

**UNIVERSIDADE FEDERAL DE PERNAMBUCO
CENTRO DE TECNOLOGIA E GEOCIÊNCIAS
DEPARTAMENTO DE ENGENHARIA CIVIL
MESTRADO EM ENGENHARIA CIVIL**

**ESTUDO DA GERAÇÃO, PERCOLAÇÃO E EMISSÃO DE GASES
NO ATERRO DE RESÍDUOS SÓLIDOS DA MURIBECA/PE**

FELIPE JUCÁ MACIEL

RECIFE, NOVEMBRO DE 2003

**UNIVERSIDADE FEDERAL DE PERNAMBUCO
CENTRO DE TECNOLOGIA E GEOCIÊNCIAS
DEPARTAMENTO DE ENGENHARIA CIVIL
MESTRADO EM ENGENHARIA CIVIL**

**ESTUDO DA GERAÇÃO, PERCOLAÇÃO E EMISSÃO DE GASES
NO ATERRO DE RESÍDUOS SÓLIDOS DA MURIBECA/PE**

FELIPE JUCÁ MACIEL

RECIFE, NOVEMBRO DE 2003

**ESTUDO DA GERAÇÃO, PERCOLAÇÃO E EMISSÃO DE GASES NO
ATERRO DE RESÍDUOS SÓLIDOS DA MURIBECA/PE**

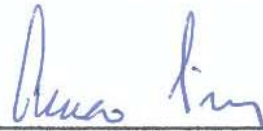
Felipe Jucá Maciel

TESE SUBMETIDA AO CORPO DOCENTE DA COORDENAÇÃO DOS
PROGRAMAS DE PÓS-GRADUAÇÃO DA UNIVERSIDADE FEDERAL DE
PERNAMBUCO COMO PARTE DOS REQUISITOS NECESSÁRIOS PARA
OBTENÇÃO DO GRAU DE MESTRE EM CIÊNCIAS EM ENGENHARIA CIVIL

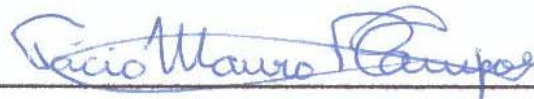
Aprovada por:



Prof. José Fernando Thomé Jucá, D.Sc.
(Orientador)



Prof. Amaro Henrique Pessoa Lins, D.Sc.
(Examinador interno)



Prof. Tácio Mauro Pereira Campos, D.Sc.
(Examinador externo)



Prof. Fernando Antônio Medeiros Marinho, D.Sc.
(Examinador externo)

Recife, PE- Brasil

Novembro, 2003

DEDICATÓRIA

A meu avô, Milton Maciel (*in memoriam*), pela incansável luta neste período e transmissão de sua sabedoria ao longo dos anos.

AGRADECIMENTOS

A Fernando Jucá, pela orientação sugestiva, crítica e segura, pelo incentivo profissional e pela convivência familiar.

Aos meus pais, Paulo e Suely, pela completa formação educacional que recebi e por apostarem em meu potencial, a meus irmãos, Paula, Pedro e Marina, pela amizade e a Vanessa, pelo companheirismo de vários anos.

Aos amigos e amigas do Grupo de Resíduos Sólidos (GRS), pelo ambiente sugestivo e descontraído criado durante muitos anos de convivência.

A todos os Professores de Geotecnia da UFPE e a equipe técnica do Laboratório de Solos e Instrumentação, em especial a Antônio Brito, por sua ajuda direta e criativa na realização das investigações laboratoriais e de campo.

Aos colegas do mestrado de Geotecnia, pela convivência nos momentos iniciais do programa.

A Empresa de Limpeza Urbana do Recife (EMLURB), por permitir que os trabalhos de campo fossem realizados no Aterro da Muribeca/PE e pelo suporte financeiro dado durante todo o programa do mestrado.

E a todos, que de alguma forma contribuíram direta ou indiretamente para realização deste trabalho.

RESUMO

A emissão incontrolada de gases em aterros de resíduos urbanos localizados próximos a zonas urbanas é um grave problema sócio-ambiental bastante comum nas grandes cidades brasileiras. Diversos impactos ambientais a níveis local e global podem ser gerados a partir da contaminação do ar atmosférico. Localmente, a população circunvizinha ao aterro é a mais prejudicada em virtude da constante convivência com odores desagradáveis, gases inflamáveis e até componentes tóxicos presentes no biogás. A nível global, o lançamento do biogás na atmosfera é uma das formas antrópicas de contribuição ao efeito estufa. A principal forma de evitar a passagem aleatória do biogás para a atmosfera é constituindo um adequado sistema de cobertura dos resíduos. O principal objetivo desta pesquisa foi o desenvolvimento de técnicas de laboratório e campo para contemplar o estudo da geração, percolação e emissão dos gases na camada de cobertura da Célula nº 8 do Aterro da Muribeca/PE. Esta cobertura é constituída por uma camada heterogênea de solo argiloso compactado que se encontra não saturada durante a maior parte do tempo. A investigação laboratorial foi concentrada na realização de diversos ensaios de permeabilidade do solo ao ar por meio de um permeômetro de parede flexível. Constatou-se que a permeabilidade do solo ao ar varia em função de diferentes parâmetros do solo, entre os quais: teor de umidade, densidade, estrutura e grau de saturação. Os resultados de permeabilidade encontrados neste estudo permitiram afirmar que uma significativa redução no lançamento de poluentes poderia ser obtida caso a cobertura da Célula nº 8 fosse compactada em torno da umidade ótima do solo e mantida por mais tempo com elevados graus de saturação. Com relação à investigação de campo, desenvolveu-se um novo ensaio da placa de fluxo para medição direta do fluxo de gases na cobertura. A estimativa de emissão de gases realizada com base nos seis ensaios da placa de fluxo foi da ordem de 540 kg de CH₄ por dia. Apesar da inexistência da drenagem dos gases ter sido um fator negativo para a liberação de gases nesta Célula, este fato possibilitou a previsão das taxas de geração do biogás. O monitoramento da concentração e pressão dos gases também foi objeto de estudo. Nesta análise, verificou-se que os resíduos depositados nesta Célula encontram-se na fase metanogênica da decomposição com elevada presença dos gases CH₄ e CO₂ e que as pressões existentes na base da camada de cobertura foram baixíssimas em quase toda Célula.

ABSTRACT

Uncontrolled gas emissions from municipal solid waste landfills located near urban areas is a serious social and environmental concern typically presented on Brazilian large cities. Several local and global environmental impacts are associated with landfill air pollution. Locally, the surrounding population is the most affected due to the constant proximity to undesirable odors, flammable gases, and even toxic biogas components. In a global level, biogas liberation to the atmosphere is one of the anthropic forms of the Greenhouse Effect contribution. An adequate cover system execution is one of the most important aspects to consider in the prevention of gas escape to the atmosphere. The main objective of this research was the development of laboratory and field techniques in order to study gas generation, percolation and emission on the final cover layer of Cell n° 8 at Muribeca's Landfill/PE. This cover system is composed of a heterogeneous clayey soil layer that is unsaturated during most part of the time. The laboratory investigation was concentrated on large numbers of soil air permeability tests executed in a flexible wall permeameter. It was observed that the soil air permeability varies according to the soil moisture content, density, structure, saturation, and porosity. The permeability test results found in this study allow to affirm that a significant pollutants reduction could be achieved if the Cell's n° 8 cover had been compacted near optimum moisture content and maintained with high saturation degrees for longer periods of time. In relation to the field investigation, a new flux-box test was developed in order to determine gas flux rates through the cover layer. The estimation of gas emission from Cell n° 8, based on six flux-box tests, was from an order of 540 kg of CH₄ per day. Although the gas drainage system inexistence was a negative aspect on the gas liberation from this Cell, this fact made biogas generation rates estimation possible. Gas concentration and pressure monitoring was also part of this study. From this analysis, it was verified that the waste disposed in this Cell is on methanogenic decomposition phase with high CH₄ e CO₂ presence and also the cover layer bottom pressures are very small in almost the entire Cell.

ÍNDICE

CAPÍTULO I – INTRODUÇÃO

1.1. Considerações gerais.....	1
1.2. Objetivo e metodologia.....	2
1.3. Estrutura da tese.....	3

CAPÍTULO II – REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

2.1. Geração de gases em aterros sanitários.....	5
2.1.1. Mecanismos de formação dos gases.....	5
2.1.2. Microbiologia de decomposição dos RSU.....	5
2.1.3. Fatores que afetam a geração dos gases nos aterros.....	7
2.1.4. Potencial de geração de gases x composição dos resíduos.....	11
2.1.5. Análises quantitativa e qualitativa da geração dos gases.....	14
2.2. Movimento dos gases na massa de lixo.....	17
2.2.1. Mecanismos de transporte.....	17
2.2.2. Caminhos preferenciais de fluxo.....	19
2.2.3. Sistemas de drenagem de gases e efeitos na movimentação.....	24
2.3. Cobertura final dos resíduos sólidos urbanos.....	26
2.3.1. Evolução conceitual/funcional de sistemas de cobertura.....	27
2.3.2. Contração em solos argilosos.....	30
2.4. Fluxo de gases em camadas de argilas compactadas.....	33
2.4.1. Teoria básica da percolação de gases no solo.....	33
2.4.2. Fatores influenciadores na permeabilidade aos gases.....	38
2.4.3. Modelos de previsão do fluxo de gases.....	46
2.5. Estimativas de emissões de gases “in situ”.....	48
2.5.1. Métodos de investigação.....	48
2.5.2. Placas de fluxo estática e dinâmica.....	49
2.5.3. Fatores influenciadores nas emissões de gases.....	52
2.5.4. Taxas de emissões de gases em aterros.....	57
2.5.5. Mapeamento das emissões na cobertura.....	58
2.5.6. Oxidação do CH ₄ no solo de cobertura.....	60

CAPÍTULO III – ESTUDOS LABORATORIAIS

3.1. Introdução.....	64
3.2. Ensaios “preliminares” de caracterização do solo.....	64
3.2.1. Análise granulométrica, limites e peso específico dos grãos.....	64
3.2.2. Compactação Proctor Normal.....	65
3.3. Ensaios “complementares” de caracterização do solo.....	66
3.3.1. Contração.....	66
3.3.2. Sucção do solo compactado.....	70
3.4. Metodologia – Ensaio de permeabilidade do solo ao ar.....	74
3.4.1. Equipamento.....	74
3.4.2. Procedimento de ensaio.....	76
3.5. Resultados e discussões - Permeabilidade do solo ao ar.....	80
3.5.1. Formulações matemáticas.....	80
3.5.2. Validação da Lei de Darcy.....	81
3.5.3. Permeabilidade em função da umidade de compactação.....	82
3.5.4. Permeabilidade ao ar com a variação da saturação do solo.....	87
3.5.5. Permeabilidade do solo e conteúdo volumétrico de ar.....	92

CAPÍTULO IV – INVESTIGAÇÃO DE CAMPO

4.1. Introdução.....	94
4.2. Localização do aterro e condições climáticas.....	94
4.3. Características gerais do Aterro da Muribeca.....	95
4.4. Célula experimental: Célula nº 8.....	96
4.5. Equipamentos de leitura utilizados no estudo.....	98
4.5.1. Detectores de gases: Multwarn II e GEM2000.....	98
4.5.2. Manômetro.....	98
4.5.3. Termômetro.....	98
4.6. Procedimento inicial da investigação.....	99
4.7. Metodologia – Ensaio da placa de fluxo.....	101
4.7.1. Equipamento.....	101
4.7.2. Procedimento de ensaio.....	103
4.8. Cronologia dos ensaios e do monitoramento dos gases.....	106
4.9. Condições climáticas locais no período da investigação.....	107

CAPÍTULO V – RESULTADOS E DISCUSSÕES

5.1. Introdução.....	110
5.2. Parâmetros obtidos nos ensaios da placa de fluxo.....	110
5.3. Fluxo de gás pela camada de cobertura.....	115
5.3.1. Determinação do fluxo de CH ₄	116
5.3.2. Determinação do fluxo de CO ₂	120
5.4. Mapeamento das emissões de CH ₄	121
5.5. Avaliação dos gases antes e após passagem na cobertura.....	123
5.5.1. Avaliação do CH ₄	124
5.5.2. Avaliação do CO ₂	125
5.5.3. Avaliação do gás sulfídrico (H ₂ S) e monóxido de carbono (CO).....	126
5.5.4. Parâmetros físico-químicos do solo.....	127
5.6. Monitoramento da concentração e pressão dos gases.....	128

CAPÍTULO VI – CONCLUSÕES, CONTRIBUIÇÕES E SUGESTÕES PARA FUTURAS PESQUISAS

6.1. Conclusões.....	133
6.2. Contribuições deste estudo para o Aterro da Muribeca.....	138
6.3. Sugestões para futuras pesquisas.....	139

APÊNDICE

A.1. Contração do solo.....	141
A.2. Sucção matricial do solo.....	142
A.3. Permeabilidade do solo ao ar.....	144
A.4. Parâmetros obtidos nos ensaios da placa de fluxo.....	145
A.5. Variação mássica e relação C/C _o do CH ₄ na placa de fluxo.....	148

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	151
--	------------

LISTA DE FIGURAS E TABELAS

CAPÍTULO II – REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

- Figura II.1. Principais fatores influenciadores no processo de geração de gases.
- Figura II.2. Previsão de geração de gases pelo modelo de primeira ordem (Ehrig, 1991)
- Figura II.3. Composição dos principais gases (CH_4 , CO_2 , H_2 , N_2 e O_2) em função das fases de degradação dos resíduos (Augenstein e Pacey, 1991).
- Figura II.4. Distribuição da pressão interna dos gases (Lee *et. al.* 1995).
- Figura II.5. Variação da pressão até 33 m de lixo (Findikakis e Leckie, 1979).
- Figura II.6. Variação da p_{atm} ao longo do ano em Recife (Fonte: INMET).
- Figura II.7. Pressões do biogás no Aterro Dona Juana (Gonzalez e Espinosa, 2001).
- Figura II.8. Expansão da geomembrana no sistema de cobertura (Reinhart, 2000).
- Figura II.9. Ilustração das drenagens vertical e horizontal (Maciel e Jucá, 2003).
- Figura II.10. Migração lateral do biogás no Aterro de Canabrava/BA (Gandolla, 1998).
- Figura II.11. Exemplo da cobertura de aterros na Alemanha (Daniel, 1995).
- Figura II.12. Fases distintas (CB e BA) da contração do solo (Haines, 1923).
- Figura II.13. Parâmetros obtidos da curva de contração (Fredlund *et. al.*, 2002).
- Figura II.14. Curvas típicas de contração do solo (Marinho, 1994 e Fredlund *et. al.*, 2002)
- Figura II.15. Validação Lei de Darcy para fluxo de gás (Jucá e Maciel, 1999).
- Figura II.16. Relação entre fluxo e ΔP para elevadas pressões (Loiseau *et. al.*, 2002).
- Figura II.17. κ_a em função da umidade de compactação (Langfelder *et. al.*, 1968).
- Figura II.18. Permeabilidade ao ar em função da saturação (Maciel e Jucá, 2000).
- Figura II.19. Decréscimo drástico da permeabilidade para altos valores de saturação (Loiseau *et. al.*, 2002 e Fuchsberger e Semprich, 1995).
- Figura II.20. Permeabilidade relativa ao ar x saturação (Brooks e Corey, 1966).
- Figura II.21. Variação da permeabilidade ao ar com a sucção matricial do solo (Fredlund e Rahardjo, 1993 citando Brooks e Corey, 1964).
- Figura II.22. Parâmetros da curva característica do solo (Fredlund *et. al.*, 1994).
- Figura II.23. Permeabilidade intrínseca em função de θ_a (Ignatius, 1999).
- Figura II.24. Ajuste dos modelos de previsão de fluxo de gases (Kamom *et. al.*, 2002^a).
- Figura II.25. Ajuste do modelo van Genuchten (1980) (Fischer *et. al.*, 1998).
- Figura II.26. Ilustração esquemática dos ensaios das placas estática e dinâmica.
- Figura II.27. Principais grupos de fatores influenciadores nas emissões de gases.
- Figura II.28. Crescimento das emissões na queda da p_{atm} (Christophersen *et. al.*, 2001)

- Figura II.29. Variação das emissões ao longo do dia (Park e Shin, 2001).
- Figura II.30. Emissões superficiais por diferentes zonas do aterro (Cossu *et. al.* 1997).
- Figura II.31. Mapeamento 3D das emissões de CH₄ em todo o aterro (Czepiel *et. al.*, 1996 e Morris *et. al.*, 2001).
- Figura II.32. Efeito da umidade do solo na oxidação do CH₄ (Czepiel *et. al.*, 1996).
- Figura II.33. Variação da taxa de oxidação e teor de matéria orgânica ao longo da profundidade da camada (Borjesson e Svensson, 1997).
- Tabela II.1. Parâmetros do ambiente interno e suas implicações na geração do biogás.
- Tabela II.2. Potencial de influência dos principais parâmetros na geração de gases.
- Tabela II.3. Composição gravimétrica dos resíduos urbanos em diversos países.
- Tabela II.4. Caracterização química de resíduos sólidos urbanos.
- Tabela II.5. Caracterização química dos materiais do lixo na Índia (Shekdar, 1997).
- Tabela II.6. Taxas de produção de CH₄ para cada constituinte químico.
- Tabela II.7. Características dos gases presentes no biogás (Gandolla *et. al.*, 1997).
- Tabela II.8. Constituintes traços nocivos detectados no biogás (Heie, 1991).
- Tabela II.9. Fatores intervenientes na movimentação dos gases no aterro.
- Tabela II.10. Princípio básico dos métodos de avaliação das emissões de gases.
- Tabela II.11. Forma/dimensões de várias placas de fluxo reportadas na literatura.
- Tabela II.12. Principais parâmetros geotécnicos e possíveis efeitos nas emissões.
- Tabela II.13. Emissões superficiais de CH₄ em aterros por placas de fluxo estáticas.
- Tabela II.14. Taxas de oxidação do CH₄ na camada de cobertura.

CAPÍTULO III – ESTUDOS LABORATORIAIS

- Figura III.1. Curva granulométrica do solo da Célula nº 8 – Muribeca.
- Figura III.2. Curva de compactação do solo de cobertura da Célula nº 8.
- Figura III.3. Procedimento de determinação da contração do solo.
- Figura III.4. Contração das amostras com indicação do LC e GAE.
- Figura III.5. Contração volumétrica dos corpos de prova durante secagem.
- Figura III.6. Curva característica das amostras compactadas em laboratório.
- Figura III.7. Variação do grau de saturação com a sucção matricial do solo.
- Figura III.8. Curva característica do solo indeformado da Célula nº 8.
- Figura III.9. Esquema do ensaio de permeabilidade ao ar.
- Figura III.10. Retirada de amostra indeformada de solo na Célula nº 8.
- Figura III.11. Etapas de colocação do corpo de prova na câmara de ensaio Tri-Flex.
- Figura III.12. Verificação da Lei de Darcy para os ensaios.
- Figura III.13. Variação da permeabilidade com a umidade de compactação.

- Figura III.14. Variação da permeabilidade máxima ao ar nas diferentes amostras.
- Figura III.15. Variação da permeabilidade ao ar para diferentes condições de ensaio.
- Figura III.16. Variação da permeabilidade em função da saturação do solo.
- Figura III.17. Variação da permeabilidade e sucção do solo com o grau de saturação.
- Figura III.18. Permeabilidade relativa ao ar em função da saturação efetiva do solo.
- Figura III.19. Variação da permeabilidade em função do conteúdo volumétrico de ar.
- Tabela III.1. Estimativa do GAE nos ensaios de contração e sucção do solo.
- Tabela III.2. Corpos de prova utilizados neste estudo.
- Tabela III.3. Resumo dos intervalos de pressões e número de ensaios do estudo.
- Tabela III.4. Resultados da permeabilidade em função da umidade de compactação.
- Tabela III.5. Efeito da estrutura/densidade nos resultados da permeabilidade ao ar.
- Tabela III.6. Ponto de entrada generalizada de ar em diferentes ensaios.

CAPÍTULO IV – INVESTIGAÇÃO DE CAMPO

- Figura IV.1. Proximidade dos núcleos habitacionais do Aterro da Muribeca.
- Figura IV.2. Layout do Aterro de resíduos sólidos urbanos da Muribeca.
- Figura IV.3. Corte ilustrativo da idade do lixo presente na Célula nº 8.
- Figura IV.4. Erosão intensa verificada nos taludes da Célula nº 8.
- Figura IV.5. Esquema do dispositivo DMPC.
- Figura IV.6. Procedimento de instalação do dispositivo DMPC na cobertura.
- Figura IV.7. Localização dos dispositivos DMPC na área de topo da célula nº 8.
- Figura IV.8. Esquema da placa de fluxo utilizada na investigação.
- Figura IV.9. Influência do vento na placa de fluxo.
- Figura IV.10. Foto da placa de fluxo cravada na cobertura da Célula nº8.
- Figura IV.11. Leituras de concentração e temperatura dos gases na placa.
- Figura IV.12. Leituras de pressão e concentração no tubo flexível do dispositivo DMPC
- Figura IV.13. Placa retirada da camada após execução do ensaio.
- Figura IV.14. Nova geometrização da Célula nº 8 do Aterro da Muribeca.
- Figura IV.15. Valores médios diários dos parâmetros climáticos locais.
- Tabela IV.1. Cronologia da investigação de campo.
- Tabela IV.2. Pressão atmosférica e velocidade do vento nos dias de investigação.

CAPÍTULO V – RESULTADOS E DISCUSSÕES DA INVESTIGAÇÃO DE CAMPO

- Figura V.1. Resultados do ensaio da placa no **Ponto P-3**.
- Figura V.2. Resultados do ensaio da placa no **Ponto P-4**.

- Figura V.3. Resultados do ensaio da placa no **Ponto P-5**.
- Figura V.4. Resultados do ensaio da placa no **Ponto P-6**.
- Figura V.5. Resultados do ensaio da placa no **Ponto P-7**.
- Figura V.6. Resultados do ensaio da placa no **Ponto P-8**.
- Figura V.7. Variação da massa de CH₄ com o tempo na placa.
- Figura V.8. Variação da permeabilidade em função da saturação do solo.
- Figura V.9. Variação da concentração e massa dos gases CO₂ e CH₄ no ensaio P-3.
- Figura V.10. Mapeamento das emissões de CH₄ na Célula nº 8.
- Figura V.11. Relação C/C₀ do gás metano com o tempo.
- Figura V.12. Relação C/C₀ do dióxido de carbono e metano no ensaio P-3.
- Figura V.13. Comportamento do H₂S e CO antes e após percolação na cobertura.
- Figura V.14. Concentração média do CH₄ e O₂ no período do monitoramento.
- Figura V.15. Mapeamento do CH₄ e CO₂ sob a cobertura da Célula nº 8.
- Figura V.16. Registro das altas pressões relativas no ponto P-7.
- Figura V.17. Mapeamento da pressão sob a cobertura da Célula nº 8.
- Figura V.18. Surgimento de bolhas de gás na cobertura da Célula nº 8.
- Tabela V.1. Características do solo de cobertura nos locais dos ensaios.
- Tabela V.2. Resultados dos ensaios da placa de fluxo.
- Tabela V.3. Parâmetros da permeabilidade do solo nos ensaios da placa de fluxo.
- Tabela V.4. Taxas de fluxo mássica e volumétrica do CH₄ e CO₂.
- Tabela V.5. Previsão das taxas de geração do biogás.
- Tabela V.6. Parâmetros físico-químico do solo da jazida e cobertura da Célula nº 8.
- Tabela V.7. Monitoramento do CH₄, O₂ e pressão dos gases na Célula nº 8.
- Tabela V.8. Medição do CO₂, CO e H₂S na Célula nº 8.

CAPÍTULO I – INTRODUÇÃO

1.1 – CONSIDERAÇÕES GERAIS

Os processos de decomposição da matéria orgânica em aterros de resíduos sólidos urbanos resultam na geração de gases que podem vir a afetar diretamente o meio ambiente. Desta forma, os aterros sanitários devem ser fundamentados em critérios de engenharia para evitar, além da poluição dos recursos hídricos e do solo, a poluição atmosférica. A emissão incontrolada do biogás é um grave problema de poluição atmosférica a níveis local e global que precisa ser mitigado. Os efeitos da liberação dos gases localmente variam do simples mau odor até possíveis doenças cancerígenas na comunidade circunvizinha ao aterro. Em relação à poluição atmosférica global, o principal efeito da liberação do biogás é o aquecimento do globo terrestre que vem gerando grandes discussões nos últimos anos. O gás metano (CH_4) é o segundo maior contribuinte para o aquecimento global, atrás apenas do dióxido de carbono (CO_2) entre as emissões antrópicas de gases do efeito estufa. Estima-se que o CH_4 seja 21 vezes mais prejudicial que o CO_2 no aprisionamento de calor na atmosfera.

O sistema de cobertura dos resíduos é o elo existente entre o ambiente interno dos resíduos e a atmosfera. Por esta razão, o mesmo é considerado como o principal parâmetro para controle da poluição do ar. Os tipos de cobertura utilizados nos aterros podem ser em: camada homogênea de argila, de diferentes tipos/graduações de solo, argilosa com diferentes geossintéticos e mais recentemente aquelas formadas com materiais alternativos, solos orgânicos, lodos, etc. Em geral, a grande maioria dos aterros possuem cobertura com camada homogênea de argila compactada, constituídas durante a maior parte do tempo por solos não saturados.

Apesar do crescente progresso da mecânica dos solos não saturados nas últimas décadas, poucos estudos específicos sobre fluxo de gases em solos não saturados são encontrados na literatura. A aplicabilidade destes estudos na engenharia geotécnica vem ganhando espaço na atualidade e não está apenas restrita aos aterros sanitários. Outros estudos são reportados nas áreas de gasodutos para gás natural, construção de túneis subterrâneos e remediação de áreas contaminadas por compostos voláteis, entre outras. No caso específico dos aterros sanitários, os parâmetros de permeabilidade do solo ao gás são fundamentais para prever a percolação dos gases na camada, avaliar possíveis retenções físicas, químicas ou biológicas de compostos gasosos no solo e controlar a emissão de poluentes para a

atmosfera. Vale ainda lembrar que o aproveitamento energético do biogás dos aterros também estará relacionado à percolação dos gases na cobertura por requerer um nível de impermeabilização adequado para este fim.

As primeiras técnicas utilizadas para o estudo laboratorial da percolação de gases em solos não saturados datam do final da década de 50 na literatura internacional. Apesar deste longo período de estudo, não existe qualquer normatização a nível nacional (NBR) dos ensaios de permeabilidade do solo ao gás até o presente momento. Os procedimentos para determinação *in situ* do fluxo de gases nas coberturas dos aterros sanitários são mais recentes. No Brasil, ainda não foram definidos procedimentos de ensaios baseados em pesquisa científica ou tecnológica.

Além dos objetivos específicos que serão reportados a seguir, esta pesquisa possui o objetivo sócio-ambiental de levar à comunidade científica uma pequena contribuição à cerca do desenvolvimento de técnicas de laboratório e campo para que as emissões de gases nos aterros sanitários possam ser melhor investigada, compreendida e conseqüentemente minimizada.

1.2 – OBJETIVO E METODOLOGIA

O objetivo desta pesquisa é avaliar o comportamento geotécnico da camada de cobertura do Aterro da Muribeca no que se refere à percolação e emissão do biogás por meio de investigações experimentais. Acredita-se que este trabalho possa ser de grande interesse para o conhecimento e desenvolvimento atual deste tema e sua aplicabilidade nos diversos aterros de resíduos sólidos urbanos espalhados em nosso País. Entre os objetivos específicos a serem pesquisados, podem-se destacar:

- Determinar a permeabilidade do solo de cobertura ao gás em função de diferentes variáveis do solo, tais como tipo e estrutura do solo, densidade, umidade de compactação, grau de saturação e porosidade. Estes parâmetros são de grande importância para projetar e executar o sistema de cobertura e posteriormente monitorar sua eficiência na minimização da liberação dos gases ao longo de diferentes épocas do ano;
- Determinar experimentalmente o fluxo de gases por meio de ensaios de campo (placa de fluxo) em diferentes locais da célula e com isto prever a liberação total de gases por uma única célula de resíduos do Aterro e sua contribuição para a poluição atmosférica;

- Prever o estágio atual de decomposição dos resíduos na célula de lixo a partir do monitoramento da concentração e pressão dos gases produzidos sob a camada de cobertura.
- Avaliar indiretamente a retenção de diferentes gases na cobertura e os principais fatores relacionados com este processo.

A metodologia aplicada para desenvolvimento deste trabalho e que permitiu atingir os objetivos citados anteriormente seguiu quatro fases:

- Fase 1: revisão bibliográfica sobre permeabilidade de solos não saturados ao gás e o comportamento do biogás em aterros de resíduos urbanos, com ênfase nas metodologias utilizadas para determinar os parâmetros experimentais;
- Fase 2: avaliação, calibração e adaptação dos equipamentos disponíveis pelo Laboratório de Solos e Instrumentação e Grupo de Resíduos Sólidos (GRS) da UFPE para realização de toda investigação. Com relação aos estudos de laboratório foi necessário adaptar o permeâmetro Tri-Flex (ELE) para os ensaios de permeabilidade do solo ao gás, enquanto que para a investigação de campo uma nova placa de fluxo foi projetada e desenvolvida para contemplar os objetivos do estudo.
- Fase 3: desenvolvimento da fase experimental laboratorial que consistiu na realização de todos os ensaios e interpretação dos resultados obtidos em laboratório.
- Fase 4: desenvolvimento da fase experimental de campo que se estendeu por 4 meses e consistiu na execução dos ensaios da placa de fluxo, monitoramento dos gases na célula e análises dos parâmetros encontrados.

1.3 – ESTRUTURA DA TESE

Esta dissertação foi subdividida em 6 capítulos de acordo com os seguintes conteúdos:

O Capítulo II apresenta a revisão bibliográfica sobre os principais tópicos que estão relacionados com o estudo dos gases em aterros sanitários e que foram abordados direta ou indiretamente nesta tese. Esta revisão foi descrita de forma a apresentar seqüencialmente o comportamento dos gases no interior de uma célula de lixo desde de sua geração, movimentação interna na massa dos resíduos, percolação pela camada de cobertura argilosa e por fim a liberação ou emissão dos gases para a atmosfera. Vale ressaltar, que a ênfase deste Capítulo está voltada para os tópicos

que foram trabalhados experimentalmente nesta pesquisa, como a percolação/permeabilidade dos gases nas camadas de solos não saturados e as emissões dos gases em aterros de RSU.

No Capítulo III são apresentados os procedimentos, resultados e discussões de toda investigação laboratorial conduzida nesta pesquisa, com destaque para os ensaios de permeabilidade ao gás do solo de cobertura da Célula nº 8 do Aterro da Muribeca que foi o elemento central deste Capítulo. Uma série de outros ensaios “preliminares” e “complementares” de caracterização do solo foi realizada nesta investigação com o intuito de melhor interpretar os parâmetros de permeabilidade, entre os quais: análise granulométrica, limites de Atterberg, peso específico dos grãos, compactação Proctor Normal, contração, sucção e capilaridade do solo em questão.

As metodologias seguidas na investigação de campo nesta pesquisa encontram-se descritas no Capítulo IV. Esta investigação tem como principal enfoque o desenvolvimento dos ensaios da placa de fluxo que permitiram a determinação das taxas de emissões de gases na cobertura da Célula nº 8. Ainda fizeram parte da investigação de campo, o monitoramento da concentração de diversos gases (CH_4 , CO_2 , O_2 , CO e H_2S) e da pressão interna do biogás sob a camada de cobertura da área experimental do estudo. No Capítulo V são apresentados os resultados e discussões dos ensaios realizados “*in situ*” com base nas propriedades do solo obtidas também na investigação laboratorial.

As principais conclusões da pesquisa, bem como as sugestões e recomendações a serem seguidas na continuidade e aprofundamento deste estudo estão apresentadas no Capítulo VI. Vale lembrar ainda que alguns resultados numéricos das investigações experimentais estão inseridos no Apêndice desta dissertação, visando incentivar sua utilização em futuras abordagens/modelagens numéricas por outros pesquisadores.

CAPÍTULO II – REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

2.1 – GERAÇÃO DE GASES EM ATERROS SANITÁRIOS

2.1.1 – MECANISMOS DE FORMAÇÃO DOS GASES

O mecanismo de formação de gases em aterros de resíduos urbanos é muito complexo devido à diversidade de materiais e compostos presentes e por suas possíveis interações físico-químicas e biológicas ao longo do tempo. Durante o período de decomposição dos resíduos, os processos microbiológicos são predominantes na formação dos gases. No entanto, existem outros mecanismos envolvidos que atuam ora isoladamente, ora associados com a microbiologia, na transformação das substâncias em gases. Estes mecanismos são os de volatilização e reações químicas.

De acordo com U.S Army Corps of Engineers (1995), o mecanismo de volatilização deve ser considerado, pois alguns componentes encontrados na massa de lixo têm alta capacidade de autovolatilização. Este fenômeno é regido pela Lei de Henry, a qual descreve o equilíbrio da partição entre as fases líquida e gasosa a uma dada temperatura e pressão. A constante de Henry (K_H) indica o grau de volatilização da substância no meio a que se encontra. Quanto maior o valor de K_H , maior o grau de volatilização do componente. Esta constante varia em função da temperatura, pressão e concentração da substância dissolvida. O acréscimo de temperatura provoca um aumento no valor desta constante (Sandler, 1989). O mecanismo de volatilização é típico dos compostos orgânicos voláteis (VOC's).

A geração de gases também se dá por reações químicas. Devido à grande diversidade de materiais no lixo, algumas reações químicas resultam na liberação de substâncias gasosas. O acréscimo da temperatura resultante do processo biológico também favorecerá o aumento da velocidade das reações químicas, e conseqüentemente, a liberação de gases.

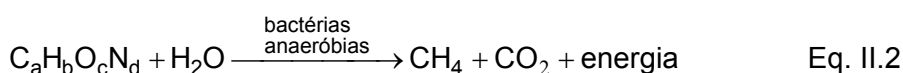
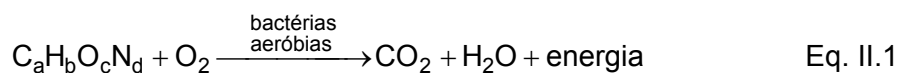
2.1.2 – MICROBIOLOGIA DE DECOMPOSIÇÃO DOS RSU

Os resíduos sólidos municipais constituem um ecossistema único para desenvolvimento de diversas comunidades microbiológicas. Dentre os diversos grupos de microorganismos presentes no lixo, aqueles que auxiliam a degradação dos resíduos são as bactérias e em menor escala, os fungos e protozoários.

Os microorganismos são ainda classificados de acordo com a capacidade de metabolização do oxigênio (O₂). Esta classificação envolve as espécies aeróbias, anaeróbias e facultativas. Os microorganismos aeróbios são aqueles que dependem do O₂ para se desenvolverem. Por outro lado, os anaeróbios são aqueles que atuam na ausência de O₂. Os microorganismos facultativos suportam ambientes com presença ou ausência de O₂ (Schlegel, 1995).

As bactérias encontradas no lixo podem ser aeróbias, anaeróbias ou facultativas a depender da fase de decomposição dos resíduos e das condições de oxigenação do ambiente. Estes microorganismos são os principais responsáveis pela degradação do lixo, pois atuam nos resíduos orgânicos mais facilmente degradáveis, como restos alimentares e de poda e papéis. Estes materiais são ricos em carboidratos (ex. celulose e hemicelulose), proteínas e lipídios.

Segundo Haith (1998), a matéria orgânica biodegradável presente no aterro pode ser expressa pela composição química geral: C_aH_bO_cN_d, sendo a, b, c e d variáveis em função do tipo de fração orgânica presente nos resíduos. Assim, as equações (resumidas e não balanceadas) finais da digestão bacteriana aeróbia e anaeróbia (metanogênica) são, respectivamente:



Augenstein e Pacey (1991) afirmam que a decomposição microbiológica dos resíduos segue cinco fases distintas, sendo 1 fase aeróbia e 4 fases anaeróbias (ácida, metanogênica instável, metanogênica estável e maturação).

2.1.2.1 – Decomposição aeróbia (Fase I)

O processo de decomposição aeróbio normalmente se estabelece durante a disposição do lixo na célula, estendendo-se até um curto período após a execução do sistema de cobertura, quando ainda existe oxigênio livre no interior da massa do lixo. De acordo com Palmisano e Barlaz (1996), a fase aeróbia geralmente só chega a durar alguns dias. Monteiro *et. al.* (2002) relataram uma grande presença de espécies aeróbias nos resíduos de células cobertas a 5 anos no Aterro da Muribeca, mas este fato decorre do ingresso de O₂ pela ineficiência dos sistemas de cobertura e drenagem

de gases (Maciel e Jucá, 2000). O pH inicial do lixo na decomposição aeróbia é quase neutro ($\text{pH} \cong 7$), decrescendo à medida que a decomposição anaeróbia ácida se estabelece. Como visto na Equação II.1, o CO_2 é o principal gás resultante do processo aeróbio.

2.1.2.2 – Decomposição anaeróbia (Fases II, III, IV e V)

Após o período de consumo do O_2 ou da predominância de espécies aeróbias no ambiente interno das células, prossegue-se a decomposição dos resíduos anaerobiamente. De acordo com Gandolla *et. al.* (1997), a etapa de decomposição anaeróbia é composta por quatro fases. A Fase II, fase ácida, é caracterizada, inicialmente, pela “quebra” de polímeros complexos em monômeros na presença de água (hidrólise) e baixa produção de ácidos. O término desta fase ocorre quando os monômeros são transformados em diferentes ácidos (carboxílicos, graxos voláteis, acéticos) por processos acidogênicos e/ou acetogênicos. O pH do ambiente antes neutro (fase aeróbia) cai para valores entre 5,0 e 6,0.

A Fase III, fase metanogênica instável, compreende uma etapa de transição entre o fim da acetogênese e início da metanogênese. Alguns autores, como Palmisano e Barlaz (1996), nem sequer chegam a caracterizar esta transição como uma fase do processo de degradação, pois os grupos de bactérias acidogênicas, acetogênicas e metanogênicas participam simultaneamente da decomposição do lixo.

A Fase IV, fase metanogênica estável, é a mais longa do processo. A presença de ácidos decresce com a queda da população de bactérias acidogênicas e o pH tende a voltar a neutralidade. Esta fase resulta na formação do biogás, em que a geração do metano e dióxido de carbono tende a se estabilizar por um longo tempo em patamares de 45-60% e 35-50%, respectivamente.

A fase V (maturação), consiste na etapa final da decomposição dos resíduos. A matéria orgânica facilmente e medianamente degradável já foi praticamente consumida e os resíduos encontram-se em processo de bioestabilização. Nesta fase, o pH tende a ser maior que 7 e a geração do biogás começa a decrescer, podendo cessar após muitos anos.

2.1.3 – FATORES QUE AFETAM A GERAÇÃO DOS GASES NOS ATERROS

Inúmeros são os fatores que afetam a geração de gases em aterros de resíduos sólidos. Segundo El-Fadel *et. al.* (1997), os fatores mais comuns estão relacionados com a composição, umidade, temperatura e pH da massa de lixo, além da

disponibilidade de bactérias e nutrientes e presença de agentes inibidores na célula. Além dos condicionantes citados anteriormente, outros aspectos relacionados com a geometria e operação do aterro e com o ambiente externo à célula também são reportados por Waste Management Paper nº27 (1989).

A Figura II.1 mostra os principais fatores que afetam a geração de gases relacionados com as seguintes classificações: geometria e operação do aterro, características iniciais dos resíduos e do ambiente interno e externo à célula. O resultado da interação física, química e biológica de todos estes fatores ao longo do processo de degradação dos resíduos é fundamental para definição das diferentes fases de decomposição do lixo e do potencial de geração dos gases no aterro.

Geometria e operação do aterro	Caract. iniciais dos resíduos	Ambiente interno	Ambiente externo
<ul style="list-style-type: none"> - Dimensão do aterro; - impermeabilização do aterro; - Compactação do lixo; 	<ul style="list-style-type: none"> - Composição do lixo; - Umidade do lixo; 	<ul style="list-style-type: none"> - Umidade da massa na degradação; - pH nas células; - Temperatura; - Disponibilidade de nutrientes/bactérias; - Presença de agentes inibidores; 	<ul style="list-style-type: none"> - Precipitação e infiltração; - Variação pressão atmosférica; - Temperatura; - Evapotranspiração; - Umidade relativa do ar

Figura II.1. Principais fatores intervenientes no processo de geração de gases.

2.1.3.1 – Geometria e operação do aterro

As principais características da geometria do aterro para geração dos gases são a altura da massa de lixo e o sistema de impermeabilização da célula. A altura de lixo para predomínio das fases anaeróbias deve ser maior que a profundidade de lixo influenciada pelas condições atmosféricas. Segundo o Waste Management Paper nº27 (1989), os processos anaeróbios dominam, normalmente, em massa de lixo com profundidade maior que 5 m. O sistema de impermeabilização da célula, por sua vez, atua reduzindo os efeitos das condições atmosféricas na massa de lixo.

A operação do aterro também influencia os processos de decomposição dos resíduos. A redução do volume do lixo por compactação e a utilização de pequenas áreas para um rápido fechamento das células, encurtarão o processo aeróbio. A compactação do lixo apresenta outra vantagem, uma vez que quanto maior a densidade alcançada, mais acentuada é a produção de gás por unidade de volume.

2.1.3.2 – Fatores característicos dos resíduos

A composição e umidade dos resíduos na chegada ao aterro são fatores importantíssimos na avaliação da geração dos gases. A composição do lixo afeta quantitativamente e qualitativamente a produção dos gases. A disponibilidade de frações mais facilmente degradáveis (carboidratos, proteínas e lipídios) significa uma maior quantidade de substrato para a atuação de microorganismos. Desta forma, os resíduos com grande presença de matéria orgânica devem apresentar um maior potencial de produção de gases.

De acordo com El-Fadel *et. al.* (1997) e Palmisano e Barlaz (1996), a umidade da massa de lixo é o principal fator que influencia a geração de gases nos aterros. Desta forma, a umidade de chegada dos resíduos é também muito importante, pois é esta que determinará a umidade inicial da massa de resíduos imediatamente após a conclusão do aterro. Como forma de manter a umidade dos resíduos adequada para atuação dos microorganismos nas estações secas do ano, utiliza-se a técnica de recirculação do chorume. Segundo o U.S Army Corps of Engineers (1995), a umidade de maximização da atividade microbiana na produção do biogás varia de 50 a 60%. Por outro lado, Jucá *et. al.* (1999) verificaram altas taxas de decomposição dos resíduos no Aterro da Muribeca para umidades variando entre 20 e 40%.

2.1.3.3 – Aspectos do ambiente interno à célula

As características do ambiente interno à célula estão associadas à capacidade de favorecimento ou inibição das atividades bacterianas. A Tabela II.1 mostra os principais parâmetros relacionados com o ambiente interno da célula e sua influência na produção do biogás.

Tabela II.1. Parâmetros do ambiente interno e suas implicações na geração do biogás.

Fatores do ambiente interno	Implicação na produção do biogás
Umidade da massa	Aumento da geração de biogás em umidades variando de 50-60% (U.S Army Corps of Engineers, 1995) e 20-40% (Jucá <i>et. al.</i> , 1999).
pH	Maximização de produção de metano – pH neutro (6,8 a 7,4) (Palmisano e Barlaz, 1996 citando Segal, 1987).
Temperatura	Temperatura ótima para produção de biogás - 35 e 45°C (Waste Management Paper nº 27, 1989).
Disponibilidade nutrientes e bactérias	Favorecimento com excesso de nutrientes (nitrogênio, fósforo e traços de outros); Presença de bactérias metanogênicas (principal) e acetogênicas aumenta a geração do biogás (Calado, 1998).
Agentes inibidores	Metais pesados (Cu, Zn, Ni e Cr), ácidos em excesso, Na > 5500 mg/l, K e Ca >4500mg/l, Mg > 1500 mg/l inibem a produção de gases (Calado, 1998 e Melo <i>et. al.</i> , 2002).

2.1.3.4 – Aspectos do ambiente externo à célula

A variação dos condicionantes externos provoca mudanças no ambiente interno do aterro. Estas alterações são ocasionadas principalmente pela entrada de O₂ para o interior da massa de lixo e secundariamente por variações de temperatura. O ingresso de O₂ ocorre tanto na forma dissolvida, por meio de águas pluviais que infiltram pelas camadas argilosas, quanto na forma gasosa devido ao aumento da pressão atmosférica local. Neste último caso, o oxigênio presente na atmosfera (≅ 21% vol.) percola pelo sistema de cobertura uma vez que a permeabilidade das argilas (em geral não saturadas) aos gases é elevada.

O grau de influência da temperatura irá depender do gradiente existente entre a temperatura local e a interna (massa de lixo) nas diferentes épocas do ano. Em aterros localizados em regiões de clima tropical, onde o ΔT é reduzido e varia muito pouco ao longo do ano, o efeito da temperatura é visto apenas nos primeiros metros da massa de lixo. De acordo com Jucá *et. al.* (1999), esta influência atinge apenas os 2,5 m iniciais no Aterro da Muribeca. Em regiões subtropicais, onde temperaturas negativas no inverno são comuns, esta profundidade de lixo pode ser significativamente maior.

2.1.3.5 – Potencial de influência de alguns fatores na geração de gases

O potencial de influência de cada fator no favorecimento ou inibição das atividades bacterianas é de grande importância para o entendimento do comportamento da geração de gases nos aterros. A Tabela II.2 sumariza revisão bibliográfica realizada por El-Fadel *et. al.* (1997) sobre o referido tema.

Tabela II.2. Potencial de influência dos principais parâmetros na geração de gases.

Parâmetros	Potencial de favorecimento ou inibição		
	Baixo	Médio	Alto
Composição lixo*			
Densidade			
Tamanho das partículas			
Temperatura			
pH*			
Nutrientes			
Bactérias			
Umidade			
Oxigênio			
Hidrogênio			
Sulfato			
Tóxicos			
Metais*			

* - potencial destes parâmetros são questionados em diferentes literaturas (ver parágrafo abaixo).

Contrariamente ao exposto na Tabela II.2, Palmisano e Barlaz (1996) mencionam que o pH apresenta um alto potencial de modificação das condições microbióticas, uma vez que alguns tipos de bactérias, como as metanogênicas, são bastante sensíveis as variações de pH. Augenstein e Pacey (1991) também discordam da importância da composição dos resíduos no potencial de geração de biogás, afirmando que a quantidade de fração orgânica é a principal determinante do potencial de geração de gases por volume de resíduo. Ainda em contradição com a Tabela II.2, Melo (2003) verificou uma alta inibição causada por metais nos processos microbiológicos dos resíduos da Célula nº 4 do Aterro da Muribeca.

Por outro lado, a literatura converge sobre a relevância da umidade na degradação dos resíduos. Segundo Cooper *et. al.* (1992), as taxas de degradação dos resíduos variam bastante com mudanças no teor de umidade. Como exemplo, citam que o tempo de decomposição de resíduos facilmente biodegradáveis aumenta de 3 para 15 anos modificando a condição de umidade de bastante úmido para seco.

2.1.4 – POTENCIAL DE GERAÇÃO DE GASES X COMPOSIÇÃO DOS RESÍDUOS

A estimativa da produção total de gases é baseada na determinação das diversas frações que compõem o lixo. As frações mais facilmente decompostas, frações orgânicas, são as que definem a quantidade de biogás que pode ser produzida por unidade de volume de resíduo. Em geral, as frações dificilmente degradáveis e as inorgânicas não são levadas em consideração nestas estimativas.

De acordo com Palmisano e Barlaz (1996), os constituintes inorgânicos podem afetar diretamente a degradação, pois em alguns casos estes estão dispostos “encapsulando” ou isolando os resíduos orgânicos e dificultando a ação das bactérias.

Algumas abordagens teóricas e experimentais são utilizadas para esta determinação. A abordagem teórica envolve o método estequiométrico, o qual assume uma equação geral da metanogênese para decomposição dos resíduos orgânicos, e o da biodegradabilidade, que baseia-se nas diferenças de taxas de biodegradação das frações do lixo. A abordagem experimental é baseada em medições reais da geração de gases tanto em estudos laboratoriais (lisímetros e digestores), quanto em células experimentais *in situ* (El-Fadel *et. al.*, 1995).

As estimativas mais satisfatórias são obtidas em células experimentais pela melhor representatividade das condições ambientais de degradação. No entanto, a maior dificuldade desta técnica é a medição da quantidade total de gases produzida no aterro, haja vista que perdas na captação e fugas laterais e de topo são sempre comuns.

Em todos os outros métodos (estequiométricos, biodegradabilidade e lisímetros/digestores), a caracterização química (composição química) dos resíduos é fundamental para se chegar ao potencial teórico de produção do biogás em função de cada constituinte do lixo (celulose, hemicelulose, proteínas, lipídios, etc). Na falta desta caracterização, a composição gravimétrica do lixo pode ser utilizada indiretamente, no entanto, resultados poucos precisos são obtidos. A grande desvantagem destes métodos é de não reproduzir as condições de degradação encontradas no aterro.

2.1.4.1 – Composição gravimétrica dos resíduos

A composição gravimétrica dos resíduos é apenas um parâmetro auxiliar na avaliação do potencial de geração de gases. Na ausência da caracterização química do lixo, a gravimétrica pode ser utilizada por meio de analogias indiretas baseadas em medições da produtividade de gases de outros resíduos e aterros com características parecidas. Como já mencionado, esta avaliação apresenta estimativas imprecisas.

Os resíduos urbanos apresentam composições gravimétricas distintas a depender de aspectos sociais, econômicos e culturais da população. Uma grande diferença na composição é notada, principalmente, em relação ao grau de desenvolvimento econômico da localidade. A Tabela II.3 ilustra a composição gravimétrica dos resíduos sólidos urbanos em diferentes países e algumas cidades brasileiras.

Tabela II.3. Composição gravimétrica dos resíduos urbanos em diversos países.

Países (cidade)	Matéria Orgânica (%)	Papel/ Papelão (%)	Plástico (%)	Vidro (%)	Metal (%)	Outros (%)
Estados Unidos	29,0	35,6	7,3	8,4	8,9	10,8
Japão	22,2	31,1	15,5	13,8	6,4	10,6
Reino Unido	23,4	33,9	4,2	14,4	7,1	17,0
Itália	42,1	22,3	7,2	7,1	3,0	18,3
Brasil (São Paulo)	64,4	14,4	12,0	1,1	3,2	4,9
Brasil (Belo Horizonte)	64,4	13,5	6,5	2,2	2,7	10,7
Brasil (Salvador)	61,8	11,7	9,8	3,9	4,3	8,5
Brasil (Recife)	64,0	15,0	9,5	1,93	2,4	7,17

Obs. Dados obtidos de Farias (2000) citando outros autores;

2.1.4.2 – Caracterização química dos resíduos

A composição química dos resíduos é fundamental para estimar o potencial de geração do biogás. De acordo com Ehrig (1991), os constituintes químicos que irão se

degradar com maior facilidade e que determinam, portanto, o potencial de produção do biogás são: carboidratos (celulose, hemicelulose, pectina e amido), proteínas e lipídios. Dentre estes constituintes, destacam-se a celulose e a hemicelulose pela elevada presença nos resíduos sólidos urbanos, conforme visto na Tabela II.4. A Tabela II.5 ilustra ainda os percentuais de cada constituinte químico em diferentes grupos de materiais presentes no lixo.

Tabela II.4. Caracterização química de resíduos sólidos urbanos.

Caracterização química do lixo urbano	Percentual do peso seco (%), segundo:		
	Pfeffer (1976), Barlaz e Ham (1993) – EUA	Barlaz et. al (1989) - EUA	Peres et. al. (1992)
Celulose, açúcares, amido	58,0	51,7	32,9*
Hemicelulose	11,9	11,9	5,2
Lignina	11,2	15,2	12,5
Lipídios	5,7	---	5,9
Proteína	3,4	4,2	9,6

Obs.: * apenas celulose.

Tabela II.5. Caracterização química dos materiais do lixo na Índia (Shekdar, 1997).

Constituintes físicos	Carboidratos (%)				Proteínas (%)	Lipídios (%)	Lignina (%)	Inorg. (%)
	Celulose	H.celulose	Pectina	amido				
Resto alimentar	30,0 (50,8)	11,0 (6,7)	7,0	7,0	12,0	7,0	30,0 (9,9)	16,0
Podação	32,0	14,0	1,0	1,6	5,3	2,0	20,0	12,5
Papel, papelão	80,0 (59,0)	18,0 (9,0)	---	---	---	---	1,0 (15,5)	1,0
Metais, vidros	---	---	---	---	---	---	---	100,0
Plástico, borracha	---	---	---	---	1,0	---	---	

Obs. Valores em parênteses obtidos de Palmisano e Barlaz (1996).

A Tabela II.6 apresenta taxas de geração de metano encontradas na literatura em função dos principais constituintes químicos. Estas taxas servem indiretamente para estimar a produção total do biogás, uma vez que o percentual do metano pode ser facilmente determinado e situa-se entre 45% à 60% do total de gases. O potencial teórico de geração de biogás por volume de resíduo pode ser estimado pela soma dos produtos dos percentuais de cada constituinte químico pelas taxas de produção de biogás (taxa de produção de CH₄ dividida pelo percentual de CH₄ no biogás).

Tabela II.6. Taxas de produção de CH₄ para cada constituinte químico.

Frações Biodegradáveis	Taxas de produção de CH ₄ (m ³ /kg seco da fração)		
	Wang et. al (1997)	Shekdar (1997)	Ehrig (1991)
Carboidratos	0,415^a	0,424^b	0,373
Proteínas	0,517		0,509
Lipídios	----		1,021

Obs. ^a - valor apenas da celulose; ^b - valor apenas da hemicelulose.

Segundo pesquisa realizada por El-Fadel *et. al.* (1997), o potencial de geração de gases nos aterros varia de 0 à 400 m³/ton de lixo seco. Considerando a umidade média dos resíduos em 40%, este valores caem para faixa de 0 à 240 m³/ton de lixo aterrado (base úmida). Por sua vez, Gandolla *et. al.* (1997) afirmam que os resíduos urbanos apresentam capacidade de produção de gases de cerca de 200 m³/ton de lixo (base úmida) ao longo de todo processo de degradação.

2.1.5 – ANÁLISES QUANTITATIVA E QUALITATIVA DA GERAÇÃO DOS GASES

2.1.5.1 – Produção de gases ao longo do tempo

Como reportado na literatura, o potencial de geração de gases varia de 0 à 240 m³/ton de lixo. Esta quantidade total de gases é produzida distintamente ao longo do tempo de acordo com as fases de decomposição dos resíduos e os inúmeros fatores intervenientes no processo de degradação. Willumsfn e Bach (1993) coletaram dados de aterros sanitários de diferentes países e constataram que a taxa de produção de gás nos aterros situa-se entre 0,8 e 20 m³/ton/ano a depender da idade do lixo. El-Fadel *et. al.* (1997) relataram que a mesma varia de 1 à 14 m³/ton/ano.

Algumas modelagens matemáticas, formuladas a partir de observações experimentais, foram realizadas para prever o comportamento de geração de gases no tempo. De acordo com Coops *et. al.* (1995), quatro modelagens tem sido utilizadas para descrever a produtividade do biogás em função do tempo: ordem zero, primeira ordem, multi-fase e de segunda ordem. A modelagem de ordem zero assume que a geração de biogás é “constante” ao longo do tempo. Apesar desta enorme simplificação, esta ainda é utilizada quando se deseja prever as emissões de gases em aterros sanitários a nível global ou nacional. O modelo de primeira-ordem já incorpora o efeito do tempo de degradação dos resíduos, descrevendo, inicialmente, um crescimento da taxa de produção de gases, seguido de um decaimento exponencial. A Figura II.2 ilustra a previsão da geração de biogás pela modelagem de primeira-ordem.

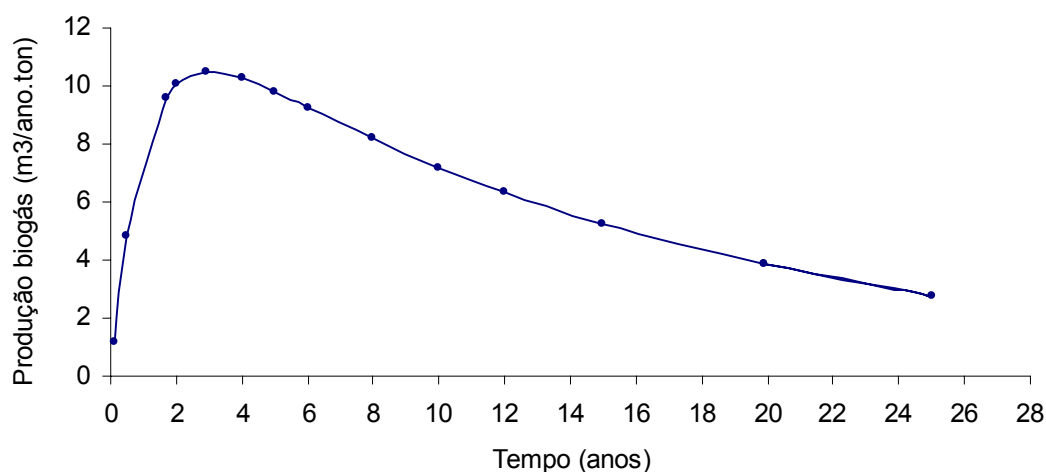
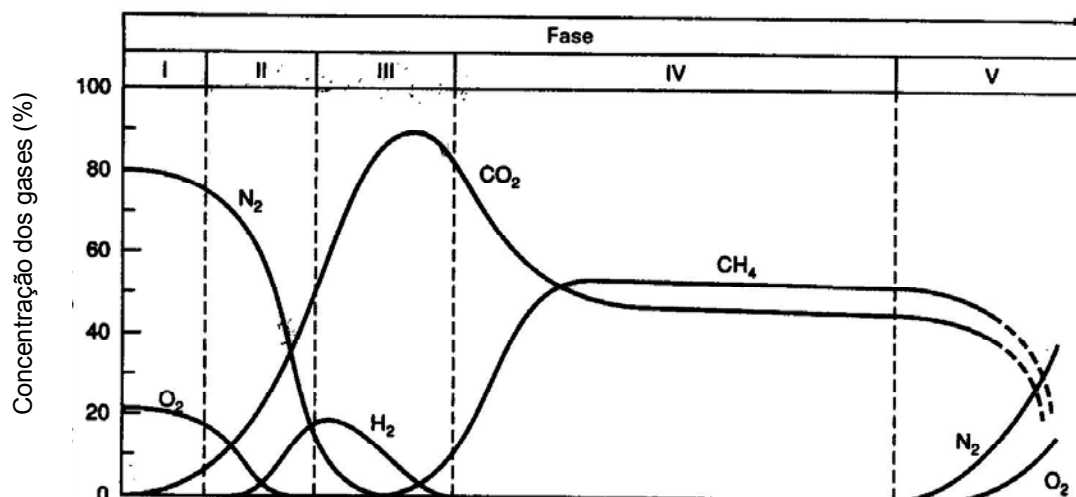


Figura II.2. Previsão da geração de gases pelo modelo de primeira ordem (Ehrig,1991)

Alguns modelos mais recentes, como o multi-fase, procuram distinguir as frações do lixo sob aspectos de biodegradabilidade (facilmente, moderadamente e dificilmente degradável). Os modelos de segunda-ordem, por sua vez, são bastante complexos porque dependem de diversas variáveis químicas e microbiológicas. Ainda no estudo de Coops. *et. al.* (1995), a validade destes modelos foi verificada segundo dados coletados em 8 aterros sanitários holandeses e constatou-se que o modelo multi-fase é o que fornece menor diferença entre a previsão teórica e a medição *in situ* com 18% de erro médio, seguido pelo de segunda e primeira ordem com 22% e por fim o de ordem zero com variação de 44%.

2.1.5.2 – Aspectos qualitativos da geração: constituintes principais e traços

A composição dos gases gerados nos aterros é função das características dos resíduos e de suas fases de decomposição. Alguns constituintes se fazem presentes em grandes quantidades e outros apenas, como elementos traços. Os constituintes principais são aqueles que juntos representam quase a totalidade (99%) dos gases encontrados nos aterros, como o CH₄ e CO₂. Outros gases, H₂, N₂ e O₂, também se fazem presentes em quantidades significativas, a depender da fase de degradação do resíduo e da susceptibilidade do aterro aos condicionantes atmosféricos, se enquadrando também nesta classificação. A Figura II.3 mostra uma análise qualitativa típica da geração dos principais gases ao longo das fases de degradação.



Fases	Intervalo de duração das fases
I	Algumas horas à 1 semana
II	1 mês à 6 meses
III	3 meses à 3 anos
IV	8 anos à 40 anos
V	1 ano à mais de 40 anos

Figura II.3. Composição dos principais gases (CH_4 , CO_2 , H_2 , N_2 e O_2) em função das fases de degradação dos resíduos (Augenstein e Pacey, 1991).

No início da Fase I, fase aeróbia, o ar atmosférico ($\text{N}_2 \cong 80\%$ e $\text{O}_2 \cong 21\%$) é predominante na massa de lixo. À medida que o O_2 vai sendo consumido pelas bactérias aeróbias, o CO_2 começa a ser gerado (ver Equação II.1). Na Fase II e III, fases ácidas, a concentração de CO_2 representa a maior parte dos gases gerados no aterro devido aos processos acidogênicos e acetogênicos que resultam na formação de CO_2 e H_2 . No final da Fase III, metanogênica instável, a população das bactérias metanogênicas começa a crescer, caracterizando o início da geração de CH_4 .

O "biogás" é gerado na fase metanogênica, Fase IV, sendo composto basicamente pelo CH_4 e CO_2 , numa proporção de 45-60% e 35-50%, respectivamente. Ao final da degradação dos resíduos orgânicos (Fase V), a concentração destes gases tende a cair e condições aeróbias (N_2 e O_2) podem vir a aparecer na massa de lixo a depender da susceptibilidade do aterro aos condicionantes atmosféricos. A Tabela II.7 apresenta as principais características de alguns gases encontrados no biogás.

Tabela II.7. Características dos gases presentes no biogás (Gandolla *et. al.*, 1997).

Gás	Concentração típica	Dens.* (kg/m ³)	Pot. caloríf (kJ/m ³)	Limite explosiv.	Solub. água (g/l)	Propriedades gerais
CH ₄	45-60%	0,717	35.600	5-15%	0,0645	inodor, incolor, não tóxico, asfixiante e inflamável
CO ₂	35-50%	1,977	----	----	1,688	inodor, incolor, asfixiante
N ₂	0-10%	1,250	----	----	0,019	inodor e incolor
O ₂	0-4%	1,429	----	----	0,043	inodor e incolor
CO	<0,1%	1,250	12.640	12,5-74%	0,028	Inodor, incolor, tóxico, inflamável
H ₂	<0,1%*	0,090	10.760	4-74%	0.001	inodor, incolor, não tóxico, inflamável
H ₂ S	0-70 ppm	1,539	----	4,3-45,5%	3,846	incolor, muito tóxico

Obs. * densidade do ar atmosférico=1,29 kg/m³

Uma composição típica do gás pode ainda conter até 350 constituintes traços em pequenas concentrações que chegam a representar até 1% do total do biogás. A maioria destes constituintes são formados por compostos orgânicos, porém pode-se encontrar constituintes inorgânicos, como compostos metálicos voláteis: cádmio, mercúrio, zinco e chumbo (Environment Agency, 1999). Alguns destes constituintes podem apresentar características de toxicidade bastante prejudicial à saúde humana. A Tabela II.8 ilustra alguns dos constituintes tóxicos passíveis de detecção no biogás.

Tabela II.8. Constituintes traços nocivos detectados no biogás (Heie, 1991).

Nome do Composto	Fórmula Química	Máx. concentração detectada* (ppm)	Grau de toxicidade
Tolueno	C ₆ H ₅ CH ₃	758,0	prejudicial
Hexano	C ₆ H ₁₄	25,0	prejudicial
Xileno	C ₆ H ₄ (CH ₃) ₂	664,0	prejudicial
Benzeno	C ₆ H ₆	52,2	tóxico
Cloreto vinílico	C ₂ H ₃ Cl	48,1	tóxico
Metil furano	C ₄ H ₃ OCH ₃	40,0	tóxico
Tetracloro de carbono	CCl ₄	68,3	muito tóxico
Sulfeto de hidrogênio	H ₂ S	700,0	muito tóxico

Obs.: * valores obtidos da U.S Army Corps of Engineers (1995).

2.2 – MOVIMENTO DOS GASES NA MASSA DE LIXO

2.2.1 – MECANISMOS E FATORES INTERVENIENTES NO TRANSPORTE DE GASES

Os mecanismos de transporte que governam a percolação dos gases dentro da massa de lixo são a advecção e difusão. Em relação aos principais fatores intervenientes ao transporte, pode-se citar a sorção e atenuação microbiológica que atuam retardando ou reduzindo a massa total de gás a ser emitida pelos resíduos.

Além destes processos, El-Fadel (1991) cita o fluxo de calor por gradientes de temperatura como agente facilitador à propagação dos gases no meio.

2.2.1.1 – 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 alta para as de baixa 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.

Na existência do fluxo advectivo, este predominará sobre o fluxo difusivo. Em geral, as taxas de fluxo por advecção são ordens de magnitude maior que as taxas por difusão. Quanto maior a permeabilidade dos resíduos aos gases, mais acentuada será esta diferença. Normalmente, os processos advectivos e difusivos apresentam o mesmo sentido de fluxo. No entanto, em situações especiais ou para determinados componentes do biogás estes fluxos podem até apresentar direções opostas, resultando em uma tendência de cancelamento (U.S Army Corps of Engineers, 1995). A teoria do transporte advectivo será mostrada mais adiante no Item 2.4.

2.2.1.2 – Difusão

O fluxo por difusão é definido segundo a primeira Lei de Fick como o transporte de contaminantes (líquidos ou gasosos) de uma região de alta concentração (potencial químico) para regiões de baixa concentração química. O fluxo difusivo será anulado quando a concentração do gás se tornar constante no meio. No caso dos aterros sanitários, esta constância é bastante difícil de ser obtida pois a atmosfera funciona como um excelente agente dispersivo de gases.

De acordo com Rowe e Krol (1998), o fluxo por difusão é lento, mas precisa ser considerado na análise de movimentação de contaminantes nos resíduos. Apesar da massa de lixo ser um material poroso e de alta permeabilidade, em situações em que o aumento da pressão atmosférica reduz ou anula os gradientes de pressão, a difusão pode prevalecer sobre a advecção.

2.2.1.3 – Sorção

A sorção é um mecanismo de retardamento da propagação de certos componentes gasosos na massa de lixo. Este fenômeno envolve a partição do contaminante em outros sub-compostos. De acordo com Lang *et. al.* (1989), a sorção serve para retardar o transporte de gases traços do interior para a superfície do aterro.

2.2.1.4 – Atenuação microbiológica

A atenuação microbiológica é um processo de redução do total de gases a ser emitido pelo aterro. Esta atenuação é a transformação de compostos ou gases de estrutura mais complexa em substâncias mais simples por meio de microorganismos. Como condição essencial para a ocorrência deste processo, devem sempre existir um agente doador e um receptor de elétrons. As bactérias funcionam como agentes meios para ocorrência desta troca.

A atenuação biológica reduzirá a concentração original do composto no meio e pode ser influenciada pelos seguintes fatores: composição do biogás, temperatura, disponibilidade de oxigênio e nutrientes e crescimento de determinadas populações de bactérias, entre outras. Normalmente, a transformação ou quebra de um gás tóxico gera um composto menos perigoso. Como exemplo, podemos citar a transformação do principal componente presente no biogás (CH_4) em CO_2 pelas bactérias metanotróficas em ambientes aeróbios.

2.2.2 – CAMINHOS PREFERENCIAS DE FLUXO

Uma vez conhecido os principais mecanismos de transporte de gases na massa de lixo, resta entender o sentido principal de fluxo de gases no meio. A Tabela II.9 apresenta diversos fatores que influenciam o caminho preferencial de fluxo do biogás no lixo e suas respectivas implicações na movimentação interna dos gases.

Tabela II.9. Fatores intervenientes na movimentação dos gases no aterro.

Fatores intervenientes	Implicação na movimentação dos gases na massa de lixo
Composição do lixo	Resíduos com alta presença de materiais plásticos poderão facilitar a percolação horizontal dos gases, por outro lado reduzirão a permeabilidade intrínseca da massa.
Taxa de geração de gases	Quanto maior a taxa de geração, maior será a pressão interna dos gases, e conseqüentemente mais rápida a migração interna.
Permeabilidade dos resíduos	A permeabilidade intrínseca horizontal e vertical dos resíduos governará o sentido da percolação.
Temperatura interna e externa	Fluxo de calor por gradientes de temperatura facilitam o transporte de gases no meio (El-Fadel, 1991).
Saturação e umidade do lixo	A elevação do grau de saturação e a umidade dos resíduos dificultam a percolação dos gases.
Pressão atmosférica	Variações da pressão atmosférica ocasionam mudanças no sentido de fluxo, inclusive com inversões (entrada de ar nos resíduos).
Sistema cobertura e drenagem	Presença de drenos verticais de gases e sistemas de cobertura com geomembrana irão facilitar a migração horizontal dos gases.
Operação de aterramento do lixo	Grau de compactação dos resíduos afeta a densidade e porosidade da massa, e conseqüentemente os parâmetros de permeabilidade.

A literatura não é conclusiva sobre o principal sentido da percolação dos gases no interior da massa de lixo. Segundo Lang *et. al.* (1989), o caminho preferencial ou aquele que menor resistência propiciará a percolação dos gases no aterro será no sentido vertical. Ainda de acordo com os autores, mesmo que os resíduos recebam uma camada argilosa de cobertura, a percolação vertical continuará sendo a predominante. Por outro lado, estudo da ATSDR (2001) diz que em células de lixo com cobertura definitiva a percolação horizontal predominará sobre a vertical.

Os principais parâmetros intervenientes na movimentação de gases no interior do aterro, a permeabilidade intrínseca dos resíduos e os gradientes de pressão, serão discutidos com detalhes a seguir no intuito de facilitar o entendimento sobre o sentido preferencial de fluxo do biogás no interior do aterro.

2.2.2.1 – Permeabilidade intrínseca dos resíduos

A permeabilidade intrínseca de um meio é um parâmetro que depende apenas de suas propriedades matriciais, independentemente assim do fluido percolante (Brooks e Corey, 1966). No caso dos resíduos, esta permeabilidade será função da porosidade, distribuição dos vazios, densidade, umidade e composição do material. Alguns valores de coeficientes de permeabilidade vertical dos resíduos são reportados na literatura. De acordo com estudo realizado por Huber e Wohnlich (1999), a permeabilidade intrínseca dos resíduos varia de $8,0 \times 10^{-12}$ a $1,0 \times 10^{-9} \text{ m}^2$. Este estudo experimental foi realizado por meio de ensaios de coluna com 1,0 m de altura e 0,3 m de diâmetro em seis amostras de lixo com diferentes teores de umidade. Esta faixa de variação está coerente com o resultado apresentado para os resíduos do Aterro de Palos Verde de $2,0 \times 10^{-11} \text{ m}^2$ (U.S Army Corps of Engineers, 1995) e também com estimativa de Findikakis e Leckie (1979) da ordem de $9,8 \times 10^{-13} \text{ m}^2$.

Uma análise comparativa entre os coeficientes de permeabilidade do lixo e do solo pode indicar que a variação da permeabilidade dos resíduos urbanos é típica de solos granulares. Fleureau e Taibi (1995) mostraram valores de permeabilidade de $1,5 \times 10^{-12} \text{ m}^2$ para uma areia fina e Springer *et al.* (1998) reportaram valores de 10^{-13} a 10^{-12} m^2 para areia siltosa em diferentes condições de saturação. Estudo realizado por Maciel e Jucá (2000), mostrou que o solo argiloso utilizado na cobertura da Célula nº 4 do Aterro da Muribeca apresenta coeficiente de permeabilidade intrínseco vertical entre $4,0 \times 10^{-16}$ e $6,8 \times 10^{-14} \text{ m}^2$, ou seja, fora da variação da permeabilidade dos resíduos.

A similaridade da percolação com os solos granulares é alterada quando o percentual de materiais plásticos no meio for elevado. Caso isto ocorra, o

comportamento da percolação estará mais associado aos solos argilosos, em que as estruturas lamelares das argilas, ou os plásticos no lixo, constituem “barreiras” a percolação vertical, podendo resultar numa maior taxa de percolação horizontal.

2.2.2.2 – Gradientes de pressão

O gradiente de pressão existente nos aterros sanitários é a diferença entre a pressão interna (p_{int}) dos gases e a pressão atmosférica (p_{atm}). Diz-se que o gradiente é positivo quando $p_{int} > p_{atm}$ e negativo nas situações em que $p_{int} < p_{atm}$. O gradiente é nulo na igualdade das pressões interna com a atmosférica.

Pressão interna do gás:

A pressão interna dos gases está associada com a biodegradação da matéria orgânica que varia ao longo do tempo e com a profundidade da massa de lixo. Desta maneira, há de se esperar que as pressões (p_{int}) existentes também sejam funções destas duas variáveis.

Ao contrário do sentido preferencial de fluxo dos gases, a literatura é bastante convergente em relação aos baixos níveis de pressões de gases encontrados nos aterros. Lee *et. al.* (1995) determinaram a variação da pressão interna dos gases em drenos localizados em diferentes regiões do aterro. A Figura II.4 mostra resultados da pressão interna variando de 4,0 a 14,0 kPa entre 20 e 55 metros de profundidade.

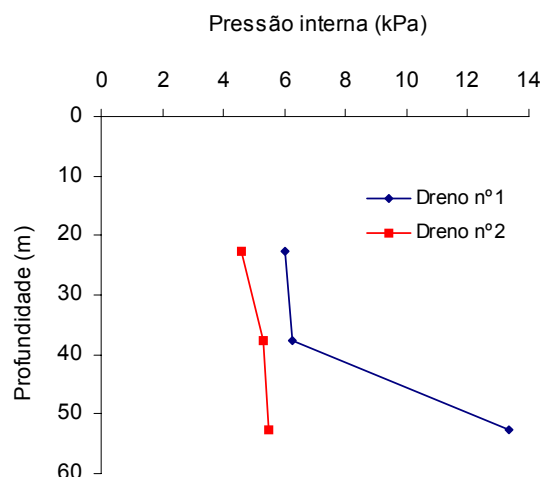


Figura II.4. Distribuição da pressão interna dos gases (Lee *et. al.* 1995).

Bouazza e Vangpaisal (2000) mencionam que as pressões de gases no interior da massa de lixo podem crescer até valores da ordem de 8,0 kPa para casos de aterros profundos, cobertos e com elevada umidade.

Uma análise comparativa entre dados experimentais e modelo numérico foi objeto de estudo por Findikakis e Leckie (1979). Além da distribuição da pressão ao longo da profundidade, outra variável, tempo de disposição ou idade dos resíduos, foi avaliada. Pela análise da Figura II.5, pode-se notar que as pressões podem variar de valores próximo a zero na superfície até 7,0 kPa (70 cm de H₂O) a depender da profundidade e tempo de disposição dos resíduos.

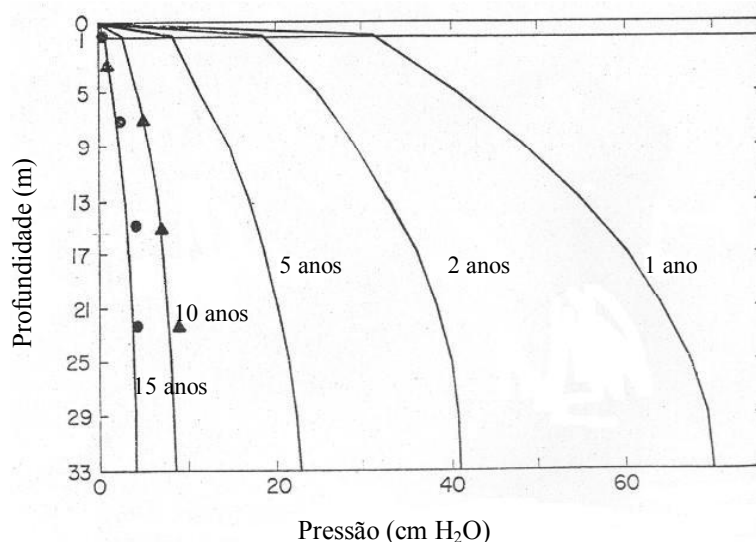


Figura II.5. Variação da pressão até 33 m de lixo (Findikakis e Leckie, 1979).

Conforme ilustrado na Figura II.5, os valores esperados para pressão interna dos gases imediatamente abaixo da camada de cobertura são próximos a zero. Alguns pesquisadores mostram estudos comprovando esta estimativa. Segundo pesquisa de Figueroa e Stegmann (1991), a pressão verificada em dispositivos manométricos instalados ao longo da camada de cobertura do aterro variou de 0,01 kPa à 0,4 kPa para um curto intervalo de tempo (7 dias).

Pressão atmosférica ou externa:

A pressão atmosférica, por sua vez, já é uma grandeza de menor variação ao longo do tempo e no espaço oscila em função da altitude e das condições meteorológicas locais. Quanto maior for o desnível em relação ao nível do mar, menor será a pressão atmosférica no local. Apesar das variações da p_{atm} serem baixas, a mesma tem grande potencial de impacto na movimentação dos gases no aterro.

Kjeldsen e Fischer (1995) realizaram uma série de ensaios com placa de fluxo para determinação da fuga de gases pela cobertura. Neste estudo foi verificado que quando a p_{atm} aumentou de 1,5 kPa, nenhum fluxo de gás foi detectado durante o dia. Em outras ocasiões, quando a p_{atm} decresceu entre 0,2 e 1,2 kPa foram determinadas concentrações de CH₄ da ordem de 20%. Estes resultados mostram que as baixas

variações da pressão externa podem modificar o sentido de fluxo dos gases na massa de lixo, levando inclusive a inversão do gradiente.

A Figura II.6 mostra a variação média mensal da pressão atmosférica na cidade do Recife em diferentes anos. Apesar da variação média ser baixa (0,7 kPa), a mesma pode causar inversão no sentido de fluxo nos aterros da região. O estabelecimento de gradientes negativos pode está relacionado ainda a períodos de p_{atm} atípicas ou a má execução da compactação de cobertura dos aterros.

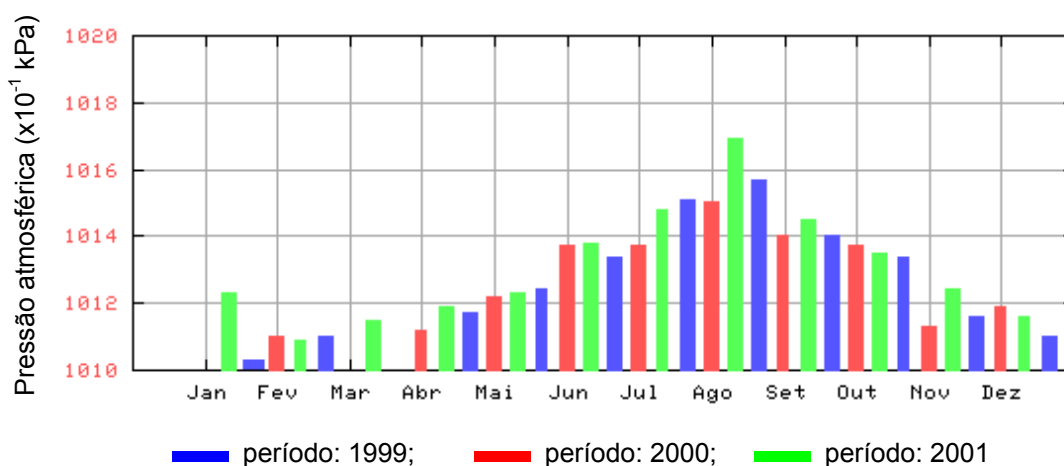


Figura II.6. Variação da p_{atm} ao longo do ano em Recife (Fonte:INMET).

Gradientes de pressões atípicas:

A possibilidade de existência de gradientes de pressões atípicas está associada a condições específicas para aprisionamento dos gases na massa de lixo. Entre estas condições, podem-se citar: elevada saturação da massa, ineficiência do sistema de drenagem de líquidos e gases, presença de lençóis suspensos de chorume e elevada composição de materiais plásticos no meio. Alguns autores citam estas pressões atípicas, como sendo “bolsões de gases”, de pressões superiores a média do aterro, que podem provocar modificações no comportamento geotécnico do aterro devido à elevação da pressão neutra.

Um caso bastante conhecido na literatura internacional é o deslizamento da massa de lixo ocorrido no Aterro de Dona Juana, Colômbia. Uma série de investigações foi realizada e concluiu-se que a elevação da pressão neutra devido à alta saturação do lixo e inexistência de drenagem de gases provocaram a instabilidade geotécnica do aterro. As pressões de gases medidas em várias zonas do Aterro foram superiores a 200 kPa (20 tf/m²), conforme mostrado na Figura II.7. De acordo com Gonzalez e Espinosa (2001), o principal agente detonante deste processo foi o biogás.

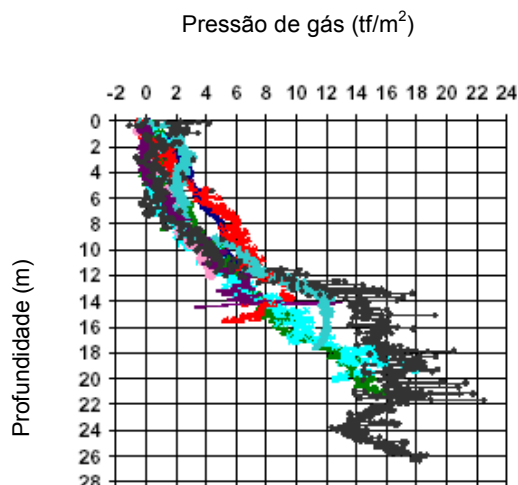


Figura II.7. Pressões do biogás no Aterro Dona Juana (Gonzalez e Espinosa, 2001).

Outra possibilidade de elevação da pressão ocorre quando se tem um excelente sistema de impermeabilização do aterro associado à falhas no sistema de drenagem dos gases. Caso isto ocorra, pode-se esperar que haja um aumento considerado no gradiente de pressão sob a camada de cobertura. A Figura II.8 ilustra um exemplo de expansão da geomembrana utilizada na impermeabilização de um aterro na Califórnia ocasionado pela não drenagem dos gases de seu interior.



Figura II.8. Expansão da geomembrana no sistema de cobertura (Reinhart, 2000).

2.2.3 – SISTEMAS DE DRENAGEM DE GASES E EFEITOS NA MOVIMENTAÇÃO

O sistema de drenagem de gases tem grande importância na análise da movimentação dos gases no interior da massa de lixo. A formação de zonas de captura de gases modifica por completo o sentido preferencial de fluxo no meio. A delimitação destas zonas é influenciada pelas propriedades intrínsecas dos resíduos (permeabilidade, umidade, composição) e pelo gradiente de pressão positivo existente entre o interior dos resíduos e o ambiente externo. As pressões do ambiente externo

podem ser a própria p_{atm} (drenagem passiva) ou pressões negativas/vácuo (drenagem ativa ou forçada). Além destes fatores, o tipo de drenagem utilizado é outro fator a ser considerado para avaliação do sentido preferencial da percolação.

Os tipos de drenagem que podem estar presentes em uma célula de lixo são: vertical, horizontal, superficial e lateral. As drenagens vertical e horizontal funcionam como drenagens principais, enquanto que as drenagens superficial e lateral são ditas complementares. A Figura II.9 ilustra esquematicamente a presença das drenagens principais na massa de lixo (Maciel e Jucá, 2003).

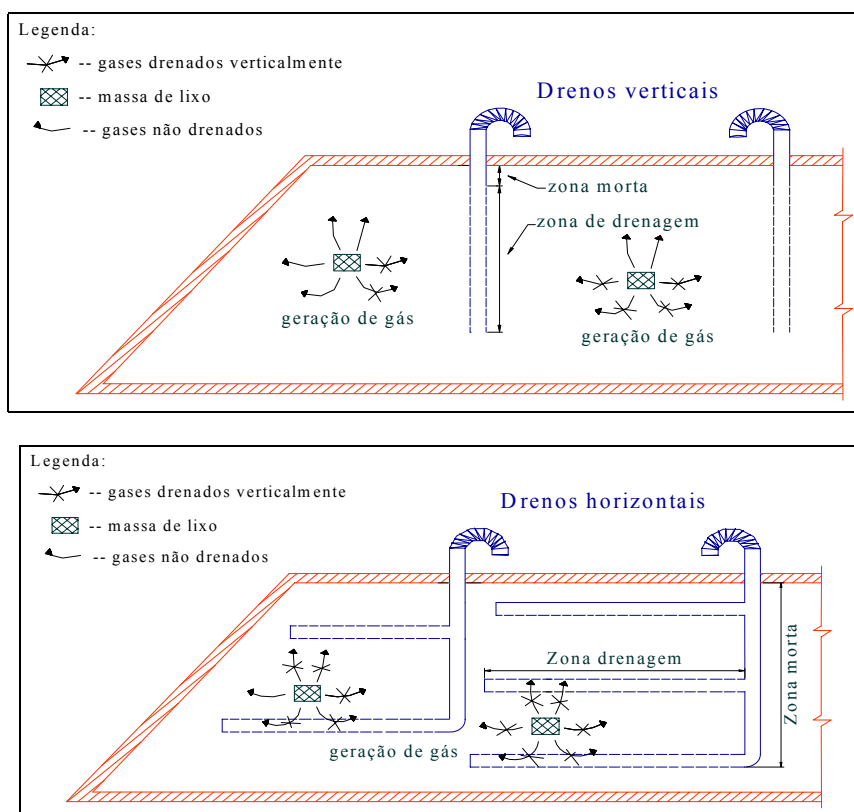


Figura II.9. Ilustração das drenagens vertical e horizontal (Maciel e Jucá, 2003).

Como visto anteriormente, os gases gerados no interior do aterro se propagam nas direções vertical e horizontal com maior tendência à percolação ascendente. A inclusão de diferentes tipos de drenagem no lixo modifica o sentido natural de fluxo. A presença da drenagem vertical, por exemplo, formará uma zona de captura onde os gases passarão a percolar com maior predominância no sentido horizontal. Por outro lado, as zonas de captura formadas pela drenagem horizontal possibilitam incrementos nas taxas de percolação vertical.

Apesar da existência destas zonas de captura, parte dos gases gerados atinge a camada de cobertura do aterro, principalmente, quando o sistema de drenagem é do

tipo passivo. Deste modo, faz-se necessária a complementação na drenagem principal (vertical e/ou horizontal) por meio de drenagens complementares do tipo superficial ou lateral no intuito de aumentar a eficiência de captação dos gases e minimizar sua liberação para a atmosfera.

A drenagem lateral é de grande importância no caso de resíduos dispostos em valas ou em encostas, onde a migração dos gases pode seguir pelo solo até atingir distâncias consideradas da fronteira do aterro. Segundo investigações de Kjeldsen e Fischer (1995), a máxima distância alcançada pela pluma de CH_4 com concentrações acima do limite inferior de explosividade (5,0%) foi de 90 m do aterro. O estudo de Ward *et. al.* (1996) determinou propagação do CH_4 a distâncias de até 80 m. De acordo com o Waste Management Paper nº 99 (1978), a migração do biogás pode alcançar entre 300 e 400 m, a depender da estratigrafia do subsolo, em aterros sem nenhum controle de captação dos gases. Um exemplo deste fato no Brasil ocorreu no Aterro de Canabrava (Salvador), onde o biogás percolou lateralmente até atingir as arquibancadas do Estádio do Barradão, conforme ilustrado na Zona A da Figura II.10.



Figura II.10. Migração lateral do biogás no Aterro de Canabrava/BA (Gandolla, 1998).

2.3 – COBERTURA FINAL DOS RESÍDUOS SÓLIDOS URBANOS

A camada final de cobertura é de grande importância não apenas para minimizar as emissões de gases nos aterros sanitários, mas também para prever o comportamento geotécnico e biológico da massa de lixo e determinar parâmetros de projeto e operação do aterro. A função desta camada varia de acordo com o processo de decomposição dos resíduos desenvolvido no aterro. Aterros “aeróbios” e “anaeróbios” devem apresentar coberturas completamente distintas.

Em aterros de menor porte, ou de profundidade até 5 m, os processos aeróbios predominam na massa de lixo (Waste Management Paper nº27, 1989). Desta forma, é conveniente adotar coberturas mais permeáveis de modo a permitir uma maior troca de O₂ com o meio ambiente. No caso de aterros sanitários de grande porte, onde a degradação anaeróbia prevalece, a cobertura deve funcionar evitando entradas incontroladas de O₂ para não alterar substancialmente a microbiologia dos resíduos. As discussões mostradas ao longo deste tópico referem-se apenas aos “aterros anaeróbios” devido à sua predominância nas grandes cidades brasileiras.

Os sistemas de cobertura utilizados nos aterros podem ser de diferentes tipos: camada homogênea de argila, de vários tipos/graduações de solo, argilosa com diferentes geossintéticos e mais recentemente aquelas formadas com materiais alternativos, solos orgânicos, lodos, etc. No Brasil, a grande maioria dos aterros possui cobertura com camada homogênea de argila compactada. A vegetação é um elemento que deve sempre estar associado à superfície das camadas, independentemente do sistema adotado, para evitar problemas de erosão e contração do solo.

Além da função de minimizar a infiltração de líquidos para o interior da massa de lixo e com isto evitar a geração excessiva de percolato sob várias condições climáticas (Kamon *et. al.*, 2001), a cobertura serve para minimizar a liberação aleatória de poluentes gasosos para o meio ambiente e as entradas de ar atmosférico no lixo. Didier *et. al.* (2000) surpreendem-se com o pouco conhecimento mostrado na literatura em relação à eficiência de sistemas de cobertura como “barreira” de contenção aos gases. As normas brasileiras da ABNT referentes a aterros de resíduos sólidos urbanos nem sequer mencionam valores para o coeficiente de permeabilidade do solo aos gases.

2.3.1 – EVOLUÇÃO CONCEITUAL/FUNCIONAL DE SISTEMAS DE COBERTURA

O conceito tradicional de sistemas de cobertura de aterros sanitários propõe que a camada funcione como uma barreira de *impermeabilização* dos resíduos às condições do ambiente externo. Este tipo de barreira, também chamada de *barreira resistiva*, age impedindo totalmente a infiltração da água precipitada e a liberação de gases para a atmosfera. Normalmente, estas camadas são compostas por uma série de solos com diferentes graduações, uma ou mais camadas de geossintético, além da cobertura vegetal. A Figura II.11 ilustra um exemplo da camada final de cobertura que vem sendo utilizada em vários países europeus e também recomendada pela Agência de Proteção Ambiental dos EUA (USEPA).

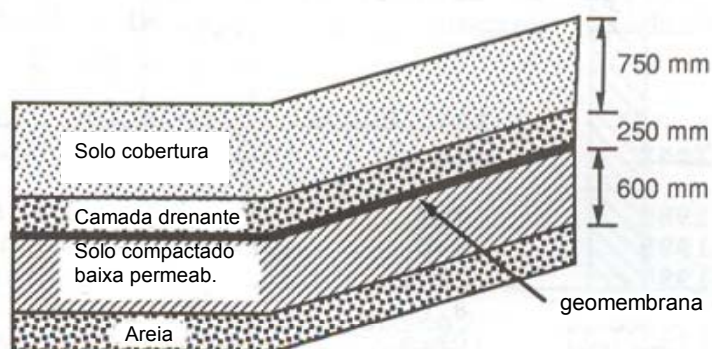


Figura II.11. Exemplo da cobertura de aterros na Alemanha (Daniel, 1995).

Nos últimos anos esta conceituação vem sendo constantemente debatida no meio científico. Jucá (2003) afirma que as trocas existentes entre o lixo e o meio ambiente são de fundamental importância para as diversas formas de vida presentes na massa, influenciando assim, a velocidade da biodegradação dos resíduos. As *barreiras capilares* já mostram alguns avanços com relação a estas trocas. Este tipo de barreira é baseado nas diferenças existente entre a condutividade hidráulica não saturada de solos grossos e finos.

McCartney e Zornberg (2002) afirmam que deve existir uma quantidade ótima de água a ser infiltrada para satisfazer as condições de biodegradação e a geração de percolado em níveis ambientalmente aceitáveis. Neste mesmo estudo, os autores mostram o princípio de funcionamento do sistema de cobertura “evapotranspirativo” aplicado em regiões de clima semi-árido. Este camada funciona não como uma barreira, mas sim como uma “*esponja*” ou “*reservatório*” que armazenará umidade durante períodos de precipitação e depois mandará de volta a atmosfera por evapotranspiração nas estações secas. Desta forma, a liberação de gases fica reduzida uma vez que a cobertura permanece por mais tempo com elevada umidade. As principais vantagens da camada evapotranspirativa são: permite trocas com o ambiente externo, não vulnerabilidade ao dessecamento e fissuramento durante e após instalação, simples construção, baixo custo de manutenção e possibilidade de utilização de materiais próximo ao aterro (Cabral *et. al.*, 2002).

Um aspecto que vem merecendo destaque nas novas conceituações de camadas de cobertura é a retenção de compostos gasosos no solo. A oxidação biológica do CH_4 nas coberturas (Hilger *et. al.* 2000, Czepiel *et. al.* 1996 e Whalen *et. al.*, 1990) e a retenção de compostos que provocam maus odores, como o H_2S , são assuntos recentes que levam a novos conceitos de *barreiras reativas* de natureza biológica e/ou físico-química a serem aplicados às coberturas dos aterros sanitários.

Clark (2002) relata em seu trabalho que as camadas compostas com geossintéticos apresentam melhor comportamento em longo prazo que as camadas de argilas compactadas. Esta afirmação foi baseada levando em consideração a maior deformabilidade sem fissuramento dos geossintéticos na ocorrência de recalques diferenciais e a maior presença de fissuras nas camadas argilosas devido à expansão/contração do solo.

Outros aspectos como, comportamento físico-químico das mantas em contato contínuo com centenas de gases potencialmente destrutivos, efeito de temperatura, durabilidade e qualidade das emendas, perfuração durante e após instalação das mantas, resistência das interfaces, também devem ser levados em consideração para se ter uma conclusão mais profunda sobre o comportamento em longo prazo destas coberturas. Daniel (1995) afirma que “cada material ou sistema de cobertura tem seus problemas potenciais. Todos têm vantagens e desvantagens. Para cada aterro em particular, os materiais devem ser selecionados de modo que atendam da melhor forma as funções requeridas”.

As principais razões para a procura de materiais alternativos para uso em sistemas de cobertura são: melhoria dos aspectos geotécnicos e biológicos da camada, dificuldades de obtenção de material de qualidade próximo ao aterro e necessidade de se desfazer de materiais pouco aproveitáveis ou até potencialmente prejudiciais ao meio ambiente, entre outros. O uso de solos orgânicos, lamas/lodos de estações de tratamento de água e esgoto, lodo do processamento de papel e de construção, pneus triturados, composto orgânico e cinzas da incineração são apenas alguns exemplos citados na literatura.

Kamom *et. al.* (2002^a e 2002^b) apresentam estudo detalhado sobre a utilização e durabilidade de lodos do processamento de papel e de construção em camadas homogêneas de cobertura. Uma série de ensaios foi realizada nesta investigação, incluindo: caracterização granulométrica e físico-química, compactação Proctor, condutividade hidráulica, permeabilidade ao gás, contração, adensamento e cisalhamento, entre outros. A conclusão deste estudo mostra que os lodos podem ser satisfatoriamente empregados na cobertura, desde que exista uma camada de proteção vegetal para que o efeito da expansão/contração do solo não provoque fissuras excessivas durante os ciclos de umedecimento/secagem.

2.3.2 – CONTRAÇÃO EM SOLOS ARGILOSOS

O fenômeno da contração das camadas argilosas de cobertura é relevante ao estudo das emissões de gases. A formação de fissuras durante os ciclos de umedecimento/secagem ou expansão/contração do solo, sob influência das condições climáticas locais, provoca um aumento significativo na percolação de líquidos e gases. Segundo Kamom et. al. (2002^b), o desenvolvimento de fissuras é causado pela excessiva contração do solo em função de sua velocidade de secagem, composição das partículas do solo, percentual de argila, teor de umidade inicial, entre outros fatores. Além disto, o estudo das curvas de contração permite determinar parâmetros significativos para análise da percolação de gases, em especial, o ponto de entrada generalizada de ar (GAE).

O primeiro autor a verificar a existência de duas fases distintas de contração durante a secagem do solo foi Tempany. Estas fases podem ser visualizadas através da curva de contração da Figura II.12. Na fase inicial em que o solo parte de sua completa saturação, a redução de volume do solo é igual à quantidade de água que evapora da amostra (trecho CB). Não existem forças resistivas de atração entre as partículas nesta fase. Com a continuação da secagem do solo, chega-se ao ponto (B) em que estas forças começam a surgir, resistindo assim à contração do solo. A partir deste ponto, a água evaporada não será correspondente a redução de volume do solo (trecho BA) (Marinho, 1994 citando Tempany, 1917).

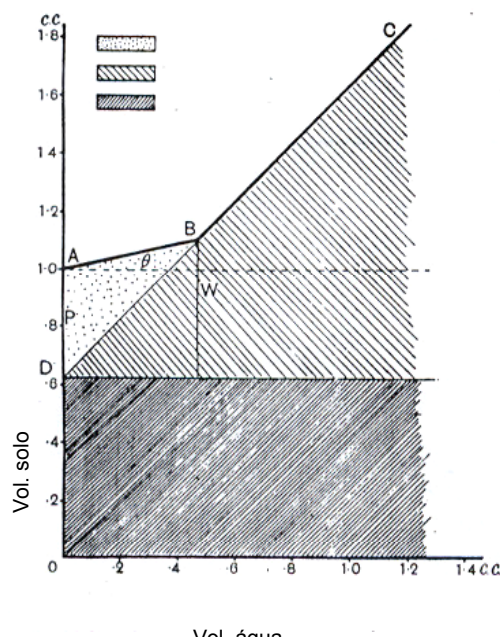


Figura II.12. Fases distintas (CB e BA) da contração do solo (Haines, 1923).

Haines (1923) posteriormente definiu a fase relativa ao trecho CB como a de contração normal do solo e a fase BA como a fase de contração residual. A contração residual representa o estágio em que a perda de água do solo é recomposta com a entrada de ar na amostra. De acordo com Haines (1923), a contração do solo está relacionada com a quantidade da fração argilosa em sua constituição. Em sua pesquisa, foi possível constatar variações na contração total da amostra de 9%, para solos arenosos com 5,3% de argila, até 130% para um solo constituído com 90% de argila. Marinho (1994) citando Stirk (1954) afirma que a contração do solo é proporcional ao percentual de partículas menores que $2\mu\text{m}$.

Kamom et. al. (2002^b) destacam em seu trabalho que a contração total de solos compactados depende de sua umidade de compactação. Amostras compactadas perto da umidade ótima apresentaram contração inferior aquelas com compactação abaixo ou acima da ótima. Esta diferença variou de 5% a 9% (relativa à máxima contração medida) dependendo do tipo de solo. A menor contração das amostras compactadas na ótima está associada a menor disponibilidade de espaço entre as partículas devido a maior quantidade de fração sólida por unidade de volume, ou simplesmente, maior densidade seca. Por outro lado, Lambe (1951) verificou em seu estudo que as amostras compactadas abaixo da ótima apresentavam contração inferior àquelas compactadas na umidade ótima. Esta mudança de comportamento pode ter sido causada pelas diferenças mineralógicas dos solos pesquisados.

O estudo de Kamom et. al. (2002^b) investiga também a presença de fissuras durante vários ciclos de umedecimento/secagem do solo. Nesta análise, apenas uma única amostra apresentou fissuras excessivas de até 2,0 cm de profundidade, correspondente a 40% da altura da amostra (5 cm). Isto se deve, em parte, a compactação da amostra bem acima da umidade ótima, mas principalmente por esta amostra ser constituída por solo/lodo altamente plástico ($LP=111,5\%$).

Como dito anteriormente, a curva de contração do solo possibilita a determinação do ponto de entrada generalizada de ar (GAE). De acordo com Marinho (1994), o GAE representa o ponto em que o ar começa a entrar mais rapidamente na estrutura do solo, ou seja, corresponde ao valor de umidade abaixo do qual a fase gasosa começa a ter continuidade na matriz do solo. Este ponto é representado pelo teor de umidade em que ocorre a mudança no gradiente da curva de contração do solo. A Figura II.13 mostra esquematicamente a determinação do ponto de entrada generalizada de ar e o limite de contração do solo.

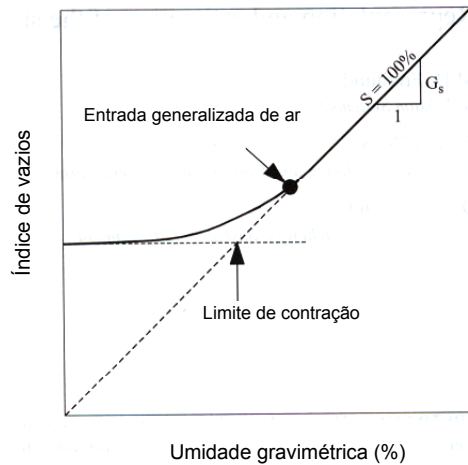


Figura II.13. Parâmetros obtidos da curva de contração (Fredlund et. al., 2002).

De acordo com Marinho (1994), um solo inicialmente saturado pode apresentar três tipos de comportamentos de contração durante sua secagem, representado pelas curvas A, B e C na Figura II.14. A forma da curva é função do tamanho e distribuição das partículas e da história de tensão da amostra. A Figura II.14 mostra também vários resultados experimentais de contração reportados na literatura por Fredlund et. al. (2002). É interessante notar que o comportamento das trajetórias experimentais assemelha-se com as faixas de variação das curvas teóricas A, B e C.

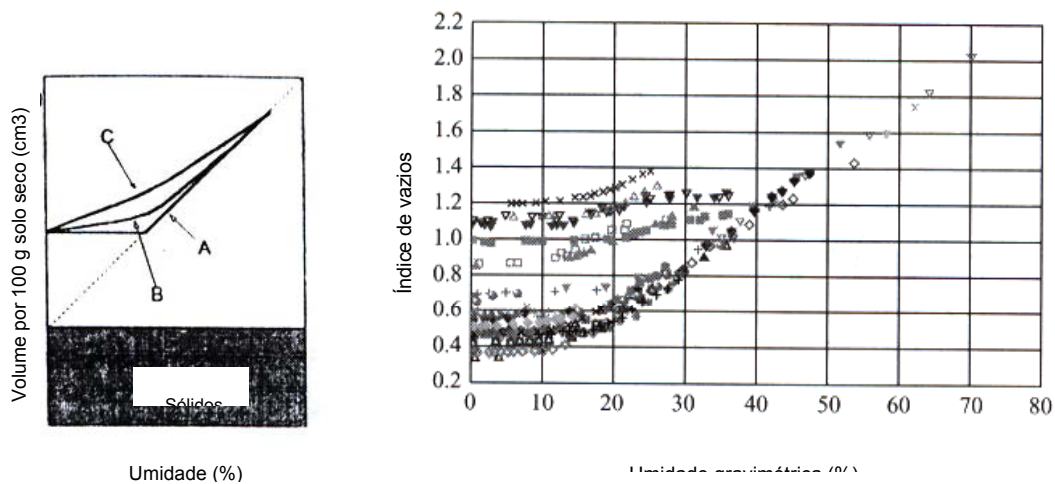


Figura II.14 Curvas típica de contração do solo (Marinho, 1994 e Fredlund et. al., 2002)

A partir da base de dados mostrada na Figura II.14, Fredlund et. al. (2002) propuseram uma equação representativa do comportamento de contração do solo em função de sua umidade gravimétrica (h). A formulação proposta é expressa da seguinte forma:

$$e(h) = a_{sh} \times \left[\frac{(h)^{C_{SH}}}{(b_{sh})^{C_{SH}}} + 1 \right]^{\frac{1}{C_{SH}}} \quad \text{Eq. II.3}$$

Onde: a_{sh} = índice de vazios mínimo do solo (e_{min}); b_{sh} = inclinação da linha de tangência; C_{SH} = curvatura da curva de contração; $a_{sh}/b_{sh} = \delta/S =$ constante para cada solo; δ = densidade específica dos grãos e S = grau de saturação.

2.4 – FLUXO DE GASES EM CAMADAS DE ARGILAS COMPACTADAS

2.4.1 – TEORIA BÁSICA DA PERCOLAÇÃO DE GASES NO SOLO

2.4.1.1 – Permeabilidade intrínseca e coeficiente de permeabilidade do solo

A permeabilidade intrínseca do solo (K) é definida como aquela relacionada com as propriedades do meio em fazer percolar fluidos por sua estrutura. Esta permeabilidade independe das características ou quantidade do fluido percolante (Brooks e Corey, 1966). Portanto, a permeabilidade intrínseca será função apenas das propriedades do solo, entre as quais: tipo de solo, disposição das partículas, porosidade, índice e distribuição dos vazios, densidade, tensões atuantes, etc.

Quando se deseja determinar a velocidade de percolação de um fluido específico na matriz do solo é conveniente utilizar o coeficiente de permeabilidade do solo ao fluido (κ). Este parâmetro é tanto função das propriedades intrínsecas do solo quanto do fluido percolante. A relação entre a permeabilidade intrínseca (K) e o coeficiente de permeabilidade do solo ao fluido (κ) é dada pela seguinte expressão:

$$\kappa = \frac{K \times \rho \times g}{\mu} \quad \text{Eq.II.4}$$

Onde: ρ = densidade do fluido (N/m^3); g = aceleração da gravidade (m/s^2) e μ = viscosidade dinâmica do fluido ($N.s/m^2$ ou $Pa.s$), em que K expresso (m^2) e κ (m/s).

2.4.1.2 – Diferenças nas propriedades de gases e líquidos

A percolação de gases e líquidos no solo está diretamente associada com as propriedades de cada fluido. Em geral, as propriedades de fluidos gasosos são bem distintas dos líquidos. Uma das principais diferenças é compressibilidade dos fluidos,

que é um parâmetro fundamental para validação da Lei de Darcy. Os líquidos são fluidos incompressíveis, enquanto os gases são considerados compressíveis. Esta diferença leva a modificações na Lei de Darcy, formulada originalmente para fluidos incompressíveis, para validá-la também ao transporte de gases.

Outra propriedade de grande importância é a viscosidade. A permeabilidade do solo é altamente influenciada pela viscosidade do fluido percolante. Quanto maior for a viscosidade, mais difícil será a percolação deste fluido no solo e conseqüentemente, menor será a permeabilidade (Equação II.4). Por este motivo a máxima permeabilidade do solo ao ar (κ_a), determinada no solo seco ($S = 0\%$), deve ser maior que a máxima permeabilidade do solo a água (κ_w), obtida na saturação $S = 100\%$ (Fredlund e Rahardjo, 1993).

Além das diferenças citadas anteriormente, Ignatius (1999) relata ainda o fenômeno do “deslizamento” do gás nas partículas do solo. Isto se deve a uma velocidade adicional que os gases apresentam junto às paredes sólidas, que no caso de líquidos é igual a zero. Este efeito é significativo quando o comprimento médio de deslocamento das moléculas do gás (“mean-free path”) é de magnitude comparável ao diâmetro dos poros do solo. No caso limite em que este comprimento médio das moléculas for muito maior que o diâmetro dos poros, tem-se o fluxo de Knudsen. Nesta situação, a viscosidade é desprezível, pois as moléculas do gás não mais colidirão umas com as outras, mas sim com a fração sólida do solo. O “mean-free path” das moléculas de gases situa-se na faixa de 0,01 a 0,1 μm (Dullien, 1992 citado por Ignatius, 1999). Alzaydi e Moore (1979), citados por Kamom *et. al.* (2002^a), afirmam que a magnitude do fluxo de deslizamento ou molecular é muito pequeno comparado-se com o fluxo viscoso e que a Lei de Darcy fornece uma aproximação satisfatória do fluxo de gases até em solos com diâmetros dos poros menores, como as argilas.

2.4.1.3 – Lei de Darcy para gases

A Lei de Darcy foi formulada para a percolação de fluidos viscosos e incompressíveis em um meio poroso saturado sob regime laminar. De acordo com esta Lei, a velocidade de percolação do fluido (velocidade de Darcy) é diretamente proporcional ao gradiente de pressão entre as extremidades do solo, sendo esta proporcionalidade representada pelo coeficiente de permeabilidade (κ). Esta relação pode ainda ser representada em termos da permeabilidade intrínseca do solo de acordo com a seguinte equação:

$$K_{ia} = \frac{v \times \mu \times L}{\Delta P} \quad \text{Eq. II.5}$$

Onde: K_{ia} = permeabilidade intrínseca para fluidos incompressíveis (m^2); v = velocidade de Darcy (m/s); μ = viscosidade dinâmica do fluido (Pa.s); ΔP = gradiente de pressão ($P_e - P_s$); P_e = pressão de entrada da amostra (Pa); P_s = pressão de saída da amostra (Pa) e L = comprimento da amostra de solo (m).

Para o caso de fluidos compressíveis, como os gases, a velocidade de Darcy pode não ser mais proporcional ao gradiente de pressão devido ao fenômeno de expansão dos gases. Esta expansão depende dos níveis de pressão aplicados e aumenta à medida que o fluido for atingindo a extremidade de saída do solo (Ignatius, 1999). Desta maneira, há um aumento no volume do gás no meio, fazendo aumentar sua velocidade de percolação, e conseqüentemente eliminando a proporcionalidade entre v e ΔP considerada na Lei de Darcy.

Jucá e Maciel (1999) verificaram através de ensaios laboratoriais em solos argilosos compactados que esta proporcionalidade é válida para gradientes de pressão de até 120 kPa, conforme mostrado na Figura II.15.

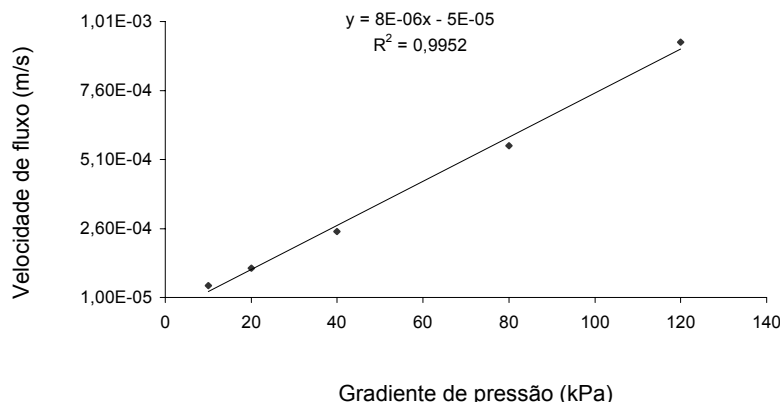


Figura II.15. Validação Lei de Darcy para fluxo de gás (Jucá e Maciel, 1999).

Bouazza e Vangpaisal (2000) observaram também a mesma linearidade para pressões diferenciais de até 80 kPa aplicadas em um solo reforçado com geossintético. Por sua vez, Blight (1971) constatou em vários tipos de solo que a Lei de Darcy não se aplica a fluxo de gases sob pressões superiores a 200 kPa, sugerindo para estes casos o uso da Lei de Fick. Loiseau *et. al.* (2002) utilizaram pressões bem mais elevadas e observaram que apenas para pressões superiores a 200 kPa (0,2 MPa) a linearidade entre o fluxo e o ΔP não pode ser mais visualizada, conforme ilustrado na Figura II.16.

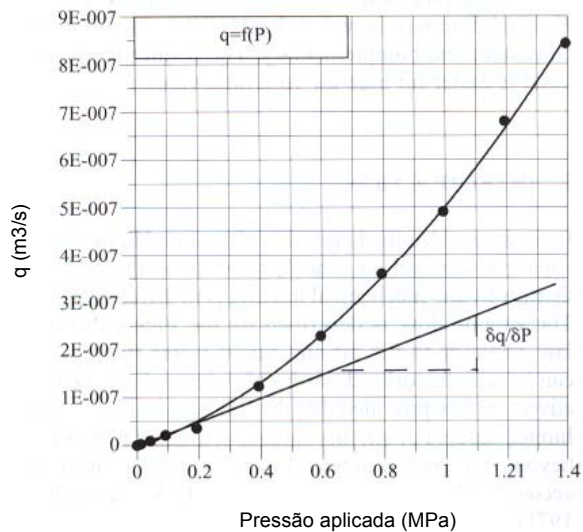


Figura II.16. Relação entre fluxo e ΔP para elevadas pressões (Loiseau *et. al.*, 2002).

Algumas modificações conceituais se fazem necessário para ajustar esta nova condição de compressibilidade do fluido e validar a Lei de Darcy para todos os níveis de pressão. Ignatius (1999) mostra detalhadamente os passos necessários para obtenção da formulação da Lei de Darcy para fluidos compressíveis. Algumas destas considerações são: a expansão do gás provoca variação de volume durante sua percolação pelo solo; fluxo em massa é constante; o fluxo é isotérmico e os gases obedecem a Lei dos Gases Ideais. A partir destas considerações, Ignatius (1999) apresenta a expressão final para a permeabilidade intrínseca do solo considerando o fluido compressível (K_a):

$$K_a = \frac{2 \times \mu \times L \times P_s \times v}{(P_e^2 - P_s^2)} \quad \text{Eq. II.6}$$

De acordo com Langfelder *et. al.* (1968), é possível verificar a influência da compressibilidade do gás através da relação numérica entre K_a e K_{ia} . Dividindo a Eq. II.6 por Eq. II.5, obtém-se a seguinte expressão em que $P_m = (P_e + P_s)/2$:

$$\frac{K_a}{K_{ia}} = 1 - \frac{\Delta P}{2P_m} \quad \text{Eq. II.7}$$

A Equação II.7 mostra que a influência da compressibilidade do gás está associada não apenas ao gradiente de pressão mas também à pressão média aplicada (P_m). Quanto maior for o gradiente de pressão aplicado ao solo, maior será a

diferença entre K_a e K_{ia} , ou seja, maior será o efeito da compressibilidade do gás. No entanto, este efeito pode ser diferente para um mesmo valor de ΔP , desde que as pressões médias sejam distintas. Por exemplo, se P_s for alterada de 1 atm para 3 atm, mantendo fixo o valor de ΔP , o efeito da compressibilidade, vista pelo resultado da Equação II.7, será menor na situação em que a pressão de saída for 3 atm.

No caso em que se deseja medir o fluxo do gás em massa é conveniente reordenar a Equação II.6 representando da seguinte forma:

$$J_a = \frac{K_a \times \rho_0 \times (P_e^2 - P_s^2)}{2 \times L \times \mu \times P_s} \quad \text{Eq. II.8}$$

Onde: J_a = fluxo advectivo do gás em massa ($\text{g}/\text{m}^2 \cdot \text{s}$); ρ_0 = densidade do gás à uma dada pressão e temperatura (g/m^3).

2.4.1.4 – Fluxo difusivo do gás

O transporte de gás por difusão ocorre devido à interação molecular. Quando o gás está mais concentrado em uma região, existe uma migração natural deste para a região de menor concentração por difusão. Desta forma, o movimento das moléculas se dá em resposta tanto a gradientes de pressões parciais quanto a gradientes de concentração do gás.

No caso das camadas de coberturas dos aterros, além de gradientes de pressão, existem também gradientes de concentração uma vez que a atmosfera funciona como um excelente agente dispersivo da contaminação. Desta forma, o transporte de gás no solo apresenta parcelas relativas à advecção e à difusão, sendo portanto, um transporte advectivo-difusivo. Mitchell (1991) ressalta que geralmente a contribuição do transporte difusivo é bem menor que a parcela da advecção, no entanto em casos onde o gradiente de pressão é nulo ou ainda quando o solo apresenta coeficiente de permeabilidade (κ_w) inferior a 10^{-9} m/s, o transporte difusivo pode exceder o advectivo.

Em geral, a difusão está sempre associada ao fenômeno da dispersão mecânica do fluido, que seria a interferência entre o movimento do gás e as irregularidades internas da matriz do solo. Devido à dificuldade de distinção experimental, os dois fenômenos são combinados no chamado fluxo por dispersão hidrodinâmica, que seria a soma das parcelas de fluxo difusivo e dispersivo. Este fluxo é dado pela seguinte expressão (*apud* Ignatius, 1999):

$$J_d = -\theta_a \times D_L \times \frac{\partial C}{\partial x} \quad \text{Eq. II.9}$$

Onde: J_d = fluxo por dispersão hidrodinâmica ($\text{g}/\text{m}^2.\text{s}$); θ_a = conteúdo volumétrico de ar no solo; D_L = coeficiente de dispersão hidrodinâmica do gás no solo = $\alpha_L \times v + D$ (m^2/s); α_L = dispersividade dinâmica longitudinal (m); v = velocidade real média (m/s); D = coeficiente de difusão efetivo (m^2/s) e $\partial C/\partial x$ = gradiente de concentração no meio (g/m^4).

O coeficiente de difusão efetivo (D) está relacionado com o coeficiente de difusão livre e a tortuosidade do meio através da seguinte expressão (Kamon *et. al.*, 2002^a citando Millington e Quirk, 1961):

$$D = D_o \times \tau \quad \text{Eq. II.10}$$

Onde: D_o = coeficiente de difusão do gás no ar ou coeficiente de difusão livre a uma dada temperatura (m^2/s) e τ = tortuosidade do meio.

Ainda de acordo com os últimos autores, a tortuosidade do meio pode ser dada pela seguinte expressão:

$$\tau = \frac{\theta_a^{7/3}}{\eta^2} \quad \text{Eq. II.11}$$

sabendo-se que,

$$\theta_a = \eta \times A = \frac{e \times (1 - S)}{1 + e} \quad \text{Eq. II.12}$$

Onde: η = porosidade do solo; A = grau de aeração do solo; θ_a = conteúdo volumétrico de ar; e = índice de vazios do solo; S = grau de saturação do solo a água.

2.4.2 – FATORES INFLUENCIANTES NA PERMEABILIDADE AOS GASES

2.4.2.1 – Umidade de compactação

A permeabilidade de solos compactados ao gás depende da relação umidade-densidade da curva de compactação do solo. A permeabilidade ao gás decresce lentamente com o aumento de umidade de compactação e densidade no ramo seco da curva de compactação. No entanto, quando a umidade se aproxima da ótima, a

permeabilidade decresce rapidamente com pequenos incrementos de umidade (Langfelder *et. al.*, 1968). Ainda de acordo estes autores, em vários tipos de solo, pode-se esperar que a permeabilidade ao ar já seja praticamente nula em torno da umidade ótima devido à oclusão do ar no solo. A Figura II.17 apresenta variação de κ_a entre 10^{-5} e 10^{-8} m/s em função da umidade e do método de compactação utilizado em um solo areno-siltoso com percentual de argila de 21%, LL = 58% e LP = 48%.

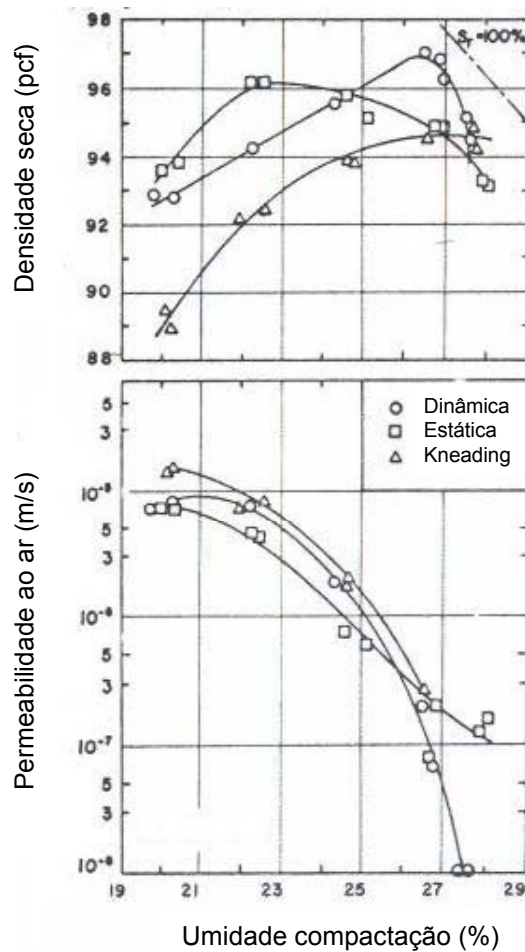


Figura II.17. κ_a em função da umidade de compactação (Langfelder *et. al.*, 1968).

Outros resultados encontrados na literatura mostram consistência com o apresentado por Langfelder *et. al.* (1968). Marinho *et. al.* (2000) observaram também decréscimo de três ordens de magnitude no κ_a (10^{-4} para 10^{-7} m/s) em solos argilo-arenosos compactados 4,0% acima da umidade ótima. Kamon *et. al.* (2002^a) verificaram o mesmo comportamento de queda no valor da permeabilidade com a umidade e ainda afirmam que o κ_a não depende isoladamente da umidade de compactação, mas sim do grau de saturação na compactação, que é determinado tanto pela umidade quanto pela densidade seca, e da estrutura do solo compactado.

2.4.2.2 – Estrutura do solo

A estrutura de solos argilosos compactados está diretamente relacionada com a energia e umidade de compactação, pois são estes fatores que determinam a forma de disposição das partículas no solo. Solos compactados no ramo seco da curva de compactação apresentam estruturas completamente distintas daqueles compactados após a umidade ótima.

De uma forma geral, existe uma transição da disposição aleatória das partículas para a dispersa quando o solo passa do ramo seco para o úmido na curva de compactação. Segundo Langfelder *et. al.* (1968), a permeabilidade ao ar nestas duas situações são diferentes pois os vazios de ar não apresentam mesmo tamanho médio, arranjo e/ou distribuição na matriz do solo. Benson *et. al.* (1992) descrevem esta alteração estrutural da seguinte forma: “numa escala macro esta mudança é resultado da quebra de pequenos torrões de argilas e a eliminação dos espaços deixados por estes materiais, a nível microscópico existe uma reorientação das partículas de argila e conseqüentemente redução dos vazios entre as mesmas”.

De acordo com Mitchell *et. al.* (1965) uma das maneiras de determinar o efeito isolado da estrutura na permeabilidade é comparar os valores da permeabilidade em corpos de prova compactados com diferentes teores de umidade, mas com densidades secas constantes nas mesmas condições de ensaio. Barden e Sides (1970) observaram que a permeabilidade vertical máxima ao ar (solo seco) em amostras moldadas no ramo úmido da curva pode ser várias ordens de grandeza inferior àqueles compactados no ramo seco, confirmando assim, as alterações na estrutura do solo compactado antes e depois da umidade ótima.

2.4.2.3 – Grau de saturação a água

Os vazios do solo não saturado são preenchidos por água e gases em diferentes proporções a depender do grau de saturação do solo (S). O aumento da saturação, acréscimo no volume de água nos poros, provoca uma diminuição na permeabilidade do solo ao ar tendo em vista que a quantidade e a continuidade dos poros aerados ficam reduzidos. Este efeito é acentuado em solos com elevado grau de saturação, onde o estado do ar no solo deixa de ser contínuo para se tornar ocluso ou dissolvido na água.

De acordo com Marinho (1994), a presença dos gases nos vazios do solo na forma contínua ou oclusa é função também da trajetória de secagem e umedecimento e da saturação inicial da amostra. Fleureau e Taibi (1995) verificaram experimentalmente

que a permeabilidade do solo ao ar pode variar em até 60 vezes para um mesmo valor de saturação apenas mudando a trajetória de umedecimento ou secagem do solo, ou seja, devido ao fenômeno da histerese.

De acordo com Corey (1957) e Matyas (1967) citados por Fredlund e Rahardjo (1993), o fluxo de ar em um solo não saturado geralmente se torna descontínuo quando o grau de saturação se eleva para valores entre 85%-90%, e para valores acima destes, o coeficiente κ_a é aproximadamente igual a zero, com a passagem de ar se reduzindo apenas ao processo de difusão. Outros autores observaram este comportamento para faixas de saturação de 70% a 95% a depender do tipo de solo, umidade e energia de compactação (Langfelder *et. al.*, 1968, e Fleureau e Taibi, 1995). Jucá e Maciel (1999) e Marinho *et. al.* (2001) verificaram este rápido decréscimo da permeabilidade em um solo argilo-arenoso do Aterro da Muribeca para saturação acima de 80%, conforme ilustrado na Figura II.18.

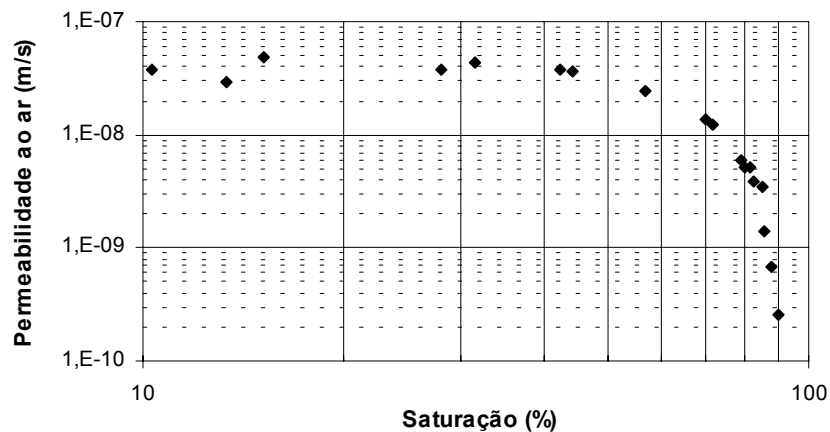


Figura II.18. Permeabilidade ao ar em função da saturação (Maciel e Jucá, 2000).

Loiseau *et. al.* (2002) apresentam curva de comportamento semelhante ao exposto na Figura II.18. Neste caso, o solo ensaiado é uma argila com cerca de 55% de fração $< 2\mu\text{m}$. É importante observar na Figura II.19 (à esquerda) que o coeficiente de permeabilidade reduz suavemente entre 55% e 85%, mas para valores de $S > 85\%$, há um decréscimo drástico da permeabilidade. Fuchsberger e Semprich (1995) realizaram ensaios de permeabilidade com esferas de vidro de diâmetros 0,3 e 1,5 mm e constataram fluxos de ar desprezíveis para $S > 60\%$ (Figura II.19, à direita).

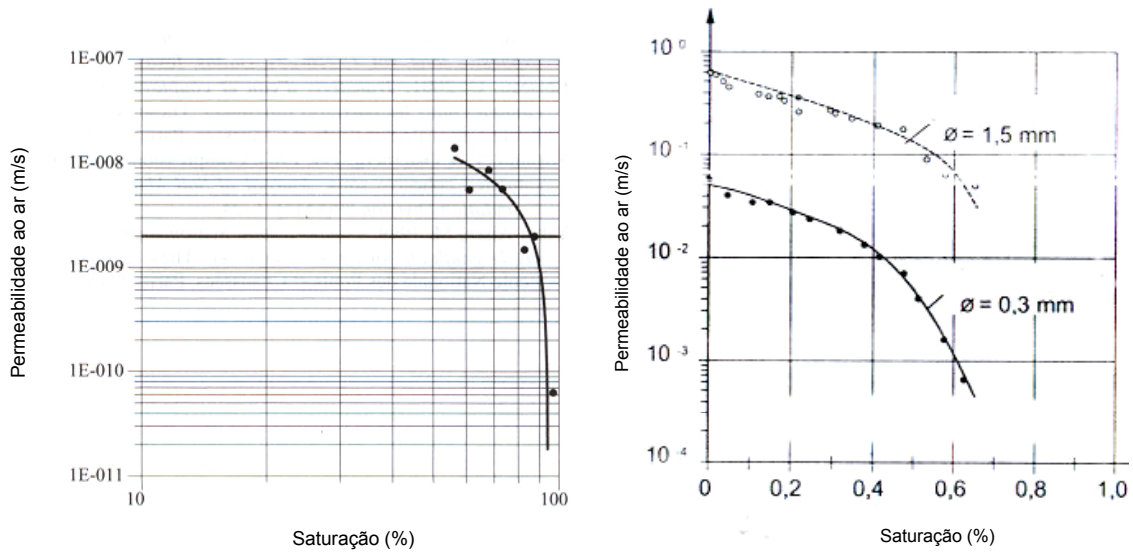


Figura II.19. Decréscimo drástico da permeabilidade para altos valores de saturação (Loiseau *et. al.*, 2002 e Fuchsberger e Semprich, 1995).

A diminuição da permeabilidade do solo ao ar com o acréscimo do grau de saturação também pode ser analisada através da permeabilidade relativa ao ar (κ_{ra}), que pode ser expressa pela seguinte equação:

$$\kappa_{ra} = \frac{\kappa_a(S)}{\kappa_{a\text{máx}}} \quad \text{Eq. II.13}$$

Onde: $\kappa_a(S)$ = coeficiente de permeabilidade do solo ao ar para determinada saturação (S) e $\kappa_{a\text{máx}}$ = máximo valor do coeficiente de permeabilidade do solo ao ar, teoricamente para $S=0\%$.

Brooks e Corey (1966) apresentam resultados experimentais do decréscimo da permeabilidade relativa ao ar sob influência da saturação em diferentes solos e em esferas de vidro, conforme ilustrado na Figura II.20. A análise destes dados permite afirmar que para valores de $S > 85\%$, a permeabilidade relativa ao ar já é praticamente zero para os materiais investigados. A partir destes resultados, os autores obtiveram ajustes de curvas teóricas (Figura II.20) e desenvolveram as equações do modelo de Brooks e Corey (1966) que será visto mais adiante neste Capítulo.

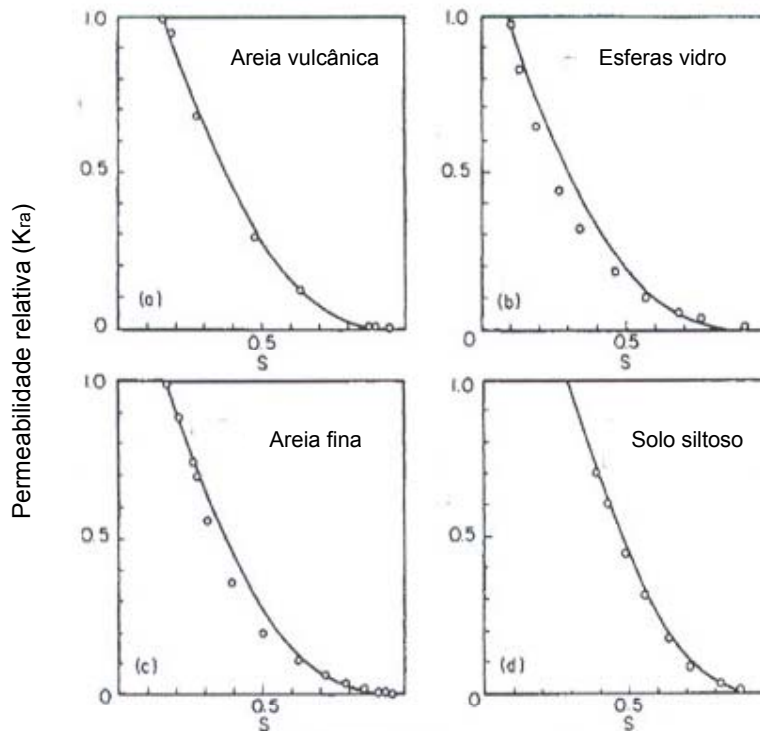


Figura II.20. Permeabilidade relativa ao ar x saturação (Brooks e Corey, 1966).

2.4.2.4 – Sucção do solo

A sucção é a propriedade do solo que indica a afinidade em reter ou absorver água. De acordo com Jucá (1990), a definição teórica de sucção seria a pressão isotrópica que a água presente nos capilares do solo impõe para absorver mais água. Na prática, esta pressão seria a máxima pressão que o solo pode exercer para absorver a água. A sucção total do solo é dividida em dois componentes: sucção matricial e sucção osmótica. A sucção matricial está relacionada com a matriz do solo, ou seja, com as propriedades físicas e mineralógicas do solo. A sucção osmótica, por sua vez, é definida como sendo a pressão a qual deve ser aplicada à solução para que o potencial químico da solução seja igual nos diversos pontos do solo.

A sucção varia de acordo com a presença de água nos poros do solo. Quando o solo está seco, a afinidade em absorver água é grande e por isso a sucção é alta. Para solos com elevada umidade ou saturação, este efeito é reduzido e a sucção, conseqüentemente, decresce. Desta forma, pode-se afirmar que o aumento da sucção do solo provoca acréscimo no valor da permeabilidade do solo ao ar.

A curva característica é a relação sucção-umidade do solo e sua forma depende da geometria dos poros, magnitude e da composição mineralógica da fração fina (Jucá, 1990). Solos argilosos apresentam curvas características de menor inclinação ou declividade, enquanto solos areno-siltosos apresentam curvas mais

inclinadas ou verticalizadas, o que leva a um rápido decréscimo da sucção para pequenas variações de umidade.

A Figura II.21 ilustra a variação da permeabilidade relativa ao ar para diferentes tipos de solos arenosos e siltosos em função da sucção do solo. Pode-se notar nesta Figura que os solos arenosos (1 a 3) apresentam decréscimo de permeabilidade mais significativos para uma mesma variação de sucção que o solo siltoso (4). Este comportamento está diretamente associado a maior suavização da curva característica do solo siltoso em relação aos arenosos.

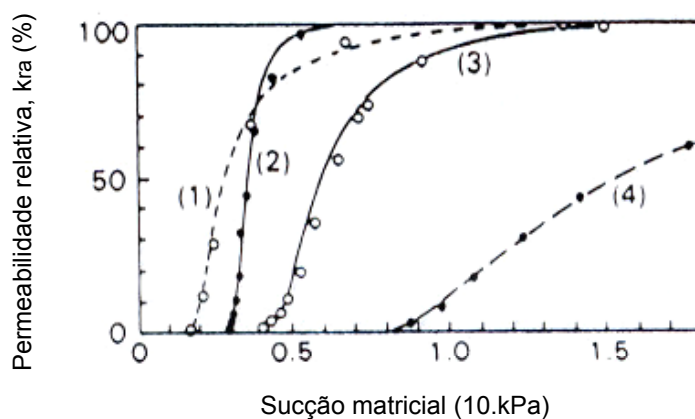


Figura II.21. Variação da permeabilidade ao ar com a sucção matricial do solo (Fredlund e Rahardjo, 1993 citando Brooks e Corey, 1964).

A curva característica pode ser bastante útil também nas análises numéricas de fluxo de gases uma vez que vários parâmetros podem ser obtidos, como por exemplo, o ponto de entrada de ar (AEV). Neste ponto, tem-se o valor da sucção $(u_a - u_w)_b$ acima do qual o ar se faz presente na estrutura do solo. Se o solo for inicialmente saturado e posto na trajetória de secagem, primeiramente o ponto AEV é definido na curva e ao continuar o processo de dessaturação do solo, pode-se estimar também o GAE que corresponderá ao valor de umidade em que a fase ar torna-se contínua no solo, ou seja, quando ocorre uma mudança significativa no gradiente de dessaturação do solo. A Figura II.22 ilustra esquematicamente os principais parâmetros determinados na curva característica e utilizados na modelagem de fluxo de gases.

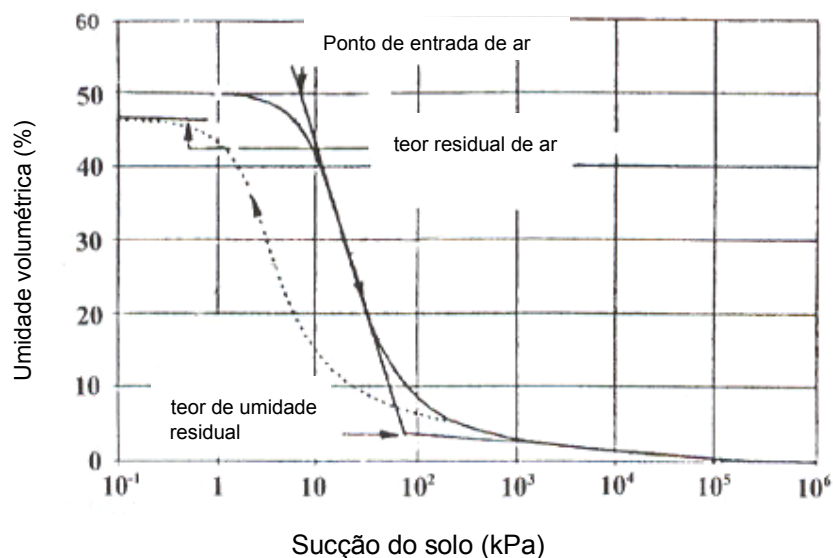


Figura II.22. Parâmetros da curva característica do solo (Fredlund *et. al.*, 1994).

2.4.2.3 – Conteúdo volumétrico de ar

A variação da permeabilidade ao ar pode ser analisada também em função do conteúdo volumétrico de ar no solo (θ_a). Fisicamente, o conteúdo volumétrico de ar representa o percentual de vazios ou poros na matriz do solo efetivamente preenchidos por ar. Desta forma, a permeabilidade do solo ao ar aumenta com a aeração do solo.

Alguns pesquisadores, como McCarthy e Brown (1992), Ignatius (1999), Didier *et. al.* (2000), Olson *et. al.* (2001), Lousieu e Delage (2002) apresentam resultados experimentais sobre o comportamento da curva de permeabilidade ao ar em função de θ_a para vários tipos de solo. A Figura II.23 mostra os resultados obtidos por Ignatius (1999) no estudo de várias amostras de argila moldadas em diferentes condições de compactação.

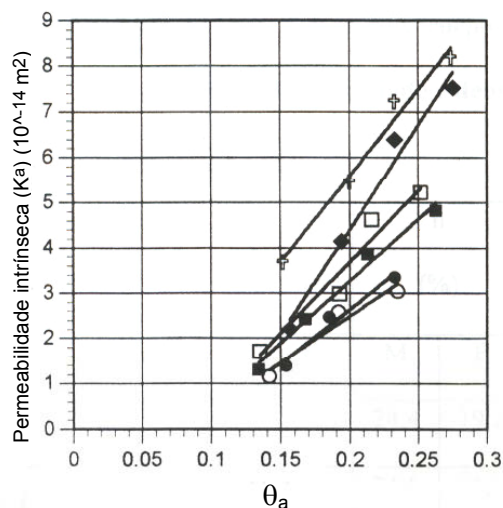


Figura II.23. Permeabilidade intrínseca em função de θ_a (Ignatius, 1999).

Em seguida, Ignatius (1999) afirma que a depender da umidade e densidade seca de compactação deste material, a permeabilidade do solo ao ar já é praticamente nula para valores de θ_a entre 5,0 e 11,0%, sendo representadas na Figura II.23 pelos pontos de interseção entre o prolongamento das curvas e o eixo das abscissas.

2.4.3 – MODELOS DE PREVISÃO DO FLUXO DE GASES

Os modelos de previsão do fluxo de gases mais utilizados são o de Brooks e Corey (1964) e o de van Gennuchten (1980). Estes modelos são baseados numa relação semi-empírica que define a variação do coeficiente de permeabilidade relativo ao ar (κ_{ra}) em função da saturação efetiva do solo (S_e). A saturação efetiva do solo indica o grau de saturação do solo que pode de fato influenciar a percolação dos gases uma vez que a saturação residual (S_r) é retirada dos cálculos. A S_e pode ser dada pela seguinte expressão (Brooks e Corey, 1966), onde S_r pode ser obtido da curva característica do solo:

$$S_e = \frac{S - S_r}{1 - S_r} \quad \text{Eq. II.14}$$

As expressões do modelo de Brooks e Corey (1966), mencionado por Fredlund e Rahardjo (1993), e a de van Genuchten (1980), citado por Fischer *et. al.* (1998), são dadas, respectivamente, pelas seguintes formulações:

$$\kappa_{ra} = (1 - S_e)^2 \times (1 - (S_e)^{(2+\lambda)/\lambda}) \quad \text{Eq. II.15}$$

$$\kappa_{ra} = 1 - \left\{ S_e^{0,5} \left[1 - \left(1 - S_e^{1/m} \right)^m \right]^2 \right\} \quad \text{Eq. II.16}$$

Onde: κ_{ra} = coeficiente de permeabilidade relativo do solo ao ar; λ e m = fatores de correlação dependentes da distribuição dos poros no solo.

Os fatores de correlação (λ e m) dependem da distribuição dos poros no solo e podem ser definidos através da inclinação da curva saturação efetiva (S_e) versus sucção matricial. Solos com grande variação de poros apresentam menores valores de λ e m , enquanto que nos solos com distribuição mais uniforme os fatores de correlação são mais elevados (Fredlund e Rahardjo, 1993).

Kamom *et. al.* (2002^a) verificaram a aplicação dos dois modelos citados para previsão da permeabilidade ao ar em lodos orgânicos residuais de processamento industrial. Os resultados encontrados por estes autores mostram que para este tipo de lodo o modelo Brooks e Corey (1964) apresenta melhores ajustes que o de van Genuchten (1980). A Figura II.24 mostra as regressões obtidas com os dois modelos a partir de resultados experimentais determinados em laboratório.

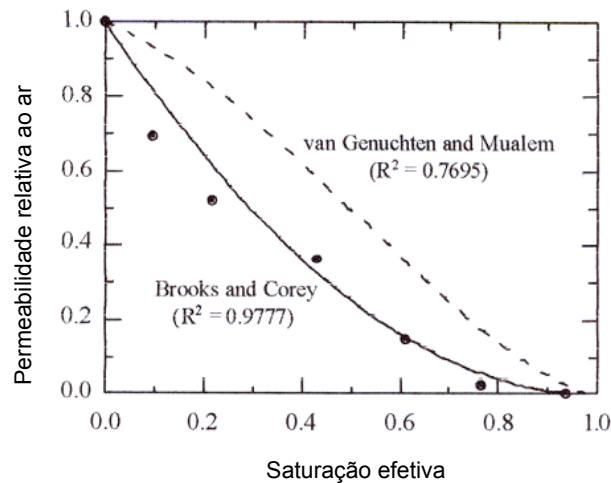


Figura II.24. Ajuste dos modelos de previsão de fluxo de gases (Kamom *et. al.*, 2002^a).

Por outro lado, Fischer *et. al.* (1998) determinaram um bom ajuste aplicando o modelo de van Genuchten (1980) em amostras de rochas porosas. A Figura II.25 mostra os pontos experimentais de permeabilidade ao ar obtidos em função da saturação efetiva, assim como o ajuste de duas curvas teóricas proveniente do referido modelo utilizando diferentes parâmetros de entrada.

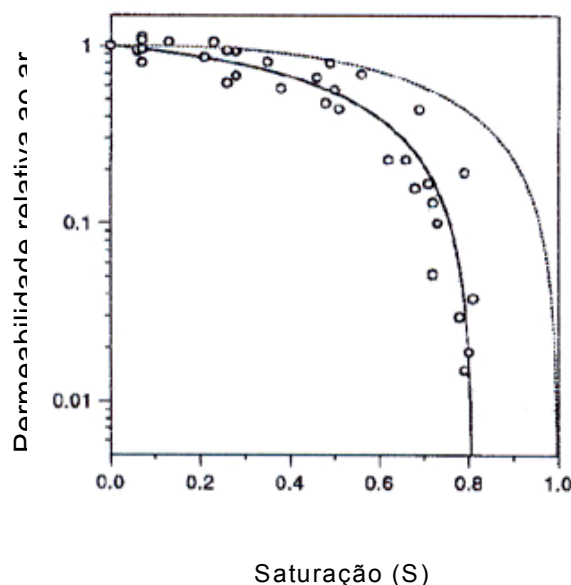


Figura II.25. Ajuste do modelo van Genuchten (1980) (Fischer *et. al.*, 1998).

Por sua vez, Andrade (2000) e Marinho *et. al.* (2000) analisaram a aplicação do modelo Brooks e Corey (1964) aos parâmetros experimentais do solo argilo-arenoso de cobertura do Aterro da Muribeca. As estimativas encontradas foram satisfatórias provando que este modelo pode ser uma ferramenta bastante útil para prever a função de permeabilidade do solo ao ar. Vale frisar, que os autores fizeram uso dos parâmetros experimentais da sucção matricial do solo para estimar o parâmetro (λ), por meio da Equação II.17, e assim proceder as previsões de fluxo através da Eq. II.15:

$$S_e = \left(\frac{(u_a - u_w)_b}{(u_a - u_w)} \right)^\lambda \quad \text{Eq. II.17}$$

Onde: $(u_a - u_w)_b$ = sucção matricial relativa ao ponto de entrada generalizada do ar (GAE) e $(u_a - u_w)$ = sucção matricial para determinado valor de saturação efetiva do solo.

2.5 – ESTIMATIVAS DE EMISSÕES DE GASES “IN SITU”

2.5.1 – MÉTODOS DE INVESTIGAÇÃO

Os principais métodos para avaliar as emissões superficiais de gases em aterros sanitários são os da placa de fluxo (estática e dinâmica) e análises por infravermelho. A Tabela II.10 apresenta o princípio de medição e a resolução dos métodos citados.

Tabela II.10. Princípio básico dos métodos de avaliação das emissões de gases.

Método	Princípio	Abrangência	
		espacial	temporal
Placas de fluxo	Avaliação da concentração dos gases com o tempo em caixas fechadas (estática) ou semi-abertas (dinâmica) cravadas no solo de cobertura.	m ²	horária
Análises por infravermelho	Detecta a concentração do biogás acima da superfície do aterro por processos óticos e/ou térmicos através da passagem de luz infravermelha.	ha	horária ou contínua

Apesar do crescente desenvolvimento destas técnicas nos últimos anos, inúmeras incertezas ainda estão relacionadas ao uso e aos fatores que afetam as taxas de emissões. O conhecimento das vantagens e desvantagens de cada um dos métodos é de fundamental importância para escolher a melhor técnica a ser seguida:

- Placas de fluxo (estática ou dinâmica):

Vantagens: mais preciso na determinação da *emissão pontual*, larga experiência prática, baixo custo, simples instalação, necessita mão de obra pouco especializada, possibilidade de determinar parâmetros do solo de cobertura (permeabilidade, densidade, umidade, temperatura, etc), permite avaliação simultânea de diversos gases.

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.

- Análises por infravermelho:

Vantagens: mais preciso na obtenção da *emissão total* do aterro cobrindo rapidamente vários hectares e passível de localizar dispersão da pluma de contaminação.

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), número de gases analisados limitados (normalmente, só o metano).

O método de investigação utilizado nesta pesquisa foi o da placa de fluxo, pois além da indisponibilidade da tecnologia de infravermelho no Brasil, pretende-se avaliar neste estudo as reais causas das emissões dos gases relacionadas aos parâmetros geotécnicos do solo de cobertura determinados em campo e laboratório, incluindo: densidade, sucção-umidade e permeabilidade ao gás, entre outros.

2.5.2 –PLACAS DE FLUXO ESTÁTICA E DINÂMICA

O objetivo da utilização das placas de fluxo estática e dinâmica é avaliar a concentração dos gases confinados com o tempo e com isto determinar o fluxo de gases na superfície do aterro. No entanto, há uma diferença fundamental entre os procedimentos de ensaio das placas estáticas e dinâmicas. No modelo dinâmico, os gases no interior da placa são diluídos através de um fluxo contínuo de ar para serem em seguida analisados e por fim dispersados na atmosfera. Por outro lado, no método estático, os gases são analisados sem diluição e retornam em seguida para a placa em um ciclo fechado. A Figura II.26 ilustra esquematicamente os dois tipos de ensaio.

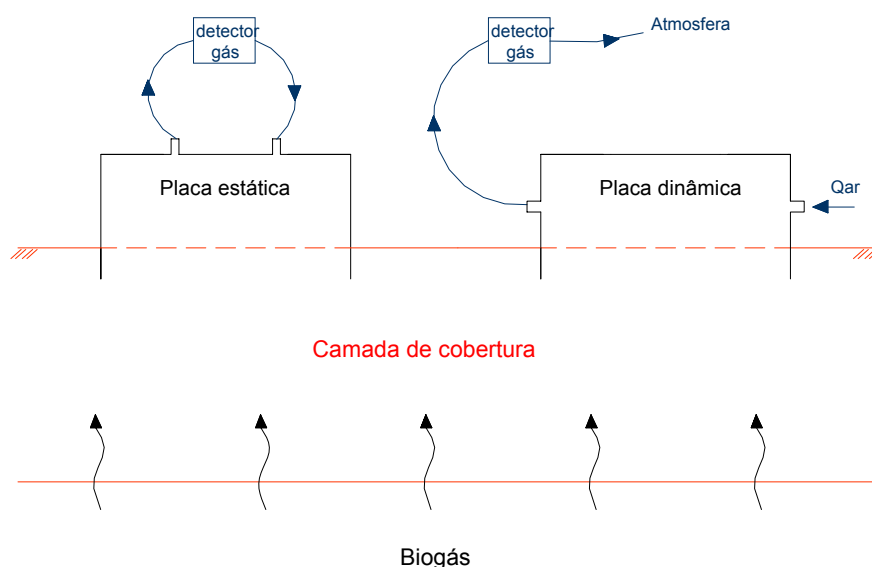


Figura II.26. Ilustração esquemática dos ensaios das placas estática e dinâmica.

Zhang *et. al.* (2002) mostram detalhadamente o procedimento de ensaio e de cálculo das taxas de emissões pelo método dinâmico, além de diferentes valores para a vazão do ar de diluição.

Cossu *et. al.* (1997) apresentam um estudo comparativo entre técnicas de investigação das emissões de gases, entre as quais, as placas estática e dinâmica. Neste trabalho foi verificado que os resultados de fluxo pelo método dinâmico foram de 2 a 6 vezes superiores aos da placa estática. Quanto menor a taxa de emissão superficial e a vazão do ar de diluição, maior foi a diferença entre os métodos.

A placa dinâmica, além de requerer um intervalo de tempo maior, precisa de um bom sistema de calibração em função de seu volume interno e do nível de emissão superficial para se tornar um instrumento satisfatório. A placa estática é mais simples e de menor custo, sendo mais indicada quando se precisa de uma grande quantidade de ensaios em um curto período de tempo, como no caso dos aterros sanitários (Cossu *et. al.*, 1997). O método utilizado nesta pesquisa e que será detalhado posteriormente nesta dissertação é o da placa de fluxo estática. O método dinâmico foi preterido devido às dificuldades operacionais e ao maior intervalo de tempo requerido.

A Tabela II.11 apresenta a forma (retangular ou circular) e dimensões de algumas placas de fluxo encontradas na literatura. É possível verificar nesta Tabela que existe uma grande variação na área da base (<math><0,01</math> à $0,79\text{ m}^2$) e no volume (0,25 à 159 litros) das placas, permitindo-se então afirmar que não existe consenso no meio científico sobre a forma e o tamanho ideal das mesmas.

Tabela II.11. Forma/dimensões de várias placas de fluxo reportadas na literatura.

Referência	Forma da placa	Dimensões (cm)		Área (m ²)	Volume (litros)
		Base	altura		
Rolston (1986)	circular	φ 88,0	17,0	0,61	103,4
Jones e Nedwell (1993)	retangular	21,5 x 24,5	7,5	0,05	4,0
Kjeldsen e Fischer (1995)	circular	φ 57,0	5,0	0,25	12,7
Czepiel <i>et. al.</i> (1996)	N.I	N.I	18,2	0,05	9,3
Boeckx <i>et. al.</i> (1996)	circular	φ 15,0	60,0	0,02	10,6
Christensen <i>et. al.</i> (1996)*	retangular	20,0 x 70,0	21,5	0,14	30,0
Borjesson e Svensson (1997)	retangular	45,0 x 45,0	25,0	0,21	51,3
Cossu <i>et. al.</i> (1997)	circular	φ 50,0	20,0	0,79	157
Tanaka <i>et. al.</i> (1997)	circular	φ 20,0	16,5	0,03	5,0
Park e Shin (2001)	circular	φ 40,0	30,0	0,13	40,0
Maurice e Lagerkvist (2002)	circular	φ 29,0	24,0	0,07	15,9
Maurice e Lagerkvist (2002)	retangular	44,0 x 44,0	13,0	0,19	25,2
Lindberg <i>et. al.</i> (2002)*	retangular	20,0 x 60,0	20,0	0,12	24
Lindberg <i>et. al.</i> (2002)*	retangular	10,0 x 30,0	10,0	0,03	3,0
Lindberg <i>et. al.</i> (2002)*	circular	φ 9,6	3,5	< 0,01	0,25
Lindberg <i>et. al.</i> (2002)*	circular	φ 24,0	9,0	0,04	4,1

*- placas de fluxo dinâmicas; N.I = não informado.

As dimensões da placa estão diretamente relacionadas à representatividade espacial e ao tempo de execução do ensaio. Placas com maior área de base ganham em representatividade, mas perdem no longo tempo de duração do ensaio. Por outro lado, placas com menores dimensões são mais versáteis, no entanto, pouco representativas.

Outro ponto de influência no tamanho das placas é o grau de homogeneização dos gases em seu interior. Os diversos gases que compõem o biogás devem estar bem distribuídos no interior da placa para evitar a existência de gradientes de concentração que, se existente, resultará em estimativas incorretas. Para placas de pequenas dimensões, esta homogeneidade ou mistura é usualmente obtida por difusão. No entanto, as placas maiores necessitam de agitadores internos para alcançar uma mistura satisfatória dos gases (Rolston, 1986).

O fluxo de gás, ou simplesmente, a taxa de emissão superficial determinada pelo método estático pode ser calculada através da seguinte expressão (Czepiel *et. al.*, 1996):

$$J = \frac{V_p \times \rho_{\text{gás}}}{A} \times \frac{\Delta C}{\Delta t} \quad \text{Eq. II.18}$$

Onde, V_p = volume útil da placa de fluxo (m³), A = área de solo coberta pela placa (m²), $\rho_{\text{gás}}$ = densidade do gás à determinada temperatura (kg/m³) e $\Delta C/\Delta t$ = variação da concentração do gás (% vol.) com o tempo (s). O fluxo (J) é expresso em unidades de kg/m².s.

O tempo de realização do ensaio é uma variável fundamental para o cálculo do fluxo de gás (J). Após um certo intervalo de tempo, a pressão, temperatura e concentração dos gases no interior da placa aumentam e o fluxo tende a decrescer até a estabilização em valores próximos a zero. Mudanças nas características geotécnicas do solo de cobertura também podem ocorrer após um longo período de ensaio.

Rolston (1986) sugere que o intervalo de tempo para determinação do fluxo de gás (J) pelo método estático seja de 15 min a 3 horas. Por sua vez, Borjesson e Svensson (1997) aconselham no máximo 60 min. De acordo com Bogner *et. al.* (1997), o tempo dependerá do tipo de gás a ser analisado e recomenda um período máximo 30 min para o CH₄ e 2 horas para gases traços. Por fim, Tanaka *et. al.* (1997) afirmam que a taxa de emissão deve ser determinada nos primeiros 25 min de ensaio.

2.5.3 – FATORES INFLUENCIANTES NAS EMISSÕES DE GASES

Inúmeros são os fatores que afetam a quantidade e a qualidade de gases emitidos dos aterros para a atmosfera. Estes fatores podem ser divididos em três grupos principais de acordo com sua natureza, conforme esquematizado na Figura II.27.

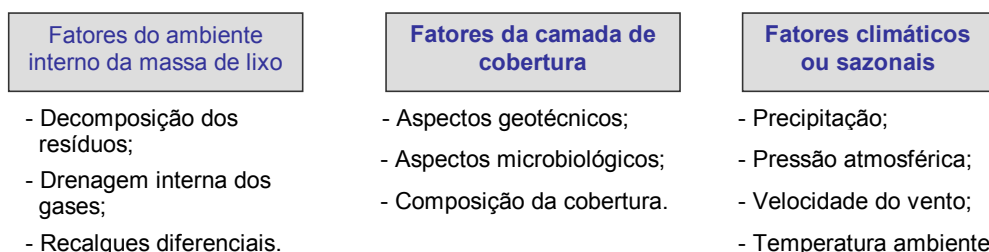


Figura II.27. Principais grupos de fatores influenciadores nas emissões de gases.

Além de todos os fatores que serão apresentados a seguir, centenas de gases que compõem o biogás podem ainda apresentar comportamentos distintos de emissão, o que torna o estudo das emissões superficiais ainda mais específico a cada local. Desta maneira, vastas são as linhas de pesquisas que podem ser seguidas para relacionar as emissões de gases nos aterros com suas reais causas.

2.5.3.1 – Fatores do ambiente interno da massa de lixo

A decomposição dos resíduos e a drenagem interna dos gases são os dois principais fatores relativos ao ambiente interno do lixo. Estes fatores influenciam

diretamente os níveis de pressão e concentração dos gases que atingem a camada de cobertura. Conforme visto no Item 2.4, a pressão e a concentração dos gases são parâmetros fundamentais para descrever a percolação dos gases por advecção (ΔP) e difusão (ΔC), respectivamente, no solo de cobertura do aterro.

O Item 2.1 desta dissertação apresenta detalhadamente como os diferentes processos de decomposição dos resíduos afetam a qualidade (concentração) e a quantidade de gás (vazão ou pressão) com o tempo de disposição dos resíduos. De acordo com Morris *et. al.* (2001), as emissões de metano apresentam rápida redução em magnitude e distribuição após a disposição dos resíduos nas células. Neste estudo foram verificadas taxas de emissão de 52,7 g/m².dia nos locais com resíduos de idade inferior a 0,5 anos e 3,2 g/m².dia para aqueles com tempo de disposição superior a 5 anos, comprovando assim o breve decaimento das emissões superficiais em um mesmo aterro sanitário.

Os diferentes tipos (vertical, horizontal, superficial e lateral) e formas (ativa ou passiva) de drenagem dos gases foram comentados no Item 2.2 desta dissertação. Cabe aqui lembrar que a medida que a drenagem interna dos gases não estiver operando adequadamente, haverá um incremento da pressão dos gases na massa de lixo (inclusive sob a camada de cobertura), resultando em maiores taxas de emissão devido à elevação do gradiente de pressão.

O recalque diferencial dos resíduos é um outro fator que pode aumentar a liberação de gases. Este tipo de recalque ocorre quando a massa de lixo é bastante heterogênea (fisicamente e biologicamente) e mal compactada ou ainda quando o solo de fundação é instável. O recalque diferencial pode provocar o aparecimento de fissuras na camada de cobertura, o que facilitará consideravelmente a migração dos gases para a atmosfera.

2.5.3.2 – Fatores da camada de cobertura

Os principais parâmetros geotécnicos da camada e seus efeitos na percolação dos gases foram detalhados nos Itens anteriores desta dissertação. Vale aqui ressaltar sucintamente, na forma da Tabela II.12, a influência direta dos mesmos nas taxas de emissões superficiais. Desta forma, o estudo e monitoramento das características geotécnicas do solo da camada de cobertura são imprescindíveis dentro de qualquer investigação para análise das emissões superficiais de gases de um aterro.

Tabela II.12. Principais parâmetros geotécnicos e possíveis efeitos nas emissões.

Parâmetros geotécnicos	Possíveis efeitos nas emissões de gases para atmosfera
Tipo de solo	Solos de granulometria fina (argilas) são preferidos para controle das emissões (↓ permeabilidade e ↑ retenção de umidade).
Espessura	Quanto maior espessura da camada, maior a possibilidade de retenção física, química e biológica dos gases.
Umidade/Saturação	A presença de água nos vazios do solo reduz a percolação dos gases. Redução drástica para valores acima de 75% de saturação.
Conteúdo volumétrico de ar	Quanto maior a presença de poros aerados na matriz, mais rápida é a velocidade dos gases no meio, conseqüentemente ↑ emissões.
Densidade/ Compactação	O aumento da densidade dificulta a passagem dos gases (↓ porosidade e permeabilidade) minimizando as emissões.
Sucção	Importante relação com a retenção/absorção da umidade na camada, especialmente nas evapotranspirativas.
Temperatura	A elevação da temperatura do solo favorece as emissões dos gases (Park e Shin, 2001).
Coefficiente de permeabilidade	Parâmetro que mede a facilidade/dificuldade do gás atravessar o solo por advecção. Grandeza proporcional às emissões de gases.
Coefficiente de difusão	Parâmetro que mede a facilidade/dificuldade do gás atravessar o solo por difusão. Grandeza proporcional ao fluxo de gás emitido.
Contração/expansão e fissuras	Ciclos de umedecimento/secagem favorecem o aparecimento de fissuras em solos argilosos, aumentando os níveis de emissão.
Mineralogia	Possíveis reações físico-químicas dos minerais do solo com os gases podem retê-los na cobertura.

Os aspectos microbiológicos do solo, com ênfase na oxidação do metano, são comprovadamente parâmetros de redução das emissões superficiais. Diversos estudos e fatores que afetam este mecanismo serão abordados adiante. Cabe aqui dizer que altas taxas de oxidação do metano são encontradas na literatura. Whalen *et. al.* (1990) verificaram oxidação de CH₄ da ordem de 45 g/m².dia, enquanto Boeckx *et. al.* (1996) citando Kightley *et. al.* (1995) apresentaram taxas de oxidação ainda superiores, em torno de 166 g/m².dia.

Além dos aspectos geotécnicos e microbiológicos, a composição ou perfil da camada é de grande influência para as emissões de gases. Diferentes tipos de camada de cobertura foram apresentados no Item 2.3. Neste contexto, é importante lembrar três aspectos: a presença de uma subcamada drenante na cobertura facilitará o direcionamento dos gases até um ponto de coleta e reduzirá a quantidade de gás a ser percolada pela camada; a subcamada superficial de vegetação também minimiza as emissões uma vez que retém umidade no solo dificultando a passagem dos gases; por último, os geossintéticos podem ser utilizados para controlar as emissões por apresentarem coeficiente de permeabilidade muito inferior ao solo, no entanto, os mesmos estão perdendo força dentro dos novos conceitos de barreiras capilares, evapotranspirativas e reativas.

2.5.3.3 – Fatores climáticos ou sazonais

As condições climáticas locais (pressão atmosférica, precipitação, velocidade do vento, temperatura ambiente) e a distribuição das mesmas ao longo das estações do ano (sazonalidade) são fatores diretamente responsáveis pelos níveis de emissões de gases nos aterros sanitários.

O efeito da pressão atmosférica (p_{atm}) no gradiente de pressão existente na camada de cobertura do aterro foi abordado no Item 2.2. No entanto, nenhum dado experimental foi mostrado sobre a influência direta deste parâmetro sobre as taxas de emissões de gases. A Figura II.28 ilustra o crescimento nas taxas de emissões de CH_4 e CO_2 na ocasião de uma queda de 2,0 kPa (20 mbar) na p_{atm} num intervalo de 48h.

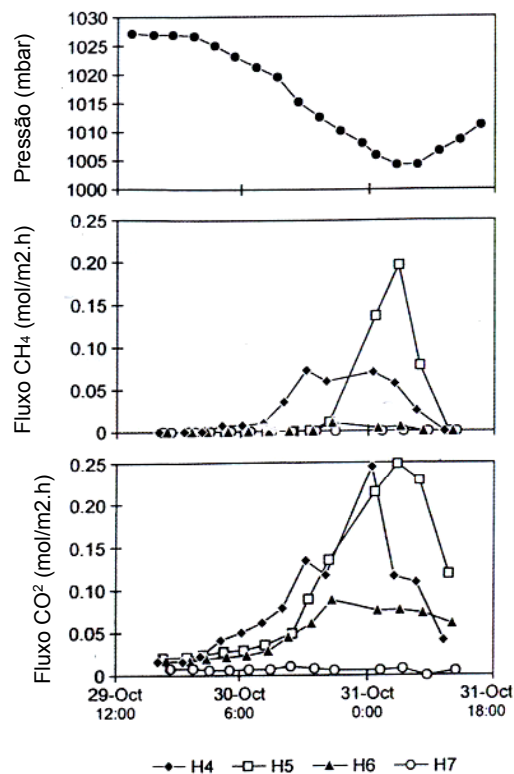


Figura II.28. Crescimento das emissões na queda da p_{atm} (Christophersen *et. al.*, 2001)

Por sua vez, Czepiel *et. al.* (1996) apresentam resultados de aumento nas emissões totais do aterro de 11,5 para 21 m³CH₄/min devido a um decréscimo de 1,5 kPa (102,6 → 101,1 kPa) na p_{atm} . Ainda de acordo com os últimos autores, os métodos das placas de fluxo são menos sensíveis à variação da p_{atm} que as análises por infravermelho.

A precipitação pode influenciar as emissões de gases em dois sentidos opostos. O primeiro sentido é de diminuição do fluxo devido ao aumento do grau de

saturação do solo, acarretando decréscimo na permeabilidade do solo aos gases. No entanto, o aumento da umidade da camada de cobertura também tem um efeito positivo na liberação do CH_4 , pois provocará uma diminuição nas atividades microbiológicas de oxidação deste gás. (Borjesson e Svensson, 1997).

Um outro fator climático importante na avaliação das emissões é a velocidade do vento. As correntes de ar provocam contínua diluição do biogás imediatamente acima da superfície da camada, sendo portanto, muito importante nas estimativas de emissões pelos métodos onde não existe confinamento dos gases, como as análises por infravermelho. Cooper e Bier (1997) afirmam que não se deve realizar investigações de fluxo por análises de infravermelho para velocidades acima de 4,4 m/s. Os resultados mais precisos são obtidos para velocidades $\leq 2,2$ m/s. Normalmente, as placas de fluxo contam com sistema de vedação e forma aerodinâmica apropriados para eliminar a entrada de ar atmosférico na caixa, restringindo assim o efeito da velocidade do vento nestas estimativas.

A variação da temperatura ambiente (t_{amb}) ao longo do dia também influencia as emissões de gases devido às alterações na temperatura do solo. Park e Shin (2001) observaram que o aumento do fluxo dos gases está diretamente relacionado com a elevação da temperatura do solo da camada. Ao longo das 24h do dia, o fluxo de gases entre as 20:00 e 04:00 horas foi mínimo comparado com medições realizadas das 12:00 às 18:00 horas. Este fato foi observado em diferentes épocas do ano (verão, primavera e inverno), onde as temperaturas do solo variaram de -10°C até 35°C . A Figura II.29 mostra o exemplo de variação das emissões de CH_4 , CO_2 e do biogás (LFG) ao longo de um único dia no inverno.

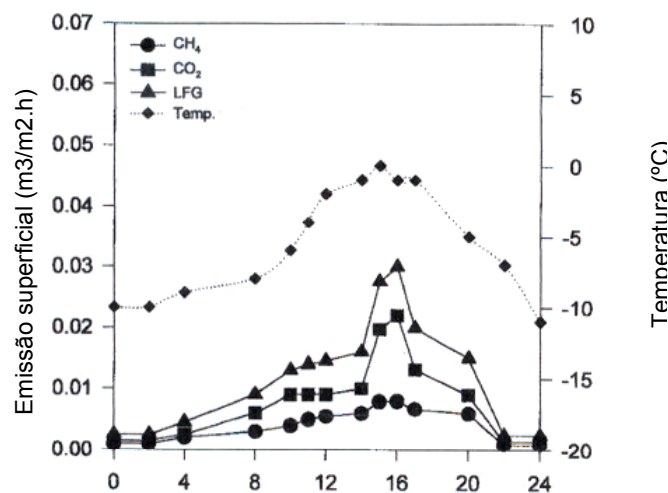


Figura II.29. Variação das emissões ao longo do dia (Park e Shin, 2001).

2.5.4 – TAXAS DE EMISSÕES DE GASES EM ATERROS

De um modo geral o tipo de gás que mais vem sendo estudado é o CH₄ devido o seu grande potencial de poluição global e de riscos para a população e por ser um gás energeticamente aproveitável. A Tabela II.13 mostra valores para as taxas de emissões superficiais do metano medidas em placas de fluxo estáticas, bem como algumas características da cobertura e os fatores que mais influenciaram os níveis de liberação deste gás em diferentes casos reportados na literatura.

Tabela II.13. Emissões superficiais de CH₄ em aterros por placas de fluxo estáticas.

Referência	Variação das taxas (g/m ² .dia)	Esp. cobertura e tipo de solo	Variação das emissões influenciada pelos fatores
Jones e Nedwell (1993)	0 – 39,6	0,4 a 0,6 m (solo argiloso)	Sazonais e umidade do solo.
Czepiel <i>et. al.</i> (1996)	0 – 1.500	1 a 2 m (argila arenosa)	Pressão atmosférica.
Boeckx <i>et. al.</i> (1996)	-0,006 – 0,91	0,3 m (solo siltoso + vegetação)	Oxidação na cobertura, umidade e temperatura solo.
Bogner <i>et. al.</i> (1997)	1,4 – 4,5	0,45 m (solo argiloso)	Espessura da cobertura e idade do lixo.
Bogner <i>et. al.</i> (1997)	-0,003 – 0,0008	2 m (solo argiloso + vegetação)	
Borjesson e Svensson (1997)	-0,29 – 18,5	0,8 m (areia siltosa + vegetação)	Sazonais, temperatura solo, oxidação na cobertura.
Cossu <i>et. al.</i> (1997)	2,1 – 485,3	N.I	Idade e fase de decomposição do lixo
Tanaka <i>et. al.</i> (1997)	0,14 a 1.384	≤1,6 m (c/ e sem vegetação)	Sazonais, condições cobertura (incluindo vegetação)
Chanton e Liptay (2000) ^A	200 – 9.000	N.I	Tipo de solo de cobertura.
Christophersen <i>et. al.</i> (2001)	0 – 75	1 m (solo arenoso + vegetação)	Pressão atmosférica relacionada à emissão lateral.
Morris <i>et. al.</i> (2001)	3,2 – 52,7	N.I	Idade do lixo e produção de biogás.
Park e Shin (2001)	0 – 14.794	0,5 a 0,7 m (areia siltosa)	Sazonais, condições cobertura e temperatura do solo
Scharff <i>et. al.</i> (2001)	107,5 – 279,6	N.I	Influência dos taludes da célula
Maurice e Lagerkvist (2002)	0,2 – 15,7	1,2 m	Sazonais, incluindo ensaios sobre a neve no inverno.

^A – citado por Maurice e Lagerkvist (2002); N.I = não informado.

As taxas de CH₄ apresentados na Tabela II.13 variam de -0,29 até 14.794 g/m².dia. Esta grande variação de resultados comprova que as emissões superficiais são dependentes de um conjunto de fatores, relacionados ao ambiente interno do lixo, a camada de cobertura e ao clima local específicos de cada aterro. As taxas negativas indicam que o fluxo de gás está no sentido inverso, ou seja, de fora para dentro da

massa de lixo. Esta inversão ocorre quando a pressão atmosférica é superior à pressão interna dos gases.

Investigações baseadas nas emissões de outros gases também estão reportadas na literatura. Em geral, o CO₂ é também muito pesquisado por ser um gás poluente, globalmente monitorado e pelo seu alto percentual na composição do biogás. Christophersen *et. al.* (2001) apresentam dados sobre as emissões de CO₂ em 90 g/m².dia, levemente superior as verificadas para o CH₄ (75 g/m².dia) em um mesmo local de estudo.

Algumas outras pesquisas buscam identificar as emissões de gases traços potencialmente perigosos para a saúde humana (cancerígenos). Muntoni e Cossu (1997) realizaram pesquisa para avaliar as emissões de compostos clorados e sulfurosos. Neste trabalho foram constatados níveis de emissão de gás sulfídrico (H₂S) e de tetracloroetileno (C₂Cl₄) da ordem de 1,44 e 0,02 g/m².dia, respectivamente. De acordo com estudo de Bogner *et. al.* (1997), fluxos de tolueno (C₆H₅CH₃), benzeno (C₆H₆) e cloreto vinílico (C₂H₃Cl) da ordem de 10⁻³ g/m².dia também foram detectados sobre a camada de cobertura.

2.5.5 – MAPEAMENTO DAS EMISSÕES NA COBERTURA

Como visto anteriormente, as estimativas de emissões de gases realizadas por meio do ensaio da placa de fluxo estão associadas a uma pequena área da camada de cobertura do aterro. Uma importante decisão a ser levada em consideração é a distribuição espacial dos ensaios para que os resultados também sejam representativos a uma escala mais ampla.

Uma alternativa é subdividir todo o aterro em setores e realizar uma série de ensaios por diferentes zonas do aterro. Normalmente, este zoneamento é feito baseado nas diferentes idades do lixo aterrado e/ou nas características da camada de cobertura. Nas análises de fluxo superficial realizadas por Cossu *et. al.* (1997), houve uma divisão da área total do aterro de 7,2 ha em quatro setores. As estimativas de emissões são inicialmente analisadas de acordo com este zoneamento e em seguida procede-se o cálculo do total de gases emitidos a partir do somatório das contribuições individuais de cada setor. A Figura II.30 mostra a forma de apresentação das emissões superficiais dos gases por zonas.

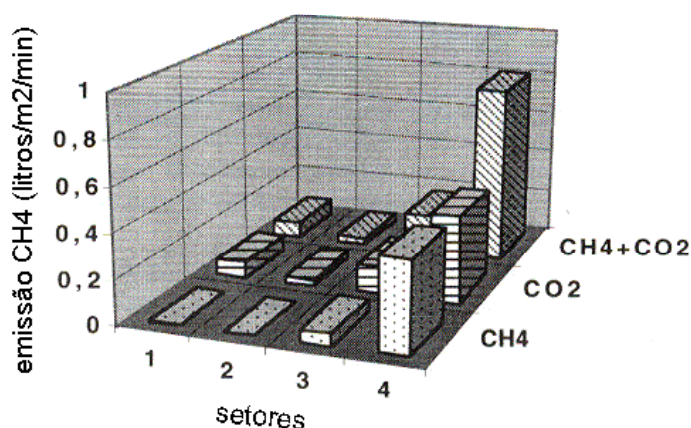


Figura II.30. Emissões superficiais por diferentes zonas do aterro (Cossu *et. al.* 1997).

A análise mais precisa para extrapolar os resultados pontuais é realizada por meio da subdivisão de toda área superficial do aterro em malhas quadradas, ou “grid”, com espaçamento bem definido e assim proceder os ensaios individuais em cada uma destas sub-áreas. No estudo de Morris *et. al.* (2001) o aterro foi subdividido em grid com espaçamento de 25 à 45 m. Czepiel *et. al.* (1996) utilizaram uma malha mais ampla com 60 x 60 m². Barry *et. al.* (2001) fizeram avaliação de diferentes espaçamentos de grid correlacionados com a variância dos resultados. Em determinadas células de lixo, as malhas menores que 35 m apresentaram menor variabilidade. No entanto, o mesmo comportamento não foi seguido para outros locais do próprio aterro. De acordo com os referidos autores, não existe um espaçamento de grid ótimo, este deve ser ajustado de acordo com as peculiaridades do aterro.

Com o conjunto de resultados obtidos nas várias sub-áreas é possível utilizar técnicas de interpolação de dados (ex. Kriggiana) para mapear as emissões superficiais de todo o aterro. Este mapeamento pode ser realizado utilizando linhas de isofluxo em 2D ou sob efeito tridimensional. A Figura II.31 apresenta o mapeamento das emissões de dois aterros sanitários em 3D. É interessante notar nestas figuras que a presença de picos de fluxo são constantemente encontradas, seja por deficiência nas propriedades geotécnicas da camada de cobertura ou devido às microrregiões de elevada atividade microbológica na massa de lixo.

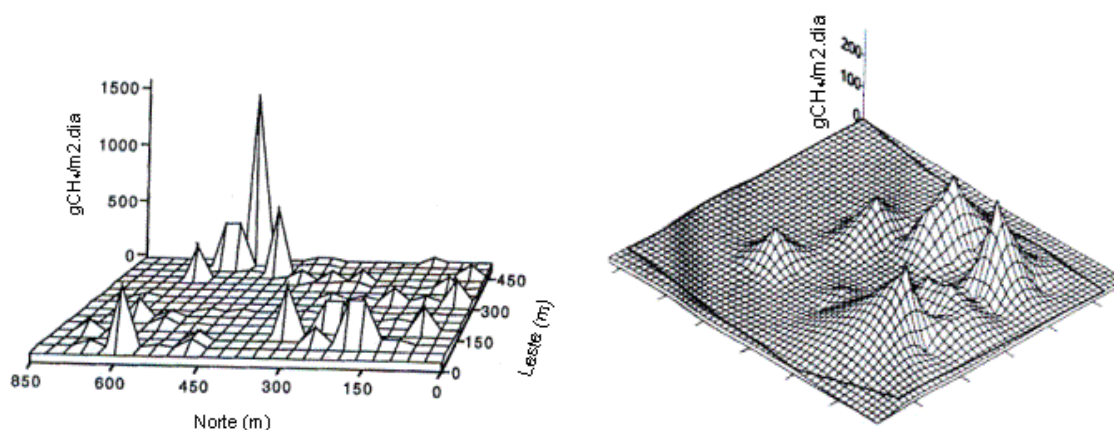
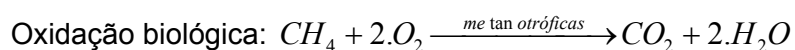


Figura II.31. Mapeamento 3D das emissões de CH₄ em todo o aterro (Czepiel *et. al.*, 1996 e Morris *et. al.*, 2001).

2.5.6 – OXIDAÇÃO DO CH₄ NO SOLO DE COBERTURA

A oxidação do CH₄ na cobertura dos aterros é um fenômeno biológico natural que ocorre em solos com exposição prolongada ao referido gás em ambientes aeróbios. A maior parte desta oxidação é causada pelas bactérias metanotróficas, que dependem do metano como fonte energética para seu metabolismo (Borjesson e Svensson, 1997 citando Conrad, 1995). Estas bactérias são de rápido desenvolvimento e adaptação em ambientes com presença conjuntas de CH₄ e O₂. O produto final desta atividade microbiológica é a geração de dióxido de carbono e água:



A camada de cobertura dos aterros funciona como uma barreira reativa biológica para minimização das emissões de CH₄ para a atmosfera. Em geral, as bactérias metanotróficas consomem cerca de 10-20% do CH₄ que percola pelo solo de cobertura. Sob condições controladas de laboratório, até 60% de oxidação biológica de CH₄ já foi relatada por Hilger *et. al.*, 2000.

A Tabela II.14 apresenta algumas taxas de oxidação do CH₄ encontradas na literatura, bem como a profundidade da camada que mais contribuiu para este efeito. Com exceção do estudo de Borjesson e Svensson (1997) que verificou as maiores taxas entre 50-60 cm, é possível notar que o maior consumo de CH₄ se dá essencialmente nos primeiros 30 cm da camada. Com relação à capacidade de oxidação do CH₄, é interessante frisar que os valores de até 403 g/m².dia chegam a apresentar mesma magnitude das taxas de emissões reportadas na Tabela II.13, o que pode levar, em determinadas situações, a completa oxidação do CH₄ na camada.

Tabela II.14. Taxas de oxidação do CH₄ na camada de cobertura.

Referência	Tipo de estudo	Taxas de oxidação (g/m ² .dia)	Máxima oxidação verificada entre
Whalen <i>et. al.</i> (1990)	laboratorial	45	0-12 cm
Jones e Nedwell (1993)	in situ	0.0003 – 7,21	10-32 cm
Kightley <i>et. al.</i> (1995)*	N.I	166	N.I
Czepiel <i>et. al.</i> (1996)	laboratorial	1,1 – 70	5-10 cm
Borjesson e Svensson (1997)	laboratorial	3,4 – 403	50-60 cm
Maurice e Lagerkvist (2002)	laboratorial	7-58	<10 cm

* Citado por Boeckx *et. al.* (1996); N.I = não informado.

Vários são os parâmetros que influenciam as taxas de oxidação, entre os quais: umidade e temperatura do solo, concentrações de metano e oxigênio, tipo de solo, pH, teor de amônia, nitrito e matéria orgânica e presença de outras substâncias inibidoras (Whalen *et. al.*, 1990, Boeckx *et. al.*, 1996, Czepiel *et. al.*, 1996, Borjesson e Svensson, 1997 e Chan e Parkin, 2000).

De acordo com Whalen *et. al.* (1990), Boeckx *et. al.* (1996) e Czepiel *et. al.* (1996), a umidade do solo é o principal parâmetro regulador da oxidação do CH₄. Segundo Whalen *et. al.* (1990) e Boeckx *et. al.* (1996) existe uma faixa ótima de umidade que favorece o desenvolvimento das atividades microbiológicas. A Figura II.32 ilustra graficamente a relação da oxidação do CH₄ com a variação da umidade do solo estudado por Czepiel *et. al.* (1996).

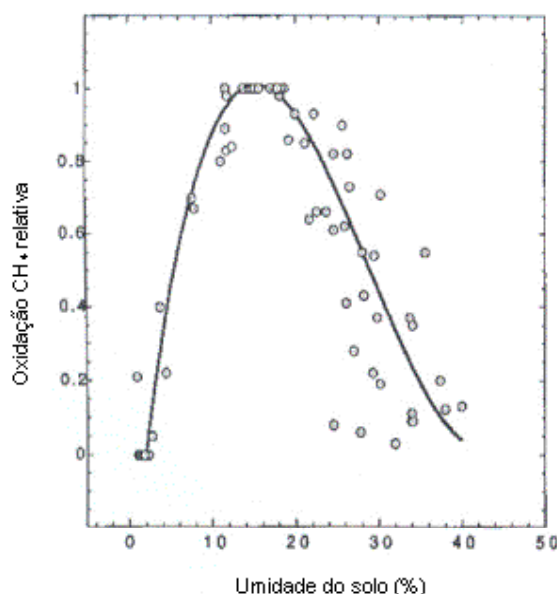


Figura II.32. Efeito da umidade do solo na oxidação do CH₄ (Czepiel *et. al.*, 1996).

A baixa umidade do solo limita a microflora bacteriana por dessecação, enquanto que solos próximos à completa saturação tendem a dificultar a entrada de O₂, diminuindo assim, as atividades de oxidação. A passagem do CH₄ na camada,

tanto por advecção quanto por difusão, e conseqüentemente sua disponibilidade para as bactérias metanotróficas também fica reduzida em solos com elevado teor de umidade. Maciel e Jucá (2000) determinaram que solos argilosos do Aterro da Muribeca próximos da saturação apresentam redução de 100 vezes nos valores de coeficiente de permeabilidade ao gás. No caso da difusão, o efeito da umidade é ainda maior. De acordo com Whalen *et. al.* (1990), a difusão do CH_4 em solo saturados é 10^4 vezes menor que a difusão em solos com maior grau de aeração.

Outro parâmetro de grande influência é a temperatura do solo. Da mesma forma que a umidade, existe uma faixa ótima de temperatura que favorece as metanotróficas. Normalmente, a faixa de temperatura ideal para estas bactérias é a mesofílica (25°C à 40°C .). No estudo de Boeckx *et. al.* (1996), a faixa ótima de oxidação ficou entre 20°C e 30°C . Czepiel *et. al.* (1996) verificaram que as taxas de oxidação crescem exponencialmente com a temperatura até 40°C . Em casos esporádicos, foi confirmada a existência de algumas espécies de bactérias metanotróficas termofílicas ($45^\circ - 65^\circ\text{C}$). Fischer *et. al.* (1995) constataram a presença deste tipo de bactéria com atividade de oxidação sob temperaturas de até 60°C .

Borjesson e Svensson (1997) verificaram ainda que as taxas de oxidação do CH_4 estão diretamente associadas ao percentual de matéria orgânica no solo. A Figura II.33 ilustra a similaridade de comportamento das curvas de oxidação do CH_4 com a de teor de matéria orgânica ao longo da profundidade do solo de cobertura. Com base nesta informação é de se esperar que solos orgânicos apresentem melhores condições para oxidação do gás.

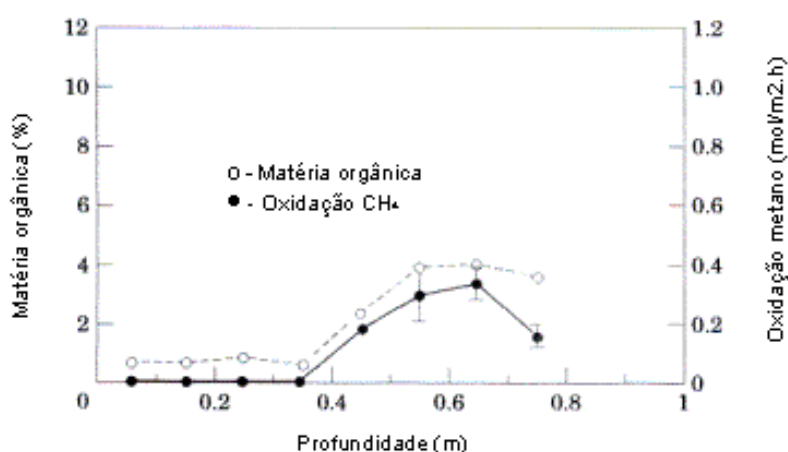


Figura II.33. Variação da taxa de oxidação e teor de matéria orgânica ao longo da profundidade da camada (Borjesson e Svensson, 1997).

De acordo com Borjesson *et. al.* (1997), o efeito da oxidação em solos ou lodos orgânicos são maiores que nas argilas minerais. Kightley *et. al.* (1995), citado por

Borjesson *et. al.* (1997), relataram que solos arenosos (areia grossa) são mais eficientes em oxidar o biogás que os de granulometria mais fina. Ainda de acordo com os referidos autores, as bactérias metanotróficas tem maior facilidade para se desenvolverem em partículas de solo com diâmetro > 0,5mm. A maior oxidação nos solos arenosos pode estar relacionada ao maior grau de aeração das areias, no entanto, este parâmetro não foi mencionado pelos referidos autores.

Estudos específicos de substâncias inibidoras às atividades microbiológicas de oxidação também são vistos na literatura. Chan e Parkin (2000) identificaram vários compostos gasosos presentes no biogás como potenciais inibidores ao processo de oxidação. Dentre os compostos avaliados, o de maior impacto foi o acetileno (C_2H_2) que na variação de 0 à 10 ppm provocou uma redução na oxidação de mais de 90%. Por sua vez, Boeckx *et. al.* (1996) avaliaram o efeito da amônia (NH_4) na oxidação do CH_4 , onde foi comprovado que na adição de 75 mg NH_4^+-N / kg houve queda de mais de 40% nas taxas de oxidação do CH_4 para solos com diferentes teores de umidade.

CAPÍTULO III – ESTUDOS LABORATORIAIS

3.1 – INTRODUÇÃO

Este Capítulo apresenta o programa de investigação laboratorial realizado nesta pesquisa, cujo principal objetivo foi à medição da permeabilidade do solo ao gás para diferentes condições de compactação e saturação do solo de cobertura da Célula nº 8 do Aterro da Muribeca. A metodologia utilizada no ensaio de permeabilidade ao gás, bem como os resultados e discussões sobre os parâmetros encontrados para o solo em questão também estão descritos neste Capítulo. Vale ainda frisar que uma série de outros ensaios preliminares (análise granulométrica, limites de Atterberg, peso específico dos grãos e compactação Proctor Normal) e complementares (contração, sucção e capilaridade) foram realizados nesta fase da pesquisa no intuito de obter uma melhor caracterização geotécnica do solo e interpretar os parâmetros de permeabilidade do solo da Muribeca com aqueles reportados na literatura.

3.2 – ENSAIOS “PRELIMINARES” DE CARACTERIZAÇÃO DO SOLO

3.2.1 – ANÁLISE GRANULOMÉTRICA, LIMITES DE ATTERBERG E PESO ESPECÍFICO DOS GRÃOS

Os parâmetros da caracterização física do solo utilizado na cobertura da célula nº 8 foram obtidos segundo as metodologias da ABNT a partir de amostras retiradas da própria cobertura. Vale aqui ressaltar que o procedimento de coleta do solo será detalhado adiante no Item 3.4. As seguintes normas técnicas foram seguidas:

NBR – 6467/86: Preparação de amostras

NBR – 7181/88: Análise granulométrica

NBR – 6459/84: Limite de Liquidez (LL)

NBR – 7180/88: Limite de Plasticidade (LP)

NBR – 6508/84: Peso específico dos grãos

A Figura III.1 apresenta a curva granulométrica do respectivo solo. De acordo com a faixa granulométrica da ABNT, este solo é composto de 27% de argila, 24% de silte, 23% de areia fina, 24% de areia média, 1% de areia grossa e 1% de pedregulho.

O solo apresenta granulometria contínua com percentual de partículas inferior a $2\mu\text{m}$ igual a 10%.

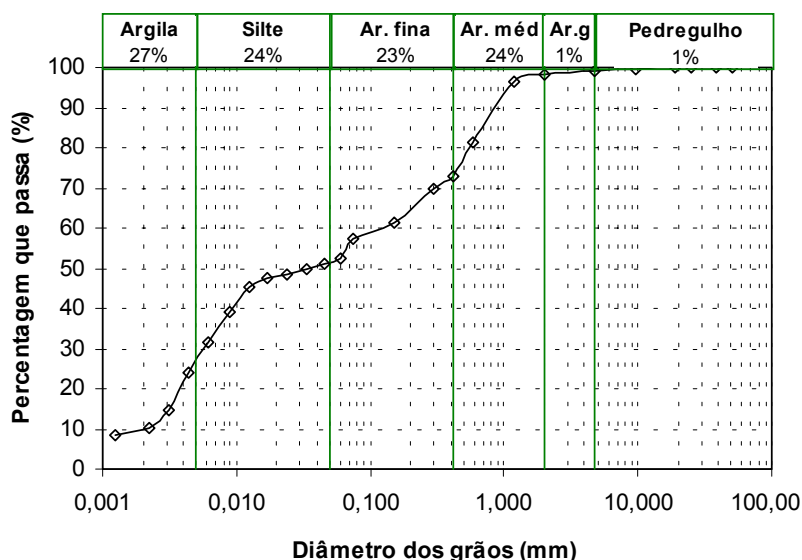


Figura III.1. Curva granulométrica do solo da Célula nº 8 – Muribeca.

Os limites de Atterberg determinados para este solo são: LL = 57% e LP de 27%. O índice de plasticidade (IP) é de 30%, sendo, portanto um material altamente plástico. De acordo com o Sistema Unificado de Classificação do Solo (USCS), este solo é uma argila de alta plasticidade (CH). Este material apresenta índice de atividade (A) igual a 3,0, sendo portanto um solo ativo ($A > 1,25$). Através do método do picnômetro (NBR – 6508/84), determinou-se o peso específico dos grãos em $2,63 \text{ g/cm}^3$. O limite de contração (LC) foi determinado por meio do procedimento NBR-7183, o qual utiliza o deslocamento do mercúrio para medir a redução de volume da amostra. O valor encontrado para o LC foi de 26%.

3.2.2 – COMPACTAÇÃO PROCTOR NORMAL

O ensaio de compactação seguido nesta pesquisa foi o Ensaio Proctor Normal segundo os procedimentos da NBR – 7182/88. O principal objetivo deste ensaio é obter os parâmetros de compactação ótimos do solo e utilizá-los na avaliação do grau de compactação da cobertura da Célula nº 8 junto com as densidades secas verificadas “in situ”. Uma vez obtida a curva de compactação foi possível também desenvolver um planejamento para os ensaios de permeabilidade do solo ao ar com o intuito de investigar a influência da umidade de compactação e estrutura do solo compactado na percolação dos gases.

A Figura III.2 mostra a curva de compactação obtida para o solo em questão. A análise gráfica desta curva indica uma densidade seca máxima em torno de 16,10 kN/m³ e umidade ótima de 23%. Uma representação ilustrativa da disposição das partículas de argila no solo compactado abaixo (aleatória) e acima (dispersa) a umidade ótima também pode ser visualizada nesta figura.

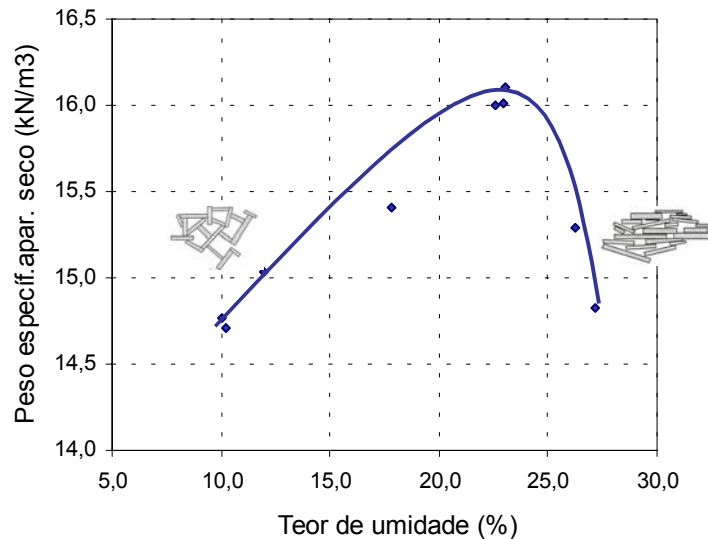


Figura III.2. Curva de compactação do solo de cobertura da Célula nº 8.

3.3 – ENSAIOS “COMPLEMENTARES” DE CARACTERIZAÇÃO DO SOLO

3.3.1 – CONTRAÇÃO

A determinação da contração do solo foi realizada paralelamente aos ensaios de permeabilidade do solo ao ar apenas nos corpos de prova que tiveram avaliação de permeabilidade em função do grau de saturação do solo. A análise da contração nestas amostras é necessária pois o grau de saturação depende do índice de vazios, que por sua vez é alterado com a contração do solo. O efeito da contração ocasiona um incremento na densidade seca do solo (γ_d) devido à redução de volume sem alteração da massa sólida. As Equações III.1, III.2 e III.3 representam matematicamente estes comentários.

$$\gamma_d = \frac{m_s}{V_t} \quad (\text{Eq.III.1}) \quad e = \frac{G_s}{\gamma_d} - 1 \quad (\text{Eq.III.2}) \quad S = \frac{h \times \delta}{e} \quad (\text{Eq.III.3})$$

Onde: S = grau de saturação a água (%); h = umidade gravimétrica do solo (%); δ = densidade relativa das partículas; e = índice de vazios; G_s = peso específico dos grãos (g/cm³); γ_d = densidade seca do solo (g/m³); m_s = massa de sólidos (g) e V_T = volume total (cm³).

O procedimento adotado para o ensaio de contração do solo seguiu a metodologia de Justino da Silva (2000). Esta técnica baseia-se em sucessivas medições da altura e diâmetro médio do corpo de prova ao longo da secagem do solo por meio de um paquímetro manual. Os valores médios da altura e diâmetro foram obtidos pela média aritmética de 8 e 4 leituras, respectivamente, em locais fixos na amostra de solo. Para posicionar o paquímetro nestes locais, utilizou-se uma chapa acrílica circular com marcação fixa de oito divisões iguais de 45°. A Figura III.3 ilustra detalhes do procedimento de leitura descrito anteriormente.

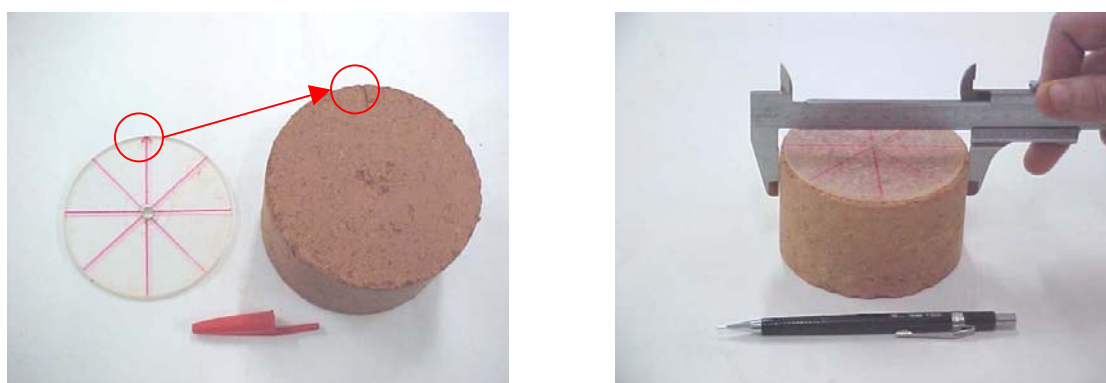


Figura III.3. Procedimento de determinação da contração do solo.

As medições da contração do solo foram realizadas imediatamente após a retirada do corpo de prova do permeâmetro e repetidas para vários teores de umidade desde a completa saturação até a secagem do solo. Desta forma, foi possível obter a curva de contração dos corpos de prova (CP-4, CP-7, CP-10). Esta numeração de amostras segue a metodologia dos ensaios de permeabilidade do solo ao ar que será abordada detalhadamente no Item 3.4. Cabe aqui ressaltar, que o corpo de prova CP-7 foi compactado na umidade ótima (22,9%), CP-4 à (-) 6,2% e CP-10 à (+) 6,1%, ambas relativas à umidade ótima.

A Figura III.4 apresenta as curvas experimentais de contração dos referidos corpos de prova, assim como a previsão teórica e os parâmetros obtidos a partir do modelo proposto por Fredlund *et. al.* (2002) por meio da Equação II.3. Pode-se observar que o ajuste das curvas teóricas aos dados experimentais baseado nas correlações obtidas ($R^2 > 0,938$), indica que a metodologia adotada é satisfatória para determinar a contração em amostras de solo com 10 cm de diâmetro e altura superior a 5,94 cm (ver dimensões na Tabela III.2). O menor valor de R^2 para o CP-4 ($R^2 = 0,938$) e a inconstância de leituras nos teores de umidade iniciais neste corpo de prova são resultados das dificuldades de se trabalhar com um paquímetro manual em um solo de estrutura muito “solta” e que tende a se desagregar durante a secagem. Os

resultados numéricos das curvas mostradas na Figura III.4 estão apresentados no Apêndice (A.1) desta dissertação.

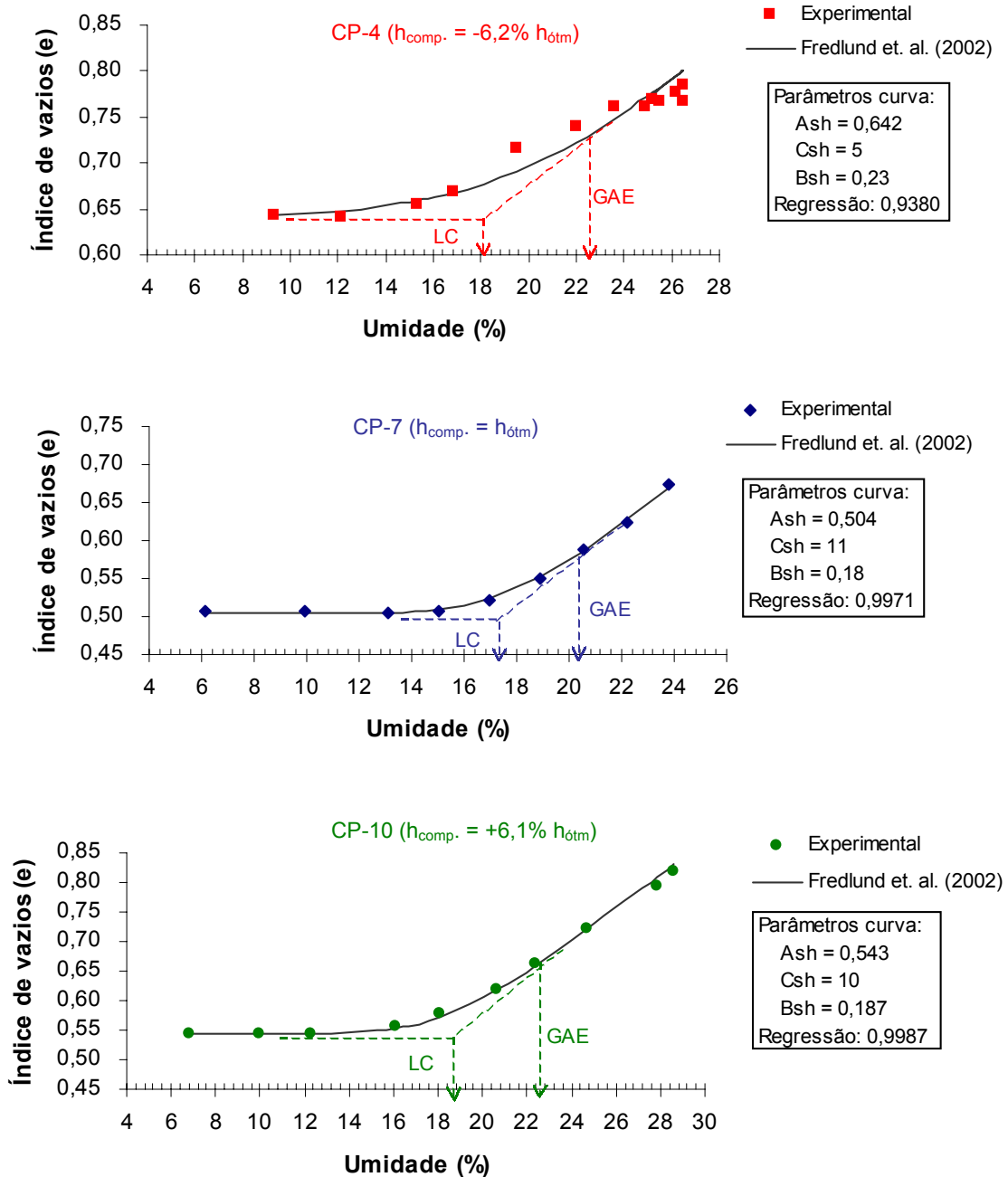


Figura III.4. Contração das amostras com indicação do LC e GAE.

Os parâmetros da entrada generalizada de ar (GAE) e limite de contração do solo (LC) podem ser obtidos das curvas de contração da Figura III.4. O GAE é representado graficamente pelo ponto em que se inicia a mudança da trajetória de contração do solo, enquanto o LC é a interseção dos prolongamentos da trajetória de contração normal com a do índice de vazios residual do solo (ver Figura II.13). O GAE

para os corpos de prova compactados fora da umidade ótima (CP-4 e CP-10) foi aproximadamente 22,5%, enquanto a amostra compactada na ótima (CP-7) teve o valor ligeiramente inferior, em torno de 20,5%. Estes valores serão analisados posteriormente com as curvas de permeabilidade do solo ao ar em função do grau de saturação para verificar se o rápido decréscimo da permeabilidade acontece próximo a estes teores de umidade.

Os limites de contração para os corpos de prova variaram entre cerca de 17,5% (CP-7) e 18,5% (CP-10). Estes valores foram muito inferiores ao valor do LC determinado segundo procedimento da NBR - 7183 que foi de 26%. Esta diferença pode ser proveniente dos percentuais distintos de fração fina das amostras. Para os corpos de prova (CP-4, CP-7 e CP-10) a amostra é trabalhada na fração passante na Peneira nº 4 (#4,8 mm), enquanto nos procedimentos da NBR-7183 o solo ensaiado é aquele que passa pela Peneira nº 40 (#0,42 mm), ou seja, existe uma maior quantidade de finos na metodologia da NBR. A proporcionalidade entre a contração e o percentual de finos no solo condiz com Haines (1923) e Marinho (1994).

A Figura III.5 apresenta os resultados de contração volumétrica do solo ($\Delta V/V$) em função do teor de umidade gravimétrica que possibilitaram obter a contração volumétrica final de 8,7% (CP-4), 11,1% (CP-7) e 18,0% (CP-10). Os resultados dos corpos CP-7 e CP-10 estão de acordo com o apresentado por Kamom *et. al.* (2002^b), o qual verificou contração volumétrica entre 5 e 9% menor nas amostras moldadas na umidade ótima. Baseado no estudo de Kamom *et. al.* (2002^b), o CP-4 deveria apresentar contrações maiores que o CP-7, no entanto o mesmo comportamento não foi verificado. Este fato pode está relacionado às diferenças mineralógicas dos solos em questão e/ou aos problemas já mencionados na medição da contração no CP-4.

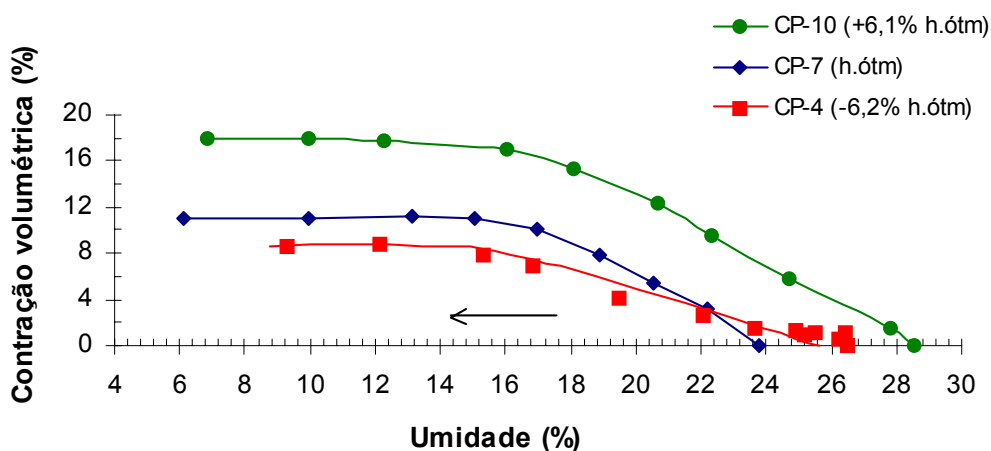


Figura III.5. Contração volumétrica dos corpos de prova durante secagem.

3.3.2 – SUCÇÃO DO SOLO COMPACTADO

A sucção é um parâmetro fundamental na análise de fluxos em solos não saturados, pois através da determinação da curva característica do solo pode-se entender melhor a interação ar-água na matriz do solo. Nesta pesquisa, o método adotado para medição da sucção do solo foi o do papel filtro. Esta técnica tem sido utilizada por inúmeros pesquisadores desde da década de 60 e é baseada na transferência de umidade por capilaridade (sucção matricial) ou na forma de vapor (sucção total) de um material de menor sucção (solo) para um de sucção mais elevada (papel filtro) até que o equilíbrio seja atingido. Na opinião de Houston *et. al.* (1994), o papel filtro é um método bem confiável, de baixo custo e que pode ser repetido várias vezes devido a sua simplicidade, sendo portanto, importante para qualquer rotina de investigação.

Os papéis filtro mais utilizados são o Whatman nº 42 e o Schleicher e Schuell nº 589. O papel adotado nesta investigação foi o Whatman nº 42 que apresenta umidade inicial no estado seco de aproximadamente 6%, permitindo determinações de sucção de zero até 29 MPa. Esta é a máxima sucção que o solo pode ter para que este tipo de papel filtro funcione adequadamente.

O procedimento do ensaio de sucção adotado nesta pesquisa consistiu nas seguintes etapas:

- 1) Obtenção da amostra: As amostras de solo ensaiadas foram obtidas através dos mesmos corpos de prova utilizados para obter os CP-4, CP-7 e CP-10. Como dito anteriormente, estes corpos de prova tiveram avaliação completa da permeabilidade ao ar em função da saturação do solo. Ao retirar o corpo de prova do cilindro de compactação Proctor, inicialmente com 12,7 cm de altura, talhava-se a amostra nas medidas especificadas na Tabela III.2 para obter os referidos corpos de prova. O complemento de solo restante foi utilizado para cravação de anéis metálicos, os quais foram utilizados para determinar a sucção.
- 2) Cravação dos anéis: Anéis metálicos com altura de 2 cm e área 20 cm² foram cravados na parte complementar dos corpos CP-4, CP-7 e CP-10. No caso particular do CP-4, que estava mais seco e “fofo”, a amostra teve de ser saturada para facilitar a cravação dos mesmos. Este fato não comprometeu os resultados, pois de fato todos os anéis foram submetidos a posterior saturação para determinação da sucção na trajetória de secagem do solo. Estes anéis foram numerados da seguinte forma: anéis do CP-4 (nº3 e nº119), anéis do CP-7 (nº1 e nº169) e anéis do CP-10 (nº2 e nº120).

- 3) Pesagem inicial e colocação do papel: Após pesagem inicial do solo, colocava-se um pequeno pedaço de papel filtro em contato direto com o solo nas duas extremidades da amostra. Em seguida, o conjunto era firmemente envolvido com várias camadas de filme plástico (PVC), preso com fita adesiva, coberto em papel alumínio e finalmente armazenado em uma pequena caixa de isopor. Desta maneira, garantiu-se que os anéis não estaria em contanto com a umidade e luz do ambiente externo.
- 4) Tempo de equilíbrio: O tempo necessário para atingir o equilíbrio do solo em contato direto com o papel é de no mínimo sete dias (Houston *et. al.*, 1994). Neste procedimento de ensaio, adotou-se um intervalo de 8 dias.
- 5) Retirada e pesagem inicial: Uma vez atingido o equilíbrio, procede-se o ensaio com a retirada dos papeis com uma pinça metálica, seguida da imediata colocação em uma balança analítica de precisão 0,0001g para determinação do peso úmido do papel. Esta pesagem deve ser feita em poucos segundos para evitar a perda de umidade do papel por evaporação. Por fim, o solo era também pesado na balança para determinação da umidade do solo no equilíbrio.
- 6) Secagem e pesagem final: Após pesagem inicial, os papeis filtro eram colocados em cápsulas e levados a estufa para secagem a uma temperatura de 105°C por 24 horas. Após este intervalo, a cápsula era colocada em um dessecador de vazios com presença de sílica e transportada rapidamente para pesagem do papel seco na balança e com este valor calculava-se posteriormente a umidade do papel no equilíbrio e a respectiva sucção do solo.

A Figura III.6 apresenta as curvas características dos três solos em termos da sucção matricial e umidade volumétrica. O teor de umidade volumétrico foi determinado a partir da variação do índice de vazios obtida das curvas de contração mostradas na Figura III.4. Os resultados numéricos dos pontos apresentados nestas curvas estão mostrados no Apêndice (A.2).

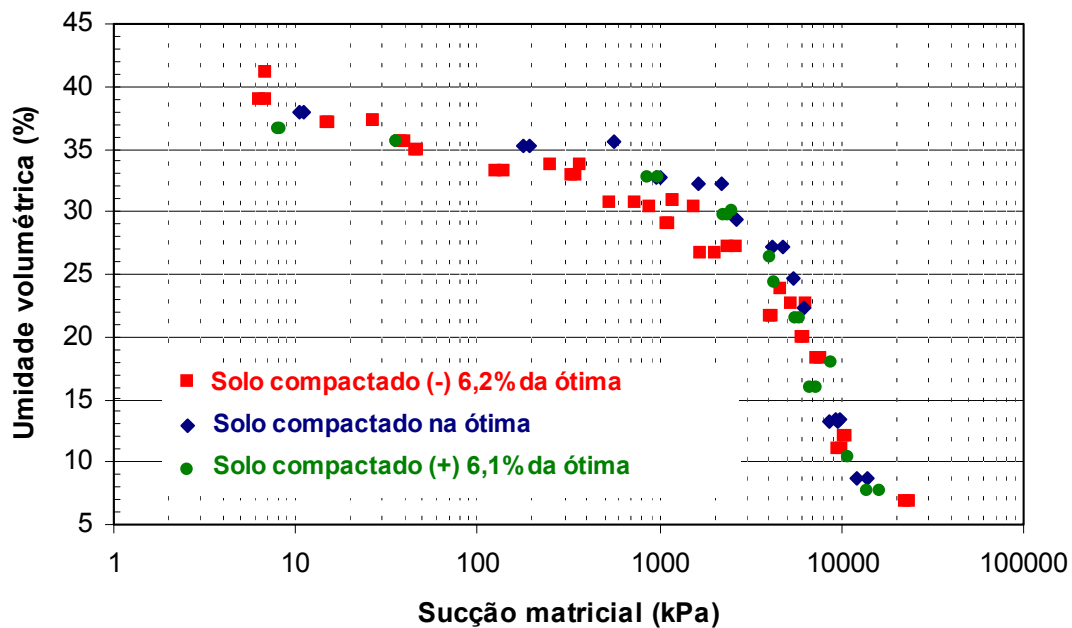


Figura III.6. Curva característica das amostras compactadas em laboratório.

É interessante observar que o solo compactado na umidade ótima e acima da ótima apresentaram curvas características quase coincidentes, enquanto uma pequena mudança de comportamento pode ser vista no intervalo inicial da curva (até 2.000-3.000 kPa) do solo moldado abaixo da ótima. À medida que a umidade de compactação do solo aumenta, existe uma maior dificuldade de perda de umidade para sucções da ordem de 3.000 kPa. Até este valor de sucção, a amostra moldada à (-) 6,2% da ótima apresentou perda de umidade volumétrica de cerca de 14%, enquanto que o solo compactado na ótima e à (+) 6,1% desta umidade registraram pequenas variações em torno de 8,0 e 7,0%, respectivamente. Esta análise pode ser melhor visualizada quando a curva característica é tomada em termos do grau de saturação do solo. A Figura III.7 apresenta a variação do grau de saturação em função da sucção matricial do solo. Observa-se também na Figura III.7 a diferença da retenção de água nos três corpos de prova. Para o intervalo de até 3.000 kPa, observa-se que a variação do grau de saturação da amostra compactada abaixo da ótima foi aproximadamente 20%, enquanto que nos outros solos o ΔS foi cerca de 7% (CP na h_{otm}) e 10% (C.P + 6,1% da ótima).

Levando-se esta análise à camada de cobertura dos aterros, aquelas de compactação próxima ou além da umidade ótima tendem a reter uma maior quantidade de água para sucções até 3.000 kPa, dificultando assim, a percolação dos gases. Por outro lado, as camadas compactadas no ramo seco da curva Proctor começam a perder umidade desde do início da secagem do solo, favorecendo a passagem dos gases para a atmosfera.

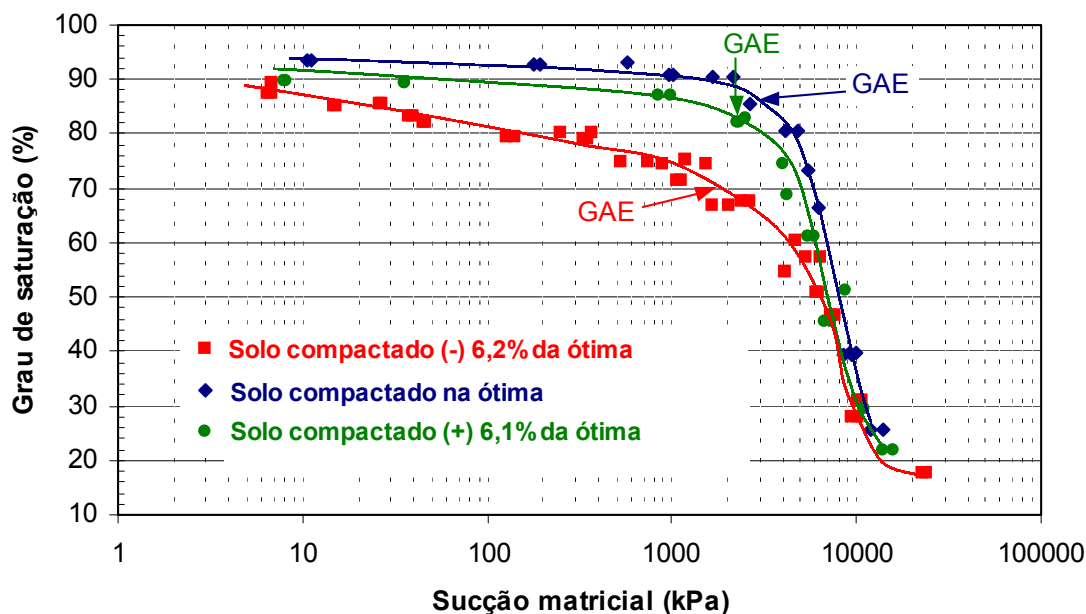


Figura III.7. Variação do grau de saturação com a sucção matricial do solo.

A Figura III.7 também mostra a estimativa do ponto de entrada generalizada de ar (GAE), o qual corresponde ao ponto de mudança acentuada na curva de dessaturação do solo. A Tabela III.1 apresenta os valores dos GAE obtidos por meio da Figura III.7, bem como os resultados determinados nos ensaios de contração (ver Figura III.4). É interessante notar que a estimativa do GAE pelos dois métodos apresenta resultados próximos. A maior variação entre as duas estimativas foi verificada no CP-4 ($\Delta S = 10,0\%$) podendo estar relacionada a maior dificuldade de definição dos pontos de entrada generalizada de ar nas duas curvas.

Tabela III.1. Estimativa do GAE nos ensaios de contração e sucção do solo.

Amostra	Ponto de entrada generalizada de ar (GAE) em termos do grau de saturação do solo		Sucção aproximada no GAE (kPa)
	Curva característica	Ensaio contração	
CP-4: - 6,2% da $h_{ótima}$	70,0%	80,0% (22,5)	2.000
CP-7: $h_{ótima}$	87,0%	91,0% (20,5)	3.000
CP-10: + 6,1% da $h_{ótima}$	84,0%	89,0% (22,5)	2.000

Obs.: () umidade gravimétrica em termos percentuais.

Além da determinação da curva característica das amostras compactadas, realizou-se o mesmo procedimento de ensaio com papel filtro para obtenção da sucção do solo indeformado da cobertura da Célula nº 8. Nesta análise, quatro anéis de adensamento ($A = 20 \text{ cm}^2$ e $h = 2,0 \text{ cm}$) foram extraídos da camada de cobertura na campanha de campo descrita no Item 3.4.2. A Figura III.8 apresenta a curva característica do solo da cobertura da Célula nº 8 em função da umidade gravimétrica,

bem como as curvas das amostras compactadas. Verifica-se nesta Figura uma satisfatória concordância entre as curvas do solo indeformado e das amostras compactadas em laboratório. No entanto, pode-se afirmar que o solo da cobertura da Célula nº 8 apresenta um comportamento de retenção de água mais semelhante ao solo moldado no ramo seco da curva Proctor, devido a grande variação do teor de umidade ($\Delta h = 12\%$) para sucções de até 3.000 kPa.

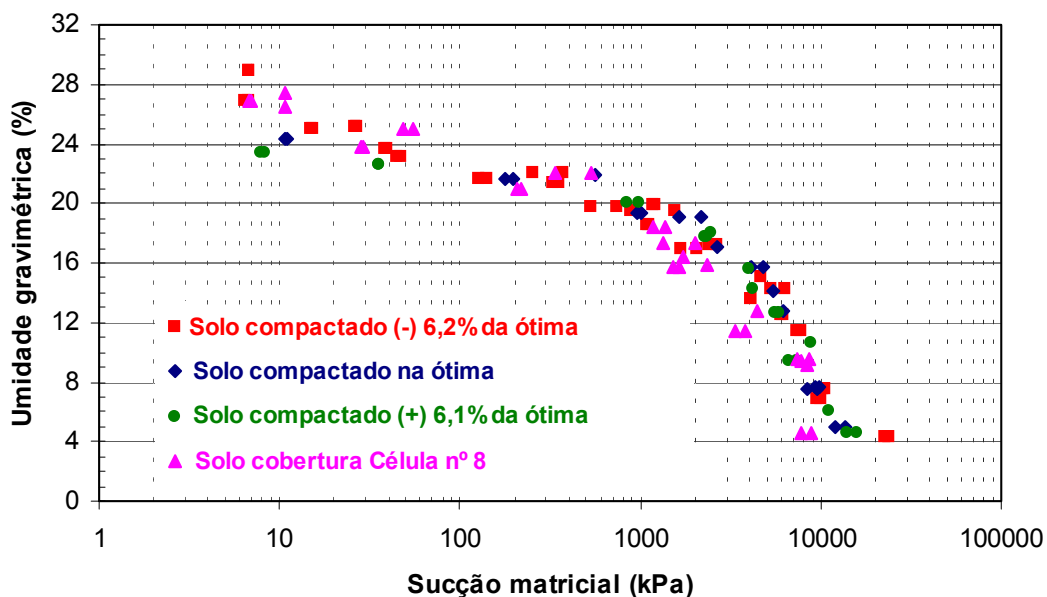


Figura III.8. Curva característica do solo indeformado da Célula nº 8.

3.4 – METODOLOGIA – ENSAIO DE PERMEABILIDADE DO SOLO AO AR

3.4.1 - EQUIPAMENTO

A metodologia de ensaio utilizada nesta pesquisa foi baseada em modelos desenvolvidos por Ignatius (1997), Springer *et al.* (1998) e Stylianou e DeVantier (1995). Algumas adaptações ao sistema do permeâmetro de parede flexível, Tri-flex 2 - Soil Test – ELE, foram necessárias para que os ensaios de permeabilidade do solo ao ar fossem realizados. Estas modificações restringiram-se à colocação de um pré-saturador de gás anteriormente à passagem do ar na amostra e à introdução de um sistema de medição de vazão do fluido na saída do corpo de prova. O sistema Tri-flex 2 permite aplicação de pressões confinantes, de topo e base com vários tipos de fluídos. A Figura III.9 ilustra o esquema do ensaio de permeabilidade ao ar utilizado na pesquisa.

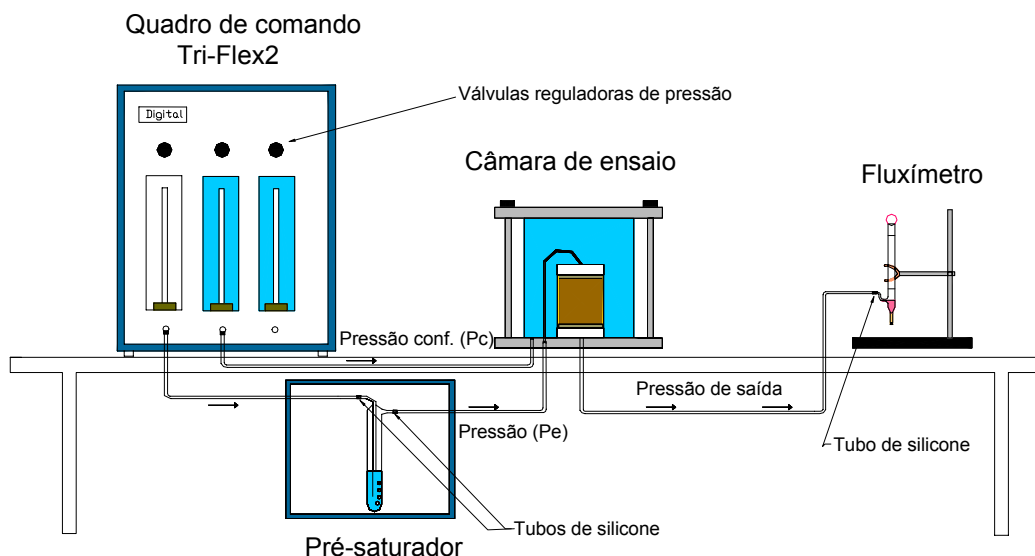


Figura III.9. Esquema do ensaio de permeabilidade ao ar.

As pressões aplicadas pelo permeômetro Tri-flex 2 provêm de um simples compressor de ar e são reguladas no quadro de comando do equipamento para assim serem lançadas em todo o sistema. A pressão liberada pelo compressor pode ser transferida para outros fluidos antes da entrada na câmara de ensaio. No caso da pressão confinante, a água foi utilizada como fluido de transferência para comprimir a amostra de solo. Por outro lado, o fluido permeante utilizado neste procedimento laboratorial foi o próprio ar atmosférico. Uma composição de gases similar ao biogás poderia ser empregada nestes ensaios, no entanto as dificuldades técnicas de se trabalhar com um gás tóxico e explosivo em laboratório foram superiores.

Anteriormente à passagem do ar pela amostra de solo, o fluxo de entrada é direcionado a um pré-saturador (Figura III.9). O pré-saturador é parcialmente preenchido com água deionizada e funciona aumentando a saturação do fluido percolante. A pré-saturação do fluido evita que haja uma remoção significativa da umidade do solo, na forma de vapor, durante sua percolação pelo solo.

Um fluxímetro mecânico do tipo bolhômetro é utilizado na saída do sistema para obtenção da vazão do gás através da passagem de bolhas por duas marcas indicadoras, cujo volume corresponde a 25 ml ($\phi \cong 1,44\text{cm}$ e $h \cong 15,35\text{cm}$). Este bolhômetro é feito em vidro e para a formação das bolhas é utilizado detergente líquido comum diluído. É necessário também que as paredes internas do bolhômetro estejam previamente limpas e molhadas com detergente para evitar a “quebra” das mesmas durante seu deslocamento no fluxímetro. Um cronômetro digital é utilizado para medição do tempo de passagem da bolha pelo volume fixo de 25 ml.

A ligação entre os elementos de todo o sistema Tri-flex 2 é formada por tubos de polipropileno ($\phi = 1/4''$). As conexões entre os tubos e estes elementos são do tipo encaixe rápido com o-rings. As exceções ficam por conta das adaptações, pré-saturador e fluxímetro, onde foi necessário a colocação de tubos de silicone devido à impossibilidade de conectá-los via encaixe rápido.

3.4.2 – PROCEDIMENTO DE ENSAIO

O procedimento de ensaio para determinação da permeabilidade do solo ao ar consistiu nas seguintes etapas:

a) *Obtenção da amostra de solo no Aterro da Muribeca*

A amostra de solo utilizada neste estudo foi coletada diretamente da camada de cobertura de topo da Célula nº 8. A campanha de campo realizada para obter esta amostra consistiu: (I) coleta de 12 kg de amostra amolgada do solo para realização dos ensaios físicos; (II) cravação de 3 anéis de adensamento ($\phi = 10$ cm e $h = 3,0$ cm) para determinação da densidade de campo ($\gamma_{d.campo}$); (III) cravação de 4 anéis de adensamento ($A = 20$ cm² e $h = 2,0$ cm) para realização dos ensaios de sucção com papel filtro e (IV) retirada de um bloco da camada com dimensões de 30 x 30 x 30 para obtenção de amostras indeformadas da cobertura, conforme ilustrado na Figura III.10.



Figura III.10. Retirada de amostra indeformada de solo na Célula nº 8.

Várias tentativas para retirada de corpos de prova ($\phi = 10$ cm) do bloco foram procedidas em laboratório, no entanto, a cravação dos moldes ficou prejudicada devido à desagregação do solo, o qual apresentava-se muito “solto” e com densidade baixa ($\gamma_{d.campo} = 14,5$ kN/m³). Por estes motivos, decidiu-se utilizar parte dos 12 kg do

solo amolgado para compactar os corpos de prova e assim proceder os ensaios de permeabilidade ao ar.

b) Preparação do corpo de prova

Os corpos de prova utilizados nos ensaios de permeabilidade ao ar foram compactados sob energia do Proctor Normal. Durante o processo de extração das amostras do cilindro de compactação (ϕ 10,0 cm e $h = 12,7$ cm), talhavam-se as mesmas para alturas entre 5,5 e 7,2 cm. Desta maneira, obtiveram-se 10 corpos de prova moldados sob diferentes condições de umidade. A Tabela III.2 apresenta as características de compactação das dez amostras utilizadas neste estudo, bem como as dimensões iniciais de ensaio. Vale ressaltar, que a redução de altura dos C.P foi adotada para encurtar o tempo de execução dos ensaios realizados em condições de saturação elevadas e realizar as determinações de sucção na parte complementar da amostra.

Tabela III.2. Corpos de prova utilizados neste estudo.

Amostras ensaiadas	$h_{Comp.}$ (%)	$h_{rel. \acute{o}tima}$ (%)	γ_d (kN/m^3)	Altura inicial (cm)	Diâmetro inicial (cm)
CP-1	10,2	-12,7	14,83	6,18	10,0
CP-2	11,0	-11,9	14,66	7,20	10,0
CP-3	12,0	-10,9	15,10	6,20	10,0
CP-4	16,7	-6,2	15,80	6,65	10,0
CP-5	19,6	-3,3	15,93	6,70	10,0
CP-6	22,5	-0,4	16,05	6,00	10,0
CP-7	22,9	0	16,08	6,60	10,0
CP-8	24,3	+1,4	15,72	5,50	10,0
CP-9	26,5	+3,5	15,00	6,73	10,0
CP-10	29,0	+6,1	14,45	5,94	10,0

Obs.: CP-7 moldado em torno da umidade ótica; γ_d = densidade seca do solo.

Após a preparação dos corpos de prova, levavam-se os mesmos rapidamente para câmara de ensaio a fim de realizar a determinação da permeabilidade ao ar sob a mesma umidade de compactação. Ao término deste ensaio, dois procedimentos foram seguidos de acordo com o número da amostra:

- Amostras CP-1, CP-2, CP-3, CP-5, CP-6, CP-8 e CP-9: retiradas da câmara de ensaio Tri-Flex e secadas ao ambiente para determinação da permeabilidade do solo seco ao ar.
- Amostras CP-4, CP-7 e CP-10: saturadas no próprio permeâmetro e levadas a uma série de ensaio de permeabilidade em função do grau de saturação.

c) *Colocação do corpo de prova na câmara de ensaio*

As etapas de colocação da amostra na câmara de ensaio do permeômetro Tri-Flex estão ilustradas em seqüência na Figura III.11. Na Etapa 1: posiciona-se o corpo de prova entre pedras porosas e papel filtro na base da câmara; a Etapa 2: refere-se a colocação de membrana de borracha látex e o-rings no corpo de prova; na Etapa 3: instalam-se as abraçadeiras metálicas e conectam-se os tubos plásticos no cap acrílico superior e por fim a Etapa 4: onde a célula encontra-se pronta para ser preenchida com água.



Etapa 1



Etapa 2



Etapa 3



Etapa 4

Figura III.11. Etapas de colocação do corpo de prova na câmara de ensaio Tri-Flex.

Uma observação importante nesta fase de ensaio é a instalação das abraçadeiras metálicas uma vez que estas não são requeridas pelo fabricante do permeômetro. Tal artifício foi adotado para evitar a entrada de água na amostra de solo, conforme foi verificado em alguns ensaios iniciais realizados neste permeômetro.

d) *Pressões aplicadas nos ensaios*

Anteriormente a realização dos ensaios iniciais de permeabilidade, checkou-se todo o sistema do permeâmetro Tri-flex para verificar possíveis vazamentos e desprendimento de tubos. Apenas para pressões da ordem 250 kPa, algumas anomalias foram detectadas, tais como: desconexão do tubo de silicone do pré-saturador e lixiviação dos finos do solo. No entanto, estas anomalias não viriam a apresentar riscos aos ensaios pois os gradientes de pressões aplicados neste estudo foram inferiores a 11,0 kPa (ver Tabela III.3).

Os gradientes de pressão (ΔP) aplicados variaram de 2,0 a 11,0 kPa a depender da condição de saturação e compactação da amostra. Entende-se por gradiente de pressão a diferença entre as pressões de entrada (P_E) e de saída (P_S) da amostra. O procedimento para determinação da permeabilidade foi realizado com medição das velocidades de fluxo para quatro diferentes ΔP . Nos casos em que o corpo de prova estava próximo a saturação, não foi possível abranger diferentes ΔP pois o ensaio tornava-se demasiadamente lento o que poderia provocar alterações na umidade do solo e conseqüentemente na permeabilidade. Orientou-se o fluxo de ar no sentido vertical descendente, ou seja, a P_E foi sempre aplicada no topo da amostra. A pressão na saída do sistema foi mantida livre a pressão atmosférica ($P_S = 101,33$ kPa). As pressões confinantes (P_C) adotadas foram sempre 5,0 kPa superiores ao gradiente de pressão aplicado em cada ensaio. Utilizou-se esta baixa pressão P_C apenas para garantir a adesão da membrana na amostra e evitar a expulsão de ar dos vazios do solo por compressão. A Tabela III.3 mostra resumidamente os intervalos de pressões aplicadas e o número de ensaios realizados em cada corpo de prova.

Tabela III.3. Resumo dos intervalos de pressões e número de ensaios do estudo.

Amostras ensaiadas	ΔP min (kPa)	(kPa)	P_S (kPa)	P_C min (kPa)	P_C máx (kPa)	Nº de ensaios realizados
	2,0	5,0	101,33	7,0	10,0	02
CP-2	2,0	5,0	101,33	7,0	10,0	02
CP-3	2,0	5,0	101,33	7,0	10,0	02
CP-4	3,0	10,0	101,33	8,0	15,0	12
CP-5	4,0	7,0	101,33	9,0	12,0	02
CP-6	4,0	10,0	101,33	9,0	15,0	02
CP-7	4,0	7,0	101,33	9,0	12,0	15
CP-8	4,0	10,0	101,33	9,0	15,0	02
	4,0	11,0	101,33	9,0	16,0	02
CP-10	4,0	10,0	101,33	9,0	15,0	10

Obs.: P_C relativo a pressão atmosférica.

e) *Procedimento de leitura no fluxímetro*

As leituras do fluxímetro são realizadas quando existe uma condição de equilíbrio no fluxo de gás na amostra, onde o tempo de passagem do gás se torna constante. Após este período inicial para estabilização, realizam-se cinco leituras de fluxo para cada gradiente de pressão aplicado através de um cronômetro digital e em seguida determina-se a média aritmética das mesmas. Este valor médio de fluxo é empregado posteriormente nos cálculos para obtenção do coeficiente de permeabilidade ao ar. A duração de cada ensaio varia de acordo com o grau de saturação da amostra. Para amostras com baixa saturação, os ensaios duram cerca de 15 minutos, no entanto, para valores próximos à completa saturação do solo, períodos de 1-2 horas são requeridos.

3.5 – RESULTADOS E DISCUSSÕES - PERMEABILIDADE DO SOLO AO AR

3.5.1 – FORMULAÇÕES MATEMÁTICAS

Os coeficientes de permeabilidade intrínsecos dos corpos de prova foram calculados por meio da Equação II.6, a qual considera o efeito da compressibilidade do fluido, apesar da utilização de pressões bastante baixas em todos os ensaios (ver Tabela III.3). Vale lembrar que:

$$K_a = \frac{2 \times \mu \times L \times P_s \times v}{(P_e^2 - P_s^2)} \quad \text{Eq. II.6}$$

Onde: K_a = permeabilidade intrínseca para fluidos compressíveis (m^2); v = velocidade de Darcy (m/s); μ = viscosidade dinâmica do ar = $1,837 \times 10^{-5}$ Pa.s ($t=25^\circ C$); P_e = pressão de entrada da amostra (Pa); P_s = pressão de saída (Pa) e L = comprimento da amostra de solo (m).

Para o gradiente de pressão máximo aplicado neste estudo, 11 kPa no CP-9, a não utilização desta expressão levaria a erros nos valores da permeabilidade de aproximadamente 5%, conforme obtido por meio da Equação II.7 considerando $P_m = (P_e + P_s)/2$ e $P_s = 101,33$ kPa:

$$\frac{K_a}{K_{ia}} = 1 - \frac{\Delta P}{2P_m} \quad \text{Eq. II.7}$$

Por fim, aplicava-se diretamente a Equação II.4 com a permeabilidade intrínseca (K_a) para encontrar o coeficiente de permeabilidade dos corpos de prova ao ar (κ_a):

$$\kappa_a = \frac{K_a \times \rho \times g}{\mu} \quad \text{Eq.II.4}$$

Onde foram utilizadas as seguintes constantes: ρ = densidade do ar = 1,185 kg/m³; g = aceleração da gravidade = 9,81 m/s² e μ = viscosidade dinâmica do ar = 1,837 x 10⁻⁵ kg/m.s = Pa.s (t=25°C).

3.5.2 – VALIDAÇÃO DA LEI DE DARCY

Nesta pesquisa a validação da Lei de Darcy foi constatada conferindo a proporcionalidade entre a velocidade aparente de fluxo (v) e o gradiente de pressão (ΔP) nos corpos de prova ensaiados. Conforme comentado no Item 3.3.2, realizavam-se os ensaios com medição das velocidades de fluxo para quatro diferentes ΔP , exceto nos casos em que o C.P apresentava graus de saturação elevados. Desta forma, para a maioria dos 51 ensaios executados a proporcionalidade de Darcy foi constatada. A Figura III.12 apresenta alguns exemplos da linearidade entre v e ΔP , bem como o resultado das correlações lineares obtidas em diferentes corpos de prova.

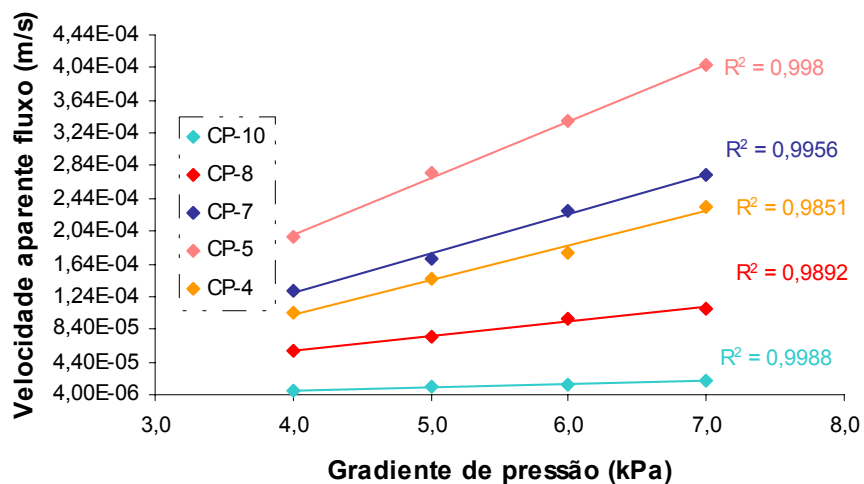


Figura III.12. Verificação da Lei de Darcy para os ensaios.

As regressões lineares mostradas na Figura III.12 indicam uma boa proporcionalidade entre v e ΔP , comprovando que a metodologia utilizada nesta dissertação pode ser bem confiável para a determinação do κ_a para o solo em

questão. Vale ressaltar que esta proporcionalidade está bastante consistente com a literatura, a qual considera a relação verdadeira para baixas pressões aplicadas. Para pressões acima de 200 kPa, esta linearidade pode não ser mais verificada e alguns autores sugerem o uso da Lei de Fick. (Blight, 1971, Bouazza e Vangpaisal, 2000, Loiseau *et. al.*, 2002 e Jucá e Maciel, 1999).

3.5.3 – PERMEABILIDADE EM FUNÇÃO DA UMIDADE DE COMPACTAÇÃO

A primeira seqüência de ensaios teve como objetivo a avaliação dos parâmetros de permeabilidade vertical do solo ao ar em função da umidade de compactação. Todos os dez corpos de prova foram ensaiados nesta etapa. Após a preparação dos corpos de prova obtidos dos cilindros de compactação, acondicionavam-se os mesmos em filmes de PVC e levavam-se rapidamente para a câmara de ensaio do Tri-Flex de modo que a perda de umidade entre a preparação da amostra e sua colocação na câmara de ensaio fosse desprezível. Desta maneira, a umidade de ensaio das amostras (h_{ensaio}) foi considerada a mesma da h_{comp} . A Tabela III.4 mostra as condições de ensaio dos C.P e os resultados de velocidade de fluxo para um gradiente de pressão específico. É importante ressaltar que devido à proximidade da curva de saturação ($S=100\%$), os corpos de prova CP-6 ao CP-10 não puderam ser ensaiados com mais de um único ΔP pois os ensaios tornavam-se lentos o que poderia causar modificações no teor de umidade inicial do solo.

Tabela III.4. Resultados da permeabilidade em função da umidade de compactação.

Número C.P.	h_{ensaio} (%)	γ_{comp} (kN/m ³)	ΔP (kPa)	Veloc. fluxo v (m/s)	Permeab. Intrínsc K_a (m ²)	Coef. permeab. (κ_a) (m/s)
CP-1	10,2	16,34	4,0	$1,87 \times 10^{-3}$	$5,2 \times 10^{-13}$	$3,3 \times 10^{-7}$
CP-2	11,0	16,27	4,0	$1,99 \times 10^{-3}$	$6,6 \times 10^{-13}$	$4,2 \times 10^{-7}$
CP-3	12,0	16,91	4,0	$1,96 \times 10^{-3}$	$5,5 \times 10^{-13}$	$3,6 \times 10^{-7}$
CP-4	16,7	18,44	4,0	$8,14 \times 10^{-4}$	$2,5 \times 10^{-13}$	$1,6 \times 10^{-7}$
CP-5	19,6	19,05	4,0	$5,22 \times 10^{-5}$	$1,5 \times 10^{-15}$	$9,9 \times 10^{-9}$
CP-6	22,5	19,66	10,0	$3,58 \times 10^{-6}$	$3,8 \times 10^{-16}$	$2,4 \times 10^{-10}$
CP-7	22,9	19,76	4,0	$8,17 \times 10^{-6}$	$2,4 \times 10^{-15}$	$1,5 \times 10^{-9}$
CP-8	24,3	19,54	10,0	$5,53 \times 10^{-7}$	$5,3 \times 10^{-17}$	$3,4 \times 10^{-11}$
CP-9	26,5	18,97	10,0	N.D	Impermeável	Impermeável
CP-10	29,0	18,64	10,0	N.D	Impermeável	Impermeável

Obs.: N.D. = Fluxo não detectado; γ_{comp} = densidade do solo úmido na compactação.

A Figura III.13 ilustra o resultado dos coeficientes (κ_a) do solo em função da umidade de compactação. É interessante notar que a permeabilidade decresce lentamente com o aumento da umidade no ramo seco da curva de compactação e para valores acima da umidade ótima ($h = 23\%$) existe um drástico decréscimo da

permeabilidade ao ar com pequenos incrementos de umidade. Comportamento de fluxo semelhante ao encontrado nesta pesquisa foi observado por outros pesquisadores na percolação de gases (Langfelder *et. al.*, 1968) e líquidos (Mitchell *et. al.*, 1965) em diferentes tipos de solos compactados. No caso do solo da Célula nº 8, a queda no valor de κ_a no ramo seco foi de três ordens de magnitude para uma variação de umidade de cerca de 13%, enquanto que um incremento de umidade de apenas 3,5% após a ótima gerou um decréscimo de inexistência de fluxo no solo, conforme observado no ensaio do CP-9.

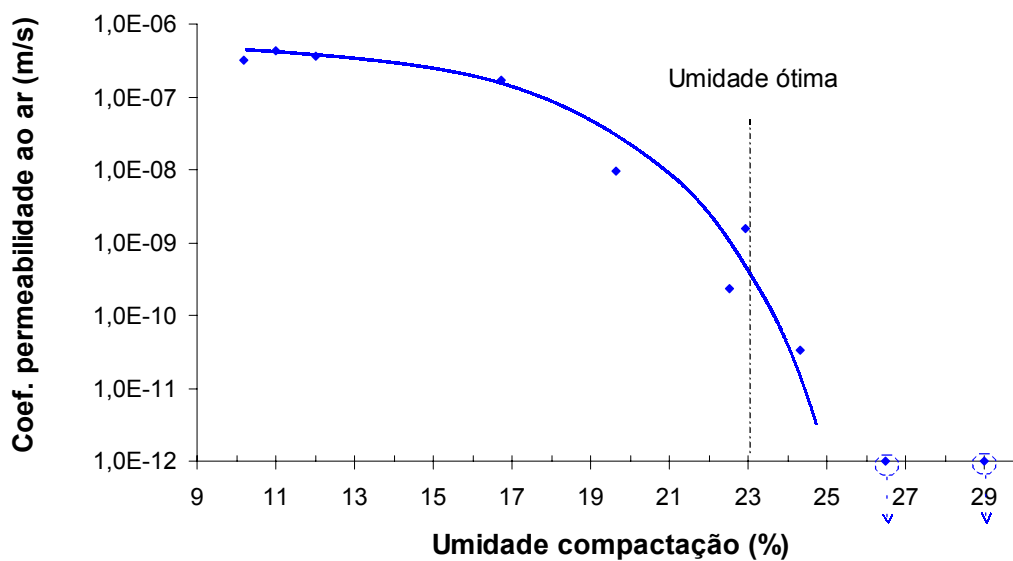


Figura III.13. Variação da permeabilidade com a umidade de compactação.

O decréscimo da permeabilidade (κ_a) até umidades de compactação um pouco superior à ótima (CP-8, $h = 24,3\%$) foi de quatro ordens de magnitude para o solo argiloso (CH) em questão. Esta variação de κ_a mostra-se consistente com os dados apresentados por Marinho *et. al.* (2000) e Lengfelder *et. al.* (1968) que verificaram decréscimo de três ordens de grandeza no κ_a para solos argilo-arenoso e arenosiltoso, respectivamente. Pode-se esperar que quanto maior for a presença de argila no solo, mais acentuada seja esta queda nos valores da permeabilidade ao ar. Vale lembrar que o decréscimo da permeabilidade ao ar não é apenas função do incremento do teor de umidade do solo, mas sim da relação umidade, densidade e estrutura do solo compactado.

As permeabilidades intrínsecas mostradas na Tabela III.4 podem ser comparadas com os valores de diferentes tipos de solo reportados na literatura. Esta comparação indica que os resultados obtidos nesta pesquisa estão coerentes com a faixa de variação deste parâmetro nas argilas. Vale ressaltar que para os solos

compactados muito abaixo da umidade ótima (CP-1, CP-2 e CP-3), a permeabilidade intrínseca determinada ($K_a = 10^{-13} \text{ m}^2$) está mais próxima de um solo areno-siltoso devido à baixa densidade e a forma aleatória de disposição das partículas no solo. Fleureau e Taibi (1995) mostraram valores de permeabilidade de $1,5 \times 10^{-12} \text{ m}^2$ para uma areia fina, enquanto Springer *et al.* (1998) reportaram valores de 10^{-13} a 10^{-12} m^2 para areia siltosa em diferentes condições de saturação. Andrade (2000) verificou permeabilidades da ordem de 10^{-13} a 10^{-15} m^2 para um solo argilo-arenoso do Aterro da Muribeca. Por sua vez, Maciel e Jucá (2000) determinaram que o solo argiloso utilizado na cobertura da Célula nº 4 da Muribeca, compactado próximo da umidade ótima, apresenta coeficiente de permeabilidade intrínseco entre $4,0 \times 10^{-16}$ e $6,8 \times 10^{-14} \text{ m}^2$ a depender do grau de saturação do solo, estando portanto em coerência com os valores determinados para os corpos CP-6 e CP-7 desta pesquisa (10^{-16} m^2 e 10^{-15} m^2 , respectivamente). Vale lembrar que a permeabilidade intrínseca do lixo apresenta variação de $8,0 \times 10^{-12}$ a $1,0 \times 10^{-9} \text{ m}^2$ estando mais próxima da permeabilidade de solos arenosos (Huber e Wohnlich, 1999).

A influência da disposição das partículas na permeabilidade de solos compactados também foi investigada neste estudo. Mitchell *et al.* (1965) afirma que uma das maneiras de observar o efeito isolado da estrutura do solo na permeabilidade é ensaiando amostras moldadas com diferentes teores de umidade mas com densidades secas constantes nas mesmas condições de ensaio. No caso da percolação de fluidos gasosos, a condição de ensaio que facilitará esta avaliação é quando o solo apresentar baixo grau de saturação, onde se consegue eliminar o efeito da umidade na passagem do gás. Uma vez obtendo os valores máximos dos coeficientes de permeabilidade ao ar em cada corpo de prova, pode-se comparar os coeficientes κ_a das amostras que apresentam densidades secas constantes.

A análise conduzida nesta pesquisa foi realizada ensaiando os dez corpos de prova com graus de saturação inferiores a 50% ($h_{\text{ensaio}} < 12\%$). Sabe-se que, para o solo em questão, esta condição de saturação já garante a permeabilidade máxima do solo ao ar (ver Figura III.16). A perda de umidade dos corpos de prova compactados acima de 50% de saturação foi controlada em laboratório sob sucções (termodinâmica) da ordem de 80 MPa ($t = 25^\circ\text{C}$ e $H = 55\%$). Não se utilizou estufa para secagem das amostras para evitar modificações na estrutura do solo. A Tabela III.5 apresenta as condições de compactação e de ensaio dos 10 corpos de prova e os coeficientes de permeabilidade verticais máximos obtidos para cada amostra nesta etapa da investigação laboratorial.

Tabela III.5. Efeito da estrutura/densidade nos resultados da permeabilidade ao ar.

Número C.P.	$h_{\text{comp.}}$ (%)	γ_d (kN/m ³)	h_{ensaio} (%)	Grau de saturação (S_{ensaio}) (%)	Coef. permeab (κ_a) (m/s)
CP-1	10,2	14,83	10,2	34,7	$3,3 \times 10^{-7}$
CP-2	11,0	14,66	4,3	14,1	$2,9 \times 10^{-7}$
CP-3	12,0	15,10	12,0	42,6	$3,6 \times 10^{-7}$
CP-4	16,7	15,80	12,0	48,5	$2,0 \times 10^{-7}$
CP-5	19,6	15,93	5,8	25,3	$4,0 \times 10^{-8}$
CP-6	22,5	16,05	5,6	23,9	$9,3 \times 10^{-9}$
CP-7	22,9	16,08	3,0	12,4	$2,6 \times 10^{-8}$
CP-8	24,3	15,72	10,0	39,0	$9,2 \times 10^{-9}$
CP-9	26,5	15,00	5,8	20,3	$1,4 \times 10^{-8}$
CP-10	29,0	14,45	3,7	11,7	$1,2 \times 10^{-8}$

Comparando as permeabilidades de alguns corpos de prova compactados no ramo seco e úmido da curva Proctor, que apresentaram densidades secas praticamente constantes, como exemplo, o CP-2 e CP-10 ($\cong 14,5 \text{ kN/m}^3$), CP-3 e CP-9 ($\cong 15,0 \text{ kN/m}^3$) e CP-4 e CP-8 ($\cong 15,8 \text{ kN/m}^3$), pode-se verificar a influência da estrutura do solo compactado na percolação do gás para uma densidade seca de compactação específica. A diferença entre os valores de κ_a das amostras moldadas no ramo seco e úmido foram de 24,2 (CP-2/CP-10), 25,7 (CP-3/CP-9) e 21,7 (CP-4/CP-8), ou seja, para uma mesma densidade seca de compactação a permeabilidade ao ar do solo com distribuição de partículas aleatória (ramo seco) foi no mínimo 21,7 vezes superior ao solo de estrutura dispersa (ramo úmido).

A Figura III.14 apresenta a variação da permeabilidade máxima das amostras em função da umidade de compactação. Observa-se nesta curva que a permeabilidade decresce com a umidade de compactação até valores próximos da ótima. Após este ponto, a permeabilidade praticamente não varia com o incremento da umidade de compactação dos corpos de prova. Desta maneira, pode-se dizer que as características de percolação do ar no solo compactado na h_{otm} são mais semelhantes aos solos com distribuição dispersa (ramo úmido) em comparação com aqueles de distribuição aleatória das partículas (ramo seco). O decréscimo da permeabilidade no ramo seco da curva foi causado tanto pelas alterações na estrutura (aleatória \rightarrow dispersa) quanto pelo incremento da densidade seca do solo. No ramo úmido, no entanto, apesar da densidade seca decrescer (o que poderia gerar aumento no fluxo de ar no solo), os valores de κ_a praticamente não se alteram, sendo o efeito da disposição das partículas o principal parâmetro de controle da permeabilidade nesta parte da curva de compactação.

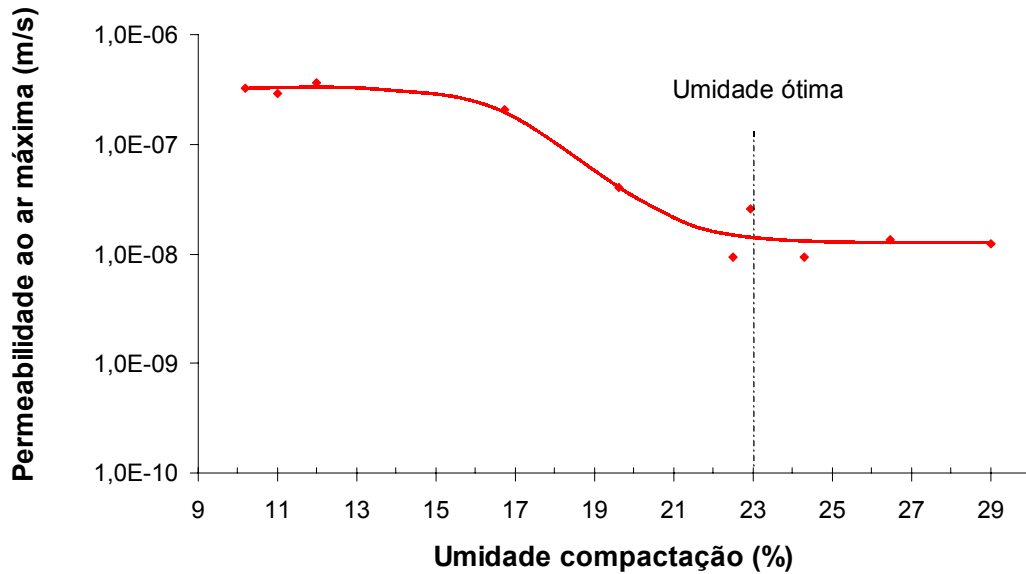


Figura III.14. Variação da permeabilidade máxima ao ar nas diferentes amostras.

A Figura III.15 apresenta conjuntamente as curvas das Figuras III.13 e III.14, onde é possível analisar conjuntamente a influência da umidade, densidade e disposição das partículas nos valores da permeabilidade.

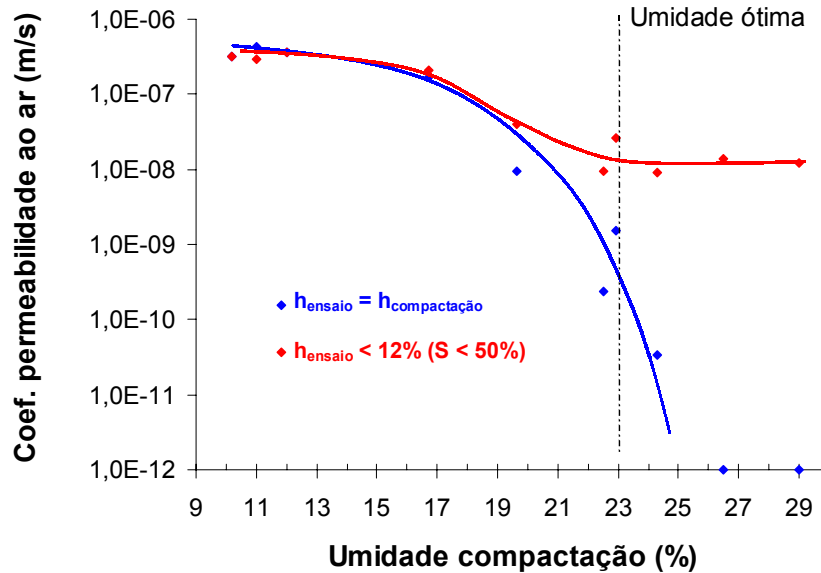


Figura III.15. Variação da permeabilidade ao ar para diferentes condições de ensaio.

Observa-se que para condição em que $h_{\text{ensaio}} = h_{\text{compactação}}$ o decréscimo total da permeabilidade no ramo seco foi de três ordens de magnitude, sendo esta redução influenciada pelo incremento da densidade e umidade e pelas alterações da estrutura do solo. Ao secar os corpos de prova até a condição de ensaio em que a umidade não mais afetaria a passagem do gás no solo ($S_{\text{ensaio}} < 50\%$), verificou-se uma redução no

valor da permeabilidade de 1 ordem de grandeza, ou seja, esta redução está associada apenas ao incremento de densidade e alterações estruturais do solo. Desta forma, pode-se dizer que em torno da umidade ótima a influência da umidade corresponde a 2/3 da redução total da permeabilidade, enquanto que o efeito conjunto da densidade e estrutura do solo reflete em 1/3 do decréscimo da permeabilidade. No ramo úmido da curva, o incremento da umidade do solo é ainda mais importante perto do efeito da densidade e estrutura do solo uma vez que a diferença entre as duas curvas se acentua. A principal razão para este fato é a proximidade da oclusão do ar tanto nos corpos de prova compactados na ótima quanto para os moldados após este teor de umidade.

3.5.4 – PERMEABILIDADE AO AR COM A VARIAÇÃO DA SATURAÇÃO DO SOLO

A influência da variação do grau de saturação do solo (ou sucção) na percolação dos gases é mais importante, perto do efeito da estrutura do solo, após a execução da camada de cobertura do aterro. Essencialmente, o solo da cobertura dos aterros permanece com sua estrutura inalterada com o tempo, pois praticamente não existem grandes carregamentos externos e/ou adensamento acentuado do solo. Por outro lado, o grau de saturação é muito susceptível as condições climáticas, sendo portanto, o parâmetro principal de controle da passagem dos gases para a atmosfera durante a vida útil do aterro. O objetivo da determinação da permeabilidade ao ar em função da saturação do solo é avaliar a possível eficiência da camada de cobertura na retenção física do biogás ao longo de períodos chuvosos e secos. Com base nesta análise, será possível adotar medidas de proteção e/ou dimensionamento da camada que garantam intervalos de saturação propícios para minimização da passagem dos gases para o meio ambiente ao longo das estações climáticas do ano.

Os três corpos de prova analisados nesta seqüência de ensaios (CP-4, CP-7 e CP-10) foram compactados com diferentes teores de umidade, sendo o CP-4 moldado 6,2% abaixo da ótima, o CP-7 na umidade ótima e o CP-10 compactado a +6,1% da ótima (ver Tabela III.2). Estas amostras foram tomadas como experimentais pois pretendia-se avaliar como diferentes umidades de compactação da camada de cobertura poderiam influenciar seu desempenho futuro na retenção do gases.

O CP-4 foi utilizado como solo de referência das condições de campo uma vez que este apresentava densidade seca ($\gamma_d = 15,8 \text{ kN/m}^3$) mais próxima da verificada na cobertura da Célula nº 8 ($\gamma_{d,\text{campo}} = 14,5 \text{ kN/m}^3$). Na realidade, moldaram-se outros corpos de prova com densidade seca mais perto daquela medida em campo, no entanto, os mesmos não apresentavam condições de serem manejados

constantemente durante a execução de vários ensaios de permeabilidade. O CP-7 foi tomado como o solo de representação da condição ideal de execução da camada, uma vez que o mesmo foi compactado na umidade ótima e densidade seca máxima. Finalmente, o CP-10 foi ensaiado apenas para fins de pesquisa já que na prática esta compactação é muito difícil de ser executada em campo devido à alta plasticidade do solo para teores de umidade muito acima da ótima.

Os ensaios de permeabilidade foram executados sempre na trajetória de secagem do solo. Inicialmente, as amostras foram saturadas no permeâmetro Tri-Flex para assim proceder à secagem sob condições controladas em laboratório com sucções (termodinâmica) da ordem de 80,0 MPa ($t = 25^{\circ}\text{C}$ e $H = 55\%$). Constantemente, pesava-se o C.P para verificar se o mesmo estava com o grau de saturação planejado para o ensaio. Uma vez atingido a saturação de ensaio, levava-se a amostra diretamente para a câmara do Tri-Flex para realização do ensaio. Após esta execução, verificava-se o peso do solo na saída para avaliar possíveis alterações na umidade antes e depois do ensaio. Desta maneira, foram realizados um total de 37 determinações de permeabilidade nos três corpos de prova. Vale lembrar ainda que a contração do solo foi medida paralelamente a estas determinações, a fim de corrigir o índice de vazios utilizado na obtenção do grau de saturação do solo (ver Equação III.3).

A Figura III.16 mostra as curvas da permeabilidade obtidas em função do grau de saturação do solo (ver resultado numérico no Apêndice A.3). É importante distinguir o comportamento das curvas nesta figura em três partes: A primeira parte refere-se a valores de saturação inferiores a 60%, onde a permeabilidade nos três C.P é praticamente constante e equivale ao máximo valor para cada solo. Estes valores máximos de κ_a foram aproximadamente $2,0 \times 10^{-7}$ m/s (CP-4), $2,5 \times 10^{-8}$ m/s (CP-7) e $1,2 \times 10^{-8}$ m/s (CP-10). Conforme discutido anteriormente, esta variação da permeabilidade dos C.P em baixa saturação está diretamente relacionada com a disposição das partículas na matriz do solo (distribuição aleatória ou dispersa). Uma aplicação prática destes resultados à cobertura da Célula nº 8 indicaria que uma redução de 10 vezes no lançamento de poluentes para a atmosfera poderia ser obtida caso a camada tivesse sido compactada próximo da umidade ótima (CP-7).

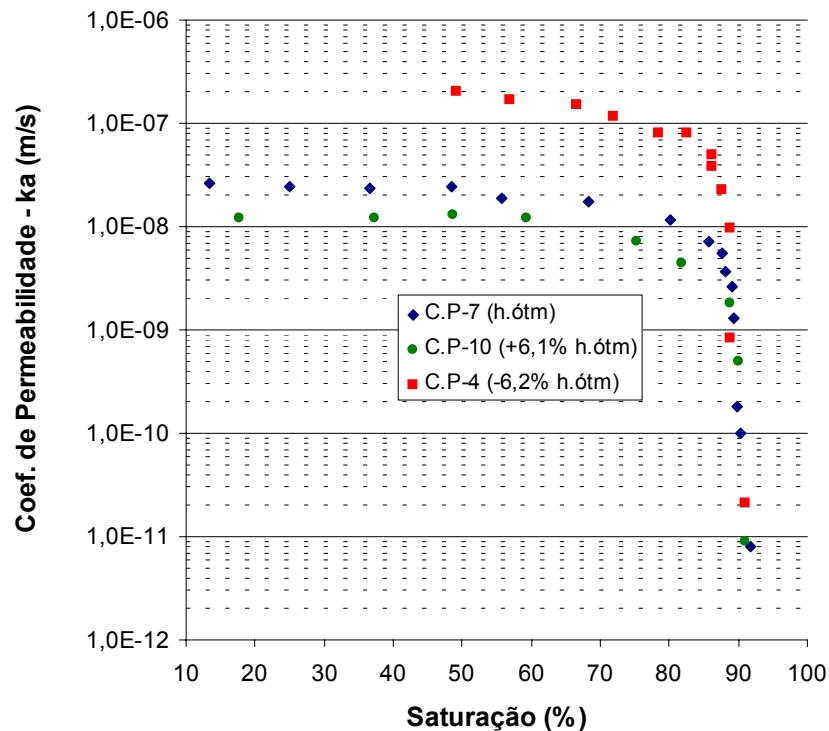
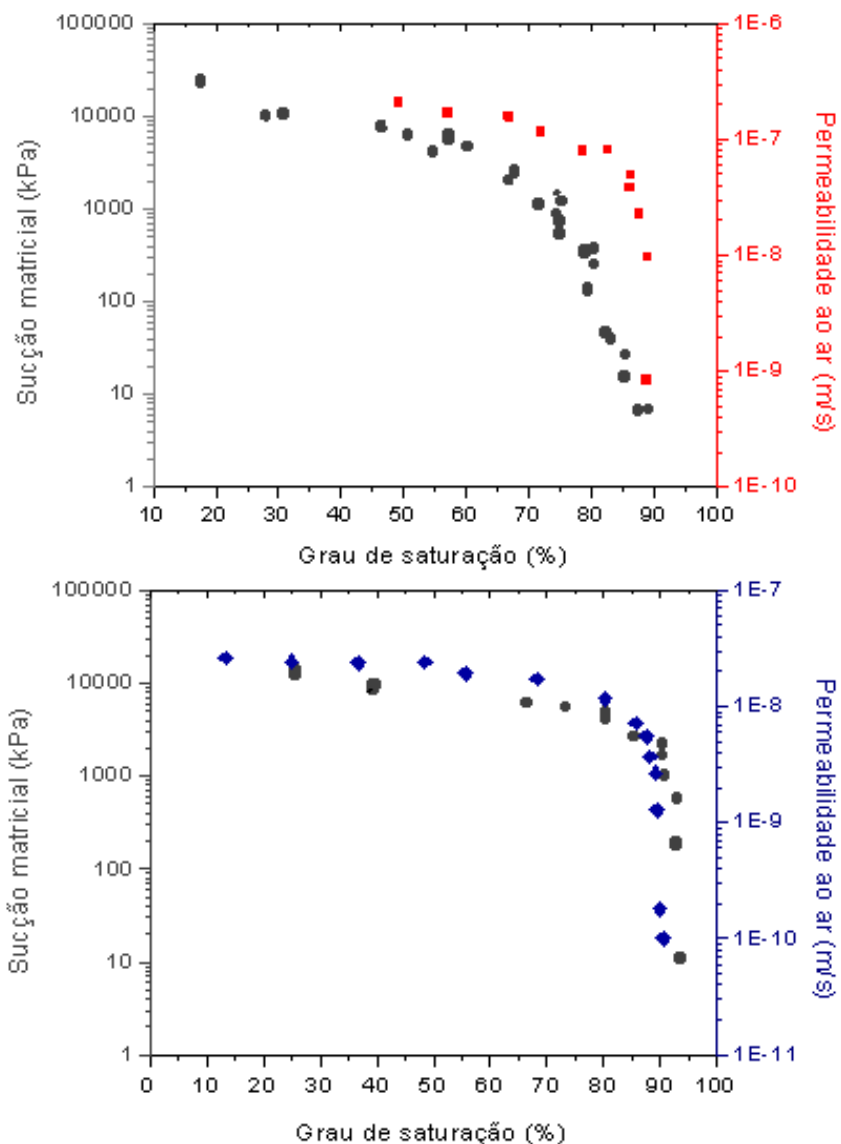


Figura III.16. Variação da permeabilidade em função da saturação do solo.

A segunda parte da curva refere-se a um decréscimo lento da permeabilidade com o aumento da saturação para intervalos de 60 a 85% nos três corpos de prova. Por fim, para valores superiores a 85%, a permeabilidade decresce drasticamente com pequenos incrementos de água no solo. Este grau de saturação representa o ponto de passagem do estado contínuo do ar para a fase oclusa na matriz do solo e está condizente com o encontrado na literatura. Loiseau *et. al.* (2002) verificaram este mesmo comportamento para valores de $S > 85\%$ em um solo argiloso, enquanto Fuchsberger e Semprich (1995) constataram fluxo de ar desprezíveis em esferas de vidro de diferentes diâmetros para $S > 60\%$ (ver Figura II.19). Maciel e Jucá (2000) observaram esta rápida queda na passagem do ar para saturações superiores a 80% no solo argilo-arenoso do Aterro da Muribeca (ver Figura II.18). Segundo Corey (1957) e Matyas (1967), citados por Fredlund e Rahardjo (1993), a permeabilidade ao ar é praticamente zero para saturação entre 85-90% com a passagem do ar se restringindo apenas ao processo de difusão.

É importante lembrar que o ponto de passagem do estado descontínuo ou ocluso do ar no solo para a fase contínua corresponde ao ponto de entrada generalizada de ar (GAE). Desta maneira, as curvas mostradas na Figura III.16 podem ser utilizadas também para indicação do GAE que conforme discutido anteriormente deve estar compreendido entre saturações de 85-90%, correspondendo ao intervalo

onde ocorre a brusca variação da permeabilidade do solo ao ar. A Figura III.17 apresenta conjuntamente as curvas características (Figura III.7) e de permeabilidade ao ar (Figura III.16) em função do grau de saturação dos três corpos de prova. Verifica-se na Figura III.17 que a estimativa do GAE por meio das curvas características e de permeabilidade para os corpos de prova CP-7 e CP-10 foram praticamente coincidentes. A maior discrepância entre as curvas foi observada no CP-4, podendo estar relacionada à variação dos resultados nos ensaios de contração e às dificuldades de se trabalhar com um solo de estrutura muito “solta”. Com exceção do CP-4, é possível observar uma estreita relação entre os dois parâmetros. Este comportamento é de grande importância para os estudos subseqüentes de permeabilidade ao ar em solos não saturados, uma vez que a determinação da curva característica, que já é um procedimento de rotina nas investigações geotécnicas, pode ser utilizada indiretamente na obtenção da curva de permeabilidade ao ar em função do grau de saturação do solo.



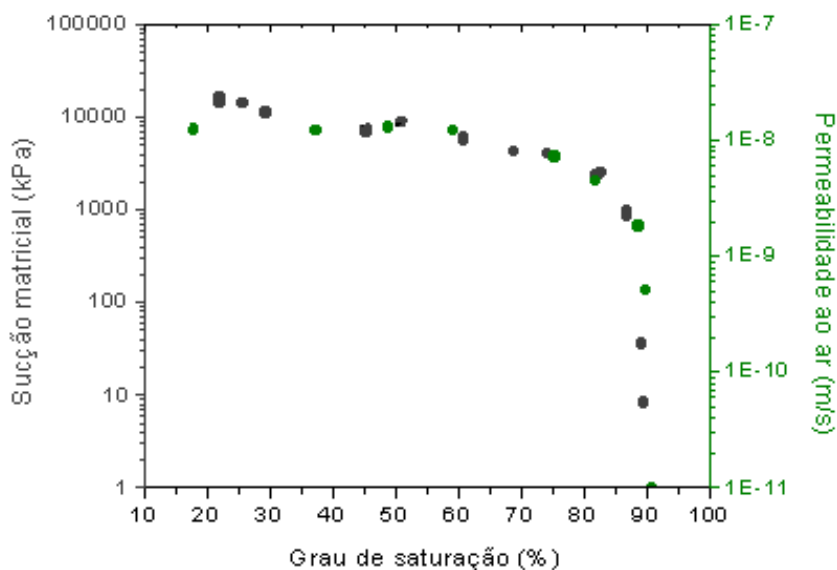


Figura III.17. Variação da permeabilidade e sucção do solo com o grau de saturação.

A Tabela III.6 apresenta resumidamente a variação do grau de saturação correspondente ao GAE nos ensaios de permeabilidade, assim como os resultados obtidos anteriormente através das curvas de contração e sucção do solo (Figuras III.4 e III.7, respectivamente). Salvo o CP-4, o qual havia apresentado curvas de contração e sucção de difícil visualização do GAE, os valores achados para a entrada generalizada de ar nos outros corpos de prova estão coerentes com a faixa de saturação determinada nos ensaios de permeabilidade do solo ao ar.

Tabela III.6. Ponto de entrada generalizada de ar em diferentes ensaios.

Amostra	Ponto de entrada generalizada de ar (GAE)		
	Curva característica	Ensaio Contração	Ensaio de permeabilidade*
CP-4	70,0%	80,0%	85,0 – 89,0%
CP-7	87,0%	91,0%	85,0 – 90,0%
CP-10	84,0%	89,0%	85,0 – 90,0%

Obs.: * intervalo de umidade gravimétrica correspondente a saturação de 85 à 90%.

A Figura III.18 apresenta os resultados experimentais da permeabilidade relativa do solo ao ar em função da saturação efetiva, assim como o ajuste das curvas teóricas do modelo proposto por van Genuchten - 1980 (Eq. II.16). Os resultados numéricos experimentais e teóricos das curvas da Figura III.18 estão presentes no Apêndice (A.3). O parâmetro “m” do modelo de van Genuchten (1980) que forneceu melhores ajustes foi 0,85 (CP-4), 0,87 (CP-7) e 0,88 (CP-10). No caso da determinação da saturação efetiva, adotou-se a saturação residual igual a 13% para todas as amostras.

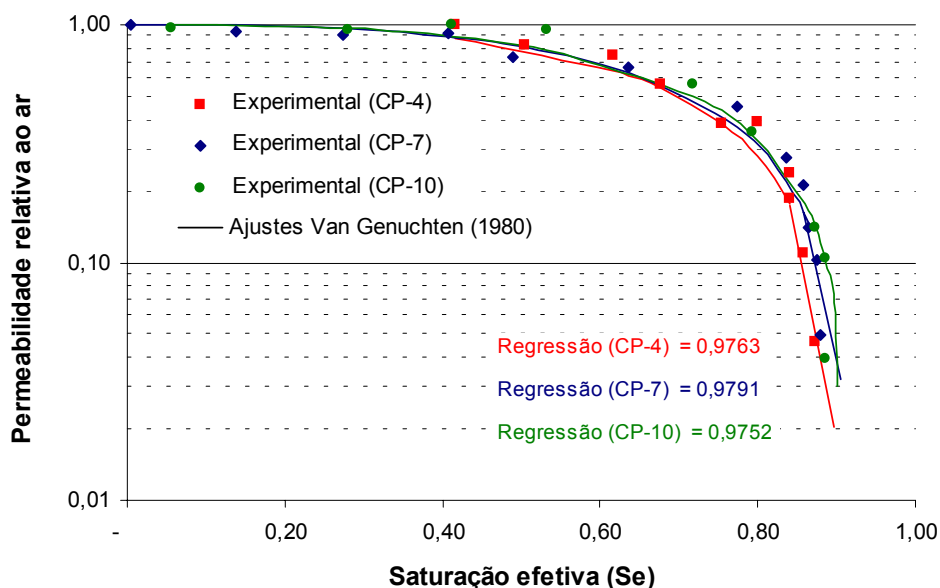


Figura III.18. Permeabilidade relativa ao ar em função da saturação efetiva do solo.

As correlações obtidas ($r^2 > 0,97$) na Figura III.18 mostram uma boa consistência dos resultados experimentais com a estimativa do modelo de van Genuchten (1980). Por outro lado, grandes discrepâncias entre resultados experimentais e previstos foram constatadas na aplicação do modelo de Brooks e Corey (1966). Esta inconsistência pode ter sido originada pelas dificuldades de obtenção dos parâmetros na curva característica do solo e incorreta utilização dos mesmos no modelo. Em geral, a literatura não é conclusiva sobre a aplicabilidade dos modelos.

3.5.5 – PERMEABILIDADE DO SOLO E CONTEÚDO VOLUMÉTRICO DE AR

O conteúdo volumétrico de ar (θ_a) representa o percentual de vazios do solo efetivamente preenchidos por ar. No que se refere ao transporte de gases no solo este parâmetro é de grande interesse para as análises de fluxo, uma vez que o mesmo pode indicar como o crescimento da permeabilidade ao ar está relacionado com o percentual e a continuidade dos poros aerados no solo. Como visto no Capítulo II, o conteúdo volumétrico de ar pode ser dado pela seguinte expressão:

$$\theta_a = \eta \times A = \frac{e \times (1 - S)}{1 + e} \quad \text{Eq. II.12}$$

Onde: θ_a = conteúdo volumétrico de ar, η = porosidade do solo, A = grau de aeração, e = índice de vazios e S = grau de saturação com água.

Com base nas determinações da permeabilidade e variação do índice de vazios nos ensaios de contração, pode-se representar as curvas de permeabilidade ao ar em termos do conteúdo volumétrico de ar, conforme ilustrado na Figura III.19. A análise desta Figura indica que os CP-7 e CP-10 apresentam comportamentos semelhantes em que a permeabilidade decresce drasticamente até valores de fluxo nulo para valores de θ_a abaixo de 5,0%. Em outras palavras, quando menos de 5,0% dos poros estiverem preenchidos com ar, a fase gasosa começa a ficar oclusa ou em descontinuidade na matriz do solo. O mesmo ocorre para o CP-4, porém para um percentual de poros aerados ligeiramente superior ($\theta_a = 6,0\%$). Como discutido anteriormente, a razão para esta pequena diferença pode está associada a modificações na estrutura do solo compactado no ramo seco da curva de compactação em comparação com os moldados próximo ou além da umidade ótima. Verifica-se também na Figura III.19 que para conteúdos volumétricos de ar superiores à 12%, não há grandes mudanças na permeabilidade deste solo ao ar.

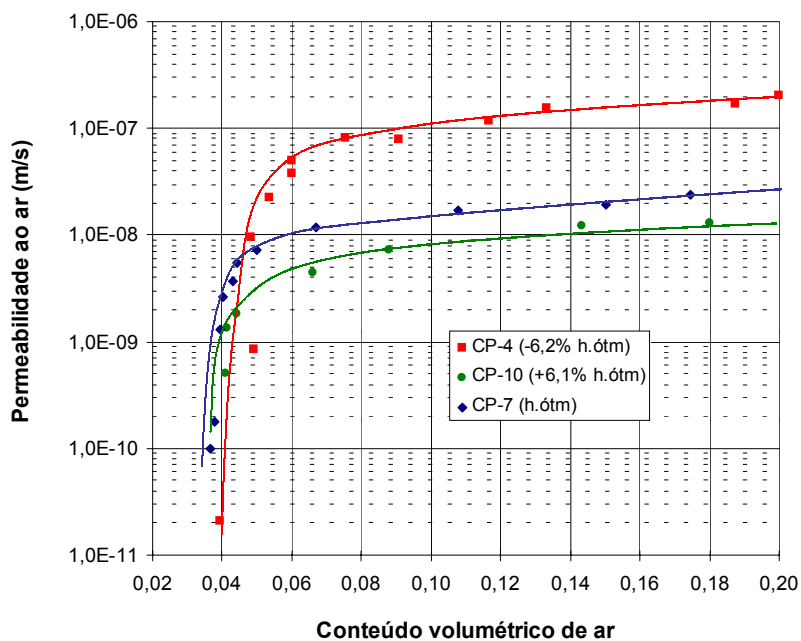


Figura III.19. Variação da permeabilidade em função do conteúdo volumétrico de ar.

Ignatius (1999) mostra em seu estudo que a permeabilidade intrínseca do solo é praticamente nula para valores de θ_a entre 5,0 e 11,0% a depender da umidade e densidade seca de compactação, sendo portanto, ligeiramente superior aos valores encontrados para o solo desta pesquisa. O baixo volume de poros aerados que começa a afetar significativamente a permeabilidade ao ar permite concluir que a passagem do gás por meio do solo não saturado tende a ser dirigida aos “canais” que apresentem continuidade da fase ar, mesmo quando estes representem baixo percentual em relação aos “canais” preenchidos por água.

CAPÍTULO IV – INVESTIGAÇÃO DE CAMPO

4.1 – INTRODUÇÃO

A investigação de campo realizada nesta pesquisa teve como principal objetivo a determinação do fluxo de gases existente na cobertura da Célula nº 8 do Aterro da Muribeca. Uma simples metodologia de placa de fluxo estática foi desenvolvida e aplicada em vários locais da camada de cobertura da referida Célula para assim mapear as emissões do biogás. Além deste objetivo, realizou-se também o monitoramento da concentração de diversos gases (CH_4 , CO_2 , O_2 , CO e H_2S) para avaliar a fase de decomposição biológica dos resíduos e o potencial de impacto ambiental do biogás. Este Capítulo apresenta detalhadamente a metodologia de campo utilizada nesta pesquisa, bem como a caracterização geral da área do estudo e a cronologia de execução dos ensaios. Os resultados e discussões sobre esta investigação serão abordados posteriormente no Capítulo V desta dissertação.

4.2 – LOCALIZAÇÃO DO ATERRO E CONDIÇÕES CLIMÁTICAS

O Aterro da Muribeca localiza-se na Região Metropolitana do Recife (RMR), no município de Jaboatão dos Guararapes, a cerca de 15 km do Centro do Recife. O acesso principal para o Aterro é a PE-25 que se interliga com a BR-101 à 4 km do Aterro. Inúmeras indústrias de pequeno-médio porte (concreteiras, pedreiras, etc) e centrais de distribuição podem ser achadas nesta região. A presença de vários núcleos habitacionais num raio de 3,5 km do Aterro é um agravante sócio-ambiental que torna o estudo da liberação de gases ainda mais importante neste local. A Figura IV.1 ilustra o Conjunto Residencial Marcos Freire visto da Célula nº 8 da Muribeca.



Figura IV.1. Proximidade dos núcleos habitacionais do Aterro da Muribeca.

O clima na RMR é do tipo tropical costeiro com forte presença de chuvas de monções durante boa parte do ano. De acordo com a classificação Koppen, o clima é do tipo As', sendo quente e úmido, comandado por ventos alísios de SE, que sopram durante cerca de nove meses com velocidades médias mensais entre 3,1 a 4,2 m/s. A temperatura média anual é de 26°C, a taxa real de evapotranspiração de 950 mm e umidade relativa média do ar alcança 79,2%. O regime de chuva se situa no período de outono-inverno, com precipitações máximas ocorrendo em junho e julho, sempre por causa da Frente Polar Antártica. A precipitação média anual é de aproximadamente 1.800 - 2.000 mm.

4.3 – CARACTERÍSTICA GERAIS DO ATERRO DA MURIBECA

O Aterro da Muribeca possui uma área de 60 hectares e uma quantidade de lixo estimada em 8 milhões de toneladas. Inicialmente aberto em 1985, como um depósito de lixo a céu aberto, o aterro passou por um programa de recuperação ambiental, iniciado em 1994, que visou transformar o local em um aterro sanitário através do remanejamento e disposição do lixo em 9 células lateralmente isoladas com aproximadamente 40.000 m² cada e altura média de 25-40 m, além do tratamento de líquidos e gases efluentes. A Figura IV.2 ilustra o layout do Aterro da Muribeca. Recentemente, devido ao esgotamento da capacidade de disposição da área, o aterro necessitou passar por uma reestruturação que objetivou preencher as vias de acesso das células e elevar a altura das mesmas em mais 30 metros de lixo.

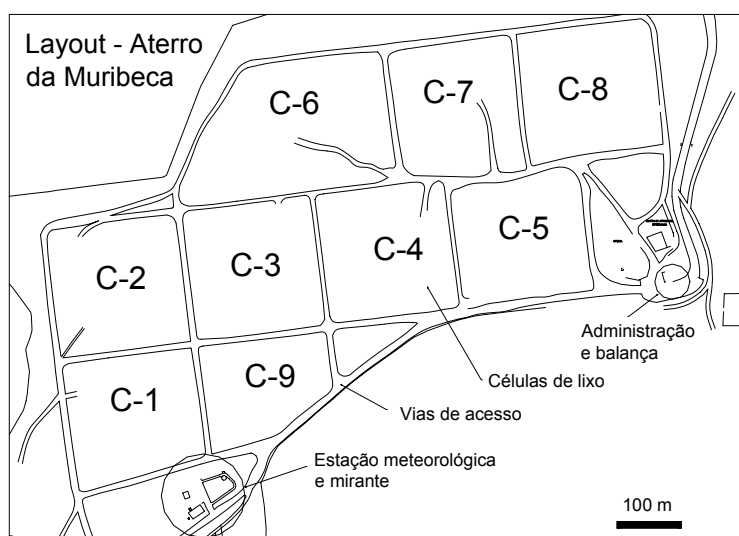


Figura IV.2. Layout do Aterro de resíduos sólidos urbanos da Muribeca.

O Aterro Controlado da Muribeca recebe cerca de 3.000 toneladas de lixo diárias provenientes dos municípios de Recife e Jaboatão. A composição gravimétrica deste lixo é de cerca de 64% de matéria orgânica, 15% de papeis, 9,5% de plásticos, 1,9% de vidros e 2,4% de metais. Outros materiais como madeira, folhas, solos e entulho são depositados separadamente e representam 7,2% do total. A umidade média do lixo recebido é de cerca de 40% em volume (Farias, 2000).

O processo de degradação dos resíduos na Muribeca ocorre naturalmente sob forte influência das condições climáticas. No período seco, este tratamento é acelerado mediante a recirculação do chorume em algumas células. O aterro conta com uma nova unidade de tratamento do chorume com capacidade para tratar 30% do percolato proveniente das células por meio de sistemas de lagoas (aeróbias, anaeróbia e facultativas) e barreira bioquímica. No que se refere aos gases, não existe qualquer tipo de tratamento ou aproveitamento energético do mesmo. Ocasionalmente, os gases são queimados nos próprios drenos instalados superficialmente em algumas células do aterro.

4.4 – CÉLULA EXPERIMENTAL: CÉLULA Nº 8

A célula de resíduos tomada para as investigações de campo foi a Célula nº 8. Esta escolha foi baseada segundo dois importantes fatores. O primeiro fator é o tempo de fechamento da célula, e conseqüentemente a idade dos resíduos aterrados, pois a geração de biogás é significativamente reduzida após um longo período de disposição dos resíduos (10 - 15 anos). Portanto, como o interesse da pesquisa era a medição do fluxo de gases na cobertura, houve uma pré-seleção das células com idade de cobrimento inferior a 5 anos. O segundo fator e também decisivo para a escolha final é a operação de descarrego dos resíduos. Atualmente existem centenas de catadores na frente de operação do aterro, o que torna o ambiente local impróprio para instalar equipamentos de uso permanente e também para a segurança das pessoas durante a realização dos ensaios. Desta maneira, a decisão final sobre a melhor área para as investigações de campo foi tomada em acordo com a Administração da Aterro que disponibilizou a Célula nº 8 por um período de 4 meses, garantindo que não haveria transferência do descarrego para locais próximo ao do estudo.

A Célula nº 8 possui área de base equivalente a 40.000 m² (200 x 200 m) e altura de lixo de cerca de 40 m. A idade dos resíduos aterrados neste local é bastante heterogênea, conforme pode ser visto na Figura IV.3.

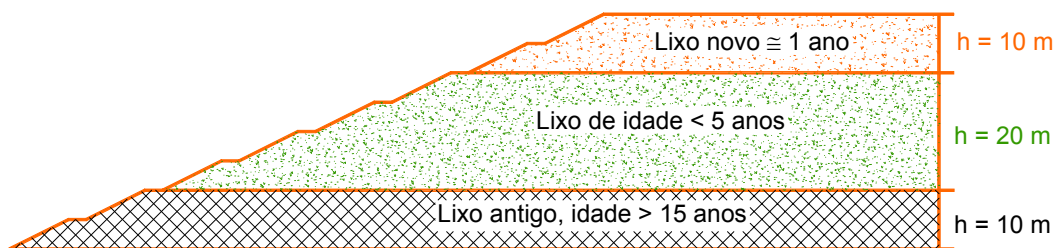


Figura IV.3. Corte ilustrativo da idade do lixo presente na Célula nº 8.

Uma outra característica importante desta célula é a inexistência de qualquer sistema de drenagem de gases que provoca a liberação de todo o biogás gerado pela camada de cobertura. Esta característica será importante na análise dos resultados encontrados nesta investigação. A camada de cobertura é constituída por uma camada única de solo argiloso compactado, cuja caracterização completa encontra-se detalhada no Capítulo III. A espessura da cobertura é bastante heterogênea: 0,25 à 0,90 metros. No ambiente da Célula, considerando as variações da umidade relativa do ar (75-85%) e temperatura ambiente (25-35°C), tem-se sucção (termodinâmica) variando de 23 à 41,5 MPa.

Os taludes da Célula nº 8 apresentam fortes erosões e surgência de chorume em diversos locais. Os fatores que contribuíram para estes problemas foram: (I) péssimas condições de compactação da camada de cobertura; (II) inexistência de cobertura vegetal de proteção; (III) inexistência de sistema de drenagem de águas pluviais e (IV) altas taxas de precipitação devido ao período chuvoso presente. Desta forma, toda investigação de fluxo foi concentrada na área de topo da célula (60 x 70 m²), pois os taludes não apresentavam condições propícias para proceder as investigações desta fase da pesquisa. Lamenta-se este fato uma vez que a avaliação lateral de fluxo poderia ser bastante útil na análise do sentido preferencial do fluxo de gases (vertical ou horizontal) na massa de lixo. A Figura IV.4 ilustra as péssimas condições verificadas nas laterais da Célula nº 8.



Figura IV.4. Erosão intensa verificada nos taludes da Célula nº 8.

4.5 – EQUIPAMENTOS DE LEITURA UTILIZADOS NO ESTUDO

4.5.1 – DETECTORES DE GASES: MULTWARN II E GEM2000

Os detectores portáteis de infravermelho utilizados para avaliar a concentração de diferentes compostos no biogás foram o Multwarn II - Dräger e o GEM2000 - Geotechnical Instruments. O detector Multwarn II apresenta sensores para análise dos gases CH_4 e O_2 , enquanto o GEM2000 detecta o CO_2 , CO e H_2S , além dos gases citados anteriormente. Uma característica importante destes equipamentos é que os mesmos apresentam um canal de entrada e outro de retorno ou de liberação dos gases, permitindo assim que os ensaios da placa de fluxo fossem realizados pela metodologia da placa estática discutida no Capítulo II (Item 2.5). Nesta metodologia, o biogás é bombeado para o aparelho, analisado internamente e depois lançado de volta à placa em um ciclo fechado.

A maior parte das análises foi realizada com o Multwarn II, já que o mesmo era de propriedade do Grupo de Resíduos Sólidos/UFPE. O GEM2000 só foi cedido pela Universidade de Pernambuco (UPE) para uma única campanha de ensaio. No caso do Multwarn II, o equipamento foi aferido antes de sua utilização nos ensaios de campo. Esta aferição foi realizada no Laboratório de Solos da UFPE através do procedimento interno de autocalibração do aparelho mediante utilização de três cilindros com concentrações distintas de CH_4/CO_2 adquiridos da AGA Nordeste. Estes três cilindros possuem 40/60%, 50/50% e 65/35% em volume da relação CH_4/CO_2 .

4.5.2 – MANÔMETRO

O instrumento utilizado para medição da pressão dos gases na Muribeca foi o manômetro digital portátil da Dwyer, modelo 477-2. A faixa de leitura deste aparelho de 0 - 10 kPa e a sensibilidade de 3,0 Pa são propícias para as baixas pressões de gases encontradas na camada de cobertura dos aterros, conforme visto no Capítulo II (Item 2.2).

4.5.3 – TERMÔMETRO

As medições da temperatura atmosférica e do biogás no ensaio da placa de fluxo foram realizadas com o termômetro digital modelo PM1020 da Polimed, cuja sensibilidade é de $0,1^\circ\text{C}$. O terminal de entrada deste aparelho é para termopar tipo K e a faixa de leitura varia de -50°C a 1.300°C .

4.6 – PROCEDIMENTO INICIAL DA INVESTIGAÇÃO

O procedimento inicial da investigação de campo consistiu na instalação de Dispositivos de Medição de Pressão e Concentração do biogás (DMPC) na área de topo da cobertura da Célula nº 8. Os parâmetros de pressão e concentração do biogás são de grande importância para a avaliação e compreensão dos resultados do ensaio da placa de fluxo. Os dispositivos DMPC, fabricados com caps de PVC ($\phi = 200$ mm), apresentam uma conexão de saída na sua extremidade superior e uma tela em aço galvanizado (malha quadrada - 3/8”) na extremidade aberta. A função desta tela é evitar a obstrução do cap quando o mesmo estiver em contato com o lixo. A conexão de saída utilizada foi do tipo “rabo de tatu”, onde fixou-se um tubo plástico flexível ($\phi_{int.} = 4$ mm e $esp_{parede} = 2$ mm) para direcionar o gás até a superfície da camada e assim proceder as leituras. Vale ressaltar, que este dispositivo foi desenvolvido no próprio Laboratório de Solos da UFPE em caráter experimental para esta dissertação. A Figura IV.5 ilustra esquema do dispositivo DMPC na camada de cobertura do Aterro.

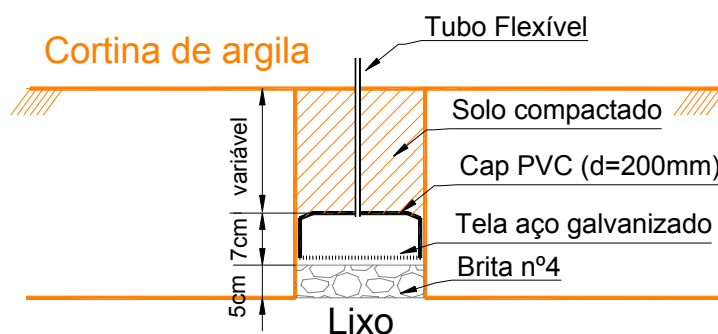


Figura IV.5. Esquema do dispositivo DMPC.

A Figura IV.6 ilustra as etapas de instalação dos dispositivos DMPC em campo. A etapa inicial (1) consiste na realização de um furo com profundidade igual a da camada de cobertura e diâmetro um pouco superior a 200 mm por meio de trado manual. Na Etapa 2, coloca-se uma fina camada de Brita nº 4 (espessura < 5,0 cm) para evitar que o dispositivo fique em contato direto com o lixo e facilitar a drenagem dos gases para seu interior. Em seguida (Etapa 3), posiciona-se cuidadosamente o DMPC em cima da camada de brita e por fim (Etapa 4), realiza-se o preenchimento do furo até a superfície da cobertura com compactação manual do próprio material escavado.



Etapa 1



Etapa 2



Etapa 3



Etapa 4

Figura IV.6. Procedimento de instalação do dispositivo DMPC na cobertura.

Um total de oito destes dispositivos foram locados antes da realização dos ensaios de placa de fluxo na área superior ($70 \times 60 \text{ m}^2$) da Célula nº 8 com espaçamento variando de 25 à 30 m entre si. Como visto no Capítulo II, o espaçamento dos pontos é importante na análise de mapeamento dos gases na cobertura. Quanto menor for o espaçamento, maior será a representatividade dos resultados quando analisados em conjunto. O espaçamento adotado nesta pesquisa foi inferior aos reportados na literatura (Item 2.5.5). Como exemplo, Morris *et. al.* (2001) utilizaram grids com espaçamento de 25 à 45 m.

A Figura IV.7 apresenta a locação dos dispositivos na Célula nº 8, assim como a profundidade da camada de cobertura determinada nos furos de instalação. A localização destes dispositivos identificaria posteriormente os locais de realização do ensaio da placa de fluxo.

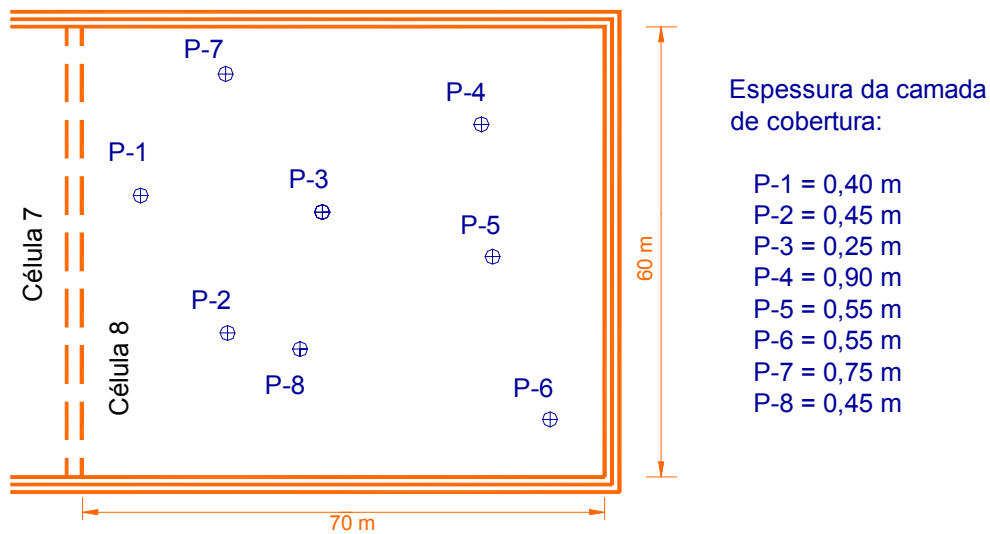


Figura IV.7. Localização dos dispositivos DMPC na área de topo da Célula nº 8.

4.7 – METODOLOGIA – ENSAIO DA PLACA DE FLUXO

4.7.1 – EQUIPAMENTO

A placa de fluxo utilizada no estudo das emissões de gases da Célula nº 8 foi desenvolvida a partir do modelo usado anteriormente por Maciel e Jucá (2000) na Célula nº 4. A Figura IV.8 mostra esquematicamente a forma, dimensões e alguns detalhes da nova placa de fluxo.

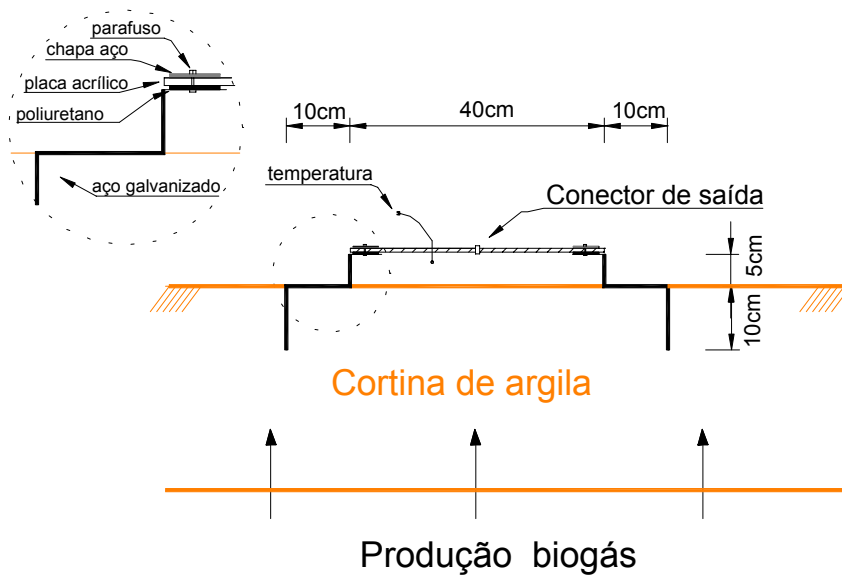


Figura IV.8. Esquema da placa de fluxo utilizada na investigação.

A principal alteração desta nova placa em relação à de Maciel e Jucá (2000) está relacionada com a área de base. A placa de fluxo anterior possui uma área útil de

1 m², enquanto a placa projetada para este estudo teve a área reduzida para 0,16 m². Esta redução foi necessária para tornar o ensaio mais rápido, já que o anterior durava cerca de 7 horas, e enquadrá-lo dentro da duração de ensaios reportados na literatura. Rolston (1986) sugere um intervalo máximo de 3 horas de execução do ensaio, enquanto outros autores como, Borjesson e Svensson (1997), Bogner *et. al.* (1997) e Tanaka *et. al.* (1997) mencionam intervalos mais curtos de até 25 minutos para determinação do fluxo. As dimensões proposta para esta placa, área de base igual a 0,16 m² e 8 l de volume, estão dentro da variação vista na literatura (ver Tabela II.11).

Esta nova placa ou caixa de fluxo é feita lateralmente em aço galvanizado (e = 2 mm) com o topo constituído por uma chapa de acrílico cristal (e = 8 mm). Este acrílico é fixado na parte metálica por meio de dois parafusos em cada lateral da caixa, onde se utiliza também uma chapa de aço sobre o acrílico para distribuir uniformemente a pressão dos parafusos. No intuito de garantir uma boa adesão entre o acrílico e a base da caixa e evitar eventuais vazamentos de gases, colocou-se uma espuma de poliuretano de alta densidade entre os mesmos (ver detalhe Figura IV.8).

O design da placa em forma de “degrau” (10 cm de altura e largura) foi concebido para evitar entrada de ar atmosférico para o interior da caixa induzida pelo vento, conforme ilustrado na Figura IV.9. Este design também pode ser bastante útil durante a cravação da placa na cobertura, uma vez que a mesma pode ser forçada de encontro ao solo. O “degrau” deve ficar em contato direto com o solo, garantindo assim a passagem do fluxo apenas na área de 40 x 40 cm², de outra maneira, qualquer espaço deixado entre o solo e a placa pode alterar os resultados encontrados.

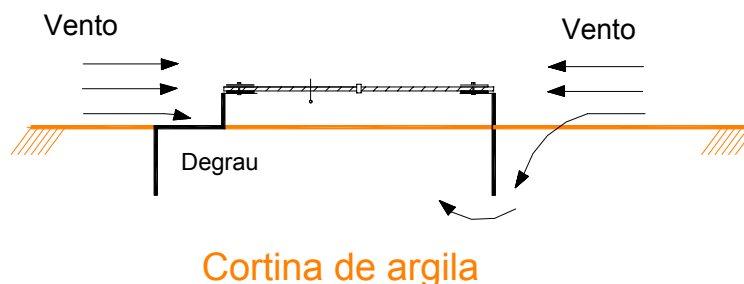


Figura IV.9. Influência do vento na placa de fluxo.

Duas conexões de saída, tipo encaixe rápido ($\phi = 6,35$ mm), foram colocadas no topo da placa de fluxo para medição da concentração dos gases durante o ensaio. Essas conexões eram ligadas ao equipamento detector de gases (Multwarn II ou GEM2000) por tubos de polietileno ($\phi \frac{1}{4}$ ") de forma que por uma conexão realizava-se

a sucção do gás confinado e na outra o retorno do mesmo para o interior da placa em um ciclo fechado. Uma outra modificação importante com relação à placa de fluxo utilizada por Maciel e Jucá (2000) foi a instalação de um termopar para avaliação da temperatura dos gases confinados, como visto na placa de fluxo de Park e Shin (2001). A Figura IV.10 ilustra a placa de fluxo utilizada nesta pesquisa com as duas conexões de saída e o fio do termopar para avaliação da temperatura.

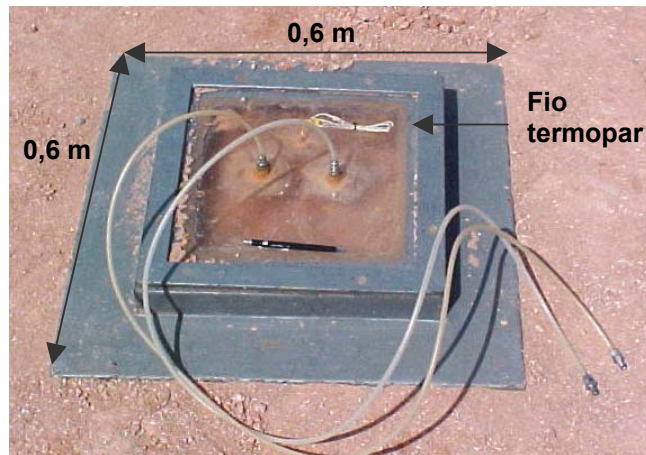


Figura IV.10. Foto da placa de fluxo cravada na cobertura da Célula nº8.

4.7.2 – PROCEDIMENTO DE ENSAIO

4.7.2.1 – Escolha prévia das áreas para realização dos ensaios

Os ensaios de placa de fluxo foram realizados distando cerca de 1 -2 m dos dispositivos DMPC mostrados na Figura IV.7. A escolha inicial dos locais de instalação destes dispositivos foi baseada em alguns aspectos que poderiam influenciar o ensaio da placa, entre os quais: (I) áreas próxima ao talude da célula (dist. < 5 m) foram preteridas para evitar uma maior incidência de ventos e os efeitos da erosão intensa nos taludes; (II) áreas planas são sempre mais recomendadas para facilitar o contato placa-solo; (III) locais com presença de fissuras foram dispensados para minimizar o efeito da heterogeneidade do solo nos resultados e (IV) áreas em depressões foram evitadas tendo em vista a possibilidade de acúmulo de água em dias chuvosos.

4.7.2.2 – Cravação da placa na cobertura

Inicialmente, posiciona-se a placa no local da investigação para a marcação do seu perímetro no solo de cobertura com folgas de 5 cm para cada lado, ou seja, formando um quadrado de 70 x 70 cm². Remove-se a placa deste local e uma

pequena vala é escavada com o cuidado de não perturbar as características geotécnicas da área a ser analisada. A profundidade da vala é de no máximo 15 cm, sendo um pouco superior aos 10 cm que a placa penetrará no solo. Após a execução da vala, coloca-se a placa novamente no local da investigação e talham-se cuidadosamente as paredes laterais do quadrado para que o mesmo fique com as dimensões externas da placa (60 x 60 cm²). Em seguida, pressiona-se a caixa de encontro ao solo por meio do “degrau” de modo que a cravação seja na direção vertical. Durante a realização desta etapa, os tubos de polietileno devem estar acoplados as conexões de saída para que não haja acúmulo de gases no interior da placa. Esta acumulação pode provocar alterações no sentido vertical do fluxo naquela área. Por fim, recompõe-se a vala compactando manualmente o material escavado.

4.7.2.3 – Procedimento de leitura na Placa de Fluxo e no dispositivo DMPC

Imediatamente após a cravação da placa na camada, toma-se o tempo de início do ensaio. A partir deste instante, realizam-se periodicamente as leituras envolvendo medições na placa de fluxo e no dispositivo DMPC. O intervalo das leituras depende do fluxo de gases na cobertura. Neste caso, adotou-se um intervalo inicial de 4-5 min na primeira hora de execução do ensaio, sendo em seguida aumentado para 10 min até o término do ensaio com duração aproximada de 180 min.

As medições realizadas simultaneamente na placa de fluxo seguindo os referidos intervalos foram: (I) concentração percentual dos gases com os detectores Multwarn II ou GEM2000, (II) temperatura interna do biogás na placa e (III) temperatura do ambiente ou externa, ambas com o termômetro digital especificado no Item 4.5. Vale ressaltar que a conexão do detector na placa era efetuada apenas no instante de realização das leituras. Após as leituras, desconectava-se o equipamento e os tubos de polietileno ficavam livres à pressão atmosférica para evitar incrementos de pressão no interior da placa. Este aumento de pressão poderia ocasionar mudanças na velocidade e no sentido de fluxo no solo. Vale lembrar que o biogás permanece num ciclo fechado durante a realização das leituras (placa de fluxo estática). Desta forma, evita-se que existam pressões negativas ou de sucção no interior da placa que aumentariam a velocidade de percolação dos gases. No caso da leitura das temperaturas, o termômetro digital permanecia constantemente ligado aos dois sensores, sendo um colocado internamente à placa para medição da temperatura interna dos gases e o outro deixado livre as condições atmosféricas para avaliação da temperatura ambiente (externa). A Figura IV.11 ilustra a realização das leituras na placa de fluxo.

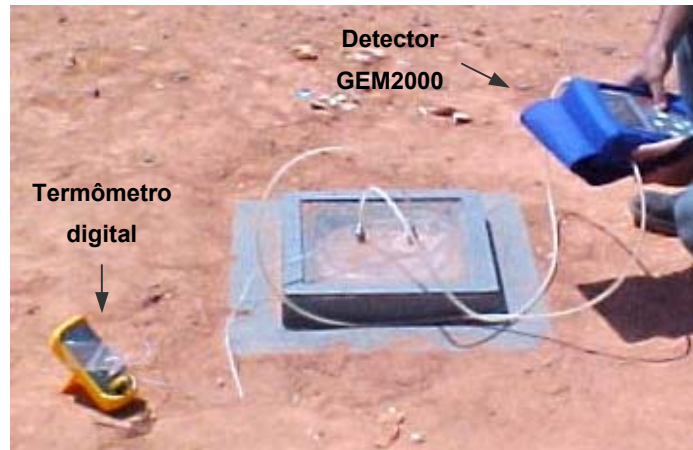


Figura IV.11. Leituras de concentração e temperatura dos gases na placa.

As leituras realizadas no dispositivo DMPC foram: (I) pressão e (II) concentração do biogás sob a camada de cobertura. O procedimento de leitura da pressão foi simultâneo as leituras na placa de fluxo e realizado com a utilização do manômetro digital da Dwyer (Item 4.5). Com relação à concentração do biogás, o mesmo intervalo de leitura não foi adotado haja vista que os resultados eram praticamente constantes. Desta forma, determinava-se a concentração dos gases a partir da média de 5 leituras realizadas espaçadamente ao longo do período de execução do ensaio. A Figura IV.12 mostra as medições de pressão e concentração no tubo plástico flexível do dispositivo DMPC.

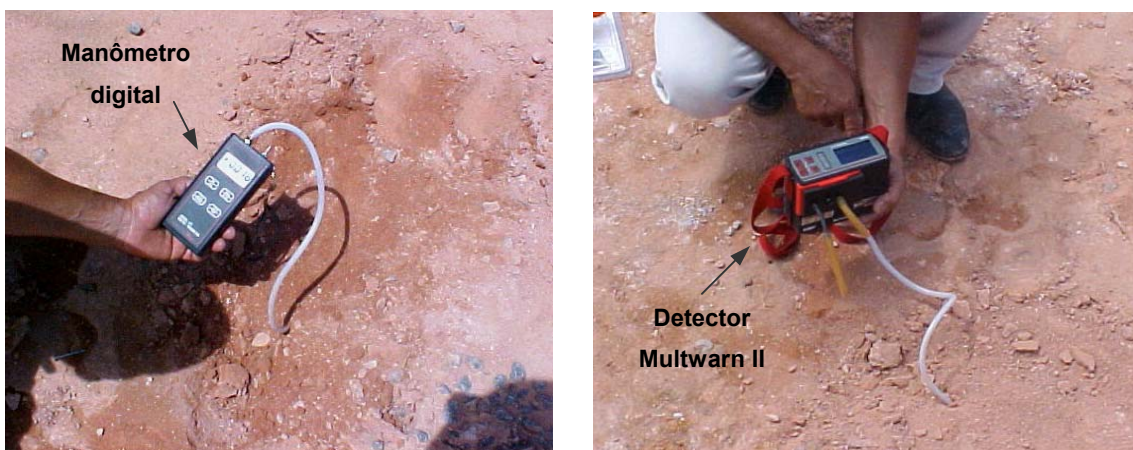


Figura IV.12. Leituras de pressão e concentração no tubo flexível do dispositivo DMPC

4.7.2.4 – Retirada da placa e análises no solo da cobertura

Após o término do procedimento de leitura do ensaio com duração aproximada de 3 horas, retirava-se cuidadosamente a placa da camada para efetivar a coleta e análise do solo *imediatamente abaixo da mesma*, consistindo basicamente: (I)

cravação de três anéis de adensamento ($\phi = 10,0$ cm e $h = 3,0$ cm) entre as profundidades de 10 e 20 cm para obtenção das densidades de campo e coeficiente de permeabilidade ao ar; (II) coleta de cerca de 400 g de solo em cápsulas metálicas para determinação da umidade pelo método da estufa e (III) retirada de 3,0 kg de amostra amolgada para análises físico-químicas. O principal parâmetro determinado em laboratório foi o coeficiente de permeabilidade do solo ao ar (κ_a) obtido de acordo com o procedimento descrito no Capítulo III. Das três amostras indeformadas extraídas dos anéis de adensamento, efetivava-se a avaliação da permeabilidade em pelo menos duas amostras para obtenção de um valor médio do κ_a .

Uma observação importante vista nesta fase é que na medida que se extraía a placa do solo a camada de cobertura cisalhava devido a forte aderência do solo nas laterais da caixa, conforme ilustrado na Figura IV.13. Este fato serve para mostrar que o processo de cravação foi bem executado e que o contato solo-placa de fato existiu, possibilitando a determinação correta do fluxo de gases nos ensaios.



Figura IV.13. Placa retirada da camada após execução do ensaio.

4.8 – CRONOLOGIA DOS ENSAIOS E DO MONITORAMENTO DOS GASES

A Tabela IV.1 mostra resumidamente a cronologia de execução dos ensaios da placa de fluxo e do monitoramento da pressão e concentração dos gases nos dispositivos DMPC ao longo do período da investigação. Um total de 6 ensaios de placa de fluxo foram realizados no período de 01/04/03 (P-3) até 29/05/03 (P-8). As leituras nos dispositivos foram realizadas no mesmo dia de execução dos ensaios da placa. Vale salientar que os pontos (P-1 e P-2) foram excluídos da investigação devido à nova geometrização da célula feita em caráter emergencial por parte da Administração do Aterro para evitar colapso na operação de descarrego dos resíduos.

Tabela IV.1. Cronologia da investigação de campo.

Data	Etapas da investigação de campo
13/03/03	Instalação dos dispositivos DMPC (P-1 ao P-7) na Célula nº 8
19/03/03	Registro fotográfico de “bolhas de gás” presentes na camada de cobertura na ocasião de chuva atípica no dia anterior.
23-24/03/03	Nova geometrização da célula nº 8 por parte da Administração da Muribeca, culminou com o comprometimento dos dispositivos P-1 e P-2 que ficaram na área de descarrego ou sobre o lixo.
01/04/03	Ensaio da Placa no P-3 e leituras de pressão e concentração também nos outros pontos.
15/04/03	Ensaio da Placa no P-4 e leituras de pressão e concentração também nos outros pontos.
24/04/03	Ensaio da Placa no P-6 e leituras de pressão e concentração também nos outros pontos.
08/05/03	Ensaio da Placa no P-5 e leituras de pressão e concentração também nos outros pontos.
21/05/03	Ensaio da Placa no P-7, leituras de pressão e concentração nos outros pontos e instalação do dispositivo P-8.
29/05/03	Ensaio da Placa no P-8 e leituras de pressão e concentração também nos outros pontos.

A nova geometrização da Célula nº 8 alterou a área disponível para o estudo. A redução no comprimento da mesma foi de 17 m, passando de 70 m (Figura IV.7) para cerca de 53 metros. A Figura IV.14 ilustra a pilha de resíduos escavados que delimitou a nova área superficial da investigação de campo. Para não comprometer o espaçamento de 25-30 m anteriormente adotado, o dispositivo P-8 foi instalado em substituição ao P-2, o qual estava sob a pilha de lixo vista na Figura IV.14.

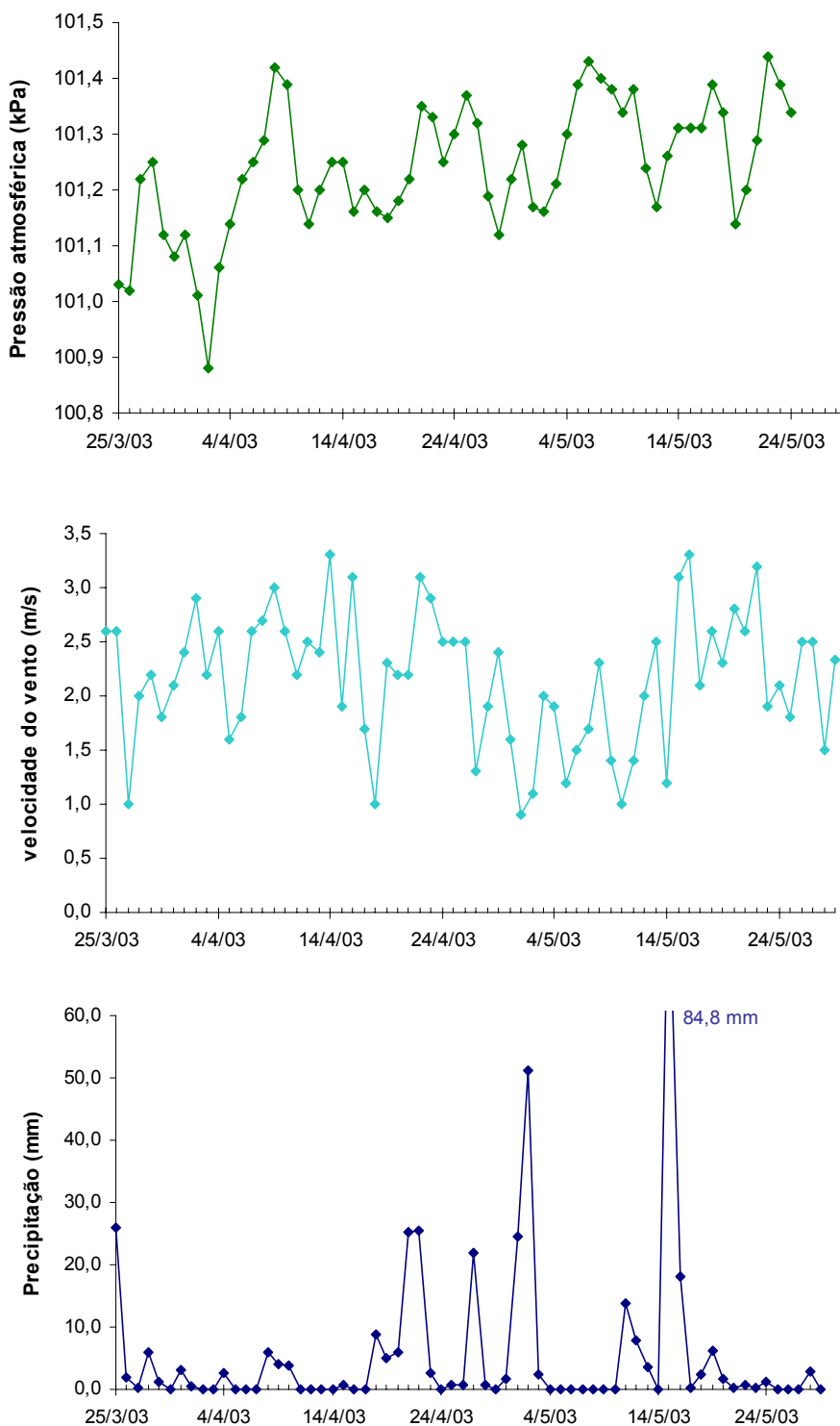


Figura IV.14. Nova geometrização da Célula nº 8 do Aterro da Muribeca.

4.9 – CONDIÇÕES CLIMÁTICAS LOCAIS NO PERÍODO DA INVESTIGAÇÃO

Os dados climáticos dos dois meses da investigação de campo foram adquiridos do Instituto Nacional de Meteorologia (INMET/PE) da Estação do Recife, localizada no bairro do Curado a uma distância aproximada de 18 km do Aterro da

Muribeca. De acordo com informações repassadas pelo INMET, esta estação é representativa em uma circunferência de 150 km. A Figura IV.15 apresenta os valores médios diários da pressão atmosférica, velocidade do vento, precipitação e déficit hídrico ao longo dos meses de abril e maio. Vale salientar, que estes dados representam a média de três determinações realizadas às 09:00, 15:00 e 21:00 h seguindo a própria metodologia do INMET.



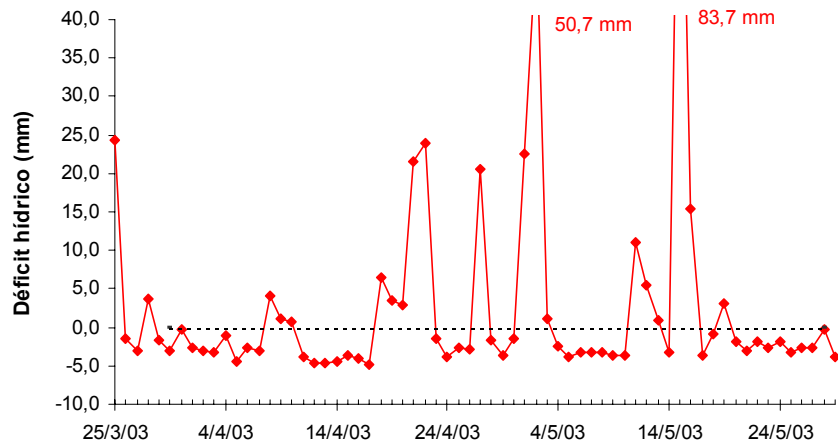


Figura IV.15. Valores médios diários dos parâmetros climáticos locais.

Além da avaliação diária representada na Figura IV.15, é interessante refinar os dados climatológicos nos dias de realização dos ensaios da placa de fluxo e das leituras nos dispositivos DMPC. A Tabela IV.2 apresenta os parâmetros de pressão atmosférica e velocidade do vento obtidos nos três intervalos de aquisição do INMET. Não houve precipitação significativa durante a realização dos ensaios, por isto este parâmetro foi omitido da Tabela. É importante mencionar que todos os ensaios da placa e monitoramento dos DMPC foram realizados no período das 10:00 às 14:00 hs.

Tabela IV.2. Pressão atmosférica e velocidade do vento nos dias de investigação.

Data	Pressão atmosférica (kPa)			Velocidade do vento (m/s)		
	09:00	15:00	21:00	09:00	15:00	21:00
01/04/03	101,31	101,04	101,31	3,0	3,3	0,8
15/04/03	101,37	100,96	101,27	2,5	3,3	0,0
24/04/03	101,35	100,92	101,27	2,1	3,3	2,0
08/05/03	101,28	101,04	101,32	2,0	4,1	0,8
21/05/03	101,40	101,15	101,37	2,8	4,0	1,1
29/05/03	101,44	101,13	101,45	2,6	2,8	1,6

CAPÍTULO V – RESULTADOS E DISCUSSÕES

5.1 – INTRODUÇÃO

Neste Capítulo estão apresentados os resultados e as análises dos ensaios da placa de fluxo e do monitoramento dos dispositivos DMPC na Célula nº 8 do Aterro da Muribeca, consistindo basicamente: (I) determinação do fluxo de gases na cobertura, (II) mapeamento das emissões superficiais de CH₄, (III) avaliação da retenção de diferentes gases no solo e (IV) monitoramento da concentração e pressão do biogás sob a camada de cobertura. Algumas discussões que relacionam os ensaio de campo e laboratório também estão apresentadas neste Capítulo.

5.2 – PARÂMETROS OBTIDOS NOS ENSAIOS DA PLACA DE FLUXO

Os resultados de concentração, temperatura e pressão dos gases obtidos nos seis ensaios da placa de fluxo estão mostrados nas curvas das Figuras V.1 à V.6 e numericamente detalhados no Apêndice (A.4) desta dissertação. No que se refere aos parâmetros determinados após a retirada da placa da camada de cobertura, a Tabela V.1 apresenta os valores médios da densidade e teor de umidade do solo, bem como outras características do solo determinadas indiretamente (índice de vazios, grau de saturação e porosidade). A espessura da cobertura foi obtida nos furos de instalação dos dispositivos DMPC. As características geotécnicas da camada serão discutidas posteriormente em conjunto com o fluxo de gases (J) calculado para cada ensaio.

Tabela V.1. Características do solo de cobertura nos locais dos ensaios.

Ensaio	Espessura da camada (m)	γ_{campo} (kN/m ³)	Umidade (%)	γ_{seco} (kN/m ³)	Índice (e)	Saturação (%)	Porosidade (η)
P-3	0,25	17,1	19,1	14,9	0,75	60,9	0,43
P-4	0,90	15,1	17,3	12,9	1,02	43,9	0,50
P-5	0,55	18,0	20,2	15,0	0,74	70,7	0,43
P-6	0,55	17,4	19,6	14,5	0,80	64,8	0,44
P-7	0,75	17,0	23,7	13,7	0,90	68,3	0,47
P-8	0,45	18,5	16,4	15,9	0,64	67,0	0,39

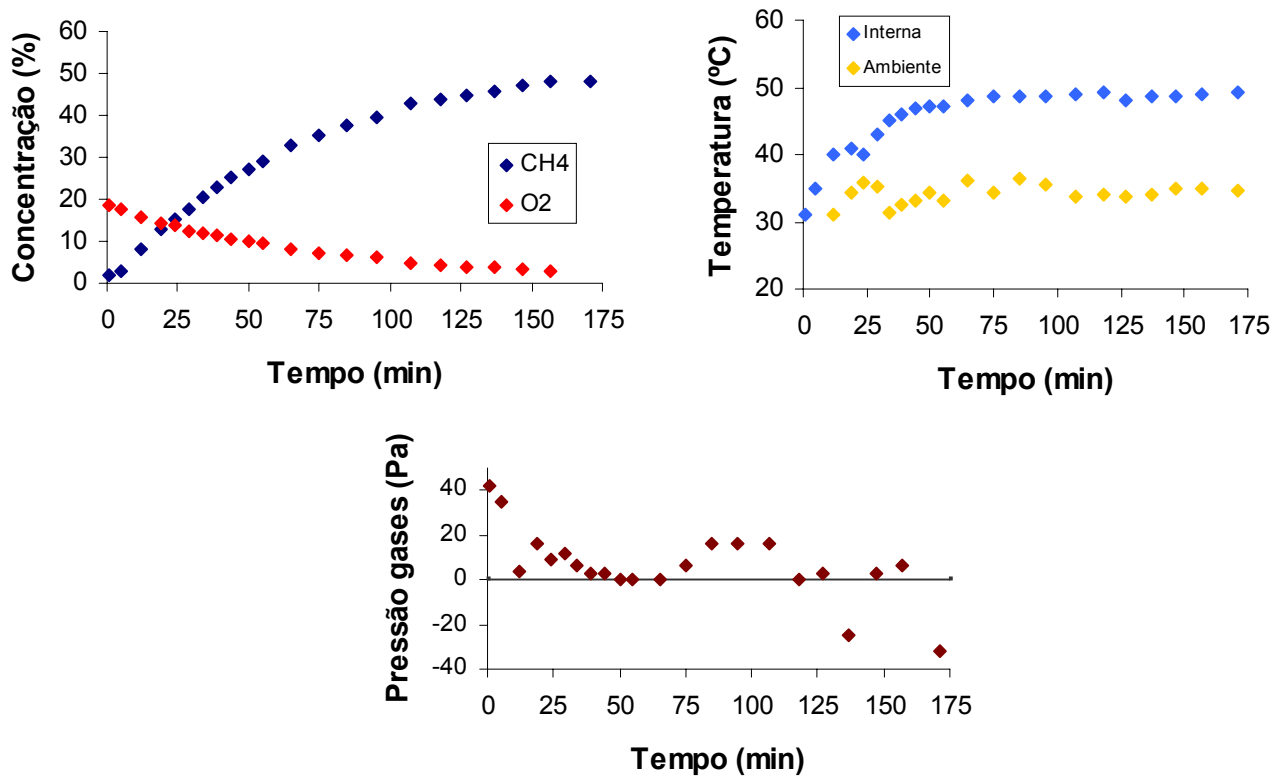


Figura V.1. Resultados do ensaio da placa no **Ponto P-3**.

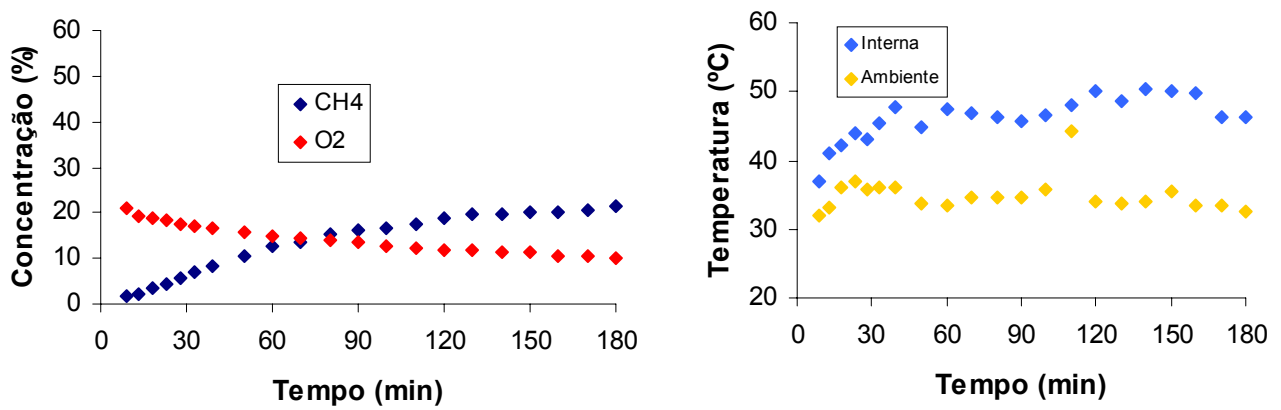


Figura V.2. Resultados do ensaio da placa no **Ponto P-4**.

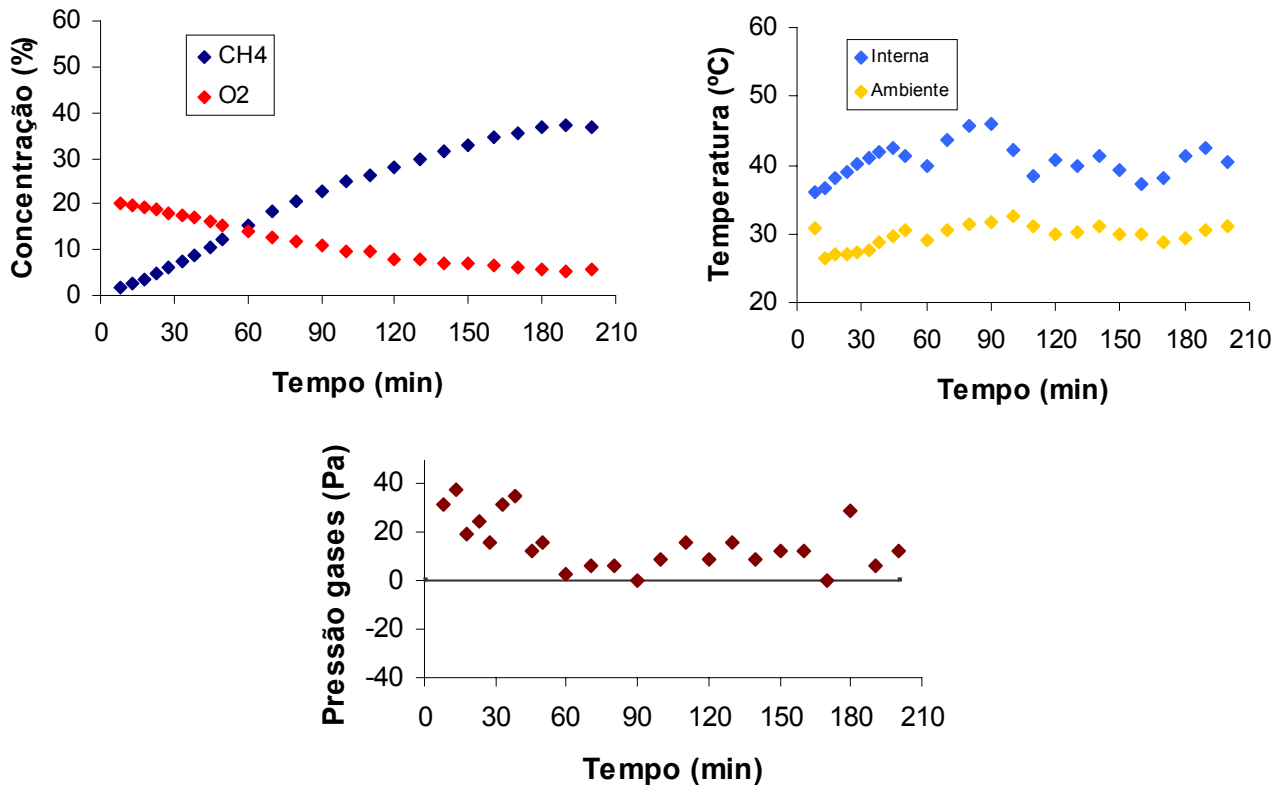


Figura V.3. Resultados do ensaio da placa no **Ponto P-5**.

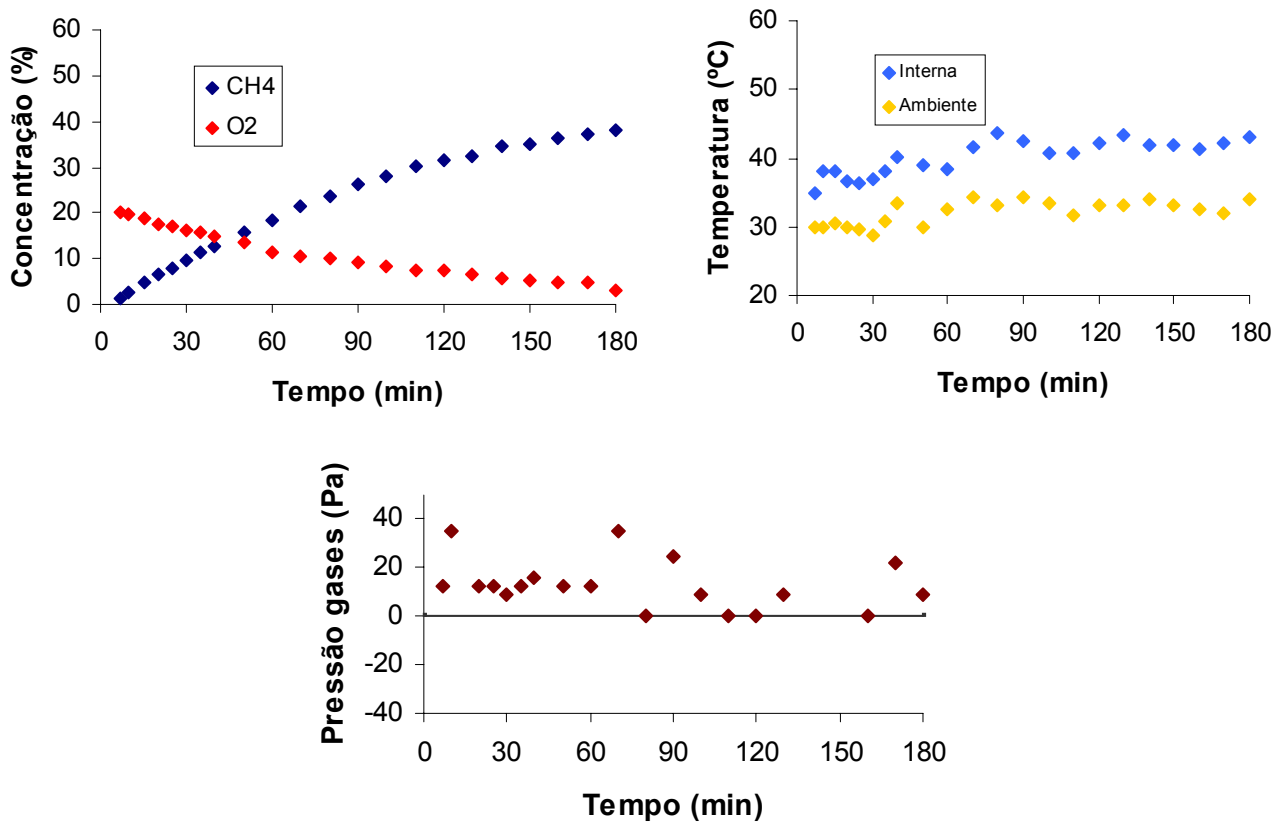


Figura V.4. Resultados do ensaio da placa no **Ponto P-6**.

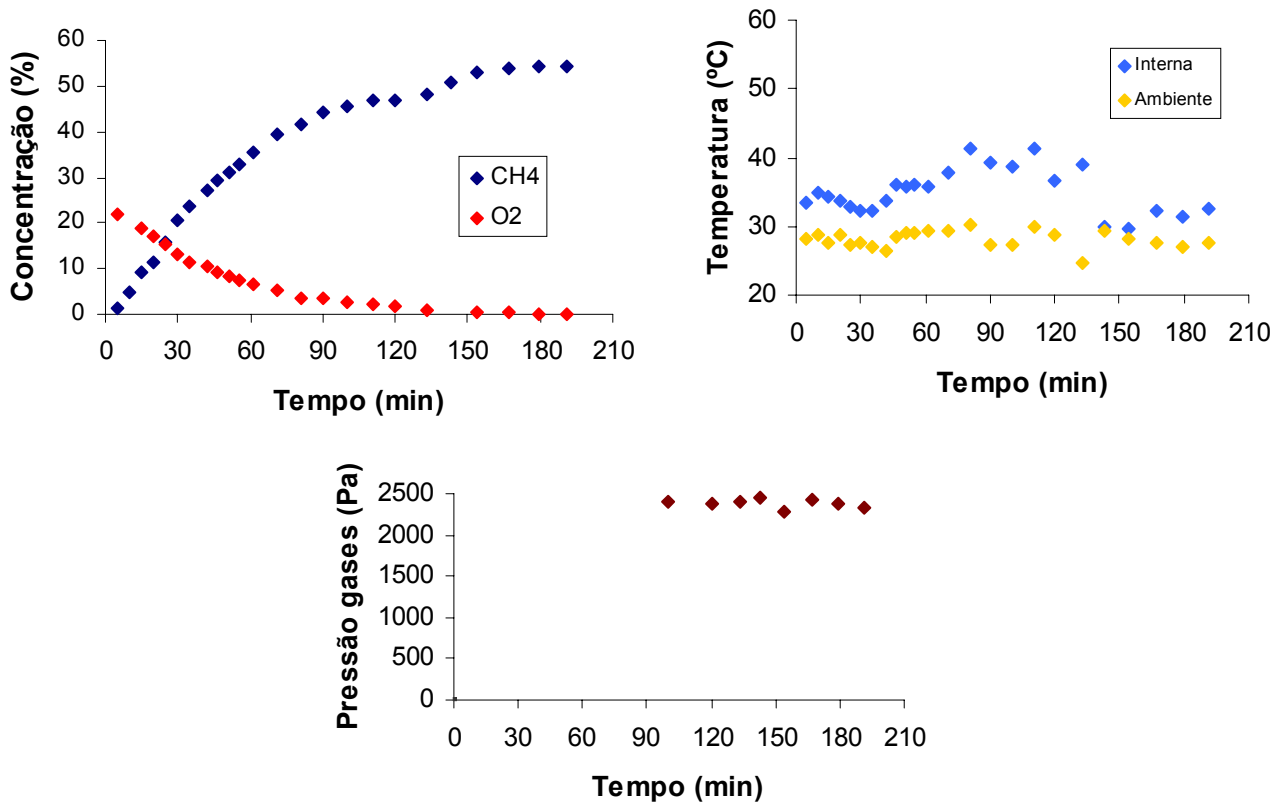


Figura V.5. Resultados do ensaio da placa no **Ponto P-7**.

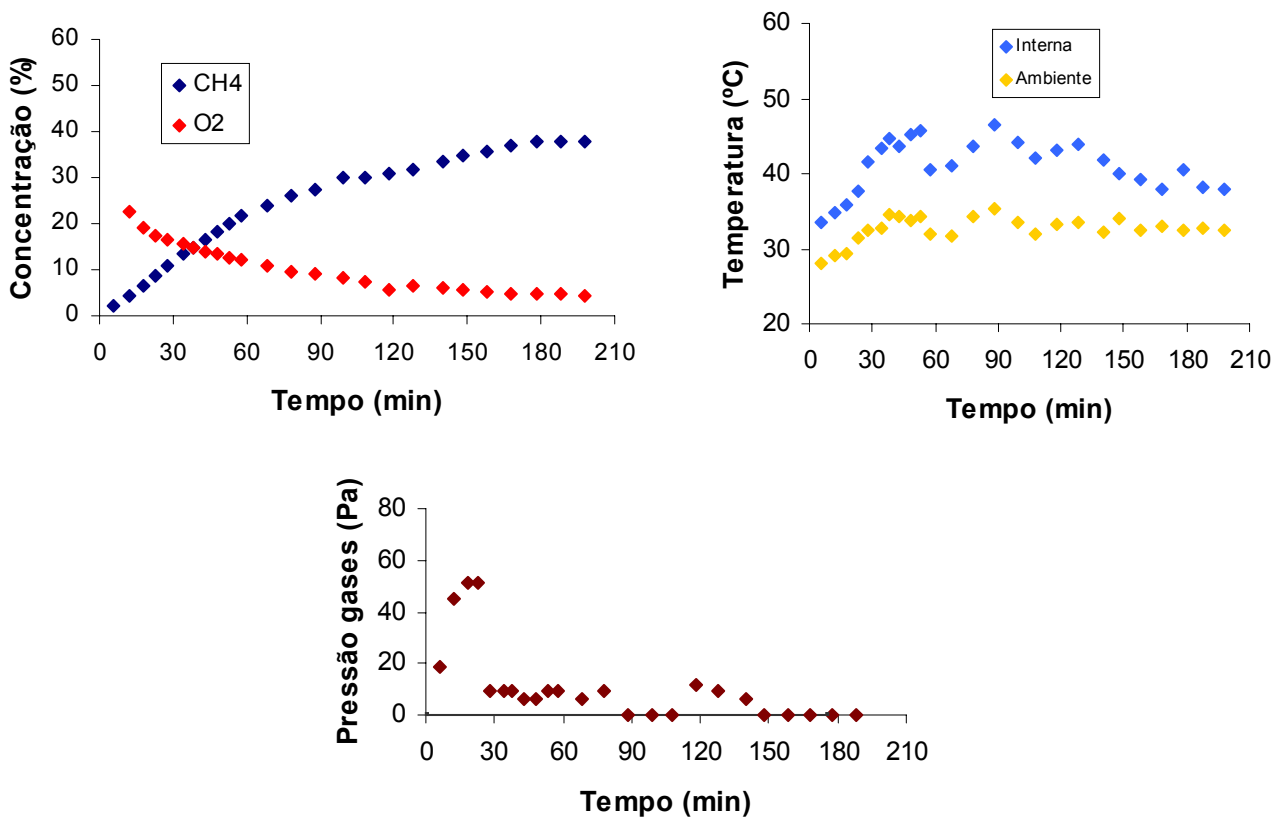


Figura V.6. Resultados do ensaio da placa no **Ponto P-8**.

As curvas de variação do CH_4 com o tempo mostradas nas Figuras V.1 a V.6 apresentam comportamento qualitativo semelhante em todos os ensaios. Observa-se nos primeiros 30-60 min, uma variação máxima na concentração do CH_4 com o tempo. Após este intervalo inicial, a concentração aumenta a taxas decrescentes e por fim, depois de aproximadamente 180-200 min, ocorre a estabilização do crescimento do CH_4 , indicando assim, a máxima concentração do gás no interior da placa. Este tipo de comportamento mostra coerência com o verificado por diferentes pesquisadores (Rolston, 1986, Maciel e Jucá, 2000 e Senevirathna e Achari, 2002).

A possível razão para as mudanças na trajetória de crescimento do CH_4 é a constante queda do gradiente de concentração de gás (ΔC) entre a base da camada de cobertura (C_0) e o interior da placa (C). Observa-se nas curvas das Figuras V.1 à V.6, que a concentração de CH_4 no interior da placa é praticamente igual a zero no início dos ensaios. Neste instante, o gradiente de concentração é máximo e equivale à própria concentração do gás sob a camada de cobertura ($\Delta C = C_0$). Com o decorrer do ensaio, a concentração interna aumenta, o gradiente ΔC decresce e conseqüentemente, o fluxo de gás é reduzido segundo previsto pela Lei de Fick.

Uma outra forma de provocar as mudanças nas curvas de crescimento do CH_4 é por meio da redução do gradiente de pressão (ΔP). Sabe-se que o gradiente de pressão existente na camada é dado pela diferença entre a pressão do gás sob a cobertura (P_e) e a pressão do gás no interior da placa (P_s). A redução do ΔP está associada à elevação da P_s que, por sua vez, relaciona-se com o incremento da temperatura interna dos gases (Lei dos Gases Ideais). De forma a minimizar este efeito, o procedimento de ensaio possibilitou que a placa mantivesse trocas com o meio externo (P_{atm}) por meio dos tubos de polietileno. No entanto, observa-se que a temperatura interna da placa continuou sempre superior à temperatura ambiente (Figuras V.1 à V.6). Este fato pode ter causado incrementos da pressão do gás no interior da placa, redução do ΔP e conseqüentemente decréscimo no fluxo de gás segundo previsto na Lei de Darcy.

Com relação às curvas do O_2 , observa-se que as mesmas são sempre decrescentes. Nota-se ainda que a quantidade de O_2 remanescente na placa está relacionada a concentração final do CH_4 . O ensaio P-4 (Figura V.2) apresentou o maior percentual de O_2 e a menor concentração de CH_4 entre todos os ensaios. Já no ensaio P-7 (Figura V.5), verifica-se que, no intervalo de 120 min, o oxigênio praticamente não se fazia mais presente e a concentração de CH_4 bastante elevada. Em nenhum momento houve entradas de O_2 para o interior da placa durante os ensaios, seja pelas laterais da caixa ou pelos tubos de polietileno. Mesmo nos dias de

velocidades de vento superiores a 4,0 m/s (Tabela IV.2), 08/05 (ensaio P-5) e 21/05 (ensaio P-7), o oxigênio se manteve em trajetória decrescente sem que houvesse alguma perturbação externa. Desta forma, pode-se concluir que a velocidade do vento não foi um fator de influência no ensaio e que o design da placa aparenta ser bem eficiente para evitar entradas de ar atmosférico.

A temperatura ambiente é um fator externo interveniente aos ensaios da placa de fluxo. Observa-se nas Figuras V.1 à V.6, que a temperatura interna dos gases oscila em função da temperatura ambiente. Ressalta-se que além da pressão dos gases, a temperatura influencia a densidade do gás confinado. Desta maneira, os cálculos do fluxo do gás em massa (J) dos ensaios foram realizados incorporando o efeito da temperatura na densidade do gás.

As leituras da pressão dos gases nos dispositivos DMPC precisam ser melhor investigadas pois apresentaram oscilações em quase todos os ensaios (Figuras V.1 à V.6). As possíveis razões para este fato foram: (I) alívio da pressão interna após as leituras iniciais; (II) sensibilidade do manômetro de mesma ordem de grandeza das pressões existentes sob a camada; (III) variações das pressões atmosférica e interna do lixo e (IV) limitação do próprio dispositivo DMPC. Apesar das oscilações, os níveis de pressões da ordem de $\pm 0,06$ kPa verificados na maior parte dos ensaios (exceto P-7) estão consistentes com a determinação de Figueroa e Stegmann (1991), que observaram gradientes entre 0,01 e 0,4 kPa ao longo da camada de cobertura. Apesar da ausência de informação no intervalo inicial do ensaio P-7 (Figura V.5), este local apresentou pressões atípicas da ordem de 2,5 kPa oriundas de um “bolsão de gás” localizado.

5.3 – FLUXO DE GÁS PELA CAMADA DE COBERTURA

O fluxo de gás em massa (J) foi determinado a partir dos resultados obtidos nos ensaios da placa de fluxo por meio da Equação II.18. Vale lembrar que esta expressão é dada por:

$$J = \frac{V_p \times \rho_{gás}}{A} \times \frac{\Delta C}{\Delta t} \quad \text{Eq. II.18}$$

Onde, V_p é o volume útil da placa de fluxo = $0,008 \text{ m}^3$, A é a área de solo coberta pela placa = $0,16 \text{ m}^2$, $\rho_{gás}$ é a densidade do gás à determinada temperatura (kg/m^3) e $\Delta C/\Delta t$ é a variação da concentração do gás (% vol.) com o tempo (s). O fluxo (J) é expresso em unidades de $\text{kg/m}^2 \cdot \text{s}$.

Para facilitar o procedimento de cálculo, uma vez que o fluxo (J) decresce com o decorrer do ensaio, recomenda-se que as curvas de variação de concentração do gás com o tempo ($\Delta C/\Delta t$ - Figura V.1 à V.6) sejam representadas em termos mássicos ($\Delta M/\Delta t$). Desta maneira, utilizou-se a densidade corrigida dos gases (CH_4 ou CO_2), em função das leituras de temperatura interna na placa, por meio das seguintes equações:

$$\rho_{\text{CH}_4}(t) = \frac{\rho_{\text{CH}_4}(0^\circ\text{C}) \times 273}{(273 + t)} \quad \text{Eq. V.1}$$

$$\rho_{\text{CO}_2}(t) = \frac{\rho_{\text{CH}_4}(t) \times \text{PM}_{\text{CO}_2}}{\text{PM}_{\text{CH}_4}} \quad \text{Eq. V.2}$$

Onde, $\rho_{\text{CH}_4}(t)$ = densidade do metano em função da temperatura (t) em °C, $\rho_{\text{CH}_4}(0^\circ\text{C}) = 0,716 \text{ kg/m}^3$; $\rho_{\text{CO}_2}(t)$ = densidade do dióxido de carbono em função da temperatura (t) em °C; PM_{CO_2} = peso molecular do dióxido de carbono = 44 e PM_{CH_4} = peso molecular do metano = 16.

5.3.1 – DETERMINAÇÃO DO FLUXO DE CH_4

A Figura V.7 ilustra a variação da massa de CH_4 com o tempo nos seis ensaios realizados na Célula nº 8. Os dados básicos do monitoramento estão mostrados no Apêndice (A.5) desta dissertação.

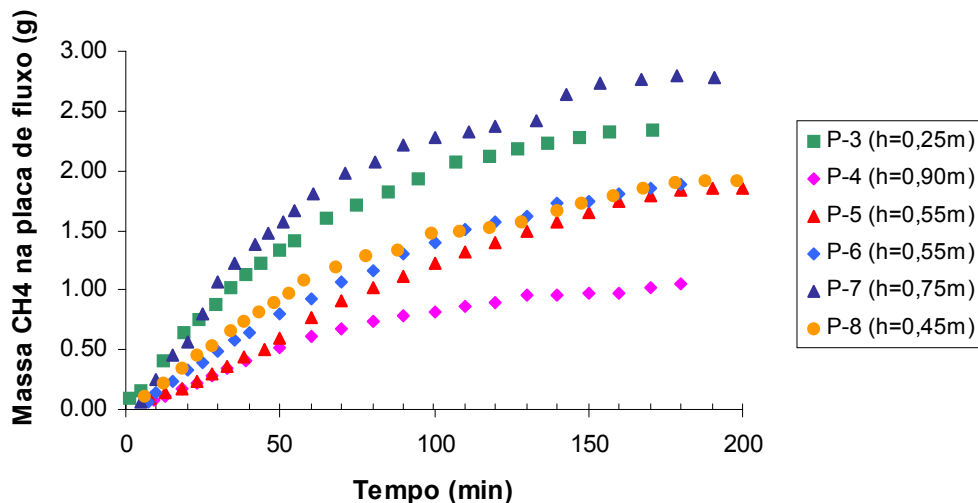


Figura V.7. Variação da massa de CH_4 com o tempo na placa.

Observa-se que a variação mássica do CH_4 com o tempo (função de fluxo em massa) apresenta comportamento semelhante às curvas mostradas nas Figuras V.1 à V.6, ou seja, o fluxo é máximo no intervalo inicial do ensaio, seguido de decréscimos

até valores nulos nos minutos finais. O fluxo de CH₄ (J_{CH₄}) deve ser calculado no intervalo inicial de cada ensaio para assim obter a máxima taxa de percolação do gás no solo. Vale ressaltar que esta taxa é a existente na situação cotidiana de um aterro, onde a cobertura fica livre à atmosfera com gradientes máximos de concentração e pressão. Neste estudo, adotou-se o intervalo de 30-35 min para determinação do fluxo, o que de certa forma foi coerente com o visto na literatura: Tanaka *et. al.* (1997), 25 min, e Bogner *et. al.* (1997), 30 min.

A Tabela V.2 apresenta os resultados do fluxo de CH₄ determinado para cada ensaio, bem como a quantidade final de CH₄ remanescente na placa de fluxo. A média da pressão para o intervalo de determinação do fluxo (30-35 min) foi obtida por meio das Figuras V.1 à V.6, enquanto o gradiente de concentração máximo ($\Delta C_{m\acute{a}x}$) corresponde a média das cinco leituras de concentração do CH₄ sob a cobertura (dispositivos DMPC) realizadas durante os ensaios.

Tabela V.2. Resultados dos ensaios da placa de fluxo.

Ensaio	Espessura camada (m)	Saturação (%)	P _{méd} (Pa)	$\Delta C_{m\acute{a}x}$ (g/m ³)	Fluxo (J _{CH₄}) (g/s.m ²)	Quant. final de CH ₄ na placa (g)
P-7*	0,75	68,3	2.400	366,7 (56,5%)	$4,2 \times 10^{-3}$	2,79
P-3	0,25	60,9	17,7	386,4 (60,1%)	$2,9 \times 10^{-3}$	2,33
P-8	0,45	67,0	35,0	360,8 (55,6%)	$2,0 \times 10^{-3}$	1,91
P-6	0,55	64,8	23,5	356,4 (55,3%)	$1,9 \times 10^{-3}$	1,89
P-5	0,55	70,7	27,0	356,9 (55,5%)	$1,2 \times 10^{-3}$	1,85
P-4	0,90	43,9	-23,3	341,0 (53,2%)	$1,2 \times 10^{-3}$	1,05

Obs.: * comportamento atípico de pressão.

O fluxo de CH₄ determinado na cobertura da Célula nº 8 variou de 1,2 à 4,2 x 10⁻³ g/s.m² (103,7 à 362,9 g/dia.m²). Estes valores estão enquadrados dentro das taxas de emissões de CH₄ reportadas na literatura (ver Tabela II.13). Representando o fluxo em termos volumétricos ($\rho_{CH_4(30^\circ C)} = 0,645 \text{ kg/m}^3$), os valores encontrados situam-se entre 1,9 e 6,5 x 10⁻⁶ m³/s.m². A estimativa inicial da liberação total de CH₄ para a atmosfera, tomando como base o valor médio das taxas de fluxo e a área investigada de 3.180 m² (53 x 60 m), é equivalente a cerca de 742 kg de CH₄ por dia, ou aproximadamente, 1.150 m³ de CH₄ lançados diariamente ao meio ambiente.

O ensaio realizado no P-7 foi o que apresentou a maior taxa de fluxo ($4,2 \times 10^{-3}$ g/s.m²). As pressões medidas neste local foram cerca de 100 vezes superiores às aquelas verificadas nos outros ensaios. Acredita-se que, por este motivo, o fluxo e a quantidade final de CH₄ na placa tenham sido os máximos registrados. Não foi observada uma relação direta do fluxo com a pressão do gás nos outros ensaios. Esta relação é difícil de ser obtida para pressões muito baixas (<35 Pa) devido às

constantes oscilações das pressões interna e atmosférica e limitações comentadas anteriormente.

O fluxo e a quantidade de CH_4 na placa estão diretamente relacionados à espessura e o gradiente de concentração da camada nos ensaios executados sob baixas pressões (exceto P-7). Observa-se no ensaio P-3, que o maior gradiente de concentração ($386,4 \text{ g/m}^3$) e a menor espessura da camada ($0,25\text{m}$) resultaram nas maiores taxas de fluxo ($2,9 \times 10^{-3} \text{ g/s.m}^2$) e passagem de CH_4 na cobertura ($2,33 \text{ g}$). Por outro lado, os menores resultados de fluxo ($1,2 \times 10^{-3} \text{ g/s.m}^2$) e da quantidade de CH_4 ($1,05 \text{ g}$) foi verificada no ensaio P-4, cujo gradiente de concentração e espessura foram de 341 g/m^3 e $0,9 \text{ m}$, respectivamente. Desta forma, pode-se concluir que o fluxo do CH_4 na cobertura da Célula nº 8 varia proporcionalmente ao gradiente de concentração e inversamente à espessura da camada nos ensaios realizados sob baixas pressões.

Ainda baseado nos dados da Tabela V.2, nota-se que a faixa de saturação do solo nos ensaios ($43,9 < S < 70,7\%$) não apresentou qualquer influência na velocidade de percolação do CH_4 . Este fato pode ser explicado por meio das curvas de permeabilidade ao ar em função da saturação obtidas na investigação laboratorial (Capítulo III), também ilustradas na Figura V.8. Observa-se que independentemente da umidade de compactação do solo da cobertura, a percolação do gás não sofre praticamente nenhuma influência das condições de saturação inferiores à 70%.

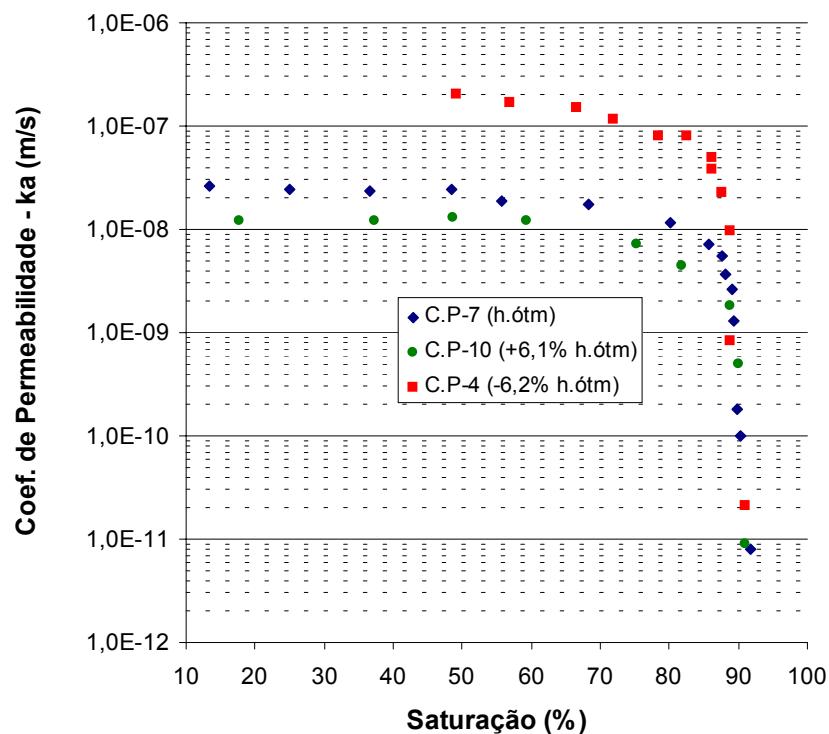


Figura V.8. Variação da permeabilidade em função da saturação do solo.

Conforme discutido no Capítulo II, o fluxo de gás no solo não depende apenas do grau de saturação, mas sim de uma série de outros parâmetros: disposição de partículas, densidade, índice e distribuição de vazios, porosidade, tensões, etc. Estes fatores podem ser representados conjuntamente através da permeabilidade intrínseca do solo (K_a). Desta maneira, procedeu-se também à análise dos parâmetros de permeabilidade do solo ao ar com os resultados obtidos nos ensaios da placa de fluxo. A Tabela V.3 apresenta os coeficientes de permeabilidade das amostras indeformadas coletadas segundo procedimento descrito no Capítulo IV, bem como os resultados de fluxo do CH_4 dos ensaios da placa. A metodologia para determinação da permeabilidade ao ar foi a mesma adotada na investigação laboratorial desta dissertação (Capítulo III).

Tabela V.3. Parâmetros da permeabilidade do solo nos ensaios da placa de fluxo.

Ensaio	K_a (Amost.1) (m^2)	K_a (Amost.2) (m^2)	K_a médio (m^2)	Coef. (κ_a) (m/s)	Fluxo (J_{CH_4}) ($\text{g}/\text{m}^2 \cdot \text{s}$)	Quant. final de CH_4 (g)
P-7*	$2,7 \times 10^{-13}$	$1,8 \times 10^{-13}$	$2,3 \times 10^{-13}$	$1,4 \times 10^{-7}$	$4,2 \times 10^{-3}$	2,79
P-3	$3,4 \times 10^{-13}$	$3,8 \times 10^{-13}$	$3,6 \times 10^{-13}$	$2,3 \times 10^{-7}$	$2,9 \times 10^{-3}$	2,33
P-8	$2,8 \times 10^{-13}$	$3,7 \times 10^{-13}$	$3,3 \times 10^{-13}$	$2,0 \times 10^{-7}$	$2,0 \times 10^{-3}$	1,91
P-6	$3,4 \times 10^{-13}$	$3,1 \times 10^{-13}$	$3,3 \times 10^{-13}$	$2,0 \times 10^{-7}$	$1,9 \times 10^{-3}$	1,89
P-5	$3,2 \times 10^{-13}$	$2,2 \times 10^{-13}$	$2,7 \times 10^{-13}$	$1,7 \times 10^{-7}$	$1,2 \times 10^{-3}$	1,85
P-4	$2,7 \times 10^{-13}$	$1,7 \times 10^{-13}$	$2,2 \times 10^{-13}$	$1,4 \times 10^{-7}$	$1,2 \times 10^{-3}$	1,05

Obs.: * comportamento atípico de pressão.

Observa-se na Tabela V.3, que a permeabilidade K_a é proporcional ao fluxo e a massa de CH_4 remanescente na placa (exceto no ensaio atípico P-7). A permeabilidade intrínseca máxima ($3,6 \times 10^{-13} \text{ m}^2$) e a mínima ($2,2 \times 10^{-13} \text{ m}^2$) foram registradas nos ensaios P-3 e P-4, respectivamente. Nesta mesma ordem, estes foram os locais que apresentaram valores máximos e mínimos de fluxo e da quantidade final de CH_4 . Desta forma, conclui-se que, além do gradiente de concentração e espessura da camada de cobertura, a permeabilidade intrínseca (κ_a) pode estar influenciando o fluxo de gases verificado na Célula nº 8.

A faixa de variação dos coeficientes K_a e κ_a da ordem de 10^{-13} m^2 e 10^{-7} m/s , respectivamente, estão coerentes com os valores obtidos nos corpos de prova compactados abaixo da umidade ótima (CP-1 ao CP-4) (ver Tabela III.4). Desta maneira, pode-se afirmar que a camada de cobertura da Célula nº 8 foi mal executada uma vez que a mesma poderia apresentar coeficientes de permeabilidade (κ_a) da ordem de 10^{-8} ou 10^{-9} m/s .

5.3.2 – DETERMINAÇÃO DO FLUXO DE CO₂

A determinação do fluxo de CO₂ (J_{CO_2}) foi obtida seguindo os mesmos procedimentos descritos para o gás CH₄. Ressalta-se, no entanto, que esta determinação foi realizada apenas no ensaio P-3 uma vez que esta foi a única campanha de ensaio onde utilizou-se o detector GEM2000. Vale lembrar, que este equipamento avalia a concentração dos gases CH₄, CO₂, O₂, H₂S e CO. A Figura V.9 ilustra a variação de concentração e massa de CO₂ e CH₄ com o tempo. Verifica-se nesta Figura, que o comportamento qualitativo do CO₂ na placa apresenta as mesmas fases de fluxo do CH₄, ou seja, percolação máxima do gás nos primeiros minutos, seguido de crescimento decrescente até a estabilização após cerca de 180 min. A Tabela V.4 apresenta as taxas de fluxo volumétrica e mássica do CO₂ e CH₄ calculadas a partir das curvas da Figura V.9.

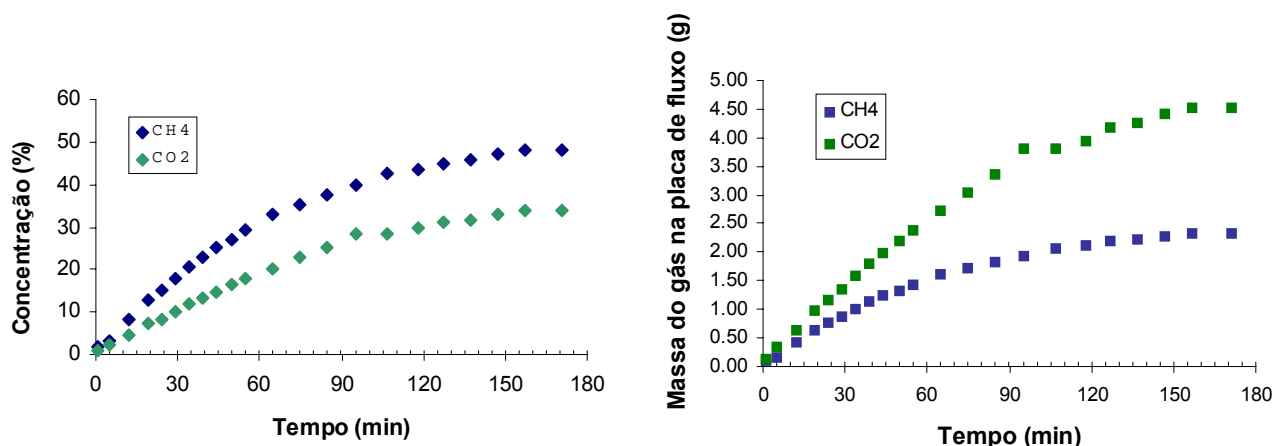


Figura V.9. Variação da concentração e massa dos gases CO₂ e CH₄ no ensaio P-3.

Tabela V.4. Taxas de fluxo mássica e volumétrica do CH₄ e CO₂.

Gases	Fluxo em massa (J) (g/s.m ²)	Fluxo volumétrico (m ³ /s.m ²)
CH ₄	$2,9 \times 10^{-3}$	$4,7 \times 10^{-6}$
CO ₂	$4,4 \times 10^{-3}$	$2,6 \times 10^{-6}$

A análise das curvas mostradas na Figura V.9 indica que apesar do crescimento volumétrico percentual do CH₄ ser maior ao do CO₂, a presença em massa do gás CO₂ foi mais elevada que a do CH₄. Desta maneira, pode-se afirmar que o fluxo em volume do CO₂ foi menor que o do CH₄, mas considerando o fluxo em massa, a taxa J_{CO_2} foi superior ao fluxo J_{CH_4} . A razão para esta mudança de comportamento está relacionada com a diferença de densidade dos gases ($\rho_{CO_2} = 2,75\rho_{CH_4}$). O comportamento de fluxo volumétrico e mássico dos referidos gases está

coerente com o visto na literatura. Maciel e Jucá (2000) determinaram fluxo volumétrico do CH_4 até 1,75 vez maior que o do CO_2 na Célula nº 4 do Aterro da Muribeca, enquanto Christophersen *et. al.* (2001) apresenta dados de emissões em massa do CO_2 ($J_{\text{CO}_2} = 90 \text{ g/dia.m}^2$) superior a do CH_4 ($J_{\text{CH}_4} = 75 \text{ g/dia.m}^2$).

5.4 – MAPEAMENTO DAS EMISSÕES DE CH_4

A avaliação das emissões de gases pelo método da placa de fluxo sempre está associada a pequenas áreas de investigação. Uma das formas de abranger tais resultados a uma escala mais ampla é por meio de técnicas de interpolação de dados para mapear as curvas de isofluxo do gás na célula. Nesta pesquisa, adotou-se o Software Surfer 7 e a interpolação Kriggiana para o mapeamento das emissões.

A Figura V.10 ilustra as curvas de isofluxo do CH_4 obtidas a partir dos resultados mostrados na Tabela V.2 e da locação dos ensaios da Figura IV.7. Observa-se que as variações das curvas de fluxo estão compreendidas entre 100 e 360 g/dia.m^2 . Como discutido anteriormente, estas variações foram influenciadas pela espessura da camada de cobertura, gradiente de concentração e coeficiente de permeabilidade do solo ao gás. A curva de isofluxo de menor valor (100 g/dia.m^2) foi localizada próximo aos pontos P-4 e P-5, formando assim, uma região de maior eficiência de retenção do CH_4 na Célula nº 8. Por outro lado, verifica-se também uma região de pico de fluxo ou com altas taxas de emissão do gás localizada em torno do P-7. A presença destes picos de fluxo em uma camada de cobertura de solo compactado foi vista em diferentes literaturas (Czepiel *et. al.*, 1996 e Morris *et. al.*, 2001).

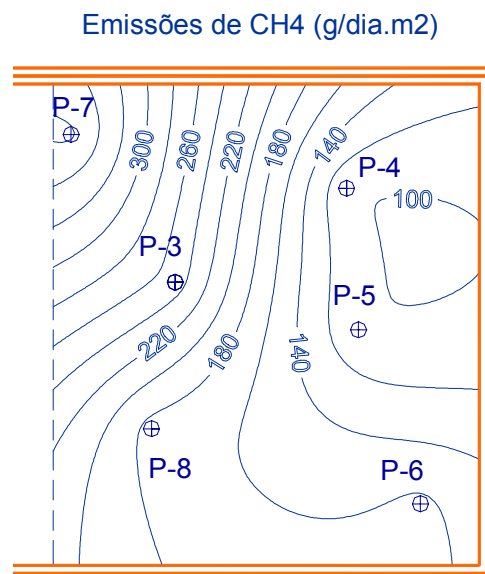


Figura V.10. Mapeamento das emissões de CH_4 na Célula nº 8.

A emissão superficial total de CH₄ da Célula nº 8 também foi estimada por meio do somatório das áreas de contribuição de cada curva de isofluxo da Figura V.10. O resultado da emissão total do gás por meio desta técnica foi aproximadamente 570 kg de CH₄ por dia (884 m³/dia), sendo bem inferior a estimativa inicial (Item 5.3.1) de 742 kg/dia calculada pelo valor médio das taxas de fluxo. Desta forma, pode-se afirmar que quanto melhor o refinamento dos resultados de fluxo, mais precisas foram as estimativas de emissão total de gás da Célula. Caso a liberação de 570 kg/dia fosse extrapolada ao longo do ano, a contribuição da área investigada da Célula nº 8 da Muribeca para a poluição atmosférica global do CH₄ seria da ordem de 200 ton anuais.

O Protocolo de Kyoto pode ser um instrumento bastante eficaz para minimizar os altos níveis de liberação de gases em aterros de resíduos no Brasil uma vez que permite a comercialização do CH₄ por meio dos Certificados de Crédito de Carbono. A liberação de 200 ton de CH₄ equivale a cerca de 4.200 ton de CO₂, haja vista que o gás CH₄ é 21 vezes mais poluente que o CO₂. O preço atual destes certificados no mercado internacional gira em torno de U\$ 5,0/ton. Desta maneira, uma receita anual de U\$ 21 mil poderia ser gerada para promover a redução da poluição na área de estudo (53 x 60 m²) da Célula nº 8 do Aterro da Muribeca.

Além das péssimas características geotécnicas da camada de cobertura, outro fator de grande influência nestes altos níveis de emissão de CH₄ foi a inexistência da drenagem interna dos gases. A falta de drenagem na Célula provoca a percolação de todo o biogás produzido na massa de lixo pela camada de cobertura. Apesar da ausência da drenagem ser um fator negativo em termos da liberação dos gases, pode-se aproveitar esta característica da Célula para prever as taxas de geração de biogás.

A Tabela V.5 apresenta as previsões de geração do biogás em função da profundidade do lixo que pode contribuir com a produção dos gases nesta Célula. Como simplificação desta análise, considerou-se: (I) um volume cúbico de influência dos resíduos abaixo da superfície da célula, com área equivalente a área superior (53 x 60 m²) e profundidade de lixo variando de 10 a 30 m. Adotou-se o limite de 30 m, pois abaixo desta altura os resíduos eram bastante antigos (> 15 anos) pouco podendo influenciar na geração atual do biogás; (II) os gases gerados no volume de influência do lixo percola na direção vertical, ou seja, todo o biogás atravessa a camada de cobertura de topo da Célula e (III) a geração anual do CH₄ igual a emissão anual da célula (200 t ou 310.000 m³).

Tabela V.5. Previsão das taxas de geração do biogás.

Previsão	Altura de lixo influenciante (m)	Área da célula (m ²)	Quant. de lixo ^a (t)	Geração CH ₄ ^b (m ³ /ano)	% de CH ₄ no biogás ^c	Produção biogás (m ³ /ano)	Geração biogás (m ³ /ano/ton)
1	10	53 x 60	22.260	310.000	55,0	563.636	25,3
2	15	53 x 60	33.390	310.000	55,0	563.636	16,8
3	20	53 x 60	44.520	310.000	55,0	563.636	12,7
4	25	53 x 60	55.560	310.000	55,0	563.636	10,2
5	30	53 x 60	66.780	310.000	55,0	563.636	8,4

Obs.: ^a densidade do lixo = 0,7 t/m³; ^b densidade CH₄ = 0,645 kg/m³; ^c adotado com base na Figura V.14.

As taxas de geração de biogás reportadas na literatura situam-se entre 0,8 e 20 m³/ano/ton (Willumsfn e Bach, 1993) e 1 à 14 m³/ano/ton (El-Fadel *et. al.*, 1997) a depender das características e fases de decomposição dos resíduos. Sabendo-se que a idade dos resíduos aterrados até 30 m na Célula nº 8 é inferior a cinco anos e que neste intervalo de tempo o comportamento teórico da geração do biogás deve estar próximo ao seu pico (ver ilustração Figura II.2), é provável que a altura de lixo influenciando a geração dos gases neste local esteja entre 15 e 25 m uma vez que estas previsões (10,2 à 16,8 m³/ano/ton) ficaram mais próximas dos limites superiores de 14 à 20 m³/ano/ton enfatizados na literatura.

Um estudo complementar físico-químico e microbiológico ao longo da profundidade da Célula nº 8 é necessário para determinar corretamente a altura de lixo que intervem na geração do biogás, envolvendo: caracterização físico-química do lixo, determinações de sólidos voláteis, umidade, temperatura, medição da concentração dos gases, análises microbiológicas, entre outras. A partir da avaliação destas informações será possível prever com melhor exatidão as taxas de geração de gases que mais se aproximam da existente na Célula nº 8.

5.5 – AVALIAÇÃO DOS GASES ANTES E APÓS PASSAGEM NA COBERTURA

Um simples estudo comparativo entre as concentrações dos gases antes (dispositivos DMPC) e após (ensaio da placa de fluxo) sua percolação pela camada de cobertura foi realizada neste Item. As análises físico-químicas do solo coletado após a retirada da placa também estão apresentadas neste tópico. Apesar do estudo da retenção dos gases não fazer parte do objeto central da investigação de campo, acredita-se que as informações obtidas possam ser de grande interesse para o contexto das emissões de gases do Aterro da Muribeca.

5.5.1 – AVALIAÇÃO DO CH₄

A avaliação do CH₄ foi realizada por meio da relação da concentração do CH₄ no interior da placa (C) com a concentração média do gás sob a cobertura (C_o) (Tabela V.2), ou seja, pela relação C/C_o. A Figura V.11 apresenta a variação de C/C_o com o tempo nos seis ensaios realizados na Célula nº 8. Os resultados numéricos destas curvas encontram-se detalhados no Apêndice (A.5). Considerando-se que a concentração final dos gases no interior da placa é a máxima que percola pela cobertura, esta relação pode ser utilizada como indicativo da retenção do CH₄ no solo.

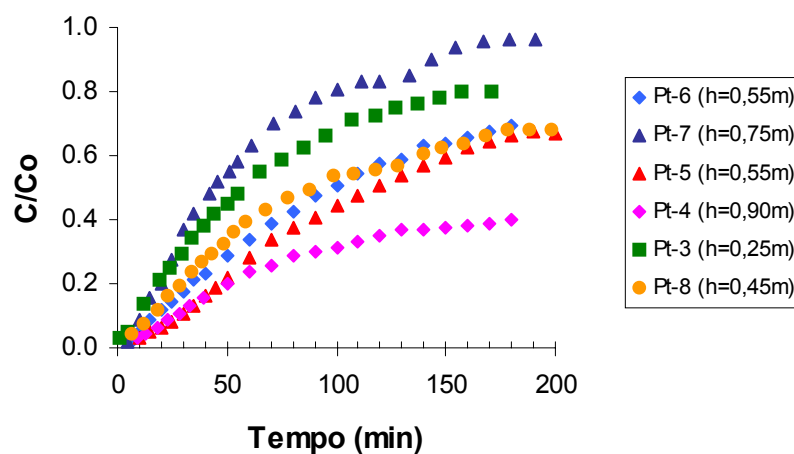


Figura V.11. Relação C/C_o do gás metano com o tempo.

Observa-se nesta Figura, que a relação final C/C_o do CH₄ foi mínima no ensaio P-4 (0,40) e máxima no P-7 (0,96), ou seja, houve uma retenção de 60% na concentração inicial do CH₄ no ensaio P-4 e de apenas 4% no ponto P-7. Vale lembrar que o ensaio P-7 apresentou comportamento atípico de pressão e, por este motivo, foi constatado a retenção mínima do gás. Desta maneira, pode-se dizer que quanto maior a velocidade de percolação do gás no solo, menor foi sua retenção.

Excluindo o ponto atípico das análises, pode-se notar que a retenção do CH₄ está associada também à espessura da camada de cobertura nesta Célula. Para espessura de 0,90 m (ensaio P-4) foi constatada uma redução máxima de 60% em relação à concentração sob a cobertura. Nos ensaios entre 0,45-0,55 m (P-5, P-6 e P-8) houve uma redução média de 32% (C/C_o = 0,68), enquanto no ponto P-3 foi verificado uma redução de apenas 20% (C/C_o = 0,80) para a menor espessura de solo (0,25 m) dos ensaios. Desta forma, pode-se concluir que nos ensaios executados sob baixas pressões na base da camada, a retenção do CH₄ no solo foi proporcional à altura da camada de cobertura. Quanto mais espessa a camada de cobertura, maior a possibilidade de o gás ficar retido física, química ou biologicamente no solo.

De acordo com a literatura, a principal razão para a retenção do CH₄ na cobertura dos aterros é a oxidação biológica do gás realizada pelas bactérias metanotróficas. Vale frisar que taxas de oxidação de mesma ordem de grandeza das taxas de emissões de CH₄ (< 403 g/dia.m²) foram reportadas em diferentes literaturas (Whalen et. al., 1990, Kightley et. al., 1995, Borjesson e Svensson, 1997 e Maurice e Lagerkvist, 2002 – ver Tabela II.14). Devido à complexidade deste assunto, propõe-se a realização de um estudo microbiológico específico para a comprovação da presença de tais bactérias e em que níveis de oxidação as mesmas degradam o CH₄ na camada de cobertura da Célula nº 8.

5.5.2 – AVALIAÇÃO DO CO₂

A análise do CO₂ foi realizada seguindo o mesmo procedimento da avaliação do CH₄, ou seja, pela relação C/C₀. Devido à utilização do detector GEM2000 em apenas uma campanha de ensaio, esta avaliação foi realizada apenas no ensaio P-3. A Figura V.12 apresenta a relação C/C₀ do CO₂ e CH₄ no ponto P-3. É interessante observar esta Figura associada as curvas mostradas na Figura V.9. Apesar do crescimento percentual do CH₄ na placa ser maior que o CO₂ (Figura V.9), quando ambas as concentrações são divididas pelas respectivas concentrações existentes sob a camada (C₀), as curvas tendem a apresentar comportamentos semelhantes.

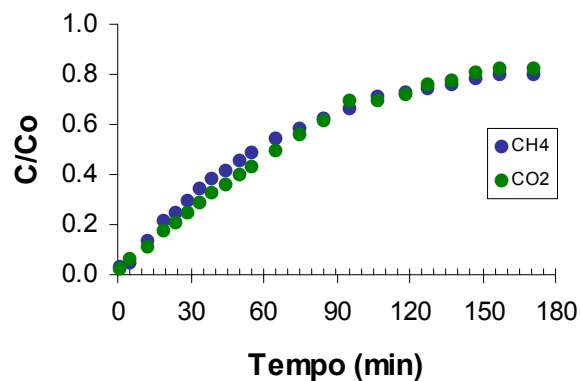


Figura V.12. Relação C/C₀ do dióxido de carbono e metano no ensaio P-3.

A similaridade da percolação do CO₂ e CH₄ pode estar relacionada aos parâmetros de difusão (D₀) dos gases que são praticamente iguais: D_{0 CH₄} = 2 x 10⁻⁵ m²/s e D_{0 CO₂} = 1,7 x 10⁻⁵ m²/s. Sabe-se que este coeficiente influencia o fluxo difusivo de gases no solo (Equações II.9 e II.10). No entanto, é prematuro se ter conclusões gerais sobre este fato pois esta análise só foi realizada em um único ensaio. O nível de retenção do CO₂, aparentemente o mesmo do CH₄ (20%), é outro ponto que

precisa ser melhor investigado. Vale lembrar que não existe oxidação biológica do CO_2 , sendo esta a principal forma de retenção do CH_4 nas coberturas de aterros.

5.5.3 – AVALIAÇÃO DO GÁS SULFÍDRICO (H_2S) E MONÓXIDO DE CARBONO (CO)

A avaliação dos gases traços H_2S e CO foi realizada apenas no ensaio P-3 com utilização do detector GEM2000. A Figura V.13 mostra a variação da concentração dos gases no interior da placa de fluxo durante o ensaio, bem como a média da concentração dos gases sob a camada de cobertura (dispositivo DMPC).

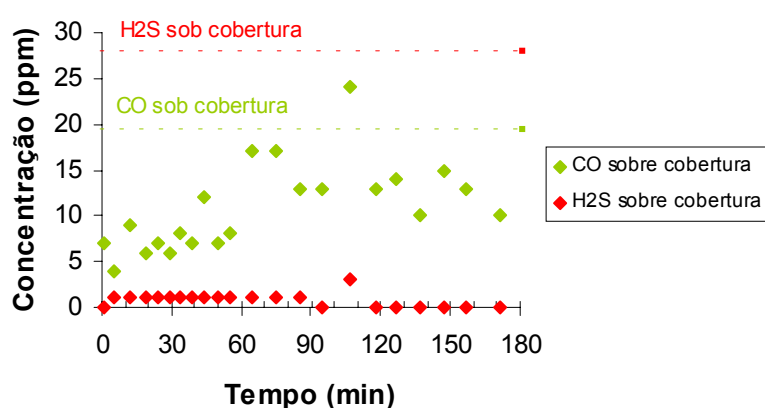


Figura V.13. Comportamento do H_2S e CO antes e após percolação na cobertura.

Observa-se que a camada de cobertura age distintamente na percolação dos dois gases. Enquanto a cobertura praticamente não minimizou as emissões de CO , o gás H_2S ficou completamente retido no solo. Uma das características físico-química dos gases que pode ter diferenciado o comportamento de retenção é o coeficiente de solubilidade. A solubilidade do H_2S em água é de 3,846 g/l, enquanto o CO apresenta solubilidade de 0,028 g/l, ou seja, o gás sulfídrico é 130 vezes mais solúvel que o CO na água presente na estrutura do solo não saturado (ver Tabela II.7). Vale ressaltar que a medição do CO em equipamentos portáteis tipo GEM2000 está susceptível a erros devido às dificuldades de mensuração de gases reativos a baixíssimas concentrações (ppm). A determinação precisa do CO deve ser conduzida em cromatógrafos de bancada.

A retenção total do H_2S numa espessura de solo de apenas 0,25 m (ensaio P-3) é de grande interesse para o contexto da liberação de gases no Aterro da Muribeca. Este gás apresenta um enorme impacto na poluição local do aterro devido à sua elevada toxicidade ao ser humano (gás carcinogênico) e por ser um dos causadores do forte odor do lixo. Desta forma, pode-se dizer que, apesar da cobertura no ensaio P-3 ser ineficiente para evitar a poluição do CH_4 , a mesma funciona como uma

satisfatória barreira na minimização da poluição local do H₂S. A avaliação do H₂S precisa ser realizada em outras regiões da Célula nº 8 e estendida para as demais células da Muribeca, para que este tipo de informação possa ser de fato aplicado na operacionalização de todo o aterro.

5.5.4 – PARÂMETROS FÍSICO-QUÍMICOS DO SOLO

Esta análise foi realizada com o objetivo de verificar possíveis alterações físico-químicas do solo quando exposto a percolação do biogás. Desta forma, procedeu-se a determinação dos parâmetros do solo coletado em três locais distintos da jazida utilizada na cobertura da Célula nº 8, como também do solo coletado após a execução dos ensaios da placa de fluxo, conforme descrito no Capítulo IV (Item 4.7). Vale ressaltar que a completa execução da camada de cobertura da Célula nº 8 ocorreu seis meses antes do início da investigação de campo, sendo este, o tempo médio de exposição do solo ao biogás. A Tabela V.6 apresenta as características físico-químicas das amostras da jazida e cobertura da Célula.

Tabela V.6. Parâmetros físico-químico do solo da jazida e cobertura da Célula nº 8.

Parâmetros	Amostras da jazida			Amostra dos ensaios					
	1	2	3	P-3	P-4	P-5	P-6	P-7	P-8
M.O (%)	5,85%	5,49%	4,63%	2,23%	3,38%	2,33%	1,80%	2,95%	1,76%
CTC (cmolc/dm ³)	3,1	3,9	4,2	4,1	4,0	4,8	4,4	3,6	4,5
PH	4,72	4,56	4,75	4,95	4,89	4,82	4,68	4,86	4,58
P (mg/dm ³)	1	1	1	3	<1	1	1	1	2
Ca (cmolc/dm ³)	0,10	0,10	0,05	0,40	0,10	0,15	0,05	0,10	0,15
Mg (cmolc/dm ³)	0,25	0,25	0,55	0,60	0,80	0,45	0,45	0,50	0,70
Na (cmolc/dm ³)	0,03	0,02	0,06	0,09	0,06	0,06	0,10	0,08	0,09
K (cmolc/dm ³)	0,01	0,02	0,05	0,10	0,02	0,07	0,10	0,03	0,08
Al (cmolc/dm ³)	0,70	0,75	1,75	1,00	0,90	1,95	2,30	0,80	1,95
H (cmolc/dm ³)	2,02	2,79	1,71	1,88	2,07	2,09	1,41	2,08	1,51
Calagem (t/há)	4,0	4,0	3,5	2,5	3,0	4,0	4,5	3,5	4,0
CO ₃ ⁻ (meq/l)	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
HCO ₃ ⁻ (meq/l)	0,40	0,30	0,40	0,40	0,60	0,40	0,40	0,40	0,30
Cl ⁻ (meq/l)	1,5	1,5	2,0	2,0	1,5	2,0	2,0	2,0	2,5
NO ₂ (%)	N.D	0,10	0,07	0,07	0,07	0,07	0,07	0,10	0,03
NO ₃ (%)	N.D	0,13	0,09	0,09	0,09	0,09	0,09	0,13	0,04
SO ₄ (%)	0,49	0,60	0,35	0,39	0,38	0,48	0,28	0,43	0,38

Observa-se na Tabela V.6 que o teor de matéria orgânica do solo (M.O) foi o único parâmetro que sofreu alterações significativas. As amostras da cobertura (P-3 a P-8) apresentaram teores de M.O inferiores ao solo da jazida. Conforme discutido no Capítulo II, este fato pode estar relacionado a degradação da matéria orgânica por meio da ação de bactérias aeróbias presentes na cobertura. A análise dos resultados encontrados para os outros parâmetros não foi conclusiva. Acredita-se que apenas por

meio de um estudo específico, levando em consideração um nº maior de amostras e tempos distintos de exposição do solo ao biogás, seja possível verificar tais alterações.

5.6 – MONITORAMENTO DA CONCENTRAÇÃO E PRESSÃO DOS GASES

Conforme descrito no Capítulo IV (Item 4.8), o monitoramento da concentração e pressão dos gases foi realizado nos dispositivos DMPC nos mesmos dias de execução dos ensaios da placa de fluxo. A Tabela V.7 apresenta os dados relativos ao monitoramento da concentração de CH₄ e O₂ e pressão dos gases.

Tabela V.7. Monitoramento do CH₄, O₂ e pressão dos gases na Célula nº 8.

Data		CH ₄ (%)	O ₂ (%)	Pressão* máxima ou mínima (Pa)
	P-3	60,1	0,1	42
	P-4	59,2	0,1	(-) 48
	P-5	60,0	0,1	48
	P-6	60,1	0,1	12
	P-7	60,0	0,1	249
15/04/03	P-3	54,2	0,0	(-) 61
	P-4	53,2	0,0	(-) 45
	P-5	52,9	0,0	(-) 77
	P-6	50,9	0,0	(-) 100
	P-7	53,6	0,0	61
24/04/03	P-3	56,0	0,0	0
	P-4	54,5	0,0	42
	P-5	55,0	0,0	25
	P-6	55,3	0,0	61
	P-7	55,5	0,0	170
08/05/03	P-3	55,5	0,0	42
	P-4	54,5	0,0	22
	P-5	55,5	0,0	38
	P-6	54,5	0,0	(-) 55
	P-7	54,5	0,0	680
21/05/03	P-3	58,5	0,0	29
	P-4	57,5	0,0	(-) 51
	P-5	57,5	0,0	22
	P-6	57,5	0,0	(-) 9
	P-7	56,5	0,0	2.537
	P-3	54,5	0,0	6
	P-4	53,0	0,0	55
	P-5	53,5	0,0	35
	P-6	53,0	0,0	(-) 42
	P-7	53,5	0,0	2.280
	P-8	55,6	0,0	51

Obs.: *relativa a pressão atmosférica local.

A Figura V.14 apresenta os valores médios diários das concentrações do CH₄ e O₂ calculados a partir dos dados da Tabela V.7. A concentração do CH₄ superior a 55,0% e a inexistência de O₂ nesta Célula indicam que os resíduos aterrados na Célula nº 8 estão na Fase IV, metanogênica estável, da decomposição da matéria orgânica. Como visto no Capítulo II, esta fase é caracterizada por concentrações de CH₄ entre 45 e 60% e praticamente inexistência do O₂. De acordo com Augesten e Pacey (1991), a Fase IV inicia-se após um período de 3 à 36 meses do fechamento da célula, durando por pelo menos 8 anos (Figura II.3). Este intervalo de tempo mostra consistência com a idade da maior parte dos resíduos desta Célula (< 5 anos).

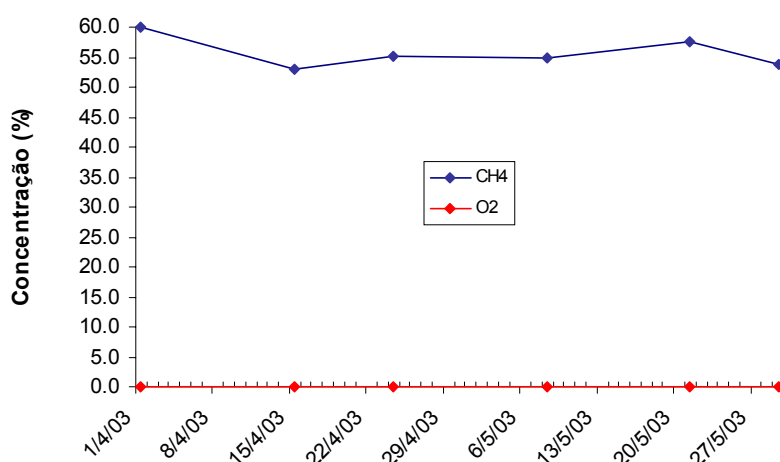


Figura V.14. Concentração média do CH₄ e O₂ no período do monitoramento.

A Tabela V.8 apresenta o resultado do monitoramento dos gases CO₂, CO e H₂S realizado na campanha de ensaio do dia 01/04/03. Apesar das análises serem feitas numa única ocasião, os valores encontrados mostram consistência entre si e também com as concentrações vistas na literatura (ver Tabela II.7).

Tabela V.8. Medição do CO₂, CO e H₂S na Célula nº 8.

Pontos	CO ₂ (%)	CO (ppm)	H S (ppm)
P-3	41,0	20	28
P-4	42,4	31	93
P-5	41,8	23	73
P-6	42,1	27	48
	43,1	31	52

Observa-se que a variação do CO₂ (41-43%) condiz com a fase metanogênica estável de decomposição do lixo reportada na literatura. No caso do H₂S, apenas o ponto P-4 apresentou concentração maior que a composição típica deste gás

mostrada na Tabela II.7 (0-70 ppm), no entanto, o mesmo está bem abaixo da máxima concentração já detectada em aterros de resíduos urbanos (700 ppm – Tabela II.8). Apesar da limitação do equipamento na detecção precisa do CO, a ordem de grandeza das concentrações também está coerente com a literatura ($\text{CO} < 0,1\%$).

No que se refere ao mapeamento da concentração dos gases na Célula nº 8, calculou-se a média individual das concentrações dos gases nos pontos (P-1 ao P-8) durante o período de estudo, para assim, proceder à interpolação Kriggiana. A Figura V.15 ilustra as curvas de isoconcentração do CH_4 e CO_2 existentes sob a camada de cobertura da Célula nº 8.

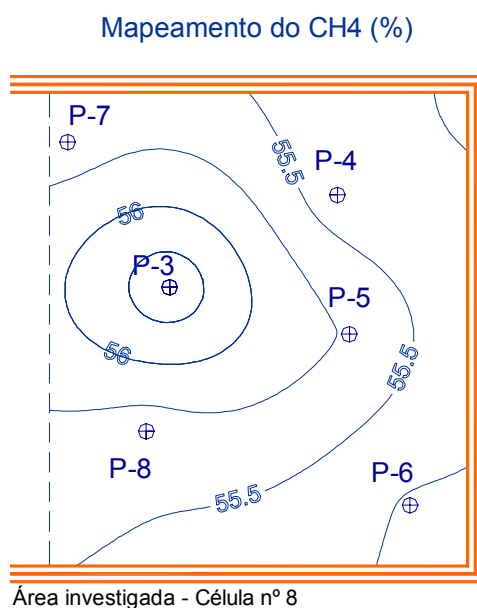


Figura V.15. Mapeamento do CH_4 e CO_2 sob a cobertura da Célula nº 8.

Observa-se na Figura V.15 uma distribuição espacial homogênea das concentrações dos gases CH_4 e CO_2 nesta Célula. Esta homogeneidade é característica de células de resíduos novos (idade < 5 anos). Maciel e Jucá (2002) realizaram o mapeamento dos gases na Célula nº 2 do Aterro da Muribeca com idade de cobertura de cerca de 15 anos, e constataram várias sub-regiões de comportamentos distintos de concentração de CH_4 e O_2 . Nota-se na Figura V.15, um pequeno incremento na concentração do CH_4 e ligeira baixa no percentual do CO_2 em torno do ponto P-3, indicando assim, a existência de melhores condições anaeróbias de decomposição dos resíduos neste local. Este fato ocorre devido à localização mais central deste ponto na célula, estando menos propício a influência dos condicionantes atmosféricos em relação aos locais mais próximos dos taludes.

O monitoramento da pressão dos gases mostrado na Tabela V.7, permite afirmar que as pressões sob a cobertura de toda Célula nº 8 são baixíssimas. Com exceção do ponto P-7, o nível de pressão encontrado variou de (-) 100 à 61 Pa. Valores negativos indicam que a pressão interna dos gases foi menor que a atmosférica, podendo acarretar entradas de ar atmosférico na massa de lixo. Observa-se que o ponto P-7 apresentou comportamento atípico de pressão. As pressões observadas neste local variaram de 61 até 2.537 Pa. O alto nível de pressão, relativo à média geral do Aterro, nesta região da Célula nº 8 indica a existência de um “bolsão de gás” que pode estar relacionado a dois fatores: (I) elevado grau de compactação do solo uma vez que este ponto situava-se na área de tráfego de máquinas pesadas e (II) região com acentuada presença de resíduos orgânicos e elevada atividade microbiológica de decomposição. A Figura V.16 mostra o posicionamento do P-7 na zona de tráfego da Célula nº 8, bem como o registro da elevada pressão observada neste local.



Figura V.16. Registro das altas pressões relativas no ponto P-7.

A Figura V.17 apresenta o mapeamento da pressão dos gases sob a camada de cobertura da Célula nº 8. Observa-se nas curvas de isopressão da Figura V.17, a grande diferença existente entre os valores médios da pressão no P-7 em relação aos demais locais da Célula. A delimitação precisa deste “bolsão de gás” e a análise detalhada dos fatores que influenciaram este comportamento seriam mais satisfatórias caso houvesse um maior número de dispositivos DMPC instalados próximo ao ponto P-7.

Mapeamento do Gradiente de Pressão (Pa)

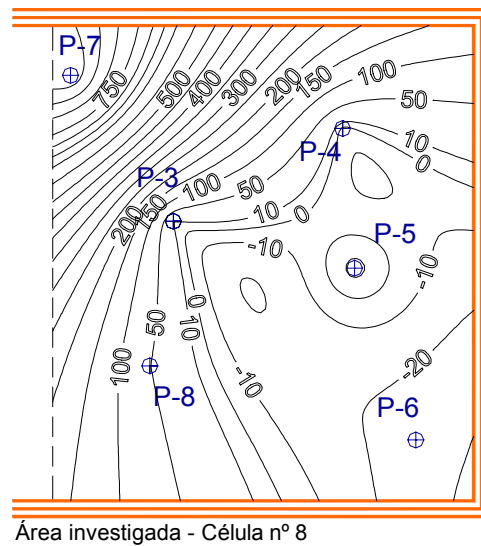


Figura V.17. Mapeamento da pressão sob a cobertura da Célula nº 8.

Durante o período da investigação de campo, observou-se ainda o aparecimento de bolhas de gás na superfície da camada devido à ocorrência de chuvas intensas sempre comuns nesta época do ano no Grande Recife. A Figura V.18 ilustra as condições da camada de cobertura no dia 19/03 e o registro do “borbulhamento” do biogás no solo. Observa-se que mesmo o solo apresentando permeabilidade ao gás próxima a zero ($S \cong 100\%$), existem “caminhos preferenciais” de percolação na estrutura do solo por onde o gás é direcionado e consegue vencer pontualmente a barreira impermeabilizante.



Figura V.18. Surgimento de bolhas de gás na cobertura da Célula nº 8.

CAPÍTULO VI – CONCLUSÕES, CONTRIBUIÇÕES E SUGESTÕES PARA FUTURAS PESQUISAS

6.1 - CONCLUSÕES

Neste capítulo serão apresentadas as conclusões, contribuições e sugestões para futuras pesquisas obtidas a partir dos estudos realizados, enfatizando-se a investigação experimental conduzida em laboratório e na área de teste no aterro. Em relação aos ensaios de laboratório, as técnicas desenvolvidas para avaliar a permeabilidade do solo ao ar permitiram obter as seguintes conclusões:

- O permeâmetro utilizado (Tri-Flex) mostrou ser um equipamento simples, rápido e satisfatório para obtenção dos parâmetros de permeabilidade do solo ao ar. Ressalta-se que as adaptações (fluxímetro e pré-saturador) do sistema devem ser dimensionadas em função do material a ser analisado. As braçadeiras metálicas de fixação, mesmo não sendo indicadas pelo fabricante, precisam ser inseridas na metodologia do permeâmetro a fim de evitar entradas de água nas amostras.
- A linearidade entre a velocidade aparente de fluxo e o gradiente de pressão, ou seja, a validade da Lei de Darcy foi constatada nos ensaios de permeabilidade ao ar. Este fato foi importante para garantir a consistência dos resultados obtidos nos 51 testes executados nesta pesquisa.
- O coeficiente de permeabilidade intrínseco (K_a) do solo analisado entre 10^{-13} m^2 e 10^{-17} m^2 foi coerente com os parâmetros reportados na literatura para solos argilosos. Esta variação de permeabilidade foi influenciada pelas características de compactação dos corpos de prova e as condições de saturação do solo nos ensaios.
- A umidade de compactação influenciou distintamente a percolação do gás no ramo seco e úmido da curva Proctor. Solos compactados no ramo seco apresentaram decréscimo lento da permeabilidade com o aumento da umidade de compactação. Por outro lado, uma drástica queda na percolação do gás foi vista após a umidade ótima do solo. O decréscimo da permeabilidade ao ar não foi governado apenas pelo incremento do teor de umidade no solo, mas sim pela relação umidade-densidade e estrutura do solo compactado.
- Para corpos de prova com diferentes condições de compactação, as curvas da permeabilidade ao ar em função do grau de saturação do solo mostraram que a redução da permeabilidade foi apenas significativa para valores de $S > 85\%$. Este

decréscimo da permeabilidade foi de 1.000 vezes para corpos de prova compactados no ramo seco e de 100 vezes para aqueles moldados na umidade ótima ou acima desta. Este comportamento destaca a importância da retenção de elevados teores de umidade nas camadas de cobertura para minimização das emissões de gases, principalmente nas estações mais secas do ano. Este é o princípio básico das camadas de coberturas do tipo evapotranspirativas.

- Ainda baseado nas curvas de permeabilidade ao ar em função da saturação, pode-se concluir que solos compactados abaixo da umidade ótima (h_{otm}), como verificado na Célula nº 8, apresentaram permeabilidades da ordem de 10^{-7} m/s, sendo 10 vezes superior às permeabilidades observadas nos solos moldados na h_{otm} (10^{-8} m/s) ao longo de praticamente toda faixa de saturação do solo ($S < 90\%$). Desta maneira, foi verificado que em relação a estrutura do solo compactado a permeabilidade ao ar vertical de solos com disposição de partículas aleatória (ramo seco) foi até 10 vezes maior que os de disposição dispersa (ramo úmido). Uma relevante redução na emissão de poluentes poderia ser estabelecida caso a cobertura da Célula nº 8 tivesse sido executada adequadamente em torno da h_{otm} .
- A aplicabilidade do modelo de van Genuchten (1980) foi verificada para se obter a função de permeabilidade relativa do solo ao ar, tendo em vista o bom ajuste em relação aos resultados obtidos experimentalmente em diferentes corpos de prova.
- A medição da contração do solo foi fundamental para a análise dos resultados da permeabilidade em função da saturação haja vista que determinações errôneas deste último parâmetro poderiam ser inseridas aos cálculos devido a não correção do índice de vazios do solo na secagem. A técnica para medição da contração com o paquímetro manual mostrou ser satisfatória para se trabalhar com amostras de 10 cm de diâmetro e altura superior à 5,6 cm. A contração volumétrica máxima (18,0%) foi observada na amostra compactada acima da h_{otm} , enquanto o solo compactado abaixo da h_{otm} apresentou contração mínima (8,7%). O emprego deste tipo de solo nas coberturas do Aterro da Muribeca deve ser evitado uma vez ser possível surgir fissuras durante ciclos de umedecimento e secagem do solo.
- As estimativas do ponto de entrada generalizada de ar (GAE) por meio da curva característica e de contração foram aparentemente satisfatórias tendo em vista que os resultados encontrados se situaram no intervalo de saturação (85% a 90%) onde a mudança drástica na velocidade de percolação do gás foi verificada experimentalmente (curva permeabilidade x saturação).
- O baixo percentual de poros aerados ($< 6,0\%$) que afeta significativamente a permeabilidade do solo permite concluir que a passagem do gás por meio deste material tende a ser dirigida aos “canais” que apresentem continuidade da fase ar,

mesmo quando estes representem baixo percentual em relação aos vazios preenchidos por água.

Em relação aos ensaios de campo desenvolvidos para avaliar o fluxo de gases na camada de cobertura do Aterro, as técnicas desenvolvidas permitiram obter as seguintes conclusões:

- A técnica da placa de fluxo desenvolvida nesta pesquisa mostrou ser suficientemente adequada para fornecer relevantes informações sobre o comportamento da percolação de gases “in situ”, além de ser um procedimento simples, de fácil utilização e de baixo custo.
- O design da placa de fluxo em forma de “degrau” provou ser bastante útil para facilitar a cravação do equipamento na cobertura, garantir um bom contato placa-solo e evitar a influência do vento ou entradas de ar atmosférico durante a execução dos ensaios. Com relação ao procedimento de ensaio, o intervalo de leitura adotado (4-5 min) foi adequado para se trabalhar com placas de pequenas dimensões ($A = 0,16 \text{ m}^2$ e $h = 0,05 \text{ m}$) e com as variações de fluxo encontradas na cobertura da Célula nº 8. A incorporação da medição da temperatura dos gases foi fundamental para determinar corretamente o fluxo em massa do gás, tendo em vista que a densidade do gás confinado é influenciada por esta variável.
- O Dispositivo de Medição da Pressão e Concentração (DMPC) foi satisfatório para monitorar a concentração e pressão dos gases sob a cobertura, apesar de que, para os níveis de pressão encontrados na camada, a determinação deste parâmetro ficou susceptível a erros devido as constantes oscilações da pressão atmosférica e interna do biogás.
- O fluxo mássico de metano (CH_4) observado nos seis ensaios realizados na cobertura da Célula nº 8 variou de $1,2$ à $4,2 \times 10^{-3} \text{ g/s.m}^2$, estando consistente com a variação das taxas de percolação do referido gás reportadas na literatura. Uma série de fatores foi responsável pelas altas taxas de fluxo observadas nesta Célula: (I) inexistência de drenagem interna do biogás acarretou a liberação de todo o biogás produzido pela cobertura; (II) elevada atividade microbiológica na massa de lixo em virtude da recente disposição da maior parte dos resíduos (< 5 anos) e (III) ineficiente compactação da camada argilosa de cobertura não permitiu formar uma barreira física para minimização da percolação dos gases. As altas taxas de fluxo encontradas nesta investigação provam a ineficiência da cobertura da referida Célula para minimizar a poluição atmosférica do CH_4 .

- O fluxo máximo de CH₄ foi registrado no local onde se constatou comportamento atípico de pressão do biogás, cerca de 100 vezes superior aos demais ensaios, explicando o principal motivo para esta ocorrência.
- Para os ensaios realizados sob baixas pressões, foi verificado que o fluxo e a quantidade final de CH₄ remanescente na placa de fluxo variam proporcionalmente ao gradiente de concentração e coeficiente de permeabilidade intrínseco do solo e inversamente a espessura da camada de cobertura, como era de se esperar haja vista que este comportamento condiz com as Leis de Darcy e Fick. Este fato mostra que a metodologia desenvolvida nesta pesquisa e os resultados obtidos são consistentes.
- Com base no que foi exposto nos dois itens anteriores, conclui-se ainda que a percolação de gases na cobertura da Célula nº 8 apresenta parcelas de fluxo advectivo e difusivo. A contribuição da advecção e difusão para o fluxo do CH₄ deve ser objeto de estudo específico tendo em vista que determinações experimentais do conteúdo volumétrico de ar, tortuosidade do solo e gradiente de pressão precisam ser bem quantificadas.
- Os valores de permeabilidade ao ar das amostras indeformadas da Célula nº 8 foram da ordem de 10⁻⁷ m/s e 10⁻¹³ m², estando coerentes com as permeabilidades determinadas para corpos de prova moldados no ramo seco da curva de Proctor. Este análise provou que a cobertura da Célula nº 8 foi de fato mal executada haja vista que menores valores de permeabilidade ao gás poderiam ser obtidos. Vale lembrar que uma redução considerada (10 vezes) nas emissões dos gases poderia ser obtida caso a camada tivesse sido compactada na umidade ótima do solo.
- Para uma única campanha de ensaio onde houve medição da concentração de diversos gases, a determinação do fluxo mássico de CO₂ foi superior ao do CH₄. Ao representar o fluxo em termos volumétricos, comportamento oposto foi verificado. Este fato está relacionado à diferença de densidade dos dois gases ($\rho_{CO_2} = 2,75 \cdot \rho_{CH_4}$).
- O mapeamento das emissões superficiais de CH₄ mostrou ser um instrumento bastante útil para extrapolar os resultados pontuais dos ensaios da placa de fluxo à uma escala mais ampla, garantindo assim, menores erros nas estimativas do fluxo total da área investigada. A estimativa da emissão total de CH₄ na Célula nº 8 foi da ordem de 540 kg/dia. Extendendo-se este resultado ao longo do ano, uma contribuição para a poluição atmosférica de cerca de 200 toneladas de CH₄ pode estar sendo gerada na área de investigação da referida Célula (53 x 60 m²).

- Apesar das simplificações nas estimativas da geração de biogás, as previsões das taxas de geração de 10,2 à 16,8 m³/ano por tonelada de lixo aterrado mostram coerência com as características e a fase metanogênica de decomposição dos resíduos da Célula nº 8. No entanto, ressalta-se que um estudo específico ao longo da profundidade de lixo, envolvendo a caracterização química dos resíduos (carboidratos, proteínas, ligninas e lipídios), determinação de sólidos voláteis, umidade, temperatura e concentração dos gases, além de análises microbiológicas, deve ser conduzido para assegurar a altura ou o volume de lixo que de fato influencia a geração do biogás.
- O monitoramento da concentração dos gases CH₄, CO₂ e O₂ mostrou que os resíduos da Célula nº 8 se encontram na fase metanogênica estável (Fase IV) da decomposição da matéria orgânica. Os valores médios determinados para a concentração do CH₄ (>55%), CO₂ (42%) e O₂ (\cong 0%) foram consistentes com a idade do lixo aterrado (< 5 anos) e com a variação da concentração destes gases na Fase IV reportada na literatura. Os outros gases analisados (H₂S e CO) também se enquadraram dentro da composição típica do biogás.
- O monitoramento da pressão dos gases sob a camada de cobertura indicou a presença de pressões muito baixas em quase toda Célula (-100 à 60 Pa). Estes valores mostram que esta cobertura é bastante sensível as oscilações da pressão atmosférica, permitindo inclusive entradas de ar na massa de lixo. Uma região de comportamento atípico foi constatada com pressões superiores a 2,5 kPa, indicando a existência de um “bolsão de gás” localizado. As baixas pressões observadas e as regiões de comportamento atípico de pressão mostraram coerência com diferentes literaturas.
- A utilização das curvas de isofluxo e isopressão na superfície da célula mostra-se vantajosa uma vez que permite uma visualização completa dos parâmetros quando analisados em conjunto. A representação realizada na Célula nº 8 permitiu identificar sub-regiões de comportamento distinto de pressão e fluxo de gases que, por sua vez, podem ser tratadas independentemente das outras áreas. Baseado nos dados deste mapeamento, recomenda-se a execução imediata de drenos de gases na área de comportamento atípico de pressão para que as emissões sejam minimizadas e possíveis problemas de instabilidade da massa de lixo sejam evitados.
- Os níveis de retenção do CH₄ na camada de cobertura variaram de 4%, no ensaio atípico de pressão, até 60% no ensaio executado sobre a maior espessura de solo da cobertura (90 cm). A análise dos resultados encontrados nesta pesquisa

mostrou que a retenção do gás na cobertura varia proporcionalmente a espessura da camada e inversamente a velocidade de percolação do gás no solo, ou seja, quanto mais espessa for a camada e mais lenta a percolação do gás, maior a possibilidade do CH_4 ficar retido física, química ou biologicamente na camada de cobertura.

- Para o ensaio realizado no local de menor espessura de solo (25 cm), foi verificado uma retenção total na passagem do gás sulfídrico (H_2S). Este fato permite concluir que, apesar da camada de cobertura de 25 cm ser ineficiente para evitar a poluição do CH_4 , a mesma funciona como uma barreira satisfatória para minimização da poluição local do H_2S . Lembrando que este gás apresenta um enorme impacto na poluição local do aterro devido a sua elevada toxicidade (gás carcinogênico) e por ser um dos causadores do forte odor do lixo. Uma aplicação prática deste resultado a ser considerada é que ao realizar a cobertura diária do lixo exposto nas células em operação com uma fina camada de solo, pode-se estar reduzindo a poluição local de todo o Aterro, além de evitar a presença de aves, insetos e roedores. Em termos da poluição local do Aterro da Muribeca, o gás CH_4 apresenta menor importância comparado com outros gases (ex. H_2S) uma vez que sua densidade é menor em relação ao ar atmosférico, ou seja, o gás tenderá a subir para as camadas superiores da atmosfera terrestre. No entanto, gases como o CO_2 e H_2S possivelmente permanecerá por mais tempo na baixa atmosfera devido ao grande peso molecular.

6.2 – CONTRIBUIÇÕES DESTE ESTUDO PARA O ATERRO DA MURIBECA

Como contribuição desta pesquisa para à minimização da poluição local e global do biogás no Aterro da Muribeca/PE, recomenda-se:

- Ações corretivas a serem implementadas na Célula nº 8:
 - (I) Efetuar o sistema de drenagem dos gases no interior da massa de lixo, com especial atenção para a área de comportamento atípico de pressão;
 - (II) Recompôr a espessura da camada de cobertura em vários locais da área investigada com compactação satisfatória do solo.
 - (III) Promover a cobertura vegetal de proteção na Célula para aumentar a retenção de água na camada e minimizar os efeitos da contração do solo;
- Ações de caráter preventivo para a operacionalização do Aterro:
 - (I) Executar a camada de cobertura com compactação próxima da umidade ótima do solo;

(II) Adotar o sistema de cobrimento diário dos resíduos com uma fina camada de solo.

(III) Abranger o estudo das emissões de gases nas outras células para quantificar a poluição total do Aterro e com isto facilitar um possível financiamento da redução da poluição previsto no Protocolo de Kyoto.

6.3 – SUGESTÕES PARA FUTURAS PESQUISAS

As seguintes sugestões para pesquisa devem ser consideradas para a continuidade e aprimoramento do trabalho aqui iniciado:

- Estudar o efeito da percolação de diferentes gases no solo por meio do Permeâmetro Tri-Flex e comparar com os parâmetros de permeabilidade obtidos para a percolação do ar;
- Realizar ensaios de permeabilidade horizontal do solo ao ar em corpos de prova moldados com diferentes condições de compactação a fim de avaliar o sentido horizontal da percolação dos gases nas coberturas compactadas do Aterro da Muribeca.
- Realizar ensaios de permeabilidade ao gás em amostras com diferentes composições de solo e/ou lixo no Permeâmetro Tri-Flex;
- Investigar *in situ* o comportamento de fluxo e retenção do biogás para diferentes tipos de camada de cobertura, entre as quais: com diferentes graduações de solo, materiais alternativos e solos orgânicos;
- Abranger a metodologia utilizada na Célula nº 8 para as demais células no intuito de estimar a emissão total do CH₄ do Aterro da Muribeca. Esta estimativa permitirá avaliar o potencial energético do Aterro com vistas aos mecanismos de financiamento de redução da poluição dos gases de efeito estufa (Protocolo de Kyoto).
- Avaliar como o tamanho e a forma (retangular ou circular) de diferentes placas de fluxo podem influenciar os resultados obtidos.
- Incorporar à metodologia da placa de fluxo apresentada neste estudo um novo canal de leitura para medição da pressão interna dos gases. Desta forma, será possível determinar o gradiente de pressão existente entre a base da camada e o interior da placa;
- Incorporar à metodologia da placa de fluxo a determinação da sucção do solo da cobertura após a retirada da placa da camada;

- Determinar experimentalmente o coeficiente de difusão do gás no solo para quantificar as parcelas de fluxo difusivo e advectivo no fluxo total verificado na Célula nº 8;
- Modelar numericamente o comportamento da percolação dos gases na camada de cobertura da Célula nº 8 levando em consideração os parâmetros já obtidos e as variações climáticas;
- Estudar o efeito das fissuras do solo da cobertura nas emissões de gases por meio do ensaio da placa de fluxo.
- Avaliar o fluxo de gases pelas laterais da célula a fim de entender melhor a movimentação dos gases no interior da massa de lixo.
- Determinar a caracterização química dos resíduos em termos de carboidratos, proteínas e lipídios para comparar o potencial teórico de geração do biogás como o verificado na Célula nº 8.
- Estudar detalhadamente os parâmetros físico-químicos e microbiológicos de solos com tempos distintos de exposição ao biogás a fim de avaliar a real retenção dos gases nas células do Aterro da Muribeca;
- Estender o monitoramento da pressão dos gases sob a cobertura para identificar as influências dos condicionantes atmosféricos;
- Instalar novos dispositivos DMPC ao longo de diferentes profundidades da massa de lixo para determinação das pressões no interior da Célula.
- Acompanhar o monitoramento da concentração do biogás para avaliar mudanças nas fases de decomposição dos resíduos. Sugere-se ainda a avaliação de componentes traços do biogás com grande potencial de impacto (ex. Benzeno, Tetracloreto de Carbono e Gás Sulfídrico) por meio de cromatografia gasosa.
- Estudar a dispersão da pluma de contaminação nas áreas circunvizinhas ao Aterro.

APÊNDICE**A.1. CONTRAÇÃO DO SOLO**CORPO DE PROVA: CP-4 ($P_{seco} = 814,1$ g)

Umidade (%)	Diâmetro C.P (cm)	Altura C.P (cm)	Volume (cm ³)	γ_{seca} (g/cm ³)	Índice (e) experimental	Índice (e) teórico*	Contração vol. (%)
26.5	10.145	6.768	547.1	1.488	0.767	0.800	1.0
25.2	10.155	6.764	547.8	1.486	0.770	0.775	0.9
26.5	10.185	6.784	552.7	1.473	0.786	0.801	0.0
26.2	10.168	6.774	550.0	1.480	0.777	0.796	0.5
25.5	10.160	6.745	546.8	1.489	0.766	0.781	1.1
24.9	10.150	6.743	545.5	1.492	0.762	0.771	1.3
23.6	10.145	6.743	545.0	1.494	0.761	0.748	1.4
22.0	10.110	6.706	538.3	1.512	0.739	0.723	2.7
19.5	10.060	6.680	530.9	1.533	0.715	0.690	4.1
16.8	9.975	6.613	516.7	1.576	0.669	0.667	7.0
15.3	9.951	6.585	512.1	1.590	0.654	0.658	7.9
12.2	9.930	6.562	508.2	1.602	0.642	0.647	8.8
9.3	9.928	6.570	508.5	1.601	0.643	0.643	8.7

Obs.: * Fredlund et. al., 2002

CORPO DE PROVA: CP-7 ($P_{seco} = 794,8$ g)

Umidade (%)	Diâmetro C.P (cm)	Altura C.P (cm)	Volume (cm ³)	γ_{seca} (g/cm ³)	Índice (e) experimental	Índice (e) teórico*	Contração vol. (%)
23.8	10.100	6.313	505.7	1.572	0.673	0.669	0.0
22.2	9.983	6.268	490.5	1.620	0.623	0.628	3.1
20.5	9.938	6.191	480.1	1.655	0.589	0.586	5.3
18.9	9.848	6.155	468.8	1.696	0.551	0.552	7.9
16.9	9.778	6.122	459.6	1.729	0.521	0.523	10.0
15.0	9.750	6.096	455.1	1.746	0.506	0.510	11.1
13.1	9.741	6.099	454.6	1.748	0.504	0.505	11.3
10.0	9.749	6.099	455.3	1.746	0.506	0.504	11.1
6.1	9.745	6.104	455.3	1.746	0.507	0.504	11.1

CORPO DE PROVA: CP-10 ($P_{seco} = 683,3$ g)

Umidade (%)	Diâmetro C.P (cm)	Altura C.P (cm)	Volume (cm ³)	γ_{seca} (g/cm ³)	Índice (e) experimental	Índice (e) teórico*	Contração vol. (%)
28.6	10.000	6.020	472.8	1.445	0.820	0.831	0.0
27.8	9.995	5.941	466.1	1.466	0.794	0.810	1.4
24.7	9.865	5.848	447.0	1.529	0.720	0.722	5.8
	9.758	5.773	431.7	1.583	0.662	0.659	9.5
20.7	9.686	5.711	420.8	1.624	0.620	0.619	12.4
18.1	9.595	5.666	409.6	1.668	0.577	0.573	15.4
16.1	9.556	5.636	404.2	1.690	0.556	0.554	17.0
12.3	9.536	5.618	401.2	1.703	0.544	0.544	17.8
9.9	9.537	5.613	401.0	1.704	0.543	0.543	17.9
6.8	9.530	5.619	400.8	1.705	0.543	0.543	18.0

A.2. SUCÇÃO MATRICIAL DO SOLO

CORPO DE PROVA: CP (-) 6,2% da $h_{\text{ótima}}$

Nº do anel	P _{úmido} papel (g)	P _{seco} papel (g)	Umidade papel (%)	Sucção matric. (kPa)	Umidade grav. C.P (%)	Índice (e)	Umidade vol. C.P (%)
119	0.1717	0.0756	127.1	7	29.0	0.854	41.1
119	0.1614	0.0712	126.7	7	29.0	0.854	41.1
119	0.1702	0.0981	73.5	26	25.1	0.775	37.2
119	0.1164	0.0672	73.2	27	25.1	0.775	37.2
119/A40	0.3371	0.2117	59.2	45	23.1	0.739	34.9
119/A40	0.3496	0.2209	58.3	47	23.1	0.739	34.9
119/A40	0.2387	0.1850	29.0	1,083	18.5	0.681	29.0
119/A40	0.2475	0.1922	28.8	1,123	18.5	0.681	29.0
119	0.1041	0.0758	37.3	329	21.4	0.714	32.9
119	0.1091	0.0797	36.9	351	21.4	0.714	32.9
119/A40	0.2674	0.2251	18.8	4,690	15.0	0.657	23.9
119	0.1106	0.0848	30.4	886	19.5	0.691	30.4
119	0.0993	0.0785	26.5	1,556	19.5	0.691	30.4
119/A40	0.2189	0.1871	17.0	6,065	12.5	0.648	19.9
119/A40	0.2383	0.2040	16.8	6,226	12.5	0.648	19.9
119	0.1004	0.0868	15.7	7,336	11.4	0.646	18.2
119	0.0928	0.0805	15.3	7,756	11.4	0.646	18.2
3	0.1864	0.0972	91.8	15	25.0	0.773	37.1
3	0.1802	0.0936	92.5	15	25.0	0.773	37.1
119/A40	0.4491	0.1979	126.9	7	26.8	0.808	39.0
119/A40	0.4340	0.1885	130.2	6	26.8	0.808	39.0
3	0.1044	0.0750	39.2	252	22.1	0.723	33.7
3	0.1020	0.0747	36.5	369	22.1	0.723	33.7
119/A40	0.3275	0.2004	63.4	38	23.6	0.748	35.5
119/A40	0.3124	0.1926	62.2	40	23.6	0.748	35.5
3	0.1042	0.0812	28.3	1,197	19.8	0.694	30.8
3	0.0977	0.0761	28.4	1,187	19.8	0.694	30.8
119/A40	0.2255	0.1566	44.0	127	21.7	0.717	33.2
119/A40	0.2306	0.1610	43.2	142	21.7	0.717	33.2
3	0.0893	0.0723	23.5	2,385	17.3	0.670	27.2
3	0.0813	0.0662	22.8	2,638	17.3	0.670	27.2
119/A40	0.2085	0.1557	33.9	538	19.7	0.693	30.7
119/A40	0.2064	0.1567	31.7	737	19.7	0.693	30.7
3	0.0897	0.0761	17.9	5,351	14.2	0.653	22.6
3	0.0982	0.0842	16.6	6,394	14.2	0.653	22.6
119/A40	0.2212	0.1756	26.0	1,678	16.9	0.668	26.7
119/A40	0.1926	0.1546	24.6	2,047	16.9	0.668	26.7
3	0.0960	0.0847	13.3	10,237	7.5	0.642	12.0
3	0.0876	0.0775	13.0	10,700	7.5	0.642	12.0
119/A40	0.1821	0.1521	19.7	4,104	13.6	0.651	21.6
119/A40	0.2146	0.1793	19.7	4,125	13.6	0.651	21.6
3	0.1015	0.0945	7.4	23,947	4.3	0.642	6.9
3	0.0937	0.0869	7.8	22,557	4.3	0.642	6.9
119/A40	0.1678	0.1474	13.8	9,531	6.9	0.642	11.0
119/A40	0.2041	0.1800	13.4	10,167	6.9	0.642	11.0

CORPO DE PROVA: CP na $h_{ótima}$

Nº do anel	P _{úmido} papel (g)	P _{seco} papel (g)	Umidade papel (%)	Sucção matric. (kPa)	Umidade grav. C.P (%)	Índice (e)	Umidade vol. C.P (%)
1	0.1290	0.0966	33.5	567	21.9	0.618	35.5
1	0.0870	0.0690	26.1	1,650	19.1	0.555	32.3
1	0.0931	0.0750	24.1	2,182	19.1	0.555	32.3
1	0.0870	0.0727	19.7	4,136	15.7	0.513	27.3
1	0.0962	0.0811	18.6	4,807	15.7	0.513	27.3
1	0.0838	0.0717	16.9	6,171	12.8	0.505	22.3
1	0.0958	0.0833	15.0	8,065	12.8	0.505	22.3
1	0.0964	0.0845	14.1	9,205	7.6	0.504	13.4
1	0.1043	0.0918	13.6	9,841	7.6	0.504	13.4
169	0.1935	0.0947	104.3	11	24.3	0.683	38.0
169	0.1801	0.0874	106.1	11	24.3	0.683	38.0
169	0.1252	0.0888	41.0	195	21.6	0.612	35.3
169	0.1273	0.0899	41.6	179	21.6	0.612	35.3
169	0.1032	0.0795	29.8	968	19.4	0.561	32.7
169	0.0890	0.0687	29.5	1,005	19.4	0.561	32.7
169	0.0928	0.0744	24.7	2,003	17.0	0.524	29.4
169	0.0991	0.0807	22.8	2,641	17.0	0.524	29.4
169	0.1025	0.0849	20.7	3,553	14.1	0.507	24.7
169	0.1041	0.0884	17.8	5,436	14.1	0.507	24.7
169	0.0955	0.0833	14.6	8,492	7.6	0.504	13.2
169	0.0939	0.0825	13.8	9,561	7.6	0.504	13.2
169	0.0780	0.0695	12.2	12,003	4.9	0.504	8.6
169	0.0900	0.0809	11.2	13,815	4.9	0.504	8.6

CORPO DE PROVA: CP (+) 6,1% da $h_{ótima}$

Nº do anel	P _{úmido} papel (g)	P _{seco} papel (g)	Umidade papel (%)	Sucção matric. (kPa)	Umidade grav. C.P (%)	Índice (e)	Umidade vol. C.P (%)
2	0.1876	0.0863	117.4	8	23.4	0.687	36.5
2	0.2024	0.0923	119.3	8	23.4	0.687	36.5
2	0.1152	0.0935	23.2	2,491	18.0	0.572	30.1
2	0.0854	0.0715	19.4	4,274	14.3	0.547	24.3
2	0.0891	0.0779	14.4	8,825	10.6	0.543	18.0
2	0.0985	0.0873	12.8	11,016	6.1	0.543	10.3
120	0.1327	0.0805	64.8	36	22.5	0.664	35.6
120	0.1302	0.0789	65.0	36	22.5	0.664	35.6
120	0.1200	0.0918	30.7	850	20.0	0.605	32.7
120	0.1157	0.0892	29.7	982	20.0	0.605	32.7
120	0.0975	0.0787	23.9	2,260	17.7	0.569	29.8
120	0.1099	0.0889	23.6	2,348	17.7	0.569	29.8
120	0.0952	0.0794	19.9	4,002	15.6	0.551	26.4
120	0.1032	0.0872	18.3	4,997	15.6	0.551	26.4
120	0.1040	0.0884	17.6	5,525	12.6	0.544	21.5
120	0.0949	0.0810	17.2	5,924	12.6	0.544	21.5
120	0.0894	0.0769	16.3	6,744	9.4	0.543	16.0
120	0.0952	0.0823	15.7	7,329	9.4	0.543	16.0
120	0.0805	0.0724	11.2	13,935	4.5	0.543	7.7
120	0.0854	0.0775	10.2	16,068	4.5	0.543	7.7

A.3. PERMEABILIDADE DO SOLO AO AR

CORPO DE PROVA: CP 4 ($P_{seco} = 814,1$ g)

Umidade (%)	Índice (e)	Saturação (S) (%)	Saturação efetiva (Se) (%)	Coef. permeab. (κ_a) (m/s)	Permeab. relativa (κ_{ra})	κ_{ra} Van Genuc.	κ_{ra} B & C
26.5	0.765	90.9	89.6	2.11E-11	0.00	0.02	0.01
26.5	0.784	88.8	87.2	8.43E-10	0.00	0.09	0.02
26.2	0.775	88.9	87.3	9.57E-09	0.05	0.09	0.02
25.5	0.765	87.6	85.7	2.25E-08	0.11	0.13	0.02
25.2	0.768	86.2	84.1	4.91E-08	0.24	0.17	0.02
24.9	0.761	86.1	84.0	3.80E-08	0.19	0.18	0.02
23.8	0.759	82.5	79.9	8.02E-08	0.39	0.28	0.04
22.0	0.737	78.6	75.4	7.87E-08	0.38	0.39	0.06
19.5	0.713	71.9	67.7	1.16E-07	0.56	0.54	0.10
16.9	0.668	66.7	61.7	1.53E-07	0.75	0.64	0.15
16.7	0.772	57.0	50.5	1.68E-07	0.82	0.79	0.24
12.2	0.650	49.2	41.6	2.05E-07	1.00	0.88	0.34

CORPO DE PROVA: CP 7 ($P_{seco} = 794, 8$ g)

Umidade (%)	Índice (e)	Saturação (S) (%)	Saturação efetiva (Se) (%)	Coef. permeab. (κ_a) (m/s)	Permeab. relativa (κ_{ra})	κ_{ra} Van Genuc.	κ_{ra} B & C
22.6	0.647	91.7	90.5	8.13E-12	0.00	0.03	0.00
21.2	0.617	90.4	89.0	1.00E-10	0.00	0.07	0.00
20.7	0.606	89.9	88.4	1.79E-10	0.01	0.09	0.00
20.2	0.595	89.4	87.8	1.29E-09	0.05	0.11	0.00
20.0	0.590	89.2	87.5	2.67E-09	0.10	0.11	0.01
19.1	0.570	88.2	86.4	3.66E-09	0.14	0.15	0.01
18.6	0.559	87.6	85.8	5.50E-09	0.21	0.16	0.01
17.5	0.538	85.7	83.6	7.22E-09	0.28	0.22	0.01
15.7	0.513	80.3	77.3	1.17E-08	0.45	0.37	0.03
13.3	0.513	68.3	63.5	1.73E-08	0.66	0.63	0.10
10.9	0.513	55.6	49.0	1.91E-08	0.73	0.82	0.23
9.5	0.513	48.5	40.8	2.41E-08	0.93	0.89	0.33
7.2	0.513	36.7	27.3	2.37E-08	0.91	0.96	0.52
4.9	0.513	25.0	13.8	2.43E-08	0.93	0.99	0.74
2.6	0.513	13.3	0.3	2.60E-08	1.00	1.00	0.99

CORPO DE PROVA: CP-10 ($P_{seco} = 683,3$ g)

Umidade (%)	Índice (e)	Saturação (S) (%)	Saturação efetiva (Se) (%)	Coef. permeab. (κ_a) (m/s)	Permeab. relativa (κ_{ra})	κ_{ra} Van Genuc.	κ_{ra} B & C
26.5	0.755	91.0	89.7	9.00E-12	0.00	0.07	0.00
24.7	0.721	90.2	88.7	1.33E-09	0.10	0.10	0.00
23.8	0.695	90.0	88.5	5.02E-10	0.04	0.11	0.00
22.4	0.662	88.8	87.2	1.79E-09	0.14	0.14	0.01
18.0	0.577	82.0	79.3	4.48E-09	0.35	0.34	0.02
15.9	0.556	75.4	71.7	7.15E-09	0.56	0.50	0.05
12.3	0.545	59.3	53.2	1.21E-08	0.95	0.78	0.19
10.1	0.544	48.8	41.2	1.27E-08	1.00	0.90	0.32
7.7	0.543	37.3	28.0	1.21E-08	0.95	0.96	0.51
3.7	0.541	17.8	5.5	1.22E-08	0.96	1.00	0.89

A.4. PARÂMETROS OBTIDOS NOS ENSAIOS DA PLACA DE FLUXO

ENSAIO PONTO P-3:

Leituras P-3 (min)	CH ₄ (%)	CO ₂ (%)	O ₂ (%)	CO (ppm)	H ₂ S (ppm)	T _{interna} (°C)	T _{externa} (°C)	Pressão gases (Pa)
1	1.8	1.0	18.6	7.0	0.0	31.0	-	42
5	3.0	2.5	17.4	4.0	1.0	35.0	-	35
12	8.3	4.7	15.7	9.0	1.0	40.0	31.0	4
19	12.8	7.1	14.5	6.0	1.0	41.0	34.2	16
24	15.1	8.4	13.7	7.0	1.0	40.0	35.7	9
29	17.7	10.0	12.6	6.0	1.0	43.0	35.3	12
34	20.7	11.7	11.9	8.0	1.0	45.0	31.4	6
39	23.0	13.3	11.2	7.0	1.0	46.0	32.4	3
44	25.2	14.7	10.6	12.0	1.0	47.0	33.0	3
50	27.2	16.3	9.8	7.0	1.0	47.1	34.4	0
55	29.1	17.8	9.3	8.0	1.0	47.2	33.0	0
65	32.9	20.3	8.2	17.0	1.0	48.1	36.2	0
75	35.2	22.8	7.1	17.0	1.0	48.6	34.3	6
85	37.5	25.1	6.8	13.0	1.0	48.8	36.3	16
95	39.7	28.4	6.2	13.0	0.0	48.6	35.6	16
107	42.7	28.5	5.0	24.0	3.0	49.1	33.6	16
118	43.7	29.6	4.4	13.0	0.0	49.2	33.9	0
127	44.9	31.2	4.0	14.0	0.0	48.2	33.6	3
137	45.9	31.8	3.6	10.0	0.0	48.6	34.1	-25
147	47.0	33.0	3.1	15.0	0.0	48.7	35.0	3
157	48.0	33.8	2.7	13.0	0.0	49.1	35.0	6
171	48.1	33.9	6.7	10.0	0.0	49.4	34.5	-32

ENSAIO PONTO P-4:

Leituras P-4 (min)	CH ₄ (%)	O (%)	T _{interna} (°C)	T _{externa} (°C)	Pressão gases (Pa)
9	1.6	20.9	37.0	32	-45
13	2.2	19.4	41.0	33	-19
18	3.4	18.8	42.1	36	0
23	4.6	18.2	44.0	37	-19
28	5.8	17.7	43.1	35.8	-38
33	7.0	17.1	45.4	36	-19
39	8.5	16.6	47.6	36	-42
50	10.6	15.9	44.7	33.7	-29
60	12.6	15.1	47.3	33.5	-45
70	13.8	14.5	47.0	34.5	0
80	15.2	14.0	46.4	34.5	-32
90	16.1	13.4	45.6	34.7	-64
100	16.8	12.8	46.7	35.8	12
110	17.7	12.3	48.1	44.1	-61
120	18.6	12.0	50.1	34.1	---
130	19.6	11.7	48.5	33.8	-55
140	19.7	11.5	50.5	34.1	-51
150	20.0	11.2	50.0	35.5	-58
160	20.2	10.7	49.9	33.5	-38
170	20.8	10.4	46.2	33.3	-19
180	21.4	10.2	46.2	32.5	-51

ENSAIO PONTO P-5:

Leituras P-5 (min)	CH ₄ (%)	O ₂ (%)	T _{interna} (°C)	T _{externa} (°C)	Pressão gases (Pa)
8	1.9	20.1	36.0	30.8	32
13	2.7	19.7	36.7	26.3	38
18	3.5	19.2	38.2	27.0	19
23	4.6	18.7	39.1	27.0	25
28	6.0	18.1	40.1	27.3	16
33	7.4	17.7	40.9	27.6	32
38	8.9	17.0	41.8	28.8	35
45	10.3	16.3	42.6	29.5	12
50	12.1	15.5	41.2	30.5	16
60	15.5	14.1	39.9	29.0	3
70	18.6	12.9	43.6	30.5	6
80	20.8	11.9	45.7	31.5	6
90	22.6	11.1	45.9	31.7	0
100	24.8	9.8	42.1	32.6	9
110	26.4	9.5	38.4	31.1	16
120	28.0	8.0	40.7	29.8	9
130	29.8	7.7	40.0	30.2	16
140	31.6	7.2	41.4	31.2	9
150	33.0	7.0	39.3	29.8	12
160	34.6	6.6	37.2	29.8	12
170	35.6	6.1	38.2	28.9	0
180	36.8	5.6	41.2	29.3	29
190	37.4	5.3	42.5	30.4	6
200	37	5.6	40.3	31.1	12

ENSAIO PONTO P-6:

Leituras P-6 (min)	CH ₄ (%)	O ₂ (%)	T _{interna} (°C)	T _{externa} (°C)	Pressão gases (Pa)
7	1.3	20.3	35.0	30.0	12
10	2.7	19.7	38.0	30.0	35
15	4.8	18.9	38.2	30.4	61
20	6.5	17.6	36.6	29.8	12
25	7.8	17.0	36.4	29.5	12
30	9.5	16.4	36.8	28.9	9
35	11.6	15.8	38.2	30.7	12
40	12.9	15.1	40.2	33.3	16
50	15.9	13.6	39.1	29.8	12
60	18.6	11.6	38.5	32.6	12
70	21.4	10.5	41.7	34.2	35
80	23.6	9.9	43.6	33.2	0
90	26.2	9.4	42.6	34.4	25
100	28.0	8.5	40.8	33.3	9
110	30.2	7.4	40.6	31.7	0
120	31.6	7.3	42.3	33.0	0
130	32.6	6.7	43.5	33.2	9
140	34.8	5.8	41.9	34.0	---
150	35.2	5.4	41.9	33.0	---
160	36.4	5.0	41.2	32.5	0
170	37.2	4.6	42.1	32.1	22
180	38.2	3.2	43.2	34.0	9

ENSAIO PONTO P-7:

Leituras P-7 (min)	CH ₄ (%)	O ₂ (%)	T _{interna} (°C)	T _{externa} (°C)	Pressão gases (Pa)
5	1.1	22.0	33.5	28.2	---
10	4.8	---	34.8	28.8	---
15	9.0	18.7	34.2	27.7	---
20	11.2	17.2	33.8	28.8	---
25	15.7	15.2	32.8	27.2	---
30	20.8	13.1	32.2	27.5	---
35	23.8	11.6	32.2	27.1	---
42	27.2	10.3	33.8	26.4	---
46	29.2	9.0	36.2	28.6	---
51	31.0	8.2	35.9	29.1	---
55	33.0	7.5	36.0	29.1	---
61	35.6	6.6	35.8	29.2	---
71	39.4	5.2	37.8	29.3	---
81	41.8	3.4	41.2	30.1	---
90	44.2	3.3	39.3	27.3	---
100	45.4	2.8	38.7	27.3	2,400
111	46.8	2.0	41.4	29.8	2,537
120	47.0	1.7	36.5	28.7	2,380
133	48.2	1.0	39.0	24.6	2,413
143	51.0	---	30.0	29.4	2,442
154	53.0	0.5	29.7	28.2	2,273
167	54.0	0.3	32.2	27.5	2,429
179	54.5	0.2	31.5	27.0	2,387
191	54.5	0.2	32.7	27.5	2,320

ENSAIO PONTO P-8:

Leituras P-8 (min)	CH ₄ (%)	O ₂ (%)	T _{interna} (°C)	T _{externa} (°C)	Pressão gases (Pa)
6	2.3		33.4	28	19
12	4.2	22.7	34.7	29.2	45
18	6.7	19.0	35.8	29.4	51
23	8.9	17.6	37.7	31.4	51
28	10.9	16.6	41.6	32.4	9
34	13.3	15.6	43.5	32.7	9
38	14.9	14.7	44.6	34.6	9
43	16.4	14.0	43.7	34.3	6
48	18.2	13.4	45.1	33.7	6
53	20.0	12.6	45.8	34.2	9
58	21.8	12.0	40.5	32.0	9
68	24.0	11.0	41.0	31.7	6
78	26.2	9.7	43.7	34.3	9
88	27.4	9.2	46.6	35.3	0
99	30.0	8.4	44.2	33.4	0
108	30.2	7.4	42.1	32.0	0
118	30.8	5.7	43.1	33.3	12
128	31.8	6.5	43.9	33.4	9
140	33.6	6.1	41.9	32.1	6
148	34.6	5.7	40.1	33.9	0
158	35.6	5.4	39.2	32.4	0
168	37.0	5.0	38.0	33.0	0
178	38.0	4.9	40.4	32.5	0
188	38.0	4.7	38.1	32.8	0
198	38.0	4.5	37.8	32.5	0

A.5. VARIAÇÃO MÁSSICA E RELAÇÃO C/C₀ DO CH₄ NA PLACA DE FLUXO

ENSAIO PONTO P-3:

Leituras P-3 (min)	CH ₄ na placa (C) (%)	T _{interna} (°C)	ρ _{CH₄} – Eq. IV.1 (kg/m ³)	Massa de CH ₄ (g)	CH ₄ no cap (C ₀) (%)	Relação C/C ₀
1	1.8	31.0	0.643	0.093	60.1	0.030
5	3.0	35.0	0.635	0.152	60.1	0.050
12	8.3	40.0	0.624	0.415	60.1	0.138
19	12.8	41.0	0.623	0.637	60.1	0.213
24	15.1	40.0	0.624	0.754	60.1	0.251
29	17.7	43.0	0.619	0.876	60.1	0.295
34	20.7	45.0	0.615	1.018	60.1	0.344
39	23.0	46.0	0.613	1.127	60.1	0.383
44	25.2	47.0	0.611	1.231	60.1	0.419
50	27.2	47.1	0.611	1.329	60.1	0.453
55	29.1	47.2	0.610	1.421	60.1	0.484
65	32.9	48.1	0.609	1.602	60.1	0.547
75	35.2	48.6	0.608	1.712	60.1	0.586
85	37.5	48.8	0.607	1.822	60.1	0.624
95	39.7	48.6	0.608	1.930	60.1	0.661
107	42.7	49.1	0.607	2.073	60.1	0.710
118	43.7	49.2	0.607	2.121	60.1	0.727
127	44.9	48.2	0.609	2.186	60.1	0.747
137	45.9	48.6	0.608	2.232	60.1	0.764
147	47.0	48.7	0.608	2.285	60.1	0.782
157	48.0	49.1	0.607	2.330	60.1	0.799
171	48.1	49.4	0.606	2.333	60.1	0.800

ENSAIO PONTO P-4:

Leituras P-4 (min)	CH ₄ na placa (C) (%)	T _{interna} (°C)	ρ _{CH₄} – Eq. IV.1 (kg/m ³)	Massa de CH ₄ (g)	CH ₄ no cap (C ₀) (%)	Relação C/C ₀
9	1.6	37.0	0.631	0.080	53.2	0.030
13	2.2	41.0	0.623	0.112	53.2	0.042
18	3.4	42.1	0.620	0.167	53.2	0.063
23	4.6	44.0	0.617	0.225	53.2	0.086
28	5.8	43.1	0.618	0.288	53.2	0.109
33	7.0	45.4	0.614	0.344	53.2	0.132
39	8.5	47.6	0.610	0.413	53.2	0.159
50	10.6	44.7	0.615	0.524	53.2	0.200
60	12.6	47.3	0.610	0.613	53.2	0.236
70	13.8	47.0	0.611	0.672	53.2	0.258
80	15.2	46.4	0.612	0.744	53.2	0.286
90	16.1	45.6	0.614	0.792	53.2	0.303
100	16.8	46.7	0.611	0.821	53.2	0.316
110	17.7	48.1	0.609	0.863	53.2	0.333
120	18.6	50.1	0.605	0.902	53.2	0.350
130	19.6	48.5	0.608	0.952	53.2	0.368
140	19.7	50.5	0.604	0.952	53.2	0.370
150	20.0	50.0	0.605	0.967	53.2	0.375
160	20.2	49.9	0.605	0.980	53.2	0.380
170	20.8	46.2	0.612	1.017	53.2	0.390
180	21.4	46.2	0.612	1.049	53.2	0.403

ENSAIO PONTO P-5:

Leituras P-5 (min)	CH ₄ na placa (C) (%)	T _{interna} (°C)	ρ_{CH_4} – Eq. IV.1 (kg/m ³)	Massa de CH ₄ (g)	CH ₄ no cap (C _o) (%)	Relação C/C _o
8	1.9	36.0	0.633	0.096	55.5	0.034
13	2.7	36.7	0.631	0.136	55.5	0.048
18	3.5	38.2	0.628	0.176	55.5	0.063
23	4.6	39.1	0.626	0.230	55.5	0.082
28	6.0	40.1	0.624	0.299	55.5	0.108
33	7.4	40.9	0.623	0.368	55.5	0.133
38	8.9	41.8	0.621	0.442	55.5	0.160
45	10.3	42.6	0.619	0.510	55.5	0.185
50	12.1	41.2	0.622	0.602	55.5	0.218
60	15.5	39.9	0.625	0.774	55.5	0.279
70	18.6	43.6	0.617	0.918	55.5	0.335
80	20.8	45.7	0.613	1.020	55.5	0.374
90	22.6	45.9	0.613	1.108	55.5	0.407
100	24.8	42.1	0.620	1.230	55.5	0.446
110	26.4	38.4	0.628	1.325	55.5	0.475
120	28.0	40.7	0.623	1.395	55.5	0.504
130	29.8	40.0	0.624	1.488	55.5	0.536
140	31.6	41.4	0.622	1.571	55.5	0.569
150	33.0	39.3	0.626	1.652	55.5	0.594
160	34.6	37.2	0.630	1.744	55.5	0.623
170	35.6	38.2	0.628	1.788	55.5	0.641
180	36.8	41.2	0.622	1.831	55.5	0.663
190	37.4	42.5	0.620	1.853	55.5	0.673
200	37	40.3	0.624	1.846	55.5	0.666

ENSAIO PONTO P-6:

Leituras P-6 (min)	CH ₄ na placa (C) (%)	T _{interna} (°C)	ρ_{CH_4} – Eq. IV.1 (kg/m ³)	Massa de CH ₄ (g)	CH ₄ no cap (C _o) (%)	Relação C/C _o
7	1.3	35.0	0.635	0.066	55.3	0.024
10	2.7	38.0	0.629	0.136	55.3	0.049
15	4.8	38.2	0.628	0.241	55.3	0.087
20	6.5	36.6	0.631	0.328	55.3	0.118
25	7.8	36.4	0.632	0.394	55.3	0.141
30	9.5	36.8	0.631	0.480	55.3	0.172
35	11.6	38.2	0.628	0.583	55.3	0.210
40	12.9	40.2	0.624	0.644	55.3	0.233
50	15.9	39.1	0.626	0.797	55.3	0.288
60	18.6	38.5	0.628	0.934	55.3	0.337
70	21.4	41.7	0.621	1.063	55.3	0.387
80	23.6	43.6	0.617	1.166	55.3	0.427
90	26.2	42.6	0.619	1.298	55.3	0.474
100	28.0	40.8	0.623	1.395	55.3	0.507
110	30.2	40.6	0.623	1.506	55.3	0.547
120	31.6	42.3	0.620	1.567	55.3	0.572
130	32.6	43.5	0.618	1.611	55.3	0.590
140	34.8	41.9	0.621	1.728	55.3	0.630
150	35.2	41.9	0.621	1.748	55.3	0.637
160	36.4	41.2	0.622	1.812	55.3	0.659
170	37.2	42.1	0.620	1.846	55.3	0.673
180	38.2	43.2	0.618	1.889	55.3	0.691

ENSAIO PONTO P-7:

Leituras P-7 (min)	CH ₄ na placa (C) (%)	T _{interna} (°C)	ρ_{CH_4} – Eq. IV.1 (kg/m ³)	Massa de CH ₄ (g)	CH ₄ no cap (C _o) (%)	Relação C/C _o
5	1.1	33.5	0.638	0.056	56.5	0.019
10	4.8	34.8	0.635	0.244	56.5	0.085
15	9.0	34.2	0.636	0.458	56.5	0.159
20	11.2	33.8	0.637	0.571	56.5	0.198
25	15.7	32.8	0.639	0.803	56.5	0.278
30	20.8	32.2	0.640	1.066	56.5	0.368
35	23.8	32.2	0.640	1.219	56.5	0.421
42	27.2	33.8	0.637	1.386	56.5	0.481
46	29.2	36.2	0.632	1.477	56.5	0.517
51	31.0	35.9	0.633	1.569	56.5	0.549
55	33.0	36.0	0.633	1.670	56.5	0.584
61	35.6	35.8	0.633	1.803	56.5	0.630
71	39.4	37.8	0.629	1.982	56.5	0.697
81	41.8	41.2	0.622	2.080	56.5	0.740
90	44.2	39.3	0.626	2.213	56.5	0.782
100	45.4	38.7	0.627	2.278	56.5	0.804
111	46.8	41.4	0.622	2.328	56.5	0.828
120	47.0	36.5	0.632	2.375	56.5	0.832
133	48.2	39.0	0.627	2.416	56.5	0.853
143	51.0	30.0	0.645	2.632	56.5	0.903
154	53.0	29.7	0.646	2.738	56.5	0.938
167	54.0	32.2	0.640	2.767	56.5	0.956
179	54.5	31.5	0.642	2.799	56.5	0.965
191	54.5	32.7	0.639	2.788	56.5	0.965

ENSAIO PONTO P-8:

Leituras P-8 (min)	CH ₄ na placa (C) (%)	T _{interna} (°C)	ρ_{CH_4} – Eq. IV.1 (kg/m ³)	Massa de CH ₄ (g)	CH ₄ no cap (C _o) (%)	Relação C/C _o
6	2.3	33.4	0.638	0.117	55.6	0.041
12	4.2	34.7	0.635	0.213	55.6	0.076
18	6.7	35.8	0.633	0.339	55.6	0.120
23	8.9	37.7	0.629	0.448	55.6	0.160
28	10.9	41.6	0.621	0.542	55.6	0.196
34	13.3	43.5	0.618	0.657	55.6	0.239
38	14.9	44.6	0.615	0.734	55.6	0.268
43	16.4	43.7	0.617	0.810	55.6	0.295
48	18.2	45.1	0.614	0.895	55.6	0.327
53	20.0	45.8	0.613	0.981	55.6	0.360
58	21.8	40.5	0.624	1.087	55.6	0.392
68	24.0	41.0	0.623	1.195	55.6	0.431
78	26.2	43.7	0.617	1.294	55.6	0.471
88	27.4	46.6	0.612	1.341	55.6	0.493
99	30.0	44.2	0.616	1.479	55.6	0.539
108	30.2	42.1	0.620	1.499	55.6	0.543
118	30.8	43.1	0.618	1.524	55.6	0.554
128	31.8	43.9	0.617	1.569	55.6	0.572
140	33.6	41.9	0.621	1.669	55.6	0.604
148	34.6	40.1	0.624	1.728	55.6	0.622
158	35.6	39.2	0.626	1.783	55.6	0.640
168	37.0	38.0	0.629	1.860	55.6	0.665
178	38.0	40.4	0.624	1.896	55.6	0.683
188	38.0	38.1	0.628	1.910	55.6	0.683
198	38.0	37.8	0.629	1.912	55.6	0.683

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Andrade, M.C.J. (2001), *Estudo experimental da permeabilidade a água e ao ar de um solo utilizado na camada de cobertura de um aterro de resíduos sólidos urbanos de Recife – PE*, Universidade de São Paulo, USP, São Paulo, Brasil.
- ATSDR (2001), *Landfill gas primer*, relatório preparado pela Agency of Toxic Substances and Disease Registry, www.atsdr.cdc.gov.
- Augenstein, D. e Pacey, J. (1991), *Modelling landfill methane generation*, Proceedings of The Third International Landfill Symposium, Sardinia, Itália, vol.1, pp.115-148.
- Barden, L. e Sides, G.R. (1970), *Engineering behavior and structure of compacted clay*, Journal of the Soil Mechanics and Foundations Division, Vol.96, nºSM4, pp.1171-1199.
- Barlaz, M.A, Ham, R.K. e Schaefer, D.M (1989), *Mass-balance analysis of anaerobically decomposed refuse*, Journal of Environmental Engineering, ASCE, vol.115, nº6, pp.1088-1102.
- Benson, C.H. e Khire, M.V. (1995), *Earthen covers for semi-arid and arid climates*, ASCE Geotechnical Special Publication, nº 53, pp. 201-217.
- Benson, C.H., Zhai, H. e Wang, X. (1992), *Estimating hydraulic conductivity of compacted clay liners*, Journal of Geotechnical Engineering, Vol.120, nº2, pp.366-387.
- Blight, G.E. (1971), *Flow of air through soils*, Journal of the Soil Mechanics and Foundations Division, Vol.97, nºSM4, pp.607-624.
- Bogner, J., Spokas, K., Niemann, L. e Baker, J. (1997), *Emissions of non-methane organic compounds at Illinois (USA) landfill site: preliminary field measurements*, Proceedings of The Sixth International Landfill Symposium, Sardinia, Itália, vol.4, pp.127-138.
- Boeckx, P., Cleemput, O.V. e Villaraldo, I. (1996), *Methane emissions from a landfill and the methane oxidasing capacity of its covering soil*, Soil Biology and Biochemistry, vol.28, nº11/11, pp.1397-1405.
- Bouazza, A. e Vangpaisal, T. (2000), *Gas advective flow of partially saturated geosynthetic clay liners*, ASCE Geotechnical Special Publication (Denver-USA), nº103, pp. 54-67.
- Borjesson, G. e Svensson, B.H. (1997), *Seasonal and diurnal methane emissions from a landfill and their regulation by methane oxidation*, Waste Management & Research, nº15, pp. 33-54.

- Borjesson, G. Sundh, I., Tunlid, A. e Svensson, H. (1997), *Methane oxidation in landfill cover soils ,as reveales by potential oxidation measurements and phospholipid fatty acid analysis*, Soil Biology and Biochemistry, vol.30, nº10/11, pp.1423-1433.
- Brooks, R.H e Corey, A.T. (1966), *Properties of porous media affecting fluid flow*, Journal of the Irrigation and Drainage Division, ASCE, Vol.92, nº IR2, pp.61-88.
- Cabral, A.R., Burnotte, F., Lefebvre, G. e Panarotto, C.T. (2002), *Geotechnical characterization of a pulp and paper residue to be used as alternative cover material to landfill and to acid generating tailings*, Proceedings of the Fourth International Congress on Environmental Geotechnics, Balkema, Rio de Janeiro, Vol. 1, pp.207-211.
- Calado, S. (1998), Notas de aula Curso GRS/UFPE.
- Chan, A.S.K. e Parkin, T.B. (2000), *Evaluation of potential inhibitors of methanogenesis and methane oxidation in a landfill cover soil*, Soil Biology and Biochemistry, vol.32, pp.1581-1590.
- Christensen, S., Ambus, P., Arah, J.R.M., Clayton, H., Galle, B., Griffith, D.W.T., Hargreaves, K.J., Klemetsson, L., Lind, A.M., Maag, M., Scott, A., Skiba, U., Smith, K.A., Welling, M. e Wienhold, F.G. (1996), *Nitrous oxide emission from an agricultural field: comparison between measurements by flux chamber and micrometeorological techniques*, Atmospheric Environment, vol.30, nº24, pp. 4183-4190.
- Christophersen, M., Poulsen, T.G. e Kjeldsen, P. (2001), *Modelling lateral gas migration and subsequent emission in soil adjacent to and old unlined landfill*, Proceedings of The Eighth International Landfill Symposium, Sardinia, Itália, vol.2, pp.475-484.
- Clark, R.G. (2002), *Service life of landfill liner and cap components*, Proceedings of The Fourth International Congress on Environmental Geotechnics (ICEG), Rio de Janeiro, Brasil, vol.2, pp.933-946.
- Cooper, C. D., Reinhart, D. R, Rash, F., Seligman, D. e Keely, D. (1992), *Landfill gas emissions*, Civil and Environmental Engineering Depart., University of Central Florida, Report # 92-2.
- Cooper, S. P. e Bier, J. D. (1997), *Understanding landfill surface emissions monitoring*, Proceedings of The 20th Annual Landfill Gas Symposium, California, USA, pp.195-213.
- Coops, O., Luning, L., Oonk, H. e Weenk, A. (1995), *Validation of landfill gas models*, Proceedings of The Fifth International Landfill Symposium, Sardinia, Itália, pp.635-646.

- Cossu, R., Muntoni, A., Chiarantini, L., Massacci, G., Serra, P., Scolletta, A. e Sterzi, G. (1997), *Biogas emission measurements using static and dynamic flux chambers and infrared methods*, Proceedings of The Sixth International Landfill Symposium, Sardinia, Itália, vol.4, pp.103-114.
- Czepiel, P.M., Mosher, B., Crill, P.M. e Harriss, R.C. (1996), *Quantifying the effect of oxidation on landfill methane emissions*, Journal of Geophysical Research, vol. 101, n°D11, pp. 16,721-16,729.
- Czepiel, P.M., Mosher, B., Harriss, R.C., Shorter, J.H., McManus, J.B., Kolb, C.E., Allwine, E. e Lamb, B.K. (1996), *Landfill methane emissions measured by enclosure and atmospheric trace methods*, Journal of Geophysical Research, vol. 101, n°D11, pp. 16,711-16,719.
- Daniel, D.E. (1995), *Soil barriers layers versus geosynthetic barriers in landfill cover systems*, ASCE Geotechnical Special Publication, n° 53, pp. 1-18.
- Didier, G., Bouazza, A. e Cazaux, D. (2000), *Gas permeability of geosynthetic clay liners*, International Journal of Geotextiles & Geomembranes, n°18, pp.235-250.
- Ehrig, H.J. (1991), *Prediction of gas production from laboratory scale tests*, Proceedings of The Third International Landfill Symposium, Sardinia, Itália, Vol.1, pp.87-114.
- El-Fadel, M., Findikakis, A.N. e Leckie, J.O. (1997), *Environmental impacts of solid waste landfilling*, Journal of Environmental Management, ASCE, 50, pp.1-25.
- El-Fadel, M. A. (1991), *Modeling gas and heat generation and transport in sanitary landfills*, Ph.D. dissertation, Stanford University, pp.385.
- Environment Agency (1999), *Interim internal technical guidance for best practice flaring of landfill gas*, Document n° LFG2, version 2, Bristol, UK.
- Farias, A. B. (2000), *Parâmetros de compressibilidade de resíduos sólidos urbanos*, Dissertação de mestrado, UFPE, pp.86.
- Figueroa, R. A e Stegmann, R. (1991), *Gas migration through natural liners*, Proceedings of The Third International Landfill Symposium, Sardinia, Itália, vol.1, pp.167-177.
- Findikakis, A. N. e Leckie, J. O (1979), *Numerical simulation of gas flow in sanitary landfills*, Journal of Environmental Engineering, ASCE, vol. 105, pp.927-945.
- Fischer, C., Gandolla, M. e Aragno, M. (1995), *Heat-generating processes around na old sanitary landfill: causes of the phenomenon and possible consequences for landfill management and security*, International Solid Waste Anniversary (ISWA 25th), Vienna, Austria, pp.1-20.

- Fischer, U., Kulli, B. e Fluhler, H. (1998), *Constitutive relationship and pore structure of undisturbed fracture zone samples with cohesionless fault gouge layers*, Water Resources Research, Vol.34, n°7, pp.1695-1701.
- Fleureau, J.M. e Taibi, S. (1995). *Water-air permeabilities of unsaturated soils*, Proceedings of the First International Conference on Unsaturated Soils, Paris/França, vol. 2, pp.479-484.
- Fredlund, D.G. e Rahardjo, H. (1993), *Soil mechanics for unsaturated soils*. John-Wiley and Sons, New York, 486p.
- Fredlund, M.D., Wilson, G.W e Fredlund, D.G. (2002), *Representation and estimation of the shrinkage curve*, Proceedings of the Third International Conference on Unsaturated Soils, eds. Jucá, Marinho e Campos, Recife, Brasil, Vol.1, pp.145-149.
- Fredlund, D.G., Xing, A. e Huang, S. (1994), *Predicting the permeability function for unsaturated soils using the soil-water characteristic curve*, Canadian Geotechnique Journal, Vol.31, pp.533-546.
- Fuchsberger, M. e Semprich, S. (1995), *Air flow through partially saturated cohesionless soil*, Proceedings of the First International Conference on Unsaturated Soils, Paris/França, vol. 2, pp.491-497.
- Gandolla, M., Acaia, C. e Fischer, C. (1997), *Formazione, captazione e sfruttamento di biogas in discariche*, Seminario di Aggiornamento, Collana Ambiente, Vol.18, C.I.P.A, Milão, Itália. (em italiano).
- Gonzalez, A. J. G. e Espinosa, A. S. (2001), *Falla de relleno sanitario de Dona Juana – Bogotá, Colombia: II Evaluación de presión de poros y resistencia de basuras*, Anais do III Seminario Pan Americano de Deslizamientos, Colombia.
- Haines, W.B. (1923), *The volume-changes associated with variation of water content in soil*, Journal of Agricultural Science, Part 3, Vol.XIII, pp.296-310.
- Haith, D.A (1998), *Materials balance for municipal solid-waste management*, Journal of Environmental Engineering, ASCE, vol.124, n°1, pp.67-75.
- Heie, A. (1991), *Landfill gas extraction efficiency and possibilities for exposure to hazardous gases*, Proceedings of The Third International Landfill Symposium, Sardinia, Itália, Vol.1, pp.205-219.
- Hilger, H.A., Cranford, D.F. e Barlaz, M.A. (2000), *Methane oxidation and microbial exopolymer production in landfill cover soil*, Journal of Soil Biology & Biochemistry, n°32, pp.457-467.
- Houston, S.L., Houston, W.N. e Wagner, A.M. (1994), *Laboratory filter paper suction measurements*, Geotechnical Testing Journal, Vol.17, n°2, pp.185-194.

- Huber, A. e Wohnlich, S. (1999), *Gas collection layers*, Proceedings of The Seventh International Landfill Symposium, Sardinia, Itália, vol.2, pp.465-482.
- Jones, H.A. e Nedwell, D.B. (1993), *Methane emission and methane oxidation in land-fill cover soil*, FEMS Microbiology Ecology, nº102, pp.185-195.
- Ignatius, S.G. (1999), *Fluxo unidirecional de gás através de um solo compactado – determinação laboratorial de parâmetros*, Tese de Doutorado, EP da Universidade de São Paulo, São Paulo, pp.337.
- Jucá, J.F.T. (1990), *Comportamiento de suelos parcialmente saturados*, Tesis Doctoral, ETS Caminos, Canales y Puertos, Universidad Politécnica de Madrid, Espanha.
- Jucá, J.F.T. (2003), Comunicação pessoal.
- Jucá, J.F.T e Maciel, F.J. (1999), *Permeabilidade ao gás de um solo compactado não saturado*, Anais do IV Congresso Brasileiro de Geotecnia Ambiental, São José dos Campos, São Paulo, pp.384-391.
- Jucá, J.F.T., Monteiro, V.E.D., Oliveira, F.J.S., Maciel, F.J. (1999), *Monitoramento Ambiental do Aterro de Resíduos Sólidos da Muribeca*, III Seminário Nacional sobre Resíduos Sólidos Urbanos, Toledo, Paraná.
- Jucá, J.F.T., Mariano, M.O.H., Melo, V.L.A. & Bastos, E.G. (1998), *Monitoring of environmental recuperation of the Muribeca Municipal Solid Waste Landfill*, Proceedings of The Third International Congress on Environmental Geotechnics, Seco e Pinto (Ed), Lisbon, Vol.2, 485-489.
- Justino da Silva (2001), *Volumétrica de uma Argila Expansiva Não-Saturada submetida a diferentes condições climáticas*, Escola Politécnica da Universidade de São Paulo, EP-USP, Brasil.
- Kamon, M., Inazumi, S., Katsumi, T. e Inui, T. (2002^a), *Evaluation of gas flow through landfill cover with sludge barrier*, Proceedings of The Second Japan-Korea Joint Seminar on Geoenvironmental Engineering, pp.4-12.
- Kamon, M., Inazumi, S., Inui, T e Katsumi, T. (2002^b), *Durability of compacted sludge landfill cover under wetting-drying cycle*, Proceedings of The Fourth International Congress on Environmental Geotechnics (ICEG), Rio de Janeiro, Brasil, vol.2, pp.661-666.
- Kjeldsen, P. e Fischer, E. V. (1995), *Landfill gas migration – field investigation at Skellingsted Landfill, Denmark*, Waste Management and Research, 13, pp.467-484.
- Lambe (1951), *Soil Testing for Engineerings*, New York, J. Willey, pp.165.
- Lang, R. J., Stallard, W. M., Stiegler, L. C., Herrera, T. A., Chang, D. P. e Tchobanoglous, G. (1989), *Movement of gases in municipal solid waste landfills*, report prepared for the California Waste Management Board, USA.

- Langfelder, L. J., Chen, C.F. e Justice, J.A. (1968), *Air permeability of compacted cohesive soils*, Journal of the Irrigation and Drainage Division, ASCE, Vol.94, nº SM4, pp.981-1001.
- Lee, W. B., Moon, I.W., Lee, S. B., Cha, M.C., Park, J.H. e Lee, J.J. (1995), *Prediction of gas production rates in Nanji Landfill site*, Proceedings of The Fifth International Landfill Symposium, Sardinia, Itália, pp.655-664.
- Lindeberg, S.E, Zhang, H., Vette, A.F., Gustin, M.S., Barnett, M.O. e Kuiken, T. (2002), *Dynamic flux chamber measurement of gaseous mercury emission fluxes over soil. Part 2: effect of flushing flow rate and verification of a two-resistance interface simulation model*, Atmospheric Environment, nº36, pp. 847-859.
- Loiseau, C., Cui, Y.J. e Delage, P. (2002), *Air conductivity of a heavily compacted swelling clay-sand mixture*, Proceedings of the Third International Conference on Unsaturated Soils, eds. Jucá, Marinho e Campos, Recife, Brasil, Vol.1, pp.383-388.
- Maciel, F. J. e Jucá, J. F. T. (2000), *Laboratory and field test for studying gas flow through MSW landfill cover soil*, ASCE Geotechnical Special Publication (Denver-USA), nº99, pp. 569-585.
- Maciel, F.J. & Jucá, J. F. T. (2002), *Gases monitoring methodology applied in Muribeca Solid Waste Landfill*, Proceedings of the Fourth International Congress on Environmental Geotechnics, Balkema, Rio de Janeiro, Vol. 1, pp.263-269.
- Maciel, F.J. e Jucá, J. F. T. (2003), *Manual técnico sobre gases em aterros de resíduos sólidos urbanos*, em revisão para publicação.
- Marinho, F. (1994), *Shrinkage behaviour of some plastic soils*, PhD Dissertation, Imperial College, London, UK.
- Marinho, F. e Pereira, J.H.F. (1998), *Apostila do mini-curso de solos não saturados*, XI Congresso Brasileiro de Mecânica dos Solos e Engenharia Geotécnica, Brasília/DF.
- Marinho, F., Andrade, C.J. e Jucá, J.F.T. (2001), *Air and water permeability of a compacted soil used in a solid waste landfill in Recife, Brazil*, 3rd BGA Geoenvironmental Engineering Conference. London: Thomas Telford, v.1. p.437 - 442.
- Maurice, C. e Lagerkvist, A. (2002), *LFG emission measurements in cold climatic conditions: seasonal variation and methane emission mitigation*, Cold Regions Science and Technology, nº901, pp. 1-10.
- McCarthy, K.P. e Brown, K.W. (1992), *Soil gas permeability as influenced by soil gas filled porosity*, Soil Science Society of America Journal, Vol.56, nº4, pp.997-1003.

- McCartney, J.S. e Zornberg, J.G. (2002), *Design and performance criteria for evapotranspirative cover systems*, Proceedings of The Fourth International Congress on Environmental Geotechnics (ICEG), Rio de Janeiro, Brasil, vol.1, pp.195-200.
- Melo, M.C. (2003), *Uma Análise de Recalques Associada a Biodegradação no Aterro de Resíduos Sólidos da Muribeca*, Dissertação de Mestrado, UFPE, Recife-PE, pp.1-127.
- Melo, M.C., Monteiro, V.E.D., Neves, M.L., Araújo, J.M. e Jucá, J.F.T, (2002), *Estudos de Toxicidade em Aterros de Resíduos Sólidos Urbanos*, Revista Biotecnologia. Ano V, N° 28, Setembro/Outubro 2002, ISSN 1414-4522, pp. 48-52.
- Mitchell, J. K. (1991), *Conduction phenomena: from theory to geotechnical practice*, Geotechnique 41, n°3, pp.299-340.
- Mitchell, J.K., Hooper, D.R. e Campanella, R.G. (1965), *Permeability of compacted clay*, Journal of the Soil Mechanics and Foundations Division, ASCE, Vol.91, n° SM4, pp.41-65.
- Monteiro, V.E.D, Melo, M.C. e Jucá, J.F.T. (2002), *Biological degradation analysis in Muribeca Solid Waste Landfill associated with local climate*, Proceedings of The Fourth International Congress of Environmental Geotechnics (ICEG), Rio de Janeiro, Brasil, vol.2, pp.799-803.
- Morris, J.W.F., Fourie, A.B. e Blight, G.E. (2001), *Comparison between measured & modeled methane emissions from landfill in semi-arid climates*, Proceedings of The Eighth International Landfill Symposium, Sardinia, Itália, vol.2, pp.435-442.
- Muntoni, A. e Cossu, R (1997), *Influence of compost covers on landfill gas surface emissions*, Proceedings of The Sixth International Landfill Symposium, Sardinia, Itália, vol.4, pp.115-125.
- Olson, M.S., Tillman, F.D., Choi, J.W. e Smith, J.A. (2001), *Comparison of three techniques to measure unsaturated-zone air permeability at Picatinny Arsenal - NJ*, Journal of Contaminant Hydrology, Vol.53, pp.1-19.
- Palmisano, A.C. e Barlaz, M.A. (1996), *Microbiology of solid waste*, CRC Press, Inc., Boca Raton, Flórida, USA.
- Park, J.W e Shin, H.C. (2001), *Surface emission of landfill gas from solid waste landfill*, Atmospheric Environment, n°35, pp.3445-3451.
- Rolston, D.E. (1986), *Gas flux*, American Society of Agronomy, Soil Science Society of America, pp.1103-1119.
- Rowe, R. K. e Krol, M. M. (1998), *Preventing unacceptable environmental impacts due to landfills: modelling and parameters*, 3° Simpósio Brasileiro de Geotecnia Ambiental, São Paulo, Brasil.

- Sandler, S.I. (1989), *Chemical and engineering thermodynamics*, John Wiley & Sons, Inc., 2^o edition. New York, NY, USA.
- Savanne, D., Arnaud, A., Beneito, A., Berne, P., Burkhalter, R., Cellier, P., Gonze, M.A., Laville, P., Levy, F., Milward, R., Pokryszka, Z., Sabroux, J.C., Tauziède, C. e Tregoures, A. (1997), *Comparison of different methods for measuring landfill methane emissions*, Proceedings of The Sixth International Landfill Symposium, Sardinia, Itália, vol.4, pp.81-85.
- Schackelford, C. D. e Daniel, D. E. (1991), *Diffusion in saturated soil I: Background*, Journal of Geotechnical Engineering, ASCE, vol. 117, n^o3, pp.467-484.
- Scharff, H., Oonk, H., Hensen, A., Van Rijn, D.M.M. e Pot, M.A. (2001), *Emission measurements as a tool to improve methane emission estimates*, Proceedings of The Eighth International Landfill Symposium, Sardinia, Itália, vol.2, pp.505-514.
- Schlegel, H. G. (1995), *General microbiology*, Cambridge University Press, 7^o edition, U.K.
- Senevirathna, D.G.M e Achari, G. (2002), A mathematical formulation to determine the errors in estimating gas emissions from landfills using closed flux chambers, Proceedings of CSCE/EWRI Environmental Engineering Conference, Niagara, Canadá, pp.1-14.
- Shekdar, A. V. (1997), *A strategy for the development of landfill gas technology in India*, Waste Management & Research, n^o 15, 255-266.
- Springer, D.S., Loaiciga, H.A., Cullen, S.J. e Everett, L.G. (1998), *Air permeability of porous materials under controlled laboratory conditions*, Ground Water, Ground Water Publishing CO, Westerville, vol.36, n^o.4.
- Stylianou, C., DeVantier, B. A. (1995), *Relativy air permeability as function of saturation in soil venting*, Journal of Environmental Engineering, vol.121, n^o.4.
- Tanaka, N., Matsuto, T. e Lee, H.S. (1997), *On-site survey of methane and carbon dioxide flux from MSW landfills in Japan*, Proceedings of The Sixth International Landfill Symposium, Sardinia, Itália, vol.4, pp.71-80.
- U.S Army Corps of Engineers (1995), *Landfill off-gas collection and treatment system*, Technical letter n^o 1110-1160, Depart. of The Army, Washington DC, USA.
- U.S Environmental Protection Agency (2002), *Greenhouse gases and Global Warming Potential values*, U.S Greenhouse Gas Inventory Program, Office of Atmospheric Programs, Washington, USA.
- Vallejan, B., Olivella, S. e Gens, A. (2002), *Vapour and gas flow in clay barriers: formulation and análise*, Proceedings of the Third International Conference on Unsaturated Soils, eds. Jucá, Marinho e Campos, Recife, Brasil, Vol.1, pp.101-106.

- Wang, Y., Odle, W. S., Eleazer, W. E., Barlaz, M. A. (1997), *Methane potential of food waste and anaerobic toxicity of leachate produced during food waste decomposition*, Waste Management & Research, nº 15, 149-167.
- Ward, R.S., Willians, G.M. e Hills, C.C. (1996), *Changes in major and trace components of landfill gas during subsurface migration*, Waste Management and Research, 14, pp.243-261.
- Whalen, S.C., Reeburgh, W.S. e Sandbeck, K.A. (1990), *Rapid methane oxidation in a landfill cover soil*, Journal of Applied and Environmental Microbiology, vol.56, nº11, pp.3405-3411.
- Willumsfn, H.C. e Bach, L. (1991), *Landfill gas utilization overview*, Proceedings of The Third International Landfill Symposium, Sardinia, Itália, Vol.1, pp.329-348.
- Waste Management Paper N°27 (1989), *The control of landfill gas*, Her Majesty's Inspectorate of Pollution, London, UK.
- Zhang, H., Lindeberg, S.E, Barnett, M.O., Vette, A.F. e Gustin, M.S. (2002), *Dynamic flux chamber measurement of gaseous mercury emission fluxes over soil. Part 1: simulation of gaseous mercury emission from soils using a two-resistance exchange interface model*, Atmospheric Environment, nº36, pp. 835-846.