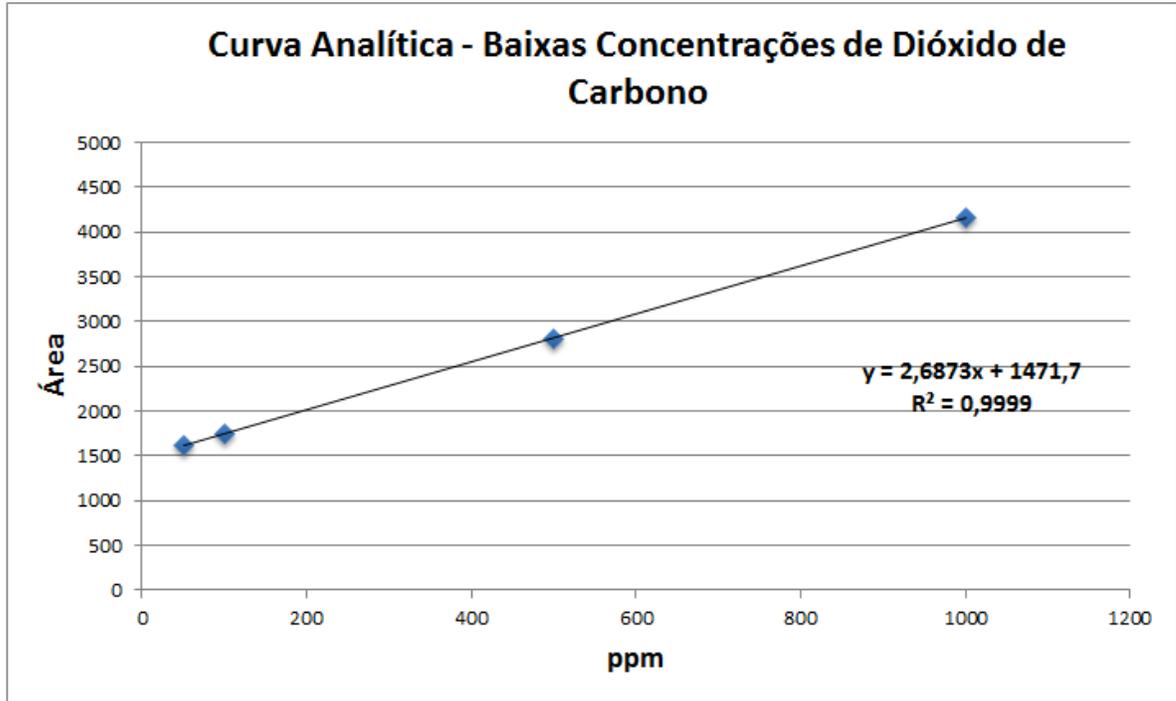
ANEXO B



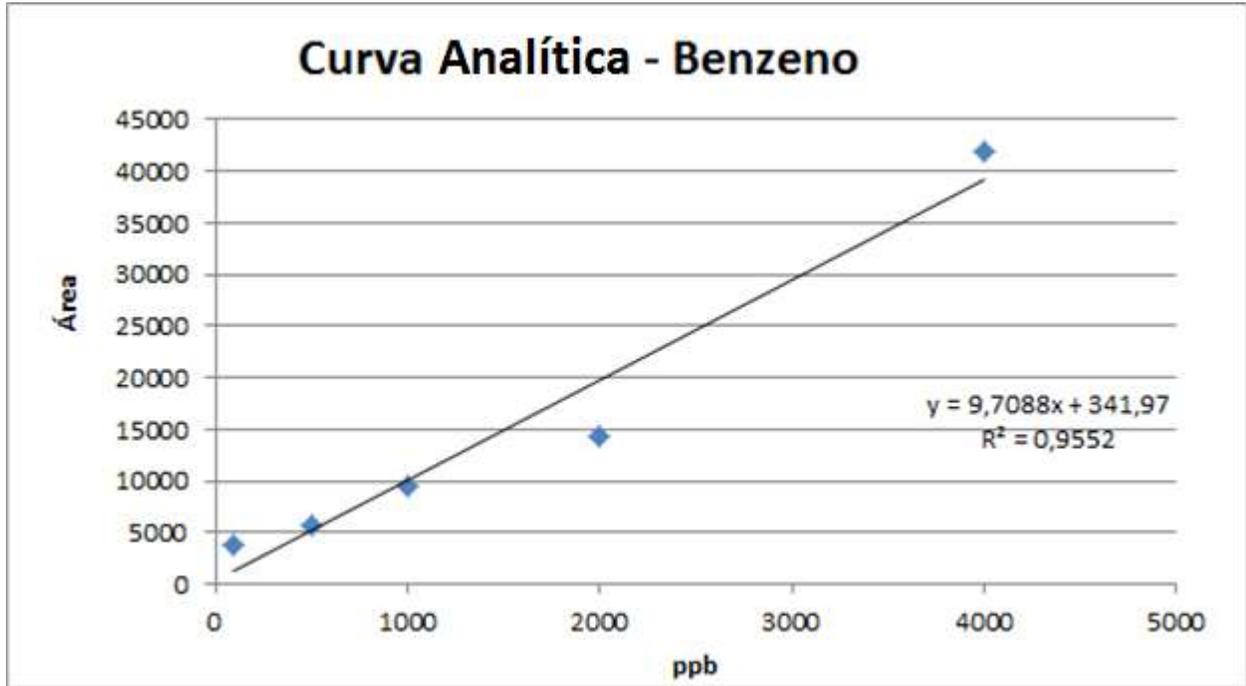
ANEXO C



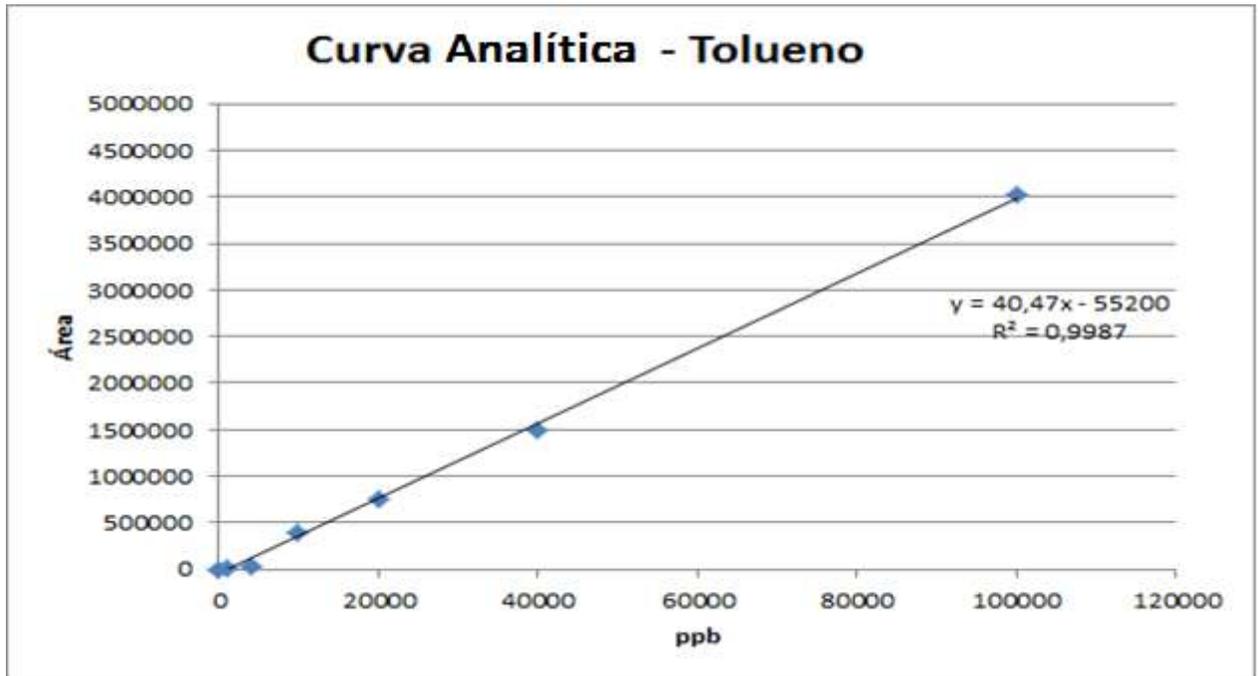
ANEXO D



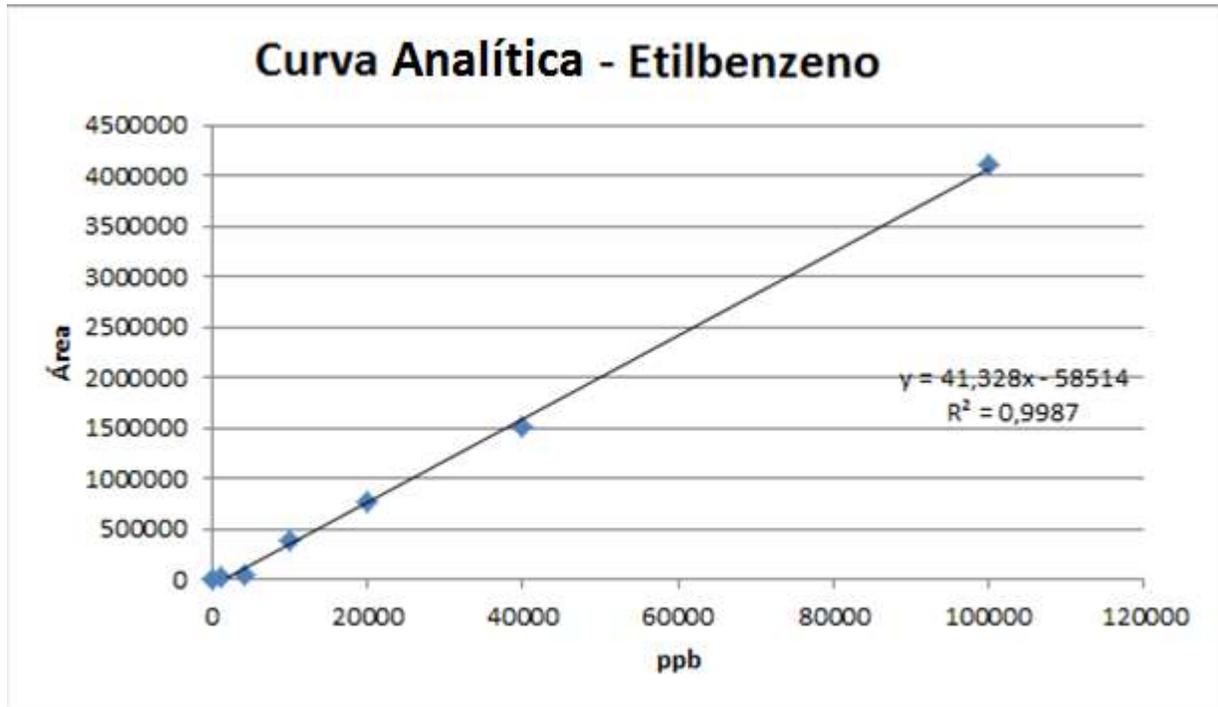
ANEXO E



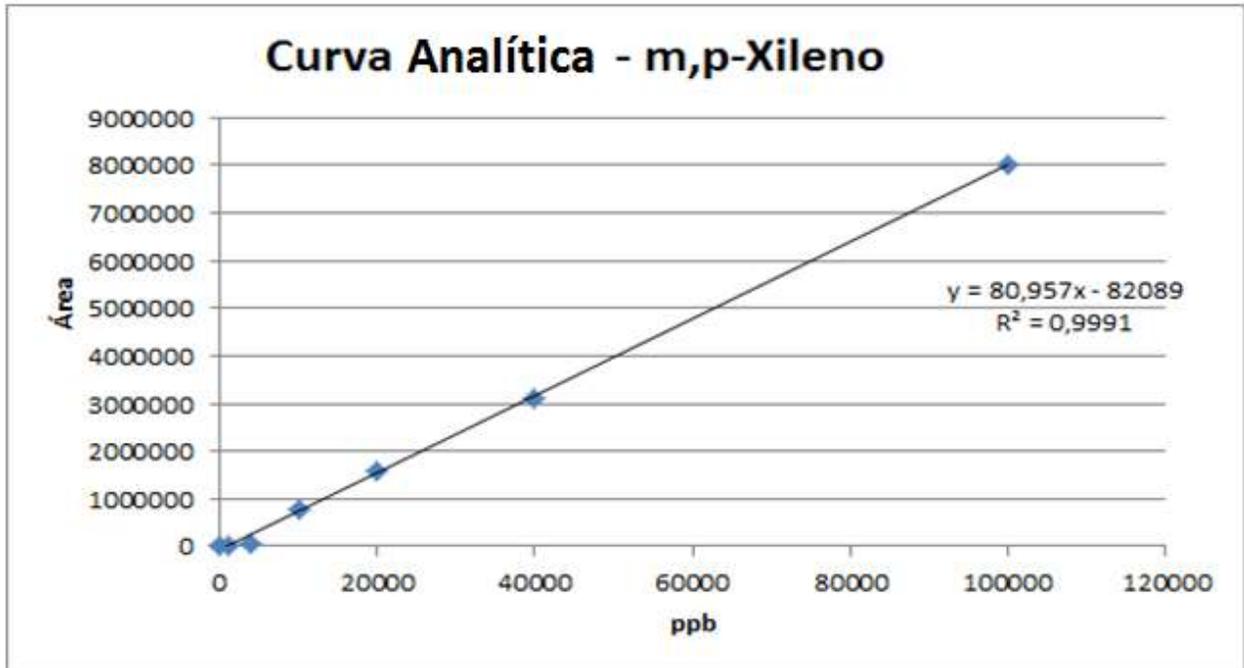
ANEXO F



ANEXO G



ANEXO H



ANEXO I

