

Paula Fernanda Teixeira

**Oxidação Biológica do Metano em Coberturas de Aterros de
Resíduos Sólidos Urbanos: Dinâmica do Processo e Aspectos
Geotécnicos**

Tese de Doutorado apresentado à
Escola Politécnica da Universidade
de São Paulo como requisito para
obtenção do Título de Doutor em
Engenharia Geotécnica

São Paulo 2006

CONSULTA
FT-2565
Ed.rev.

Paula Fernanda Teixeira

Oxidação Biológica do Metano em Coberturas de Aterros de Resíduos Sólidos Urbanos: Dinâmica do Processo e Aspectos Geotécnicos

Tese de Doutorado apresentado à Escola Politécnica da Universidade de São Paulo como requisito para obtenção do Título de Doutor em Engenharia Geotécnica

Área de concentração: Engenharia Geotécnica

Orientador: Fernando A.M. Marinho

São Paulo 2008

Informar, formar e catequizar (Autor desconhecido)

Informar é fornecer um conjunto de dados.

Formar é orientar para a eficácia.

Catequizar é despertar para a fé.

A informação é dada por quem sabe.

A formação é dada por quem pratica.

A catequese é dada por quem vive.

Quem informa tem mais conhecimentos.

Quem forma tem mais experiência.

Quem catequiza tem mais vivência.

A informação exige pesquisa contínua.

A formação exige progresso contínuo.

A catequese exige aprofundamento.

Pela informação alargam-se os horizontes.

Pela formação alargam-se as possibilidades.

Pela catequese alarga-se a realização do Reino de Deus.

A pessoa informada está mais prevenida.

Pode evitar melhor os problemas.

Pode caminhar com mais segurança.

A pessoa formada está mais esclarecida.

Pode conhecer melhor as situações.

Pode encontrar mais soluções.

A pessoa catequizada é mais consciente.

Pode mergulhar mais na realidade.

Pode encontrar o melhor caminho.

A pessoa informada é mais prudente.

A pessoa formada é mais eficaz.

A pessoa catequizada é mais feliz.

Dedicatória

Aos Meus Pais eu dedico este trabalho, os quais não mediram esforços para que eu chegasse até aqui. A eles que foram e são, os grandes responsáveis e incentivadores desta minha conquista. Os quais durante anos informaram-me, formaram-me e catequizaram-me, e mostraram que nesta vida a gente luta, ganha, perde, sorri, chora, ama, sente dor, adquire conhecimento e experiência. Com eles também aprendi que, só conquistamos nossos objetivos quando se tem o espírito de dedicação, persistência e fé. A vocês eu dedico esta minha vitória e conquista ao qual é o tão esperado fruto da semente que vocês plantaram e cultivaram durante todos os anos de suas vidas.

Agradecimento

Quero agradecer em primeiro lugar ao meu bom Deus e ao meu Anjo Especial que nunca se afastaram de mim principalmente nos momentos mais difíceis de minha vida, dos quais por várias vezes me carregaram no colo e afastaram de mim toda a insegurança e medo de não conseguir realizar e terminar este trabalho. Agradeço aos meus pais e familiares que foram os primeiros incentivadores, para a efetuação deste estudo, os quais estiveram sempre ao meu lado nos momentos de angústia, medo e dor. Agradeço ao meu orientador Fernando A. M. Marinho, pois sem sua orientação, ajuda e colaboração esta pesquisa não teria seu sucesso desejado e não teria chegado ao seu término. Enfatizo aqui a figura ilustre do meu orientador, pelo fato do mesmo em várias ocasiões deixar seus afazeres e trabalho de lado, para poder estar me orientando e me conduzindo no exercício e conclusão desta árdua tarefa. Com o insigne professor e demais professores da USP, Carlos Pinto, Marcos Massao, Heloisa Helena e Maria Eugênia aprendi muito, por isso a todos vocês minhas gratidões pela incansável dedicação. Quero dirigir os meus agradecimentos neste instante aos técnicos de laboratório Antônio e Joaquim, que estiveram sempre dispostos a auxiliar na realização dos ensaios, a vocês meu muitíssimo obrigado. Agradeço ainda a colaboração dos ilustres Professores Alexandre Cabral, Rosana Vazoller e Claudia Teixeira, e também à todos do Instituto de Saneamento Ambiental da Universidade de Caxias do Sul principalmente Raquel, Alexandra, Jaqueline e o aluno de iniciação científica Daniel, e a relevante ajuda financeira da CNPQ. Agradeço aos amigos que conheci durante toda a minha caminhada nessa universidade. Enfim obrigado à todos que de maneira direta ou indireta contribuíram para o bom êxito e realização deste importantíssimo e significativo trabalho.

Índice

1. INTRODUÇÃO.....	1
1.1. ASPECTOS GERAIS.....	1
1.2. JUSTIFICATIVA, OBJETIVO E ORIGINALIDADE	4
1.3. SOBRE O DESENVOLVIMENTO DOS TRABALHOS.....	4
2. REVISÃO DA LITERATURA	6
2.1. ATERRO DE RESÍDUOS SÓLIDOS URBANOS (RSU)	6
2.2. SISTEMA DE COBERTURA EM ATERRO SANITÁRIO.	9
2.2.1. <i>Sistema de cobertura tradicional.....</i>	<i>11</i>
2.2.2. <i>Sistemas de cobertura alternativos.....</i>	<i>12</i>
2.3. PROCESSO DE BIODEGRADAÇÃO ANAERÓBIA EM ATERROS DE RSU	14
2.4. FATORES QUE AFETAM A GERAÇÃO DE BIOGÁS NOS ATERROS.....	18
2.5. OXIDAÇÃO AERÓBIA DO METANO: O PAPEL DAS BACTÉRIAS METANOTRÓFICAS.	19
2.6. OS FATORES QUE INFLUENCIAM A OXIDAÇÃO DO METANO	22
2.6.1. <i>O efeito teor de umidade e da temperatura</i>	<i>23</i>
2.6.2. <i>Efeito do tipo de solo</i>	<i>28</i>
2.6.3. <i>Efeito do pH do solo.....</i>	<i>31</i>
2.6.4. <i>Fatores limitantes e inibidores</i>	<i>32</i>
2.7. ASPECTOS GEOTÉCNICOS DA CAMADA DE OXIDAÇÃO DO METANO	34
2.7.1. <i>Projeto da Camada de Oxidação de Metano</i>	<i>34</i>
2.7.2. <i>Transporte de gases em meio poroso</i>	<i>36</i>
2.7.2.1. <i>Determinação da Permeabilidade do solo ao ar</i>	<i>39</i>
2.7.2.2. <i>Aplicação do modelo Brooks e Corey</i>	<i>40</i>
3. PROTOCOLOS E RESULTADOS DOS ESTUDOS DE OXIDAÇÃO EM LABORATÓRIO.....	42
3.1. INTRODUÇÃO.....	42
3.2. PROTOCOLO 1 - DESENVOLVIMENTO DOS REATORES GEOTEC 	42
3.2.1. <i>Montagem dos Reatores Geotec</i>	<i>43</i>
3.2.2. <i>Preparo da amostra nos reatores</i>	<i>45</i>
3.2.3. <i>Monitoramento do consumo de gás metano.....</i>	<i>47</i>
3.2.4. <i>Abertura dos Reatores Geotec</i>	<i>48</i>

3.2.5.	<i>Desmontagem dos reatores Geotec</i>	49
3.2.6.	<i>Armazenamento do solo em frascos de Duran</i>	49
3.2.7.	<i>Preparação dos frascos de Duran de 2 litros</i>	50
3.2.8.	<i>Métodos Analíticos utilizados neste protocolo</i>	51
3.2.8.1.	Determinação da umidade	51
3.2.8.2.	Análise Cromatográfica	51
3.2.8.3.	Determinação do consumo de gás metano	53
3.2.9.	<i>Resultados</i>	54
3.2.9.1.	Teor de Umidade	54
3.2.9.2.	Avaliação do Consumo de Metano	56
3.3.	PROTOCOLO 2 – ENRIQUECIMENTO DO COMPOSTO	57
3.3.1.	<i>Preparo do Inóculo</i>	58
3.3.2.	<i>Enriquecimento das amostras</i>	58
3.3.3.	<i>Monitoramento do Consumo de gás metano</i>	61
3.3.4.	<i>Meio de Cultura e Soluções utilizados</i>	61
3.3.4.1.	Meio de Cultivo Mineral	61
3.3.4.2.	Solução de Bicarbonato de Sódio	62
3.3.4.3.	Solução de Vitamina	62
3.3.4.4.	Solução de Metanol 2M	63
3.3.5.	<i>Métodos Analíticos</i>	64
3.3.5.1.	Determinação do teor de umidade	64
3.3.5.2.	Análise Cromatográfica	64
3.3.5.3.	Avaliação do consumo de gás metano	64
4.	DETERMINAÇÃO DA CURVA DE RETENÇÃO COM O TENSIOMETRO DE ALTA CAPACIDADE.	66
4.1.	SOLOS UTILIZADOS	66
4.1.1.	<i>Silte Arenoso – Solo de cobertura do Aterro Bandeirantes</i>	66
4.1.2.	<i>Solo residual de gnaise – Campo Experimental</i>	67
4.1.3.	<i>Solo residual – Serra do Mar</i>	68
4.1.4.	<i>Solo argiloso e poroso – Paulista</i>	68
4.2.	EQUIPAMENTOS UTILIZADOS	69
4.2.1.	<i>Placa de sucção</i>	69
4.2.1.1.	Princípio de funcionamento	69

4.2.1.2.	Procedimento de ensaio	70
4.2.2.	<i>Placa de Pressão</i>	71
4.2.2.1.	Princípios de funcionamento.....	71
4.2.2.2.	Procedimento de ensaio	73
4.2.3.	<i>Tensiômetro de alta capacidade</i>	73
4.2.3.1.	Princípio de funcionamento	73
4.2.3.2.	Procedimento de ensaio	74
4.2.4.	<i>Papel filtro</i>	75
4.2.4.1.	Princípio de funcionamento	75
4.2.4.2.	Procedimento de ensaio	75
4.3.	MÉTODOS ANALÍTICOS	76
4.3.1.	<i>Ensaio de Caracterização</i>	77
4.3.1.1.	Amostra Aterro Bandeirantes.....	77
4.3.1.2.	Solo residual de gnaisse.....	79
4.3.1.3.	Solo residual da Serra do Mar	80
4.3.2.	<i>Determinação da Curva de Retenção</i>	81
4.3.2.1.	Moldagem dos corpos de prova idenformados	82
4.3.2.1.1.	Análise dos Resultados do solo indeformado	83
4.3.2.2.	Preparação dos corpos de provas compactados.....	85
4.3.2.2.1.	Resultados obtidos com os solos compactados	88
4.3.2.3.	Discussões e comentários	91
5.	CARACTERÍSTICAS DA AREIA DOS ESTUDOS DE FLUXO DE AR	92
5.1.	PREPARO DA AMOSTRA.....	92
5.2.	ENSAIO DE GRANULOMETRIA	92
5.3.	ENSAIOS DE DENSIDADE DOS GRÃOS	93
5.4.	ENSAIO PARA DETERMINAÇÃO DO ÍNDICE DE VAZIOS MÁXIMOS	93
5.5.	ENSAIO PARA DETERMINAÇÃO DO ÍNDICE DE VAZIOS MÍNIMO	95
5.5.1.	<i>Análise dos resultados</i>	96
5.6.	DETERMINAÇÃO DA CURVA DE RETENÇÃO DA AREIA	96
5.6.1.	<i>Moldagem do Corpo de Prova</i>	97
5.6.2.	<i>Procedimento de ensaio</i>	97
5.6.3.	<i>Análise dos resultados</i>	98
6.	ENSAIO DE PERMEABILIDADE AO AR.....	101

6.1.	CARACTERÍSTICAS DO EQUIPAMENTO E PRINCÍPIO DE FUNCIONAMENTO....	101
6.2.	PROCEDIMENTO DE ENSAIO	104
6.3.	RESULTADOS E ANÁLISE DOS RESULTADOS	104
7.	ESTUDO DO EFEITO DO FLUXO DE AR NO TEOR DE UMIDADE	109
7.1.	MATERIAL E MÉTODOS	109
7.1.1.	<i>Montagem da coluna de areia</i>	109
7.1.2.	<i>Característica do solo utilizado</i>	111
7.1.3.	<i>Procedimentos de ensaio</i>	112
7.1.4.	<i>Análise dos Resultados</i>	112
7.1.4.1.	Drenagem da coluna	112
7.1.4.2.	Efeito da re-saturação (histerese).....	115
7.1.4.3.	Fluxo de ar.....	116
7.1.5.	<i>Discussão e Comentários</i>	119
8.	AVALIAÇÃO DO CONSUMO DE METANO <i>IN SITU</i>.....	120
8.1.	INTRODUÇÃO	120
8.1.1.	<i>Projeto do Biofiltro</i>	121
8.2.	ESCOLHA DO LOCAL DE INSTALAÇÃO E MONTAGEM DO BIOFILTRO.....	122
8.3.	CARACTERÍSTICAS DOS MATERIAIS UTILIZADOS NO BIOFILTRO.....	125
8.3.1.	<i>Ensaio de Granulometria</i>	125
8.3.2.	<i>Determinação da densidade dos grãos</i>	126
8.3.3.	<i>Ensaio para determinação do índice de vazios máximos</i>	126
8.3.4.	<i>Ensaio para determinar o índice de vazios mínimo</i>	127
8.3.5.	<i>Curva de Retenção</i>	127
8.3.6.	<i>Teor de Matéria Orgânica</i>	129
8.4.	PROCEDIMENTO DE MONITORAMENTO DA CONCENTRAÇÃO DO BIOGÁS	129
8.5.	RESULTADOS OBTIDOS E DISCUSSÕES.....	131
8.6.	CONSIDERAÇÕES SOBRE A QUANTIFICAÇÃO DA OXIDAÇÃO.....	136
9.	CONCLUSÕES	139
10.	REFERÊNCIAS	141

FIGURAS

Figura 1.1 – Perfil esquemático de uma barreira biológica	3
Figura 2.1 – Gráfico com os desenvolvimentos das técnicas de disposição (IBGE, 2000).	8
Figura 2.2 – Destinação final por quantidade de resíduos em peso (IBGE, 2000)	8
Figura 2.3 – Destinação final dos resíduos por número de municípios.	9
Figura 2.4 – Cobertura tradicional de aterros sanitários (Marinho, 2006)	12
Figura 2.5 – Fases de formação do gás no aterro sanitário (Adaptado de Tchobanoglous et al (1993).....	15
Figura 2.6 – Fases metabólicas e grupos microbianos envolvidos no processo de transformação anaeróbia de RSU. (modificado de Cotrim, 1997).....	17
Figura 2.7 – Fluxograma com os principais fatores que afetam a geração do biogás.....	18
Figura 2.8 – Fluxograma dos fatores que afetam a oxidação do metano.....	23
Figura 2.9 – Esquema do equipamento usado por Park et al, 2000.....	26
Figura 2.10 – Diagrama do ensaio de coluna (modificado de Stein e Hettiaratchi, 2001).....	30
Figura 2.11 – Taxa de oxidação para os diversos solos (dados de Stein e Hettiaratchi (2001).....	31
Figura 2.12 – Perfil da camada de oxidação recomendada (modificado de Humer e Lechner, 2001).	35
Figura 3.1 – Reator Geotec I montado.	44
Figura 3.2 – Foto da série de reatores.	45
Figura 3.3 – Inserindo oxigênio no sistema	48
Figura 3.4 – Cromatógrafo a gás utilizado no ensaio	52
Figura 3.5 – Seringa de amostragem de gás (VICI).	54
Figura 3.6 – Concentrações de metano nos reatores Geotec.	57
Figura 3.7 – Estufa do laboratório de Microbiologia Ambiental.	60
Figura 3.8 – Frascos de enriquecimento após 14 dias na estufa.	60
Figura 3.9 – Consumo de gás metano nos frascos de Duran.	65
Figura 4.1 – Retirada de amostra na camada de cobertura	67

Figura 4.2 –Foto da placa de sucção com os acessórios.....	70
Figura 4.3 – Esquema da placa de pressão (Oliveira 2004)	72
Figura 4.4 – Representação esquemática do tensiômetro	74
Figura 4.5 – Curva Granulométrica do solo de cobertura.....	78
Figura 4.6 – Carta de Plasticidade.	78
Figura 4.7 – Curva Granulométrica do solo residual de gnaiss – Campo Experimental (Oliveira, 2002).....	79
Figura 4.8 – Curva Granulométrica do solo da Serra do Mar utilizado no presente estudo (M2B500). (dados de Mendes et al., 2006).	80
Figura 4.9 – Curva de retenção do solo de cobertura do Aterro Sanitário Bandeirantes.	84
Figura 4.10 - Detalhe da montagem do ensaio.	87
Figura 4.11 – Curva de retenção para o solo do Campo Experimental com ensaios convencionais e com o TAC.	88
Figura 4.12 – Curva de retenção para o solo da Serra do Mar com ensaios convencionais e com o TAC.....	89
Figura 4.13 – Curva de retenção para o solo da argila porosa com ensaios convencionais e com o TAC.....	89
Figura 4.14 – Resultados para diferentes tempo de equilíbrio para os diversos solos ensaiados.	90
Figura 5.1 – Curva granulométrica da areia.	93
Figura 5.2 – Curva de retenção da areia	99
Figura 5.3 – Gráfico normalizado S/S_i versus sucção.	99
Figura 5.4 – Curva de retenção comparativa.	100
Figura 6.1 – Sistema da célula do ensaio de permeabilidade.	102
Figura 6.2 – Detalhe da montagem do corpo de prova.	103
Figura 6.3 – (a) Curva de retenção da amostra do solo (b) Relação entre grau efetivo e sucção (c) relação entre a condutividade ao ar e a sucção.....	106
Figura 7.1 – Detalhe da coluna e do sistema de ensaio	110
Figura 7.2 – Dados de retenção de água da areia para diversos índices de vazios.....	111
Figura 7.3 – Variação do teor de umidade volumétrico durante a primeira drenagem da coluna.	113

Figura 7.4 – Curva de retenção obtida na placa de sucção e nas leituras do TDR.....	115
Figura 7.5 – Perfil de umidade ao longo da coluna após cada etapa de ensaio.	116
Figura 7.6 – Efeito da passagem de ar “saturado” no perfil de umidade volumétrico.....	117
Figura 7.7 – Efeito da passagem de ar “seco” no perfil de umidade volumétrico.	118
Figura 8.1 – Esquema do biofiltro e seus componentes.....	122
Figura 8.2 – Vista de parte do aterro de São Giacomo e tubo de drenagem usado no biofiltro.	123
Figura 8.3 – Detalhes da montagem do biofiltro.....	125
Figura 8.4 – Curva granulométrica dos solos do biofiltro	126
Figura 8.5 – Curva de retenção dos materiais ensaiados	128
Figura 8.6 – Introdução do gás coletado no equipamento USP.	130
Figura 8.7 – Determinação das concentrações do biogás com o equipamento UCS.....	131
Figura 8.8 – Perfis de concentrações de CH ₄ , CO ₂ e O ₂ realizadas com o equipamento USP	132
Figura 8.9 – Perfis de concentrações de CH ₄ , CO ₂ e O ₂ realizadas com o equipamento UCS.....	133
Figura 8.10 – Gráfico comparativo das medições nos equipamentos USP e UCS.....	134
Figura 8.11 – Variação das concentrações de CH ₄ , CO ₂ e O ₂ com o tempo nos diferentes pontos de coleta.	135

Tabelas

Tabela 2.1 Componentes das camadas de cobertura e suas funções (Modificado de Mitchell, 1997)	10
Tabela 2.2 – Características do solo utilizado por Boeckx <i>et. al</i> , 1996.	24
Tabela 2.3 – Característica do solo utilizado por Park et al, 2000.....	26
Tabela 2.4 – Consumo de metano nas amostra de solo (Borjesson <i>et al.</i> 2004)	27
Tabela 2.5 – Temperatura ideal sugerida por diferentes autores.....	28
Tabela 2.6 – Característica dos solos utilizados por Kightley, et al.,1995.....	29
Tabela 2.7 – Dados dos solos ensaiados por Stein e Hettiaratchi (2001).	30
Tabela 3.1 – Características físicas do material.....	46
Tabela 3.2 – Característica do preparo de cada reator Geotec.....	47
Tabela 3.3 – Descrição de cada frasco de Duran.	50
Tabela 3.4 – Condição de operação do CG/FID para condicionamento da coluna HP-Plot.	52
Tabela 3.5 – Condição de operação do GC/FID para as análises de metano..	53
Tabela 3.6 – Determinação do teor de umidade do composto.....	55
Tabela 3.7 – Dados da determinação do teor de umidade.....	55
Tabela 3.8 – Determinação do peso seco no momento do armazenamento da amostra.	56
Tabela 3.9 – Descrição do experimento de enriquecimento do composto.	59
Tabela 4.1 – Resultados do ensaio de caracterização.....	77
Tabela 4.2 – Resultados dos ensaios de caracterização solo de gnaiss - Campo Experimental.....	80
A Tabela 4.3 apresenta os resultados dos ensaios de caracterização. O solo estudado localiza-se na carta de plasticidade abaixo da “linha A”.....	81
Tabela 4.4 - Resultados dos ensaios de caracterização do solo da Serra do Mar, SP.....	81
Tabela 4.5 – Características geotécnicas dos corpos de prova do ensaio de retenção.	83
Tabela 4.6 – Características dos corpos de prova utilizados na determinação da curva de retenção	87
Tabela 5.1 – Índice de vazios máximos.	94

Tabela 5.2 – Índice de vazios mínimos.	95
Tabela 5.3 – Resumo dos resultados do índice de vazios máximos e mínimos.	96
Tabela 5.4 – Característica dos corpos de prova.	97
Tabela 6.1 - Características dos corpos de prova dos ensaios de permeabilidade ao ar.....	105
Tabela 7.1 – Volumes de água drenados: medidos e calculados.	114
Tabela 7.2 – Comparação entre a umidade volumétrica obtida pelo TDR e pelo ensaio.....	114
Tabela 8.1 – Características das camadas compactadas da mistura areia/composto.....	124
Tabela 8.2 – Índice de vazios máximos	127
Tabela 8.3 – Índice de vazios mínimos	127
Tabela 8.4 – Características iniciais dos corpos de prova	128
Tabela 8.5 – Teor de Matéria Orgânica.....	129

Lista de Símbolos

A	área da secção transversal
b	constante para um dado material poroso e gás
g	aceleração da gravidade
i	gradiente hidráulico
K_{ar}	coeficiente de condutividade do solo ao ar
k_i	permeabilidade intrínseca
$k_{igás}$	permeabilidade do gás
k_{liq}	permeabilidade do líquido
K_{sat}	condutividade hidráulica saturado
L	comprimento da amostra
P_m	média da pressão de entrada de ar
Q	vazão
Q_{CH_4-OUT}	vazão de metano na saída do sistema
Q_{CH_4-IN}	vazão de metano na entrada do sistema
S_e	grau de saturação efetivo
v	velocidade
w_l	limite de liquidez
w_p	limite de plasticidade
$\frac{\Delta P}{\Delta L}$	gradiente de pressão
C_{CH_4-OUT}	concentração de metano na saída do sistema
$(u_a - u_w)_b$	sucção de estudo de ar
λ	índice de distribuição de poros
μ	viscosidade dinâmica do fluido
ρ	densidade do ar

Nomenclatura

ABNT	Associação Brasileira de Normas Técnicas
ASME	American of Mechanical Engineers
BRS	Bactérias redutora de sulfato
C	Carbono
C/N	Relação carbono nitrogênio
CC	Capacidade de campo
CH ₄	Gás metano
CO ₂	Dióxido de carbono
CODECA	Companhia de Desenvolvimento de Caxias do Sul
ET	Evapo-transpirativa
ETE	Estação de Tratamento de Efluente
GEE	Gás do efeito estufa
H ₂	Dioxido de hidrogênio
IPCC	Intergovernmental Panel on Climate Change
LMS	Laboratório de Mecânica dos Solos
ML	silte arenoso de baixa compressibilidade
MM ₀	Metano monoxigenase
N	Nitrogênio
P	Fósforo
PEAD	Polietileno de alta densidade
PNSB	Pesquisa Nacional de Saneamento Básico
RSU	Residuo sólido urbano
S	Enxofre
TAC	Tensiômetro de alta capacidade
TDR	Time Domain Reflectometry
USEPA	United Stante Environment Protection Agency

Resumo

Os aterros de resíduos sólidos urbanos (RSU) são fontes antropogênicas importantes de metano para a atmosfera. O metano possui uma ação significativamente maior que o dióxido de carbono em relação à retenção do calor responsável pelo aquecimento global. Tanto nos aterros sem sistema de coleta de biogás, como nos que possuem um sistema de captação; uma grande quantidade de biogás escapa pela cobertura. Devido à presença de população de bactérias metanotróficas as coberturas de aterros de resíduos sólidos possuem a capacidade de oxidar o metano transformando-o em CO₂ e água. Esta tese aborda a dinâmica da oxidação biológica do metano em aterros de RSU, apresentando os aspectos geotécnicos que contribuem para a melhora da eficiência da oxidação, e tendo como um dos principais objetivos a aplicação prática destes sistemas no campo. Além de apresentar técnicas inovadoras para obtenção da curva de retenção de água, a tese apresenta o desenvolvimento de um sistema para determinação da condutividade ao ar e ainda avalia a oxidação de metano no campo. Um sistema de biofiltro foi montado em um aterro sanitário, sendo este sistema detalhado e o seu monitoramento apresentado. Os resultados indicam uma diminuição da concentração de metano ao longo do biofiltro. A diminuição da concentração volumétrica do metano na saída do biofiltro em relação à concentração de entrada no sistema foi de aproximadamente de 92%.

Abstract

Municipal solid waste (MSW) landfills are an important anthropogenic source of methane to the atmosphere. The methane has a significantly greater contribution to the retention of heat responsible for global warming than carbon dioxide. In landfills with and without a system for collecting the biogas a significant amount of gas escapes through the cover system. Due to the presence of colonies of methanotrophic bacteria the covers of MSW landfills have the ability to oxidize the methane turning it in CO₂ and water. This thesis deals with the dynamics of the biological oxidation of methane in MSW landfills, presenting the geotechnical aspects that contribute to the improvement of the efficiency of the oxidation, hoping to contribute for the practical application of this system in the field. It is also presented an innovative technique for the determination of the soil water retention curve, and the development of equipment for the determination of the air conductivity in porous material. The methane oxidation in the field is also evaluated. A biofilter was mounted in a landfill and the design and construction details are presented. The results suggested a reduction of the volumetric concentration of the methane along the biofilter. This reduction was approximately of 92% at the top of the biofilter.

1. Introdução

1.1. Aspectos gerais

Esta tese pretende contribuir para o desenvolvimento científico e tecnológico de coberturas finais para a oxidação biológica do metano em aterros de resíduos sólidos urbanos (RSU). A oxidação biológica do metano na camada de cobertura é o resultado da atividade de bactérias metanotróficas, com a conseqüente redução da emissão deste gás para a atmosfera.

O metano (CH_4) é um dos gases responsáveis pelo efeito estufa e possui uma ação 25 vezes maior que o dióxido de carbono (CO_2) em relação à retenção do calor responsável pelo aquecimento estimado do planeta ao longo de 100 anos (IPCC, 2007). A degradação anaeróbia de resíduos sólidos nos aterros sanitários é uma fonte importante de produção antropogênica deste gás. Os aterros são responsáveis por 10 a 20 % das emissões de metano geradas pela atividade antropogênica (IPCC, 2007). As maiores quantidades de metano natural procedem de áreas úmidas (gás de pântanos), enquanto as fontes antropogênicas têm como atividades principais: o cultivo de arroz, criação de animais, disposição de resíduos sólidos em aterros de RSU, exploração e queima de petróleo e gás natural e mineração.

A captação dos gases produzidos em aterros de resíduos sólidos urbanos, na maioria das vezes, não é empregada em função do elevado investimento inicial para a instalação de um sistema de drenagem, captação e conversão de biogás. Em muitos aterros esse sistema já vem sendo implantado, tanto por força da legislação como devido à possibilidade de se obter créditos de carbono¹.

Os aterros sanitários constituem uma das alternativas econômicas e ambientalmente adequadas para tratamento e disposição final dos resíduos

¹ Crédito de carbono: são certificados emitidos quando ocorre a redução de emissão de gases do efeito estufa.

gerados pelas atividades humanas. A redução da emissão do gás metano nos aterros sanitários pode se dar através da extração do gás e sua reutilização como fonte de energia ou pela estimulação da via de oxidação biológica do metano no sistema de cobertura (e.g. Boeckx e van Cleemput, 2000). Salienta-se que, nos casos de aterros de resíduos sólidos urbanos, ou nos lixões, onde não existe um sistema de captação de metano, a cobertura de oxidação de metano pode ser uma alternativa viável e de baixo custo.

Para estudar um sistema de cobertura como uma barreira de consumo de metano é necessário compreender o material de cobertura (solo + composto) como suporte para a atividade das bactérias metanotróficas. Neste contexto ser um bom suporte, já que a fonte de carbono vem do biogás, é oferecer nutrientes, como fonte de nitrogênio e fósforo, e permitir o contato com a fonte de carbono e outras condições físicas.

Assim, os estudos devem avaliar, em laboratório e em campo, as diversas conformações e condições de construção do sistema de cobertura, bem como considerar fatores como: pH do solo, grau de saturação, teor de umidade, oxigênio, disponibilidade de nutrientes, entre outros. A oxidação biológica do metano em coberturas de aterros sanitários é controlada por variáveis muitas vezes de difícil monitoração "in situ". Porém, os recursos da engenharia como: a extração do gás, as características geotécnicas do solo e a geometria da cobertura, contribuem para entender o sistema e estabelecer sua eficiência. (Boeckx e van Cleemput, 2000).

Mesmo quando um sistema de coleta de biogás é instalado, vazamentos sempre ocorrem, podendo chegar a $9000\text{g CH}_4\text{ m}^{-2}\text{d}^{-1}$ (Nikiema et al., 2007). Em termos de percentagem de fuga, chega-se a valores entre 10 e 20% (e.g. Spokas et al., 2006). Portanto, a instalação de uma barreira de oxidação do metano no recobrimento final de um aterro de RSU constitui uma solução eficiente e economicamente atraente sob vários aspectos, uma vez que requer equipamentos simplificados, podendo, ainda, valorizar materiais alternativos para a construção, além de exigir baixa ou nenhuma manutenção. Essa camada funciona como um habitat para os microrganismos metanotróficos que

oxidam o gás metano em gás carbonico e água. A Figura 1.1 mostra o perfil esquemático da barreira biológica ou biofiltro em um aterro sanitário.

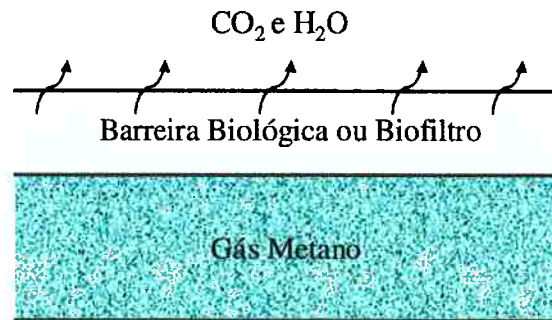


Figura 1.1 – Perfil esquemático de uma barreira biológica

A oxidação do metano é um processo que ocorre pela atividade microbiana em ambientes nos quais se encontram disponíveis o metano e o oxigênio. O sistema de cobertura de um aterro sanitário é um desses ambientes, uma vez que a decomposição dos resíduos na fase metanogênica gera 60% de metano e 40% de dióxido de carbono, gases esses que migram através do sistema de cobertura e encontram o oxigênio proveniente da atmosfera ou o dissolvido na água.

A importância do presente estudo está no benefício ambiental que a barreira biológica do metano produz. Como anteriormente abordado, o gás metano é um dos seis gases do efeito estufa (GEE) e foi priorizado pelo Protocolo de Kyoto². As emissões desses gases vêm aumentando aproximadamente 1% ao ano, nos últimos 300 anos (Houghton et al 1996; Holmes et al, 1999; Prescott et. al, 1999). O metano (CH₄) é um dos gases responsáveis pelo efeito estufa e possui uma ação 25 vezes maior que o dióxido de carbono (CO₂) em relação à retenção do calor responsável pelo aquecimento estimado do planeta ao longo de 100 anos (IPCC, 2007).

² Protocolo de Kyoto: Acordo internacional para reduzir as emissões de gases-estufa dos países industrializados e para garantir um modelo de desenvolvimento limpo aos países em desenvolvimento. O documento prevê que, entre 2008 e 2012, os países desenvolvidos reduzam suas emissões em 5,2% em relação aos níveis medidos em 1990.

1.2. Justificativa, Objetivo e Originalidade

A justificativa para o desenvolvimento desta tese é a necessidade de se compreender a dinâmica de processo e funcionamento da oxidação biológica de metano em cobertura de aterros de RSU, de modo a possibilitar a aplicação prática dessas coberturas.

O objetivo é estudar os parâmetros intervenientes no processo de oxidação de metano em biofiltro, definindo os procedimentos necessários para o projeto e execução de uma cobertura de oxidação biológica de metano em aterros de RSU. É também objetivo deste trabalho criar e agrupar informações das diversas áreas envolvidas (biologia e geotecnia), de modo a contribuir com futuras pesquisas.

A originalidade desta tese está nos seguintes aspectos:

1. Definição dos elementos geotécnicos e microbiológicos que possibilitam a construção de uma camada de oxidação de metano (biofiltro);
2. Projeto de montagem de um biofiltro no campo;
3. Monitoramento de um biofiltro para oxidação do metano.
4. Estabelecimento de uma metodologia para obtenção da curva de retenção, utilizando-se o tensiômetro de alta capacidade.

1.3. Sobre o Desenvolvimento dos Trabalhos

Inicialmente o trabalho foi estruturado e desenvolvido utilizando um determinado tipo de solo e composto vegetal. Os estudos tiveram início em laboratório, tanto do ponto de vista de microbiologia como de geotecnia. Diversas tentativas foram feitas para se investigar a melhor forma de monitorar a oxidação do metano, como se verá adiante. Tentativas de se estudar um solo de cobertura do aterro Bandeirantes tiveram início com a obtenção de uma amostra. Esta amostra seria a princípio utilizada no biofiltro que seria instalado

no aterro ou em laboratório. No entanto, não foi possível continuar os trabalhos no aterro Bandeirantes. Em paralelo a estes estudos foram desenvolvidas técnicas de ensaios de fluxo de ar e determinação da curva de retenção por meio de Tensiômetro de alta capacidade. Os estudos de fluxo de ar foram feitos com uma areia que deveria ser a areia utilizada no biofiltro que seria montado. Os estudos sobre a curva de retenção foi feito com diversos solos, pois se fazia necessário uma avaliação ampla da técnica desenvolvida. Tornou-se possível a instalação do biofiltro no aterro sanitário de São Giácomo, em Caxias do Sul, RS. Com esta definição constatou-se a impossibilidade de serem utilizados os materiais já estudados. Assim sendo, não foi possível realizar com o material do biofiltro instalado todos os ensaios previamente feitos. O projeto, instalação e monitoramento do biofiltro possibilitaram que o objetivo fim deste trabalho, ou seja, estudar a oxidação biológica do metano fosse atingido.

2. Revisão da Literatura

2.1. Aterro de Resíduos Sólidos Urbanos (RSU)

A seguir, são apresentadas considerações básicas sobre aterros de resíduos sólidos urbanos (RSU), apenas com o objetivo de contextualizar o problema enfocado nesta tese.

Os aterros de RSU podem ser classificados conforme a forma de disposição ou pela técnica de operação. Os diferentes tipos de disposição de resíduos são classificados em: aterros comuns, aterro controlado e aterro sanitário. Os aterros também podem ser classificados pela técnica de disposição, resultando em: aterros em valas, trincheiras, de preenchimento de depressões e de superfície (e.g. Lima, 1995).

No Brasil, a quantidade de resíduos sólidos gerados são estimados em 140 mil toneladas/dia com a geração per capita em uma cidade brasileira, variando entre 0,4 e 0,7 kg de lixo/habitante/dia, dos quais 76% são dispostos em lixões a céu aberto, 22% em aterros controlados e sanitários e 2% com outra destinação, como usina de compostagem e incineração (Vieira e Alves, 2002).

Nos aterros comuns, o lixo é apenas lançado, sem qualquer espécie de tratamento, com a total ausência de controle sobre a quantidade, o tipo ou a periculosidade que os resíduos apresentam. Esta disposição é bastante praticada no Brasil, e em muitos outros países. Esse tipo de disposição, também é conhecida como lixões ou vazadouros, e são extremamente prejudiciais a saúde humana e ambiental.

Nos aterros controlados, após a disposição e compactação do lixo, há o lançamento de uma camada de cobertura de solo compactado. Essa camada ameniza sobretudo a proliferação de vetores³ de contaminação. Nesses

³ Vetores: agentes, geralmente insetos e animais, capazes de transmitir patógenos de um hospedeiro para outro.

aterros, chamados controlados, não há um controle satisfatório para os fluídos gerados (lixiviados⁴), pois não há sistema de captação. Além disso, não há uma impermeabilização de base, nem tampouco existe controle sobre o biogás gerado pelos resíduos.

Os aterros sanitários são bio-reatores construídos de forma a atender aos diversos aspectos relacionados com a saúde humana e a segurança ambiental. O aterro de RSU é, neste caso, uma obra de engenharia com a formação de divisão em células de resíduos, compactação dos resíduos, cobertura diária, sistema de impermeabilização, sistema de drenagem para líquidos e gases, tratamento de lixiviados, cobertura final, monitoramento, entre outros. Os aterros sanitários exigem um sistema operacional durante a sua execução e após o seu término. Em termos construtivos, o aterro sanitário fundamenta-se em critérios de engenharia e normas operacionais específicas, que permitem o confinamento seguro do RSU em termos de controle de poluição ambiental e proteção ao meio ambiente.

Os sistemas de impermeabilização de fundo e as coberturas são componentes importantes em um projeto de sistema de disposição de RSU. Cada um desses componentes possui sua função na tentativa de alcançar o objetivo de evitar contaminação pelo lixiviado. O propósito dos sistemas de impermeabilização de fundo é prevenir a migração de lixiviado diretamente para o subsolo e lençol subterrâneo. O propósito dos sistemas de cobertura é mais amplo e, além de englobar o objetivo da camada de fundo, contribui para: prevenir a proliferação de vetores, minimizar e controlar o escape de gases para a atmosfera, além de outras funções que serão apresentadas adiante..

Ao final da operação, qualquer que seja o tipo de aterro que se tenha, pode-se implementar uma cobertura de encerramento. Essa cobertura, nos casos dos aterros comuns ou controlados, pode minimizar significativamente os

⁴ Lixiviado ou chorume: líquido produzido pela decomposição de substâncias contidas nos resíduos sólidos, que tem como característica a cor escura, o mau cheiro e a elevada DBO

problemas ambientais que eventualmente possam ocorrer. Na Figura 2.1, apresenta-se o desenvolvimento das técnicas de disposição de resíduo sólido domiciliar utilizados no Brasil, a partir de 1991, até o ano 2000, baseado nos dados do IBGE (2000). A redução dos lixões e o aumento dos aterros sanitários trazem um grande benefício para a sociedade.

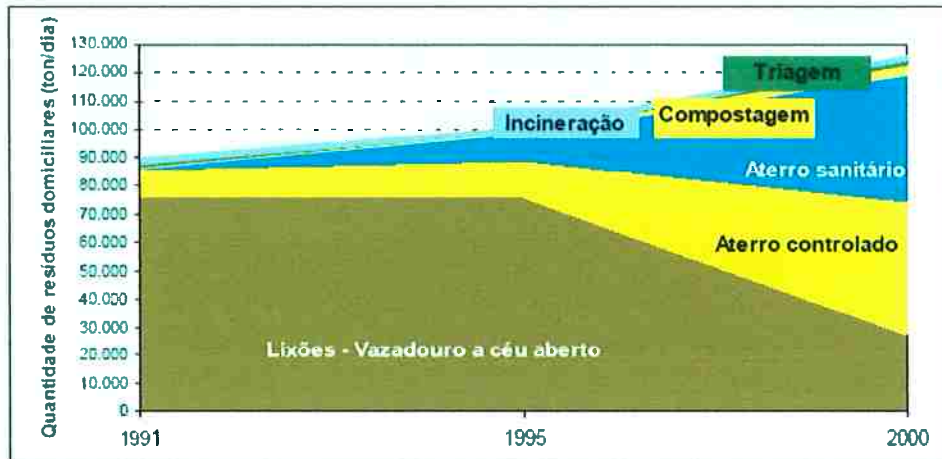


Figura 2.1 – Gráfico com os desenvolvimentos das técnicas de disposição (IBGE, 2000).

Na Figura 2.2 apresenta-se a destinação final dos resíduos sólidos no Brasil, considerando o percentual por quantidade (em massa) dos resíduos. Observa-se que a destinação maior divide-se entre os aterros sanitários e controlados.



Figura 2.2 – Destinação final por quantidade de resíduos em peso (IBGE, 2000)

Embora uma quantidade cada vez maior de RSU seja destinado nos aterros sanitários ou controlados, a grande maioria dos municípios lançam seus resíduos urbanos em locais inadequados (68.1%), como mostra a Figura 2.3

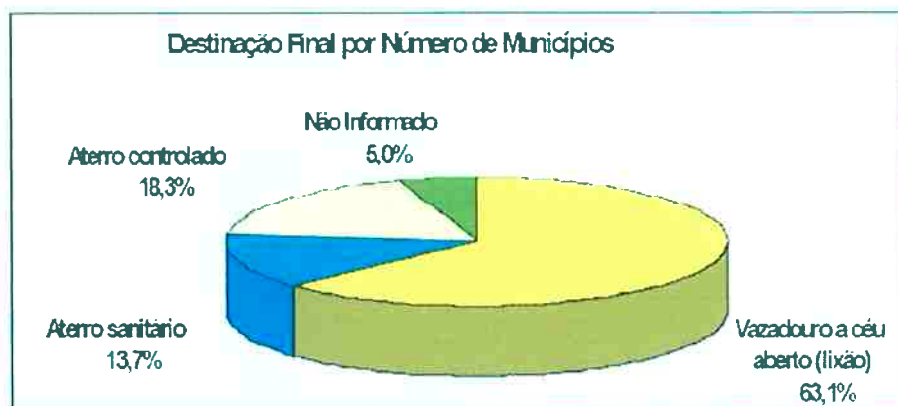


Figura 2.3 – Destinação final dos resíduos por número de municípios.

2.2. Sistema de cobertura em aterro sanitário.

Os objetivos gerais do sistema de cobertura são:

- Minimizar a geração de lixiviado após o fechamento do aterro, restringindo a infiltração de água;
- Auxiliar no escoamento superficial de água (sem que haja erosão da cobertura);
- Reduzir ou controlar a emissão de gases para a atmosfera;
- Diminuir possíveis riscos de incêndios;
- Evitar o espalhamento de resíduo ou poeira;
- Acomodar possíveis recalques;
- Prevenir contra proliferação de vetores;
- Permitir que o local possa ser utilizado com algum benefício social.

Quando adequadamente projetado, o sistema de cobertura é um elemento importante para o adequado funcionamento do aterro de RSU, seja ele aterro sanitário ou não. O sistema de cobertura é constituído por uma série de camadas de solo, por vezes combinadas com algum geossintético (geotêxteis,

geomembranas, geocompostos argilosos, resíduos, entre outros), que devem controlar a infiltração de água para a massa de resíduos. O desempenho de um aterro de resíduo sólido está diretamente vinculado a um sistema de cobertura eficiente e duradouro.

O sistema de cobertura tratado na presente tese objetiva o controle das emissões de metano para a atmosfera por meio da oxidação biológica do metano e pode, em princípio, estar associado a qualquer tipo de cobertura adotada, ou seja: as tradicionais ou alternativas descritas a seguir.

Na Tabela 2.1 apresentam-se as camadas mais comuns que constituem um sistema de cobertura, sua função primária e os materiais mais usados.

Camada	Função Primária	Potenciais Materiais de construção
Superfície	Fazer a interface da atmosfera com as camadas inferiores. Evitar erosão. Controlar a temperatura, infiltração e a evaporação das camadas inferiores.	Solo com vegetação Geossintéticos Material de pavimentação Pedregulhos.
Proteção	Reter infiltração de água. Proteger o homem, animais e vegetais dos contaminantes. Proteger as camadas inferiores do ciclo de molhagem e secagem. Proteger as camadas inferiores do frio e do degelo.	Solo Materiais reciclados Resíduos (e.g. resíduos de papel)
Drenagem	Reduzir altura da coluna de água em cima da camada de baixa permeabilidade. Reduzir a saturação das camadas superiores no período de chuva.	Areia e pedregulhos Resíduos (e.g. resíduos de papel)
Baixa permeabilidade	Minimizar a percolação de água. Diminuir a saída de gases.	Argila compacta Geomembranas Materiais reciclados e resíduos (e.g. resíduos de papel)
Coleta de gás	Coletar e remover os gases liberados do resíduo	Areia ou pedregulho Geotexteis Materiais reciclados ou Resíduos.
Fundação	Servir de base para a construção das camadas superiores sobre o resíduo.	Resíduos ou materiais reciclados

Tabela 2.1 Componentes das camadas de cobertura e suas funções
(Modificado de Mitchell, 1997)

A função de oxidação do metano é pouco citada como uma das funções de uma camada de cobertura. Isto se deve tanto ao fato de ainda não se ter uma tecnologia sólida para implementação das coberturas como também à pouca divulgação da dinâmica de funcionamento dessas coberturas.

A seguir, são detalhados dois tipos de cobertura utilizados em aterros de RSU, de modo a possibilitar a compreensão de como a cobertura de oxidação pode ser associada a estas.

2.2.1. Sistema de cobertura tradicional

O conceito de sistema de cobertura tradicional de aterro sanitário propõe que cada camada funcione como uma barreira impermeável em direção aos resíduos em relação às condições ambientais externas. Esse tipo de barreira, também chamada de barreira resistiva, atua de modo a tentar impedir a infiltração de água de chuva e a liberação de gases para a atmosfera. Normalmente, essas camadas são compostas por uma série de solos com diferentes graduações, e/ou uma ou mais camadas de geossintéticos, além de uma cobertura vegetativa. Cada elemento que compõem o sistema possui uma especificação própria no que se refere às suas funções e espessuras. Na realização de uma camada impermeabilizante, deve-se verificar as possibilidades de materiais de empréstimos disponíveis e sua localização, assim como os materiais geossintéticos e materiais alternativos, para uma análise de viabilidade. Na Figura 2.4 apresenta esquematicamente as diversas camadas de uma cobertura resistiva.



Figura 2.4 – Cobertura tradicional de aterros sanitários (Marinho, 2006)

O desempenho satisfatório das barreiras resistivas tem sido observado em climas úmidos temperados, onde há um excesso de precipitação sobre a evaporação, sendo assim, a cobertura compactada de argila tende a se manter saturada. A baixa condutividade da cobertura restringe a infiltração, convertendo o excesso de precipitação em escoamento superficial. Em contrapartida, em locais de clima semi-árido, árido, ou mesmo em locais com longos períodos de seca, problemas de fissura por secamento podem aumentar a condutividade hidráulica do sistema, tornando a barreira resistiva ineficiente. (e.g. McCartney e Zornberg, 2002; Fourie e Moonsammy, 2002).

Como as coberturas resistivas podem ter uma rigidez elevada, fissuras devidas a recalques diferenciais podem existir. Caso as trincas se estendam até o resíduo, o biogás escapará para a atmosfera com maior facilidade. (e.g. Melchior, 1997; Heerten, 1999 apud Fourie e Moonsammy, 2002).

2.2.2. Sistemas de cobertura alternativos

As coberturas alternativas são sistemas que fazem uso das características de retenção do solo e da evapo-transpiração para produzir uma cobertura

econômica e eficiente para aterros de resíduos em geral. Dois tipos de coberturas alternativas podem ser definidos: as evapo-transpirativas (ET) e as capilares, sendo que as coberturas capilares podem também funcionar como ET. Conforme mencionado por Hauser et al. (2001), as coberturas evapo-transpirativas são projetadas para trabalhar em conjunto com a natureza, ao invés de tentar impedir o fluxo de água com barreiras.

Nos últimos anos, observa-se um crescente interesse no uso de coberturas alternativas em detrimento ao sistema tradicional (resistivo). Isto se deve à necessidade de redução de custos, aos insucessos das coberturas tradicionais em alguns locais e ao crescente desenvolvimento de tecnologia com o comportamento associado ao clima. Geralmente, o funcionamento das coberturas alternativas baseia-se em fenômenos nem sempre considerados na visão prescritiva do dimensionamento das coberturas (*e.g.* evaporação, capacidade de retenção dos materiais porosos).

As barreiras ET controlam o fluxo de água para dentro do resíduo por criar uma espécie de sistema de armazenamento, utilizando a capacidade de retenção de água do solo. Esse sistema é esvaziado pela evapo-transpiração, mantendo a camada pronta para receber água, controlando assim a infiltração para o resíduo.

As barreiras capilares consistem de uma camada de material fino (*e.g.* argila, silte-argiloso) sobreposta a uma camada de material mais grosso (em geral areia). O contraste de permeabilidade na condição não saturada do material mais grosso cria uma resistência ao fluxo na interface dos dois materiais. As barreiras capilares utilizadas nas coberturas podem ter mais de duas camadas. Muitas vezes, a barreira capilar não é criada para impedir ou controlar a passagem de água, mas sim para manter a cobertura saturada, reduzindo a entrada de oxigênio. Esse processo é mais usado em coberturas de resíduos de mineração.

Além de serem eficientes do ponto de vista de controle de infiltração, as coberturas alternativas possuem as condições ideais para o estabelecimento

de comunidades microbianas que interagem com o biogás alterando suas características antes deste sair para a atmosfera.

2.3. Processo de biodegradação anaeróbia em aterros de RSU

Os aterros de resíduos sólidos, mesmo quando não adequadamente projetados e executados, exigem ações da engenharia para o seu controle pós fechamento, de modo a minimizar os danos ao meio ambiente, devido à produção de biogás e lixiviados. Sob o ponto de vista biológico, os RSU se constituem em um rico ecossistema em que as interações de vários microrganismos degradam polímeros complexos (celulose, proteínas, lipídios e carboidratos) em compostos mais simples com grande geração de biogás e lixiviado. O biogás é constituído predominantemente de metano (CH_4) e dióxido de carbono (CO_2). Esse processo é predominantemente anaeróbio, tendo uma fase inicial aeróbia.

Segundo Barlaz (1996), a produção de CH_4 no aterro de RSU é um processo realizado por microrganismos que requerem uma atividade coordenada entre diferentes grupos tróficos⁵ de microrganismos. O processo de degradação da matéria orgânica, com produção final de biogás, é basicamente anaeróbio, entretanto, as bactérias produtoras de metano (arqueias⁶ metanogênicas) são dependentes do substrato criado a partir do metabolismo de outros microrganismos, tais como as bactérias hidrolítica-fermentativas e as bactérias acetogênicas.

Os resíduos, ao serem depositados em aterros, permanecem um período de tempo descobertos e em contato com o ar atmosférico até serem compactados e cobertos. Nesse período, já se constata a emissão de compostos voláteis que

⁵ Grupos tróficos: conjunto de um ou mais organismos que cooperam na realização de um processo, o qual não poderia ser realizado por organismos isoladamente.

⁶ Arqueia: grupos procariotos filogeneticamente relacionados distinto dos membros do domínio Bactéria.

estão presentes na massa do resíduo. Esses compostos continuarão a ser liberados mesmo após a aplicação do material de cobertura.

O processo de biodegradação dos resíduos até a bioestabilização final passa por cinco fases, conforme ilustra a Figura 2.5. O tempo de duração de cada fase depende de vários fatores que vão desde aspectos operacionais, climáticos, tipo de resíduos entre outros.

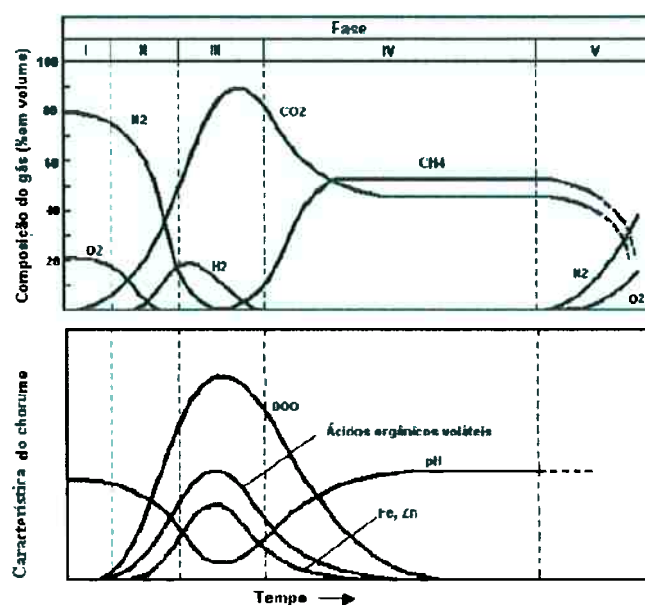


Figura 2.5 – Fases de formação do gás no aterro sanitário (Adaptado de Tchobanoglous et al (1993).

A fase I é conhecida como aeróbia, devido à presença de oxigênio na massa de resíduos durante a disposição e compactação. A fase II é uma fase de transição em que o oxigênio é consumido e a condição anaeróbia é estabelecida. Na fase III, chamada fase ácida, as atividades microbiológicas iniciadas na fase II são aceleradas com a produção de ácidos orgânicos. O gás mais produzido é o CO_2 , havendo liberação de H_2 . A fase IV é a fase da produção do metano, a atividade metanogênica torna-se predominante, aumentando a produção do metano. Grande parte do sistema está em regime estabelecido, com a composição do gás e do lixiviado relativamente

constantes. A passagem para a fase V se dá pela redução da velocidade de biodegradação, devido ao consumo dos compostos orgânicos possíveis de transformação biológica anaeróbica. A produção de gás se reduz significativamente, podendo haver entrada de ar novamente no sistema (Tchobanoglous, et al., 1993).

A Figura 2.6 apresenta o fluxograma das reações no processo de transformação anaeróbia de resíduos sólidos orgânicos e os principais grupos microbianos envolvidos, destacando as devidas fases descritas anteriormente.

Nesta Figura, também está apresentado o grupo das bactérias redutoras do sulfato (BRS) e o grupo das bactérias consumidoras do metano. As BRS utilizam como aceptor de elétrons o sulfato e competem com as arqueias metanogênicas pela utilização dos ácidos orgânicos voláteis (acetato). O grupo das bactérias metanotróficas será apresentado nos itens seguintes.

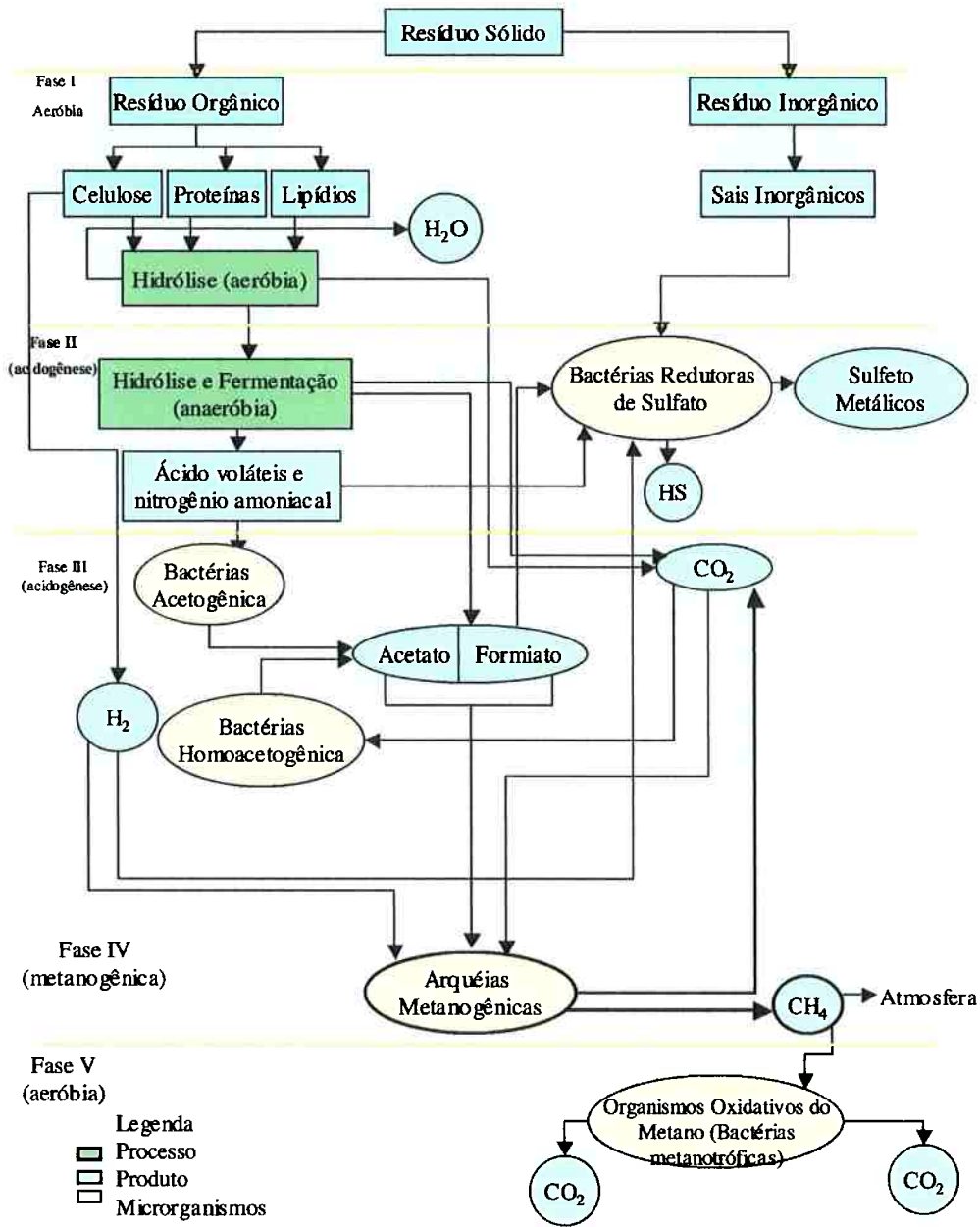


Figura 2.6 – Fases metabólicas e grupos microbianos envolvidos no processo de transformação anaeróbica de RSU. (modificado de Cotrim, 1997)

2.4. Fatores que afetam a geração de biogás nos aterros

A geração de biogás em aterros de RSU é afetada por diversos fatores, tais como: composição e idade do resíduo (disponibilidade de matéria orgânica), teor de umidade, temperatura, pH, disponibilidade de bactérias e nutrientes, e presença de agentes inibidores dentro do sistema (USEPA, 1991). Aspectos relacionados com a geometria, operação e ambiente externo do aterro são também importantes (e.g. HMIP, 1989).

Os principais fatores que afetam a geração de gases estão agrupados na Figura 2.7.



Figura 2.7 – Fluxograma com os principais fatores que afetam a geração do biogás.

Alguns dos fatores anteriormente citados não só afetam a produção, mas também controlam a emissão do biogás para a atmosfera. Os mais importantes aspectos que controlam a emissão de biogás para a atmosfera são: a geometria, a operação e as condições externas do aterro.

2.5. Oxidação aeróbia do Metano: o papel das bactérias metanotróficas.

Uma vez que existe a produção do metano, este gás pode ser utilizado para geração de energia ou ser queimado em drenos na superfície dos aterros. Nessas duas situações, o aterro tem de possuir algum tipo de sistema de drenagem e captação do biogás. Nos aterros sem sistema de coleta de gás, o mesmo é emitido para a atmosfera sem controle. Mesmo no caso da existência de sistemas de captação de gás, existe escape de metano para a atmosfera. Esse escape se dá através da camada de cobertura, pois o sistema de drenagem não é capaz de captar todo o gás produzido. Embora a oxidação do gás metano possa dar-se na atmosfera através de reações fotoquímicas, grande parte é oxidada pelas atividades microbianas, sobretudo nos solos que constituem os materiais de cobertura. Essa atividade é exercida pelas bactérias metanotróficas (Hanson e Hanson, 1996). Ao sair pela camada de cobertura, o metano pode se tornar fonte de carbono para as bactérias metanotróficas. Esses microrganismos oxidam o metano, transformando-o em dióxido de carbono, água e biomassa.

A oxidação biológica do metano é um processo natural mediado pela ação microbiana que ocorre em ambientes onde o metano e o oxigênio são encontrados juntos. As coberturas de aterros de RSU são um excelente meio para que esse processo ocorra. A oxidação é feita por bactérias metanotróficas que se adaptam às condições das camadas de cobertura do aterro sanitário (e.g. Kightley et al., 1995; Borjesson et al., 1998; Hilger et al., 2000; Visscher et al. 2001).

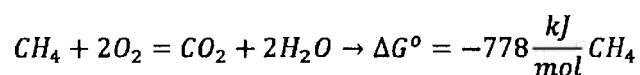
As bactérias metanotróficas formam um grupo único e fisiologicamente distinto pela sua habilidade de utilizar o gás metano como única fonte de carbono e energia. São, portanto, importantes reguladores do fluxo do gás metano para a atmosfera. As metanotróficas são bactérias Gram-negativas⁷ e possuem uma

⁷ Gram-negativas: célula procariótica cuja parede celular contém quantidade relativamente pequena de peptidoglicano, possui uma membrana externa composta por lipopolissacarídeos, lipoproteínas e outras macromoléculas complexas.

elevada eficiência de crescimento sob condições aeróbias (Borjesson et al., 2004). O grupo que realiza a oxidação biológica do metano é também conhecido por "metilotróficos" (Hanson e Hanson, 1996).

As metanotróficas são divididas em duas famílias: Tipo I – *Methylococcaceae* e Tipo II – *Methylocystaceae*, segundo suas características bioquímicas, morfológicas e filogenéticas. Segundo a análise de seqüências do rRNA 16S, posicionou-se as bactérias do tipo I como γ - *Proteobacterias* e as do tipo II em α - *Proteobacterias*. Dentro da família *Methylococcaceae* incluem-se os gêneros: *Methylobacter sp.*, *Methylomonas sp.*, *Methylomicrobium sp.*, *Methylococcus* (Hanson e Hanson, 1996), *Methylosphaera sp.* (Bowman et al., 1997), *Methylocaldum sp.* (Bodrossy et al., 1997) e *Methylosarcina sp.* (Wise Csp e *Methylocystis sp.* (Hanson e Hanson, 1996), *Methylocella sp.* (Dedysh et al., 2002) e *Methylocapsa sp.* (Dedysh et al. 2002).

As bactérias metanotróficas utilizam o gás metano como única fonte de carbono e energia. O metano consumido pelas bactérias metanotróficas se converte em água, dióxido de carbono e biomassa celular, como mostra a reação da equação abaixo.



A utilização do metano pelas bactérias metanotróficas como fonte de carbono e de energia é possível devido à ação da enzima metano monoxigenase que oxida o metano produzindo metanol com geração de duas moléculas de água. O metanol produzido é transformado em formaldeído, o qual é depois assimilado em diferentes rotas (Hanson & Hanson, 1996).

Os microrganismos metanotróficos podem ser divididos em dois grupos fisiológicos distintos: tipo I e tipo II. O tipo I (*Methylomonas*, *Methylocaldum*, *Methylosphaera*, *Methylomicrobium* e *Methylobacter*) assimila o formaldeído produzido na oxidação do metano (via metanol) utilizando a rota da monofosfato ribulose. O Tipo II (*Methylocystis* e *Methylosinus*) utiliza a rota da

serina para a assimilação do formaldeído (Hanson & Hanson, 1996; Murrell et al., 1998; McDonald et al., 2008).

As bactérias metanotróficas habitam vários nichos, inclusive alguns considerados hostis. Podem crescer em diferentes escalas de pH, temperatura, concentrações de metais pesados, concentrações de oxigênio, pressão barométrica, salinidade e radiação, sua principal característica é a sua atividade celular para a oxidação do metano. Vários ambientes naturais e solos cultivados que apresentam a formação do gás metano fornecem as condições necessárias para o seu crescimento. Diversas bactérias metanotróficas foram isoladas de diferentes ambientes, tais como pântanos, charcos, rios, arrozais, oceanos, lagoas, solo de prados, bosques vertedouros, lodos de esgoto, sedimento da região da Antártica e aterros de RSU (Hanson e Hanson et al. 1996; Wise et al., 1999; Knief et al. 2003).

A disponibilidade de gás metano nas camadas mais inferiores de rios, lagos e oceanos, ou seja, nos sedimentos, constitui um ambiente favorável à atividade microbiana metanotrófica. Sabe-se que as diversas condições de cada habitat os tornarão mais ou menos propícios à geração do gás. A oxidação biológica do metano é um fato esperado nas colunas d'água (lagos, rios e mares), dependendo da disponibilidade dos gases metano e oxigênio, especialmente na interfase das regiões anóxica⁸ e óxica⁹.

O sistema de cobertura de aterros de RSU pode servir como um biofiltro do gás metano gerado, formando uma espécie de barreira biológica (barreira de oxidação passiva). O processo de oxidação do metano depende de diferentes fatores físicos-químicos como teor de umidade do solo (Boeckx e Cleemput, 1996; Visvanathan et al. 1999; Christophersen et al., 2000), as características geotécnicas do solo de cobertura (Visscher et al. 2001; Kightley et al. 1995), e da concentração de nutrientes e inibidores (Kightley et al. 1995; Bogner et al. 1997; Visvanathan et al. 1999).

⁸ Anóxica: ambiente desprovido de oxigênio, em geral, também é altamente redutor (baixo E_0).

⁹ Óxica: ambiente contendo oxigênio freqüentemente apresenta elevado E_0 .

2.6. Os Fatores que influenciam a oxidação do metano

A definição de fatores bióticos e abióticos que influenciam a oxidação do metano em cobertura final dos aterros de RSU é importante para se compreender o processo. Os fatores bióticos estão relacionados com os conjuntos de organismos vivos, que são as comunidades bióticas. As condições físico-químicas do ambiente que influenciam sobremaneira o fluxo de energia na comunidade biótica são chamadas fatores abióticos. A interação entre os fatores bióticos e abióticos é que mantém o equilíbrio dinâmico, natural e essencial à manutenção da vida em geral (e.g. Atlas e Bartha, 1981).

A oxidação do metano é baseada em vários fatores determinantes como: existência de microrganismos metanotróficos no meio, suprimento de metano e oxigênio, necessidade de adequado suprimento de nutrientes para o crescimento dos microrganismos, além de teor de umidade e condições ambientais adequados (Humer e Lechner, 1999_a). Para melhor entender os processos de oxidação do metano, muitos pesquisadores têm estudado os fatores que afetam esse processo (e.g. Kightley et al. 1995; Boeckx e Cleempert, 1996; Bogner et al. 1997; Visvanathan et al. 1999; Christophersen et al., 2000; Visscher et al. 2001). Salienta-se que na literatura muito pouco é encontrado sobre os parâmetros geotécnicos que afetam a oxidação do metano em cobertura de aterros de RSU.

No caso da oxidação biológica do metano, pode-se considerar os seguintes fatores abióticos:

- Fatores climáticos: que controlam a umidade, a temperatura e a pressão atmosférica. (salienta-se que embora o teor de umidade afete o desenvolvimento das bactérias, é o grau de saturação que controla a passagem do gás).
- Fatores físicos-químicos: que controlam o habitat das metanotróficas. Esses fatores são a densidade do solo, a estrutura, o pH e a entrada de nutrientes. Os fatores geotécnicos estão incluídos aqui.

- Fatores antrópicos, como a captação de gás nos sistemas de drenagem.

Os fatores bióticos são as interações sintróficas¹⁰ de microrganismos existentes dentro do ecossistema aterro sanitário.

A influência de cada fator é difícil de ser detectada devido à forte interação entre os mesmos, conduzindo à formação de um microambiente específico. A Figura 2.8 apresenta um fluxograma dos fatores que afetam a oxidação do gás metano em coberturas de aterro de RSU.



Figura 2.8 – Fluxograma dos fatores que afetam a oxidação do metano.

2.6.1. O efeito teor de umidade e da temperatura

O teor de umidade do solo é um importante aspecto no controle da capacidade de oxidação do metano, limitando o potencial de oxidação do mesmo. Estudos realizados por diversos pesquisadores indicam uma faixa ideal de teor de umidade e temperatura para que o processo funcione adequadamente. Boeckx et al. (1996) verificaram essas influências em ensaios de laboratório utilizando

¹⁰ Interações sintróficas: situação nutricional em que dois ou mais microrganismos combinam suas capacidades metabólicas para catalizar uma substância que não é degradada por nenhum microrganismo isoladamente.

reatores (microcosmo¹¹), nos quais os pesquisadores variavam o teor de umidade 5 a 30% (sendo 30% a capacidade de campo desse solo) e a temperatura de incubação (5° a 30° C). O solo utilizado foi coletado da cobertura de um aterro sanitário situado em Schoten (Bélgica) aproximadamente a 30 cm do topo da camada. Antes de iniciar os ensaios, o solo foi submetido a secagem ao ar, homogeneizado e passado na peneira de 2mm (nº10). As características do solo estão apresentadas na Tabela 2.2. O solo (30g) foi colocado em frascos (180 ml) hermeticamente fechados com butila. Foi injetado em cada frasco 10µl/l de gás metano e acondicionados durante 7 dias em ambiente concentrado de CH₄. Amostras de gás foram feitas logo após a injeção e 2, 4, 8 e 24 horas depois da injeção de CH₄. Os autores concluíram que o teor de umidade ideal está em torno de 15% e 19%, e a temperatura ideal de incubação varia com o teor de umidade do solo. Para 5% de umidade, não foi obtida uma temperatura ideal, o qual indica que as atividades das bactérias metanotróficas não foram limitadas pela temperatura, mas sim pelo baixo teor de umidade. Para os outros teores de umidade, observou-se uma temperatura ideal decrescente com o aumento do teor de umidade. A máxima taxa de oxidação do metano foi para uma temperatura entre 20 e 27°C.

Solo	Argila (%)	Silte (%)	Areia (%)	pH
Cobertura de aterro	8,9	39,0	52,2	7,3

Tabela 2.2 – Características do solo utilizado por Boeckx *et. al*, 1996.

Os autores concluíram que o teor de umidade ideal para se ter a máxima taxa de oxidação do CH₄ está situado em torno da metade do valor da capacidade de campo do solo. A redução da capacidade de oxidação do metano para teores de umidade elevado é atribuída ao fato da difusão molecular na fase líquida ser cerca de 10⁴ menor do que a difusão na fase gasosa. Assim sendo, o suprimento de metano para as bactérias oxidativas são controladas pela

¹¹ Microcosmo: Termo usado para referir a um habitat natural reproduzido em laboratório; ou reatores.

quantidade de água. Esta quantidade de água deve ser melhor expressa com o grau de saturação e não com o teor de umidade. A temperatura ideal decresce com o aumento teor de umidade e a oxigenação também é um fator importante. Boeckx e Van Cleemput (1996) observaram que, em solos ativamente oxigenados, a máxima oxidação do metano foi de 80% e 35% para uma temperatura de incubação de 25 e 10°C, respectivamente. Ainda, segundo Boeckx e van Cleemput, 2000, as bactérias metanotróficas apresentaram uma diminuição de suas atividades enzimáticas em solos com baixo teor de umidade. Portanto, embora exista suprimento suficiente de metano, a oxidação pode ser reduzida em solos secos devido ao stress fisiológico sofrido pelas bactérias. As altas temperaturas são mais favoráveis à oxidação do metano (e.g. Börjesson et al., 2001), mas, ao mesmo tempo, baixos teores de umidade causados por elas podem reduzir a taxa de oxidação do metano, devido à redução das atividades microbianas.

Park et al. (2000), estudaram o efeito do teor de umidade do solo na capacidade de oxidação do metano em um biofiltro experimental em escala de laboratório, construído com uma areia argilosa de Padina (Texas). O solo foi seco ao ar e depois passado na peneira 6,3mm, esse solo foi selecionado baseado nos dados de Boeckx *et al.* (1997) e Kightley *et al.*(1995). Esses autores mencionam que os solos arenosos tem maior capacidade de oxidação. Isto provavelmente se deve a maior porosidade gerada por este tipo de material. As características do solo utilizado estão apresentadas na Tabela 2.3. Para o ensaio, utilizou-se um reator de 10cm de diâmetro e 37,5cm de altura feito em PVC. O esquema do equipamento está apresentado na Figura 2.9.

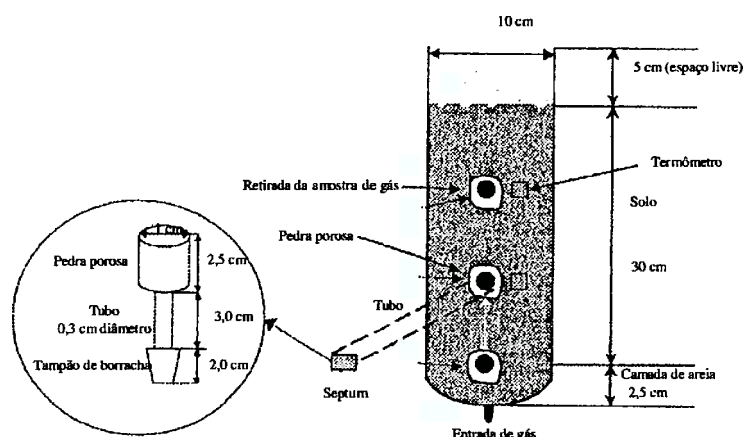


Figura 2.9 – Esquema do equipamento usado por Park et al, 2000.

Tipo de solo	Areia (%)	Silte (%)	Argila (%)	Matéria orgânica (%)	γ_d (kN/m ³)
Areia argilosa	83,1	6,5	10,4	0,4	16,1

Tabela 2.3 – Característica do solo utilizado por Park et al, 2000.

Park et al. (2000) concluíram que para um teor de umidade de 13%, a máxima taxa de oxidação de 27,2 mol/m².dia (435,2g/m².dia) para um fluxo de metano inserido de 32,8 mol/m².dia (524,8 g/m².dia). Para um teor de umidade de 5%, a taxa de oxidação foi reduzida para 24,4 mol/m² dia para o mesmo fluxo de metano.

Humer e Lechner (1999) observaram que muitas bactérias metanotróficas vivem e se multiplicam melhor sob temperaturas variando entre 20 e 37°C. Segundo Boeckx e van Cleemput (2000), a temperatura ideal para incubar é em torno de 20-27°C. Borjesson et al. (2004), estudando a influência da temperatura para diferentes solos, observou pequenas variações na oxidação. No estudo, utilizaram-se amostras retiradas de três aterros com diferentes tipos de solo, idade, condições climáticas e profundidade (0,1m a 0,4m). As características de cada amostra estão apresentada na Tabela 2.4. Os pesquisadores observaram que a máxima oxidação variou entre 0.64 a 1,57 μ moles de CH₄ para as amostras incubadas a 20 °C.

Local do aterro	w (%)	Argila < 2µm	Silte 2 a 20 µm	Areia 20 µm a 2mm	Consumo de CH ₄ (µmol CH ₄ [g solo seco] ⁻¹ h ⁻¹ ± DP)			
					3-5 °C	10 °C	15 °C	20 °C
Fiborarna	64,0	14,6	9,3	42,9	0,026±0,027	0,11±0,12	0,23±0,21	0,64±0,42
Sundsvall	39,8	11,9	14,4	48,8	0,17±0,17	0,55±0,50	0,79±0,83	1,17±1,14
Visby	25,1	19,8	12,6	56,7	0,14±0,073	0,46±0,25	0,64±0,37	1,57±0,73

Tabela 2.4 – Consumo de metano nas amostra de solo (Borjesson *et al.* 2004)

A influência da temperatura na taxa de oxidação do metano também foi analisada por Gebert *et al.* (2003), em amostra retirada a 10cm de profundidade de um biofiltro experimental. O biofiltro era constituído de uma camada de argila expandida. A amostra foi submetida a uma variação de temperatura entre 3 e 45 °C e foram realizados 5 ensaios para cada temperatura. Para o ajuste das amostras na temperatura desejada, foram necessárias 12 horas para depois iniciar as primeiras avaliações da taxa de oxidação do metano. As amostras foram aeradas e a concentração de metano ajustada para 10% (em volume) de metano pela adição de quantidade de metano puro. Os pesquisadores também estudaram o efeito da temperatura na taxa de oxidação do metano usando uma cultura contaminada com bactérias metanotróficas do tipo II *Methlobacter sp.* e *Rhodococcus erythropolis*, enriquecidas com material do biofiltro para uma temperatura de incubação de 10°C. Para isso, utilizaram-se frascos de 100 ml e adicionando 30 ml de sais minerais de nitrato e 3% de metano em volume. As temperaturas de incubação foram 3, 10, 17, 22 e 28 °C. Através desses experimentos, os resultados mostraram que a máxima temperatura para amostras naturais do biofiltro era de 38° C e para culturas metanotróficas enriquecidas com o material do biofiltro a temperatura é 22 °C. Para baixas temperaturas, o teor de umidade tem se mostrado irrelevante para taxa de assimilação do metano e a temperatura passa a ser o fator limitante.

A sensibilidade térmica provavelmente é superada por outras condições ambientais na camada de oxidação, como por exemplo, grau de saturação. Através do aumento do grau de saturação o transporte dos gases nos poros é afetado e assim a entrada de metano e de oxigênio são limitadas. Então a

temperatura ótima é influenciada pela variação do grau de saturação, através de uma relação entre atividade bacteriana e a entrada de metano e oxigênio.

Na Tabela 2.5, apresenta-se a temperatura ideal sugeridas por diferentes autores com sendo as ideais ou ótimas para as bactérias metanotróficas, encontrados na literatura. Embora saiba-se da dependência do grau de saturação nos processos de oxidação, este parâmetro não é usualmente utilizado.

Temperatura sugerida (°C)	Referência
36	Czepiel et al ,1990
31	Whalem et al, 1990
38	King e Scnel 1994
25-35	Bender e Conrad, 1995
25	Boeckx e van Cleemput, 1996
20-37	Humer, 1999
20-27	van Cleemput, 2000
22-38	Gebert et al 2000
20	Borjesson et al 2004

Tabela 2.5 – Temperatura ideal sugerida por diferentes autores.

2.6.2. Efeito do tipo de solo

Para estudar o efeito do tipo de solo na taxa de oxidação do metano, diversos pesquisadores realizaram ensaios de laboratório em microcosmos (reatores de bancada). Kightley et al. (1995) estudaram esse efeito em ensaios com reatores construídos de PVC (altura = 1m e diâmetro = 0,15m) preenchidos com diferentes solos, aplicando um fluxo de metano de aproximadamente 5ml/min (5cm³/min), durante 6 meses. As características dos solos utilizados estão resumidas na Tabela 2.6. Através desses ensaios os autores observaram a oxidação do metano com o tempo, demonstrando o desenvolvimento da capacidade de oxidação do metano. Nas areias, nos primeiros 13 dias de incubação, é baixa a taxa de oxidação, provavelmente, devido ao tipo de bactérias metanotróficas existentes no meio. Depois de 13 dias a taxa de

oxidação aumentou rapidamente, atingindo uma taxa de oxidação de aproximadamente 10,4 mol/m².dia (166,49 g/m².dia).

Solo	n	Argila/Silte (%)	Areia grossa (%)	Areia fina (%)	Capacidade de campo	Taxa oxidação (mol/m ² .dia)	Oxidação (%)
Areia grossa	0,29	12	70	18	40	10,4	61
Solo de topo argila	0,19	27	57	16	55	6,8	40
Areia fina	0,37	16	16	68	45	6,9	41

Tabela 2.6 – Característica dos solos utilizados por Kightley, et al.,1995

A complexidade do processo pode ser observada pelas considerações apresentada por Kightley et al. (1995) para o seu experimento. O solo argiloso e areia fina apresentaram baixa taxa de oxidação. Um dos motivos é a baixa taxa de transporte de gás nesses solos. Contudo, foi observado que embora o oxigênio tenha penetrado mais profundamente no solo argiloso e areia fina, o consumo foi menor devido a falta de nutrientes nestes solos. A baixa penetração do oxigênio na areia grossa foi atribuída a um consumo elevado de O₂ pelas bactérias, limitando o consumo em profundidade.

Stein e Hettiaratchi, (2001) utilizaram colunas de reação (reatores) com diferentes tipos de solo (lama turfosa, solo argiloso de aterro, solo de cultivo) para avaliar a oxidação do metano. Os reatores foram construídos em PVC (altura = 1m diâmetro = 0,15m). O fluxo de metano introduzido pela base do reator variava entre 2,5 a 5,2 ml/min. Essa taxa de fluxo foi escolhida pois nos aterros, normalmente encontra-se essa vazão de metano através do sistema de cobertura. A Figura 2.10 apresenta o diagrama do ensaio de coluna. As propriedades dos solos usados nos ensaios de coluna por Stein e Hettiaratchi (2001) estão apresentadas na Tabela 2.7. A oxidação neste caso foi calculada da seguinte forma:

$$\% \text{ oxidação} = \frac{(Q_{CH_4-IN} * 100) - (Q_{OUT} * C_{CH_4-OUT})}{Q_{CH_4-IN} * 100} \quad (1)$$

Onde,

Q_{CH_4-IN} - Vazão de metano na entrada do sistema

Q_{CH_4-OUT} - Vazão de metano na saída do sistema

C_{CH_4-OUT} - Concentração de metano na saída do sistema

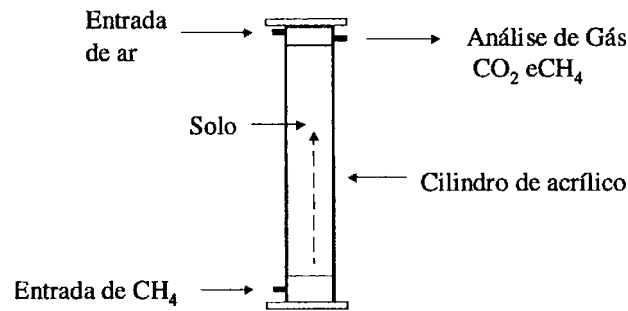


Figura 2.10 – Diagrama do ensaio de coluna (modificado de Stein e Hettiaratchi, 2001)

Solo	γ_n (g/cm ³)	w (%)	γ_d (kN/m ³)	C.C. (%)	Matéria orgânica (%)	pH	n	e	S (%)	Oxidação (%)
LF1	1,172	9,4	10,7	24,6	3,1	8,4	0,6	1,5	17	32
LF2	1,163	9,4	10,6	24,6	3,1	8,4	0,6	1,5	17	37,6
LF3	1,142	9,4	10,4	24,6	3,1	8,4	0,6	1,5	17	50
RV1	1,326	6	12,5	39,8	4,7	7,6	0,5	1	16	3,1
RV1	1,380	10	12,5	39,8	4,7	7,6	0,5	1	27	32,2
RV2	N/a	10,2		-	10,9	-	-			
PM1	0,540	31,6	1,3	50,5	79	6,5	0,9	9	46	28,7
PM3	0,550	31,6	1,3	50,5	79	6,5	0,9	9	46	55,4

Os solos denominados LF, RV, PM são respectivamente solos de cobertura de aterro sanitário de profundidade de 25cm, solo orgânico ("solo de agricultura") e lama turfosas.
C.C. - Capacidade de campo

Tabela 2.7 – Dados dos solos ensaiados por Stein e Hettiaratchi (2001).

Embora se observe oxidação no experimento realizado por Stein e Hettiaratchi (2001), não há uma correlação entre a taxa de oxidação e os parâmetros geotécnicos. No entanto, algumas conclusões podem ser tiradas do experimento:

- Os valores de grau de saturação são baixos, o que permite um fluxo de biogás pela massa do solo.
- Os teores de matéria orgânica são sempre abaixo de 8%.
- Não é observada correlação entre o tipo de solo e a taxa de oxidação, conforme indica a Figura 2.11, diferentemente do que conclui os autores.

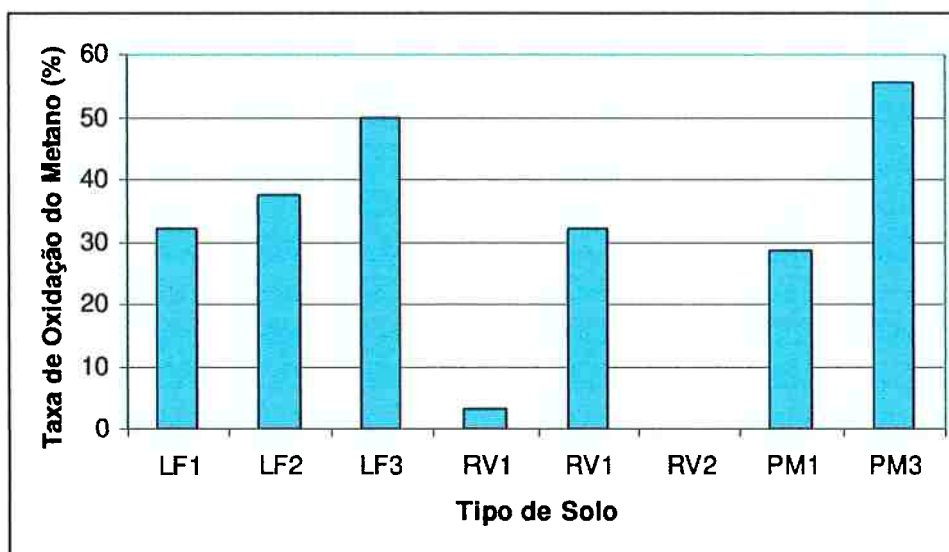


Figura 2.11 – Taxa de oxidação para os diversos solos (dados de Stein e Hettiaratchi (2001))

Solos com alta quantidade de matéria orgânica (acima de 35 %) apresentam geralmente uma maior taxa de oxidação do metano. A presença da matéria orgânica, em geral, aumenta a porosidade do solo, colaborando para o processo de oxidação. Contudo, a quantidade de água requerida para a otimização da atividade metanotrófica aumenta (Zeiss, 2006; Christophersen et al., 2004).

2.6.3. Efeito do pH do solo

O pH é um parâmetro importante para o desenvolvimento microbiano. Cada microrganismo apresenta uma faixa de pH ideal e dentro desta um pH é

considerado ótimo. Em culturas feitas em batelada¹², o pH pode variar durante o crescimento, como resultado das atividades metabólicas que consomem ou produzem substâncias ácidas ou básicas. Para o controle do valor do pH, compostos químicos denominados tampões¹³ são freqüentemente adicionados ao meio de cultura microbiano, visando manter o pH relativamente constante (Madigan et al, 2004).

As bactérias metanotróficas são geralmente neutrófilas, mas podem segundo Hanson & Hanson (1996) tolerar valores de pH entre 5,5 e 8,5. O efeito do pH, segundo Segers (1998), não pareceu ser um fator limitante na oxidação em alguns locais estudados. Contrariamente, Boeckx e Van Cleemput (2000) mostraram que o pH do solo tem influência substancial na oxidação do metano.

2.6.4. Fatores limitantes e inibidores

O crescimento de bactérias metanotróficas é limitado¹⁴ pela disponibilidade de carbono (C), nitrogênio (N), fósforo (P) e em alguns casos raros, do enxofre(S).

A nutrição microbiana pode ser definida como um mecanismo que fornece às células as ferramentas químicas necessárias à síntese dos diversos monômeros (os precursores das macromoléculas). Nem todos os nutrientes são necessários nas mesmas quantidades, alguns denominados macronutrientes são necessários em grande quantidade e os outros micronutrientes são requeridos em menor quantidade (Madigan et al. 2004).

Para o desenvolvimento das bactérias dentro do ecossistema deve existir um equilíbrio entre as diversas espécies microbianas. Esse equilíbrio ocorre quando uma determinada espécie utiliza como substrato o produto do metabolismo de outra espécie, existindo, assim, um perfeito balanço entre a

¹² Cultura em batelada: sistema fechado de cultura microbiana, cujo volume é fixo.

¹³ Tampão: solução que impede uma variação do pH.

¹⁴Limitado: fator ecológico desempenha papel de fator limitante quando está ausente ou reduzido, abaixo de um mínimo crítico ou se excede o nível máximo tolerável.

produção de substrato e microrganismos consumidores. Se existir um desequilíbrio entre taxa de substrato e taxa de bactérias no sistema, uma espécie pode inibir a outra. Portanto, a falta de nutriente ou o excesso prejudica a capacidade de oxidação do metano na camada de cobertura.

Segundo Bogner et al. (1997) existem basicamente dois grupos de bactérias metanotróficas, um grupo que suporta apenas uma quantidade muito pequena de metano e se desenvolve quando expostas ao O_2 em condições ambientais normais. O outro grupo se desenvolve apenas na presença de altas concentrações de metano e sob condições limitadas de oxigênio.

Boeckx e van Cleemput (1996) observaram que a relação C/N afeta o processo de oxidação do metano. Para relações C/N elevadas a oxidação de metano é sujeita as restrições significativas. As bactérias metanotróficas absorvem nitrogênio em forma de nitrato ou amônia. Respectivamente são assimilados 1 Mol de nitrogênio paralelamente a 4 Mol de carbono. Algumas ligações do nitrogênio como cloreto de amônio ou nitrito, inibem a oxidação de metano.

A amônia é conhecida por ter um efeito inibitório na oxidação do metano. Esta inibição é o resultado da competição dos substratos metano e amônia em relação a enzima metano-monoxigenase¹⁵ (MMo). A adição de amônia favorece as bactérias nitrificantes e esta pode anular as atividades das metanotróficas, resultando, assim, uma redução da taxa de oxidação do metano (Boeckx e van Cleemput, 1996).

Boeckx et al.,1996, estudaram a relação entre o aumento da quantidade de amônia e o teor de umidade na variação da taxa de oxidação do metano. Eles observaram que, em geral, a capacidade de oxidação do CH_4 decresce com o aumento da quantidade de amônia. E, para um teor de umidade de 30%, há um aumento na oxidação do metano quando 25 mg de amônia são acrescentados ao solo.

¹⁵Mmo: Enzima que catalisa a conversão do metano a metanol com a formação de água.

2.7. Aspectos Geotécnicos da Camada de Oxidação do Metano

Os resultados de diversas pesquisas (e.g. Nozhevnikova et al., 1993, Humer e Lechner, 2001, Nikiema et al.,2007) mostram que o potencial biológico natural de oxidação do metano pode ser claramente favorecido pela criação de condições ambientais propícias na camada de cobertura do aterro (sistema de oxidação de metano). Estas condições ambientais estão diretamente relacionadas com aspectos geotécnicos.

As características geotécnicas dos materiais a serem utilizados na cobertura de aterros de resíduos sólidos urbanos (RSU) são fundamentais para o seu adequado funcionamento. O estudo desse comportamento torna-se mais complexo quando se tem de envolver os aspectos climáticos do local onde a barreira será instalada. Como a produção de metano se dá ao longo de cerca de 20 anos, os aspectos climáticos são também extremamente importantes. Qualquer solução adotada deve ser acompanhada durante todo o processo de produção do gás metano no aterro.

Dentre as diversas funções da cobertura de aterros de RSU a capacidade de oxidar o metano é o enfoque principal do presente estudo. Um dos aspectos mais importante do ponto de vista geotécnico para uma camada de oxidação é a condutividade ao ar. Por sua vez a condutividade ao ar depende dos seguintes parâmetros: teor de umidade, grau de saturação, densidade e capacidade de retenção.

Neste item faz-se considerações sobre o projeto da camada de oxidação e apresentam-se os conceitos de fluxo de gás em meios porosos, utilizados nos cálculos da condutividade ao ar e permeabilidade.

2.7.1. Projeto da Camada de Oxidação de Metano

A camada de oxidação funciona como um biofiltro. A geometria deste biofiltro deve levar em conta a capacidade do sistema de oxidar o metano ao longo de

sua espessura. Na literatura não existe um consenso sobre a forma mais eficiente de se projetar uma camada de oxidação. No entanto, aspectos como vazão de metano e oxigenação do sistema são fatores importantes para a eficiência do sistema.

Juntamente com a seleção de um material suporte adequado ao suprimento homogêneo de gás é importante. A heterogeneidade dos aterros gera um fluxo de gás não uniforme, o que afeta a eficiência da camada de oxidação. Desta forma, quando se planeja projetar uma camada de oxidação, deve-se considerar a presença de uma camada de distribuição de gás na base da camada de oxidação, para induzir um fluxo homogêneo de biogás. Humer e Lechner (2001) apresentam uma sugestão para o perfil da camada de oxidação de metano conforme indicado na Figura 2.12.

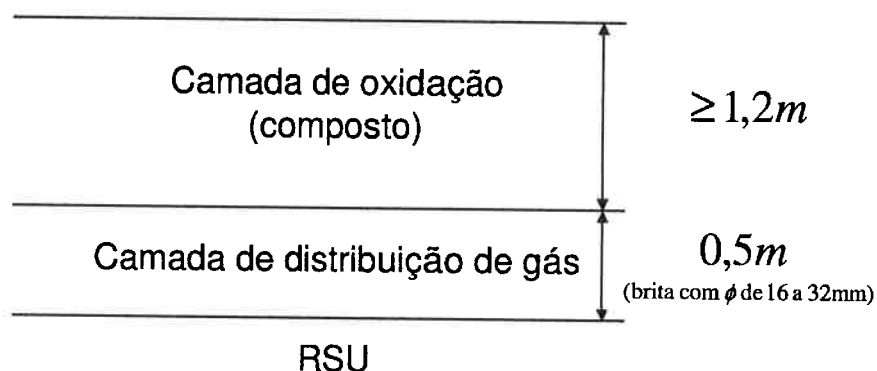


Figura 2.12 – Perfil da camada de oxidação recomendada (modificado de Humer e Lechner, 2001).

Ainda considerando o projeto da camada de oxidação Nozhevnikova et al. (1993) observa que deve-se evitar o uso de materiais orgânicos que possam vir a reduzir a porosidade da camada, o que pode intensificar a presença de atividades microbianas não metanotróficas, o que reduziria a oxidação do metano. Neste caso, a redução da porosidade também pode alterar o fluxo de metano.

Na literatura encontra-se comprovação de oxidação de metano em profundidades que variam de 10 a 80 cm de espessura (e.g. Visvanathan et al., 2004; Abichou, et al., 2006; Zeiss, 2006). Sabe-se, no entanto que a espessura de oxidação depende fundamentalmente da presença do oxigênio nesta profundidade e da vazão de metano. Nozhevnikova et al. (1993) menciona que a presença do oxigênio define a profundidade da camada de oxidação. No entanto, Zeiss (2006) refere-se ao fato de que o processo de oxidação é razoavelmente insensitivo à concentração de oxigênio desde que este esteja acima de 3% (em volume).

2.7.2. Transporte de gases em meio poroso

Os parâmetros geotécnicos que afetam o comportamento da camada de oxidação de metano possuem direta influência no fluxo de gás pela camada de cobertura. Desta forma apresentam-se aqui os aspectos relacionados com o fluxo de gás em meio poroso.

Os dois principais processos de transporte de gases em solos ocorrem por advecção ou difusão. No fluxo advectivo o gás se move como consequência do gradiente de pressão total. Na tentativa de equilibrar a pressão o gás se move da região de maior pressão para a de menor pressão. Conforme mencionado por Bouazza e Vangpaisal (2003), em aterros de resíduos sólidos a principal força indutora da migração do gás na camada de cobertura é a diferença de pressão devida a flutuação da pressão atmosférica. Uma redução na pressão atmosférica tende a aumentar o fluxo de gás pela cobertura, aumentando a concentração próxima a superfície. O fluxo por difusão ocorre devido à interação molecular. Quando o gás está mais concentrado em uma região do que em outra o mesmo irá se mover por difusão para a região de menor concentração. Neste trabalho o foco é para o movimento advectivo apenas.

Conhecer os mecanismos de transporte de gases através dos resíduos sólidos e na camada de solo é de fundamental importância para o estudo de camadas de cobertura de aterros de resíduos e em particular para coberturas de

oxidação de metano. A migração do gás no interior do aterro e dele para fora dependerá de vários fatores como pressão interna e externa (pressão atmosférica), densidade da mistura e das características de estado do solo de cobertura.

A permeabilidade do solo ao ar (ou gás) depende de fatores relacionados com a porosidade, teor de umidade, grau de saturação e tortuosidade dos espaços porosos preenchidos de ar.

O fluxo advectivo obedece a lei de Darcy, que expressa a dependência direta e linear da velocidade de fluxo pela diferença de carga hidráulica aplicada ao fluido.

A lei de Darcy descreve como a velocidade de fluxo de água está relacionada com a condutividade hidráulica saturada (K_{sat}) e gradiente hidráulico (i). A velocidade (v) com que a água flui em um meio poroso é igual ao produto da condutividade hidráulica pelo gradiente hidráulico

$$v = K_{sat} i \quad (2)$$

A condutividade hidráulica saturada é um parâmetro que descreve a facilidade com que a água flui no interior do meio poroso quando este está totalmente saturado por água. O gradiente hidráulico é a diferença de carga hidráulica existente dividida pela distância entre os pontos da carga hidráulica conhecida.

A Lei de Darcy foi formulada para percolação de fluidos viscosos incompressíveis em meio poroso saturado sob regime laminar. A vazão (Q) é dada por:

$$Q = \frac{k_i}{\mu} A \frac{\Delta P}{\Delta L} \quad (3)$$

Onde:

k_i = permeabilidade intrínseca [L^2];

μ = viscosidade dinâmica do fluido [$ML^{-1}T^{-1}$];

A = área da seção transversal [L^2]

$\frac{\Delta P}{\Delta L}$ = gradiente de pressão; [$ML^{-1}T^{-2}L^{-1}$];

A permeabilidade intrínseca é função das propriedades do material poroso, e não depende do fluido ou gás. A permeabilidade intrínseca relaciona-se com a condutividade hidráulica saturada por meio da seguinte expressão:

$$k_i = \frac{K_{sat}\mu}{\rho g} \quad (4)$$

No entanto, encontra-se na literatura (e.g. Abbas et al., 1999, Ignatius, 1999, Innocentini e Pardollielli, 2001) referências aos estudos de Klinkenberg (1941), que estudou fluxo de óleo e gás e encontrou diferenças entre a permeabilidade intrínseca dos gases e líquido.

Esta diferença é explicada pela teoria do “escorregamento” no fluxo de gases, que diz que o gás próximo as paredes dos sólidos possui uma velocidade finita. Esta teoria sugere ainda que o fluxo de gás é influenciado pela pressão.

Para levar em conta este efeito Klinkenberg (1941) desenvolveu uma equação empírica relacionando permeabilidade de líquido (k_{liq}) e gases (k_{igas}) com a pressão média (P_m) sob a qual o fluxo acontece:

$$k_{igas} = k_{liq} \left(1 + \frac{b}{P_m} \right) \quad (5)$$

Onde,

b = é a constante para um dado material poroso e gás.

P_m = é a média da pressão de entrada e saída.

Para levar em conta a compressibilidade do fluido a equação 3 passa a ter a seguinte forma:

$$Q = \frac{k_{gas} (P_i^2 - P_o^2)}{2P_o L \mu} A \quad (6)$$

Onde,

P_i é a pressão de ar na entrada da amostra

P_o é a pressão de ar na saída da amostra

L é o comprimento da amostra

2.7.2.1. Determinação da Permeabilidade do solo ao ar

Para a determinação do coeficiente de permeabilidade ao ar existem métodos diretos e indiretos. Os métodos diretos são ensaios de laboratório e de campo e os métodos indiretos são os modelos matemáticos desenvolvidos por vários autores (eg. Brooks e Corey, 1964, Van Genuchten, 1980). Esses modelos são baseados em relações semi-empíricas que, definem a variação do coeficiente relativo de permeabilidade ao ar (k_{rar}), em função da saturação efetiva do solo (S_e).

Nesse modelo, a função permeabilidade do solo ao ar é obtida a partir da curva de retenção de água no solo. Esse modelo foi escolhido por sua simplicidade e por apresentar bons resultados na literatura (e.g. Andrade, 2000 e Marinho et al., 2001).

Marinho et al. (2001) determinaram a permeabilidade ao ar em laboratório e por meio do modelo de Brooks & Corey (1996) para um solo argilo-arenoso usado como cobertura de aterro de resíduo sólido. Os resultados dos ensaios mostraram que, para desvio de umidade abaixo da ótima, a permeabilidade ao ar apresenta pequenas variações, enquanto que para desvios de umidades positivos a variação da permeabilidade é cerca de três ordens de grandeza. Além disso, o ponto de inflexão observado na curva de permeabilidade ao ar

em função da sucção inicial parece estar intimamente relacionado ao valor de entrada de ar do solo estudado. Finalmente, segundo os autores, o modelo de Brooks & Corey mostrou-se uma ferramenta eficiente para a previsão da função de permeabilidade ao ar.

2.7.2.2. Aplicação do modelo Brooks e Corey

A utilização do modelo Brooks e Corey (1964), para a determinação da função de condutividade ao ar ($K_{ar} = f(S_e)$), leva em consideração a distribuição do tamanho dos poros determinados por meio do índice de distribuição dos poros (λ), obtidos no ajuste da curva de retenção.

A função de condutividade do solo ao ar é o inverso da função de condutividade a água. Brooks e Corey (1964) propuseram a seguinte equação para representar a função de permeabilidade ao ar em função do grau de saturação efetivo:

$$\begin{aligned} K_{ar} &= 0 && \text{para } (u_a - u_w) \leq (u_a - u_w)_b \\ K_{ar} &= K_{dar}(1 - S_e)^2(1 - S_e^{(2+\lambda\lambda)}) && \text{para } (u_a - u_w) \geq (u_a - u_w)_b \end{aligned} \quad (7)$$

Onde:
 K_{ar} = condutividade ao ar para um solo com valor de $S_r > 0$.
 K_{dar} = condutividade ao ar para um solo com grau de saturação zero ($S_r = 0$);
 S_e = grau de saturação efetivo ($S_e = (S - S_r) / (1 - S_r)$);
 λ = índice de distribuição de poros;
 $(u_a - u_w)_b$ = sucção de entrada de ar.

Podemos reescrever a equação 7 em função da sucção matricial:

$$K_{ar} = K_d \left\{ 1 - \left[\frac{(u_a - u_w)_b}{u_a - u_w} \right]^\lambda \right\}^2 \left\{ 1 - \left[\frac{(u_a - u_w)_b}{u_a - u_w} \right]^{2+\lambda} \right\} \quad (8)$$

Válida para $(u_a - u_w) > (u_a - u_w)_b$

A função condutividade ao ar pode ser expressa utilizando-se a condutividade relativa ao ar (K_{rar}). A condutividade relativa do solo ao ar é a relação entre a o valor na condição não saturada (k_{ar}) e na condição do solo seco (k_{dar}), ou seja:

$$K_{rar} = \frac{K_{ar}}{K_{dar}} \cdot 100 \quad (9)$$

A aplicação do modelo de Brooks & Corey (1964) deve seguir os seguintes passos:

1. Determina-se a curva de retenção
2. Plota-se em escala bi-logaritmica a relação entre o grau de saturação efetivo (ordenada) e a sucção. São usados apenas os valores acima da entrada de ar.
3. Escolhe-se o valor do grau de saturação residual de modo a se obter o melhor ajuste linear, determinando-se assim o valor de λ . Usando a equação determina-se ainda o valor da entrada de ar a ser adotada no modelo.
4. Com o valor de λ usa-se a equação [8] para se ter a função de condutividade ar.

3. Protocolos e Resultados dos estudos de Oxidação em Laboratório

3.1. Introdução

Este capítulo apresenta os protocolos utilizados (materiais e métodos) e os resultados obtidos nos estudos de oxidação do metano feitos em laboratório.

Para a definição da metodologia, foram necessários estudos preliminares que consistiram em:

- Avaliar o processo de oxidação do metano.
- Avaliar o crescimento das bactérias metanotróficas.

Os estudos preliminares envolveram dois protocolos que serão detalhadamente descritos neste capítulo, e que são brevemente apresentados a seguir.

- Protocolo 1 – Descreve-se o desenvolvimento dos reatores Geotec I, que tiveram como objetivo avaliar o processo de crescimento das bactérias metanotróficas.
- Protocolo 2 – Avalia o crescimento das metanotróficas através do enriquecimento do composto adicionando vitaminas e sais favorecendo assim o crescimento das bactérias.

Optou-se por esta divisão do capítulo em protocolos, pois foram estudos preliminares nos quais buscou-se a melhor metodologia para avaliar o crescimento das bactérias metanotróficas. Os ensaios realizados neste capítulo foram todos realizados no Laboratório de Biologia da USP – ICB, sob a orientação da Prof^a. Dr^a. Rosana F. Vazoller.

3.2. Protocolo 1 - Desenvolvimento dos Reatores Geotec I

A primeira etapa da pesquisa consistiu no rastreamento metodológico para avaliar o crescimento das bactérias metanotróficas e a oxidação do metano por elas. Assim sendo, montaram-se os reatores que são considerados

microcosmos para os especialistas em biologia, os quais foram denominados de Geotec I. Estes tiveram como objetivo avaliar o processo de oxidação das bactérias a partir da adição de suprimentos adequados de metano e oxigênio. Optou-se por esse processo devido ao levantamento bibliográfico realizado, no qual muitos pesquisadores utilizaram ensaios de laboratório usando essa técnica de avaliação (eg. Kightley e Nedwell, 1994; Kightley et al., 1995; Borjesson et al., 1998, Hilger et al., 2000; Visscher et al., 2001).

Para o desenvolvimento e operação dos reatores Geotec I foram necessários as seguintes etapas:

- Montagem dos reatores;
- Coleta de Amostra;
- Preparação da Amostra;
- Avaliação da taxa de oxidação.

O projeto e a montagem dos reatores utilizados foram feitos no Laboratório de Mecânica dos Solos da Escola Politécnica da USP.

O procedimento empregado em cada etapa, desde a montagem dos reatores, preparação das amostras e avaliação da taxa de oxidação será descrito nos itens a seguir.

3.2.1. Montagem dos Reatores Geotec

Foram montados quatro reatores com tubos de PVC de aproximadamente 10 cm de diâmetro e 21cm de altura e dois reatores em acrílico (com 9 cm de diâmetro e 21cm de altura). Esse último foi construído em acrílico com o objetivo de permitir a visualização e o comportamento do material durante o experimento.

No topo do reator foi acoplado um sistema de "gás bag", de onde são extraídas as amostras do gás para o monitoramento da concentração do gás metano

presente dentro do reator. A Figura 3.1 apresenta um dos reatores montados com a indicação dos diversos componentes do reator.

A tampa de base e de topo é encaixada no cilindro através de uma ranhura. Na mesma é colocado um "óring", para evitar o escape de gás de dentro do sistema. A fixação das tampas é feita através de três parafusos compostos de aroelas e borboletas. Na parte superior da tampa existe uma válvula para inserir o gás metano do sistema. Essa válvula é fechada após a introdução do metano. Também foi acoplado ao sistema um "balão metálico" para garantir a condição de pressão atmosférica. O balão metálico é composto de um septo de borracha de onde é extraída a amostra de gás metano.

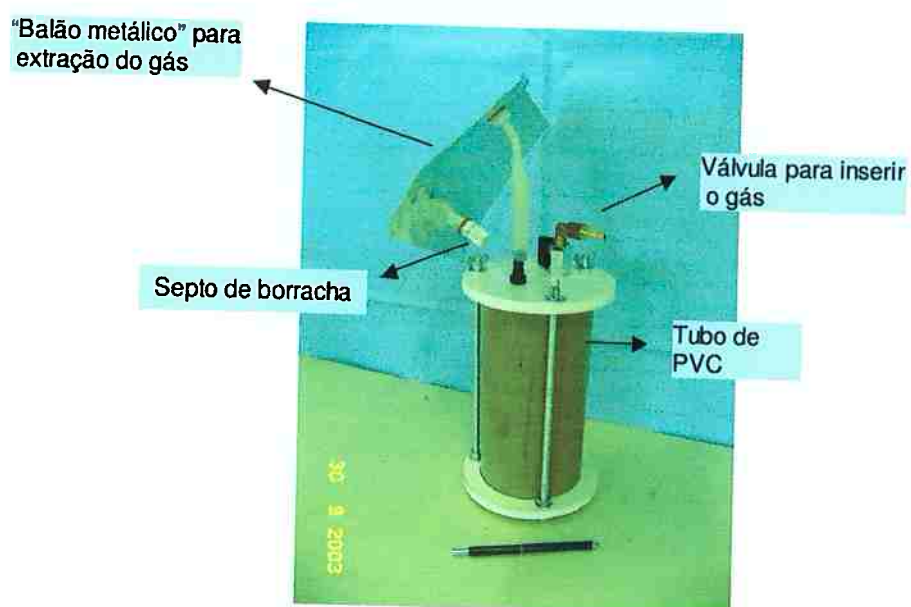


Figura 3.1 – Reator Geotec I montado.

A Figura 3.2 apresenta a série de reatores montados, inclusive os reatores de acrílico.



Figura 3.2 – Foto da série de reatores.

A descrição do procedimento utilizado na preparação das amostras e a determinação do consumo de gás metano estão nos itens 3.2.2 e 3.2.3, respectivamente.

3.2.2. Preparo da amostra nos reatores

O composto de jardinagem usado nos ensaios de avaliação do consumo de metano foi obtido da usina de compostagem da USP/SP. O material foi disposto no interior dos reatores com o auxílio de uma colher e a superfície da camada nivelada com o auxílio de uma régua. A espessura da camada em cada reator foi de aproximadamente 3,5 cm. Foram utilizados dois reatores Geotec I em acrílico e dois em PVC. Os dados relativos a cada um dos reatores estão apresentados na Tabela 3.1. Salienta-se que a densidade dos "sólidos" do material utilizado foi de $1,62 \text{ g/cm}^3$. Determinou-se o teor de umidade inicial do composto seguindo-se o procedimento da norma 6457/1986. A determinação da umidade foi feita em estufa a 60°C . Os resultados estão apresentados no item 3.2.9.

Reator	Massa do composto (g)	γ_d (kN/m ³)	n
Geotec 1 – acrílico	70,7	2,18	0,99
Geotec 2 – acrílico	88,9	2,80	0,98
Geotec 3	70,2	2,18	0,98
Geotec 4	79,1	2,40	0,98
γ_d – densidade seca			
n – porosidade			

Tabela 3.1 – Características físicas do material.

Nos reatores Geotec 1 e Geotec 2, foram adicionados 10 ml de solução de 20mM de metanol líquido (vide item 3.2.4.4). Esse metanol foi aspergido superficialmente sobre a camada de composto já dentro do reator. Os reatores Geotec 3 e Geotec 4 não foram submetidos à aspersão de metanol. O objetivo de aspergir metanol foi de adicionar mais fonte de carbono, para que as bactérias existentes no solo tivessem uma alta eficiência de crescimento. Esses ensaios serviram para avaliar o crescimento das bactérias através do consumo de metano pelas bactérias já existentes nos compostos de jardinagem.

Após a preparação inicial, os reatores foram fechados, injetando-se gás metano. A quantidade de gás metano inserido não foi controlada pois pretendia-se apenas acompanhar a redução da concentração (oxidação) com o tempo. Cada reator tem quantidade de gás diferente. Esse procedimento não afetou o experimento, tendo em vista que só se busca nessa fase o crescimento das bactérias metanotróficas. Esse crescimento será controlado pelo consumo progressivo de gás metano dentro de cada reator. A colocação de gás metano no reator se dá através de uma válvula indicada na Figura 3.1. As características de preparo de cada reator estão apresentadas na Tabela 3.2.

A fim de garantir a oxigenação do sistema, após a colocação do metano no sistema, efetuou-se a troca da atmosfera gasosa dos reatores. Retirou-se 30 ml de gás metano de cada reator e em seguida foi inserido 30 ml de oxigênio com o auxílio de uma seringa esterilizada. A cada nova retirada de metano a mesma quantidade de oxigênio era inserida no sistema.

Após esse procedimento, todos os reatores foram deixados em repouso em temperatura ambiente (aproximadamente 21°C). Os reatores de acrílico foram cobertos com papel alumínio para impedir a penetração de luz.

Reatores	Solução de 20 mM de metanol	Gás Metano (99,5%)
Geotec 1	10 (ml)	Sem controle de volume
Geotec 2	10 (ml)	Sem controle de volume
Geotec 3	-	Sem controle de volume
Geotec 4	-	Sem controle de volume

Tabela 3.2 – Característica do preparo de cada reator Geotec.

3.2.3. Monitoramento do consumo de gás metano

O consumo de gás metano dentro dos reatores foi monitorado por meio de um cromatógrafo a gás equipado com detector de ionização de chama. O processo de análise é descrito no item 3.2.8.2.

A primeira determinação da concentração de gás metano se deu após 4 horas do fechamento dos reatores. Foram executadas duas determinações para cada reator. Os resultados das determinações serão apresentados no item 3.2.9.2.

Ao término das determinações da concentração de gás metano em todos os reatores foi inserido 30 ml de oxigênio dentro do sistema. Esse procedimento foi realizado para deixar o sistema sempre com uma porcentagem de oxigênio suficiente para assimilação das metanotróficas. Para isso, utilizou-se seringa descartável.

Novas amostragens de gás metano foram feitas em dias alternados, sempre utilizando o mesmo procedimento descrito acima. Durante um mês, os reatores foram mantidos fechados e em temperatura ambiente (aproximadamente

21°C), sendo apenas realizadas as determinações de consumo de gás metano através da técnica da cromatografia gasosa.

3.2.4. Abertura dos Reatores Geotec

Os reatores Geotec 2 e 4 foram abertos após um mês. Após sua abertura, observou-se na superfície do composto o surgimento de uma camada não muito espessa e de aspecto aveludado de cor branca, o qual se assemelha a um fungo. Não foi feito nenhum ensaio para avaliar esse material.

Depois das observações iniciais, retirou-se uma quantidade de amostra de solo da superfície da camada para a execução do ensaio de enriquecimento do composto, que será descrito no item 3.3.3. Assim que se executou a retirada da amostra dos reatores Geotec 2 e 4, os mesmos foram novamente fechados e foi inserido um terço do volume livre de gás metano, voltando-se a controlar o consumo de gás metano.

Nos reatores Geotec 1 e 3, os quais não foram abertos, era feita a determinação do consumo de gás metano periodicamente. Ao término de cada contagem, 30 ml de oxigênio era inserido nos reatores. A Figura 3.3 ilustra o procedimento de injeção de oxigênio.



Figura 3.3 – Inserindo oxigênio no sistema

3.2.5. Desmontagem dos reatores Geotec

Após atingirmos o objetivo no ensaio com os reatores Geotec, que era a avaliação do consumo de gás metano pelas bactérias metanotróficas, os reatores foram desmontados e as amostras de solo de dentro dos reatores foram transferidas para frascos de Duran¹⁶. Optou-se por colocar as amostras nos frascos de Duran, porque esse procedimento também mantém as amostras fechadas, onde se pode continuar monitorando o consumo de gás pelas bactérias. Dessa forma, pode-se reavaliar o consumo de metano em ambiente, onde se garantiu que não exista possibilidade de escape de gás metano do sistema. Sendo assim, qualquer diminuição da porcentagem de metano do sistema pode ser atribuída à assimilação do metano pelas bactérias metanotróficas. Nos ítems a seguir, serão relatados os procedimentos empregados para o armazenamento dessas amostras.

3.2.6. Armazenamento do solo em frascos de Duran

Após o término do ensaio de avaliação do consumo de metano, as amostras que estavam nos reatores Geotec foram armazenadas em frascos de Duran de 2 litros.

As amostras contidas nos reatores Geotec 1, 2, 3 e 4 foram transferidas para frascos separados de Duran (1, 2, 3 e 4, respectivamente). Nesse momento, determinou-se a umidade do composto, coletando-se uma quantidade de amostra de cada reator. A determinação da umidade foi feita em estufa a 60°C. A determinação da umidade segue o procedimento Normalizado da NRB6457/1986, no item 3.2.8.1 são apresentados os resultados obtidos.

¹⁶ Frascos de Duran: frasco feito de vidro fechado com batoque de butila e lacrado com rosca plástica.

3.2.7. Preparação dos frascos de Duran de 2 litros

Os frascos de Duran foram lavados e secados em estufa. Após a secagem, os frascos passaram por um processo de pesagem para a determinação de sua tara e foram etiquetados. Nas etiquetas, marcou-se o dia do preparo, a tara e a massa total do frasco mais o composto.

Os compostos que estavam nos reatores 1, 2, 3 e 4 foram colocados nos frascos de Duran separadamente. Cada frasco foi pesado, obtendo-se, assim, o peso total entre amostra e frasco. No item 3.2.8.1. serão apresentados esses valores. Esse procedimento foi feito para controlar a quantidade de amostra inicial e a final após o término do ensaio.

Logo após a pesagem de cada frasco de Duran, o mesmo foi fechado com batoques de borracha de butila e lacrado com rosca plástica. Nos frascos de Duran 3 e 4, foram colocados 10 ml de solução de 20 μ M de metanol, diluído em 30 ml de água destilada, inserindo-se, também, um terço do volume livre de gás metano.

No frasco 2, inseriu-se gás metano sem a solução de metanol. No frasco 1, houve um descuido e foi colocado 0,5 ml de solução de 20mM de metanol e gás metano. Esse frasco deveria conter somente gás metano, para se ter duas réplicas de cada. Na Tabela 3.3, apresenta-se as descrições da preparação de cada frasco de Duran.

Frascos de Duran(2l)	Solução de metanol 20mM (ml)	Gás metano
1	-	Sim
2	0,5	Sim
3	10	Sim
4	10	Sim

Tabela 3.3 – Descrição de cada frasco de Duran.

No final dessa operação, trocou-se a atmosfera gasosa dos frascos. Assim, retirou-se 60 ml de gás metano e foi inserida a mesma quantidade de oxigênio atmosférico em cada frasco.

Os frascos foram levados para a estufa com temperatura constante de 30°C e deixados em repouso. No dia seguinte, foi feita uma contagem de metano nos reatores e novamente levados à estufa. Os frascos foram deixados na estufa e periodicamente foram feitas determinações da concentração de gás metano. Assim sendo, pôde ser avaliado se houve assimilação de gás pelas bactérias metanotróficas.

3.2.8. Métodos Analíticos utilizados neste protocolo

Nesse item, descreveremos os métodos analíticos utilizados nesta pesquisa bem como a descrição dos equipamentos usados.

3.2.8.1. Determinação da umidade

A determinação do teor de umidade do composto foi realizado no Laboratório de Mecânica dos Solos da Escola Politécnica da USP-SP. O teor de umidade é definido como sendo a relação entre a massa de água e a massa de material sólido seco. No caso do composto, a temperatura utilizada para secar o material foi de 60°C. E o procedimento de ensaio foi realizado segundo a norma NBR 6457/1986.

3.2.8.2. Análise Cromatográfica

As análises cromatográficas para determinação da concentração de metano foram realizadas no Laboratório de Microbiologia Ambiental do Instituto de Ciências Biológica da USP. Para isso, utilizou-se um cromatógrafo a gás, modelo HP6850A, equipado com detector de ionização de chama (GC/FID). A Figura 3.4 mostra o cromatógrafo utilizado na pesquisa.

A coluna utilizada no cromatógrafo para a análise de metano foi a HP-Plot Al₂O₃ "S" (óxido de alumínio), fornecida pela Agilent Technologies, com 0,53 mm de diâmetro interno (Megabore), 50 m de comprimento e 15 µm de

espessura de filme. A coluna é calibrada conforme o gás que se deseja determinar a concentração. Para isso, antes de ser utilizada para as análises de metano, a coluna foi condicionada de acordo com as condições mostradas na Tabela 3.4.



Figura 3.4 – Cromatógrafo a gás utilizado no ensaio

Programação da rampa de temperatura (temperatura do forno do cromatógrafo para atingir maior eficiência)	Parâmetros de corrida (tempo para a total queima do gás)	
	Injetor	Splitless
15 minutos a 40°C	Temp. do injetor	250°C
8 horas a 190°C (ajuste manual da temperatura)	Temp. do detector	250°C
	Gás de arraste (H ₂)	32ml/min
	Gás auxiliar (N ₂)	25ml/min

Tabela 3.4 – Condição de operação do CG/FID para condicionamento da coluna HP-Plot.

As condições de operação para as análises de metano, mostradas na Tabela 3.5, foram determinadas de acordo com as informações contidas no manual da coluna HP-Plot e obtidas através do suporte técnico do fabricante. Para testar as condições e determinar o tempo de retenção do composto, foram feitas

injeções de gás metano padrão com grau de pureza de 99,5% (do fabricante White Martins). Esse procedimento serve para aferir o equipamento.

Programa da rampa de temperatura	Parâmetros de Corrida	
	Injetor	Splitless
3 minutos a 40°C (isotérmica)	Volume de injeção	0,5 ml
	Temp. do injetor	250°C
	Temp. do detector	250°C
	Gás de arraste ¹⁷ (H ₂)	32ml/min
	Gás auxiliar	25ml/min

Tabela 3.5 – Condição de operação do GC/FID para as análises de metano.

3.2.8.3. Determinação do consumo de gás metano

As determinações do gás metano dentro dos reatores foram feitas em cromatógrafo a gás, modelo HP6850, equipado com detector de ionização de chama (GC/FID). Para a quantificação do metano, foi feita uma curva de calibração do metano, a partir do gás metano grau analítico White Martins (grau de pureza 99%). Para isso, os pontos são amostrados diretamente do cilindro e injetado no cromatógrafo com uma seringa de amostragem de gás (VICI) de 100µl, conforme ilustrado na Figura 3.5. Essa seringa possui uma válvula que, quando fechada, impede o escape de gás pela agulha. A tomada das amostras foi realizada através de um tubo de silicone mergulhado em um béquer com água, conectado à saída do cilindro de gás e válvula de pressão. A curva de calibração de metano construída para o cromatógrafo apresentou um bom coeficiente de linearidade ($r^2 = 0,9986$). A curva de calibração é:

$$y=413811,85 x + 33652,912$$

onde:

y = área do pico cromatográfico;

¹⁷ Gás de arraste: gás inerte em relação ao outro gás e ao material da coluna, que empurra a amostra de gás a ser analisada (fase móvel da cromatografia).

x = concentração de metano em mmoles;

$r^2 = 0,9986$.

O volume de gás retirado foi 0,5 ml da atmosfera gasosa do sistema e este foi inserido diretamente na coluna cromatográfica, iniciando, assim, o processo de determinação do consumo de gás metano. Antes da retirada das amostras, flambou-se a agulha da seringa com álcool, para evitar contaminação das culturas.

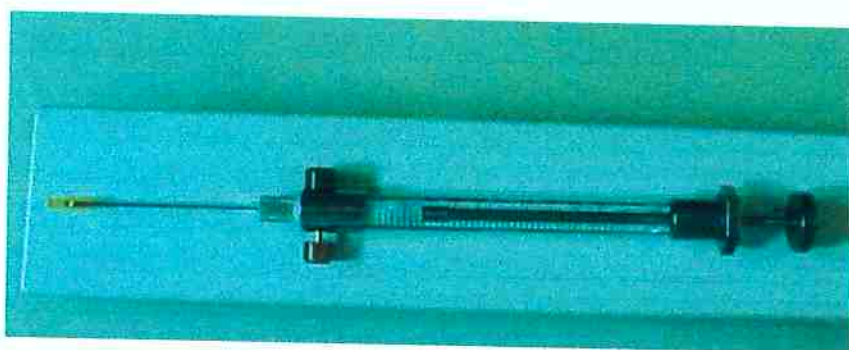


Figura 3.5 – Seringa de amostragem de gás (VICI).

3.2.9. Resultados

3.2.9.1. Teor de Umidade

Na Tabela 3.6, estão apresentados os dados para a determinação do teor de umidade do composto no momento do preparo dos reatores Geotec.

Para a determinação do teor de umidade, foi utilizada estufa a 60°C, com tempo de permanência na estufa de 24 horas, obtendo, assim, a umidade natural do composto utilizado. O teor de umidade médio obtido para o material foi de 141%.

Determinação da Umidade			
Amostra: Compostagem da usina da USP			
Temperatura de secagem: 60°C Tempo 24H			
Cápsula	182	91	96
Peso úmido + tara (g)	47,34	45,55	43,80
Peso seco + tara (g)	35,49	34,48	33,99
Tara (g)	27,15	26,75	26,85
Peso da água (g)	11,85	11,07	9,81
Peso seco (g)	8,34	7,73	7,14
Teor de umidade (%)	142,09	143,21	137,39
Teor de umidade médio (%)	141		

Tabela 3.6 – Determinação do teor de umidade do composto.

A Tabela 3.7 apresenta os dados da determinação do teor de umidade no momento em que os reatores Geotec foram abertos, após um mês de ensaio.

Reatores	Geotec 1		Geotec 2		Geotec 3		Geotec 4	
Amostra+tara+solo	35.72	35.46	35.22	33.52	37.21	35.14	35.35	39.14
Amostra + tara	32.15	31.90	32.43	30.50	33.86	30.06	30.89	34.47
Água	3.57	3.56	2.79	3.02	3.35	5.08	4.46	4.67
Tara	28.82	28.15	28.67	26.82	31.26	26.71	28.16	30.68
Amostra seca	3.33	3.75	3.76	3.68	2.60	3.35	2.73	3.79
Teor de umidade%	107.21	94.93	74.20	82.07	130.00	151.64	163.37	123.22
Teor de umidade médio%	101		78		141		143	

Tabela 3.7 – Dados da determinação do teor de umidade.

Comparando os resultados da Tabela 3.6 e Tabela 3.7, observa-se que o reator que continha apenas gás metano (Geotec 1 e 2) diminuiu seu teor de umidade em relação ao início do ensaio. Já nos reatores que continham solução de metanol (Geotec 3 e 4), o teor de umidade aumentou em relação à inicial. Isso poder ter ocorrido pois, durante o processo de montagem dos reatores, foram adicionadas soluções que umedeceram o composto.

Com a determinação do teor de umidade (Tabela 3.7), e com as medidas de pesagem efetuadas no momento em que transferimos as amostras de composto para os frascos de Duran de 2l (Tabela 3.8), determinamos o peso seco da amostra no momento do armazenamento, como pode ser visto na Tabela 3.8.

Frascos	1	2	3	4
Tara do frasco (g)	966.7	965.6	974.6	959.9
Peso solo+tara (g)	1022.2	1019.5	1031.6	1019.5
Peso solo (g)	55.5	53.9	57.0	59.6
Umidade (%)	101,07	78,14	140,82	143,30
Peso seco (g)	27,06	30,26	23,67	24,50

Tabela 3.8 – Determinação do peso seco no momento do armazenamento da amostra.

3.2.9.2. Avaliação do Consumo de Metano

Na Figura 3.6, estão apresentadas as variações das concentrações de metano nos reatores Geotec 1, 2, 3, e 4 ao longo do tempo. As concentrações iniciais de metano medido nos reatores apresentaram uma grande variação. Até o nono dia os reatores foram alimentados com metano. Verificou-se que os reatores 1 e 2 apresentavam vazamentos e estes não puderam ser utilizados. No 28º dia os reatores 3 e 4 foram abertos e re-alimentados com metano em uma concentração menor. A partir desta data, nas duas medidas que foram realizadas nos Geotec 3 e 4 observou-se uma redução na concentração do metano. Estes dados, sugerem uma tendência de diminuição da concentração com o tempo, sugerindo um consumo de metano. Contudo, este ensaio não permite maiores inferências sobre o processo de oxidação biológica do metano, visto as limitações do ensaio e o fato do processo ser muito lento. Desta forma, foi realizado um novo ensaio enriquecimento do sistema para tentar otimizar o processo e aumentar o consumo.

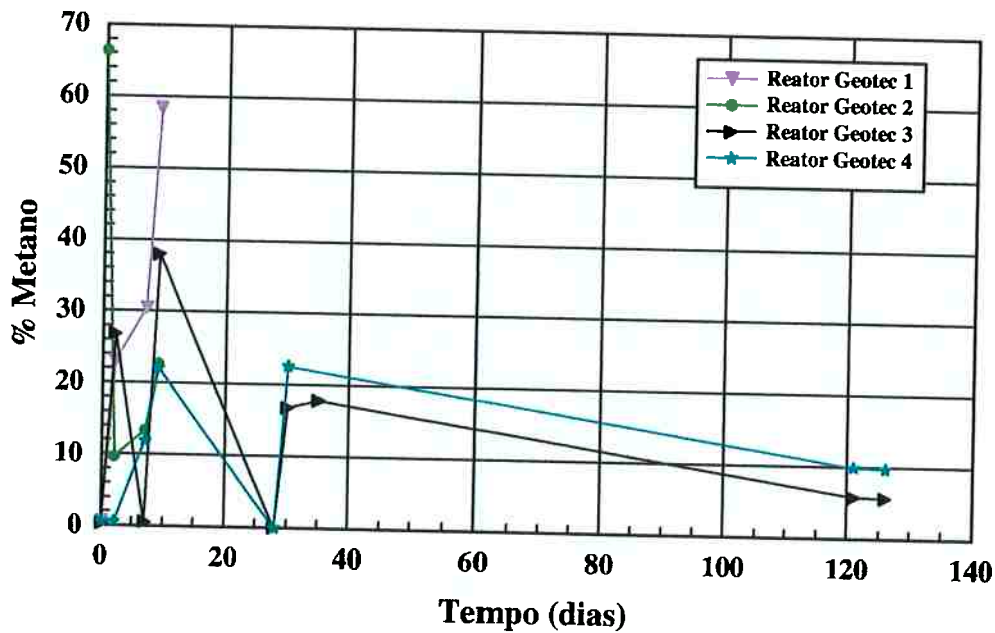


Figura 3.6 – Concentrações de metano nos reatores Geotec.

3.3. Protocolo 2 – Enriquecimento do Composto

Na tentativa de acelerar o processo foi feito um enriquecimento do composto em um meio de cultura¹⁸, adicionando soluções de vitaminas e sais minerais para acelerar o crescimento das bactérias metanotróficas. Nesse protocolo, relata-se o procedimento utilizado para o enriquecimento do composto contido nos reatores Geotec 2 e 4.

A execução deste protocolo tem como objetivo favorecer o crescimento das bactérias metanotróficas através do enriquecimento do composto, adicionando vitaminas e sais. Para isso, foram preparadas amostras (inóculo¹⁹) de composto dentro dos frascos de Duran de 250 ml com meio²⁰ de cultivo (meio

¹⁸ Meio de cultura: solução aquosa contendo diferentes nutrientes, adequados ao crescimento de microrganismos.

¹⁹ Inóculo: material utilizado para iniciar uma cultura microbiana.

²⁰ Meio: em microbiologia, se refere a uma solução nutriente utilizada para o cultivo de microrganismos.

mineral, "meio Zinder"²¹), soluções de bicarbonato, e vitamina, e, então, levados à estufa. A estufa foi mantida em temperatura constante de 30° C. Foram montados cinco experimentos para o enriquecimento do composto. A metodologia de ensaio para esse fim é detalhada a seguir.

Para atingir o objetivo acima citado foram necessários os seguintes itens:

- Coleta da amostra contida nos reatores 2 e 4;
- Preparo dos frascos de Duran, limpeza e etiquetagem;
- Preparo do meio de cultivo e das soluções mencionadas;
- Preparação da amostra (inóculo) nos frascos.

3.3.1. Preparo do Inóculo

Para o ensaio de enriquecimento, utilizamos amostras retiradas dos reatores Geotec 2 e 4. Esses reatores tinham permanecidos fechados durante um mês, em temperatura ambiente, sendo que os reatores Geotec eram apenas submetidos à determinação do consumo de gás metano, como relatado no item 3.2.3.

As amostras coletadas dentro dos reatores Geotec 2 e 4 foram pesadas e transferidas para os frascos de Duran de 250ml. O peso aproximado de cada amostra foi de 2,0 g. Após a colocação das amostras dentro dos frascos, esses foram fechados com ar atmosférico. Para o fechamento, utilizou-se batoque de borracha de butila e foram lacrados com roscas plásticas.

3.3.2. Enriquecimento das amostras

Nesta etapa, os frascos de Duran foram mantidos fechados e sob condição de assepsia, sendo inserido em todos eles 10 ml do meio de cultura (meio Zinder),

²¹ Meio Zinder: nome dado para um meio de cultivo mineral muito usado em ensaios de enriquecimento das bactérias, cuja composição química exata é conhecida.

adicionando-se, também, 1,0 ml de solução de bicarbonato de sódio líquido e 1,0 ml de solução de vitamina. Para isso, utilizou-se uma seringa esterilizada. Nessa fase, tomamos o cuidado para não contaminar as amostras. Pois, se as amostras fossem contaminadas, poderia haver crescimento de outras bactérias, podendo haver uma competição, impedindo, assim, o crescimento das bactérias metanotróficas.

Nos frascos 1 e 2, foi acrescentada uma solução de metanol 20mM na quantidade de 0,5 ml. Os processos de preparo do meio de cultura e das soluções usadas serão descritos no item 3.3.4 As características de cada experimento estão resumidas na Tabela 3.9.

Enriquecimento	Meio de Cultivo (Zinder) (ml)	Sol. Bicarbonato (ml)	Sol. Vitamina (ml)	Sol. metanol 2M (ml)
Frasco 1	10	1,0	1,0	0,5
Frasco 2	10	1,0	1,0	0,5
Frasco 3	10	1,0	1,0	Não foi colocado
Frasco 4	10	1,0	1,0	Não foi colocado
Frasco 5	10	1,0	1,0	Não foi colocado

Tabela 3.9 – Descrição do experimento de enriquecimento do composto.

Após esse procedimento, parte da atmosfera gasosa dos frascos foi trocada por gás metano (99,5% de pureza). Para isso, utilizou-se uma seringa e retirou-se 30ml de ar atmosférico contido no frasco e foi inserido 30 ml de gás metano.

Os frascos foram levados para a estufa com temperatura controlada a 30°C. Após três horas do fechamento, os frascos foram agitados manualmente e, depois desse procedimento, os frascos de Duran foram submetidos à determinação da concentração de gás metano, após o qual os frascos voltaram para a estufa. A Figura 3.7 mostra a estufa utilizada para inocular a amostra.



Figura 3.7 – Estufa do laboratório de Microbiologia Ambiental.

Novas determinações foram feitas para monitorar a concentração de gás metano. Na Figura 3.8, são apresentados os frascos de enriquecimento após 14 dias em que se encontrava na estufa.



Figura 3.8 – Frascos de enriquecimento após 14 dias na estufa.

Após 14 dias de incubação, o meio de cultura utilizado havia mudado de aspecto e coloração, apresentando um aspecto mais denso e coloração mais escura.

3.3.3. Monitoramento do Consumo de gás metano

O consumo de gás metano dentro dos frascos de Duran (250ml e 2000ml) foram detectados em cromatógrafo a gás, equipado com detector de ionização de chama (seletividade do cromatógrafo). O processo de monitoramento foi o mesmo descrito no item 3.2.8.2.

3.3.4. Meio de Cultura e Soluções utilizados

3.3.4.1. Meio de Cultivo Mineral

O meio de cultivo utilizado para inoculação das amostras foi o descrito por Zinder et.al. (1984) apud Vazoller (1995), cuja composição em 1000 ml de água Milli-Q²² é: NH₄Cl, 0,5 g; KH₂PO₄, 0,4g; MgCl₂. 6H₂O, 01g; CaCl₂.2H₂O, 0,05g, resazurina (0,1%*m/v*), 1,0 ml e 10 ml de solução traço de metais.

No preparo do meio de cultura, um volume de 800ml de água Milli-Q foi dispensado em um erlenmeyer de 2000ml. Ferveu-se a água por 15 minutos, a fervura destina-se a reduzir o teor de oxigênio livre na água, e, então, foi resfriada a 40°C. Nesse instante, introduziu-se um fluxo de gás de 100% nitrogênio com auxílio de uma pipeta de 1ml. Manteve-se o fluxo de gás durante todo preparo do meio de cultivo.

Os sais foram acrescidos na ordem descrita acima. Após a dissolução dos sais, o volume de água foi completado para 1000 ml, também com água previamente fervida e mantida sob fluxo de 100% nitrogênio. O meio depois de pronto, permaneceu sob fluxo do mesmo gás, borbulhando por 30 minutos.

Os frascos de Duran de 1 litro foram fechados sob fluxo de 100% de nitrogênio com batoques de borracha de butila e lacrados com roscas plásticas.

²² Água Milli-Q: água utilizadas em meio de cultura altamente pura e deionizada.

A esterilização por autoclavação²³ foi executada durante 20 minutos, à temperatura de 121° C e 15 psi. Depois desse procedimento, armazenou-se os frascos em temperatura ambiente e ao abrigo da luz, até o momento da inoculação.

3.3.4.2. Solução de Bicarbonato de Sódio

No preparo da solução de bicarbonato de sódio 10% m/v, que será o tampão²⁴ de meio de cultivo, utilizou-se 150 ml de água Milli-Q, previamente fervida por 5 minutos. Em 20 ml dessa água já esfriada a 40°C, dissolveu-se 10g de bicarbonato de sódio. Em um volume de 70 ml de água Milli-Q esfriado a 40°C e mantido sob fluxo de gás nitrogênio 100%, foi adicionado bicarbonato dissolvido. Em um balão volumétrico, completou-se o volume da solução para 100 ml com água Milli-Q fervida, esfriada e mantida sob fluxo de nitrogênio 100%. Distribuiu-se 15 ml da solução em frascos de antibiótico de 30 ml, sob fluxo de nitrogênio 100%, esses, então, foram fechados com tampas de batoque de butila e lacrados com anéis de alumínio. Submeteram-se, então, os frascos à esterilização por autoclavação por 20 minutos, a 121°C e 15 psi.

No término desse procedimento, armazenaram-se os frascos à temperatura ambiente e ao abrigo da luz.

3.3.4.3. Solução de Vitamina

A solução de vitamina utilizada para adição nos meios de cultivo desse experimento é a mesma usada por Touzel & Albagnac (1983), apud Vazoller (1995).

Sua composição, em água padrão Milli-Q q.s.p.²⁵ 1000 ml, é 0,002 g ácido fólico; 0,005 g tiamina HCL; 0,005 g de riboflavina; 0,005 g de ácido nicotínico;

²³ Autoclavação: método utilizado para a esterilização.

²⁴ Tampão: solução que impede uma alta variação do pH.

²⁵ q.s.p.: quantidade suficiente para ...

0,005 g de pantotenato de cálcio; 0,010 g de piridoxina HCL; 0,001 g de vitamina B12 e 0,005 g de ácido lipóico.

Para o preparo, ferveu-se por 5 minutos um volume de 800ml de água Milli-Q em erlenmeyer de 2000 ml, ao qual introduziu-se um fluxo de gás nitrogênio 100%.

Após o resfriamento dessa água a 40°C, dissolveram-se as vitaminas na ordem mencionada e, então, se completou o volume para 1000 ml com água Milli-Q, também previamente fervida e mantida sob fluxo de nitrogênio 100%.

A esterilização da solução foi feita por filtração através de sistema Millipore, membrana 0,22 µm. Logo após o fim da filtração, borbulhou-se o frasco coletor do filtrado com um fluxo de nitrogênio 100% por 20 minutos. A distribuição da solução foi feita em frascos de Duran de 500 ml, sob fluxo de nitrogênio 100%. Os frascos foram fechados com batoques de borracha de butila, lacrados com anéis de plásticos perfurados no centro, do tipo parafuso, e envoltos em papel alumínio. A armazenagem é mantida em refrigeração 4°C.

3.3.4.4. Solução de Metanol 2M

Para o preparo dessa solução, 100 ml de água Milli-Q foram colocados em um erlenmeyer de 250 ml e borbulhados com nitrogênio 100% por 15 minutos. Nessa água, distribuiu-se alíquotas de 9,2 ml em frascos de antibiótico, que sob o fluxo de nitrogênio 100% foram fechados com batoques de borracha de butila e lacrados.

Em um volume de 20 ml de metanol (99,9%), contidos em frascos de antibiótico de 50 ml, borbulhou-se nitrogênio 100% por 3 minutos.

Após esse procedimento, os frascos foram fechados com batoques de borracha de butila e lacrados com anéis de alumínio. Tanto os frascos contendo água Milli-Q, quanto os que continham metanol foram autoclavados por 20 minutos a 120°C e 15 psi.

Ao término da autoclavagem sob condição de assepsia, foram transferidas alíquotas de 0,8 ml de metanol para os frascos de antibiótico contendo a água Milli-Q. Sendo, assim, guardados à temperatura ambiente.

3.3.5. Métodos Analíticos

3.3.5.1. Determinação do teor de umidade.

A determinação do teor de umidade do composto foi feito no Laboratório de Mecânica dos Solos da Escola Politécnica da USP-SP, conforme descrito no item 3.2.8.1.

3.3.5.2. Análise Cromatográfica

As análises cromatográficas para determinação da concentração de metano foram realizadas no Laboratório de Microbiologia Ambiental do Instituto de Ciência Biológica da USP. Para isso, utilizou-se um cromatógrafo a gás, modelo HP6850A, equipado com detector de ionização de chama (GC/FID), conforme descrito no item 3.2.8.2.

3.3.5.3. Avaliação do consumo de gás metano

As determinações do gás metano dentro dos frascos de enriquecimento foram feitas utilizando seringa de amostragem (VICI). Retirava-se um volume de injeção de 0,5 ml da atmosfera gasosa do sistema e este foi inserido no cromatógrafo, iniciando, assim, o processo de determinação de gás metano. Antes da retirada das amostras, flambou-se a tampa do frasco e a agulha da seringa com álcool para evitar contaminação do meio de culturas por outras bactérias. Devido a um problema no cromatógrafo as leituras dos frascos 3 e 4 não puderam ser utilizadas. Desta forma só os frascos 1 e 2 foram avaliados

A Figura 3.9 apresenta os dados de concentração de metano, na qual se observa que: nos dois frascos observou-se uma pequena redução na concentração do metano. Salienta-se que os aumentos observados no gráfico são devidos a re-alimentação do sistema com metano.

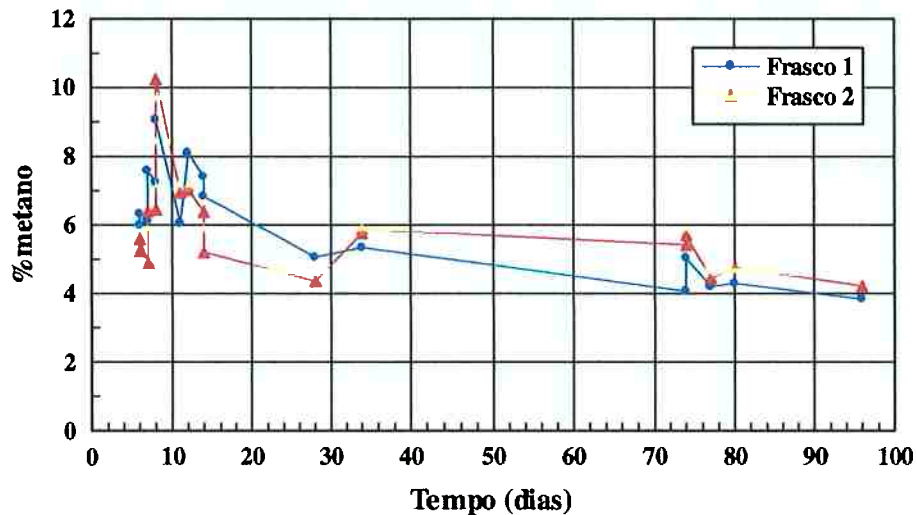


Figura 3.9 – Consumo de gás metano nos frascos de Duran.

O enriquecimento através do meio de cultivo propiciou melhores condições de crescimento para as bactérias metanotróficas. Utilizando-se um meio de cultura próprio para as bactérias metanotróficas houve um maior crescimento das mesmas. O meio de cultura utilizado foi o descrito por Heryer et al (1984). Esta fase do estudo serviu de referência para o cultivo das bactérias metanotróficas. As baixas concentrações observadas no experimento podem ser devidas a um problema na calibração do cromatógrafo. Este erro embora não permita avaliações quantitativas não elimina a avaliação qualitativa que mostra a redução da concentração do metano.

Após estes estudos realizados no Laboratório de Microbiologia do ICB/USP, outras pesquisas nesta linha foram iniciadas. (e.g. Liotti,2006).

4. Determinação da curva de retenção com o tensiômetro de alta capacidade.

Esse capítulo tem como objetivo apresentar procedimentos para a determinação da curva de retenção dos solos usados nessa tese, bem como apresentar os dados que validam o uso do tensiômetro de alta capacidade (TAC) para a obtenção da curva de retenção, que foi um desenvolvimento paralelo ao tema principal desta tese.

Para atingir os objetivos propostos foi necessário o uso de mais de um tipo de solo. Nos primeiros ensaios com o tensiômetro de alta capacidade utilizou-se o solo retirado no aterro sanitário Bandeirantes, obtendo-se assim os primeiros dados de ensaio com essa técnica. Após terem sido obtidos os resultados com o solo do aterro Bandeirantes, optou-se pela realização de mais ensaios com o tensiômetro de alta capacidade utilizando outros tipos de solos. As características de cada solo e as metodologias utilizadas serão apresentadas a seguir.

4.1. Solos utilizados

Foram utilizados quatro solos diferentes. Um solo foi o silte arenoso retirado da camada de cobertura do aterro Sanitário Bandeirantes, em São Paulo, SP, o outro foi um solo residual de gnaiss retirado do Campo Experimental da USP, e o outro, um solo residual da Serra do Mar, SP, e ainda uma argila porosa, SP. Nos quatro solos foram realizados ensaios de caracterização e de curva de retenção através das técnicas conhecidas (placa de sucção, placa de pressão, papel filtro e tensiômetro).

4.1.1. Silte Arenoso – Solo de cobertura do Aterro Bandeirantes

A amostra de solo utilizada neste estudo foi coletada diretamente da camada de cobertura do aterro. Para fazer a retirada da amostra, escolheu-se um local

onde o resíduo já estava acondicionado durante, aproximadamente, 5 anos. As etapas da retirada da amostra foram: (1) limpeza do local, (2) abertura do poço, (3) coleta de amostra amolgada para a realização dos ensaios físicos, (4) retirada do bloco com dimensões aproximadas de 25x25x25 cm. A Figura 4.1. ilustra a retirada do bloco.



Figura 4.1 – Retirada de amostra na camada de cobertura

4.1.2. Solo residual de gnaise – Campo Experimental

O solo residual de gnaise aqui estudado é o solo do Campo experimental da USP. Esse solo já vem sendo estudado por vários pesquisadores da USP. O local escolhido é um talude com espessura maior do que 20 metros. Na base do talude foi feita uma limpeza da vegetação existente para, posteriormente, ser feita a retirada da amostra. O procedimento utilizado foi o de se raspar o talude em uma área de 3 metros de largura por 2,5 metros de altura, com a utilização de pá e picareta. Em seguida, a amostra foi recolhida em sacos e

levada para o laboratório onde foi destorroada e passada na peneira de malha número 10 (# 2 mm). Por tratar-se de um solo residual, uma pequena quantidade de rocha matriz ficou retida na peneira, sendo desprezada para fins desta pesquisa. Após a completa homogeneização por quarteamento, o material foi armazenado em depósito e protegido para evitar perda de umidade.

4.1.3. Solo residual – Serra do Mar

O solo utilizado é um solo residual constituído por saprolito, de textura areno siltosa, de cor variegada com presença estrutural reliquiar. Após a coleta, as amostras deformadas foram acondicionadas em sacos plásticos devidamente identificados e armazenados em caixas plásticas no Laboratório de Mecânica dos Solos da Escola Politécnica – USP.

4.1.4. Solo argiloso e poroso – Paulista

O solo argiloso utilizado é uma amostra acondicionada no Laboratório de Mecânica dos Solos da USP-SP, retirada da região da Av. Paulista. Esse solo é uma argila porosa vermelha, com macro-estruturas mostrando poros visíveis a olho nu, proveniente de um processo pedogênico relacionado com laterização. O solo se desenvolveu na superfície pós-erosão da camada de argila dura vermelha e amarela. Coloca-se abaixo da linha A e tem um índice de atividade, na sua maioria, inferior a 1,25.

4.2. Equipamentos Utilizados

4.2.1. Placa de sucção

4.2.1.1. Princípio de funcionamento

A placa de sucção possibilita a aplicação de pressão negativa (relativa) até um valor de aproximadamente 80kPa. A aplicação de pressão negativa se dá por meio da diferença de nível altimétrico entre um reservatório de saída e a pedra porosa de alta entrada de ar onde são colocadas as amostras. O valor da sucção de entrada de ar da pedra porosa impede que a água presente em seu interior e na tubulação escoe completamente para o reservatório de água. Dessa forma, a água fica com pressão negativa correspondente à diferença de altura entre a amostra e o topo do reservatório de água. A amostra quando em contato com a água da pedra porosa está submetida a uma sucção a da pedra, devendo-se considerar apenas a altura da amostra.

Na Figura 4.2 é apresentada a placa de sucção com os acessórios necessários para impor uma determinada sucção pré-estabelecida aos corpos de prova a serem ensaiados.

A placa de pressão fica apoiada em um suporte de metal que pode ser encaixado em pinos espaçados de 0,5 m até a altura de 3 m, que nos fornece uma sucção de 30kPa. Neste caso o limite é devido à altura do pé direito do laboratório.

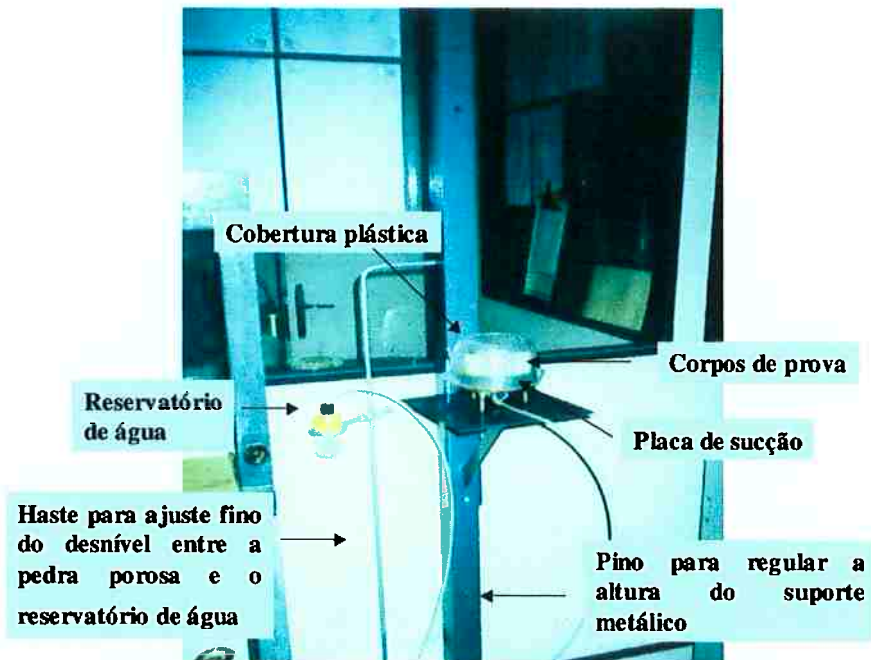


Figura 4.2 –Foto da placa de sucção com os acessórios.

A pedra porosa (Soil Moisture Equipment Corp) utilizada possui uma pressão de entrada de ar de 100kPa e possui as seguintes características:

- Diâmetro: 15 cm;
- Espessura: 0,7 cm;
- Porosidade: 34%;
- Máximo diâmetro dos poros: 2,1 μm ;
- Entrada de ar de 100 kPa;
- Permeabilidade saturada de $3,46 \times 10^{-7}$ cm/s.

4.2.1.2. Procedimento de ensaio

Para a execução do ensaio é necessário saturar a pedra porosa do equipamento. Para isso, é necessário levar o conjunto base e a pedra porosa a um dessecador contendo água destilada para aplicação de vácuo. A placa de sucção fica submetida ao vácuo até o momento em que não mais se percebe a saída de ar da pedra porosa. Após essa primeira etapa, a placa de sucção é retirada do dessecador e conecta-se na base uma mangueira flexível

preenchida com água, estando a outra extremidade da mangueira no interior de um reservatório de água. A placa de sucção é mais uma vez imersa em água destilada para o procedimento de circulação de água pela pedra porosa. Para que isso ocorra, o reservatório de água deve estar com uma altura inferior à da placa de sucção. A passagem contínua de água destilada pela pedra porosa auxilia na remoção do ar presente em seu interior.

A altura do reservatório de água pode ser regulada ao longo da haste metálica, possibilitando, assim, um ajuste fino da sucção imposta. A utilização desse equipamento é limitado para uma sucção de aproximadamente 90 kPa, a partir da qual a água presente no interior da tubulação apresenta um processo de cavitação.

4.2.2. Placa de Pressão

4.2.2.1. Princípios de funcionamento

A placa de pressão utiliza a técnica da translação de eixos. Nesta técnica a pressão de ar é elevada de modo a manter a pressão de água em geral maior do que zero. Este procedimento permite a aplicação de sucções superiores a 100kPa.

O esquema da placa de pressão utilizado no presente trabalho está apresentado na Figura 4.3. Esse equipamento é composto de uma base de latão, semelhante à placa de sucção, um cilindro de latão e uma tampa também de latão. O conjunto das três peças formam uma câmara que possibilita a aplicação da técnica da translação de eixo. A vedação entre essas peças é feita com a utilização de "o-ring". Seis parafusos conectados à base e à tampa unem as três peças, citadas anteriormente, garantindo um ambiente capaz de suportar elevadas pressões de ar.

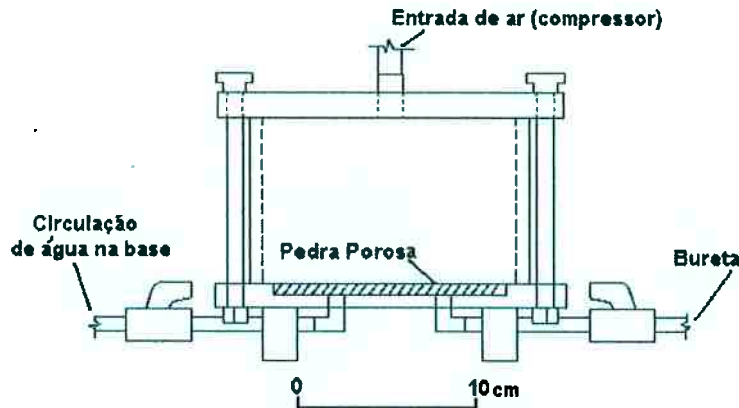


Figura 4.3 – Esquema da placa de pressão (Oliveira 2004)

Na placa de pressão, a sucção máxima permitida é a função da entrada de ar da pedra porosa e da capacidade do sistema de aplicar pressão de ar. Nesse equipamento, a sucção é imposta utilizando-se a técnica da translação de eixos proposta por Hilf (1956). A água da pedra porosa está conectada ao exterior da câmara por uma tubulação conectada a uma bureta. Como a água da pedra porosa está com pressão atmosférica (pressão relativa igual a zero), a sucção imposta nesse equipamento corresponde ao valor da pressão de ar aplicada. O corpo de prova colocado sobre a pedra porosa tende a ganhar ou perder água, caso a sua sucção seja maior ou menor que a sucção aplicada pelo sistema. A estabilidade da sucção imposta ao corpo de prova é acompanhada pela variação do nível de água da bureta.

A pedra porosa utilizada tem capacidade de impor sucções de até 500 kPa, apresentando as seguintes características:

- Diâmetro: 15 cm;
- Espessura: 0,7 cm;
- Entrada de ar: 500 kPa;
- Porosidade: 31%;
- Máximo diâmetro do poro: 0,5 μ m;
- Permeabilidade saturada: 1,21x10⁻⁷ cm/s.

A saturação é realizada em três etapas. Primeiramente, a base do equipamento é colocada no dessecador, sendo submersa em água e submetida ao vácuo. A partir do momento em que cessa a saída de ar da pedra porosa, a base é retirada do dessecador e submetida à circulação de água. Nesse procedimento, a câmara é preenchida com água até a metade de sua altura, sendo posteriormente fechada e aplicada uma pressão de ar no seu interior. Após a abertura da conexão com a bureta, a água passa a fluir continuamente pela pedra porosa. Finalmente, é feita a circulação de água pela base da pedra, utilizando, para isso, as duas conexões da base.

4.2.2.2. Procedimento de ensaio

Os corpos de prova são levados para a placa de pressão, onde aplica-se a pressão de ar. As sucções impostas iniciam em 30kPa e vão até 500kPa. A amostra é deixada sobre a pressão de ar até a sua estabilização. A pressão da água é mantida igual a zero. A estabilização é controlada pela constância de massa da amostra. Após sua estabilização determina-se a massa dos corpos de prova e realizam-se as medidas de diâmetro e altura. Feito isso aplica-se uma nova pressão (nova sucção) e repete-se todo o procedimento.

4.2.3. Tensiômetro de alta capacidade

4.2.3.1. Princípio de funcionamento

Esse equipamento é capaz de medir de forma direta a poro pressão da água presente na estrutura do solo, evitando, assim, o uso da técnica da translação de eixo, e foi desenvolvido por Ridley e Burland (1993). Utilizou-se nesta pesquisa um tensiômetro semelhante ao desenvolvido por Ridley e Burland (1993), utilizando-se apenas uma técnica diferente para o condicionamento do sistema para evitar a cavitação. Esse equipamento está apresentado na Figura 4.4 e consiste basicamente de um transdutor, uma pedra porosa e água.

O transdutor utilizado é do tipo Entrán EPX, acoplado a uma cápsula de aço inox. A cápsula é composta de uma câmara, com pequeno volume de água,

que está em contato com a pedra porosa de alta entrada de ar e um diafragma. O acabamento da parede interna dessa cápsula de aço inox deve estar isento de imperfeições, para evitar a formação de potenciais núcleos de cavitação. Na montagem desse equipamento, deve-se tomar o cuidado para que a cápsula ou a pedra porosa não toque na parede sensível do diafragma (Marinho, e Pinto, 1997).

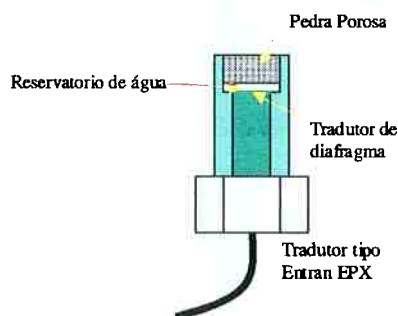


Figura 4.4 – Representação esquemática do tensiômetro

O tensiômetro foi utilizado por ser uma técnica nova para se determinar a curva de retenção de forma mais rápida.

4.2.3.2. Procedimento de ensaio

Oliveira (2004) apresenta a seguinte descrição do procedimento necessário para o uso do tensiômetro de alta capacidade:

- É necessário garantir que a água presente na estrutura do solo apresente uma continuidade hidráulica com a água da pedra porosa desse equipamento.
- Para facilitar esta continuidade é necessário utilizar uma pasta preparada com o mesmo solo e com o teor de umidade próximo do limite de liquidez.
- A pasta é colocada sobre o tensiômetro, colocando-se em seguida o corpo de prova.
- Deve-se cobrir o corpo de prova para evitar evaporação.

Ao colocar-se em contato com o solo a pasta passa a perder água para o corpo de prova até o momento em que ambos estejam com a mesma sucção. Como a pasta está em contato com a pedra porosa do tensiômetro, a pressão negativa da água presente na estrutura é transmitida ao diafragma do transdutor. O valor da resistência elétrica do diafragma varia com a sua flexão. A variação da voltagem é transmitida para o sistema de aquisição de dados onde é convertida, através de sua calibração, em unidade de pressão (kPa).

4.2.4. Papel filtro

4.2.4.1. Princípio de funcionamento

O papel filtro é uma técnica que permite medir sucção matricial ou total. Quando o papel filtro está em contacto direto com a fonte geradora de sucção, a troca de água se dá por forças capilares, medindo-se, assim, a sucção matricial. Quando não ocorre contato direto entre a fonte e o papel filtro, a transferência de água se dá pela fase de vapor, que neste caso inclui eventuais efeitos dos sais presentes na água do solo. (eg. Marinho e Oliveira, 2006).

4.2.4.2. Procedimento de ensaio

A técnica do papel filtro foi utilizada para medir sucções maiores que 500 kPa, para isso, utilizou-se o papel filtro Whatman nº 42, lote 920071. Para esse lote de papel filtro, algumas evidências obtidas experimentalmente indicaram que a utilização da calibração proposta por Chandler et al (1992) não forneciam valores corretos de sucção. Portanto, foi utilizada a calibração proposta por Oliveira (2004), especificamente para este lote. As equações encontradas para esse lote são:

$$w < 33\% \Rightarrow \text{sucção} = 10^{4,83-0,0839w}$$

$$w \geq 33\% \Rightarrow \text{sucção} = 10^{2,57-0,0154w}$$

Os seguintes passos foram utilizados para o uso da técnica do papel filtro:

- Os corpos de prova foram pesados e medidos antes da colocação do papel filtro.
- Sempre se colocou o papel filtro em contato direto com o solo.
- Após a colocação do papel filtro o corpo de prova é envolto com filme plástico, ajudando a manter o contato direto com o solo. O conjunto é também envolvido por papel alumínio.
- Manteve-se os corpos de prova por sete dias acondicionados em caixa térmica para a estabilização da umidade.
- Após sete dias o papel filtro é retirado e sua massa úmida obtida.
- O papel é colocado em estufa a 105 °C, deixando-se no mínimo 3 horas. Após este tempo determina-se a massa seca.
- Os corpos de prova são colocados para secar para aumentar a sucção e um novo papel filtro é colocado.

4.3. Métodos Analíticos

Para a análise das amostras aqui ensaiadas, foram realizados ensaios laboratoriais para caracterizar e determinar os parâmetros geotécnicos do solo. O primeiro solo a ser analisado foi um silte arenoso retirado da camada de cobertura do Aterro Bandeirantes. Para este solo as amostras para determinação da curva de retenção foram indeformadas. Os demais solos foram um solo residual de gnaisse do campo experimental da EPUSP, um solo residual da Serra do mar e a argila porosa da av. Paulista.

Inicialmente foi determinada a curva de retenção para o solo do aterro Bandeirantes utilizando-se amostras indeformadas. Em seguida foram feitos estudos com amostras compactadas para demonstrar a validade do uso do TAC para determinar a curva de retenção.

4.3.1. Ensaio de Caracterização

4.3.1.1. Amostra Aterro Bandeirantes

Para a realização dos ensaios de granulometria e Limites de Atterberg, utilizou-se amostra deformada e os ensaios seguiram as recomendações da Associação Brasileira de Normas Técnicas (ABNT): NBR 6459 – Limite de Liquidez, NBR 7180 – Limite de Plasticidade, NBR 6508 – Massa específica dos grãos, NBR 7181 – Análise granulométrica. Com a amostra indeformada, executou-se o ensaio de curva retenção e permeabilidade ao ar que será posteriormente relatado.

O solo é composto de 28% de silte, 32% de areia, 6% de argila e 2% de pedregulho, sendo denominado solo silte arenoso de baixa plasticidade. O massa específica dos sólidos encontrada para esse solo foi de 2,765 g/cm³. A Figura 4.5 apresenta a curva granulométrica. As características geotécnicas desse solo estão apresentadas na Tabela 4.1.

Peso específico dos Grão (kN/m ³)	27,65
Limite de Liquidez (%)	39
Limite de Plasticidade	31
Índice de Plasticidade	8
Areia (%)	32
Silte (%)	28
Argila	6
Classificação do solo	Silte arenoso de baixa compressibilidade
Classificação unificada	ML

Tabela 4.1 – Resultados do ensaio de caracterização.

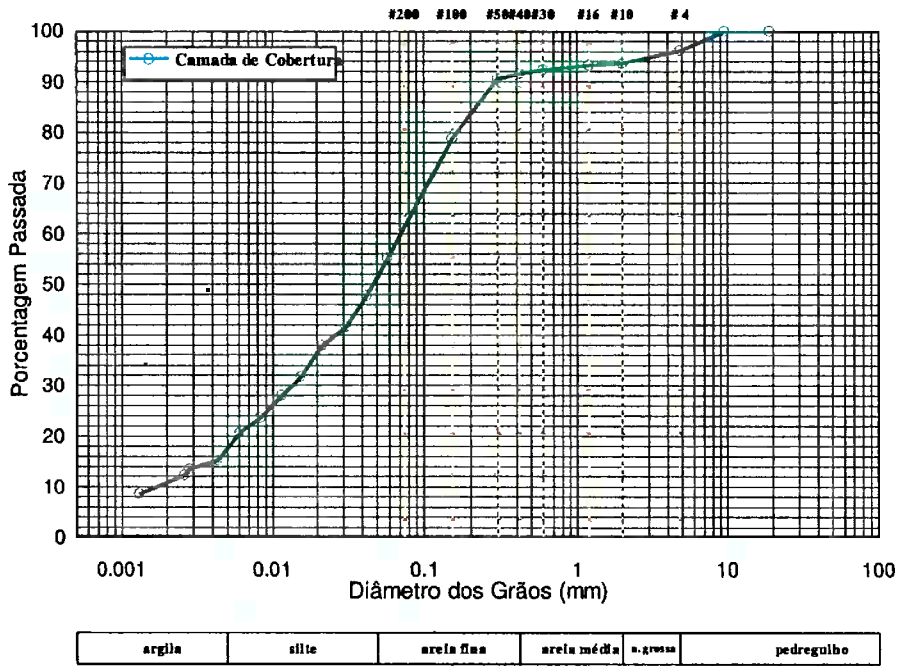


Figura 4.5 – Curva Granulométrica do solo de cobertura.

O solo estudado apresenta limite de liquidez (w_l) de 39 %, limite de plasticidade (w_p) de 31%. Com os resultados do limite de Atterberg e utilizando a carta de plasticidade de Casa Grande, o solo classifica-se como um silte de baixa compressibilidade (ML). A Figura 4.6 mostra a carta de plasticidade com o posicionamento do solo estudado.

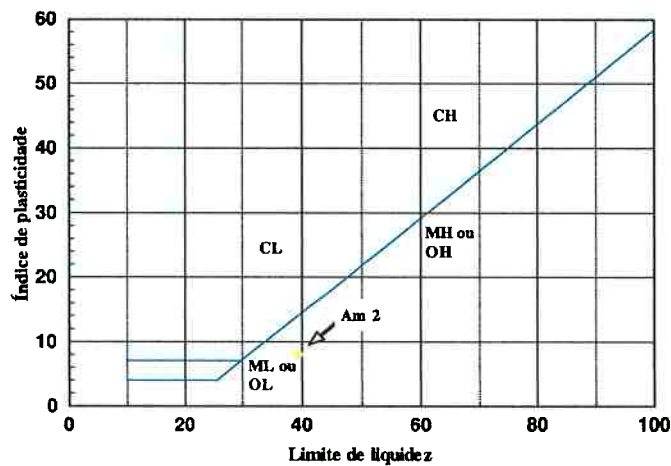


Figura 4.6 – Carta de Plasticidade.

4.3.1.2. Solo residual de gnaiss

As amostras foram preparadas segundo os procedimento da NBR 6457, sem secagem prévia para os ensaios de limite de liquidez, plasticidade e massa específica dos grãos. Para a análise granulométrica exige-se a secagem previa da amostra. A realização dos ensaio seguiu as recomendações da associação Brasileira de Normas Técnicas (ABNT):

- Limite de liquidez – NBR 6459
- Limite de plasticidade – NBR 7180
- Massa específica dos grãos – NBR 6508
- Analise granulométrica – NBR 7181

A Figura 4.7 apresenta a curva granulométrica do solo do campo experimental onde observa-se praticamente a mesma proporção de areia, silte e argila. A curva apresenta um solo bem graduado com grãos em uma ampla faixa de diâmetro.

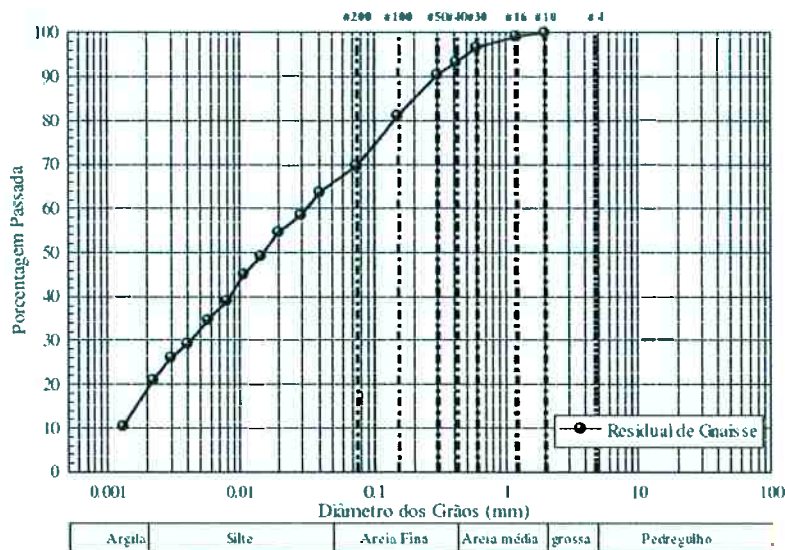


Figura 4.7 – Curva Granulométrica do solo residual de gnaiss – Campo Experimental (Oliveira, 2002).

O solo estudado apresenta limite de liquidez (wl) de 47%, limite de plasticidade (wp) de 34%. Com resultado dos limites de Atterberg e utilizando a carta de

plasticidade de Casagrande o solo classifica-se como silte de baixa compressibilidade (ML). A Tabela 4.2 apresenta os resultados dos ensaios de caracterização.

Peso Específico dos Grãos (kN/m^3)	26,58
Limite de Liquidez (%)	47
Limite de Plasticidade (%)	34
Índice de Plasticidade (%)	13
Areia Média (%)	7
Areia Fina	27
Silte	33
Argila	33
Classificação Unificada	ML

Tabela 4.2 – Resultados dos ensaios de caracterização solo de gnaisse -
Campo Experimental

4.3.1.3. Solo residual da Serra do Mar

Para a realização dos ensaios de caracterizações seguiram os procedimentos anteriormente descritos para a amostra do Campo Experimental. A Figura 4.8 a curva granulométrica do solo da região da Serra do Mar (Maranduba, SP).

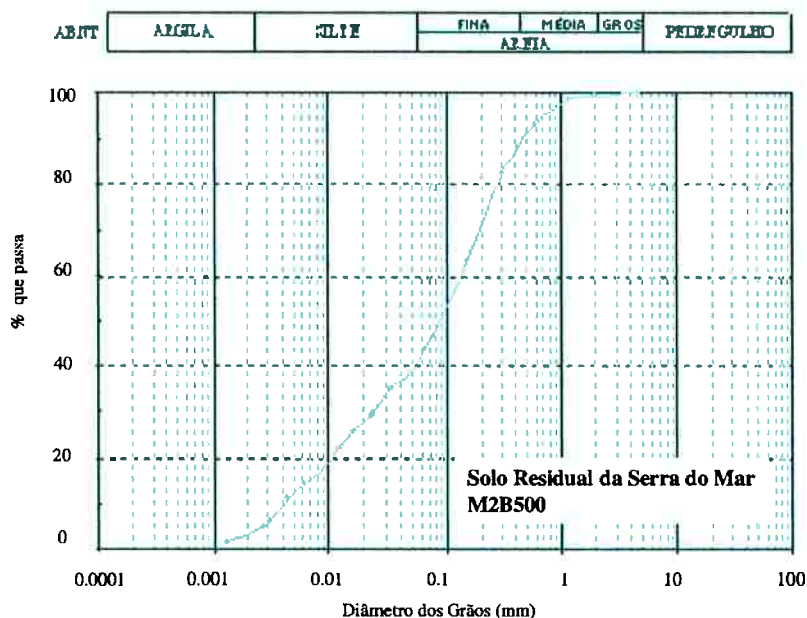


Figura 4.8 – Curva Granulométrica do solo da Serra do Mar utilizado no presente estudo (M2B500). (dados de Mendes et al., 2006).

A Tabela 4.3 apresenta os resultados dos ensaios de caracterização. O solo estudado localiza-se na carta de plasticidade abaixo da "linha A"

Peso Específico dos Grãos (kN/m ³)	27,49
Limite de Liquidez (%)	49
Limite de Plasticidade (%)	43
Índice de Plasticidade (%)	6
Areia Grossa	1,0
Areia Média (%)	11,5
Areia Fina	48,5
Silte	35,5
Argila	3,5
Classificação Unificada	ML

Tabela 4.4 - Resultados dos ensaios de caracterização do solo da Serra do Mar, SP

4.3.2. Determinação da Curva de Retenção

O procedimento para a obtenção da curva de retenção seguiu as seguintes etapas: retirada da amostra indeformada, moldagem do corpo de prova e a realização do ensaio em si.

Para a determinação experimental dos pontos da curva de retenção, utilizou-se quatro técnicas diferentes de medições de sucção. Inicialmente, a técnica da placa de sucção, aplicando uma sucção inicial de 0,1 kPa indo até 30 kPa.

A placa de sucção foi utilizada até a sucção de 30 kPa, devido à limitação do equipamento. Para aplicar sucções maiores que 30 kPa, usou-se a técnica da placa de pressão, aplicando pressões de 50 kPa a 400 kPa. Para sucções maiores que 400 kPa, a continuação da determinação da curva de retenção se deu através da técnica do papel filtro. E uma amostra foi submetida ao ensaio onde se empregou a técnica do tensiometro de alta capacidade.

4.3.2.1. Moldagem dos corpos de prova idenformados

Após a retirada da amostra indeformada a mesma foi levada para o laboratório para realização dos ensaios de curva de retenção.

Os corpos de prova utilizados nos ensaios foram moldados do bloco indeformado retirado do Aterro Sanitário Bandeirantes. Foram moldados quatro corpos de prova, sendo dois usados para determinação convencional da curva de retenção e dois corpos de prova em que se utilizou o tensiômetro de alta capacidade.

Os corpos de prova utilizados nas técnicas convencionais foram moldados com diâmetro e altura aproximadamente de 5,0 cm e 2,0 cm, respectivamente. O corpo de prova usado na técnica do tensiômetro foi moldado com diâmetro de 3,5 cm e altura de 5 cm.

Os corpos de prova CP2 e CP3 foram umidificados diretamente na placa de sucção. Esse processo foi realizado mantendo-se o nível de saída de água da placa na altura equivalente ao meio do corpo de prova. Os corpos de provas CP1 e CP4 foram submetidos a umidificação por aspersão de água levando o corpo de prova à máxima saturação possível. O processo de secagem dos corpos de prova CP1 e CP4 foi realizado de forma a se permitir a perda de água por evaporação com o auxílio do ventilador. No caso do corpo de prova CP1, após cada estágio de secagem, a amostra foi protegida com filme plástico e de alumínio por 3 dias, com o objetivo de garantir o equilíbrio interno de sucção. Já o corpo de prova CP4 foi submetido ao mesmo tipo de secagem, mas com apenas 15 minutos de equilíbrio. Por limitação na indução da secagem, no caso do CP4 levou dois dias para a obtenção da curva de retenção.

4.3.2.1.1. Análise dos Resultados do solo indeformado

As características dos corpos de prova do Aterro Sanitário Bandeirantes utilizados na determinação da curva de retenção estão apresentadas na Tabela 4.5.

Corpo de Prova	w (%)	γ_n (kN/m ³)	γ_s (kN/m ³)	e	S (%)
CP1	27,6	18,38	27,65	0,92	83
CP2	21,0	17,07	27,65	0,96	60
CP3	21,6	17,36	27,65	0,96	62
CP4	29,7	17,82	27,65	1,01	81

Tabela 4.5 – Características geotécnicas dos corpos de prova do ensaio de retenção.

Os dados experimentais da curva de retenção estão apresentados na Figura 4.9. Os parâmetros encontrados para esse solo foram: entrada de ar, de aproximadamente 6 kPa, e saturação residual aproximadamente de 0 %.

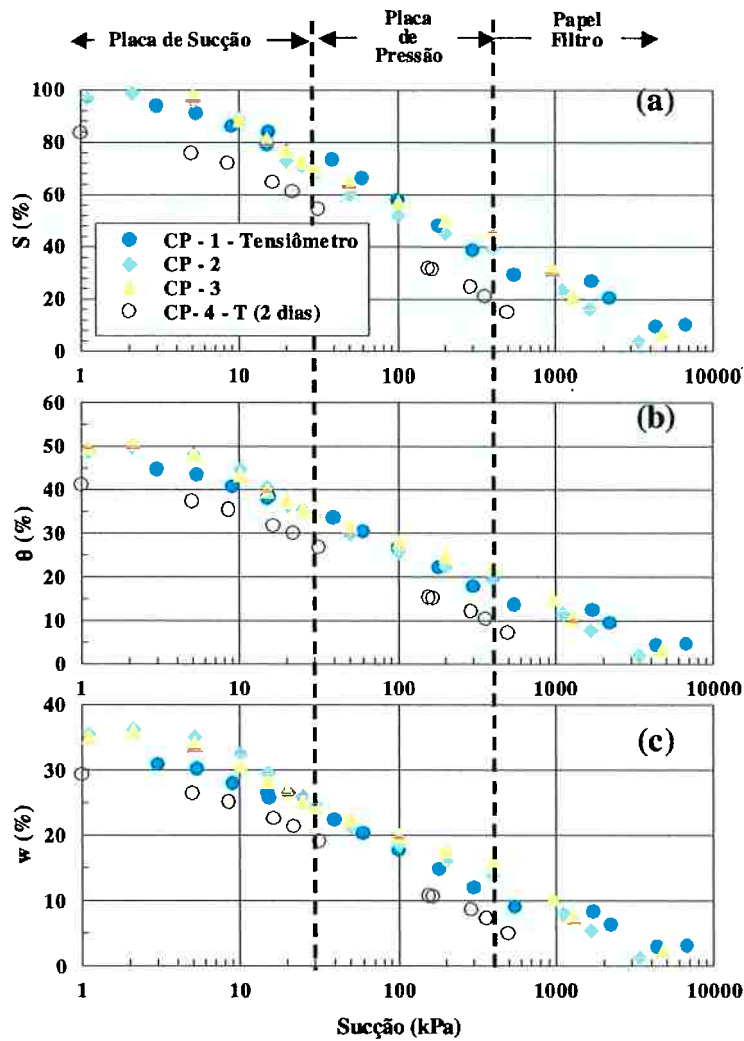


Figura 4.9 – Curva de retenção do solo de cobertura do Aterro Sanitário Bandeirantes.

Os dados apresentados na Figura 4.9 sugerem uma boa concordância entre as técnicas aplicadas na determinação da curva de retenção. A curva de retenção da amostra CP1 foi totalmente obtida através da técnica do tensiômetro. Assim sendo, essa técnica mostrou-se eficiente e mais rápida para a determinação da curva de retenção.

Para melhor aferir a técnica do tensiômetro após a determinação da curva de retenção do solo retirado do aterro, foram executados mais alguns ensaios.

Porém, com outros tipos de solos e com amostras de tamanhos diferentes. Os solos utilizados agora foram: o solo residual de gnaiss do campo experimental da Cidade Universitária da USP, SP, um solo residual da Serra do Mar, SP, e uma argila porosa da Av. Paulista, SP.

4.3.2.2. Preparação dos corpos de provas compactados

Os corpos de prova foram moldados próximos a umidade ótima com índice de vazios pré estabelecidos. A Tabela 4.6 apresenta as características iniciais de cada amostra.

As amostras foram identificadas com letras maiúsculas e minúsculas, identificando, assim, o tipo de solo e o tamanho da amostra. Os números representam o tipo de ensaio realizado na amostra.

Para o solo residual de gnaiss usou-se CE (Campo Experimental) e para representar o tipo de solo e o tamanho da amostra, usou-se a letra p (pequena) e g (grande). O solo residual saprolítico foi identificado com as siglas SM e a argila porosa com AP. E para a representação do tamanho seguiu o mesmo procedimento p (pequena) e g (grande).

O número 1 representa que as amostras foram submetidas aos ensaios convencionais e o número 2 representa, somente, as amostras submetidas aos ensaios no tensiômetro de alta capacidade.

Assim sendo, os corpos de provas CEG1, CEP1, SMg1, SMP1, APg1 e APp1 foram submetidas aos ensaios convencionais (placa de pressão, placa de sucção, e papel filtro) e, também, no tensiômetro de alta capacidade. Nos corpos de provas CEG2, CEP2, SMg2, SMP2, APg2, APp2 a determinação dos pontos experimentais da curva de retenção foi realizada, exclusivamente, com o tensiômetro de alta capacidade.

Os corpos de provas CEG1, CEP1, SMg1, SMP1, APg1 e APp1, após a moldagem, foram submetidos ao processo de saturação na placa de sucção.

Após a saturação das amostras, iniciou-se a determinação da curva de retenção.

Os corpos de provas ficaram submetidos à mesma sucção até a constância de peso. Após o equilíbrio uma nova sucção era imposta. Na técnica da placa de sucção, aplicou-se uma sucção inicial de 0,1 kPa indo até 30 kPa. A placa de sucção foi utilizada até a sucção de 30 kPa, devido à limitação do equipamento. Para aplicar sucções maiores que 30 kPa, usou-se a técnica da placa de pressão, aplicando pressões de 50 kPa a 500 kPa. Para sucções maiores que 500 kPa, a continuação da determinação da curva de retenção se deu através da técnica do papel filtro. Antes de cada alteração de sucção, determinava-se a sucção através do tensiômetro de alta capacidade. Assim sendo foi possível comparar os resultados obtidos nas técnicas convencionais com o tensiômetro.

Os corpos de provas CEg2, CEp2, SMg2, SMp2, APg2, APp2, após sua saturação, foram levados diretamente para o tensiômetro, iniciando, assim, a obtenção dos primeiros pontos da curva de retenção de água.

As amostras foram envoltas em um papel filme, deixando exposta apenas a base do corpo de prova em que se apoiaria na pedra porosa.

Para o contato entre a pedra porosa e a amostra, era utilizada uma pasta feita com caulinita. A pasta foi colocada sobre a pedra porosa e depois assentou-se o corpo de prova sobre a pasta. O esquema de montagem está apresentado na Figura 4.10. Dessa forma, nesse momento, a pasta passou a perder água para o corpo de prova até o instante em que ambos estavam com a mesma sucção. Como a pasta estava diretamente em contato com a pedra porosa do tensiômetro, a pressão negativa da água presente na estrutura foi transmitida ao diafragma do transdutor. Assim foi transmitida para o sistema de aquisição de dados, onde foi convertida, através da calibração, em unidade de pressão kPa.

Após a obtenção do primeiro ponto, a amostra foi deixada ao ar para a

secagem e conseqüentemente para a obtenção dos demais pontos. O tensiômetro foi utilizado até a obtenção da sucção de 500 kPa, onde posteriormente utilizou a técnica do papel filtro para a continuação da curva de retenção.

Solo	Amostra	Altura	Diâmetro	w (%)	e (inicial)	S % (inicial)	Sucção inicial (kPa)
Solo residual de gnaiss	CEp1	3,95	3,80	21,8	0,78	76,1	102
Solo residual de gnaiss	CEp2	3,85	3,80	21,8	0,74	80,4	202
Solo residual de gnaiss	CEg1	6,98	7,00	21,8	0,71	83,2	166
Solo residual de gnaiss	CEg2	7,15	7,00	21,8	0,76	78,6	0
Solo residual	SMp1	3,76	3,80	23,3	0,86	74,3	127
Solo residual	SMp2	3,72	3,80	23,3	0,84	76,3	127
Solo residual	SMg1	7,08	7,00	23,3	0,89	72,1	0
Solo residual	SMg2	7,06	7,00	23,3	0,89	72,2	0
Argila porosa	APp1	3,80	3,80	34,4	1,03	91,7	115
Argila porosa	APp2	3,79	3,80	34,4	1,03	91,7	140
Argila porosa	APg1	6,95	7,00	34,4	1,47	64,3	>500
Argila porosa	APg2	6,88	7,00	34,4	1,44	65,6	>500

Tabela 4.6 – Características dos corpos de prova utilizados na determinação da curva de retenção

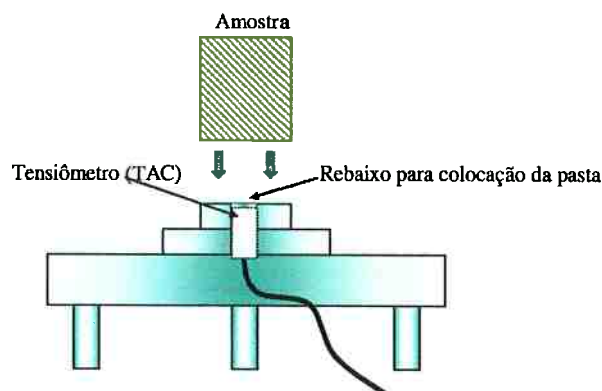


Figura 4.10 - Detalhe da montagem do ensaio.

4.3.2.2.1. Resultados obtidos com os solos compactados

Os dados de curva de retenção estão apresentados em termos de umidade volumétrica versus sucção para os três solos ensaiados. Os resultados também estão apresentados de acordo com o tamanho da amostra e o tipo de método usado para medir a sucção.

A Figura 4.11 apresenta os dados do solo residual do Campo Experimental da USP-SP. Sendo que, na Figura 4.11a e 4.11b, os dados foram obtidos através de amostras de diferentes tamanhos. Os resultados obtidos com as amostras CEg1 e CEp1 sugerem que as medidas de sucção feitas no tensiômetro de alta capacidade (TAC) concordam razoavelmente bem com as medidas obtidas usando os métodos convencionais (ex. placa de sucção, placa de pressão). No resultado para as amostras CEg1 há uma dispersão aparentemente maior devido à variação de volume medido. Os resultados obtidos com a amostra CEg2 mostram uma menor variabilidade nos resultados.

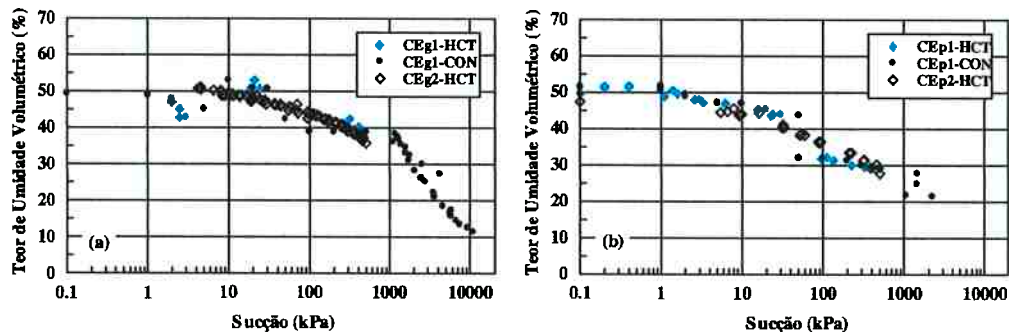


Figura 4.11 – Curva de retenção para o solo do Campo Experimental com ensaios convencionais e com o TAC.

O resultado obtido com o solo residual saprolítico da Serra do Mar está apresentado na Figura 4.12, seguindo a mesma semelhança do solo anterior mencionado. As amostras SMg1 e SMp1, na comparação dos dados obtidos no TAC e usando métodos convencionais, mostraram boa concordância. Quando comparou-se as amostras SMg1 e SMg2, algumas diferenças foram observadas. Essas diferenças podem ser justificadas pela perturbação das

amostras e devido à variação de volume das técnicas de medição, ou, ainda, por alguma diferença na distribuição dos poros entre as duas amostras. O resultado para as amostras pequenas mostra uma razoável concordância entre os métodos e também entre as duas amostras ensaiadas.

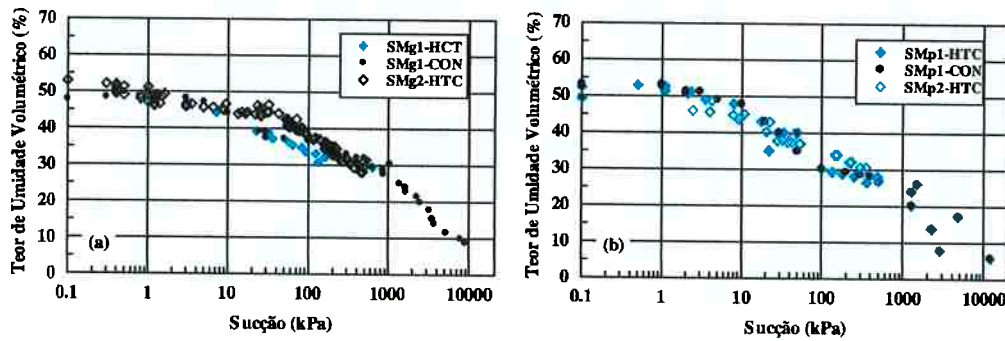


Figura 4.12 – Curva de retenção para o solo da Serra do Mar com ensaios convencionais e com o TAC.

O ensaio com a argila porosa (AP) mostrou um comportamento semelhante ao de uma argila dura. Nesse caso, o eventual erro nas medidas de sucção pode não ser detectado. O resultado apresenta uma boa concordância entre os métodos usados, bem como entre as amostras ensaiadas. A Figura 4.13 apresenta os resultados de ensaio.

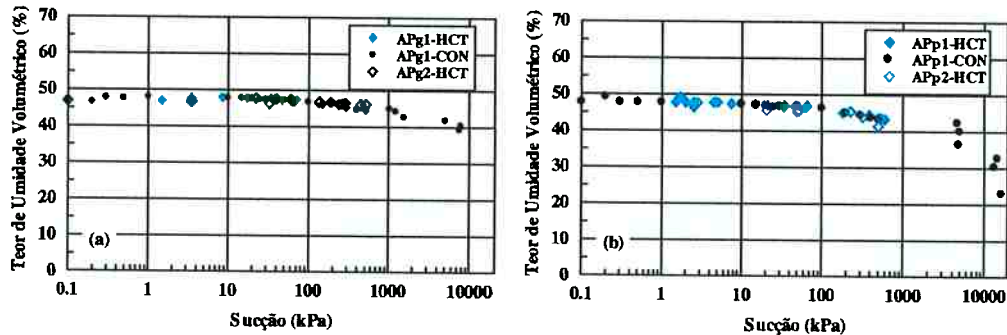


Figura 4.13 – Curva de retenção para o solo da argila porosa com ensaios convencionais e com o TAC.

Para avaliar o efeito eventual do processo de secagem e posteriormente do tempo de equilíbrio das amostras após a secagem, utilizou-se três diferentes

momentos para se medir a sucção. Um imediatamente após o processo de secagem, outro após duas horas e o último 12 horas após a secagem.

O resultado mostrou que, para os solos ensaiados, não houve diferença na sucção medida, independentemente do tempo deixado para o eventual equilíbrio. Nas Figura 4.14, estão apresentados os resultados obtidos com o solo residual (CE), o solo residual saprolítico (SM) e a argila porosa (AP) respectivamente.

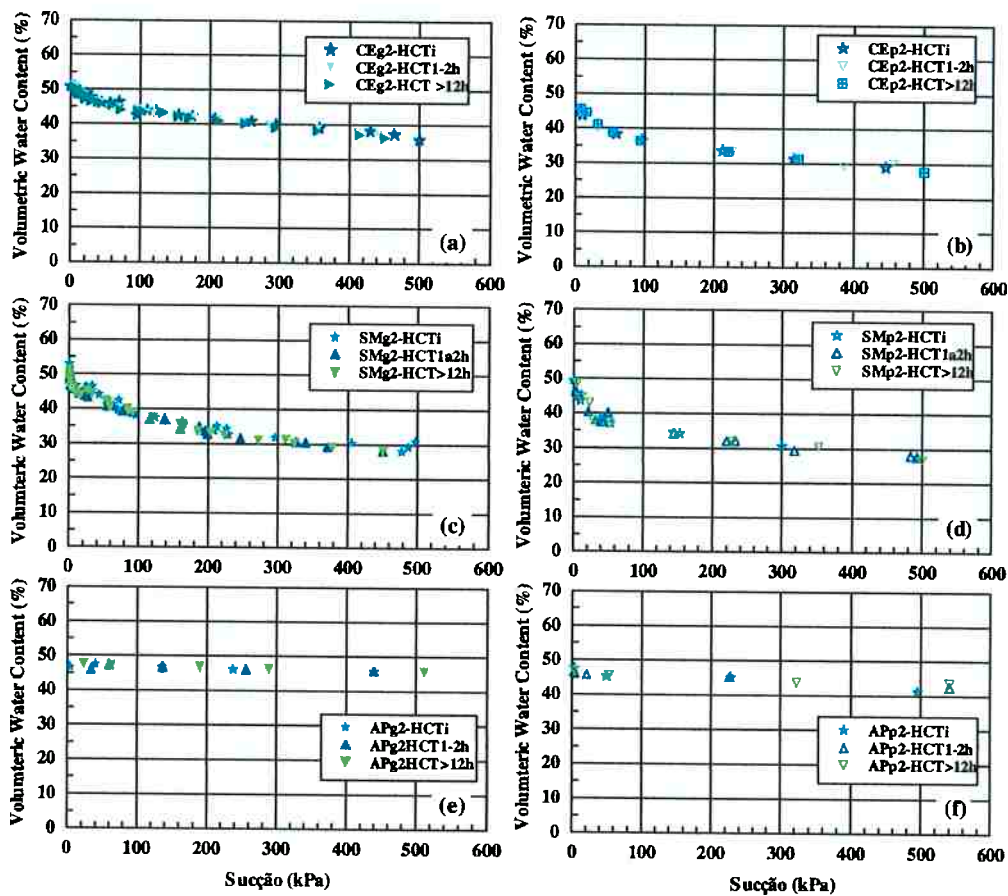


Figura 4.14 – Resultados para diferentes tempo de equilíbrio para os diversos solos ensaiados.

4.3.2.3. Discussões e comentários

Os resultados aqui apresentados permitem concluir o seguinte:

- O tensiômetro de alta capacidade (TAC) pode medir sucção em intervalos que variam de 20 a 60 minutos, isso é um ganho de tempo em comparação com outras técnicas de medida de sucção.
- O uso do TAC permite a determinação da curva de retenção (até 500 kPa) em aproximadamente 5 dias. A limitação do tempo está relacionada à capacidade da amostra secar, e não devido à técnica usada para medir a sucção.
- A comparação dos dados obtidos com os métodos convencionais e do TAC mostra que não há, aparentemente, diferenças significativas na obtenção da curva de retenção ao usar o TAC
- O processo de secagem não afeta a obtenção da curva de retenção, independentemente do tempo para o eventual equilíbrio e do tamanho da amostra. Esse fato sugere que para o solo ensaiado não há necessidade de um tempo de equilíbrio.
- Um aperfeiçoamento pode ser feito no sistema de medição: instalar uma balança para medidas contínuas da perda de massa e sucção.

5. Características da areia dos estudos de fluxo de ar

Neste capítulo, será feita uma análise das características geotécnicas de uma areia. O objetivo é verificar as características da areia para possível uso nos ensaios de oxidação e ainda desenvolver a metodologia para determinação da condutividade ao ar e os efeitos da umidade relativa do ar no ensaio. Para a caracterização da areia, foram realizados ensaios de curva granulométrica, peso específico dos grãos, índice de vazios máximos e mínimos e curva de retenção.

5.1. Preparo da Amostra

Para a realização dos ensaios, a amostra de areia foi seca em estufa a 110°C até a constância de peso, conforme sugere a norma ABNT – NBR 6457. A areia utilizada foi trazida de uma jazida de Jarinu e comprada em um depósito de material de construção em Osasco SP. Foi comprado cerca de 5m³ de areia para garantir as mesmas características do material durante todos os ensaios onde a areia será utilizada. Essa areia foi denominada de areia de Osasco para sua identificação em relação aos demais materiais utilizados.

Após a secagem da areia, foram realizados os ensaios de granulometria, peso específico e índice de vazios máximos e mínimos. Bem como ensaios para a determinação da curva de retenção. Para isso, utilizou-se a técnica da placa de sucção.

5.2. Ensaio de Granulometria

A realização desse ensaio teve como objetivo a determinação da curva granulométrica da areia. Para isso, utilizou-se aproximadamente 300 g de peso seco, preparado conforme descrito acima.

Na realização do ensaio de granulometria, utilizou-se o procedimento descrito na norma ABNT-NBR 7181, dez/1984. Na curva granulométrica apresentada na Figura 5.1 pode-se observar que o material é composto de 41% de areia fina, 58% de areia média e 1% de areia grossa. O material classifica-se como uma areia média à fina, com um coeficiente de uniformidade (U)= D_{60}/D_{10} de aproximadamente 3.

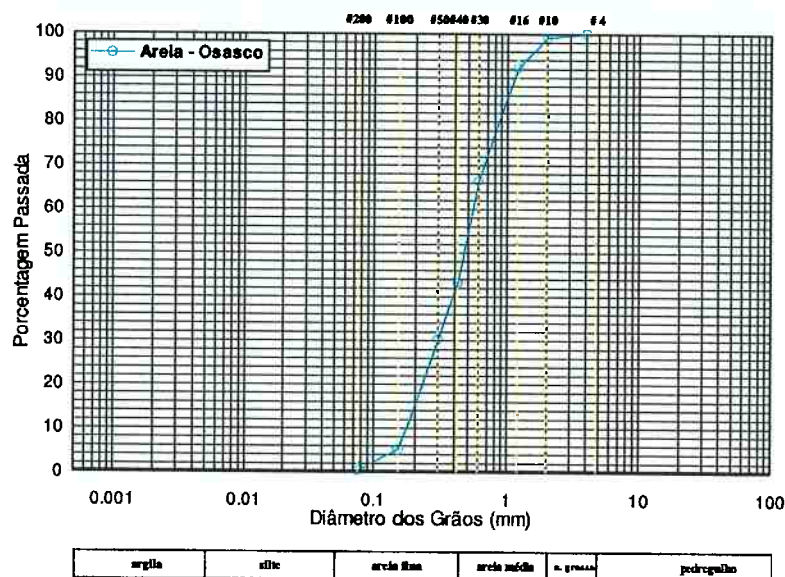


Figura 5.1 – Curva granulométrica da areia.

5.3. Ensaios de densidade dos grãos

O ensaio para determinação da densidade dos grãos seguiu a norma NBR 6508, abr/1982. O peso específico dos grãos obtido foi de 24,65 kN/m³.

5.4. Ensaio para determinação do índice de vazios máximos

Para a determinação dos índices de vazios máximos, foram realizados dois métodos de ensaio. O ensaio do funil normalizado pela norma ABNT 3324, método "A", e o método do tubo de PVC, método "B", da mesma norma.

O método "A" utiliza um funil como especificado pela norma. O solo é colocado no cilindro de Proctor, tão fofo quanto possível, deixando o bico do funil a uma altura de 1cm da superfície do material já depositado. O cilindro é preenchido fazendo movimentos circulares com o funil. O movimento deve ser lento para evitar segregação de partículas. Na Tabela 5.1, apresenta-se os resultados de ensaio.

O método "B" consiste em colocar a areia em um recipiente cilíndrico com aproximadamente 7cm de diâmetro e um volume de 1300cm³. Depois de preenchido o tubo com a amostra até cerca de 1cm abaixo do topo, deve-se sacar rapidamente o tubo do cilindro. Após esse processo, com uma régua rígida, nivela-se a superfície da areia na altura do molde e faz-se a pesagem do conjunto cilindro + solo. Sabendo o peso do cilindro, tem-se o peso do solo. A Tabela 5.1 apresenta os resultados dos ensaios.

Índice de Vazios Máximos		
Método Funil (Método "A")	1	2
Peso do cilindro + solo (g)	6117	6112
Tara do cilindro (g)	4666	4666
Peso do solo (g)	1451	1446
ρ_d (kN/m ³)	14,51	14,46
e	0,823	0,829
e médio	0,826	
Método Tubo de PVC (Método "B")	1	2
Peso do cilindro + solo (g)	6134	6125
Tara do cilindro (g)	4666	4666
Peso do solo (g)	1468	1459
ρ_d (kN/m ³)	14,68	14,59
e	0,802	0,813
e médio	0,807	

Tabela 5.1 – Índice de vazios máximos.

5.5. Ensaio para determinação do índice de vazios mínimo

Para a determinação do índice de vazio mínimo, utilizaram-se dois métodos. O método "B" da norma ABNT MB 3388, fev/1991, e através do soquete de madeira em solo saturado, método empregado por Souza Pinto.

O método "B" utiliza o material seco em estufa e utiliza uma mesa vibratória do tipo utilizado no peneiramento. O solo é colocado em um cilindro e sobre ele um peso. Após o conjunto ser vibrado, pesa-se o cilindro. Obtendo, assim, os valores que se encontram na Tabela 5.2.

O método do soquete consiste em saturar a areia e compactá-la em 5 camadas. Após a colocação da areia, ela é compactada energeticamente com um soquete de madeira e, a seguir, golpeia-se o cilindro lateralmente com o mesmo soquete. O material, após a quinta camada, é nivelado na altura do molde. Depois, retira-se o material do cilindro sem perder nenhum material e leva-se para a estufa. Depois, obtém-se o peso seco do material. Os resultados desses ensaios estão apresentados na Tabela 5.2.

Índice de Vazios Mínimos	
Método do Soquete de Madeira	
Atura do cilindro (cm)	10,22
Díâmetro do cilindro (cm)	5,10
Volume do cilindro (cm ³)	208,57
Peso do solo seco (g)	348,35
ρ_d (kN/m ³)	16,70
e	0,584
Método "B" - Mesa Vibratória	
Peso do cilindro + solo (g)	6354
Tara do cilindro (g)	4666
Peso do solo (g)	1688
ρ_d (kN/m ³)	16,88
e	0,567

Tabela 5.2 – Índice de vazios mínimos.

5.5.1. Análise dos resultados

A ABNT MB 3388 menciona que o método "A" (funil) é preferível quando utilizado em conjunto com o método para a determinação do índice de vazios mínimos. Observou-se que o resultado encontrado através do método do funil foi maior que no método do tubo de PVC.

Com os resultados obtidos no ensaio de índice de vazios mínimos, utilizando o soquete de madeira, obteve-se um índice de vazios mínimo maior do que o obtido por meio da mesa vibratória (método B). Salieta-se que no método utilizando soquete de madeira pode haver quebra dos grãos, portanto, deve-se tomar cuidado com a energia de compactação, pois a quebra dos grãos modifica as características do solo.

Na Tabela 5.3, apresenta-se o resumo dos valores dos ensaios do índice de vazios máximos e mínimos para a areia em análise.

Resumo dos valores	
emáx funil	0,826
emáx tubo de PVC	0,807
emim soquete saturado	0,584
emim mesa vibratória	0,567

Tabela 5.3 – Resumo dos resultados do índice de vazios máximos e mínimos.

5.6. Determinação da Curva de Retenção da Areia

A obtenção da curva de retenção é uma ferramenta importante na análise de fluxo em solos não-saturados, pois através dela pode-se entender melhor a interação ar-água na matriz do solo. Existem alguns métodos para sua determinação (papel-filtro, sensor de condutividade térmica e elétrica, translação de eixo, placa de pressão e placa de sucção).

A técnica utilizada para a determinação da curva de retenção foi o método da placa de sucção, o detalhamento da execução desse ensaio está descrito no item 3.3.6.2.

5.6.1. Moldagem do Corpo de Prova.

Para a moldagem do corpo de prova, utilizou-se a areia seca ao ar. Esta areia foi compactada com um soquete de madeira, dentro de pequenos cilindros de PVC, com altura e diâmetro conhecidos. Os corpos de prova, após a compactação, ficaram com uma compactidade relativa igual a 70%. O peso seco da areia utilizado no ensaio foi calculado sabendo-se o volume dos moldes e o índice de vazios máximo e mínimo, assim, pesou-se a quantidade da areia para cada molde e compactou-se o material. A Tabela 5.4 apresenta as características iniciais de cada corpo de prova.

w_{nat} (%)	0,12
γ_s (kN/m ³)	26,45
ρ_d (kN/m ³)	16,03
e	0,65
(%) areia fina	41
(%) areia média	58
(%) areia grossa	1

Tabela 5.4 – Característica dos corpos de prova.

5.6.2. Procedimento de ensaio

Para a realização do ensaio na placa de sucção, os corpos de prova foram compactados diretamente na placa de pressão com o auxílio do soquete de madeira. Terminada a compactação dos corpos de prova, os mesmos foram saturados por capilaridade. Aspergiu-se água destilada sobre a pedra porosa da placa de sucção e, através da percolação d'água pela amostra, atingiu-se a

máxima saturação possível dos corpos de prova. Observou-se que a superfície dos corpos de prova ficou úmida. Então para garantir a total saturação, foi imposta aos corpos de prova uma sucção igual a zero. Isso permite uma total saturação dos corpos de prova.

Após a umidificação dos corpos de prova, foi imposta uma sucção de 0,1 kPa. Os corpos de prova ficaram submetidos a essa pressão durante 6 dias, tempo suficiente para a estabilização da água na amostra. Para os estágios subsequentes de sucção (0,2; 0,5, 1; 3; 6; 10; 20; 25 e 30kPa), as amostras estabilizaram em 24 horas. Para cada sucção aplicada, foi feita a pesagem de um corpo de prova obtendo, assim, o teor de umidade, o grau de saturação e a umidade volumétrica da amostra.

5.6.3. Análise dos resultados

Por meio da curva de retenção determinada para a areia em estudo, pode-se utilizar os parâmetros obtidos da curva para análises numéricas de fluxo de gases. Esses parâmetros são o ponto de entrada de ar, definido pelo valor da sucção ($u_a - u_w$), acima da qual a amostra reduz drasticamente o valor do grau de saturação. A saturação residual representa o ponto a partir do qual é necessário um grande aumento no valor da sucção para a retirada de uma pequena quantidade de água do solo, bem como a inclinação da reta que corresponde ao valor do índice de distribuição dos poros do solo (λ) (eg. Brooks e Corey, 1997).

Para a areia analisada, a entrada de ar é de aproximadamente 1kPa e a umidade volumétrica residual de 3%. A Figura 5.2 apresenta a curva de retenção obtida nas condições acima descritas.

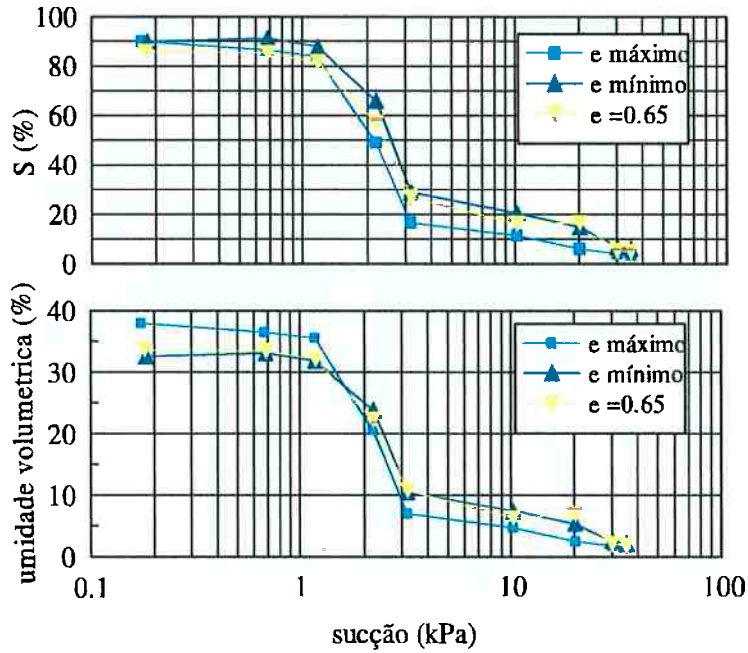


Figura 5.2 – Curva de retenção da areia

Analisando os resultados encontrados para a areia nas três condições em um gráfico normalizado S/S_i versus sucção, podemos observar uma boa concordância entre as curvas. A Figura 5.3 apresenta o gráfico normalizado.

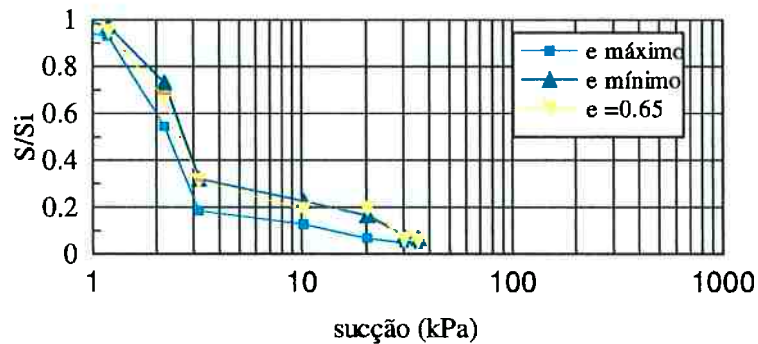


Figura 5.3 – Gráfico normalizado S/S_i versus sucção.

A determinação da curva de retenção também foi feita pelo programa Splitex, desenvolvido por Prevedello (1999). Neste programa o modelo transforma a curva de granulometria em curva de retenção. O autor assume que ambas as

curvas possuem a mesma forma. Isso é feito através de funções cúbicas e pelo algoritmo. Porém, como são o tamanho e a distribuição dos poros que determinam a curva de retenção, e não o tamanho e distribuição das partículas, alguns desvios poderão ocorrer. A Figura 5.4 apresenta as curvas de retenção experimentais e a determinada pelo programa Splitex. Observa-se uma boa aproximação da curva real.

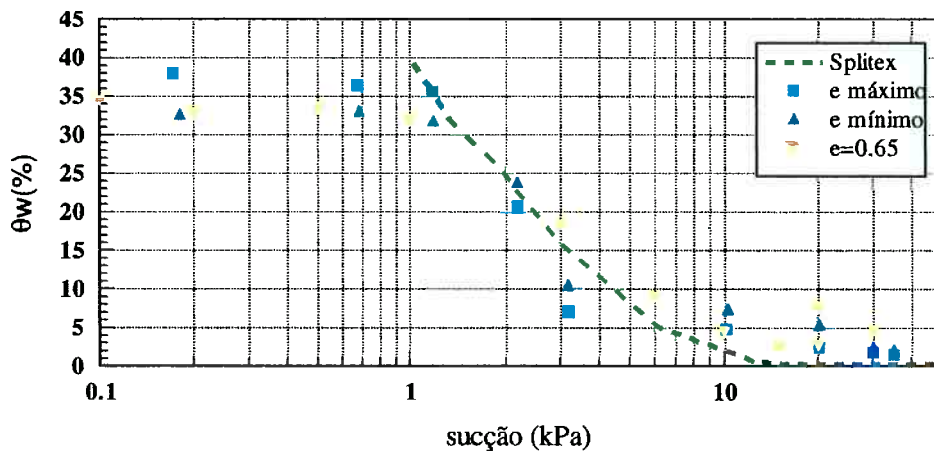


Figura 5.4 – Curva de retenção comparativa.

6. Ensaio de Permeabilidade ao ar

Para os ensaios de permeabilidade foi utilizado ar como fluido percolante por questão de segurança e custos. Os componentes principais do ar atmosférico quando seco e ao nível do mar são: nitrogênio 78,08%, oxigênio 20,95% argônio 0,93%, dióxido de carbono 0,03% e para os outros gases 0,01%.

Os ensaios apresentados neste capítulo foram realizados com amostras indeformadas da cobertura do aterro Bandeirantes e executados em equipamento desenvolvido para esta tese no Laboratório de Mecânica dos Solos (LMS) da Escola Politécnica da USP, SP.

6.1. Características do equipamento e princípio de funcionamento

O equipamento utiliza uma célula triaxial que permite ensaios em amostra de 3,5cm de diâmetro. A pedra porosa utilizada foi fabricada no LMS e elevada permeabilidade fabricada no LMS. O diâmetro e a espessura da pedra porosa são de respectivamente 3,5 cm e 0,6 cm. O equipamento tem um painel onde foram instalados dois manômetros e válvulas que permitem controlar as pressões confinantes e do ar.

O medidor de vazão de ar (bolhometro ou fluxímetro) é feito de vidro graduado. Foram utilizados dois modelos, um com volume de 25 e outro com 50 ml, (fabricado pela Hermex Indústria e comércio de artigos de vidro para laboratório LTDA). O bolhometro é fixo no painel por meio de duas garras. As conexões entre a saída do ar da célula e o bolhometro foram feitas com mangueiras de silicone flexível. Para facilitar e garantir as conexões de ar, foram utilizadas conexões de engate rápido. O esquema desse equipamento com os acessórios utilizados no ensaio está apresentado na Figura 6.1.

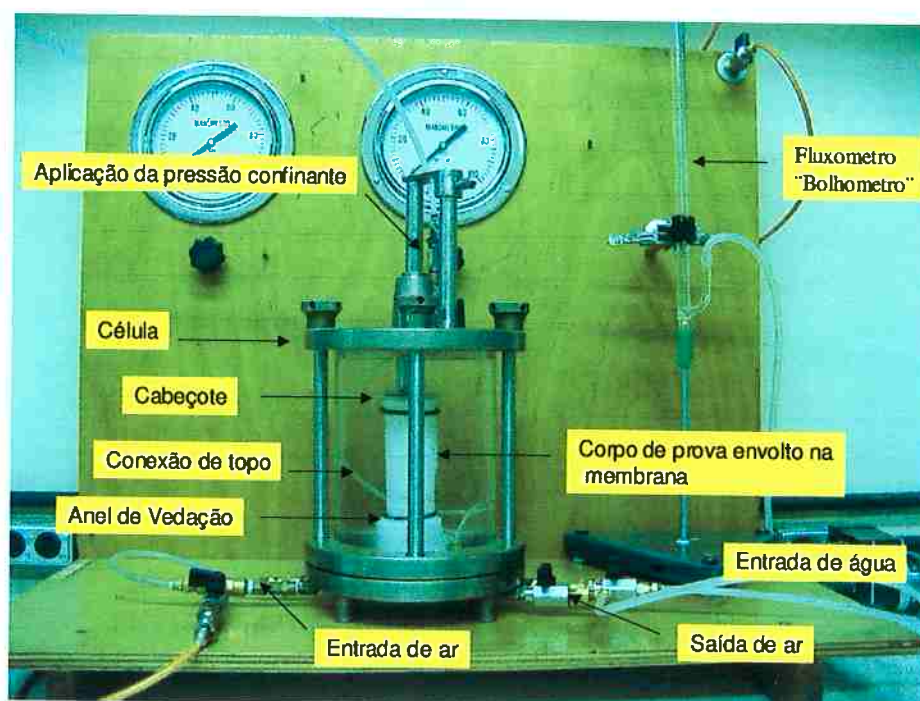


Figura 6.1 – Sistema da célula do ensaio de permeabilidade.

O corpo de prova ensaiado é confinado através dos discos porosos colocados no topo e na base do corpo de prova e envolvido lateralmente, com uma membrana flexível de látex. Após a montagem do corpo de prova na base do equipamento, a câmara é preenchida com água e uma pressão confinante é aplicada, de modo a pressionar a membrana contra a superfície lateral do corpo de prova. A pressão de ar é aplicada na base do corpo de prova e a pressão de saída é a pressão atmosférica.

Na Figura 6.2, estão apresentadas as seqüências de montagem do corpo de prova para o ensaio de permeabilidade ao ar. Na Figura 6.2a, observa-se o corpo de prova entre as duas pedras porosas, uma colocada na base da célula triaxial e outra no topo do corpo de prova. As pedras porosas são colocadas secas. A lateral da pedra porosa foi envolta com fita adesiva para evitar que a aspereza da pedra danificasse a membrana de borracha.

O corpo de prova é revestido com uma membrana de borracha flexível apropriada (Figura 6.2b) e fixo através de anéis de vedação ("o-rings"), (Figura

6.2c). No topo do corpo de prova, é colocado o cabeçote que está conectado com o bolhômetro. Após esse procedimento, a célula é preenchida com água (Figura 6.2 d).

No bolhômetro, é utilizado detergente comum para a formação das bolhas, é necessário diluir o detergente em água antes de sua utilização. Utilizou-se 10 gotas de detergente para 20ml de água. Para medir o fluxo de ar, é preciso que as paredes internas do bolhômetro estejam previamente limpas e molhadas com detergente para evitar a "má formação" das bolhas. É determinado um tempo necessário para que a bolha passe por duas marcas indicadoras que correspondem exatamente ao volume pré-estabelecido. Para a determinação do tempo, usou-se um cronômetro digital.

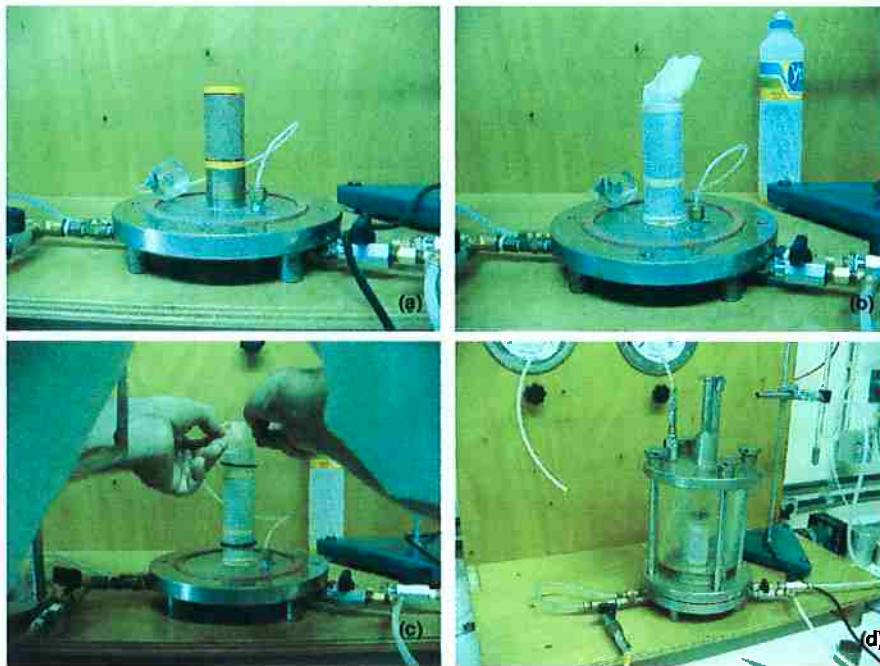


Figura 6.2 – Detalhe da montagem do corpo de prova.

6.2. Procedimento de ensaio

A seguir, são apresentadas as etapas referentes ao procedimento de ensaio:

- Após a moldagem e o fechamento da célula, a mesma é preenchida com água;
- aplica-se a pressão confiante (σ_3) suficiente para garantir uma boa adesão da membrana ao corpo de prova;
- aplica-se a pressão de ar na base da amostra;
- a pressão de ar na saída da amostra é a pressão atmosférica;
- determina-se o fluxo através de 15 leituras sucessivas a partir das quais se obtém o tempo médio para o fluxo de um volume conhecido;
- calcula-se o coeficiente de permeabilidade do solo.

6.3. Resultados e análise dos resultados

Os coeficientes de permeabilidade ao ar dos corpos de prova foram calculados por meio da equação abaixo, a qual considera o efeito da compressibilidade do fluido.

$$k_{ar} = \frac{Q2P_0L\mu}{A(P_i^2 - P_0^2)}$$

Por fim, aplica-se diretamente a equação a seguir para obter a condutividade ao ar (K_{ar}).

$$K_{ar} = k_{ar} \frac{\rho g}{\mu}$$

Onde:

K_{ar} = coeficiente de condutividade do solo ao ar (m/s);

ρ = densidade do ar (kg/cm³);

g = aceleração da gravidade (m/s²);

μ = viscosidade dinâmica do ar (Pa.s).

O solo utilizado nestas séries de ensaios foi obtido de bloco indeformado obtido da cobertura do aterro sanitário Bandeirantes. Duas séries de ensaios foram realizadas: uma com corpos de prova apresentando diversos graus de saturação e todos ensaiados com uma pressão média de 5kPa (os dados dos corpos de prova estão apresentados na Tabela 6.1. Na série 2 foram utilizados dois corpos de provas e diversas pressões. Os valores de sucção e grau de saturação utilizados na série dois foram, 61kPa e 162kPa e 70% e 45%, respectivamente.

Amostra	Sucção (kPa)	w _{nat} (%)	γ_n (kN/m ³)	ρ_d (kN/m ³)	e	S (%)	k _{ar} (m ²)	K _{ar} (m/s)
Ater1-48	48	20,8	17,7	14,67	0,885	65,0	3,00x10 ⁻¹³	1,87x10 ⁻⁷
Ater1-61	61	18,9	17,97	15,09	0,831	63,1	2,70x10 ⁻¹³	1,69x10 ⁻⁷
Ater1-165	165,8	13,4	16,93	14,93	0,853	43,6	3,11x10 ⁻¹³	1,98x10 ⁻⁷
Ater1-230	230,7	13,4	16,73	14,75	0,875	42,5	2,6x-10 ⁻¹³	1,60x10 ⁻⁷
Ater1-433	433,8	13,4	16,47	14,52	0,904	41,1	2,86x10 ⁻¹³	1,76x10 ⁻⁷
Ater2-67	67,2	17,89	16,37	13,88	0,991	49,9	9,00x10 ⁻¹³	5,60x10 ⁻⁸
Ater2-100	100	14,7	16,48	14,37	0,861	45,6	1,1x10 ⁻¹²	6,96x10 ⁻⁷
Ater2-200	200	11,9	16,21	14,48	0,909	36,2	8,00x10 ⁻¹³	5,60x10 ⁻⁷
Ater3-500	500	4,1	14,86	14,28	0,937	12,1	1,17x10 ⁻¹²	7,21x10 ⁻⁷

Tabela 6.1 - Características dos corpos de prova dos ensaios de permeabilidade ao ar.

A Figura 6.3 apresenta a curva de retenção representativa do solo da cobertura do aterro Bandeirantes, a relação entre o grau de saturação efetivo e a sucção (com o ajuste adotado para o modelo de Brooks & Corey) e os resultados da condutividade ao ar juntamente com a curva obtida com o modelo de Brooks & Corey. Observa-se que os valores de sucção e grau de saturação obtidos das amostras ensaiadas (pontos de cada corpo de prova) ajustam-se bem a curva de retenção anteriormente obtida. A aplicação do modelo de Brooks & Corey forneceu os seguintes parâmetros: $\lambda = 0.23$, $(u_a - u_w)_b = 5$ kPa. O modelo ajustou-se razoavelmente bem aos dados experimentais embora não se tenha observado uma significativa variação da condutividade ao ar com relação à sucção.

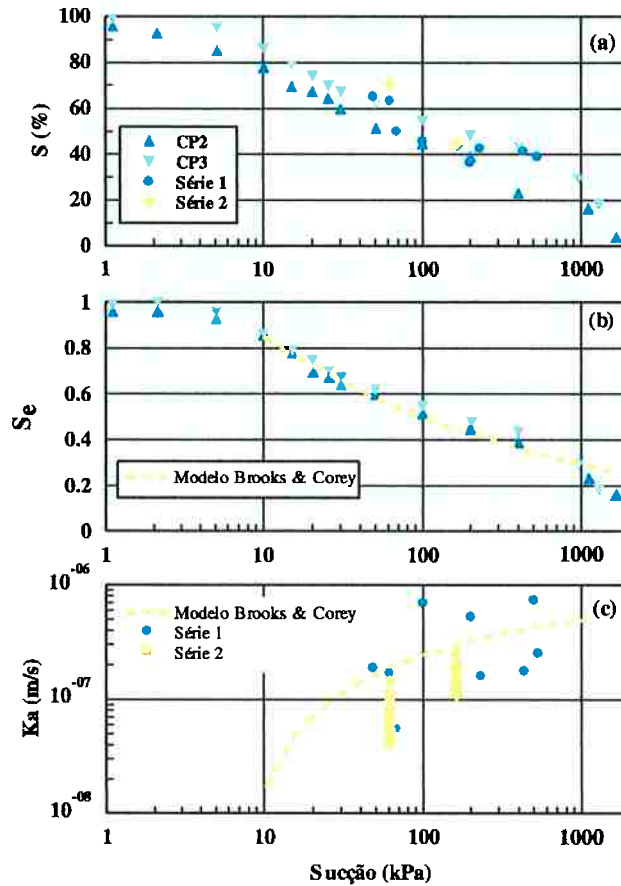


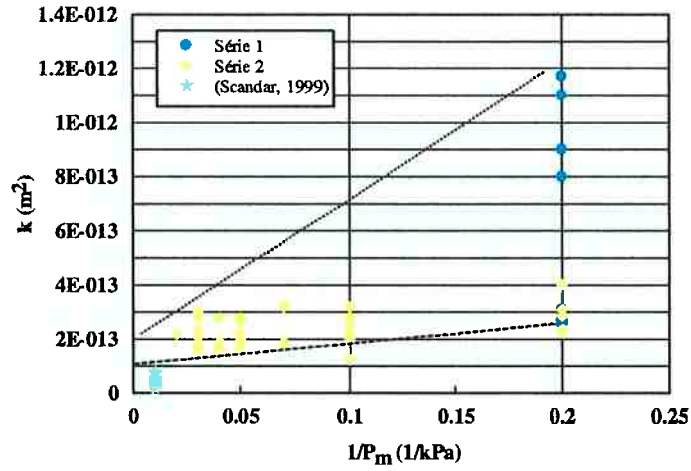
Figura 6.3 – (a) Curva de retenção da amostra do solo (b) Relação entre grau efetivo e sucção (c) relação entre a condutividade ao ar e a sucção.

Em solos não saturados a água e os grãos agem da mesma forma no bloqueio à passagem do ar ou gás. Conforme mencionado por Abbas et al. (1999), A malha porosa efetiva pela qual passa o ar muda em função do grau de saturação. A permeabilidade intrínseca representa uma malha de poros pela qual o ar passa. Portanto, a permeabilidade intrínseca poderia variar com o grau de saturação, como demonstrou os resultados apresentados por Abbas et al. (1999) para ensaios feitos em concreto.

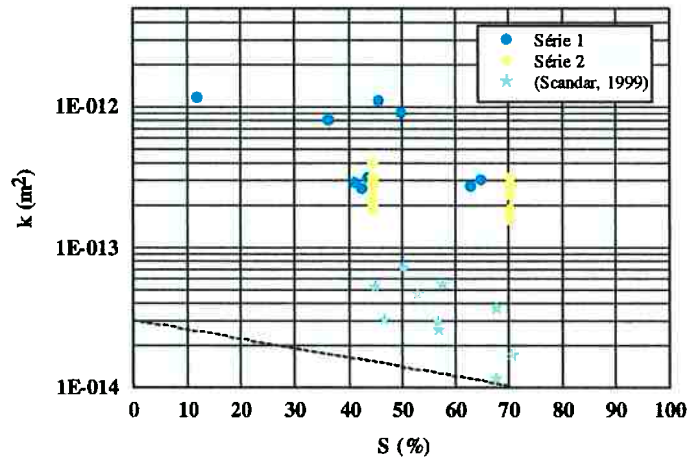
No caso dos ensaios realizados para a presente tese, a permeabilidade intrínseca mostrou dependente do grau de saturação e da pressão de ar utilizada, embora esta dependência tenha sido pequena.

Na Figura 6.4a são apresentados os valores obtidos para a permeabilidade ao ar associados ao inverso da pressão média aplicada, onde observa-se que a permeabilidade intrínseca apresentou uma variação não significativa (de 10^{-13} a 2×10^{-13} m²). Isto é provavelmente devido ao fato da malha de poros ter se mantido praticamente a mesma com a redução do grau de saturação, conforme sugere Abbas et al. (1999). Também estão apresentados na Figura 6.4a os dados obtidos por Ignatius (1999), que ensaiou solo da cobertura do aterro de Vila Albertina. Embora seja outro tipo de material os valores são apresentados para fins de verificação de tendências. O solo ensaiado por Ignatius (1999) é um solo mais argiloso com $I_p = 22\%$ (Solo da cobertura do Bandeirantes $I_p = 8\%$).

Na Figura 6.4b está apresentada a relação entre o grau de saturação e a permeabilidade. Verifica-se a tendência de aumento da permeabilidade com a redução do grau de saturação, mesmo comportamento observado nos resultados apresentados por Ignatius (1999).



(a)



(b)

Figura 6.4 - (a) Variação da permeabilidade com o inverso da pressão média aplicada. (b) Relação entre o grau de saturação e a permeabilidade.

7. Estudo do efeito do fluxo de ar no teor de umidade

Este capítulo apresenta um estudo experimental realizado com o objetivo de avaliar o efeito da umidade relativa do ar, que passa através de uma coluna de areia, no perfil de umidade volumétrica desse solo. A importância de se conhecer esse efeito está relacionada com a determinação do parâmetro de permeabilidade ao ar. Esse parâmetro é de fundamental importância em estudos e projetos que envolvem: descontaminação de solos, fluxo de vapores, aeração de materiais porosos, projeto de cobertura de aterros de resíduos, dentre outros. O estudo foi feito utilizando-se uma coluna de areia monitorada com TDR's, por onde circulou o ar em estado de elevada e baixa umidade relativa. Verificou-se, assim, como o teor de umidade volumétrica ao longo da coluna de areia é afetado pelo ar nesses estados. O estudo inclui, ainda, avaliações relativas à drenagem e saturação do sistema que possibilitou conclusões relativas à histerese do solo.

7.1. Material e Métodos

7.1.1. Montagem da coluna de areia

Os testes foram feitos em uma coluna de PVC montada em segmentos com alturas de 10cm, 15cm e 30cm. O comprimento total da coluna montada foi de 105cm. Na Figura 7.1 está apresentada a foto do sistema com a indicação dos segmentos e os respectivos preenchimentos em cada um deles. O segmento 5 foi preenchido com pedrisco. Os segmentos 2, 3 e 4 foram preenchidos com areia. O primeiro segmento, com altura de 15cm, ficou vazio para permitir a saída homogênea do ar no ensaio de permeabilidade ao ar.

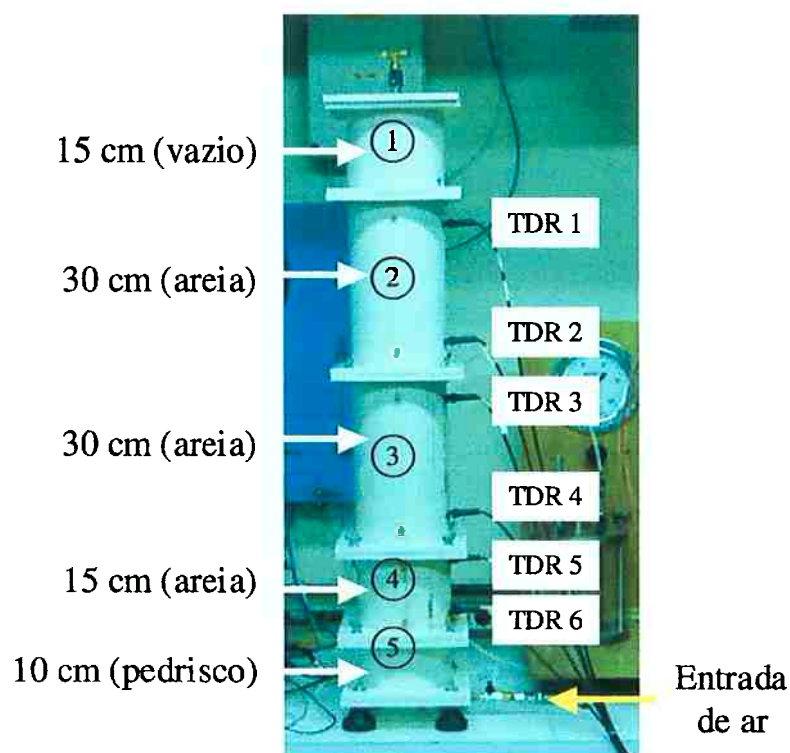


Figura 7.1 – Detalhe da coluna e do sistema de ensaio

O processo de montagem iniciou-se com a colocação de pedrisco. A areia foi colocada em camadas e, com o objetivo de facilitar a saturação o nível de água foi elevado a cada camada até a superfície. A areia foi colocada com um índice de vazios de 0,65.

A colocação das hastes do TDR foi feita à medida que se compactava a areia em cada segmento. As hastes foram colocadas e a areia compactada sobre as mesmas garantindo, assim, um melhor contato com o solo. Foram utilizadas seis guias TDR (de três hastes) ao longo da altura da coluna nas seguintes posições: 3,0cm (TDR6), 13,0cm (TDR5), 21cm (TDR4), 41cm (TDR3), 51cm (TDR2) e 71cm (TDR1), medidos a partir da base da areia. Ao término da montagem da coluna, vedou-se a parte superior mantendo-se a pressão atmosférica. Deixou-se o sistema em repouso com água ligeiramente acima da superfície da areia.

7.1.2. Característica do solo utilizado

Foi utilizada uma areia fina a média, de granulometria uniforme, denominada areia Osasco. Os índices de vazios máximo e mínimo da areia foram 0,826 e 0,567, respectivamente. A curva de retenção da areia foi obtida com o uso da placa de sucção. Na Figura 7.2 são apresentadas os dados de retenção obtidos com amostras moldadas em três diferentes índices de vazios. O objetivo dos diferentes índices de vazios foi verificar eventuais variações na capacidade de retenção do solo. Observou-se um pequeno aumento no teor de umidade para baixos valores de sucção, no caso do solo moldado com o índice de vazios máximo. Além da curva de retenção para o índice de vazios máximo e mínimo, foi feita a determinação da curva de retenção para uma densidade relativa de 68% ($e=0,65$), a qual se aproximou da curva obtida com o índice de vazios mínimo.

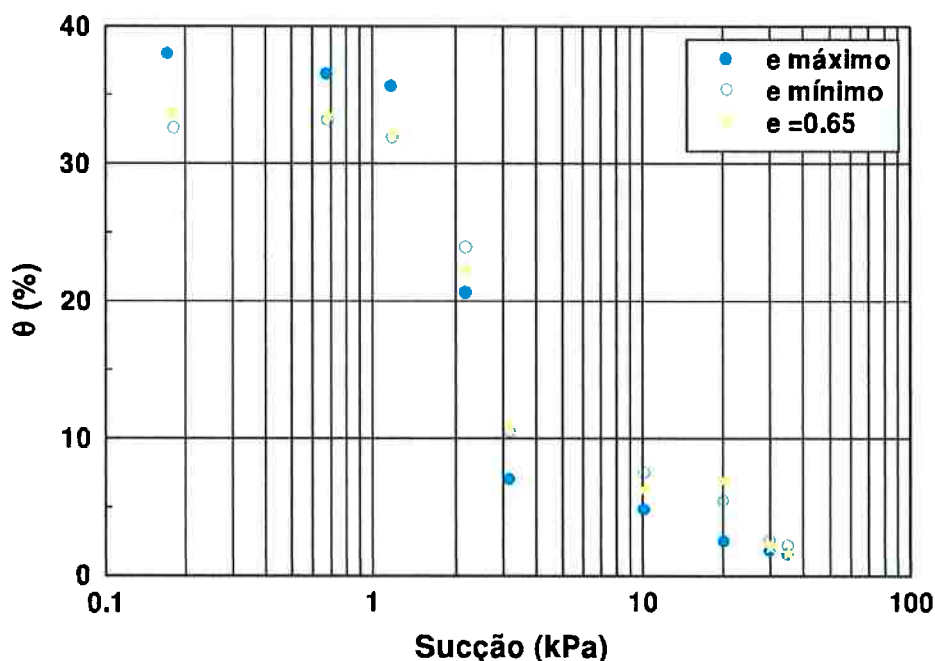


Figura 7.2 – Dados de retenção de água da areia para diversos índices de vazios.

7.1.3. Procedimentos de ensaio

Dois tipos de ensaios foram feitos com a coluna após sua montagem. Em um ensaio permitiu-se a drenagem e saturação de água da coluna acompanhado-se a variação do teor de umidade. O objetivo desse monitoramento foi avaliar a histerese do teor de umidade volumétrico na areia, para que se pudesse definir o perfil inicial do estudo antes da passagem do ar. No outro ensaio, objetivou-se avaliar o efeito da passagem de ar em dois estados de umidade relativa: baixa umidade e elevada umidade.

Ao término da montagem, acompanhou-se o sistema por aproximadamente 12 horas para garantir a estabilização do sistema. Esse acompanhamento foi feito utilizando-se as guias TDR.

As seguintes etapas foram aplicadas à coluna:

1. coluna saturada (durante a montagem);
2. drenagem da coluna;
3. coluna saturada por elevação do nível de água;
4. passagem de ar "saturado";
5. saturação por elevação do nível de água;
6. drenagem da coluna;
7. passagem de ar "seco".

7.1.4. Análise dos Resultados

7.1.4.1. Drenagem da coluna

Na condição inicial de suposta máxima saturação, as hastes indicaram teores de umidade volumétrico que variaram de 30 a 35%, sendo que o TDR 4 o que apresentou uma discrepância maior, embora dentro da faixa de precisão do equipamento. Após a estabilização do sistema, a drenagem inferior foi aberta e os TDR's foram monitorados acompanhando, assim, a redução do teor de umidade em cada nível com o tempo. Na Figura 7.3 estão apresentadas as

leituras dos TDR's durante a drenagem. Observa-se que, após um período de aproximadamente 4 horas (após a abertura da drenagem), o equilíbrio foi atingido. Salienta-se que a drenagem foi feita mantendo-se o nível de água inferior no nível do topo do pedrisco, permitindo, assim, a estimativa da sucção após o equilíbrio.

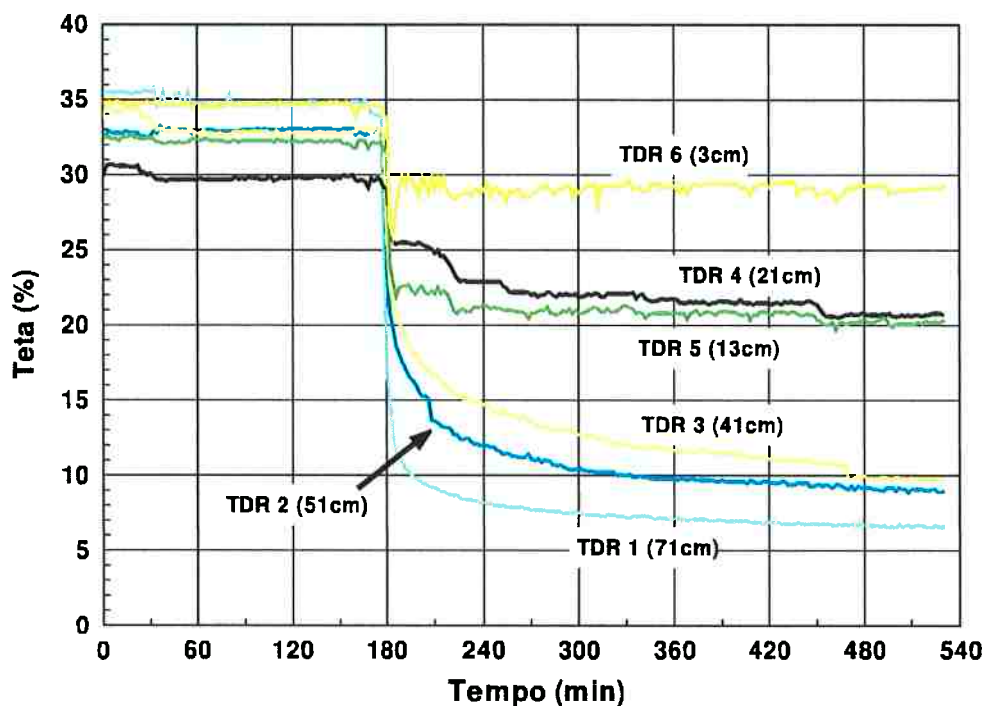


Figura 7.3 – Variação do teor de umidade volumétrica durante a primeira drenagem da coluna.

O volume de água em cada procedimento de drenagem foi medido com uso de uma bureta graduada e comparado com os volumes calculados com base nas medidas de teor de umidade volumétrica feitas com os TDR's. Isso foi feito integrando-se os valores medidos ao longo da coluna. Na Tabela 7.1 estão apresentados os resultados obtidos em cada caso.

Drenagem	Medição com bureta (ml)	Calculado (TDR)
1	3610	3030
2	2800	2230
3	2810	2240

Tabela 7.1 – Volumes de água drenados: medidos e calculados.

Verifica-se que a maior diferença aconteceu durante a primeira drenagem. Isso pode ter ocorrido devido à acomodação da areia durante a primeira drenagem, causando uma mudança no contato das hastes dos TDR. Esse efeito foi demonstrado por Vieira et al (2005) em um solo residual compactado.

Com o objetivo de avaliar a acurácia das medições com o TDR, durante a desmontagem da coluna foram determinados os teores de umidade gravimétrica nas alturas de cada TDR e convertido em teor de umidade volumétrica utilizando-se a densidade. Assim, foi possível comparar os valores obtidos das leituras dos TDR com os valores encontrados nos ensaios. Na Tabela 7.2, apresenta os valores de umidade volumétrica obtidos pelo TDR e através de medições diretas.

TDR	Altura	w (%)	e	S (%)	θ (%) (medido)	θ (%) (TDR)
1	72	2,63	0,65	12,56	4,51	5,70
2	51	3,12	0,65	14,90	5,35	7,30
3	41	4,63	0,65	22,12	7,94	8,20
5	13	8,34	0,65	39,84	14,30	20,80
6	3	20,00	0,65	95,54	34,29	29,20

Tabela 7.2 – Comparação entre a umidade volumétrica obtida pelo TDR e pelo ensaio.

A Figura 7.4, apresenta os dados de retenção de água obtidos por meio do ensaio de placa de sucção e através dos monitoramentos dos TDR, após o equilíbrio da primeira drenagem. Os valores de sucção foram tomados em

relação ao nível de água mantido no topo do pedrisco. Verifica-se uma boa coincidência entre os resultados dos dois procedimentos. Salienta-se que para o TDR 5 o valor medido foi inferior ao esperado.

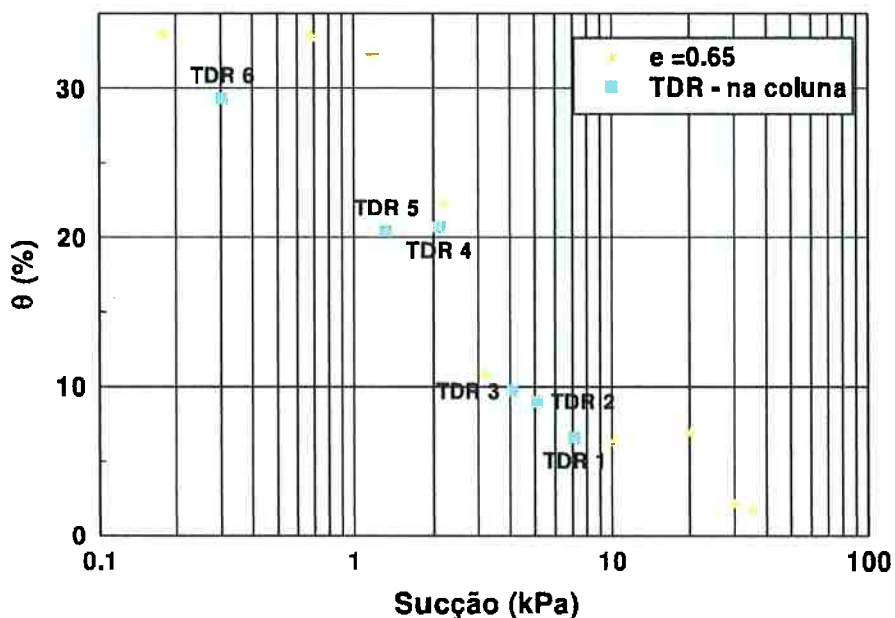


Figura 7.4 – Curva de retenção obtida na placa de sucção e nas leituras do TDR.

7.1.4.2. Efeito da re-saturação (histerese)

Após um período de drenagem de aproximadamente 6 horas, o nível de água dentro da coluna foi elevado na tentativa de re-saturar a areia e avaliar uma possível histerese no teor de umidade volumétrico. Na Figura 7.5, está apresentada os dados de teor de umidade nas diversas alturas da coluna. Os dados se referem à saturação e drenagem de três ciclos

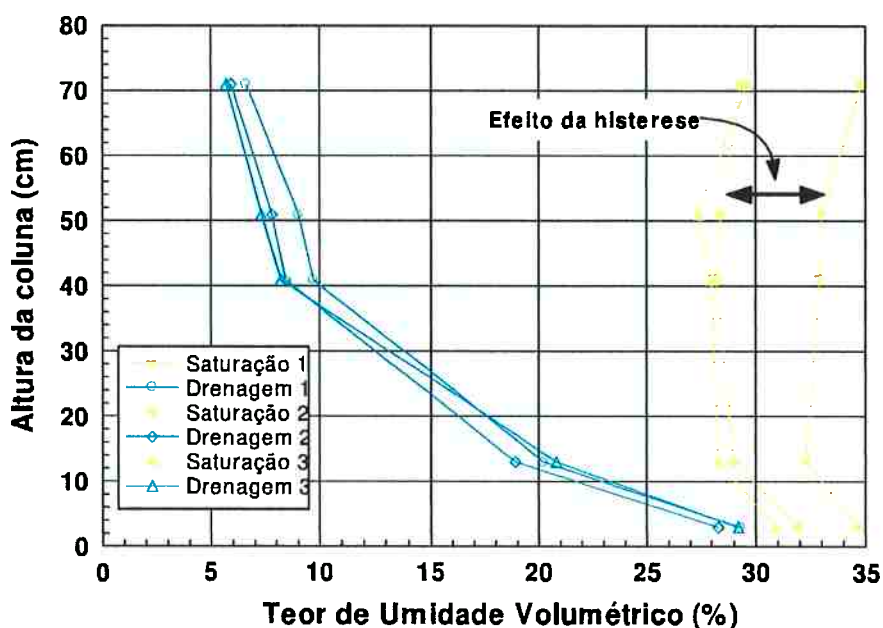


Figura 7.5 – Perfil de umidade ao longo da coluna após cada etapa de ensaio.

Observa-se que houve uma variação no perfil de umidade entre o estado inicial (saturação 1) e a segunda saturação. A terceira saturação induziu um perfil igual ao da segunda. A histerese ficou caracterizada apenas no primeiro ciclo de saturação e drenagem. Observou-se ainda que os processos de drenagem conduziram ao mesmo perfil de teor de umidade, com uma pequena variação na primeira drenagem. Essas variações podem ter ocorrido devido à alterações nos contatos com as hastes do TDR, induzidas pelo fluxo de drenagem, que após o primeiro ciclo se estabilizou.

7.1.4.3. Fluxo de ar

Após cada drenagem, a coluna foi submetida a fluxos de ar com o objetivo de se verificar a eventual alteração do teor de umidade ao longo da coluna devida à umidade relativa do ar. Salienta-se que, quando da passagem do ar a coluna encontrava-se com um teor de umidade volumétrica que variava de 30% a 6%.

Inicialmente, o ar que foi circulado pela coluna foi considerado com elevada saturação. Para garantir essa saturação, o ar injetado na base da coluna

passava por dentro de um sistema com água. A saturação do ar foi feita utilizando-se um sistema formado por uma câmara de PVC parcialmente preenchida com água, sendo o ar introduzido pela base. Considera-se que o ar que sai no topo encontra-se na máxima saturação para a condição de ensaio. As medições de umidade relativa do ar foram capazes apenas de indicar uma umidade relativa superior a 99%. O ar foi introduzido com uma pressão de 20kPa.

Na Figura 7.6, estão apresentados os perfis do ciclo 2 de saturação e drenagem, juntamente com o perfil obtido após a passagem de ar "saturado". Observa-se que não há praticamente nenhuma alteração no perfil, verificando-se apenas uma pequena redução no teor de umidade na base da coluna. Essa redução pode ter ocorrido devido à movimentação da água para as camadas superiores, devido ao fluxo de ar.

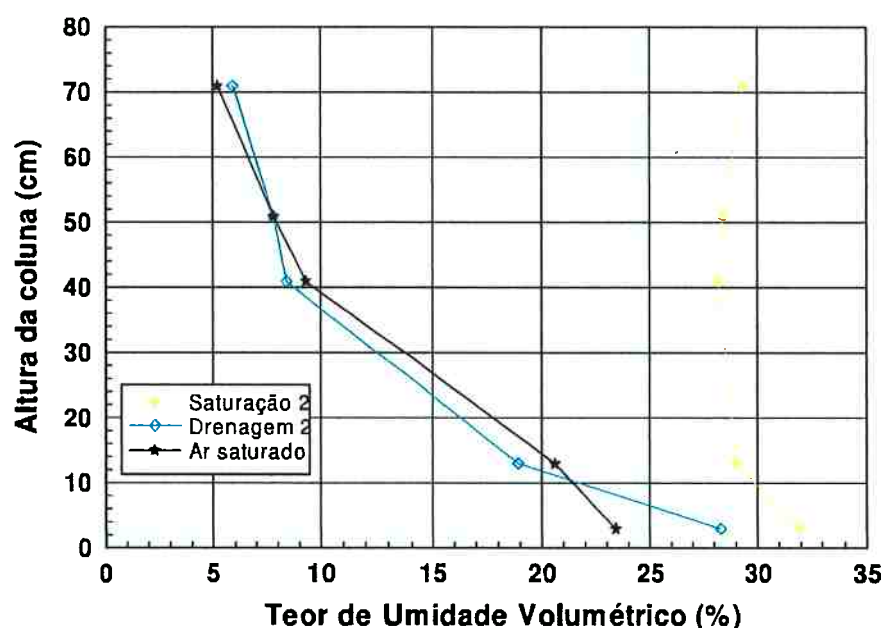


Figura 7.6 – Efeito da passagem de ar "saturado" no perfil de umidade volumétrica.

Após o terceiro ciclo de saturação e drenagem, foi introduzido um fluxo de ar "seco". O sistema de secagem era composto de uma câmara de PVC

preenchida com sílica gel, por onde o ar passava antes de ir para a coluna. Para melhorar o processo de secagem, o recipiente foi imerso em água gelada para induzir a condensação da água presente no ar. A água foi mantida a uma temperatura de 5 a 15°C. As medições de umidade relativa do ar indicaram um valor inferior a 20%.

Na Figura 7.7, observa-se uma redução na umidade na base da coluna, no entanto, ao analisarmos os resultados obtidos juntamente com a curva de retenção do material (Figura 7.2), constata-se que, para esse tipo de curva, o efeito da passagem de ar "saturado" ou "seco" deveria pouco afetar o teor de umidade, conforme apresentado na Figura 7.1. No estudo realizado, o ar "seco" parece ter induzido uma alteração no perfil de teor de umidade. Como para o tipo de solo utilizado este nível de alteração do teor de umidade volumétrico é baixo, eventuais medições da permeabilidade ao ar não seriam afetadas.

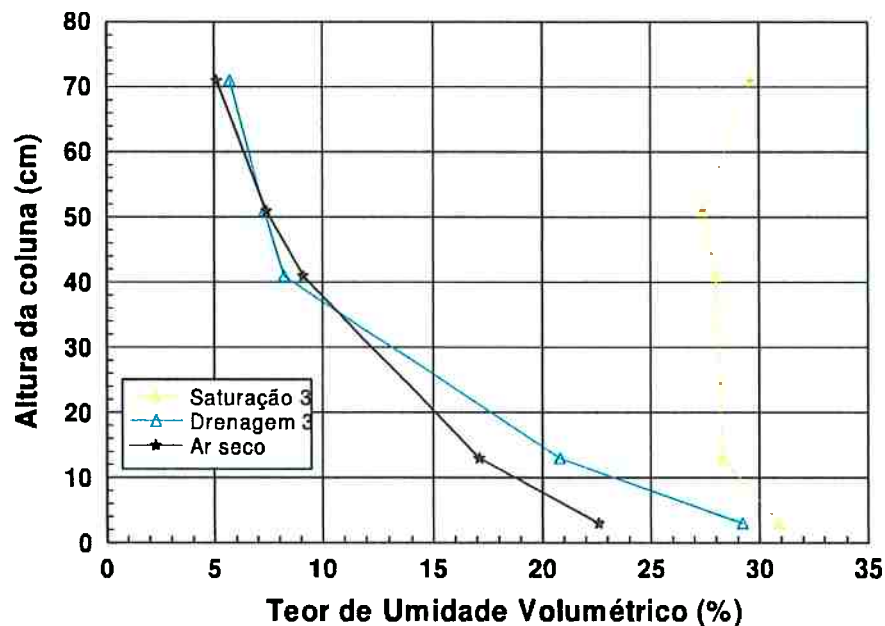


Figura 7.7 – Efeito da passagem de ar "seco" no perfil de umidade volumétrica.

7.1.5. Discussão e Comentários

Dos resultados obtidos, pode-se concluir que:

- Os TDR's se mostram bastantes eficientes no monitoramento dos ciclos de drenagem e saturação da coluna.
- Foi detectada uma histerese no primeiro ciclo de drenagem e saturação, não se tendo verificado histerese nos ciclos subseqüentes.
- Ao circular o ar de baixo para cima em um solo arenoso, observa-se uma diminuição do teor de umidade volumétrico na base.
- Observa-se que existe uma tendência de redução do teor de umidade no terço inferior da coluna quando ar "seco" é passado pela areia.
- O volume percolado estimado teve um erro em relação ao ensaio de 15, 7 e 1% para a primeira, segunda e terceira drenagem, respectivamente.
- O uso do TDR para estimar os volumes de água retidos no solo se mostrou adequado.

8. Avaliação do consumo de metano *in situ*

8.1. Introdução

Neste capítulo, está apresentado o procedimento e os resultados dos estudos realizados no Aterro Sanitário de São Giácomo em Caixas do Sul – RS - Brasil. O aterro está localizado na RST 453, Km 11, Bairro Centenário. Diariamente, a Prefeitura de Caxias do Sul, através da Companhia de Desenvolvimento de Caxias do Sul (CODECA), recolhe cerca de 400 toneladas/dia de resíduos de origem domiciliar, envolvendo a coleta regular e seletiva. Os resíduos sólidos gerados no município de Caxias do Sul exceto os destinados à coleta seletiva, são depositados e tratados no Aterro Municipal de São Giácomo. Neste aterro a disposição dos resíduos se faz em células, as quais recebem sistemas de impermeabilização através de camadas de argila e mantas de polietileno de alta densidade (PEAD). Os resíduos são compactados e recebem a cobertura diária, até a instalação da cobertura final que só ocorre após o encerramento da disposição dos resíduos na célula. Cada célula possui sistemas de drenagem de lixiviados e de biogás. O lixiviado é captado por um sistema de drenagem anelar, o qual é posteriormente enviado e tratado na Estação de Tratamento de Efluente (ETE) própria do aterro. O sistema de drenagem de biogás possui saídas verticais, nas quais são instalados queimadores do tipo flare.

A célula escolhida para a instalação do biofiltro entrou em operação em dezembro de 2004 e a disposição de resíduos na mesma, encerrou-se em março de 2006. Nesse período, foram dispostos cerca de 128.000 toneladas de resíduos. Considerando-se a densidade de $0,7t/m^3$ (determinada em projeto após a compactação dos resíduos dispostos), estima-se um volume de aproximadamente de $183.000m^3$. A impermeabilização de fundo foi feita com argila compactada, com espessura mínima de 50 cm na base e 40 cm nas laterais. A disposição dos resíduos foi feita em camadas de 4m cobertas com solo compactado. A cobertura intermediária tem 10 cm, a cobertura final tem 30 cm e para proteção ainda são adicionados 20 cm de solo e plantio de grama.

O objetivo dessa etapa consiste em avaliar o potencial de oxidação de um biofiltro projetado de modo a representar uma eventual camada de cobertura de oxidação de aterros de RSU.

8.1.1. Projeto do Biofiltro

O biofiltro consiste de um tubo de concreto com uma altura de 1 m e raio de 0.4 m, com volume aproximado de 0,13 m³, que foi preenchido com uma mistura de areia e composto de jardinagem²⁶ que serviu de material suporte.

O tubo de concreto é dividido em duas partes, uma parte inferior que recebe o gás, advindo do tubo de drenagem do aterro, e outra superior que contém o material suporte do biofiltro. Na parte inferior, o tubo foi preenchido com brita limpa e homogênea, de forma a melhor distribuir o biogás. Ao longo do biofiltro existem três tubos de coleta de gás. Estes tubos estão instalados em posições alternadas. Na Figura 8.1 é apresentado um esquema do biofiltro, com um corte lateral, uma vista superior e uma inferior. Os tubos de coleta de gás, e os detalhes do sistema de entrada de biogás estão apresentados, bem como o sifão instalado no reservatório de brita para evitar o acúmulo de água e ao mesmo tempo, evitar o escape do biogás.

Os tubos de amostragem do gás são de PVC e vedados nos furos laterais do tubo de concreto. Para a vedação utilizou-se silicone especial para aderir em PVC e concreto. Cada tubo possui um septo para coleta do gás com uma seringa. Os tubos de coleta estão posicionados a 15 cm, 30 cm e 45 cm em relação ao topo da brita. Um outro tubo de coleta está colocado no reservatório de brita para servir de referência para a concentração de gás metano introduzido no sistema.

²⁶ composto vegetal comercial (mistura de casca de acácia, folhas de árvores, cal mineral e terra de mato virgem).

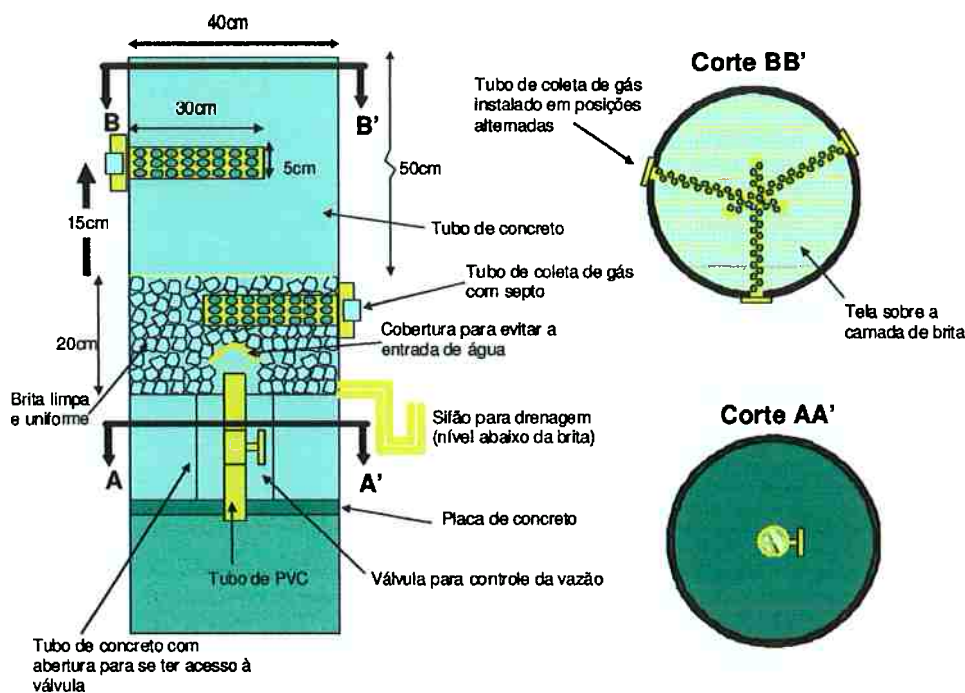


Figura 8.1 – Esquema do biofiltro e seus componentes

8.2. Escolha do Local de Instalação e Montagem do Biofiltro

A escolha do local incluiu uma inspeção visual e a determinação da concentração de metano na saída dos queimadores da célula escolhida. Escolheu-se o ponto que apresentou maior concentração de metano (concentração de aproximadamente 70%²⁷ em volume). Este tubo de drenagem foi utilizado para alimentar o biofiltro com biogás.

A Figura 8.2 apresenta uma vista geral do aterro e um detalhe do tubo de drenagem, com o queimador ainda montado, escolhido para servir de fonte de biogás para o biofiltro.

²⁷ A composição de biogás é em média a seguinte: Metano (CH₄) 50%-75%, Dióxido de Carbono (CO₂) 25%-50%, Nitrogênio (N₂) 0%-10%, Hidrogênio (H₂) 0%-1%, Sulfato de Hidrogênio (H₂S) 0%-3%, Oxigênio (O₂) 0%-2%.



Figura 8.2 – Vista de parte do aterro de São Giacomo e tubo de drenagem usado no biofiltro.

Após a escolha da local iniciou-se a construção do biofiltro. Para isso foram necessários:

- Limpeza do Local
- Preparação da base onde seria montado o sistema
- Montagem do sistema
- Preparação da mistura (areia + composto)
- Compactação da mistura

Com a escolha do tubo de drenagem a ser utilizado foi feita a preparação para a instalação da base. Construiu-se uma mureta de tijolo e assentou-se sobre a mureta uma laje de concreto armado de modo a suportar o tubo de concreto preenchido com a mistura solo/composto. O tubo de concreto foi fixado com argamassa. Após a fixação do tubo de concreto, o sifão foi instalado. Foi instalado na base da laje de apoio um tubo de PVC, o qual recebe a mangueira do sistema de drenagem de biogás do aterro.

Os tubos de amostragem de gás de PVC foram colocados fazendo-se furos laterais no tubo de concreto. Após a colocação dos tubos os mesmos foram totalmente vedados.

A compactação do solo foi feita após 24 horas da impermeabilização e colocação do silicone. Primeiramente, colocou-se 10 cm de brita grossa seguido de 10 cm de brita fina, esta camada tem o objetivo distribuir uniformemente o gás. A parte superior do tubo foi preenchida com a mistura preparada (70% areia e 30% composto).

Para a mistura areia/composto foram colocadas quatro camadas de aproximadamente 20 cm de altura. Após a colocação do solo o mesmo foi compactado com soquete de madeira.

Na Tabela 8.1, estão apresentadas as características de cada camada da mistura areia/composto colocada no biofiltro.

Camada de areia/composto	Altura (cm)	Massa (g)	γ_n (kN/m ³)	w (%)	ρ_d (kN/m ³)	e	S (%)
1	16,20	30500	14,67	22,01	13,09	1,15	50,5
2	21,53	40000	14,56	22,01	12,16	1,17	49,6
3	22,25	40000	14,04	19,22	12,00	1,20	42,3
4	21,25	38500	14,15	19,22	12,10	1,18	43,0

Tabela 8.1 – Características das camadas compactadas da mistura areia/composto.

A Figura 8.3 ilustra as diversas fases de montagem do biofiltro anteriormente descritas. Na parte (a) da Figura 8.2 tem-se a preparação da base do biofiltro. Na parte (b) ilustra-se o tubo de concreto já montado sobre a base. A parte (c) apresenta um dos tubos de coleta de gás e os sifões instalados. Um detalhe no sistema de entrada de biogás é apresentado na parte (d) da referida figura. A parte (e) apresenta uma vista interna do tubo de concreto com os tubos de coleta instalados. Na parte (f) tem-se a colocação da mistura areia/composto, mostrando-se o tubo de coleta envolto com um geotextil. Na parte (g) tem o sistema montado e o tubo de drenagem já conectado a base do biofiltro.

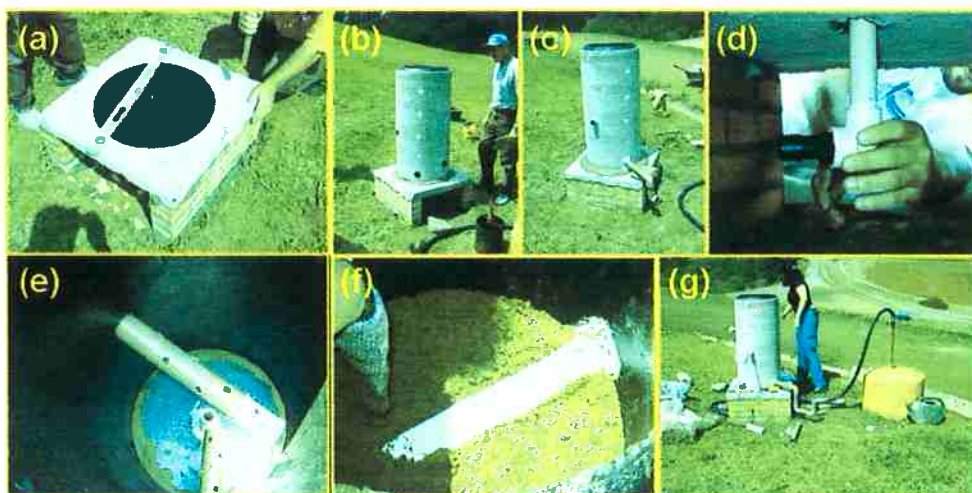


Figura 8.3 – Detalhes da montagem do biofiltro.

8.3. Características dos materiais utilizados no biofiltro

Para a construção do biofiltro no aterro São Giácomo, utilizou-se uma mistura de solo arenoso com composto de jardinagem. Os dois materiais foram caracterizados separadamente, bem como a mistura deste na proporção de 70:30 (areia:composto). Para a realização dos ensaios, as amostras foram secas ao ar até a constância de peso. Após a secagem, foram realizados os ensaios de granulometria, peso específico e índice de vazios máximos e mínimos, teor de matéria orgânica e curva de retenção.

8.3.1. Ensaio de Granulometria

Para a realização do ensaio, utilizou-se o procedimento descrito na norma ABNT-NBR 7181, dez/1984. Na Figura 8.4 apresenta a curva granulométrica obtidas para a areia, o composto e para a mistura (areia+composto). A composição granulométrica do solo é 63% de areia fina, 36% de areia média e 1% de areia grossa. Tendo um coeficiente de uniformidade $(U) = D_{60}/D_{10}$ de aproximadamente 2,5. Já o composto pode ser classificado como 36% de material com diâmetro menor que 0,05 mm e 64% com diâmetro maior que

0,05 mm. A mistura solo/composto indica partículas equivalentes a 6% de silte, 54% de areia fina, 30% de areia média e 10% de areia grossa. Tendo um coeficiente de uniformidade aproximadamente de 48.

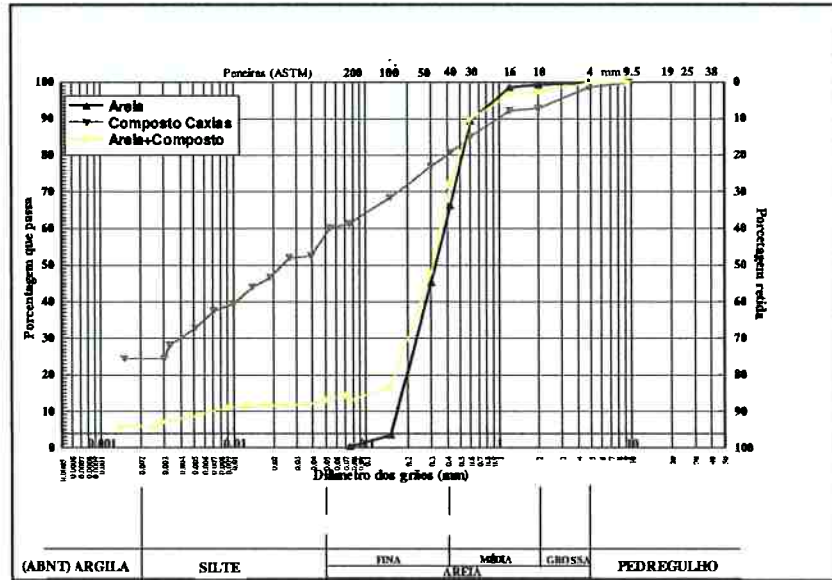


Figura 8.4 – Curva granulométrica dos solos do biofiltro

8.3.2. Determinação da densidade dos grãos

O ensaio para determinar a densidade dos grãos seguiu a norma NBR 6508, abr/1082. A densidade dos grãos obtida para a areia, composto e mistura foram respectivamente de $2,63 \text{ g/cm}^3$, $2,45 \text{ g/cm}^3$ e $2,64 \text{ g/cm}^3$

8.3.3. Ensaio para determinação do índice de vazios máximos

Para a determinação dos índices de vazios máximos foram realizados dois métodos de ensaio. O método "A", ensaio do funil, e o método "B", ensaio no tubo de PVC normalizado pela norma ABNT 3324. O procedimento de ensaio está descrito no item 5.4.

A Tabela 8.2 apresenta os resultados encontrados nos dois ensaios realizados para determinar o índice de vazios máximos.

Índice de Vazios Máximos		
Método Funil (Método "A")	1	2
e	0,747	0,723
e médio	0,734	
Método do Tubo de PVC (Método "B")		
e	0,753	0,749
e médio	0,807	

Tabela 8.2 – Índice de vazios máximos

8.3.4. Ensaio para determinar o índice de vazios mínimo

O método empregado para a determinação do índice de vazios mínimo foi o proposto por Souza Pinto, utilizando soquete de madeira em solo saturado. O procedimento desse ensaio está apresentado no item 5.5 Os resultados obtidos estão apresentados na Tabela 8.3.

Índice de Vazios Mínimo		
Método do soquete de madeira	1	2
e	0,432	0,441
e médio	0,437	

Tabela 8.3 – Índice de vazios mínimos

8.3.5. Curva de Retenção

Para a obtenção da curva de retenção, utilizou-se a técnica da placa de sucção e placa de pressão, conforme já descritos no item 4.3.2. Os materiais foram moldados na condição seca ao ar utilizando um soquete de madeira, dentro de um cilindro pequeno de PVC com diâmetro e altura conhecidos. O peso do solo utilizado no ensaio foi calculado sabendo-se o volume dos moldes e o índice de vazios. O solo foi pesado para cada molde e compactado. Os corpos de prova foram submetidos à máxima saturação através da percolação d' água pelas

amostras. Na Tabela 8.4 estão apresentadas as características dos corpos de prova ensaiados.

Material	e	ρ_s (kN/m ³)	ρ_d (kN/m ³)	w (%)
Areia – (Caxias)	0,66	26,2	15,8	7,2
Areia + Composto	0,80	26,3	14,6	1,45

Tabela 8.4 – Características iniciais dos corpos de prova

Na Figura 8.5 estão apresentados os resultados obtidos para a curva de retenção. Observa-se que a inclusão do composto criou um material com mais capacidade de retenção de água e mais poroso.

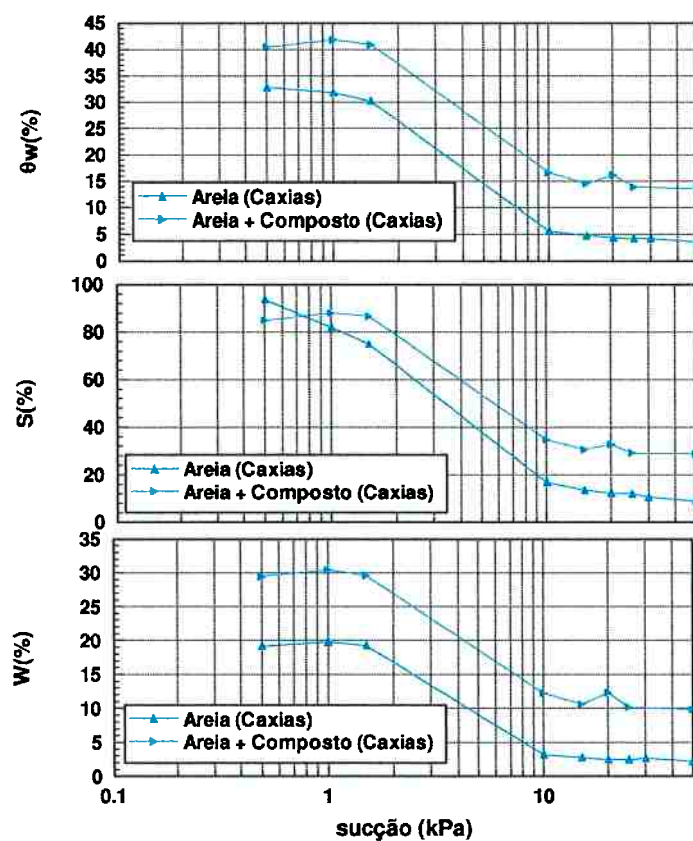


Figura 8.5 – Curva de retenção dos materiais ensaiados

8.3.6. Teor de Matéria Orgânica

Para determinar o teor de matéria orgânica que havia no composto e na mistura realizou-se o ensaio seguindo a norma NBR 13600, maio/1986. Os resultados obtidos estão apresentados na Tabela 8.5, sendo:

$$MO = (1 - B/A) \times 100$$

Onde:

MO = Teor de Matéria Orgânica em %;

A = Massa da amostra seca em estufa à temperatura de 105 a 110°C em g;

B = Massa da amostra queimada em mufla à temperatura de 440 ± 5 °C em g.

Material	Materia orgânica (%)
Areia + Composto	5,32
Composto puro	28,5

Tabela 8.5 – Teor de Matéria Orgânica

8.4. Procedimento de monitoramento da concentração do biogás

Nas medições de campo foram utilizados dois modelos diferentes de aparelhos portáteis de medição de biogás. A diferença prática entre eles é que um permite a injeção e a leitura de pequenos volumes com seringa (equipamento LFG-20 da empresa ADC -Analytical Company Ltda, aqui denominado USP) e o outro que necessita estar conectado ao sistema, e o biogás entra no aparelho succionado por uma bomba (Dräger X-am 7000, aqui denominado UCS).

Estes equipamentos lêem metano e dióxido de carbono através de uma célula de infra-vermelho não dispersiva, com uma precisão de +/- 3,0 % para concentrações volumétricas de metano variando entre 10 e 100 %. A concentração volumétrica de O₂ é realizada por uma célula eletroquímica, com

precisão de +/- 0,4 %. O primeiro aparelho permite medir O_2 , CO_2 e CH_4 e o segundo estes três mais H_2S .

Após a montagem do sistema anteriormente descrito a válvula de gás foi aberta, e as primeiras determinações de concentração de gás metano (CH_4), oxigênio (O_2) e gás carbono (CO_2) foram feitas. A coleta de amostra de gás iniciava-se no primeiro tubo de coleta localizado no meio da camada de brita, em seguida monitorando-se os tubos superiores.

Para realizar a amostragem do gás utilizando-se o equipamento USP, usou-se uma seringa, inserindo-se a agulha no septo do tubo de coleta retirou-se 60 ml da atmosfera gasosa do sistema (tubos de coleta). Imediatamente após a amostragem, o volume de gás da seringa era diretamente injetado no cromatógrafo portátil, conforme ilustra a Figura 8.6.



Figura 8.6 – Introdução do gás coletado no equipamento USP.

Outras medições foram feitas utilizando-se o equipamento UCS. Para isso o equipamento foi conectado diretamente nos tubos de coleta. O gás foi succionado pelo equipamento que após aproximadamente 3 minutos apresentou a estabilização das leituras. Salienta-se que o volume do tubo de coleta utilizado leva em conta o volume mínimo necessário para a medição. A Figura 8.7 apresenta o equipamento UCS conectado a um tubo de coleta.



Figura 8.7 – Determinação das concentrações do biogás com o equipamento UCS.

8.5. Resultados obtidos e discussões

Nas Figura 8.8 e Figura 8.9, estão apresentados os perfis de concentração de CH_4 , CO_2 e O_2 obtidos com os equipamentos da USP e UCS, respectivamente. As medições foram realizadas entre os dias 19/12/2007²⁸ à 14/02/2008. As determinações na posição 1 referem-se a concentração de metano introduzida no biofiltro. Os tubos de coleta estão posicionados a intervalos de 15 cm a partir do topo.

Observa-se claramente que no dia da instalação (19/12/2007), 15 minutos após a abertura da válvula os perfis de concentração (Figura 8.9) indicavam elevada concentração de CH_4 na base e uma concentração de aproximadamente 8% nos últimos 30cm. No caso do CO_2 a concentração também era grande na brita, mas já no primeiro tubo de coleta indicava uma concentração de aproximadamente 5%. A presença de oxigênio nas primeiras horas do processo foi observada no perfil do primeiro dia, indicando uma concentração acima de 10% praticamente ao longo de todo o trecho do biofiltro. Esse perfil é devido ao não estabelecimento do regime permanente de fluxo do biogás.

²⁸ No dia 19/12/2007 foram feitas leituras apenas com o equipamento UCS, pois o equipamento USP apresentou problemas na bateria.

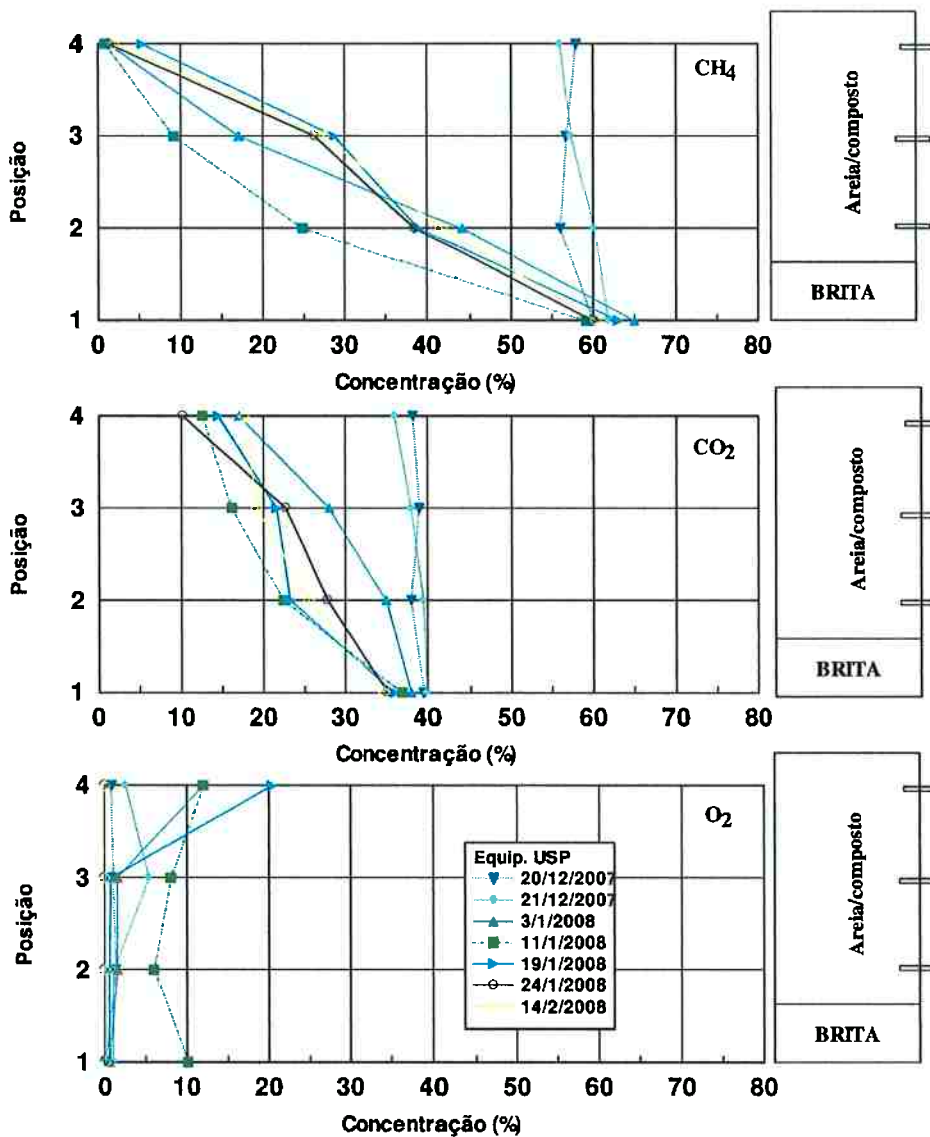


Figura 8.8 – Perfis de concentrações de CH₄, CO₂ e O₂ realizadas com o equipamento USP

Os perfis dos dias subsequentes, especificamente os dias 20 e 21 de dezembro de 2007 (tanto na Figura 8.8 quanto na Figura 8.9), apresentaram um aumento significativo da concentração de CH₄ e CO₂, e uma redução do oxigênio. Este comportamento é fruto do fluxo de biogás introduzido, que nestes dias já havia entrado em regime permanente. Ao mesmo tempo demonstra que ainda não há qualquer indício de oxidação.

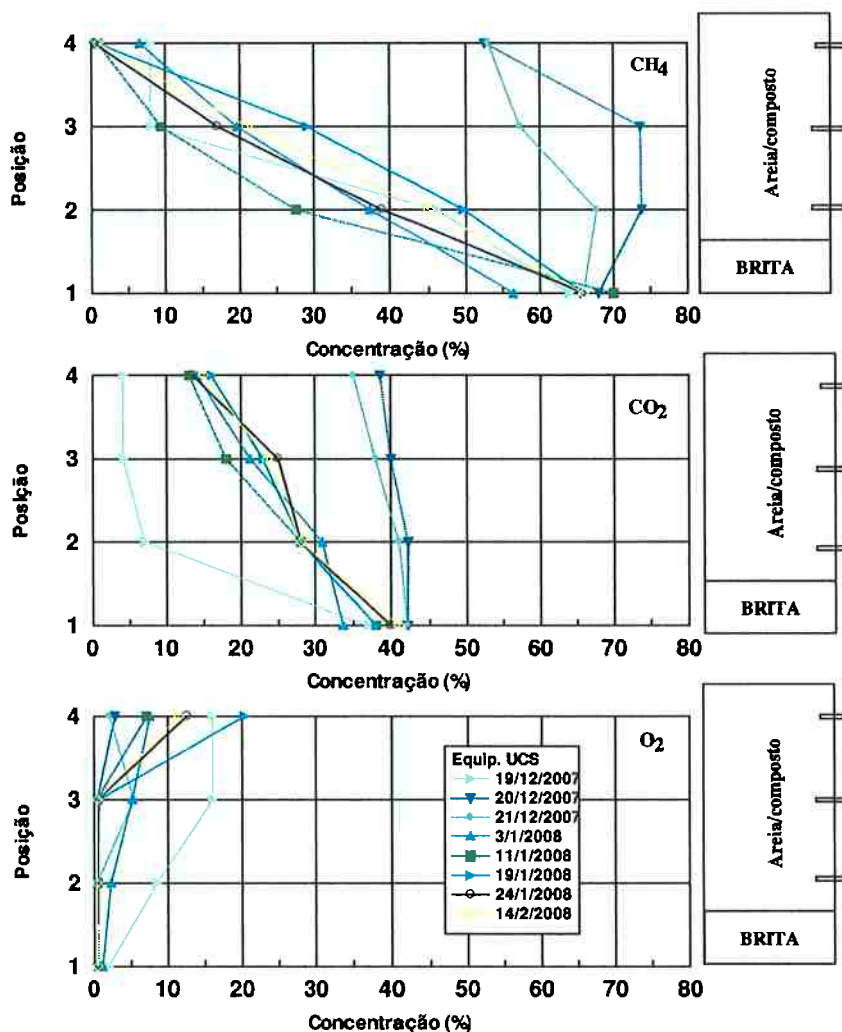


Figura 8.9 – Perfis de concentrações de CH₄, CO₂ e O₂ realizadas com o equipamento UCS

Para se comparar as medições realizadas com os dois equipamentos de forma mais direta apresenta-se na Figura 8.10 os resultados lado a lado. No lado esquerdo da Figura 8.10 têm-se os perfis obtidos com o equipamento USP e no lado direito com o equipamento UCS. Observa-se que existe uma boa concordância entre os equipamentos utilizados e que as diferenças observadas estão dentro da margem de precisão dos mesmos.

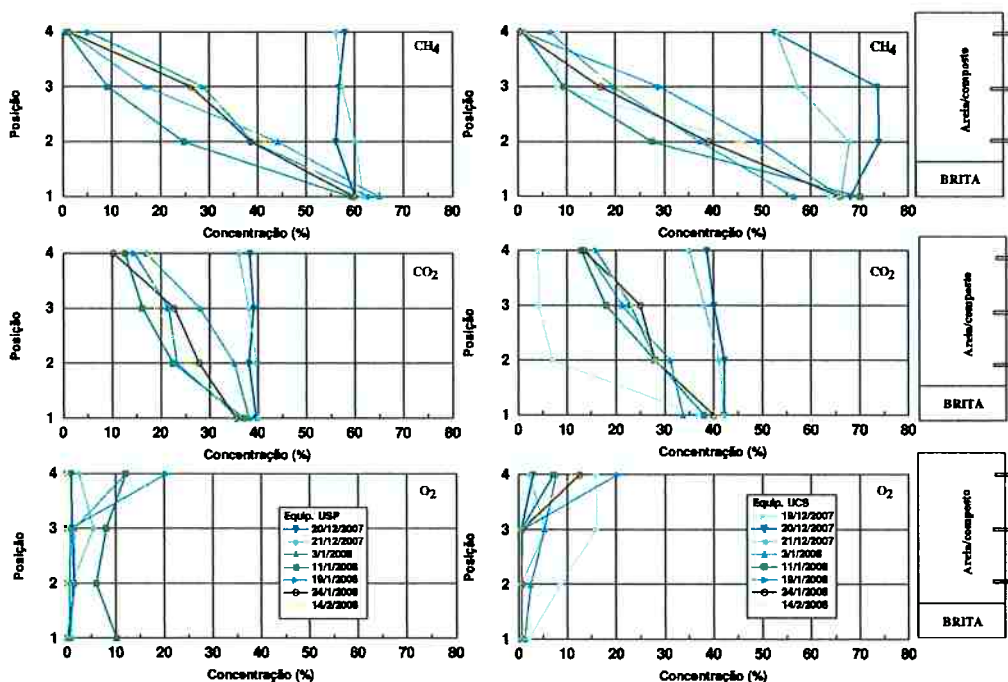


Figura 8.10 – Gráfico comparativo das medições nos equipamentos USP e UCS.

Na Figura 8.11 estão apresentadas as variações das concentrações de CH_4 , CO_2 e O_2 com o tempo nos diferentes pontos de coleta (equipamento UCS²⁹). Verifica-se que as concentrações do biogás introduzido no sistema (posição 1) se manteve razoavelmente constante durante o período de leituras. Ao longo do biofiltro as concentrações de CH_4 diminuem com o tempo em particular no trecho superior do biofiltro. Neste trecho observa-se também a presença de O_2 . Abaixo de 30 cm não se observou a presença de oxigênio. Isto pode ser devido a velocidade do processo de oxidação que impede a detecção do oxigênio (e.g. Steven et al., 2006). O CO_2 deveria ter apresentado um aumento de concentração, no entanto observou-se que houve uma redução da concentração em todos os níveis dentro do biofiltro. Como visto anteriormente a oxidação de uma molécula de metano deve gerar uma CO_2 e duas de H_2O .

²⁹ Optou-se pelo uso dos dados do equipamento UCS devido ao fato do equipamento USP ter gerado dúvidas com relação as medições de oxigênio nos últimos dias de leitura.

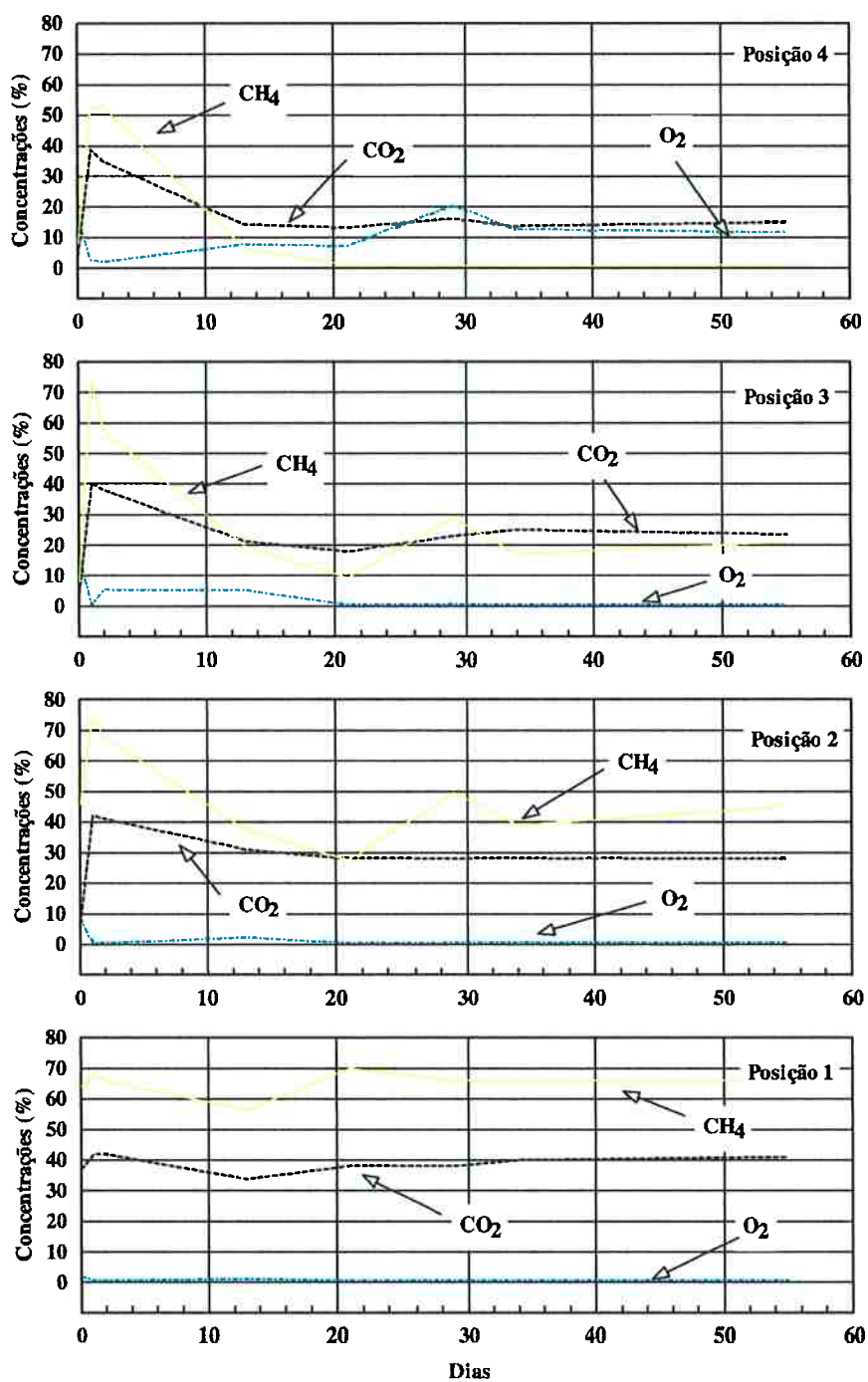


Figura 8.11 – Variação das concentrações de CH₄, CO₂ e O₂ com o tempo nos diferentes pontos de coleta.

Com base nos dados obtidos pode-se dizer que o sistema apresentou uma diminuição da concentração volumétrica do metano nos pontos e datas amostradas. Esta diminuição da concentração volumétrica do metano em relação à concentração de entrada de metano no sistema foi de aproximadamente 92% na saída do biofiltro, considerando uma concentração de entrada de 65% de CH₄ e uma concentração no ponto de coleta superior de 5%. Convém ressaltar que esta diferença é um indicativo que está havendo oxidação do metano, mas a mesma não serve para estabelecer uma taxa de oxidação, a qual depende de uma vazão de entrada de metano no sistema em uma unidade de tempo. A mistura areia/composto utilizada mostrou-se adequada para a oxidação.

8.6. Considerações sobre a quantificação da oxidação

Sistemas de oxidação do metano construídos em laboratório são, em geral, sistemas fechados, nos quais os controles das condições de contorno permitem uma avaliação quantitativa segura da oxidação (e.g. Dammann et al., 1999, Stein & Hettiaratchi, 2001, Streese & Stegmann, 2003, entre outros).

No caso de coberturas instaladas em aterros de RSU é difícil controlar todos os parâmetros envolvidos no processo (e.g. temperatura, grau de saturação, etc.). A quantificação da oxidação biológica do metano em coberturas de RSU é difícil e até o momento não existe um procedimento padrão para isto. Esta dificuldade retarda o uso das barreiras de oxidação como elemento de projeto para obtenção de créditos de carbono. Nikiema et al (2007) apresentam uma síntese de diferentes trabalhos, nos quais foram estudados a oxidação do metano em diferentes materiais e em diferentes sistemas. Esta compilação mostra que a forma mais usual de expressar a taxa de oxidação é grama de metano convertido por metro quadrado por dia, embora não mencione como os parâmetros são obtidos. Os valores apresentados de oxidação biológica do metano variam de 5 g m⁻²d⁻¹ a 1500 g m⁻²d⁻¹. É importante resaltar que este consumo depende também da vazão de metano introduzida no sistema.

Na literatura encontram-se diversos procedimentos para a quantificação da oxidação. Em todos eles hipóteses são feitas para estimar o consumo. Börjesson e Svensson (1997) determinam as emissões de biogás em aterros e estimam a oxidação com base no potencial de oxidação obtido em laboratório com diversas amostras retiradas da camada de cobertura.

Whalen et al. (1990) também apresentam um estudo onde a oxidação é determinada com base em medições feitas em laboratório com amostras obtidas de cobertura de aterro de RSU.

Abichou et al. (2006) apresentam uma interessante técnica para a determinação da taxa de oxidação de CH_4 utilizando a técnica do isótopo estável (e.g. Levin et al. 1993; Lowe, et al. 2002). A determinação da taxa de oxidação baseia-se na existência de dois isótopos estáveis de carbono, quais sejam: ^{12}C e o ^{13}C . Sendo que este último representa 1% do total. Estudos mostram que as bactérias metanotróficas consomem preferencialmente o metano que contém o isótopo mais leve (^{12}C). Deixando uma concentração maior de ^{13}C no metano não consumido (e.g. Coleman et al., 1981). Como mencionam Abichou et al. (2006) com a informação sobre a preferência das bactérias pelo isótopo mais leve, pode-se quantificar a oxidação do metano em camadas de cobertura de aterros de RSU. Para isto deve-se determinar a relação entre os ^{12}C e o ^{13}C em uma zona onde se garanta que não exista oxidação e em outra onde a oxidação é passível de ocorrer. Com base nesta técnica os autores determinaram percentagens de oxidação média que variaram de 14.4 a 25.2%, em duas regiões estudadas do mesmo aterro. O custo de cada análise é de aproximadamente US\$100,00.

No presente estudo, o uso das medições das concentrações ao longo da camada de cobertura pode indicar a oxidação, já que uma redução na concentração de metano na parte superior da camada em relação a concentração que entra na camada é, em princípio, um indicativo de oxidação. No entanto, deve-se levar em conta que na parte superior da cobertura, próximo a saída para a atmosfera, pode haver uma diluição das concentrações, o que mascarariam os resultados. Como visto a concentração de oxigênio

necessária para o processo de oxidação é pequena e se a vazão de biogás é grande o fluxo é predominantemente advectivo. Isto dificultaria a entrada de oxigênio no sistema. Por outro lado o oxigênio pode entrar por difusão ou vir da água de chuva. Assim, a eventual diluição pode dificultar a determinação de uma taxa de oxidação.

No presente trabalho optou-se por não definir uma taxa de oxidação. Considera-se que a quantificação da oxidação exige o monitoramento de nitrogênio e da vazão de entrada no sistema.

9. Conclusões

Considerando os diferentes estudos realizados nesta tese, as seguintes conclusões podem ser apresentadas:

- **Determinação da curva de retenção:** O uso do tensiômetro de alta capacidade mostrou-se um método eficiente para a obtenção "rápida" da curva de retenção. A curva de retenção pode ser obtida, para solos plásticos, em aproximadamente 5 dias para sucções de até 500kPa.
- **Efeito da umidade relativa do ar no ensaio de fluxo de ar.** O fluxo de ar em materiais granulares pode gerar uma movimentação da água se a pressão do ar de entrada é superior a sucção. O uso da curva de retenção associado com a curva teórica que relaciona umidade relativa com sucção é possível avaliar se haverá problemas no fluxo de ar em função da umidade relativa do mesmo.
- **Ensaio de permeabilidade ao ar:** Os resultados obtidos com amostras da cobertura do aterro Sanitário Bandeirantes além de demonstrarem a eficiência do equipamento montado, indicaram uma pequena variação da permeabilidade intrínseca. Esta variação pode ser fruto do grau de saturação ou de variações estruturais nas amostras.
- **O sistema de biofiltro construído no Aterro Sanitário São Giácomo, em Caxias do Sul permitiu observar uma diminuição da concentração volumétrica do metano ao longo do sistema, o que indicou estar ocorrendo à oxidação biológica.**
- **A utilização de um solo arenoso misturado com composto de jardinagem mostrou-se viável como material suporte para a atividade metanotrófica. Esta combinação induziu uma adequada porosidade para o fluxo do gás e meio para as bactérias.**

Recomendações para a continuidade dos estudos:

- Aperfeiçoar o sistema de medição de vazão para os ensaios de permeabilidade ao ar em laboratório.
- Implementar um sistema de medição de vazão no campo.
- Executar outros biofiltros com materiais alternativos, tais como argila expandida.
- Executar outros biofiltros com porosidade variável.
- Utilizar a técnica do isótopo radioativo para quantificar a oxidação.
- Utilizar a técnica de microbiologia molecular para identificar e quantificar os microrganismos metanotróficos.
- Implantar uma cobertura para a oxidação biológica em aterro de RSU, sendo esta o biofiltro para captar as emissões fugitivas de biogás.

10. Referências

- Abbas, A. Carcasses, M. & Ollivier, J-P. (1999). Gas permeability of concrete in relation to its degree of saturation. *Materials and Structures*, Vol. 32, January-February. pp 3-8
- Abichou, T.; Powelson, D.; Chanton, J.; Escoriza, S.; and Stern, J. (2006). "Characterization of Methane Flux and Oxidation at a Solid Waste Landfill". *Journal of Environmental Engineering*, Vol. 132, No. 2, February. pp. 220-228.
- Andrade, M.C.J. (2000) "*Estudo experimental de permeabilidade a água e ao ar de um solo utilizado na camada de cobertura de Aterro Resíduos Sólido Urbano de Recife-PE*" *Dissertação de Mestrado da USP-SP 2001*.
- Associação Brasileira de Normas Técnicas (ABNT)(1984) - Determinação do teor de umidade NBR 6457/1986
- Associação Brasileira de Normas Técnicas (ABNT)(1984) - Determinação da massa específica dos solos que passam na peneira de 4,8 mm – NBR – 6508, Rio de Janeiro, 6p.
- Associação Brasileira de Normas Técnicas (ABNT)(1984) Análise granulométrica – NBR – 7181. Rio de Janeiro, 13p
- Associação Brasileira de Normas Técnicas (ABNT)(1984) Determinação do limite de liquidez – NBR – 6459, Rio de Janeiro, 6p
- Associação Brasileira de Normas Técnicas (ABNT)(1984) Determinação do limite de plasticidade – NBR – 7180, Rio de Janeiro,
- Associação Brasileira de Normas Técnicas (ABNT)(1992) – Apresentação de projetos de aterros sanitários de resíduos sólidos urbanos. – NBR - 8419
- Associação Brasileira de Normas Técnicas (ABNT)(1992) Apresentação de projeto de aterro sanitário de resíduos sólidos urbanos - NBR 8419
- Associação Brasileira de Normas Técnicas (ABNT)(1998) – Resíduos Sólidos: Classificação - NBR - 10004
- Atlas, R.M.; Bartha, R. *Microbial Ecology: Fundamentals and Applications*. Reading, Ma: Addison-Wesley publishing Company; 1981.
- Barlaz, M. A.(1996). "Microbiology Solid Waste Landfill" In *Microbiology of Solid Waste*, ed. Palmisano et Barlaz.

- Barlaz, M. A.(1996). Anaerobic Digestion of Municipal Solid Wastes. In Microbiology of Solid Waste. pp. 71-113.
- Bender, M. e Conrad, R. (1995). Effects of CH₄ concentrations and soil conditions on the induction of CH₄ oxidation activity. Soil Biology & Biochemistry v. 27 pp. 1517-1527.
- Bidone, A. R. F. e Povinelli, J. (1999) "*Conceito Básico de Resíduos Sólidos*, - 1ªedição - EESC-USP-Projeto Reenge.
- Bodelier, P. L. E., Laanbroek, H. J. (2003). MiniReview - Nitrogen as a regulatory factor of methane oxidation in soils and sediments. FEMS Microbiology Ecology 47. pp. 265-277.
- Bodrossy, L., Holmes, E. M., Holmes, A. J., Kovacs, K. L., and Murrell, J. C. (1997) Analysis of 16S rRNA and methane monooxygenase gene sequences reveals a novel group of thermotolerant and thermophilic methanotrophs, *Methylocaldum* gen. nov. Arch Microbiol 168: 493–503.
- Boeckx P. and van Cleemput, O. (1996) Methane oxidation in a neutral landfill cover soil: influence of temperature, moisture content and N-turnover. Journal of Environmental Quality 25, 178-183.
- Boeckx, P. e van Cleemput O. (2000). *Trace gas emissions and plants*, Ed S.N. Singh, Kluwer Academic Publishers, Netherlands.
- Boeckx, P., Van Cleemput, O. and Villaralvo, I.(1996) "*Methane emission from a landfill and the methane oxidising capacity of its covering soil*"- Soil Biol. Biochem. vol 28 n.10/11 pp. 1397-1405.
- Bogner J.E. (1997). "*Kinetics of Methane oxidation in a landfill covers soil: Temporal Variations, a whole- landfill oxidation experiment, and modeling of net CH₄ emissions*" – Environmental Science & Technology. vol 31 n.9 pp.2504-2514.
- Börjesson, G et al. (2004) – "*Microbial oxidation of CH₄ at different temperatures in landfill cover soils*". – FEMS Microbiology Ecology vol 48 pp. 305-312.
- Börjesson, G. e Nohrstedt H. O. (1998). "*Short- and long-term effects of nitrogen fertilization on methane oxidation in three Swedish forest soils*". Biology Fertil Soils. vol 27 pp. 113-118.

- Borjesson, G., Sundh, I. e Svensson, B. (1998). *Microbial oxidation of CH₄ at high partial pressures in an organic landfill cover soil under different moisture regimes*. FEMS Microbiology Ecology vol 26 pp. 207-217.
- Borjesson, G., Sundh, I., & Svensson, B. (2004). Microbial oxidation of CH₄ at different temperatures in landfill cover soils. FEMS Microbiol. Ecol., 48, 305–312.
- Börjesson, G.; Chanton, J and Svensson, B.H. (2001). *Methane oxidation in two Swedish landfill covers measured with Carbon-13 to Carbon-12 isotope ratios*. Journal of Environmental Quality vol 30 n.2 pp. 369-376.
- Bouazza, A. e Vangpaisal, T. (2003). An apparatus to measure gas permeability of geosynthetic clay liners. Geotextiles and Geomembranes, Volume 21, pp. 85-101.
- Bowman, J.P., McCammon, S.A., and Skerratt, J.H. (1997) *Methylosphaera hansonii* gen. nov., sp. nov., a psychrophilic, group I methanotroph from Antarctic marine-salinity, meromictic lakes. Microbiology 143: 1451–1459.
- Bradford, M. A. Ineson, P. Wookey, P. A. e Lappin-Scott, H. M. (2001). *Role of CH₄ oxidation, production and transport soil CH₄ flux*. Soil Biology & Biochemistry. vol 33 pp. 1625-1631.
- Brooks, R. H. e Corey, A. T. (1964). Hydraulic properties of porous medium Colorado State University (Fort collins, Hydrologic Paper 3.
- Christophersen, M. (2001). *Lateral gas transport in soil adjacent to an old landfill: factors governing emissions and methane oxidation*. – Waster Management & Research. vol 19 , pp. 126-143.
- Christophersen, M. e Kjeldsen, P. (2000) – "*Field investigations of methane oxidation in soil adjacent to an old landfill* " – Intercontinental Landfill Research Symposium, Lulea, Sweden pp.1-8.
- Christophersen, M., Linderød, L., Jensen, P.E. e Kjeldsen, P. (2004). *Methane oxidation at low temperature in soil exposed to landfill gas*. – Jornal Environment Quality. vol 29 pp. 1989-1997.
- Cotrim, S.L. (1997). Filtros aeróbios percoladores aplicados ao tratamento de lixiviados de aterros sanitários antigos. Porto Alegre. 98p. Dissertação de mestrado – IPH, UFRGS.

- Czepiel, P.M., Mosher, B., Crill, P. M. e Harriss, R. C. (1996). *Quantifying the effect of oxidation on landfill methane emissions*. *Jornal Geophysical Research*, vol.101, pp. 16721-16729.
- Dedysh, S. N., Khmelenina, V. N., Suzina, N., Trotsenko, Y. A., Semrau, J. D., Liesack, W. e Tiedje, J. M. (2002). *Methylocapsa acidiphila* gen. nov., sp. nov., a novel methane-oxidizing and dinitrogen-fixing acidophilic bacterium from Sphagnum bog. *International Journal of Systematic and Evolutionary Microbiology*, Vol 52, 251-261.
- Fourie, A.B. e Moonsammy, M. (2002) – “*Store and release covers for landfills in semi-arid climates*.” *Unsaturated soils, Recife, Brazil Anais*, pp. 823-826.
- Gebert, J. Groengroeft, A. e Miehlich, G. (2003). *Methane oxidation in a biofilter system – influence of water content, temperature and salt concentration*. *Proc. Ninth International Waster Management and Landfill Symposium, Italy*.
- Hanson R. and Hanson T (1996) “*Methanotrophic bacteria*” *Microbiological Reviews*, v 60, n° 2, pp.439-471.
- Hauser, V. L., Weand, B. L. & Gill, M. D. (2001). *Alternative Landfill Covers*. Air Force Center for Environmental Excellence Technology Transfer Division. 338p.
- Hauser, V.L., B.L. Weand, and M.D. Gill. (2001). *Natural covers for landfills and buried waste*. *J. Environ. Eng.* 127:768–775
- Heerten, G. (1999). *Geosynthetic clay liner performance in geotechnical applications*. *Proceedings of 14th GRI conference*. pp. 136-163.
- Hilger, H. A. e Humer M. (2003) – “*Biotic landfill cover treatments for mitigating methane emissions*”. – *Environmental Monitoring and Assessment*. vol. 84, pp. 71-84.
- Hilger, H. A., Cranforda, D. F. e Barlaz, M. A. (2000). *Methane oxidation and microbial exopolymer production in landfill cover soil*. *Soil Biology and Biochemistry* Vol. 32, Issue 4, April 2000, Pages 457-467
- Hilger, H. A., Liehr, S. K. e Barlaz, M. A. (1999). *Exopolysaccharide control of methane oxidation in landfill cover soil*. *Journal of environmental Engineering*. vol. 125 n.12, pp. 1113-1123.
- HMIP (1989). *The control of landfill gas*. Waste Management Paper No 27. Her Majesty's inspectorate of pollution. London, UK.

- Holmes, A. J., Roslev, P., McDonald, I. R., Iversen, N. Henriksen, K. e Murrell, J. C. (1999). Characterization of methanotrophic bacterial population in soils showing atmospheric methane uptake. *Applied and Environmental Microbiology*. V.65 n° 8, pp. 3312-3318.
- Houghton, J. T., Filho, L. G. M., Callander, B. A., Harris, N., Kattenberg, A., and Maskell, K., *Climate Change (1995) - the Science of Climate Change: Contribution of WGI to the Second Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*, Intergovernmental Panel on Climate Change, Cambridge University Press, Cambridge (UK), 1996.
- Humer M. e Lechner P. (1999)a – “Alternative approach to the *elimination of greenhouse gases from old landfills*”. – *Waster Management & Research*. vol. 17, pp. 443-452.
- Humer M. e Lechner P. (1999)b – “*Methane oxidation in compost cover layers on landfills*”. – *Proc. Seventh International Waster management and Landfill Symposium*, Sardinia, Italy.
- Humer M. e Lechner P. (2003) – “*Effect of Methane oxidation on the water balance of the landfills cover and the vegetation layer*”. - *Proc. Ninth International Waster Management and Landfill Symposium*, Cagliari, Italy.
- IBGE (2000). Pesquisa nacional de saneamento básico. ISBN 85-240-0881-4. <http://www.ibge.gov.br/home/estatistica/populacao/condicaodevida/pnsb/pnsb.pdf>.
- Ignatius, S.G.(1999) – Fluxo unidirectional de gás através de um solo compactado – Determinação Laboratorial de Parâmetros.
- Innocentini, M. D. M. e Pandolfelli, V. C. (2001). Permeability of Porous Ceramics Considering the Klinkenberg and Inertial Effects. *J. Am. Ceram. Soc.*, 84 [5] 941–44.
- IPCC (Intergovernmental Panel on Climate Change) (1996). *Climate Change 1995: The Science of Climate Change--Contribution of Working Group I to the Second Assessment Report of the IPCC*. Cambridge (UK): Cambridge University Press.
- IPCC (Intergovernmental Panel on Climate Change) (2007) *Fifth assessment report of the intergovernamental panel on climate change*. Cambridge University Press, UK.

- IPT (2000) Lixo Municipal Manual de Gerenciamento integrado. S.P. 2º edição.
- Kettunen, R. H.; Einola, J-K M.; Rintala, J.A. (2006). Landfill methane oxidation in engineered soil columns at low temperature. *Water, Air, and Soil Pollution*. 177: pp.313–334.
- Kightley, D., and D. B. Nedwell. (1994). Methane oxidation in landfill coversoils: can bacteria solve the emission problem? *Environ. Manage. J.* 3:24–26.
- Kightley, D., Nedwell, D.B. & Cooper, M. (1995) Capacity for Methane Oxidation in Landfill Cover Soils Measured in Laboratory-Scale Soil Microcosms. *Applied and Environmental Microbiology* 61, 592-601.
- King e Scnel, (1994) "Effect of increasing atmospheric methane concentration on ammonium inhibition of soil methane consumption" *Nature* v.370, pp. 282-284.
- Klinkenbeg (1941) "The Permeability of Porous Media to Liquids and Gases" – American Petroleum Institute – Drilling and Production Practice. p.200-213.
- Knief, C., Lipski, A. e Dunfield, P. F. (2003). Diversity and Activity of Methanotrophic Bacteria in Different Upland Soils. *Appl Environ Microbiol.* November; 69(11): 6703–6714
- Levin, I., Bergamaschi, P., Dörr, H. e Trapp, D. (1993). Stable isotopic signature of methane from major sources in Germany. *Chemosphere*, Vol.26, Nos. 1-4, pp 161-177.
- Lima, L. M. Q (1995) " Resíduos urbanos: Tratamento e biorremediação" 3 ed. S.P Hemus.
- Liotti, R. G.(2007) " Verificação de procariontes metanotróficos em amostras ambientais através da determinação do potencial de oxidação do metano e da caracterização de culturas enriquecidas. Dissertação de Mestrado ICB-USP.
- Maciel, J. F. e Jucá, J.F.T.(2002) " *Análises para controle ambiental dos gases produzidos no aterro de resíduos sólidos de Muribeca*" VI Environmental Geotechnics, 4thICEG V.1, p 263-269.
- Madigan, M. e Martinko, J. (2005). *Brock Biology of Microorganisms*, 10th edition. Pearson Education.

- Marinho, F. A. M. (2006). Cobertura de aterros de resíduos – Notas de aula do Curso Disposição Final de Resíduos Sólidos Urbanos: Projeto, Operação e Descomissionamento de Aterros Sanitários. Julho. PUC/RJ.
- Marinho, F. A. M. ; Andrade, M. C. J. ; 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, 2001, - Edinburg. Thomas Telford. v. 1. p. 437-442.
- Marinho, F.A .M e Pinto,C.S. (1997) "*Soil Suction Measurement Using a Tensiometer.*" International Symposium on Recent Developments in Soil and Pavement Mechanics, Rio de Janeiro, pp 249-254
- Marinho, F.A .M. e Perreira, J.H.F. (1998) "*Mini- Curso Solo Não Saturados*" XI Congresso Brasileiro de Mecânica dos Solos e Engenharia Geotécnica – Brasília
- Mccartney, J.S. e Zornberg, J.G. (2002) "Design and performance criteria for evapotranspirative cover systems" 4th ICEG –International Conference of Environmental Geotechnics, Rio de Janeiro, Anais, pp. 195-200.
- McDonald, I. R; Bodrossy, L. Chen, Y. and Murrell, J. C. (2008) Molecular ecology techniques for the study of aerobic methanotrophs. Applied and Environmental Microbiology, v. 74, n. 5, p. 1305-15, Mar.
- Melchior, 5. (1997). "In situ studies on the performance of landfill caps. Proc. Intl Containment Technology Conference, St. Petersburg, FL. 365-373.
- Mendes, R. M.; Orlando, P. G. e Marinho, F. A. M. (2006). Propriedades geotécnicas de solos residuais não saturados da Serra do Mar. In: XIII Congresso Brasileiro de Mecânica dos Solos e Engenharia Geotécnica, 2006, Curitiba. COBRAMSEG-2006, 2006. v. 1. p. 355-360.
- Mitchell, J.K. (1991) "*Conduction phenomena: from theory to geotechnical practice*" Geotechnique 41, nº3, pp. 299-340.
- Mitchell, J.K. (1997) "Assessment of waster Barrier Containment System" Mini curso de Geotecnia Avançada –COPPE, UFRJ.
- Nikiema, J.; Brzezinski, R.; Heitz, M (2007) "Elimination of methane generated by biofiltration: a review". Rev Environ Sci Biotechnol (2007) 6. pp.261–284.

- Nozhevnikova, A. N., Lifshitz, A. B., Lebedev, V. S. e Zavarzin, G. A. (1993) Emission of CH₄ into the atmosphere from landfills in the former USSR. *Chemosphere*, Vol.26, Nos.1-4, pp 401-417
- Oliveira, O. (2004) "*Estudo sobre a resistência ao cisalhamento de um solo residual não saturado*" Tese de doutorado da USP-SP.
- Palmissano, A.C e Barlaz, M.A. (1996) "*Microbiology of solid waste*" CRS Press, Inc. Boca Raton, Florida –USA.
- Park, J.W e Shin, H.C. (2001) "*Surface emission of landfill gas from solid waste landfill*" – *Atmospheric Environment*, nº35, pp. 3445-3451.
- Park, S., Brown, K. W. e Thomas, J. C. (2002). *The effect of various environmental and design parameters on methane oxidation in a model biofilter*. – *Waster Management & Research*. vol. 20, pp. 434-444.
- Povinelli e Bidone (1999) "Conceitos básicos de resíduos sólidos " EESC-USP/Projeto Reenge, São Carlos
- Prescott, L. M., Harley, J. P., Klein, D. A. (1999). *Microbiology*. USA Ed. McGraw-Hill, 4ª ed.
- Seely, G.E., Falta, R.W., Hunt, J. (1994) "*Buoyant Advection of gas in Unsaturated Soil.*" *Journal of Environmental Engineering*, V.120, nº5, sep/oct 1994, p. 1230-1247
- Segers, R.(1998). Methane production and methane consumption: a review of processes underlying wetland methane fluxes. *Biogeochemistry* v. 41 pp 23-51
- Senior, E. (2000). *Microbiology of Landfill Sites*. 2ª edição – Lewis Publishers – 2000.
- Souza Pinto (2007) – comunicação pessoal.
- Spokas K., Bogner J., Chanton J.P., Morcet, M., Aran, .C, Graff, C., Golvan, YM-L, Hebe, I. (2006) Methane mass balance at three landfill sites: what is the efficiency of capture by gas collection systems. *Waste Manag* 26(5):516–525.
- 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* Vol. 36, no. 4, pp. 558-565.

- Stein V.B. e Hettiaratchi, J.P. (2001). Methane oxidation in three Alberta soils: influence of soil parameters and methane flux rates. *Environmental Technology*. Jan;22(1):101-11.
- Steven, M. D., Smith, K. L., Beardsley, M.D. & Colls, J.J. (2006). Oxygen and methane depletion in soil affected by leakage of natural gas. *European Journal of Soil Science*, December, 57. pp. 800–807.
- Streese, J. & Stegmann, R. (2003). Microbial oxidation of methane from old landfills in biofilters. *Waste Management* 23. pp. 573–580.
- Tanikawa, W. and Shimamoto, T. (2006). Klinkenberg effect for gas permeability and its comparison to water permeability for porous sedimentary rocks. *Hydrology and Earth System Sciences Discussions*. 3, 1315–1338.
- Tchobanoglous, G., Theisen, H., Vigil, S. A. (1993). *Integrated Solid Waste Management: Engineering Principles and Management Issues* Ed. McGraw Hill International.
- Torves, J. C (2006) “Estudo de microrganismos Metanotróficos responsáveis pela Oxidação De Metano em cobertura de aterro Sanitário” Dissertação de mestrado, Universidade de Caxias do Sul,
- Van Genuchten (1980) “A Closed –Form Equation for Predicting the hydraulic Conductivity of Unsaturated Soil” *Soil Science of America Journal*. v. 44, nº 5, pp. 893-898.
- Vazoller, F.R.(1996) “*Diversidade Microbiana e Desenvolvimento Sustentável – Microbiologia e Saneamento Ambiental.*” Texto apresetado no Workshop – Campinas.
- Vazoller, R.F. (1995) *Avaliação do ecosistema microbiano de um biodigestor anaeróbio de fluxo ascendente e manta de lodo, operado com vinhaça sob condição termofílicas*. Tese de doutorado USP- São Carlos.
- Vieira e Alves, 2002 “*Primeiro Inventário Brasileiro de Emissão Antrópicas de Gases do Efeito Estufa*” *Relatório de Referência de Metano no tratamento e na disposição de Resíduos São Paulo – CETESB, 86p*
- Visscher, A. D., Schippers, M. e van Cleemput, O.(2001). Short-term kinetic response of enhanced methane oxidation in landfill cover soils to environmental factors – *Biology and Fertility of Soils*, v.33 pp 231-237.

- Visscher, A. D., Thomas, D., Boeckx, P. e Van Cleemput, O. (2001). Methane oxidation in simulated landfill cover soil environments. *Environmental Science & Technology*. *Environmental Science & Technology* 33:1111, 1854-1859.
- Visvanathan et al (1999) "Methanotrophic activities in tropical landfill cover soils: effects of temperature, moisture content and methane concentration" – *Waster Management & Research*
- Visvanathan, C.; Tubtimthai, O. e Kuruparan, P. (2004). "Influence of landfill top cover design on methane oxidation: pilot scale lysimeter experiments under tropical conditions. *APLAS*. Third Asian-Pacific Landfill Symposium, October pp. 27-29. Kitakyushu, Japan
- Whalen, S.C., Reeburgh, W. S. e Sandbeck, K. A. (1990). Rapid methane oxidation in landfill cover soil. *Applied and environmental Microbiology*. Vol. 56, No. 11. pp. 3405-3411.
- Whalen, S.C. (2005). Biogeochemistry of Methane Exchange between Natural wetlands and the Atmosphere. – *Environmental Engineering Science*, vol.22,n.1, pp.73-89.
- Wilson, G W.; Williams, D. J. & Rykaart, E. M. (2003). The Integrity of Cover Systems — An Update. 6th International Conference on Acid Rock Drainage (ICARD).
- Wise, M. G., McArthur, J. V. & Shimkets, L. J. 1999 Methanotroph diversity in landfill soil: isolation of novel type I and type II methanotrophs whose presence was suggested by culture-independent 16s ribosomal DNA analysis. *Appl. Environ. Microbiol.* 65, 4887-4897.
- Zeiss, C. A. (2006). Accelerated methane oxidation cover system to reduce greenhouse gas emissions from MSW landfills in cold, semi-arid regions. *Water, Air, and Soil Pollution*. 176. pp. 285–306.