

UNIVERSIDADE FEDERAL DE PERNAMBUCO
DEPARTAMENTO DE ENGENHARIA CIVIL
MESTRADO EM ENGENHARIA CIVIL

**A UTILIZAÇÃO DA CAPACIDADE DE
CAMPO NA ESTIMATIVA DO
PERCOLADO GERADO NO ATERRO
DA MURIBECA**

Eduardo Antonio Maia Lins

Recife, dezembro de 2003.

A UTILIZAÇÃO DA CAPACIDADE DE CAMPO NA ESTIMATIVA DO PERCOLADO GERADO NO ATERRO DA MURIBECA

Eduardo Antonio Maia Lins

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

Aprovado por:

Professor José Fernando Thomé Jucá, D.Sc.
(Presidente)

Professor Francisco Suetonio Bastos Mota, D.Sc.

Professor Jaime Joaquim da Silva Pereira Cabral, D.Sc.

Recife, PE - Brasil.
Dezembro de 2003

Dedico este trabalho aos

meus pais, irmãos, noiva e,

em especial, à minha saudosa avó.

AGRADECIMENTOS

A Deus, o meu pastor, que sempre está ao meu lado, conduzindo-me e inspirando-me com as luzes do Espírito Santo, minha eterna gratidão.

À minha saudosa avó, que há tanto tempo partiu, mas continua tão presente em minha vida.

Aos meus pais, Marco Lins e Ana Thereza, que sempre estiveram ao meu lado em todos os momentos de minha vida, sempre me orientando com paciência, honestidade e amor.

Aos meus irmãos, Marco Maia e Luiz Roberto Maia, conselheiros e eternos amigos.

À minha noiva, Adriana Baltar, sempre forte e motivadora, uma enviada de Deus à minha vida.

Ao Orientador e amigo José Fernando Thomé Jucá, minha eterna gratidão pela confiança depositada.

Aos amigos do Encontro de Jovens com Cristo, meu muito obrigado pelos ensinamentos recebidos.

Aos amigos do Grupo de Resíduos Sólidos, Antônio Brito, Veruschka Monteiro, Adriana Bandeira, Keyla Brito, Raquel Palha, Andréa Leão, Cecília Lins, Rodrigo C. da Purificação, Elisângela Santos, Perboyre, Felipe Maciel, Stela Fucale, Elisângela e Márcio.

Aos amigos e companheiros do Aterro da Muribeca, Paulo Padilha, Adauto Lins, Washington Moura e Josélia, o meu muito obrigado pelo apoio.

Ao amigo Múcio José, ex-companheiro de Escola Técnica e, hoje, amigo: meu muito obrigado pelos conselhos decisivos.

Aos amigos da Secretaria de Recursos Hídricos de Pernambuco, em especial a Múcio Viraes, Marisa e Lucynara, os meus sinceros agradecimentos.

Aos professores e amigos da Escola Politécnica de Pernambuco, Alexandre Gusmão e Béda Barkokébas, minha gratidão.

Ao colega José Capelo Neto, pelo seu apoio incondicional.

À Universidade Federal de Pernambuco, em especial a João Barbosa e às Professoras Suzana Montenegro, Maria Alice e Maria de Los Angeles.

À Universidade Federal Rural de Pernambuco, em especial, ao professor Julio Villar, Anacleto e Breno.

A todos que fazem parte do Laboratório de Solos de Geotecnia, Vânia, Severino, Francisco, João Teles e Laudénice.

Ao Instituto Nacional de Meteorologia (INMET).

ÍNDICE

RESUMO.....	xvi
ABSTRACT	xvii
1. INTRODUÇÃO	1
1.1. ASPECTOS GERAIS.....	1
1.2. OBJETIVOS	4
1.2.1 Objetivo Geral.....	4
1.2.2. Objetivos Específicos.....	4
1.3. ESTRUTURA DA DISSERTAÇÃO	5
2. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	6
2.1. O PERCOLADO	6
2.2. ORIGEM E FORMAÇÃO DOS PERCOLADOS	6
2.3. COMPOSIÇÃO E CARACTERÍSTICAS DO PERCOLADO	9
2.3.1. A Natureza dos Resíduos:.....	10
2.3.2. A Idade do Aterro	14
2.4. BALANÇO HÍDRICO EM ATERROS DE RESÍDUOS SÓLIDOS	18
2.4.1. Precipitação (P):.....	20
2.4.2. Escoamento Superficial (ES)	21
2.4.3. Evaporação (E) e Evapotranspiração (ET).....	22
2.4.4. Armazenamento de Água no Solo	23
2.4.4.1. Textura do Solo	23
2.4.4.2. Estrutura do Solo	24
2.4.4.3. Espessura da Camada	26
2.4.4.4. A Capacidade de Campo	27
2.4.5. Armazenamento de Água pelo lixo.....	30
2.4.5.1. A Capacidade de Campo do Lixo	31
2.4.6. Consumo e Geração de Água Durante a Decomposição do lixo	34
2.4.7. Consumo de Água na Geração de Gás.....	35
2.5. ESTIMATIVA DA PRODUÇÃO DE PERCOLADO ATRAVÉS DE MÉTODOS EMPÍRICOS	35
2.5.1. Método Suíço	36
2.5.2. Método do Balanço Hídrico.....	38
3. INVESTIGAÇÃO EXPERIMENTAL.....	45
3.1. O ATERRO DA MURIBECA	45
3.1.1. Histórico / Localização	45
3.1.2. Caracterização do Meio Físico.....	47
3.1.2.1. Hidrogeologia	47
3.1.2.2. Morfologia / Drenagem	47
3.1.2.3. Clima	47
3.1.2.4. Temperatura / Umidade Relativa.....	48
3.1.2.5. Pluviometria	48

3.1.2.6. Evaporação	49
3.2. O PERCOLADO	52
3.2.1. Determinação da Vazão do Percolado no Aterro da Muribeca.....	52
3.2.2. Determinação da Umidade do Solo e do Lixo	55
3.2.3. Determinação do Peso Específico do Solo e do Lixo (γ).....	56
3.2.4. Determinação da Porosidade do Solo e do Lixo	57
3.2.5. Análise Granulométrica do Solo	58
3.2.5.1. Peneiramento do Solo Graúdo.....	59
3.2.5.2. Sedimentação do Solo Miúdo.....	60
3.2.6. Determinação dos Limites de Consistência do Solo.....	61
3.2.6.1. Determinação do Limite de Liquidez dos Solos.....	61
3.2.6.2. Determinação do Limite de Plasticidade dos Solos.....	62
4. CAPACIDADE DE CAMPO: METODOLOGIA E RESULTADOS.....	71
4.1. Determinação da Capacidade de Campo do Solo.....	71
4.2 Resultados da Capacidade de Campo do Solo.....	73
4.3. Determinação da Capacidade de Campo do Lixo	79
4.4. Resultados da Capacidade de Campo do Lixo	81
4.4.1. Idade de 5 Anos (Lixo Novo)	81
4.4.2. Idade de 10 Anos (Lixo Velho).....	86
4.4.3 O comportamento da Capacidade de Campo do Lixo com o Tempo.....	90
5. GERAÇÃO DE PERCOLADO: METODOLOGIA E RESULTADOS.....	93
5.1. Estimativa do Percolado Gerado no Aterro da Muribeca.....	93
5.1.1. A Estimativa da Vazão do Percolado pelo Método Suíço	93
5.1.2. A Estimativa da Vazão do Percolado pelo Método de Balanço Hídrico	94
5.1.3. A Estimativa da Vazão do Percolado pelo Método Racional	95
5.1.4. O Método Experimental baseado na Capacidade de Campo do Solo e do Lixo:	95
5.2. Resultados dos Modelos Empíricos Utilizados para a Previsão do Percolado Gerado, Utilizando uma Série Histórica de 30 Anos.....	97
5.3. Resultados dos Modelos Empíricos para a Previsão do Percolado Gerado, Utilizando-se Dados Meteorológicos de 4 Meses	101
5.3.1. O Método Suíço	102
5.3.2. O Método do Balanço Hídrico	102
5.3.3. O Método Racional	103
5.3.4. O Método da Capacidade de Campo.....	104
6. CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES GERAIS	107
6.1. Conclusões:.....	107
6.2. Recomendações:	110
7. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	112

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 2.1 – Fluxo da água em um aterro sanitário	8
Figura 2.2 – Situação do solo em diferentes graus de umidade	29
Figura 2.3 – O solo na Capacidade de Campo.	30
Figura 3.1 – Localização do Aterro da Muribeca.....	46
Figura 3.2 – Estação Meteorológica da Muribeca.....	48
Figura 3.3 – Média histórica de precipitação do Aterro da Muribeca (1971–2001)	49
Figura 3.4 – Evaporímetro utilizado no Aterro da Muribeca.	50
Figura 3.5 – Média histórica de evaporação do Aterro da Muribeca (1971-2001)	51
Figura 3.6 – Comportamento Hídrico no Aterro da Muribeca (1971-2001).....	51
Figura 3.7 – Gráfico de precipitação menos evaporação do Aterro da Muribeca (1971-2001).....	52
Figura 3.8 – O SENSE- RC2	53
Figura 3.9 – A caixa medidora de Vazão	54
Figura 3.10 – Gráfico da vazão do percolado para o Aterro da Muribeca para o ano de 2002.	54
Figura 3.11 – Gráfico do percolado gerado no Aterro da Muribeca no ano de 2002.....	55
Figura 3.12 – Obtenção da amostra de lixo para determinação de umidade.	56
Figura 3.13 – Ensaio de Sedimentação.....	60
Figura 3.14 – Diversas vistas do Aparelho de Casagrande.	61
Figura 3.15 – Solo Moldado.	62
Figura 3.16 – Curva Granulométrica da Amostra 01.	62
Figura 3.17– Curva Granulométrica da Amostra 02.	63
Figura 3.18 – Curva Granulométrica da Amostra 03.	63
Figura 3.19 – Curva Granulométrica da Amostra 04.	64
Figura 3.20 – Curva Granulométrica da Amostra 05.	64
Figura 3.21 – Alguns cuidados a serem tomadas com a amostra: (A) encobri-las com papel alumínio e (B) filme plástico.	67
Figura 3.22 – Procedimentos da coleta de dados.....	68
Figura 3.23 – Curva Característica do solo de cobertura do Aterro da Muribeca para o ano de 2003.....	69

Figura 3.24 – Curva Característica do solo de cobertura do Aterro da Muribeca para o ano de 2003.....	70
Figura 4.1 – Cravação estática do Shelby na camada de cobertura do lixo.	72
Figura 4.2 – Análises em laboratório.....	72
Figura 4.3 – Gráfico Capacidade de Campo do Solo versus Teor de Finos para o Aterro da Muribeca em 2003.	74
Figura 4.4 – Gráfico relativo aos valores obtidos da Capacidade de Campo para um Solo Siltoso no Aterro da Muribeca em 2003.....	74
Figura 4.5 – Gráfico Peso Específico Seco versus Capacidade de Campo do Solo para o Aterro da Muribeca em 2003.....	75
Figura 4.6 – Gráfico Porosidade Total versus Capacidade de Campo do Solo para o Aterro da Muribeca em 2003.....	76
Figura 4.7 – Gráfico Índice de Vazios versus Capacidade de Campo do Solo para o Aterro da Muribeca em 2003.....	76
Figura 4.8 – Gráfico Porosidade Total versus Peso Específico Seco do Solo para o Aterro da Muribeca em 2003.....	77
Figura 4.9 – Gráfico Porosidade Total versus Teor de Finos para o Aterro da Muribeca em 2003.	78
Figura 4.10 – Gráfico relativo aos valores aproximados obtidos para a Capacidade de Campo do Solo e o Grau de Saturação das amostras para o Aterro da Muribeca em 2003.....	78
Figura 4.11 – Curva Característica do solo de cobertura do Aterro da Muribeca em 2003.....	79
Figura 4.12 – Preparos e posterior cravação. (A) Regularização da massa de lixo. (B) Cravação do amostrador sobre o lixo. (C) Shelbys cravados.....	80
Figura 4.13 – Procedimentos no laboratório	81
Figura 4.14 – Gráfico relativo aos valores obtidos para a Capacidade de Campo do Lixo Novo para o Aterro da Muribeca em 2003.....	82
Figura 4.15 – Gráfico relativo aos valores aproximados obtidos para a Capacidade de Campo do Lixo Novo e o Grau de Saturação das amostras para o Aterro da Muribeca em 2003.	83
Figura 4.16 – Gráfico Peso Específico Seco versus Capacidade de Campo do Lixo Novo para o Aterro da Muribeca em 2003.....	83

Figura 4.17 – Gráfico Porosidade Total versus Capacidade de Campo do Lixo Novo para o Aterro da Muribeca em 2003.....	84
Figura 4.18 – Gráfico Índice de Vazios versus Capacidade de Campo do Lixo Novo para o Aterro da Muribeca em 2003.....	85
Figura 4.19 – Gráfico Peso Específico Seco versus Porosidade do Lixo Novo para o Aterro da Muribeca em 2003.....	85
Figura 4.20 – Gráfico relativo aos valores obtidos para a Capacidade de Campo do Lixo Velho para o Aterro da Muribeca em 2003.....	86
Figura 4.21 – Gráfico relativo aos valores aproximados obtidos para a Capacidade de Campo do Lixo Velho e o Grau de Saturação das amostras para o Aterro da Muribeca em 2003.....	87
Figura 4.22 – Gráfico Peso Específico Seco versus Capacidade de Campo do Lixo Velho para o Aterro da Muribeca em 2003.....	88
Figura 4.23 – Gráfico Porosidade Total versus Capacidade de Campo do Lixo Velho para o Aterro da Muribeca em 2003.....	88
Figura 4.24– Gráfico Índice de Vazios versus Capacidade de Campo do Lixo Velho para o Aterro da Muribeca em 2003.....	89
Figura 4.25 – Gráfico Peso Específico Seco versus Porosidade Total do Lixo Velho para o Aterro da Muribeca em 2003.....	89
Figura 4.26 – Peso específico da massa de lixo variando com o tempo para o Aterro da Muribeca em 2003.....	90
Figura 4.27 – Gráfico da porosidade total do lixo variando com o tempo, no Aterro da Muribeca em 2003.....	91
Figura 4.28 – Gráfico do índice de vazios do lixo variando com o tempo, no Aterro da Muribeca em 2003.....	91
Figura 4.29 – Gráfico da capacidade de campo do lixo variando com o tempo, no Aterro da Muribeca em 2003.....	92
Figura 5.1 – Gráfico da precipitação e percolado medidos versus tempo no Aterro da Muribeca.....	97
Figura 5.2 – Gráfico da razão percolado / precipitação versus tempo no Aterro da Muribeca.....	98
Figura 5.3 – Avaliação dos erros dos métodos empíricos utilizados no Aterro da Muribeca.....	100

Figura 5.4 – Comparação da estimativa de percolado entre os métodos empíricos e a medida real para uma série histórica (1971-2001) no Aterro da Muribeca.....	100
Figura 5.5 – Comportamento Hídrico, para nove meses do ano 2003, no Aterro da Muribeca.....	101
Figura 5.6 – Avaliação dos erros dos métodos empíricos para 4 meses (Junho a Setembro de 2003) no Aterro da Muribeca.	106
Figura 5.7 – Comparação da estimativa de percolado entre os métodos empíricos e a medida real para 4 meses.....	106

ÍNDICE DE TABELAS

Tabela 2.1 - Composição básica dos resíduos sólidos municipais e grau de degradabilidade.....	12
Tabela 2.2 - Alguns íons encontrados no percolado e possíveis origens	12
Tabela 2.3 – Faixas de Variação dos Teores de Substâncias Contaminantes Dissolvidos no Percolado de Aterros Sanitários.	13
Tabela 2.4 – Fases e ocorrências durante a degradação da matéria orgânica.....	16
Tabela 2.5 – Análise do percolado: parâmetros com diferenças entre as fases acética e metanogênica.	17
Tabela 2.6 – Capacidade de Campo típico de aterros de resíduos sólidos.	34
Tabela 2.7 – Resultados das observâncias de Hans Jurgen.	37
Tabela 2.8 – Valores de K para Aplicação do Método Suíço.....	37
Tabela 2.9 – Parâmetros Meteorológicos e Outros Dados Utilizados no Método do Balanço Hídrico.	39
Tabela 2.10 – Valores do Coeficiente de Escoamento Superficial (C’).	39
Tabela 2.11 – Umidade do solo	40
Tabela 2.12 – Armazenamento de água no solo (AS) em função da evapotranspiração potencial acumulada [$\Sigma_{neg} (I-EP)$]. Solo Siltoso ($A_{sc} = 120$ mm).....	40
Tabela 2.13 – Coeficiente de escoamento superficial ou coeficiente de “runoff”.	44
Tabela 3.1 – Resultados, de maio de 2003, referentes às amostras válidas do solo de cobertura do Aterro da Muribeca.....	58
Tabela 3.2 – Resultados, de maio de 2003, referentes às amostras válidas do lixo com 5 anos do Aterro da Muribeca.	58
Tabela 3.3 – Resultados, de maio de 2003, referentes às amostras válidas do lixo com 10 anos do Aterro da Muribeca.	58
Tabela 3.4 – Percentagem de Finos e Limites de Atteberg, de maio de 2003, da camada de cobertura do Aterro da Muribeca.....	65
Tabela 5.1 – Descrição do Método do Balanço Hídrico.....	94
Tabela 5.2 – Cálculo estimativo da vazão de percolado pelo Método Suíço, em 2003, no Aterro da Muribeca.....	102

Tabela 5.3– Cálculo estimativo da vazão de percolado pelo Método do Balanço Hídrico, em 2003, no Aterro da Muribeca.....	103
Tabela 5.4 - Cálculo estimativo da vazão de percolado pelo Método do Racional, em 2003, no Aterro da Muribeca.....	104
Tabela 5.5 – Cálculo estimativo da vazão de percolado pelo Método da Capacidade de Campo, em 2003, no Aterro da Muribeca.	105

LISTA DE SÍMBOLOS, NOMECLATURA E ABREVIACÕES

A	Área
ABNT	Associação Brasileira de Normas Técnicas
C	Coefficiente de Escoamento Superficial
C	Capacidade de Sucção
CC	Capacidade de Campo
Ca	Cálcio
Cd	Cádmio
Cr	Cromo
CH ₄	Gás Metano
CO ₂	Dióxido de Carbono
Cu	Cobre
DBO	Demanda Bioquímica de Oxigênio
ΔU_w	Água absorvida e retida pelo lixo
ΔU_s	Água absorvida e retida pela camada de cobertura
DQO	Demanda Química de Oxigênio
dp	Densidade das partículas ou dos grãos
e	Índice de vazios
E	Evaporação
ES	Escoamento Superficial
Fe	Ferro
G	Vapor d'água que sai com os gases
H ₂	Gás Hidrogênio
H	Umidade do lixo
I	Infiltração
K	Grau de Compactação
K'	Coefficiente de infiltração
L	Lâmina de água
Mg	Magnésio
Mn	Manganês
SO ₄	Sulfato
P	Precipitação
PERC	Percolado
Q	Vazão do Percolado
θ_v	Umidade Volumétrica

θ_m	Umidade de massa
U_w	Água vinda com o lixo
γ_s	Peso Específico seco
γ_h	Peso Específico úmido
η	Porosidade do solo ou lixo
Zn	Zinco

RESUMO

Um dos principais problemas ambientais dos aterros é a liberação de percolato no local, resultando na contaminação do solo e da água. O percolato representa um dos vários fatores de risco para o meio ambiente, uma vez que este apresenta altas concentrações de matéria orgânica, bem como quantidades consideráveis de metais pesados. É um problema de poluição potencial para as águas superficiais e, principalmente, para as subterrâneas. A possibilidade do conhecimento da geração de chorume é importante para a avaliação do sistema de coleta e tratamento deste efluente nos aterros sanitários, onde estes sistemas devem atender ao volume de líquido produzido pela decomposição da matéria orgânica e ao que atravessa a massa de lixo, a fim de garantir a preservação das águas superficiais e dos lençóis freáticos.

Este trabalho tem como objetivo principal estimar, através de modelos empíricos, o volume de percolato gerado no Aterro da Muribeca, comparando a produção de percolato medida com a estimada através dos Métodos Suíço, Racional, Balanço Hídrico e o experimental, chamado de Método da Capacidade de Campo, onde este leva em consideração as capacidades de campo do solo e do lixo, e os teores de umidade do solo e do lixo.

Alguns métodos empíricos foram utilizados a fim de estimar o volume de percolato gerado no Aterro da Muribeca, dentre eles: o Método Suíço, Racional e do Balanço Hídrico. Para uma série histórica de 30 anos, o Método Racional e do Balanço Hídrico indicaram erros médios superiores a 200%, e, em épocas de déficit hídrico, indicaram uma vazão nula, o que não condizia com a realidade. Já o Método Suíço apresentou-se mais coerente, apresentando uma uniformidade na geração de percolato durante todo o ano. Os modelos empíricos utilizados na estimativa do percolato gerado não utilizam variáveis importantes como o teor de umidade e a capacidade de campo do lixo. O conhecimento da capacidade de campo do lixo é essencial para implementar um controle do teor total de umidade no aterro que influencia as condições de biodegradação e produção de metano.

ABSTRACT

One of the main environmental problems in landfills is the liberation of leachate on the local area resulting in a contamination of the soil and water. The leachate is a risk factor for the environment, once that it presents high rates of organic matter and heavy metals. It's a potential problem for superficial water and groundwater. The knowledge about leachate productivity is very important for the avaluation of the system of collection and of the outflow treatment in landfills, where this systems might attend to a volume produced during the organic matter decomposition and might attend also the volume that passes through the waste mass, in order to guarantee the preservation of the superficial waters and of the water levels.

The main objective of this work is to estimate, using the empiricals models, the volume of leachate produced at the Landfill of Muribeca, compare the real production with that one estimated by the models and whit the experimental model, named Field Capacity Method, the last one give considerations as field capacity of the soil and the waste and humidity tenors in the soil and in the waste.

Some of the empiricals methods were used in order to estimate the volume of leachate produced at the Landfill of Muribeca, among them: Swiss Method, of Water Balance and Rational. In the historical scene of 30 years the Rational Method and Water Balance Method indicated mistakes higher than 200% and in dry periods indicated a vois flow, what doesn't represent the reality. But the Swiss Method presented more coherent, in this methodology the leachate had a uniform production along the year. The empiricals models used at the leachate estimative production don't make use of important variables as dampness and field capacity of the waste. The knowledge about the field capacity of the waste is essential for the implementation of the total tenor of humidity at the landfill, which have influence on the condition of biodegradation and in the methane production.

1. INTRODUÇÃO

1.1. ASPECTOS GERAIS

Na mitologia greco-romana, Lixo refere-se a um dos filhos de Egito que foi assassinado por Cleodora, sua esposa, em sua noite de núpcias. A raiz da palavra Lixo remota do latim “lix” que significa cinza. Atualmente é utilizada a denominação de Resíduo Sólido; “residuu”, do latim, significa o que sobra de determinadas substâncias, e sólido é incorporado para diferenciá-lo de líquidos e gases. Nos países de língua espanhola, o lixo é identificado como basura, nos países de língua inglesa refuse, garbage ou solid waste. A NBR 10004, da ABNT (1987), define Resíduos Sólidos como todos aqueles resíduos nos estados sólidos e semi-sólidos que resultam da atividade da comunidade, de origem: doméstica, de varrição, industrial, comercial, agrícola, de serviços de saúde e transporte. Incluem-se lodos de ETAS (Estações de Tratamento de Água) e ETES (Estação de Tratamentos de Efluentes), resíduos gerados em equipamentos e instalações de controle da poluição, e líquidos que não possam ser lançados na rede pública de esgotos, em função de suas particularidades.

O problema do lixo surgiu basicamente quando o homem começou a viver no sedentarismo. Mesmo formados os aglomerados, as vilas e as cidades, o lixo produzido não representava ameaça significativa pela própria composição, quantidade e enorme disponibilidade de terras para sua disposição (CAPELO NETO, 1999). Os mesopotâmicos utilizavam-se das técnicas de aterramento de seus resíduos, onde estes eram enterrados em trincheiras até a sua decomposição, quando então eram removidos e utilizados como fertilizantes orgânicos na produção de cereais (LIMA, 1995). No século XVI, na Europa, a peste bubônica, doença que vitimou 43 milhões de pessoas, também contribuiu para que o homem passasse a utilizar a prática de aterrar seus dejetos. Mais tarde, com a Revolução Industrial, a produção em massa dos bens de consumo acarretou, além de um aumento significativo no consumo das matérias primas, um aumento na produção de lixo e, conseqüentemente, na contaminação do meio ambiente.

Hoje, o significativo avanço tecnológico em diversas áreas das indústrias proporcionou um aumento vertiginoso na produção de resíduos das mais diversas naturezas que agridem de forma assustadora ao meio ambiente. A inadequada forma de disposição final destes resíduos pode proporcionar sérios danos à qualidade de vida do homem e do meio ambiente. Nos chamados Lixões, por exemplo, os resíduos sólidos são descartados no solo, a céu aberto, sem qualquer tratamento, facilitando a proliferação de vetores, gerando mau odores e, principalmente, poluindo as águas superficiais e subterrâneas através do percolado.

A Terra possui 1,5 bilhões de Km³ de água, cobrindo cerca de 3/4 da sua superfície de 510 milhões de Km². Muitos imaginam que as águas superficiais, por serem visíveis, são as maiores fontes de atendimento às necessidades humanas. Na verdade, cerca de 8,4 milhões de Km³, aproximadamente 97% da água doce disponível na Terra, encontra-se no subsolo (LINS *et al*, 2002). Segundo dados disponíveis no IBGE (1991), 61% da população brasileira são abastecidos com água subterrânea. Em Pernambuco, parcelas significativas do abastecimento público de várias cidades como Recife, Olinda e Jaboatão dos Guararapes são fornecidas por poços.

O estado de comprometimento dos recursos hídricos que hoje se observa, deve-se a um processo contínuo de poluição causada não só pela carga poluidora do percolado, mas também pelo tratamento não adequado dos esgotos domésticos e o lançamento indiscriminado dos efluentes industriais. A utilização que o homem faz da água resulta em resíduos líquidos que retornam novamente aos recursos hídricos, causando a poluição. A água que precipita carrega as impurezas do ar e do solo para as águas superficiais ou subterrâneas, alterando a sua qualidade. A quantidade e a qualidade das águas subterrâneas também podem ser afetadas pela infiltração de água superficial contaminada, uma vez que estes não são necessariamente recursos independentes, podendo, em muitos casos, ter ligações entre seus corpos d'água.

GERLAND E MOSHER (1975) afirmam que nenhum esforço é exagerado quando se deseja evitar a contaminação do lençol freático, uma vez que o tempo necessário para a autodepuração de um aquífero pode levar dezenas de anos e a remoção

artificial dos poluentes de um lençol é economicamente inviável. Em verdade, para se diluir a poluição das águas contaminadas exigiria a mesma quantidade consumida atualmente, onde esta disponibilidade está ligada ao ciclo da água: evaporação, precipitação, abastecimento de fontes que alimentam rios, lagos e correm para o mar.

O chorume e/ou percolado representa um dos vários fatores de risco para o meio ambiente, uma vez que este apresenta altas concentrações de matéria orgânica, bem como quantidades consideráveis de metais pesados. Segundo TORRES *et al.* (1997), em consequência dos processos de decomposição aos quais o lixo é submetido, o percolado formado possui uma DBO que equivale cerca de 200 vezes o esgoto doméstico. A fim de minimizar tal impacto, desenvolveu-se o aterro sanitário. Segundo BIDONE & POVINELLI (1999), aterro sanitário é uma forma de disposição final de resíduos sólidos urbanos no solo, dentro de critérios de engenharia (sistema de drenagem para afastamento das águas da chuva, impermeabilização da área onde os resíduos sólidos serão depositados, drenagem e tratamento do percolado, além de drenagem e queima dos gases gerados) onde se deve confinar seguramente os resíduos, evitando danos ou riscos à saúde pública e minimizando os impactos ambientais.

Segundo MELO (2000), a possibilidade do conhecimento da faixa de produção de chorume é importante para a avaliação do sistema de coleta e tratamento deste efluente nos aterros sanitários, onde estes sistemas devem atender ao volume de líquido produzido no aterro e ao que atravessa a massa de lixo a fim de garantir a preservação das águas superficiais e dos lençóis freáticos.

1.2. OBJETIVOS

1.2.1 Objetivo Geral

Através do conhecimento da Capacidade de Campo, relacionando-a com diversas variáveis, pretende-se estimar o percolado gerado no Aterro da Muribeca utilizando o Método da Capacidade de Campo, bem como comparar os valores obtidos com outros modelos empíricos, já testados em outros aterros.

1.2.2. Objetivos Específicos

Este trabalho tem por objetivos:

- Determinar o volume do percolado correlacionando com o regime pluviométrico para uma série histórica de 30 anos;
- Obter um método de estimativa de percolado baseado na determinação da capacidade de campo do solo e do lixo;
- Determinar a Capacidade de Campo do solo e do lixo, em laboratório, após a retirada de amostras “In Situ”;
- Obter e compreender as variáveis que estão intrinsecamente relacionadas com a capacidade de campo do solo e/ou do lixo, como a densidade, a porosidade e o índice de vazios;
- Observar o comportamento da Capacidade de Campo do Lixo com o tempo;
- Comparar a produção de percolado medida com a estimada através dos Modelos Empíricos (Balanço Hídrico, Suíço e Racional) e o da Capacidade de Campo.

1.3. ESTRUTURA DA DISSERTAÇÃO

Quanto à estrutura desta dissertação, observa-se a seguinte ordem:

No Capítulo 2, relata-se, de forma sucinta, os estudos realizados, por autores nacionais e internacionais, referentes à formação de percolado, capacidade de campo e estimativas de geração de percolado para diversos aterros de resíduos sólidos.

No Capítulo 3, tem-se a investigação experimental, onde se apresenta, de uma forma geral, o histórico e as características do meio físico do Aterro da Muribeca, bem como alguns ensaios referentes ao solo e lixo, acompanhados dos seus respectivos resultados, excetuando-se a capacidade de campo.

No Capítulo 4, tem-se uma análise específica da capacidade de campo, quanto a sua metodologia e relações existentes com diversas variáveis.

No Capítulo 5, são apresentados os métodos empíricos referentes à estimativa de percolado e os resultados obtidos durante o período de estudo, realizando também uma avaliação de cada modelo.

Finalmente, o Capítulo 6 apresenta as conclusões e recomendações gerais para futuros trabalhos.

2. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

2.1. O PERCOLADO

A ABNT define chorume como “líquido produzido pela decomposição de substâncias contidas nos resíduos sólidos, que tem como características a cor escura, o mau cheiro e a elevada DBO (Demanda Bioquímica de Oxigênio); constitui-se numa mistura de substâncias inorgânicas, compostos em solução e em estado coloidal e diversas espécies de microorganismos.” O chorume, também denominado “sumeiro” ou “purina” (SCHALCH & MORAES, 1988), é um líquido mal cheiroso, de coloração negra, que apresenta uma elevada demanda química de oxigênio (DQO). Segundo ORTH (1981), o percolado ou lixiviado é uma combinação do chorume com a água que percola através do lixo, onde esta água provém de uma parte da precipitação que infiltra na cobertura final do aterro, de nascentes próximas e de águas subterrâneas.

Na verdade, o chorume é formado pela decomposição da matéria orgânica presente no lixo. Já os percolados ou líquidos percolados são formados pela percolação de águas que atravessam a massa de lixo arrastando o chorume, além de outros materiais em solução e/ou suspensão. Estas águas que atravessam a massa de lixo, como citado, podem ser formadas através da: umidade natural do lixo; água de constituição presente no lixo que são liberadas pela compactação ou pela decomposição biológica; infiltração das águas de chuva da camada de cobertura do aterro; pela contribuição das nascentes e águas do subsolo que por capilaridade atingem a massa de lixo.

2.2. ORIGEM E FORMAÇÃO DOS PERCOLADOS

A matéria orgânica dos resíduos sólidos urbanos, responsável pela formação do chorume, pode sofrer dois tipos de decomposição: a anaeróbia, quando a massa de lixo está recoberta e bem compacta com argila, e, aeróbia, quando a massa de lixo está em contato com o ar, ou por ausência de recobrimento ou pela má compactação da camada de cobertura. Segundo BIDONE & POVINELLI (1999), a decomposição anaeróbia é lenta, gerando alguns subprodutos como amônia e ácidos orgânicos e gases, como o gás

sulfídrico. Mas, estando a matéria orgânica em contato com ar, começa a sofrer um processo de oxidação, iniciando a degradação progressiva do material, gerando alguns subprodutos como gás carbônico, sais minerais de nitrogênio, fósforo, potássio, dentre outros. Segundo GUIMARÃES (2000), “este processo é acelerado pela presença de bactérias aeróbias que ajudam a deterioração do material. A decomposição dos resíduos resulta na produção de gases como o metano (CH₄), dióxido de carbono (CO₂), dentre outros, além de um percolato que em regiões com alto índice pluviométrico, tem sua quantidade aumentada pela infiltração da chuva”.

De acordo com OLIVEIRA & PASQUAL (2000), os resíduos sólidos, inicialmente, agem como uma esponja e simplesmente absorvem a água; entretanto, o material atinge um teor de umidade, conhecido como capacidade de campo ou de retenção. Qualquer acréscimo adicional de água resulta na percolação de igual quantidade da massa. Os autores ainda afirmam que alguma percolação poderá se formar antes de atingida a capacidade de campo, uma vez que os resíduos, não sendo homogêneos, apresentam canais, e alguns destes não absorvem a água prontamente. Para EL-FADEL *et al* (2001), o percolato é formado quando o conteúdo de umidade do lixo supera a sua capacidade de campo, que é definida como o máximo conteúdo que é retido em um meio poroso sem produzir percolação descendente. A retenção de umidade é atribuída, principalmente, ao conjunto de forças da tensão superficial e da pressão capilar. A percolação ocorre quando a força gravitacional supera a este conjunto de forças.

FERNÁNDEZ-VIÑA (2000) afirma que o percolato aparece em consequência, principalmente, da infiltração de água na massa de lixo. A água, ao passar através dos resíduos sólidos, arrasta e dissolve contaminantes orgânicos e inorgânicos, chegando a base do aterro com uma ampla variedade de constituintes. Para FARQUHAR (1988), o percolato é produzido, no aterro, quando a umidade penetra no lixo, extraindo os contaminantes na fase líquida, e assim, produzindo um conteúdo suficientemente alto para iniciar o fluxo do líquido. “As águas da chuva, bem como de nascentes, percolam através do lixo e carregam chorume e a matéria orgânica dando origem ao líquido percolato” (SEGATO & SILVA, 2000).

Segundo ROCCA (1981), o volume de percolado é representado como os fenômenos físicos da percolação em um maciço homogêneo constituído por um material poroso. Da água que precipita sobre o aterro, parte é devolvida à atmosfera pela evapotranspiração, parte escoam superficialmente e o restante se infiltra, podendo ficar retida na camada de cobertura ou produzir um fluxo de percolação quando for atingida a saturação desta camada, como mostra a Figura 2.1.

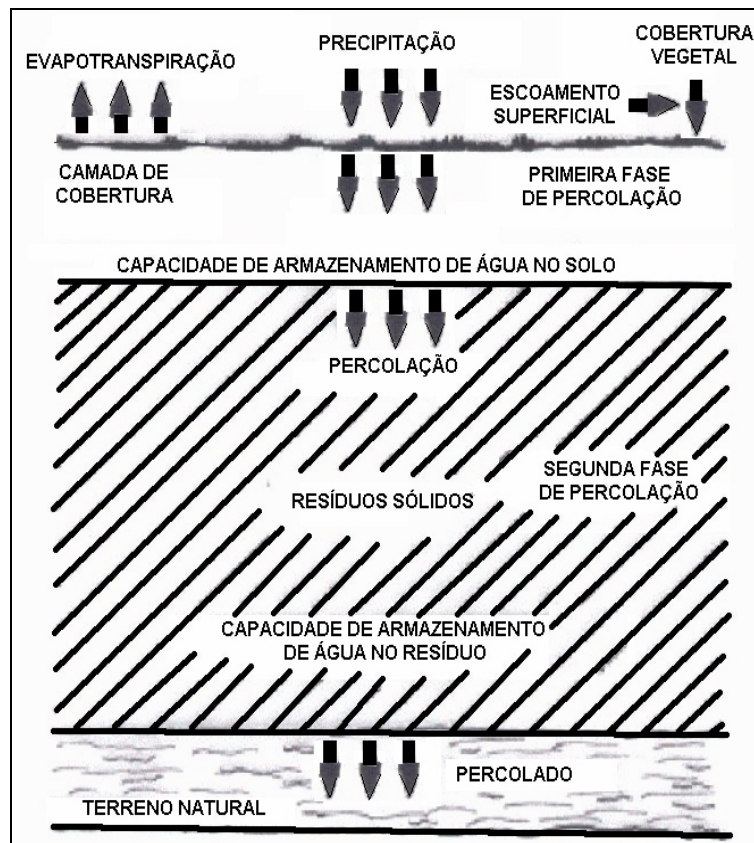


Figura 2.1 – Fluxo da água em um aterro sanitário (Adaptado de ROCCA, 1981 *apud* OLIVEIRA & PASQUAL, 2000).

Para OWEIS & KHERA (1990), a quantidade de percolado gerado depende da disponibilidade de água e dos constituintes do aterro (em sua superfície e na sua base). Segundo KUMAR *et al* (2001), a disponibilidade de água é afetada pela quantidade de umidade do lixo, precipitação, escoamento superficial, infiltração, elevação do nível do lençol freático e pela água gerada na decomposição do lixo. A quantidade de água infiltrada no aterro é afetada pelo escoamento superficial, evapotranspiração e pela capacidade de campo da cobertura do solo.

Segundo OLIVEIRA & PASQUAL (2000), a quantidade do líquido percolado produzido em um aterro depende de fatores como: “condições meteorológicas locais (umidade, precipitação, evaporação, temperatura e ventos); geologia e geomorfologia (escoamento superficial e/ou infiltração subterrânea, grau de compactação e capacidade dos solos em reter umidade); condições de operação do aterro (conformação e cobertura das células, grau de compactação dos resíduos, tipo de equipamento, recirculação de percolado); idade e natureza dos resíduos sólidos (tipo, umidade, nível de matéria orgânica, características); topografia (área e perfil do aterro); qualidade e quantidade de recicláveis e hábitos populacionais”. De acordo com EL-FADEL *et al* (2001), o processo de formação do percolado é influenciado por muitos fatores que podem ser divididos nesses que contribuem diretamente com a umidade do aterro (chuva, águas subterrâneas, conteúdo de umidade inicial, recirculação, líquido co-disposto ao lixo e a decomposição do mesmo) e aqueles que afetam ao percolado ou a distribuição de umidade dentro do aterro (idade do lixo, pré-tratamento, recalque, material utilizado na parede lateral do aterro, compactação, permeabilidade, tamanhos das partículas, densidade, vegetação, cobertura, geração e transporte de calor e gás).

2.3. COMPOSIÇÃO E CARACTERÍSTICAS DO PERCOLADO

A composição do percolado em um aterro depende basicamente da composição dos resíduos sólidos e das condições internas do aterro como temperatura, conteúdo de umidade, altura do aterro, fase da decomposição e a qualidade da água que entra no aterro. Para HERRERA (2000), a composição do percolado depende de diferentes fatores, tais como: características do lixo depositado no aterro, que são função da magnitude e das características da população servida, aspectos climáticos e hidrogeológicos, grau de estabilização do aterro sanitário, teor de umidade e idade dos resíduos depositados.

Mais de 97% dos compostos que podem ser encontrados nos percolados podem ser classificados em quatro categorias, segundo CHRISTENSEN & KJELDEN (1989), considerando que o aterro receba, em sua maior parte, resíduos domiciliares. São eles: matéria orgânica, compostos orgânicos específicos, macrocomponentes inorgânicos e

metais pesados. Estes autores empregam uma classificação baseada no estado de estabilização dos percolados:

- Percolados jovens com a alta carga orgânica: valores de DQO maiores que 20000 mg/l, alto conteúdo de metais (até 2000 mg/l) e degradabilidade média ($DBO_5/DQO > 0,65$);
- Percolados estabilizados com baixa carga orgânica: valores de DQO menores a 2000 mg/l, baixo conteúdo de metais (menos de 50 mg/l) e biodegradabilidade muito fraca ($DBO_5/DQO < 0,1$);
- Percolados com características intermediárias aos anteriores.

Para FERNÁNDEZ-VIÑA (2000), os principais fatores que afetam a composição do percolado são:

2.3.1. A Natureza dos Resíduos:

Segundo JUNQUEIRA (2000), “a variação na decomposição dos resíduos provavelmente é máxima nos resíduos domésticos e mínima nos resíduos industriais.” Pode-se concluir que a composição do percolado para os aterros de resíduos sólidos urbanos tem grande variação, onde esta é maior em resíduos perecíveis do que em resíduos não perecíveis.

Os contaminantes presentes no percolado são também derivados dos resíduos depositados, uma vez que a água, ao infiltrar-se através destes em decomposição, materiais biológicos e compostos químicos diversos serão arrastados até a base do aterro, formando o percolado.

Segundo BIDONE & POVINELLI (1999), estes resíduos, quanto ao seu grau de degradabilidade, podem ser classificados em:

- **Resíduos Facilmente Degradáveis (Categoria A)**

Nesta categoria estão as matérias orgânicas encontradas nos resíduos sólidos de origem urbana. Os alimentos e resíduos de jardinagem produzem altas concentrações de matéria orgânica e nitrogênio amoniacal, que ocorre nos primeiros meses depois de enterrado.

- **Moderadamente Degradáveis (Categoria B)**

São os papéis, papelão, e material celulósico. Possuem concentração de orgânico muito mais baixa que a Categoria A, mas durante um período muito maior.

- **Difícilmente Degradáveis (Categoria C)**

São os pedaços de pano, retalhos, aparas e serragens de couro, borracha e madeira. Incluem-se os compostos metálicos como ferro, manganês e zinco.

- **Não-Degradáveis (Categoria D)**

Incluem-se aqui os vidros, os metais, os plásticos, pedras, terra, entre outros. Os metais alcalinos terrosos (cálcio, magnésio, sódio e potássio) e os ânions cloretos, sulfatos, fosfatos e carbonatos, que surgem principalmente desse tipo de resíduo.

A Tabela 2.1 apresenta, de forma resumida, a composição básica dos resíduos sólidos municipais e grau de degradabilidade, a Tabela 2.2 mostra alguns íons encontrados no percolado e suas possíveis origens, enquanto que a Tabela 2.3 apresenta as faixas de variação dos teores de substâncias contaminantes dissolvidas no percolado de aterros sanitários.

Tabela 2.1 - Composição básica dos resíduos sólidos municipais e grau de degradabilidade.

CATEGORIA	GRAU DE DEGRADABILIDADE	COMPONENTES	% POR PESO LÍQUIDO
A	Resíduos Facilmente Degradáveis	Alimentos Resíduos de jardim	5-20 15-25
B	Resíduos Moderadamente Degradáveis	Papéis Plásticos Madeiras Outros orgânicos	40-50 1-5 2-5 2-10
C	Resíduos Dificilmente Degradáveis	Ferro Outros metais	5-10 0-1
D	Resíduos Não-Degradáveis	Vidros Outros Inorgânicos	5-10 2-5

Fonte: SEGATO & SILVA, 2000

Tabela 2.2 - Alguns íons encontrados no percolado e possíveis origens

ÍONS	ORIGENS
Na^+ , K^+ , Ca^{2+} , Mg^{2+}	Material orgânico, entulhos de construção, cascas de ovos
PO_4^{3-} , NO_3^- , CO_3^{2-}	Material orgânico
Cu^{2+} , Fe^{2+} , Sn^{2+}	Material eletrônico, latas, tampas de garrafas
Hg^{2+} , Mn^{2+}	Pilhas comuns e alcalinas, lâmpadas fluorescentes, fungicidas, tintas, amaciantes, produtos farmacêuticos, interruptores,...
Ni^{2+} , Cd^{2+} , Pb^{2+}	Baterias recarregáveis (celular, telefone sem fio, automóveis), plásticos, ligas metálicas, pigmentos, papéis, vidro, cerâmica, inseticidas, embalagens ...
Al^{3+}	Latas descartáveis, utensílios domésticos, cosméticos, embalagens laminadas em geral.
Cl^- , Br^- , Ag^+	Tubos de PVC, negativos de filmes de raio-X
As^{3+} , Sb^{3+} , Cr^{3+}	Embalagens de tintas, vernizes, solventes orgânicos

Fonte: SEGATO & SILVA, 2000

Tabela 2.3 – Faixas de Variação dos Teores de Substâncias Contaminantes Dissolvidos no Percolado de Aterros Sanitários.

PARÂMETRO	FAIXA DE VARIAÇÃO (mg/l)
K ⁺	200 – 1000
Na ⁺	200 – 1200
Ca ⁺²	100 – 3000
Mg ⁺²	100 - 1500
Cl ⁻	300 – 3000
SO ₄ ²⁻	10 – 1000
Alcalinidade	500 – 10000
Fe (total)	1 – 1000
Mn	0,01 – 100
Cd	0,007 – 0,15
Co	0,04 – 0,13
Cr	0,0005 – 1,90
Fe	0,22 – 2820
Cu	< 10
Zn	0,1 – 100
Ni	0,01 – 100
Pb	< 5
Hg	< 0,2
NO ₃ ⁻	0,1 – 10
NH ₄ ⁺	10 – 1000
Carbono orgânico total dissolvido (COTD)	2000 – 30000
Demanda Química de Oxigênio	1000 – 90000
Sólidos Totais Dissolvidos	5000 – 40000
pH	4 à 8

Fonte: FREEZE & CHERRY, 1979 *apud* GUIMARÃES, 2000.

2.3.2. A Idade do Aterro

“A principal característica do chorume é a variabilidade de sua composição em decorrência do esgotamento progressivo da matéria orgânica biodegradável. Por essa razão, o elevado potencial poluidor do ‘chorume novo’ vai se reduzindo paulatinamente até atingir níveis que dispensam seu tratamento, ao final de 10 anos” MANUAL DE GERENCIAMENTO INTEGRADO (IPT, 1996). A composição do percolado varia com o transcorrer dos anos, de acordo com as fases de vida do aterro. De acordo com cada fase, compostos químicos podem surgir ou desaparecer. A água da chuva, após superar a camada de cobertura, tem o poder de “lavar” os resíduos sólidos, arrastando consigo as mais variadas substâncias presentes até a base do aterro, dando origem a percolados de composições diversas. As transformações ocorridas durante a degradação da matéria orgânica contida nos resíduos sólidos são do tipo biológico e podem realizar-se aerobiamente ou anaerobiamente, segundo a disponibilidade de oxigênio.

No metabolismo aeróbio, os microorganismos se desenvolvem em presença de oxigênio molecular ou excepcionalmente incorporado a elementos minerais (nitratos ou sulfatos). Os principais microorganismos são as bactérias, leveduras e fungos. Segundo SEGATTO (1999), a cobertura diária do lixo promove processos aeróbios, tendo duração de um dia a várias semanas, até que seja consumido todo o oxigênio. Já para VLYSSIDES *et al* (2003), a decomposição aeróbia usa rapidamente o oxigênio presente na célula de lixo e quantidades de gás carbônico e hidrogênio são produzidos, onde este processo dura menos que um mês. Para FERNÁNDEZ-VIÑA (2000), o percolado formado nesta fase está caracterizado por sólidos percolados, por sais dissolvidos e pequenas espécies orgânicas.

No metabolismo anaeróbio, os microorganismos se desenvolvem na ausência de oxigênio, podendo, entretanto, ser tolerados (anaeróbios facultativos) ou não (anaeróbios estritos). A degradação anaeróbia se dá logo após o consumo total de oxigênio no interior do aterro. Esta fase divide-se em duas etapas: a etapa da fermentação ácida e a da fermentação metanogênica. Na fermentação ácida, o percolado se caracteriza pela presença de ácidos graxos voláteis, álcoois, amônio e altos níveis de

íons inorgânicos com pH baixo (op. cit.). Nesta fase, segundo EHRIG (1989), os organismos facultativos decompõem as substâncias orgânicas iniciais, entre outras, proteínas, graxas e hidratos de carbono em CO_2 , H_2 e ácidos graxos menores. Os ácidos graxos menores produzidos com CO_2 e H_2 durante esta fase apresentam uma alta carga orgânica nos percolados e geram valores de pH ácidos.

Na segunda fase, chamada de “fermentação metanogênica”, as bactérias metanogênicas decompõem os produtos da “fermentação ácida” convertendo-os em metano, substâncias húmicas e água. Estas substâncias húmicas são também produzidas nos solos e podem produzir as colorações escuras do chorume. Para que isto se concretize, a primeira fase deve estar em um estágio bem avançado, onde o solo deve conter alguns produtos intermediários como ácido acético, ácido fórmico e hidrogênio e gás carbônico. FERNÁNDEZ-VIÑA (2000) afirma que, nesta fase, o metano é produzido com a diminuição dos ácidos graxos voláteis e com o aumento do pH, aparecendo com o decorrer do tempo uma série de compostos não degradados pelo processo anaeróbio. Para EHRIG (1989), nesta fase os ácidos graxos menores são decompostos a tal ponto que os produtos restantes podem fugir como gases e com ele reduzir uma boa medida da carga orgânica do percolado.

BIDONE & POVINELLI (1999) afirmam que são cinco as fases de transformação anaeróbia do material orgânico bruto em bioestabilizado nos aterros, conforme observado na Tabela 2.4:

Tabela 2.4 – Fases e ocorrências durante a degradação da matéria orgânica.

FASES	OCORRÊNCIAS
I – Ajustamento Inicial	<ul style="list-style-type: none"> - Disposição dos resíduos sólidos no aterro com acúmulo de umidade; - Primeiros recalques; - Início dos processos de estabilização detectados por mudanças nos parâmetros ambientais.
II - Transição	<ul style="list-style-type: none"> - Formação do chorume; - Transição da fase aeróbia para a anaeróbia; - Estabelecimento das condições de óxido-redução; - Aparecimento dos ácidos voláteis.
III - Formação de ácidos	<ul style="list-style-type: none"> - Predominância de ácidos orgânicos voláteis de cadeia longa; - Decréscimo do pH; - Liberação de nutrientes com nitrogênios e fósforos que serão utilizados como suporte para o crescimento da biomassa; - Presença de gás hidrogênio.
IV - Fermentação metânica	<ul style="list-style-type: none"> - Produtos intermediários que aparecem durante a fase de formação de ácidos são convertidos em CH₄ e CO₂; - O pH retorna a condição tampão; - Potenciais redox nos valores mais baixos; - Precipitação e complexação de metais; - Drástica redução de DQO com correspondente aumento na produção de gás.
V - Maturação final	<ul style="list-style-type: none"> - Estabilização da atividade biológica, com relativa inatividade; - Escassez de nutrientes e paralisação da produção de gás; - Predominância de condições ambientais naturais; - Aumento do valor do potencial redox com o aparecimento de O₂ e espécies oxidadas; - Conversão lenta dos materiais orgânicos resistentes aos microorganismos em substâncias húmicas complexadas com metais

Fonte: BIDONE & POVINELLI, 1999.

Na Tabela 2.5 pode-se observar as características do percolado, separadas em fase acética, que ocorre logo após a disposição do lixo, e a fase metanogênica:

Tabela 2.5 – Análise do percolado: parâmetros com diferenças entre as fases acética e metanogênica.

PARÂMETROS	MÉDIA	VARIAÇÃO
Fase Acética		
pH	6.1	4.5-7.5
DBO ₅ (mg/l)	13000	4000-40000
DQO (mg/l)	22000	6000-60000
DBO ₅ / DQO (mg/l)	0.59	-----
SO ₄ (mg/l)	500	70-1750
Ca (mg/l)	1200	10-2500
Mg (mg/l)	470	50-1150
Fe (mg/l)	780	20-2100
Mn (mg/l)	25	0.3-65
Zn (mg/l)	5	0.1-120
Fase Metanogênica		
pH	8	7.5-9
DBO ₅ (mg/l)	180	20-550
DQO (mg/l)	3000	500-4500
BOD ₅ / DQO (mg/l)	0.06	-----
SO ₄ (mg/l)	80	10-420
Ca (mg/l)	60	20-600
Mg (mg/l)	180	40-350
Fe (mg/l)	15	3-280
Mn (mg/l)	0.7	0.03-45
Zn (mg/l)	0.6	0.03-4

Fonte: EHRIG, 1989

FERNÁNDEZ-VIÑA (2000) também afirma que, com a idade do aterro também varia a relação DBO₅/DQO, proporção esta que propicia uma idéia sobre o estado de degradação dos percolados e a idade dos aterros:

$$\left\{ \begin{array}{l} \text{Relação } \text{DBO}_5/\text{DQO} \approx 0,5 \rightarrow \text{Percolado biodegradável (aterro jovem)} \\ \text{Relação } \text{DBO}_5/\text{DQO} \approx 0,1 \rightarrow \text{Percolado pouco biodegradável (aterro} \\ \text{estabilizado)} \end{array} \right.$$

2.4. BALANÇO HÍDRICO EM ATERROS DE RESÍDUOS SÓLIDOS

Segundo FERNÁNDEZ-VIÑA (2000), o balanço hídrico implica na soma de todas as quantidades de água que entram no aterro e a subtração das quantidades de águas consumidas nas reações químicas, assim como a quantidade que sai em forma de vapor d'água, determinando-se o percolado como a quantidade de água, em excesso, da capacidade de campo, que para o solo ou resíduo, escapa da massa sólida.

De acordo com BLIGHT *et al* (1996), o balanço hídrico em aterros sanitários pode ser descrito desta forma:

$$\text{ÁGUA QUE ENTRA} = \text{ÁGUA QUE SAI} + \text{ÁGUA RETIDA}$$

A água está presente em um aterro através da infiltração da água gerada pela precipitação ou através da umidade presente no lixo depositado. Uma parte da precipitação poderia escoar pela superfície, e outra poderia evaporar do material do lixo ou ser removido pela transpiração da cobertura vegetal. Uma pequena parte ainda poderia ser consumido por processos biológicos. O restante deve ser acumulado ou ser eliminado pela drenagem (BENGTSSON, 1994).

Não se considera a infiltração representativa de percolado pelas paredes laterais nem pelo fundo das trincheiras (BLIGHT *et al*, 1996). Matematicamente, expressa-se esta relação da seguinte forma:

$$\boxed{P + U_W = E + G + L + ES + \Delta U_W + \Delta U_S} \quad (1)$$

Onde:

P = Precipitação;

U_W = Água vinda com o lixo (contribui apenas uma vez no balanço);

E = Evaporação;

G = Vapor d'água que sai com os gases;

L = Água que sai com percolado;

ES = Escoamento superficial;

ΔU_W = Água absorvida e retida pelo lixo;

ΔU_S = Água absorvida e retida pela camada de cobertura.

Desprezando-se o termo G, por possuir um valor pequeno comparado com os outros e explicitando o L, temos a seguinte equação da produção de percolado:

$$\boxed{L = P - E - ES - \Delta U_W - \Delta U_S} \quad (2)$$

Ao se observar uma pequena precipitação (P) e uma grande evapotranspiração (ET) e escoamento superficial (ES) ter-se-á um menor potencial de geração de percolado, condições estas que favorecem uma deficiência hídrica na área (BLIGHT *et al*, 1996).

STIBINGER (2003) utiliza-se de uma equação de balanço hídrico baseada na recarga da percolação de líquidos, derivada de uma série de valores acumulados:

$$\boxed{\sum_{i=1}^n r_i = \sum_{i=1}^n S_i + \sum_{i=1}^n I_i - \sum_{i=1}^n E_i - \sum_{i=1}^n O_i - V \sum_{i=1}^n W_i} \quad (3)$$

Onde:

i = intervalo do período testado;

n = número total de intervalos do período testado;

$\sum_{i=1}^n r_i$ = séries de valores acumulados das recargas no período de teste;

$\sum_{i=1}^n S_i$ = séries da precipitação total acumuladas no período de teste;

$\sum_{i=1}^n I_i$ = séries de infiltração total acumuladas no período de teste;

$\sum_{i=1}^n E_i$ = séries de evaporação total, acumuladas no período de teste;

$\sum_{i=1}^n O_i$ = séries da quantidade total de escoamento superficial no período de teste;

$V \sum_{i=1}^n W_i$ = séries da capacidade total de retenção de percolado acumulado no período;

V = capacidade de água armazenada ou drenada pelo lixo;

Para LECHNER (1994), alguns fatores que influenciam no balanço hídrico de um aterro são:

2.4.1. Precipitação (P):

Para TUCCI (1995), precipitação é “toda água proveniente do meio atmosférico que atinge a superfície terrestre”. Neblina, chuva, granizo, saraiva, orvalho, geada e neve são diferentes formas de precipitações.

É o parâmetro de maior importância para a determinação do fluxo de uma bacia. Através deste, conhece-se o comportamento dos escoamentos subterrâneos e superficiais, além das direções do fluxo, vazões e concentrações de poluentes. Na

maioria dos casos, a precipitação será a principal fonte de umidade que contribui para a geração de líquidos percolados.

As águas das chuvas são geralmente usadas para representar a quantidade total de água que atinge a superfície durante um certo período de tempo para uma dada localidade. Esta quantidade de chuva pode ser resultado de uma única tempestade ou de tempestades múltiplas (LU *et al*, 1981).

Segundo TUCCI (1995), as grandezas que caracterizam uma chuva são:

- Altura pluviométrica (h): é a espessura média da lâmina de água que recobriria uma região atingida pela precipitação, admitindo-se que essa água não se infiltrasse, não se evaporasse e nem escoasse para fora dos limites dessa região. É dada em milímetros;
- Duração (t): é o período de tempo durante o qual a chuva cai e suas unidades normalmente utilizadas são o minuto ou a hora;
- Intensidade (i): é a precipitação por unidade de tempo (mm/h ou mm/min). A intensidade de uma precipitação apresenta variabilidade temporal, mas, para análise dos processos hidrológicos, geralmente são definidos intervalos de tempo nos quais é considerada constante;
- Frequência de Probabilidade e Tempo de Recorrência (Tr): A precipitação é um fenômeno do tipo aleatório. Na análise de alturas pluviométricas ou intensidades máximas, o Tr é interpretado como o número médio de anos durante o qual espera-se que a precipitação seja igualada ou superada. O seu inverso é a probabilidade de um fenômeno igual ou superior ao analisado, se apresentar em um ano qualquer (probabilidade anual).

2.4.2. Escoamento Superficial (ES)

O escoamento superficial é a “parcela do ciclo hidrológico em que a água se desloca na superfície da bacia até encontrar uma calha definitiva” (TUCCI, 1995). O escoamento superficial é impulsionado pela gravidade para cotas mais baixas, vencendo

os atritos da superfície. Inicialmente manifesta-se na forma de pequenos filetes de água que se moldam ao microrelevo do solo.

O escoamento superficial é o componente do ciclo hidrológico no qual, preenchidas as depressões e ultrapassadas a capacidade de infiltração do solo, tem início o suprimento líquido que se caracteriza pelo escoamento superficial propriamente dito. Para SOBRINHO (2000), quando a intensidade da precipitação supera a velocidade de infiltração ocorre o acúmulo de água sobre a superfície do terreno, ficando empoçada nas depressões. Ocorrendo a superação da capacidade de retenção superficial, a água começa a escoar.

LECHNER (1994) afirma que os principais fatores que influenciam no escoamento superficial são:

- Topografia do aterro;
- Tipo do material do solo de cobertura;
- Morfologia do solo de cobertura;
- Vegetação.

2.4.3. Evaporação (E) e Evapotranspiração (ET)

Evaporação é um processo físico no qual um líquido ou um sólido passa ao estado gasoso, enquanto que evapotranspiração é a perda de água por evaporação do solo e transpiração das plantas (TUCCI, 1995).

De acordo com FENN *et al* (1975), a evapotranspiração depende do tipo de solo e da vegetação, isto está intimamente relacionado aos fatores climáticos que afetam a capacidade de armazenamento de água no solo (precipitação, temperatura e umidade). Segundo LECHNER (1994), a vegetação que cresce na cobertura final do aterro precisa de água para construir o tecido da planta e para perder água pela transpiração. Além disto, a água é evaporada do solo, dependendo de sua textura e das condições climáticas. Uma distinção deveria ser feita entre o período de operação do aterro - talvez

com cobertura intermediária - e o aterro concluído com uma cobertura final e revegetada.

JUCÁ (2003) *apud* MACIEL (2003), afirma que as trocas existentes entre o lixo e o meio ambiente são de fundamental importância para as diversas formas de vida presentes na massa, influenciando assim, a velocidade da biodegradação dos resíduos. Para isto, alguns autores como MCCARTNEY E ZORNBERG (2002) *apud* MACIEL (2003), mostram o princípio de funcionamento do sistema de cobertura “evapotranspirativo” aplicado em regiões de clima semi-árido, onde esta camada funciona não como uma barreira, mas sim como uma “esponja” ou “reservatório” que armazenará umidade durante períodos de precipitação e depois mandará de volta a atmosfera por evapotranspiração nas estações secas.

2.4.4. Armazenamento de Água no Solo

Segundo ROCCA (1981), é a quantidade de água que pode ser retida no solo e que influencia o fluxo de percolação, onde a quantidade a ser retida depende basicamente: do tipo de solo, de sua estrutura, da capacidade de campo e espessura da camada.

2.4.4.1. Textura do Solo

Textura é o termo empregado para designar a proporção relativa das frações de argila, silte ou areias no solo. Refere-se tão somente à distribuição das partículas em termos de tamanho. Ela está diretamente relacionada com a retenção de água no solo, uma vez que esta determina a área de contato entre as partículas e a água.

De forma geral, quanto mais argiloso o solo, mais água o mesmo pode reter. Não só a quantidade de água é maior, como também, grande parte desta água fica aderida à superfície das partículas de argila. Isto significa que o solo argiloso irá reter mais água tanto na sua capacidade de campo como no ponto de murchamento (MARINHO & PEREIRA, 1998).

2.4.4.2. Estrutura do Solo

A estrutura do solo refere-se ao arranjo das partículas e a adesão de partículas menores na formação de maiores, chamados agregados. Determina o arranjo das partículas, que por sua vez vai determinar a distribuição de poros. Ou melhor, “refere-se ao agrupamento ou arrumação das partículas no solo” (BRADY, 1989).

Segundo REICHARDT (1997), há nos solos dois tipos específicos de espaços porosos: macroporos e microporos. Os macroporos são responsáveis pelo movimento livre do ar e da água de percolação. Já nos microporos, o movimento de ar é “embaraçado” e o da água fica restrito a capilaridade. O movimento de ar e água em solos arenosos é rápido face à predominância dos macroporos. Já os solos finos possibilitam uma movimentação relativamente lenta de gases e água. Para SAAD (1992) *apud* REICHARDT (1997), os poros do solo podem ser classificados em macroporos, mesoporos e microporos. Os macroporos são poros com diâmetros superiores a 0,1 mm, os mesoporos são poros com diâmetros entre 0,1 mm e 0,05 mm e os microporos são poros com diâmetros menores do que 0,05 mm. Os macroporos, geralmente, são devidos a atividade biológica do solo (minhocas, matéria orgânica, raízes podres etc.). Os mesoporos são responsáveis pela condução da água de drenagem do solo e são denominados geralmente de poros interagregados. Os microporos do solo são aqueles poros chamados de intra-agregados, pois, devido a sua pequena dimensão localizam-se internamente ao agregado de partículas sólidas do solo. Nesses poros intra-agregados, existe uma faixa de diâmetro de poros que é a responsável pela retenção e disponibilização de água para as plantas, essa faixa compreende os poros desde 0,05 mm a 0,0002 mm. A água retida em poros com diâmetro menor do que 0,0002 mm não se encontra disponível para as plantas.

Na verdade, a água fica retida no solo devido aos fenômenos de capilaridade e adsorção, onde a capilaridade está ligada a afinidade entre as partículas do solo e a água, numa faixa úmida, quando os solos se apresentam razoavelmente cheios de água. Já a adsorção corresponde a uma atração entre as partículas sólidas e a água, quando o solo está seco. Estes fenômenos estão relacionados com a sucção matricial do solo. Vale ressaltar que a retenção de água pelas argilas depende também da sua composição

mineralógica (ou características cristalográficas), ou seja, com a superfície específica (REICHARDT, 1997).

Segundo MARINHO & PEREIRA (1998), sucção é a força com que um elemento poroso absorve água quando esta se encontra livre para se mover. Quando a sucção se refere aos fenômenos de capilaridade e forças de adsorção, entende-se como sucção matricial. Para um solo saturado, onde teoricamente todos os vazios do solo estão preenchidos por água, não existindo meniscos e adsorção, a sucção matricial torna-se nula. Quando o solo vai se tornando não saturado, os meniscos e a capilaridade voltam a atuar e a sucção matricial torna-se negativa. Para um solo úmido, a capilaridade torna-se o principal fenômeno que determina a sucção matricial. Já para os solos secos, a adsorção é quem se torna o principal fenômeno. Assim, pode-se afirmar que a sucção matricial está diretamente relacionada com a umidade do solo.

A curva característica é a relação sucção-umidade do solo e sua forma depende da geometria dos poros, magnitude e da composição mineralógica da fração fina (JUCÁ, 1990). Solos argilosos apresentam curvas características de menor inclinação ou declividade, enquanto solos areno-siltosos apresentam curvas mais inclinadas ou verticalizadas, o que leva a um rápido decréscimo da sucção para pequenas variações de umidade (MACIEL, 2003). Segundo MARINHO & PEREIRA (1998), ao longo da curva característica de um solo, a forma de retenção de água varia de acordo com o nível de sucção. Para valores até aproximadamente 100 KPa a retenção depende de efeitos capilares e da distribuição dos poros do solo. Desta forma, a estrutura do solo é um fator que controla a forma e a posição da curva. O autor ainda afirma que para valores de sucção maiores que 100 KPa, fenômenos como a adsorção passam a ter um papel importante, onde, neste caso, não só a estrutura do solo controla a forma da curva característica, mas também a mineralogia.

No caso de solos plásticos, a curva característica possui um trecho linear bem definido, onde esta inclinação é chamada de Capacidade de Sucção (C) por MARINHO & PEREIRA (1998) e capacidade diferencial de teor de umidade por JUCÁ (1990):

$$C = \frac{\Delta w}{\Delta \log(\text{sucção})} \quad (4)$$

Onde:

Δw = variação de umidade;

$\Delta \log(\text{sucção})$ = variação do logaritmo da sucção;

Segundo JUCÁ (1990), “a capacidade diferencial de umidade expressa a quantidade de água ganha ou perdida por um solo, devido a uma variação do potencial de água ou sucção”.

A compactação do solo está relacionada de forma indireta com a estrutura, uma vez que o solo estando compactado, ter-se-á uma modificação de sua estrutura, o arranjo, o volume de poros e as características de retenção de água. De forma mais genérica, quanto mais denso um solo, mais compactado ele tende a se apresentar. Geralmente, um solo compactado é mal estruturado e, como consequência desta compactação e má estruturação, temos uma menor porosidade, menor condutividade hidráulica e menor infiltração (PAULETTO & TURATTI, 1995).

Para MACIEL (2003), a permeabilidade de um solo compactado, por exemplo, está diretamente relacionada a estrutura dos solos e com a energia e umidade de compactação, pois são estes fatores que determinam a forma de disposição das partículas no solo. Solos compactados no ramo seco da curva de compactação apresentam estruturas completamente distintas daqueles compactados após a umidade ótima.

2.4.4.3. Espessura da Camada

Considerando o solo como um “reservatório sem fundo”, pode-se compreender que quanto maior a profundidade (ou espessura) a ser considerada maior será a quantidade de água armazenada.

2.4.4.4. A Capacidade de Campo

Segundo VEIHMEYER & HENDRICKSON (1931), a quantidade de água que um perfil de terreno, sem vegetação e evaporação, retém contra a ação da gravidade, após plenamente inundado e deixado drenar por uns poucos dias, em condições de campo, determina o volume máximo aproximado de água que um solo bem drenado pode armazenar por longos períodos sem evaporação, é chamado pelos autores de Capacidade de Campo do Solo. Alguns estudos mostram que a umidade do solo na capacidade de campo não está totalmente em equilíbrio e que o movimento da água pode continuar por vários dias ou meses. SHAW (1988) *apud* MARINHO & PEREIRA (1998), define capacidade de campo como o conteúdo de água do solo depois que o solo saturado tenha drenado e alcançado o equilíbrio por gravidade. Para VAN RAIJ (1991), capacidade de campo é um máximo de água que o solo pode reter, em condições de livre drenagem, e que corresponde ao teor existente no solo saturado, após remoção do excesso de água, quando o movimento de drenagem cessa.

São inúmeras as tentativas da obtenção da capacidade de campo no solo. A determinação da capacidade de campo “in situ”, segundo a EMBRAPA (1979), é realizada “num tabuleiro de 1,0 m x 1,0 m, onde se aplica uma lâmina de água suficiente para saturar o perfil até a profundidade desejada. Esta lâmina é obtida pela diferença entre a porosidade e a umidade inicial, integrada ao longo do perfil, acrescentando-se uma porcentagem relativa às perdas laterais causadas pelo fluxo horizontal”.

FABIAN & OTTONI FILHO (1997) desenvolveram um equipamento denominado câmara de fluxo, que consiste num cilindro metálico de 80 cm de diâmetro por 80 cm de altura e que pode ser totalmente cravado no terreno por pressão hidráulica sem nenhuma perturbação na estrutura do solo. Este apresenta, segundo os autores, a vantagem de eliminar os fluxos horizontais de perda de água das camadas superiores do perfil. Para este ensaio, a umidade volumétrica é monitorada pela sonda de nêutrons, acessada através de um tubo de alumínio de 5 cm de diâmetro. A umidade volumétrica é determinada antes de iniciar a inundação da placa ou cilindro, e imediatamente após

toda água se infiltrar e 17, 24, 41, 48, 72 e 96 horas após. Como se pode observar, estes métodos se apresentam bastante trabalhosos.

Alguns métodos indiretos também são utilizados para se obter a capacidade de campo. FERREIRA & MARCOS (1983) e ANDRADE *et al* (1991) têm sugerido a tensão de 6 kPa para uma possível estimativa da umidade correspondente à capacidade de campo. No entanto, esses mesmos autores concluíram que a essa tensão há uma subestimação da umidade, com conseqüências na precisão. Por outro lado, muitas tentativas têm sido feitas para associar o limite superior de água disponível com o conteúdo de água do solo em equilíbrio com 10 ou 33 KPa (REICHARDT, 1997; VAN LIER, 2000). MARINHO & PEREIRA (1998) cita MILLER & DONAHUE (1995), onde estes também afirmam que a capacidade de campo é percentagem de água do solo mantida quando uma sucção de 33 KPa é aplicada ao mesmo. Já BACHE & MACASKILL (1984) citados também por MARINHO & PEREIRA (1998) referem-se a uma sucção de 5 KPa para a determinação da capacidade de campo.

Mais uma vez, FERREIRA & MARCOS (1983) aparecem propondo o ponto de inflexão da curva característica de água no solo como sendo a capacidade de campo, sendo essa representada matematicamente por "splines" cúbicas, e obtiveram resultados significativos quando esse ponto da curva foi correlacionado com aquele parâmetro determinado "in situ" e com a umidade sob sucção matricial de 6 kPa.

Uma outra forma de representação matemática da curva característica foi proposta por VAN GENUCHTEN (1980) e baseia-se em regressão múltipla não linear. O problema de se usar esse modelo é que a estimativa de umidade (conteúdo de água) é feita em função da sucção matricial e não o inverso, já que o ponto de inflexão proposto como estimativa da capacidade de campo (FERREIRA & MARCOS, 1983) é relativo à curva característica representada pelo inverso desse modelo, podendo, na maioria das vezes, não fornecer valores de potencial matricial coerentes com o que se preconiza para capacidade de campo, conforme encontrado por SOUZA (1989).

Baseado no exemplo da Figura 2.2, observam-se volumes de água e ar associados com 100 g de uma areia siltosa bem granulada e os diferentes níveis de

umidade, dado em percentagem. Observa-se, na faixa superior, um solo saturado, com umidade de saturação em 40% (volumétrico). De acordo com BRADY (1989), logo após a água abandonar os macroporos, diz-se que o solo alcançará a capacidade de campo. Para atingir o coeficiente de murchamento, é necessária a remoção da umidade através da vegetação. No coeficiente higroscópico, a água é retida com uma grande sucção, principalmente pelos colóides do solo.

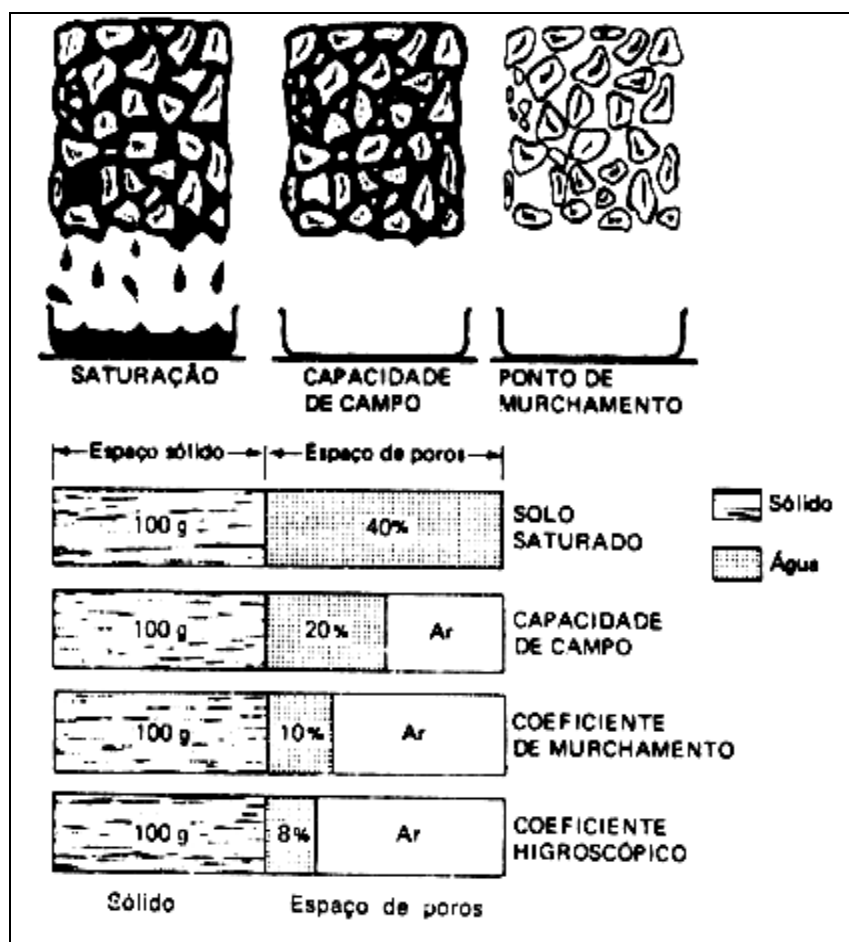


Figura 2.2 – Situação do solo em diferentes graus de umidade (Adaptado de BRADY, 1989).

Na Figura 2.3 observa-se a situação de uma areia argilosa, onde, primeiramente, encontra-se saturada devido, por exemplo, as chuvas que caíram em um curto período. A água abandonará logo os macroporos, alcançando, em 2 ou 3 dias, a capacidade de campo. Os microporos ainda se encontram cheios de água. A partir desta fonte, os vegetais absorvem a umidade necessária. À medida que absorvem água do solo, os vegetais perdem grande parte dela mediante a evapotranspiração, ou parte da umidade,

pôde ter sido evaporada diretamente do solo, alcançando o ponto ou coeficiente de murchamento.

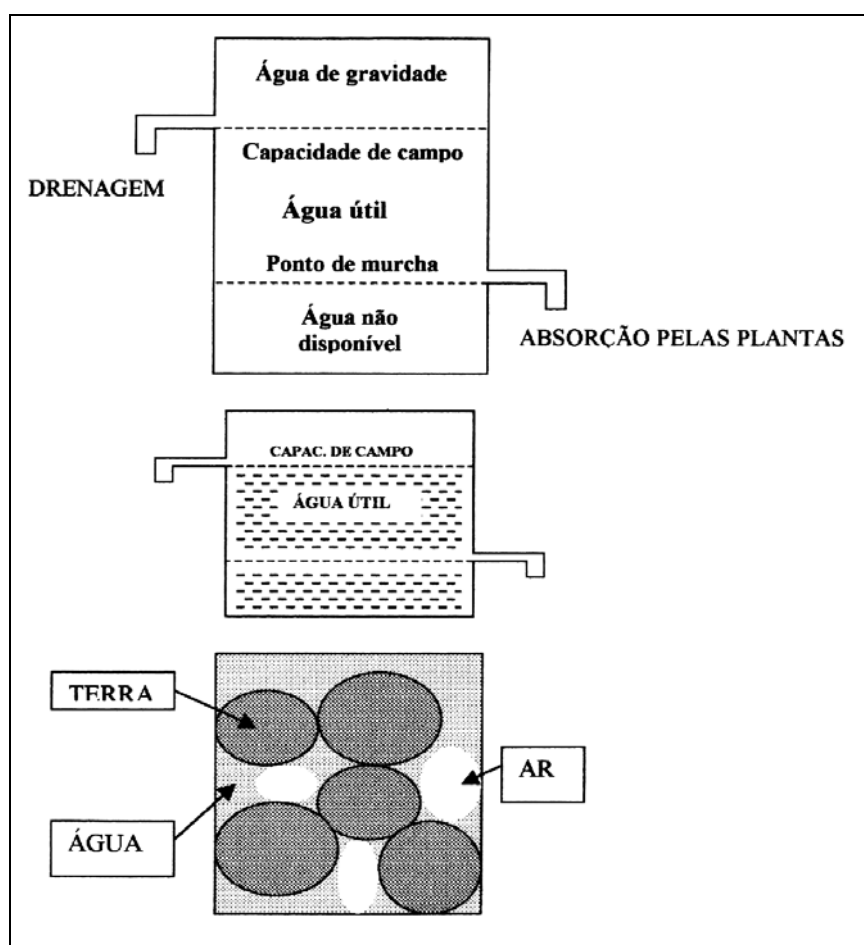


Figura 2.3 – O solo na Capacidade de Campo.

Para SCHROEDER (1994), a capacidade de campo do solo está diretamente relacionada com as porcentagens de argila e areia no material e sua porosidade.

2.4.5. Armazenamento de Água pelo lixo

O armazenamento de água pelo lixo está diretamente relacionada à composição, idade, grau de compactação, profundidade e a capacidade de campo do lixo. Um lixo rico em: papel, papelão, panos e outros, possui um maior poder de absorção de umidade. MARRIOTT (1981) *apud* VAIDYA (2002), afirma que a capacidade de absorção do lixo tem sido estimada em 125 l/m^3 . Segundo BLAKEY (1982), o termo capacidade de campo é freqüentemente utilizado para quantificar o conteúdo de líquido que dada

massa de um material absorverá antes que o percolado seja gerado e escorra pela força gravitacional. Este autor afirma que esta definição é adequada para materiais homogêneos como solos e lixo pulverizado. Já para resíduos domésticos “crus”, o líquido é liberado antes de atingir a capacidade de campo. Assim, o autor conclui afirmando que deveria se renomear a capacidade de campo do lixo para capacidade de absorção do lixo. Esta capacidade só será alcançada ao longo dos anos. Segundo SOBRINHO (2000), a capacidade de absorção de água do lixo é, entre as propriedades do balanço hídrico, uma das mais difíceis de definir ou estimar. Isto se verifica em consequência da dificuldade de realização de testes em laboratório com o lixo, devido a falta de normas técnicas em relação aos resultados experimentais, e a dependência da capacidade de retenção de água e do peso específico de cada componente constituinte do lixo. Quanto à idade, um lixo mais velho vai se tornando mais mineralizado tendendo a reter menos umidade que o lixo novo, conforme observado por AZEVEDO *et al* (2003).

2.4.5.1. A Capacidade de Campo do Lixo

De acordo com BLIGHT *et al* (1996), a capacidade de campo do lixo é aquele conteúdo de água na qual o lixo absorverá e, armazenará ou reterá por capilaridade. Para HIRSCH *et al* (2001), a capacidade de campo do lixo corresponde ao conteúdo de umidade, uma vez que já drenado por gravidade toda a água livre, da massa saturada. “É a máxima capacidade de absorção em condições de livre drenagem”, concluem os autores. Teoricamente, quando a camada de cobertura do lixo supera a capacidade de campo, haverá uma quantidade de água que será drenada por meio da gravidade e atingirá o lixo. A depender desta quantidade drenada, o lixo poderá também atingir a sua capacidade de campo e a água percolar para a base do aterro, gerando o percolado. Na prática, a alta heterogeneidade dos materiais que compõem os resíduos sólidos, dentro do aterro, propicia a existência de grandes vazios ou poros interconectados. Assim, para qualquer água adicionada poderá ocorrer um fluxo de percolado através dos canais preferenciais de escorrimentos.

A capacidade de campo do lixo muda rapidamente durante os primeiros dias de operação, devido ao movimento de veículos sobre o lixo e a colocação do material de

cobertura, compactando-o. Depois disso, a capacidade de campo diminui gradualmente devido à degradação do lixo, resultando em um provável recalque. Segundo CAMPBELL (1983) & HOLMES (1980), com a decomposição do lixo, a capacidade de campo tende a diminuir progressivamente, contrariando um pouco a afirmação de AZEVEDO *et al* (2003), que demonstra um pequeno aumento da capacidade de campo com resíduos mais antigos.

Segundo HIRSCH *et al* (2001), define-se como capacidade de campo a relação entre o volume de líquido retido em condições de livre drenagem, e o volume total do resíduo. Assim, pode-se escrever:

$$C C = \frac{V_l \text{ retido}}{V_t} \quad (5)$$

Onde: V_l retido = Volume do líquido retido (l)

V_t = Volume total (l)

O autor ainda afirma que, na prática, “com uma adição de água, seja por precipitação direta ou pela infiltração através do solo de cobertura, o fluxo dos líquidos percolados ocorrerá através de canais preferenciais de escoamento, formados heterogeneamente dentro da massa do aterro. O líquido escoado alcançará uma saída tão logo encontre o caminho preferencial mais fácil”. Neste caso, o conceito de capacidade de campo não é aplicável, pois a massa de lixo ainda pode liberar líquidos sem antes alcançar o estado de máxima absorção ou a capacidade de campo teórica, concluíram HIRSCH *et al* (2001).

O método da capacidade de campo prática consiste em colocar em uma coluna, o lixo e logo após adicionar água a uma taxa controlada, até se observar o escoamento do líquido na válvula do fundo da coluna. A diferença entre a quantidade de água adicionada e a quantidade de água escoada é igual ao volume de água retido. Com a obtenção da água retida, utiliza-se a fórmula (5), obtendo-se, assim, a capacidade de campo prática.

Uma segunda prova utilizada pelo autor foi realizada a fim de se obter a capacidade de campo teórica. Fechou-se a válvula de saída e começou a adicionar água até saturar a coluna de resíduos, com um controle externo do nível estático da coluna. Logo após, abriu-se a válvula, permitindo a coluna drenar livremente. A água escorrida foi considerada como a recolhida. Assim, a água retida foi calculada com a água adicionada menos a água escorrida, menos a água retida na primeira prova. Logo após, utiliza-se da mesma fórmula utilizada na primeira prova, obtendo-se a capacidade de campo teórica.

VAIDYA (2002) realizou os ensaios de capacidade de campo do lixo, através de um ensaio chamado “Teste dos Baldes”. Este consiste em colocar dentro dos baldes resíduos pré selecionados e umedecidos com água para dar elasticidade e uma mistura coesiva. O balde possui sua base furada (32 mm de diâmetro) com espaçamentos iguais entre os 21 furos, sendo 4 em cada quadrante, um em cada eixo e um no centro. Colocou-se uma carga estática sobre o lixo para expulsar a água por pelo menos 5 dias, obtendo-se, assim, a umidade do lixo na capacidade de campo.

AZEVEDO *et al* (2003) determinou a capacidade de campo cravando cilindros amostradores na base de valas escavadas para obtenção do lixo, onde logo após estes cilindros eram retirados e saturados, em laboratório, utilizando-se do permeâmetro. Logo após, obtia-se a capacidade de campo através da umidade de amostras de resíduos da superfície, do meio e inferior da amostra.

Os valores da capacidade de campo variam em torno de 80% para resíduo novo, e entre 63% a 74 %, para resíduos com mais de quatro anos (CAMPBELL, 1983 & HOLMES, 1980). Outros autores, conforme Tabela 2.6, afirmam que a capacidade de campo do lixo varia de 14 a 44%.

Tabela 2.6 – Capacidade de Campo típico de aterros de resíduos sólidos.

Capacidade de Campo (v/v)	Referências
29	Remson <i>et al</i> (1968)
30-40	Straub & Lynch
20-30	Korfiatis <i>et al</i> (1984)
20-30	Owens <i>et al</i> (1990)
44	Bengtsson <i>et al</i> (1994)

Fonte: VAIDYA, 2002

Segundo TCHOBANOGLIOUS *et al* (1993), a capacidade de campo diminui com o aumento da profundidade da camada de lixo, uma vez que a profundidade do lixo é uma variável dependente do tempo. Assim, a capacidade de campo pode ser também entendida em função de tempo. Se uma trincheira de H metros de profundidade for ocupada com células diárias de h metros de altura, então ele levará H/h dias para a profundidade inteira ser preenchida. Isto pode ser considerado como um intervalo de tempo razoável. BLIGHT *et al* (1996) ainda afirmam que a capacidade de campo é uma variável dependente da densidade, e, se a capacidade de campo é reduzida, a densidade aumenta. Já ZORNBERG (1999) também relata que resultados experimentais obtidos por FUNGAROLI E STEINER (1979) mostram que a capacidade de campo aumenta com o peso específico aparente do material do lixo. Os resultados dos testes indicaram que, para o lixo triturado, a capacidade de campo aumenta. “Pode-se concluir que a capacidade de campo pode ser atingida pela acumulação de água, pela decomposição e compactação dos resíduos ou pela combinação desses dois processos” (CAPELO NETO, 1999).

2.4.6. Consumo e Geração de Água Durante a Decomposição do lixo

Os resíduos sólidos, orgânicos e/ou inorgânicos contidos dentro de uma célula sofrem um processo de oxidação e decomposição biológica na presença de oxigênio, água e temperatura adequada. Essa água, que provém do próprio resíduo ou através da infiltração pela camada de cobertura ocasionada por chuvas, recirculação etc., é essencial para a decomposição anaeróbia, onde a água é, em parte, consumida pelas bactérias. Este consumo é mais característico na Etapa de Fermentação, dentre as etapas

da transformação biológica dos resíduos sólidos. Já a formação de líquidos se dá na Fase Metanogênica, onde, além desta, existe a formação de metano e substâncias húmicas.

2.4.7. Consumo de Água na Geração de Gás

O consumo de água tende a ser menor em locais de maiores profundidades do aterro, uma vez que a capacidade de campo do lixo é menor. A capacidade de campo do lixo está diretamente relacionada com a geração de gás uma vez que esta é considerada como a umidade ótima. TCHOBANOGLOUS (1993) ainda afirma que a água necessária não é utilizada apenas na formação de gás, mas também como vapor de água juntamente com o gás.

2.5. ESTIMATIVA DA PRODUÇÃO DE PERCOLADO ATRAVÉS DE MÉTODOS EMPÍRICOS

A estimativa da quantidade de percolado é necessária para um projeto de aterro sanitário como medida de proteção ambiental, uma vez que, tendo-se o conhecimento da vazão do percolado, pode-se efetuar um adequado dimensionamento do sistema de drenagem e do tanque de armazenamento do percolado, além de auxiliar na escolha do sistema de tratamento dos percolados (SOBRINHO, 2000).

Esta estimativa é também a chave para o projeto de materiais de cobertura e de impermeabilização de fundo adequados, prevenindo assim a contaminação de águas superficiais e subterrâneas (GEE, 1981).

Em sua grande maioria, os projetistas se baseiam em um método onde a vazão é calculada em função de um coeficiente de infiltração, o percolado e a área. Onde o percolado é calculado como sendo o somatório da precipitação menos a evaporação, para do mês de maior excedente hídrico, conforme observado abaixo:

$$Q_{\text{perc}} = \frac{K \times \text{Perc} \times A}{\Delta t} \quad (6)$$

Onde:

Q = vazão do percolado;

K' = coeficiente de infiltração em função das características do solo de cobertura;

Perc = $\Sigma (P-E)$, para o mês de maior excedente hídrico;

P = altura pluviométrica (média histórica mensal);

EP = evapotranspiração potencial (média histórica mensal);

Depois, calcula-se a vazão para cada célula, onde o coeficiente de infiltração só existirá para células com cobertura. Este método não será analisado, uma vez que este é calculado em função do mês de maior excedente hídrico, não sendo calculado para cada mês. Se vier a ser considerado para os meses de déficit hídrico, indicará sempre uma vazão nula.

2.5.1. Método Suíço

A relação entre precipitação pluviométrica e escoamento de líquidos percolados foi estudada por Hans Jurgen Eling, para vários aterros, como cita OLIVEIRA (1994) *apud* SOBRINHO (2000). Os resultados deste estudo são apresentados na Tabela 2.7. Baseado neste estudo, o autor suíço, criou uma sistemática empírica para determinação das descargas de percolados. Daí a origem do nome do método.

Segundo ORTH (1981), é um modelo que se utiliza de coeficientes empíricos que correlacionam precipitação e área de contribuição do aterro e a geração de percolado. “É um método bem simples, mas deixa a desejar no que diz respeito à precisão”, afirma CAPELO NETO (1999).

Tabela 2.7 – Resultados das observâncias de Hans Jurgen.

Adensamento dos Aterros	Precipitação Anual (mm)	Percolado (%)
Fraco	571	31,3
	617	44
	632	32,3
	662	58,2
Forte	652	15,1
	692	17,7
	617	16 – 18
	501	16 - 22

Fonte: OLIVEIRA (1994) *apud* SOBRINHO (2000)

O volume de líquidos percolados pode ser avaliado para os casos mais simples, pela seguinte fórmula apresentada por ROCCA (1981):

$$Q = \left(\frac{1}{t} \right) \times P \times A \times K \quad (7)$$

Onde:

Q = vazão média de líquido percolado (l/s);

P = precipitação anual média (mm);

A = área do aterro (m²);

T = número de segundos em 1 ano;

K = coeficiente dependente do grau de compactação dos resíduos urbanos, que pode ser obtido através da Tabela 2.8.

Tabela 2.8 – Valores de K para Aplicação do Método Suíço

TIPO DE ATERRO	PESO ESPECÍFICO DOS RESÍDUOS URBANOS COMPACTADOS	K
Aterros fracamente compactados	0,4 a 0,7 ton/m ³	0,25 a 0,50
Aterros fortemente compactados	Acima de 0,7 ton/m ³	0,15 a 0,25

Fonte: ROCCA, 1981.

2.5.2. Método do Balanço Hídrico

Segundo KUMAR *et al* (2001), este método permite estimar o percolado baseado em um fluxo unidimensional, na conservação de massa, e nas características de transmissão e retenção da cobertura do solo e do lixo no aterro. É um método mais consistente que o Método Suíço, pois considera em sua formulação, além do índice pluviométrico, a evapotranspiração, o escoamento superficial e a capacidade de armazenamento de água no solo.

O método desenvolvido por FENN *et al* (1975) é o mais utilizado, por ser prático, pois necessita da disposição de dados locais que viabilizem sua aplicação. Segundo ROCCA (1981), as condições básicas para a utilização do método do balanço hídrico propostos por FENN *et al* (1975) são:

- O aterro deve possuir uma cobertura com solo compactado de 60 cm de espessura e inclinação entre 2 a 4 %;
- Área de cobertura reservada para recobrimento com vegetação;
- Toda percolação é iniciada quando o aterro estiver completo;
- Toda infiltração é proveniente da precipitação que cai diretamente sobre o aterro;
- Características hidráulicas do lixo e do material de cobertura uniformes em todas as direções;
- A profundidade do aterro é muito menor que sua extensão horizontal, de maneira que todo o movimento de água é considerado vertical.

A aplicação deste método consiste em registrar mês a mês, durante o período de um ano, os valores dos parâmetros indicados na Tabela 2.9. Valendo salientar que, os parâmetros meteorológicos utilizados devem ser as médias aritméticas mensais do maior número de anos possível.

Na Tabela 2.10, têm-se os valores do coeficiente de escoamento para as estações seca e úmida, levando-se em consideração o tipo de solo e declividade adotada. Na Tabela 2.11 são fornecidos os valores da capacidade de campo, do ponto de murchamento e da água disponível para alguns tipos de solos.

Tabela 2.9 – Parâmetros Meteorológicos e Outros Dados Utilizados no Método do Balanço Hídrico.

PARÂMETROS	MODO DE OBTENÇÃO
Precipitação (P)	Boletins Pluviométricos
Evaporação potencial (EP)	Boletins Hidrometeorológicos (Tanque classe A)
Escoamento superficial (ES)	Aplicando-se o coeficiente de escoamento C' para cada tipo de solo e inclinação (ver Tabela 2.10). $ES = C' \cdot P$
Infiltração (I)	Através da Expressão $I = P - ES$
$I - EP$	Diferença entre a água que infiltra e a que evapora.
Σ (NEG ($I - EP$))	É calculado somando-se os valores negativos de ($I - EP$)
Armazenamento de água no solo de cobertura (AS)	Multiplicando-se o valor da água disponível para cada solo (ver Tabela 2.11) pela espessura desse solo, no caso em que $(I - EP) > 0$; Quando o solo estiver abaixo da capacidade de campo, $(I - EP) < 0$ (Tabela 2.12).
Varição no armazenamento de água no solo (ΔAS)	Diferença entre a água armazenada no solo, de um mês para o outro ($\Delta AS = AS_n - AS_{n-1}$)
Evaporação real (ER)	Quando $(I - EP) > 0$ então $ER = EP$ Quando $(I - EP) < 0$ então $ER = [EP + (I - EP) - \Delta AS]$
Percolação em mm (PER)	$PER = P - ES - AS - ER$
Vazão mensal em l/s (QM)	$QM = (PER \times \text{Área}_{\text{aterro}}) / 2.592.00$

Fonte: FENN *et al*, 1975 *apud* CAPELO NETO, 1999

Tabela 2.10 – Valores do Coeficiente de Escoamento Superficial (C').

TIPO DE SOLO	DECLIVIDADE	COEFICIENTE C'	
		Estação Seca	Estação Úmida
ARENOSO	0 a 2 %	0,05	0,10
	2 a 7 %	0,10	0,15
ARGILOSO	0 a 2 %	0,18	0,17
	2 a 7 %	0,18	0,22

Fonte: FENN *et al*, 1975 *apud* CAPELO NETO, 1999

Tabela 2.12 – Continuação.

$\Sigma(\text{neg (I-EP)})$	0	1	2	3	4	5	6	7	8	9
250	16	16	16	16	16	16	16	16	15	15
260	15	15	15	15	15	15	14	14	14	14
270	14	14	14	14	14	13	13	13	13	13
280	13	13	13	13	13	12	12	12	12	12
290	12	12	12	12	12	11	11	11	11	11
300	11	11	11	11	11	10	10	10	10	10
310	10	10	10	10	10	10	10	10	9	9
320	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9
330	8	8	8	8	8	8	8	8	8	8
340	8	8	8	8	8	7	7	7	7	7
350	7					7				
360	7					6				
370	6					6				
380	6					5				
390	5					5				
400	5					5				
410	4					4				
420	4					4				
430	4					4				
440	3					3				
450	3					3				
460	3					3				
470	3					3				
480	2					2				
490	2					2				
500	2					2				
510	2					2				
520	2					2				
530	2					2				
540	2					1				
550	1									
560	1									
570	1									
580	1									
590	1									
600	1									
610	1									
620	1									
630	1									
640	1									

Fonte: ROCCA, 1981

2.5.3 Método Racional

A fórmula racional é utilizada para estimar a vazão máxima de escoamento de determinada área sujeita a uma intensidade máxima de precipitação, em um determinado tempo de concentração (MARTINS JR., 1997). De um modo geral, este método é aplicado “em áreas menores que 500 ha, sendo utilizado como parâmetro no dimensionamento de galerias de águas pluviais” (WILKEN, 1978 *apud* CASTRO 2001).

MARTINS JR. (1997) relata que o método racional tem seu uso recomendado para pequenas bacias, dentro das seguintes restrições:

- Toda a área da bacia deverá contribuir para o escoamento simultaneamente e em intervalos de tempo pequenos;
- As precipitações deverão ser de alta intensidade e curta duração;
- A variação da velocidade de infiltração não deverá ser grande em pequenos intervalos de tempo.

Segundo WILKEN (1978) *apud* CASTRO (2001), o cálculo da vazão superficial por este método baseia-se em três parâmetros: área da bacia de contribuição; intensidade e duração das chuvas e o coeficiente de escoamento, conforme equação abaixo:

$$Q = C \times i \times A \quad (8)$$

Onde:

Q = vazão superficial máxima (l/s ou m³/s);

C = coeficiente de escoamento ou “runoff”, relação entre o pico de vazão e a chuva média sobre a área receptora;

i = intensidade média da chuva (l ou m³ por ha/s);

A = área da bacia receptora da chuva (ha).

Objetivando obter a parcela da precipitação que vem a infiltrar, deve-se subtrair o volume total precipitado sobre a área do aterro, do volume escoado, que é calculado pelo método racional, para o mesmo intervalo de tempo. Devendo, deste resultado, subtrair ainda a parcela de água evapotranspirada. Assim, temos que:

$$Q_{\text{perc}} = ((P - ES) - EP) \times \frac{A}{t} \quad (9)$$

Onde:

Q_{perc} = vazão do percolado (l/s);

P = Precipitação pluviométrica (mm);

A = Área de contribuição (m²);

t = número de segundos em um mês (s);

ES = Escoamento superficial (mm);

EP = Evaporação Potencial (mm)

$$ES = C.P \quad (10)$$

C = coeficiente de escoamento superficial (“run off”, sem unidade)

As Tabelas 2.13, 2.14, 2.15 e 2.16 apresentam os valores que o coeficiente de escoamento superficial pode assumir conforme características da superfície. Segundo CASTRO (2001), algumas vezes torna-se necessário a utilização de dois valores de escoamento superficial, aplicados para cada tipo de superfície, na área de drenagem em estudo. O coeficiente de escoamento fornecido em quadros não considera o fato das variações espaciais dos diferentes parâmetros que influem sobre o escoamento superficial, sendo considerado um “erro não desprezível” pelo autor.

CASTRO (2001) afirma que, “em termos práticos, a utilização da fórmula do Método Racional também pode ser aplicada para estimar a geração de percolados, uma vez que envolve variáveis de rápido e fácil acesso”, mesmo desconsiderando algumas variáveis (umidade dos resíduos e do material de cobertura, as perdas de umidade com os gases e com as reações químicas) a “confiabilidade e a precisão do método não é

prejudicada, uma vez que as parcelas desconsideradas são pouco expressivas, comparadas com as variáveis utilizadas no método”, conclui o autor.

Tabela 2.13 – Coeficiente de escoamento superficial ou coeficiente de “runoff”.

DESCRIÇÃO DA ÁREA	COEFICIENTE DE “RUNOFF”
Área Comercial	
Central	0,70 a 0,95
Bairros	0,50 a 0,70
Área Residencial	
Residências Isoladas	0,35 a 0,50
Unidades Múltiplas (separadas)	0,40 a 0,60
Unidades Múltiplas (conjugadas)	0,60 a 0,75
Lotes com 2000 m ² ou mais	0,30 a 0,45
Áreas com prédio de apartamentos	0,50 a 0,70
Área Industrial	
Indústrias leves	0,50 a 0,80
Indústrias pesadas	0,60 a 0,90
Parques e Cemitérios	0,10 a 0,25
Playgrounds	0,20 a 0,35
Pátios de estrada de ferro	0,20 a 0,40
Áreas sem melhoramentos	0,10 a 0,30

Fonte: CETESB, 1980 *apud* CASTRO, 2001

3. INVESTIGAÇÃO EXPERIMENTAL

3.1. O ATERRO DA MURIBECA

3.1.1. Histórico / Localização

O Aterro da Muribeca está situado na zona rural do município de Jaboatão dos Guararapes, na localidade de Muribeca dos Guararapes, próximo ao eixo de integração Prazeres - Jaboatão, distando cerca de 16 km do centro do Recife, como mostra a Figura 3.1, da localização do Aterro da Muribeca. A área de disposição está entre as seguintes coordenadas: 280.000 a 282.000 Leste e 9.096.000 a 9.098.000 Norte, ocupando uma área total de 60 hectares, com perímetro de 3848 metros.

Esta região vem sendo degradada desde 1986, quando funcionava como depósito de lixo a céu aberto. Em 1994, foi realizado um diagnóstico no local a fim de reconhecer o seu meio físico: geologia, hidrogeologia, geotecnia, morfologia, recursos hídricos e meteorologia, e que, através destes permitiu-se o conhecimento e a caracterização do subsolo, dos lençóis de águas superficiais e profundos e das falhas da rocha. Concluído o diagnóstico, foi iniciado um estudo do processo de tratamento dos resíduos e recuperação ambiental, visando a transformação do lixão em aterro controlado, onde este processo consistiu na construção de nove células, com largura e comprimento médios de, respectivamente, de 200 x 200m, com altura variando de 20 a 40 m, aproximadamente.

Em 2002, foi implantado no aterro da Muribeca o Sistema de Tratamento de Chorume, utilizando-se o tratamento biológico através de lagoas de estabilização (01 anaeróbia seguida de 03 facultativas) e o tratamento bioquímico, através da fitorremediação. Hoje, o Aterro da Muribeca é o maior aterro em operação no Estado de Pernambuco, recebendo diariamente cerca de 2.800 toneladas de resíduos domésticos, das cidades do Recife e Jaboatão, sendo cerca de 60% do lixo composto de material orgânico, 15% de papéis, 8% de plásticos, 2% de metais, 2% de vidros e 13% de outros materiais.



Figura 3.1 – Localização do Aterro da Muribeca.

3.1.2. Caracterização do Meio Físico

3.1.2.1. Hidrogeologia

A região onde está locado o aterro é representada geologicamente por rochas do embasamento cristalino (granitos, gnaisses e granulitos), cobertas por um regolito derivado da decomposição “in situ” dessas rochas. O afloramento das rochas graníticas e granodioríticas do Pré-Cambriano Indiviso pertencem ao Complexo Migmatítico Granitóide de Província Borborema e estão dispostas na borda da sub-bacia Piedade, constituída por sedimentos preenchendo uma fossa tectônica a 1 km do aterro.

3.1.2.2. Morfologia / Drenagem

A morfologia local do aterro apresenta características distintas, com cotas variando de 10 a 80 metros em torno do aterro. Estas são representadas basicamente pelo embasamento cristalino que aflora nos picos de maiores cotas, tornando-se marcante um relevo ondulado, formado por morros. As áreas baixas apresentam cotas inferiores a 10 metros, formando uma paisagem de poucas ondulações, constituídas de sedimentos, coerentes com as planícies de inundações dos vales formadas pelos rios e riachos, constituído por depósitos quaternários, aluviões.

A rede de drenagem da região tem uma característica de radial centrípeta com os morros atuando como divisores naturais, de onde escoam lateralmente os pequenos cursos d'água. Alguns destes cursos têm sua nascente de exutórios naturais de águas subterrâneas.

3.1.2.3. Clima

Trata-se de uma região tropical litorânea de chuvas de monções durante quase todo o ano, com clima do tipo “Ams” na classificação de KOPPEN. Este clima é quente e úmido, possuindo uma taxa de precipitação pluviométrica anual excedendo a evapotranspiração.

3.1.2.4. Temperatura / Umidade Relativa

A temperatura média anual é de 26°C, variando no intervalo de 18°C a 32°C. A umidade relativa é alta, atingindo um valor médio de 79,2%, com máximo de 83% no mês de maio e mínimo de 74% no mês de dezembro.

3.1.2.5. Pluviometria

A precipitação é o parâmetro de maior importância para a determinação do fluxo da bacia em questão. Através deste, conhece-se o comportamento dos escoamentos subterrâneos e superficiais, além das direções do fluxo, vazões e concentrações de poluentes.

Os dados de precipitação são obtidos através de um sistema automático de aquisição de dados instalado no aterro, que permite também medir a evaporação, umidade relativa do ar, temperatura, pressão atmosférica, direção e velocidade do vento. Dados estes que auxiliam o processo de monitoramento do aterro, uma vez que permite avaliar o avanço da pluma de contaminação do ar, do solo e dos líquidos (Figura 3.2).



Figura 3.2 – Estação Meteorológica da Muribeca.

De acordo com a Figura 3.3, do gráfico da média histórica de precipitação, pode-se concluir que a região do Aterro da Muribeca apresenta precipitações ao longo do ano, observando os maiores picos, em média, nos meses de junho e julho, com aproximadamente 361 e 373 milímetros de chuva, respectivamente. A estação chuvosa compreende entre março e julho, apresentando valores de precipitações oscilando entre 225 a 373 mm mensais. Os menores índices de precipitação são observados nos meses de outubro a dezembro, com valores oscilando de 46 a 63 milímetros mensais.

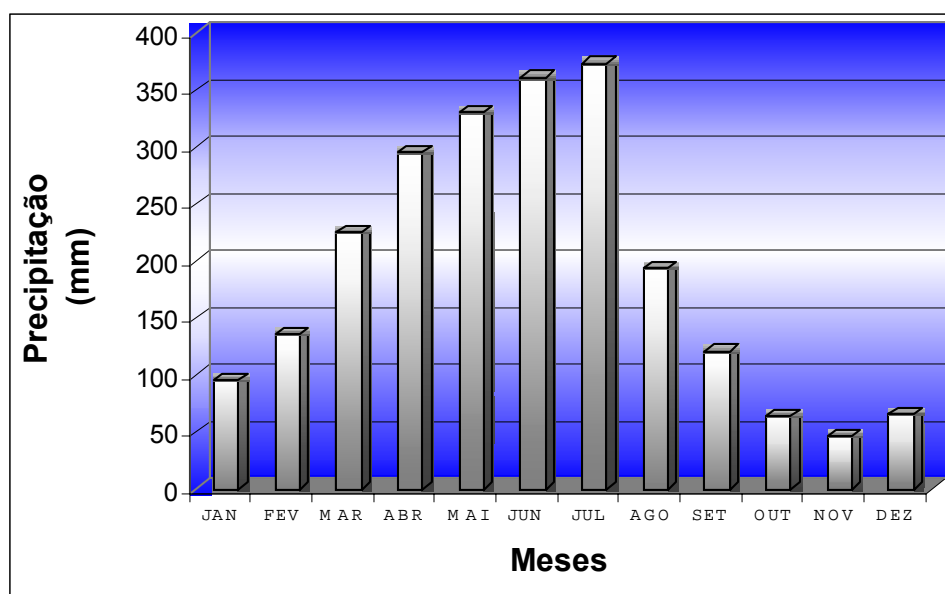


Figura 3.3 – Média histórica de precipitação do Aterro da Muribeca (1971–2001).

Fonte: Instituto Nacional de Meteorologia (INMET).

3.1.2.6. Evaporação

A taxa de evaporação é importante para a determinação do balanço hídrico. Esta é obtida através de um evaporímetro, “onde este permite uma medida direta do poder evaporativo da atmosfera, sujeito aos efeitos de radiação, temperatura, vento e umidade” (TUCCI, 1993). O evaporímetro utilizado foi o Tanque Classe A, que é o mais utilizado no mundo. Este tem forma circular, com um diâmetro de 121 cm e profundidade de 25,5 cm. Construído de aço galvanizado, pintado na cor alumínio, e instalado sobre uma plataforma de madeira a 15 cm de uma superfície horizontal, conforme Figura 3.4.

De acordo com a Figura 3.5, da média histórica de evaporação, conclui-se que a região do Aterro da Muribeca apresenta maiores evaporações entre os meses de outubro a dezembro, com valores oscilando entre 168 a 174 mm, estando em concordância com a estação seca, onde ocorre a menor precipitação.

Na Figura 3.6, observa-se um déficit hídrico dos meses de setembro a janeiro, uma vez que a evaporação supera a precipitação neste intervalo de tempo. Isto pode ser justificado pela maior incidência dos raios solares (variando de 18 a 22 MJ/m². dia nesta época) e insolação (variando de 6 a 9 horas nesta época do ano).



Figura 3.4 – Evaporímetro utilizado no Aterro da Muribeca.

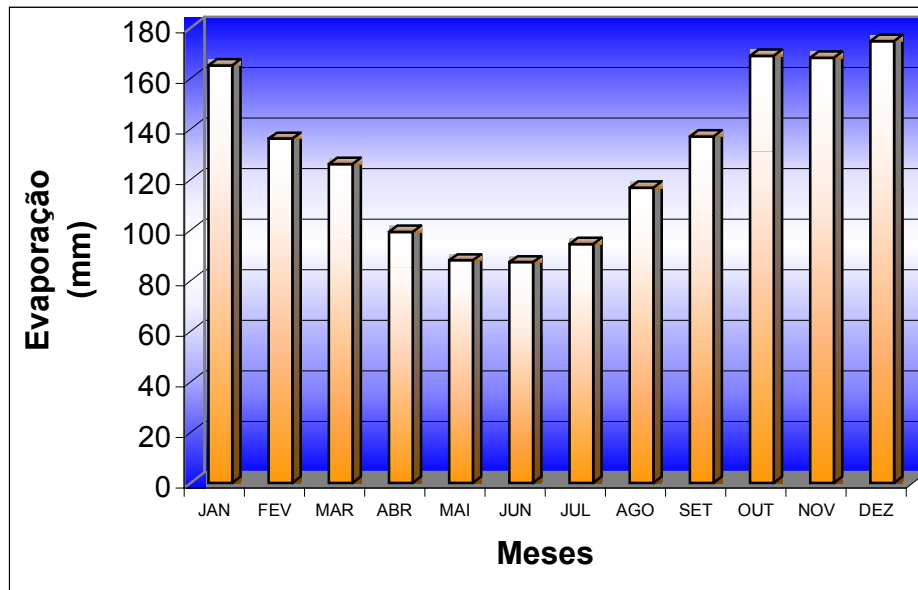


Figura 3.5 – Média histórica de evaporação do Aterro da Muribeca (1971-2001). Fonte: Instituto Nacional de Meteorologia (INMET).

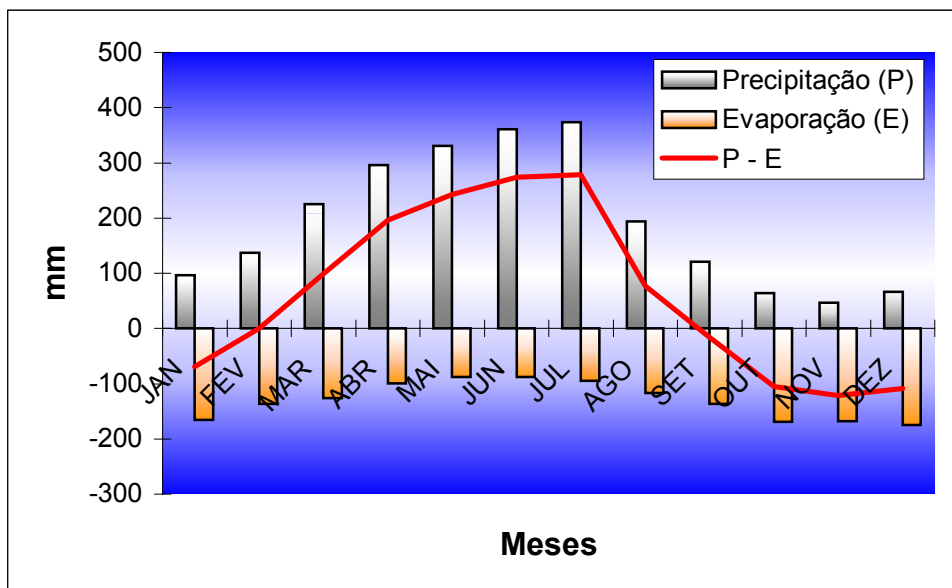


Figura 3.6 – Comportamento Hídrico no Aterro da Muribeca (1971-2001). Fonte: Instituto Nacional de Meteorologia (INMET).

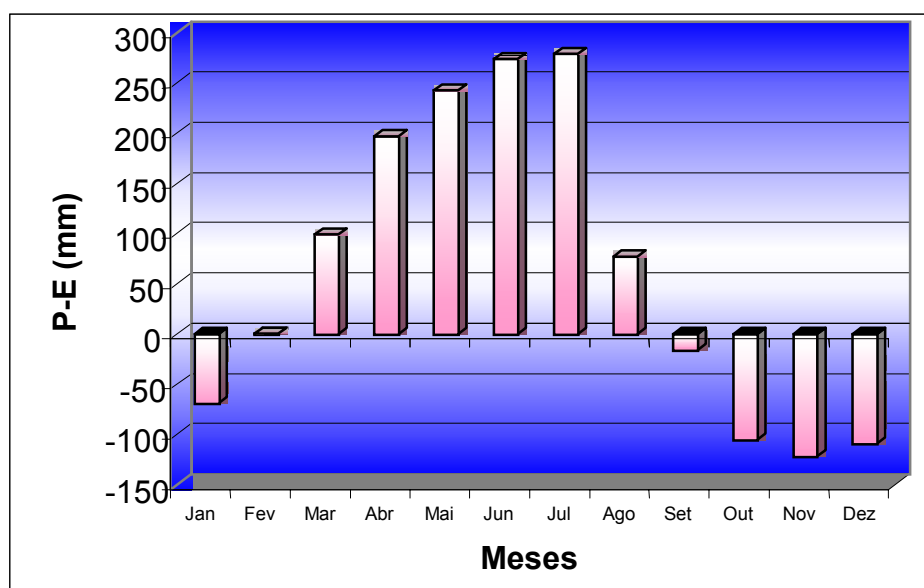


Figura 3.7 – Gráfico de precipitação menos evaporação do Aterro da Muribeca (1971-2001). Fonte: Instituto Nacional de Meteorologia (INMET).

3.2. O PERCOLADO

3.2.1. Determinação da Vazão do Percolado no Aterro da Muribeca

A determinação da média mensal da vazão do percolado, para análise de uma série histórica de 30 anos, foi obtida por meio de medições diárias no período de janeiro a dezembro 2002, em função da área da secção do tubo, ao qual o percolado efetivamente escoava, e da velocidade do percolado.

A velocidade foi obtida utilizando-se um medidor de velocidade de fluidos condutivos SENSE – RC2 (Figura 3.8). O modo de funcionamento do SENSE – RC2 é baseado no efeito Faraday da indução eletromagnética, onde o campo magnético induz o potencial elétrico num condutor em movimento. Uma corrente alternada é passada através de uma bobina na sonda de velocidade, que inicia um campo alternado na cabeça da sonda e na água circunvizinha. O movimento da água ao passar pela sonda causa o aparecimento de um potencial elétrico na água que é detectado pelos dois eletrodos de titânio, sendo, depois, ampliado e transmitido através do cabo de conexão para a unidade e o display onde o sinal de velocidade é detectado e digitalizado.



Figura 3.8 – O SENSE- RC2

Já a determinação da média mensal da vazão do percolado, para os 4 meses do ano de 2003, foi obtida por meio de medições diárias no período de junho a setembro de 2003, através de uma caixa medidora de vazão existente entre a Lagoa de Decantação e a Lagoa Anaeróbia na Estação de Tratamento de Chorume. A caixa medidora de vazão utiliza-se de um vertedor triangular instalado numa caixa com dimensões padronizadas, instalada no próprio canal de descarga do efluente. A placa vertedora é feita de chapa metálica, protegida contra corrosão, com 1 mm de espessura, com um corte em forma de V com ângulo central de 90° (Figura 3.9).



Figura 3.9 – A caixa medidora de Vazão

De acordo com a Figura 3.10, do gráfico da média de vazão percolado de 2002, observam-se os maiores picos de vazão de percolado para os meses de março a agosto, onde não se observa déficit hídrico na região. A vazão máxima para este ano foi de 27,2 l/s para o mês de março e a mínima foi de 1,25 l/s para o mês de novembro. Já a vazão média para o ano foi de 11,29 l/s.

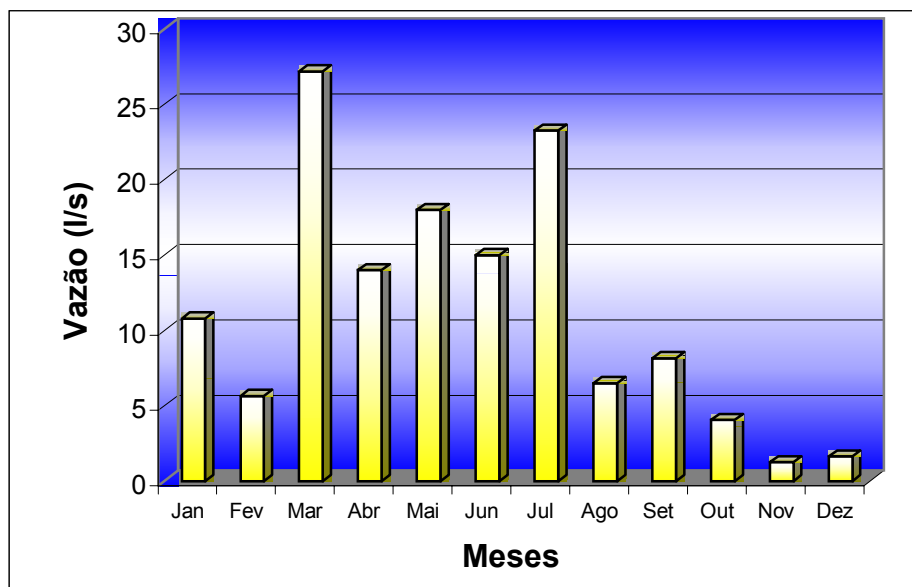


Figura 3.10 – Gráfico da vazão do percolado para o Aterro da Muribeca para o ano de 2002.

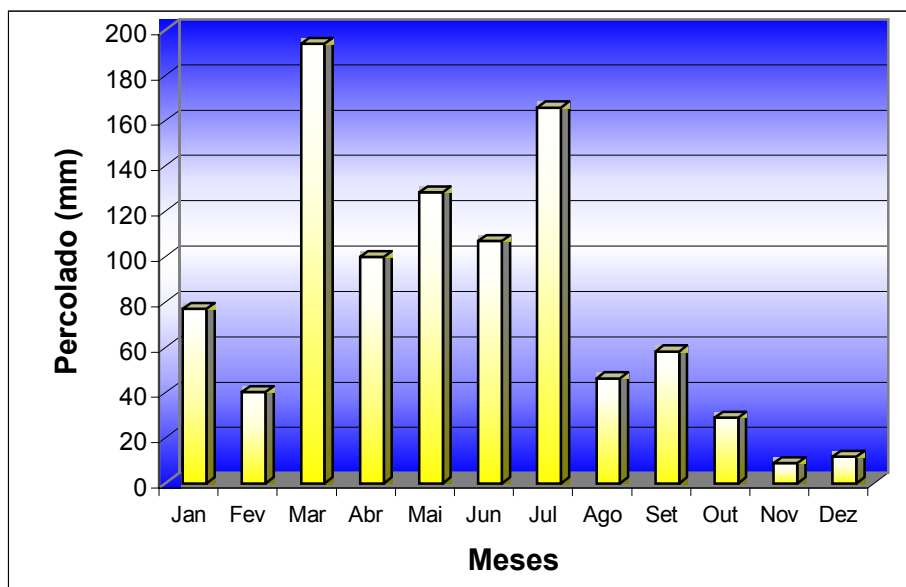


Figura 3.11 – Gráfico do percolado gerado no Aterro da Muribeca no ano de 2002.

3.2.2. Determinação da Umidade do Solo e do Lixo

Consistiu na coleta mensal, de solo e lixo, em cápsulas, onde posteriormente foram pesadas e colocadas em estufa (Modelo Orion 515 da Fanem) a uma temperatura de 105°C. Esta coleta teve por finalidade obter dados necessários para o modelo empírico baseado na capacidade de campo. Além da umidade nas bases de massa e volume, outra maneira conveniente de se expressar o teor de água no solo, é pela lâmina de água por profundidade de solo. Esta maneira de se expressar o teor de umidade é muito útil, porque se torna compatível com o modo de se exprimir a quantidade de água usada em vários fenômenos. Por exemplo: a água que se precipita pela chuva ou pela irrigação é medida em termos de lâmina (cm ou mm). A água perdida do solo e da planta por evaporação e transpiração é expressa em lâmina por unidade de tempo (mm/dia, cm/mês, cm/ano etc.).

$$L = \theta_v \times h \quad (11)$$

Onde: **L** = Lâmina de água por profundidade *h* do solo (mm ou cm)

h = profundidade considerada (mm ou cm)

θ_v = Umidade volumétrica (%)

θ_m = Umidade de massa (%)

O conteúdo de umidade, na base de massa, foi calculado da seguinte forma:

$$\theta_m \% = \left(\frac{\text{Peso Úmido} - \text{Peso Seco}}{\text{Peso Seco}} \right) \times 100 \quad (12)$$

O conteúdo de umidade, na base volumétrica, foi calculado baseado na umidade de massa:

$$\theta_v \% = \frac{(\theta_m \times d_p)}{(1 + e)} \times 100 \quad (13)$$

Onde: e = índice de vazios

d_p = densidade das partículas ou dos grãos

θ_v = Umidade volumétrica (%)

θ_m = Umidade de massa (%)



Figura 3.12 – Obtenção da amostra de lixo para determinação de umidade.

3.2.3. Determinação do Peso Específico do Solo e do Lixo (γ)

A determinação do peso específico úmido, tanto para o solo quanto o lixo, constou-se da razão entre o peso e volume da amostra retirada pelo Shelby. Já o peso específico seco foi obtido através de um cálculo baseado na umidade e peso específico úmido, conforme fórmula 14.

$$\gamma_s = \frac{\gamma_h}{1+h} \quad (14)$$

onde: γ_s = Peso específico seco (g/cm³);

γ_h = Peso específico úmido (g/cm³);

h = Umidade do lixo;

3.2.4. Determinação da Porosidade do Solo e do Lixo

É a relação entre o volume de vazios e o volume total. Indica a mesma coisa que o índice de vazios. Vale ressaltar que o índice de vazios é a relação entre o volume de vazios e o volume das partículas sólidas.

$$n = \frac{e}{1+e} \quad (15)$$

onde: n = porosidade do solo ou lixo;

e = índice de vazios do solo ou lixo;

$$e = \frac{\gamma_g}{\gamma_s} - 1 \quad (16)$$

onde: e = índice de vazios do solo ou lixo;

γ_g = peso específico das partículas do solo ou lixo (g/cm³).

Para o solo: 2,66 g/cm³;

Para o lixo: 2,27 g/cm³, segundo FARIAS (2000).

γ_s = peso específico seco do solo ou lixo (g/cm³);

De acordo com as Tabelas 3.1, 3.2 e 3.3, observam-se os valores aproximados obtidos para o peso específico seco, porosidade e índice de vazios, tanto para o solo quanto o lixo.

Tabela 3.1 – Resultados, de maio de 2003, referentes às amostras válidas do solo de cobertura do Aterro da Muribeca.

Amostras	Porosidade (n)	Peso Específico Seco (g/cm ³)	% de Finos	Índice de Vazios (e)
1	44	1.501	56	0.772
2	43	1.511	54	0.76
3	42	1.542	48	0.725
4	41	1.573	46	0.691
5	40	1.584	45	0.679

Tabela 3.2 – Resultados, de maio de 2003, referentes às amostras válidas do lixo com 5 anos do Aterro da Muribeca.

Amostras	Porosidade (n)	Peso Específico Seco (g/cm ³)	Índice de Vazios (e)
1	50	1.13	1.01
2	53	1.06	1.13
3	56	0.99	1.28
4	56	1.00	1.28
5	58	0.96	1.38

Tabela 3.3 – Resultados, de maio de 2003, referentes às amostras válidas do lixo com 10 anos do Aterro da Muribeca.

Amostras	Porosidade (n)	Peso Específico Seco (g/cm ³)	Índice de Vazios (e)
1	30	1.58	0.44
2	35	1.47	0.54
3	36	1.46	0.55
4	49	1.10	1.06
5	51	1.16	0.95

3.2.5. Análise Granulométrica do Solo

Num solo, geralmente convivem partículas de tamanhos diversos. Nem sempre é fácil identificar as partículas porque os grãos de areia, por exemplo, podem estar envoltos por uma grande quantidade de partículas argilosas, finíssimas, apresentando o mesmo aspecto de aglomeração formada exclusivamente por estas partículas argilosas. Quando secas, as duas formações são dificilmente diferenciadas. Quando úmidas,

entretanto, a aglomeração de partículas argilosas transformam-se em uma pasta fina, enquanto que a partícula arenosa é facilmente reconhecida pelo tato (áspero). Portanto, numa tentativa de identificação tátil - visual dos grãos de um solo, é fundamental que ele se encontre bastante úmido.

Conforme a NBR 7181, para um reconhecimento do tamanho dos grãos de um solo, realiza-se a análise granulométrica, que consiste em geral em duas partes:

- Peneiramento
- Sedimentação

O peneiramento é usado para separar partículas que possuem dimensões variadas acima de 0,074mm, ou seja, partículas graúdas. Esta separação se dá devido a utilização de peneiras de tamanhos diversos, onde possibilita analisar tipos de solos diferentes. Já a sedimentação é utilizada no caso em que o solo é fino, com dimensões menores que 0,074mm.

3.2.5.1. Peneiramento do Solo Graúdo

O material graúdo que fica retido na peneira 10 é lavado (em cima desta mesma peneira) por jato d'água, com a finalidade de retirar toda a terra presente nestes grãos. O restante que fica na peneira é levado para estufa por 24h. Após a secagem, faz-se necessário a pesagem da amostra seca.

Toma-se um peso P de uma amostra de solo seco e submete-se a um peneiramento; em seguida, tomam-se os pesos das porções retidas nas diversas peneiras, (números variados), expressos em porcentagens do peso total.:

$$\text{Ou seja: } \left(\frac{P_1}{P}\right) \times 100, \left(\frac{P_2}{P}\right) \times 100, \left(\frac{P_3}{P}\right) \times 100, \dots$$

Somando essas porcentagens, tem-se as “porcentagens retidas” e tomando o complemento para 100 tem-se as “porcentagens acumuladas que passam”. Assim, $100 - \left[\left(\frac{P_1}{P}\right) \times 100\right]$ é a porcentagem que passa na primeira peneira; $100 - \left\{\left[\left(\frac{P_1}{P}\right) + \left(\frac{P_2}{P}\right)\right] \times 100\right\}$ é a porcentagem acumulada que passa na segunda peneira,

e assim sucessivamente. Obtem-se, então, todas as porcentagens retidas do solo graúdo que se utilizou para construir a curva granulométrica.

3.2.5.2. Sedimentação do Solo Miúdo

Toma-se uma quantidade de solo que passa na peneira 10 e dispersa-se em água, a qual se junta, para melhor dispersão dos elementos, um defloculante (hexametáfosfato de sódio). Deixa-se o solo em repouso, onde a solução age em 24h. Em seguida, coloca-se toda solução em uma proveta de 1000 cm³ e completa-se com água destilada. O cilindro fica posto em ambiente e temperatura constante.

Agita-se a mistura dentro do cilindro por 1 minuto e se introduz um decímetro, previamente tarado, lendo-se sobre a graduação o seu afundamento progressivo a partir de 30s, 1min, 2min, 4min, 8min, 15min, 30min, 1h, 2h, 4h, 8h, 25h, do instante que se imobilizou a proveta, conforme Figura 3.13.

Ao final deste processo, lava-se com jato d'água todo o material que está na proveta, na peneira de número 200. O material lavado vai para estufa, onde é secado durante 24h. Em seguida, realiza-se o mesmo procedimento de peneiramento utilizado para solos graúdos, com diferença apenas nas aberturas das peneiras.



Figura 3.13 – Ensaio de Sedimentação.

3.2.6. Determinação dos Limites de Consistência do Solo

Apenas a granulometria não é suficiente para se classificar os solos de textura rica em partículas finas. Suas propriedades plásticas dependem do teor de umidade, com a qual definem-se os diversos estados do solo. Assim, a característica principal que permite identificar os solos argilosos, é a plasticidade, definida como a propriedade de um solo, em estado úmido, que se submeterá a grandes deformações sem sofrer ruptura.

3.2.6.1. Determinação do Limite de Liquidez dos Solos

Por definição, o Limite de Liquidez (LL) do solo é o teor de umidade para o qual o sulco fecha com 25 golpes. A determinação do Limite de Liquidez é realizada pelo aparelho de Casagrande, que consiste em um prato de latão, em forma de concha, sobre um suporte de ebonite; por meio de um excêntrico, imprime-se ao prato, repetidamente, quedas da altura de 1cm e intensidade constante (NBR 6459), conforme observado na Figura 3.14.

Com os valores obtidos (número de golpes para fechar o sulco feito na amostra) traça-se a linha de escoamento do material, a qual, no intervalo entre 6 e 35 golpes, pode considerar-se como uma reta. Recomenda-se a determinação de 6 pontos.

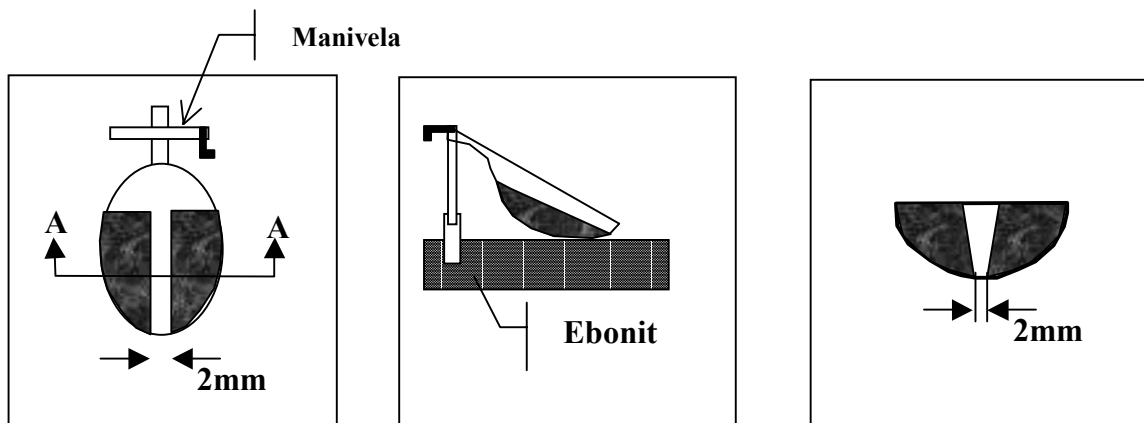


Figura 3.14 – Diversas vistas do Aparelho de Casagrande.

3.2.6.2. Determinação do Limite de Plasticidade dos Solos

O Limite de Plasticidade (LP) é determinado pelo cálculo de porcentagem de umidade pelo o qual o solo começa a se fraturar quando se tenta moldar, com ele, um cilindro de 3mm de diâmetro e cerca de 10 cm de comprimento. Realizado o ensaio, pesa-se a amostra na balança analítica de precisão sensível e leva-se o material à estufa durante 24h a fim de ter um peso constante (umidade estabelecida) (NBR 6449).

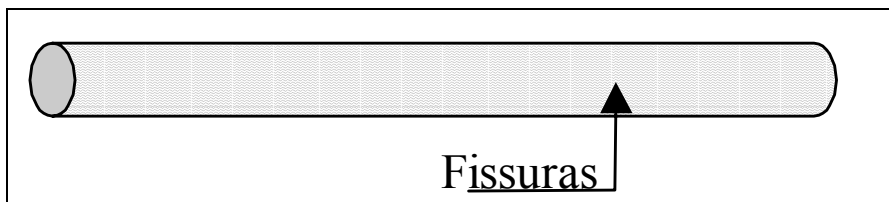


Figura 3.15 – Solo Moldado.

As figuras 3.16 a 3.20 referem-se às curvas granulométricas das amostras 1, 2, 3, 4 e 5, respectivamente.

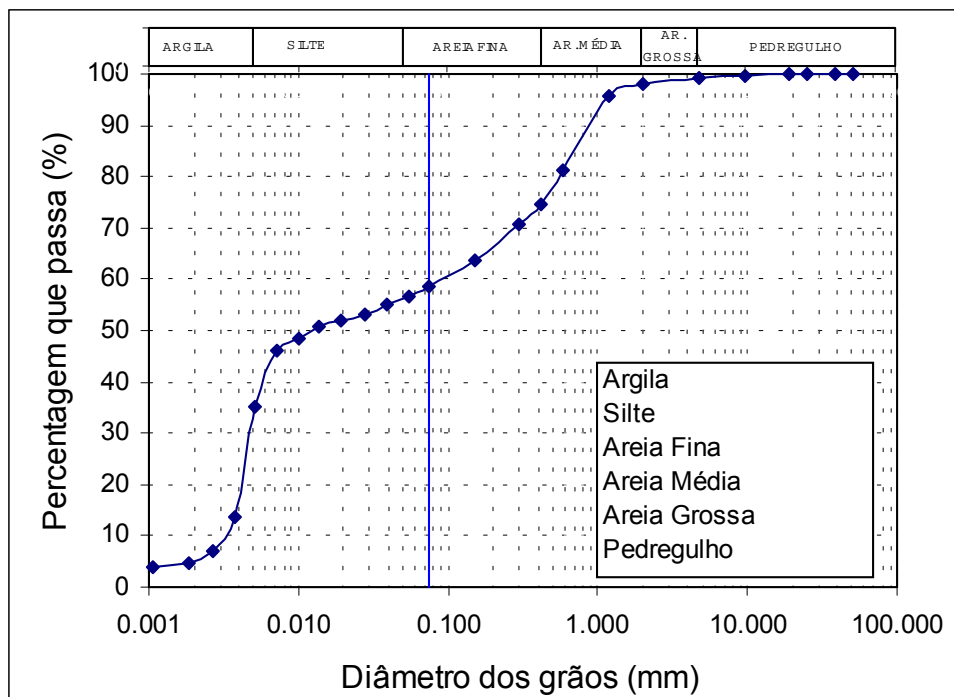


Figura 3.16 – Curva Granulométrica da Amostra 01.

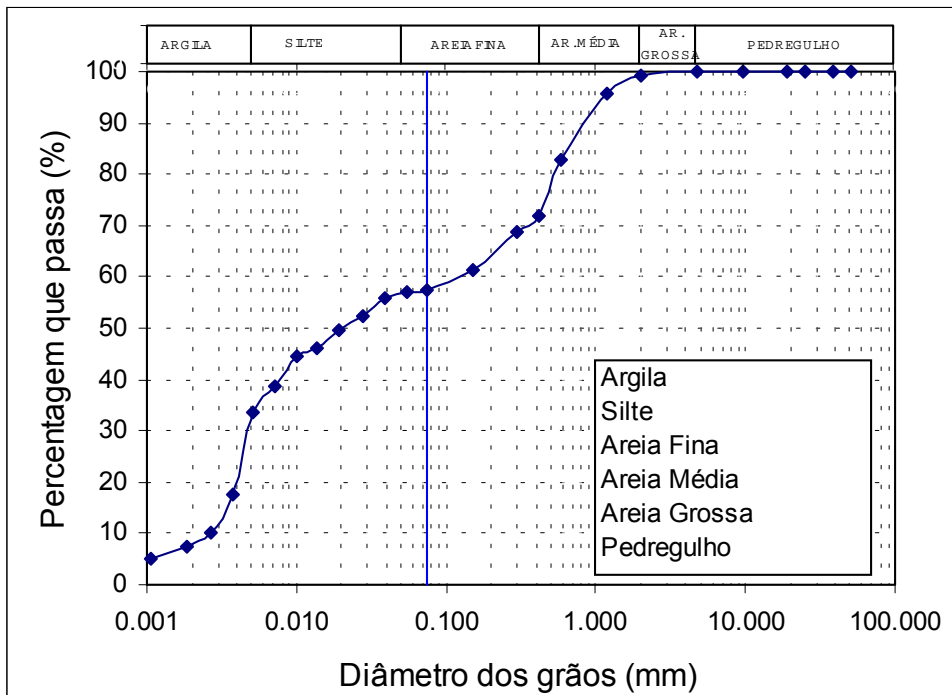


Figura 3.17– Curva Granulométrica da Amostra 02.

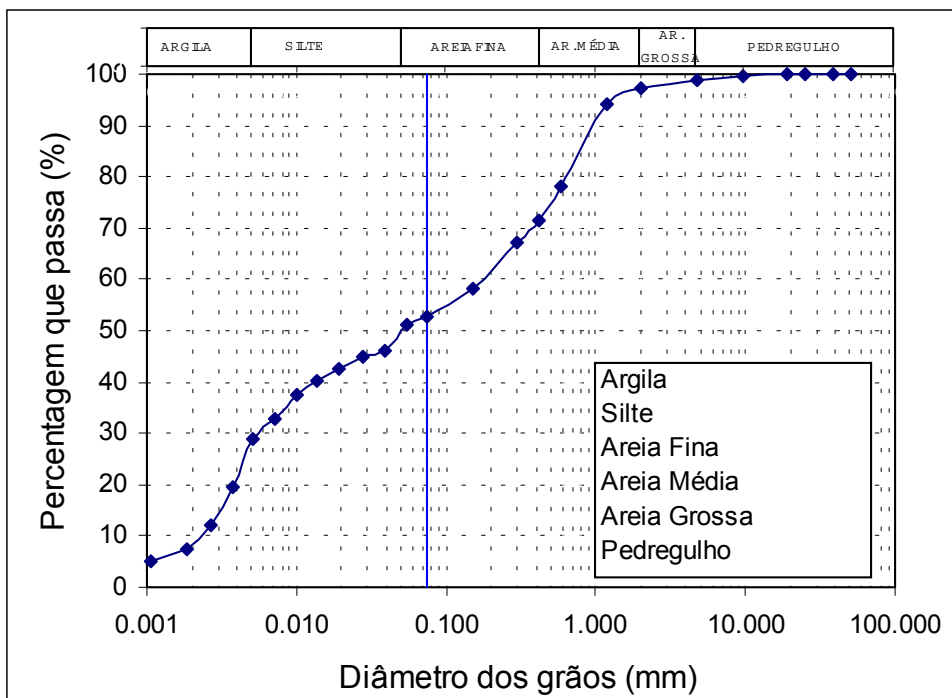


Figura 3.18 – Curva Granulométrica da Amostra 03.

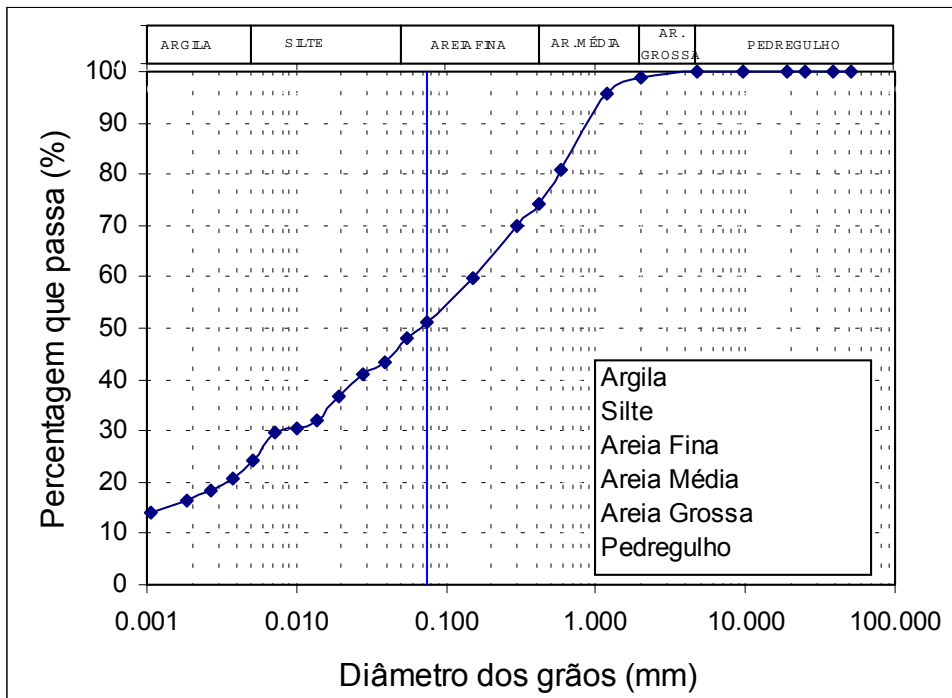


Figura 3.19 – Curva Granulométrica da Amostra 04.

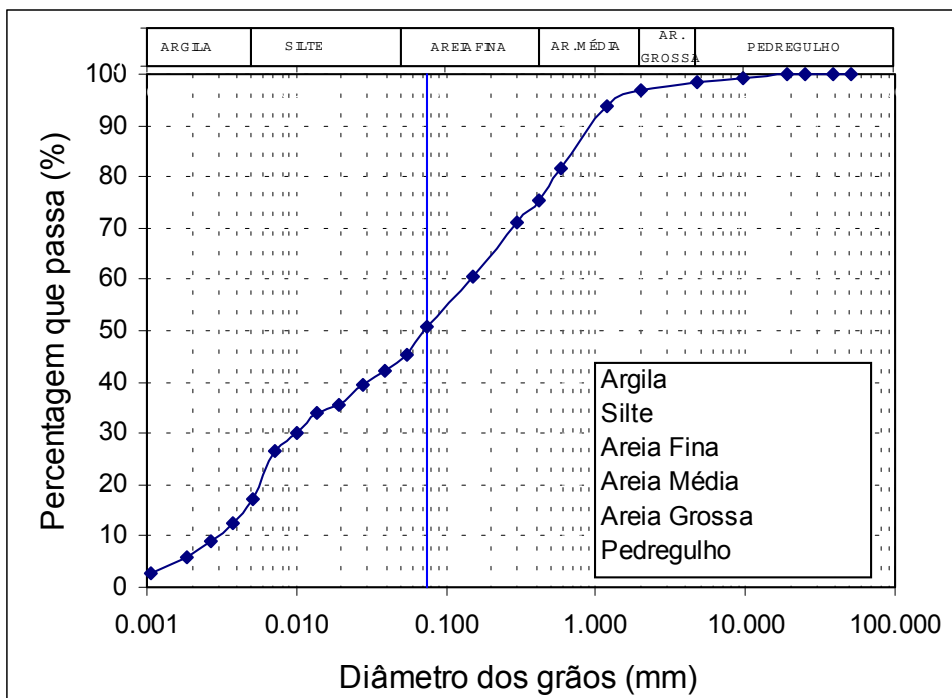


Figura 3.20 – Curva Granulométrica da Amostra 05.

De acordo com as Figuras 3.16 a 3.20, observa-se que todas as amostras válidas, aqui expostas, caracterizam-se como solos siltosos, onde o teor de finos (Silte + Argila) será de suma importância para as correlações a serem efetuadas com a capacidade de campo, assim como a porosidade total. De acordo com a Tabela 3.4, tem-se os teores de Silte mais Argila obtidos de cada amostra, bem como os limites de liquidez e plasticidade.

Tabela 3.4 – Percentagem de Finos e Limites de Atterberg, de maio de 2003, da camada de cobertura do Aterro da Muribeca.

Amostra	% de Finos	Limite de Liquidez (%)	Limite de Plasticidade (%)
1	56	53	29
2	54	55	36
3	48	49	30
4	46	50	33
5	45	51	35

3.2.7. Determinação da Sucção Matricial pelo Papel Filtro

Segundo JUCÁ (1990), o método consiste em colocar um papel filtro, com características de retenção conhecidas, em um recipiente hermético, junto com uma amostra de solo. Ao alcançar o equilíbrio, obter-se-á o potencial da umidade no papel, que é igual ao potencial de umidade do solo. Para a obtenção da sucção total “o papel filtro é colocado seco em um recipiente hermético, em contato direto com o solo. Neste caso o equilíbrio entre a sucção do solo e do papel é alcançado através da fase de vapor”, afirma o autor.

A obtenção da Sucção Matricial foi realizada utilizando-se o papel filtro Whatman Nº 42, onde este permite medições de sucção de zero a 29 MPa. Para este ensaio, foram utilizados os seguintes materiais e equipamentos:

- Balança analítica com acurácia mínima de 0,0005g;
- Filme PVC e papel alumínio a fim de evitar a perda de umidade das amostras;
- Caixa de isopor para isolamentos das amostras;
- Pinça e tesoura;
- Estufa (105°C);

- Papel Filtro Whatman N°42;

Segundo MARINHO & STUERMER (1998), um dos aspectos mais importantes para se obter uma adequada medição de sucção é garantir que o papel filtro, após o equilíbrio, seja removido do ambiente de equilíbrio sem perda significativa de umidade. “A perda de umidade é da ordem de 1,5% por minuto para uma umidade de aproximadamente 35%. Esta perda depende da umidade do papel. Para baixas umidades (altas sucções) a evaporação é menor. Quando retirado da estufa, o papel absorve água do ar e, portanto, deve ser rapidamente colocado no recipiente e selado”.

As equações utilizadas para calibração foram:

Para umidades maiores que 47%:

$$\text{Sucção (KPa)} = 10^{(6,05 - 2,48 \times \log w)} \quad (17)$$

Para umidades menores ou iguais a 47%:

$$\text{Sucção (KPa)} = 10^{(4,84 - 0,0622w)} \quad (18)$$

Para a obtenção da sucção, foram utilizados os seguintes procedimentos:

1. Papel Filtro Whatman N°42;
2. O papel filtro encontrava-se seco ao ar;
3. O tempo mínimo de equilíbrio para medição de sucção foi de 7 dias;
4. Foram utilizados dois papéis filtros por amostra;
5. Estes nunca foram sobrepostos, como também nenhum material absorvente foi utilizado entre o papel filtro e o solo;
6. O papel filtro foi colocado cuidadosamente na amostra com uma pinça, e logo após, encoberto com filme plástico e papel alumínio. Depois se colocou a amostra em uma caixa de isopor;
7. A umidade de papel é obtida e com o uso das curvas de calibração a sucção foi determinada.

Para uma precisa caracterização da Curva Característica, será utilizado um modelo baseado na equação de VAN GENUCHTEN, onde a seguinte equação é utilizada:

$$\frac{\theta - \theta_r}{\theta_s - \theta_r} = \left(\frac{1}{1 + (\alpha \psi)^n} \right)^m \quad (19)$$

θ_s = Teor de umidade volumétrica saturado, que é o teor mínimo de umidade que torna o solo saturado;

θ_r = Teor de umidade volumétrica residual, que é o teor de umidade onde é necessário um grande aumento da sucção para remover água do solo;

α = relaciona-se com a sucção de entrada de ar

m e n = relacionam-se com a inclinação da curva característica depois da entrada de ar.

ψ = sucção matricial;

De acordo com as Figuras 3.21 e 3.22, respectivamente, observam-se alguns cuidados a serem tomados com a amostra durante o ensaio com o papel filtro, bem como os procedimentos para a coleta de dados.



Figura 3.21 – Alguns cuidados a serem tomadas com a amostra: (A) encobri-las com papel alumínio e (B) filme plástico.



Figura 3.22 – Procedimentos da coleta de dados: (A) Pesagem do papel filtro em uma balança analítica utilizando-se de uma pinça (B) Papel Filtro colocado para secagem em uma estufa a 105°C para obtenção da umidade (C) Pesagem do anel + solo.

Na pesquisa, foram realizados estudos referentes a sucção matricial, que está relacionada com estado de energia da água interagida com as partículas sólidas do solo, ou seja, tudo aquilo que se refere aos fenômenos de capilaridade e adsorção. Estes fenômenos dependem do arranjo poroso, distribuição de poros segundo seu diâmetro médio, tensão superficial da água, afinidade entre a água e as superfícies sólidas, dentre outros, conforme já descrito na revisão bibliográfica. O método utilizado para a obtenção da Curva Característica foi o Papel Filtro através da secagem. Foi utilizado um modelo de calibração de VAN GENUCHTEN (1980), para obtenção de uma curva precisa, obtendo-se uma correlação de 95,4%.

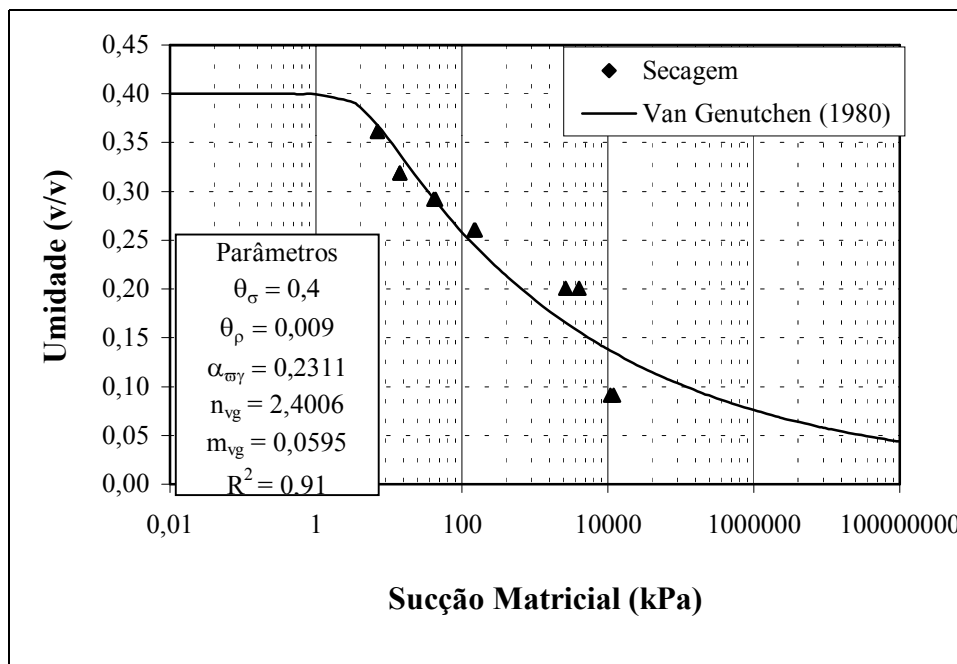


Figura 3.23 – Curva Característica do solo de cobertura do Aterro da Muribeca para o ano de 2003.

De acordo com a Figura 3.23, da Curva Característica do solo de cobertura do Aterro da Muribeca, nota-se, inicialmente, que esta curva possui uma característica de solo siltoso, confirmando os ensaios granulométricos realizados, uma vez que o ponto de entrada de ar ocorre numa sucção relativamente baixa quando comparada à argila. Através do encontro do prolongamento das retas, obtém-se a sucção na entrada de ar, que, para o gráfico acima, é de 3KPa. A umidade residual considerada foi de 0,09%.

A forma de retenção de água varia de acordo com o nível de sucção. Pode-se observar que, para o valor de 100 KPa, tem-se uma umidade volumétrica de aproximadamente 26%, ou seja, para este solo estudado, da umidade de 26 a 40%, a retenção da água depende de efeitos capilares e da distribuição dos poros do solo. Já para valores de sucção maiores que 100 KPa (Umidade volumétrica inferior a 26%) não só a estrutura do solo controla a forma da curva característica, mas também a mineralogia. Quanto a capacidade de sucção, conforme Figura 3.24, o valor encontrado para a inclinação da curva característica foi de 8,7.

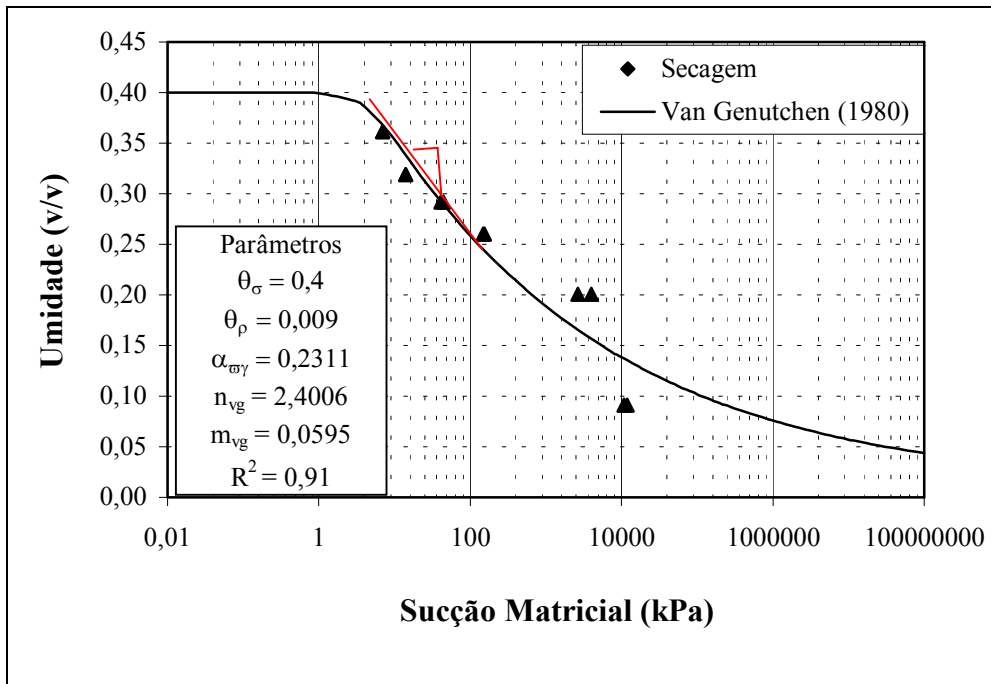


Figura 3.24 – Curva Característica do solo de cobertura do Aterro da Muribeca para o ano de 2003.

4. CAPACIDADE DE CAMPO: METODOLOGIA E RESULTADOS

4.1. Determinação da Capacidade de Campo do Solo

O procedimento deste ensaio consistiu em cravar cilindros amostradores, sobre um solo regularizado (camada de cobertura do lixo), utilizando-se de uma retro-escavadeira, onde, logo após, as amostras foram encaminhadas para o laboratório a fim de obter a capacidade de campo do solo. Na verdade, a obtenção da amostra em campo consistiu em cravar o Shelby (amostradores de parede fina com diâmetro variando de 10,8 a 11,4 cm e altura entre 40 e 50 cm) sobre uma camada de solo nivelada. Sobre o Shelby foi utilizada uma placa de aço, para evitar maiores danos às amostras e amostradores. A cravação foi efetuada estaticamente com a pressão hidráulica da pá da retro-escavadeira, conforme observado na Figura 4.1.

Ao término da amostragem, escava-se em volta do cilindro e retira-se o mesmo com cuidado, com o auxílio de uma enxada. No laboratório, as cinco amostras tinham suas extremidades serradas para retirar o excesso de solo. Em seguida, foram colocadas dentro de um grande balde com um colchão de brita, de aproximadamente 15 cm, para facilitar a saturação da amostra. Através do processo hidrostático de vasos comunicantes, iniciou-se a saturação. A amostra encontrava-se saturada quando, em sua superfície, a água estava presente, como observado na Figura 4.2. Depois de saturada a amostra, deixa-se drenar livremente a água retida no solo. Em média, para solos arenosos, a drenagem ocorre entre 3 a 4 dias. Já para solos argilosos e siltosos, em torno de 5 a 6 dias. Vale ressaltar que, coloca-se sobre os amostradores, um filme plástico a fim de evitar a perda da umidade para o ambiente. Concluído o prazo da drenagem (observando-se a não existência de água sobre a superfície da amostra), leva-se a amostra da camada intermediária para a estufa, para obtenção da umidade na capacidade de campo.

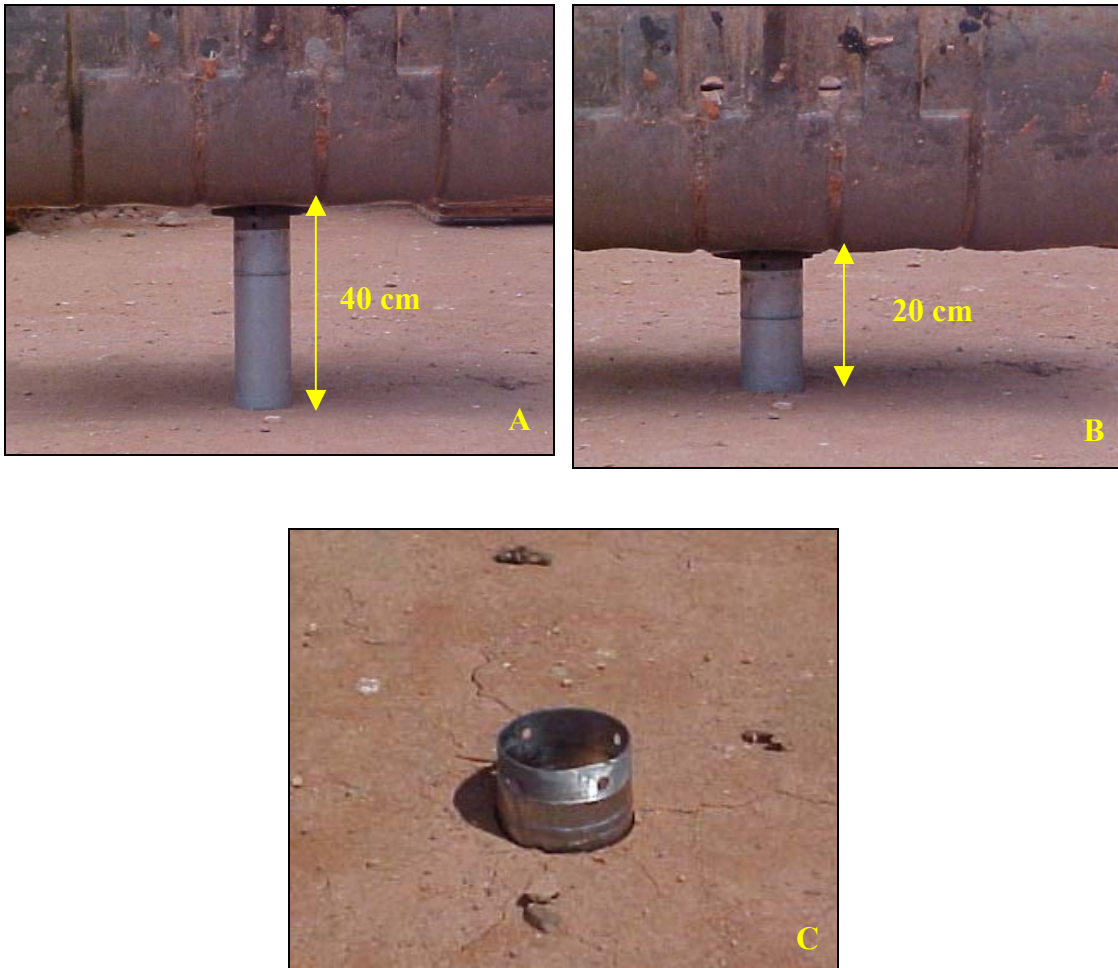


Figura 4.1 – Cravação estática do Shelby na camada de cobertura do lixo.



Figura 4.2 – Análises em laboratório. (A) Saturação do solo através do processo de vasos comunicantes. (B) Depois de totalmente drenada, a amostra é colocada na estufa.

4.2 Resultados da Capacidade de Campo do Solo

A capacidade de campo do solo pode ser influenciada principalmente pela sua textura e estrutura, onde a textura pode ser definida como sendo a proporção relativa dos diferentes grupos de partículas nele existentes e a estrutura refere-se ao arranjo das partículas e à adesão de partículas menores na formação de maiores denominadas agregados, como já observado na revisão bibliográfica.

Através da cravação de 10 (dez) Shelby's sobre a camada de cobertura do lixo, pôde-se obter a granulometria do solo que está diretamente relacionada com a textura. Após o ensaio da capacidade de campo em todas as amostras, realizou-se o ensaio granulométrico que indicou duas areias argilosas, outras três argilas siltosas e outros cinco siltes. Sendo o solo siltoso predominante, as análises e correlações da capacidade de campo foram todas voltadas a este tipo de solo, desprezando-se as outras amostras, uma vez que diversos autores (REICHARDT, 1988; ARRUDA *et al*, 1987) afirmam que não se deve estudar, simultaneamente, solos de texturas diversas e correlacioná-los com a capacidade de campo.

Através das análises baseadas no solo siltoso percebe-se uma relação entre a percentagem de finos (Argila + Silte) presentes no solo e a capacidade de campo. De acordo com a Figura 4.3, do Gráfico Capacidade de Campo do Solo versus Teor de Finos, observa-se que a Capacidade de Campo do Solo está diretamente relacionada com o Teor de Finos contido no solo, estando esta afirmação em acordo com ARRUDA *et al* (1987), onde os resultados mostram a estreita dependência da umidade na Capacidade de Campo em relação a textura do solo. A correlação r chegou ao patamar de 90%.

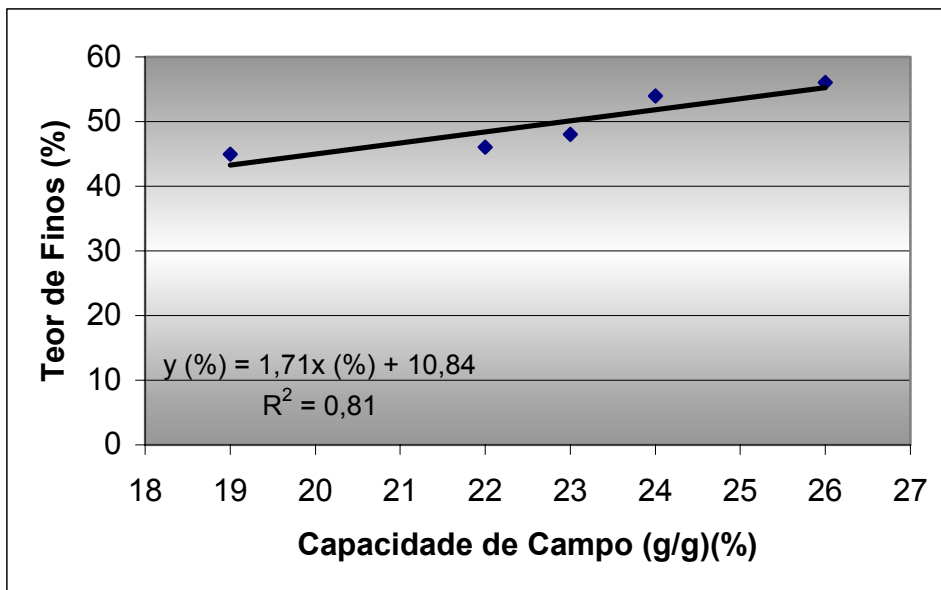


Figura 4.3 – Gráfico Capacidade de Campo do Solo versus Teor de Finos para o Aterro da Muribeca em 2003.

De acordo com a Figura 4.4, do Gráfico relativo aos valores obtidos para a Capacidade de Campo de um solo siltoso, observam-se os valores da capacidade de campo, volumétrica, variando de 30 a 39% onde, em média o valor foi de 35%. Para a Capacidade de Campo, em valor gravimétrico, a média foi de 23%.

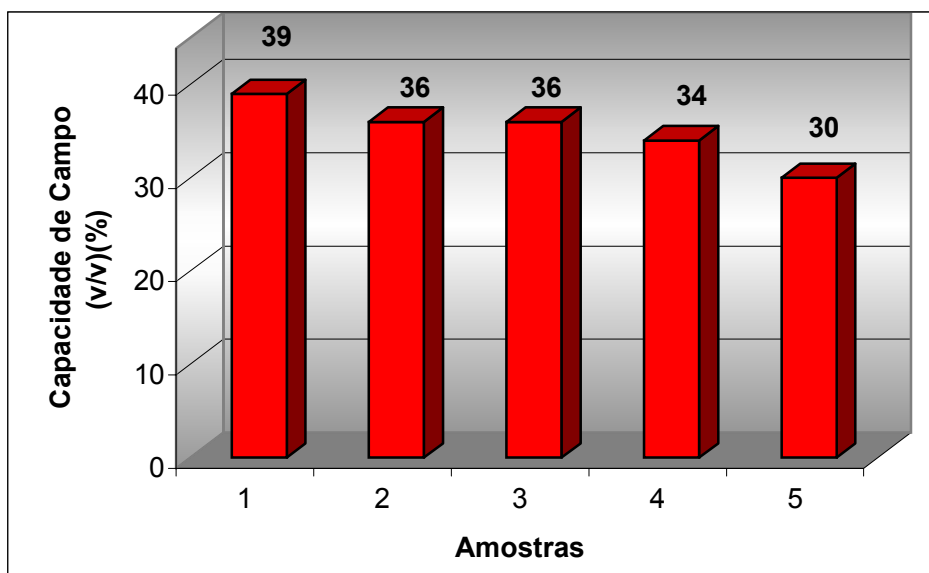


Figura 4.4 – Gráfico relativo aos valores obtidos da Capacidade de Campo para um Solo Siltoso no Aterro da Muribeca em 2003.

A estrutura do solo pode ser alterada através da compactação, onde ela está relacionada com a estrutura. Sendo o solo um material poroso, por compressão, a mesma massa de material sólido pode ocupar um volume menor, afetando a estrutura, o arranjo dos poros, o volume de poros e o poder de retenção de água do solo. De acordo com a Figura 4.5, do Gráfico Peso Específico Seco versus Capacidade de Campo do Solo, observa-se uma redução na capacidade de campo do solo com o aumento gradativo do peso específico do solo. Isto se deve pela redução de poros e conseqüentemente, a redução do poder de retenção de água pelo solo, influenciando diretamente na capacidade de campo. A correlação r chegou ao patamar de 89,4%.

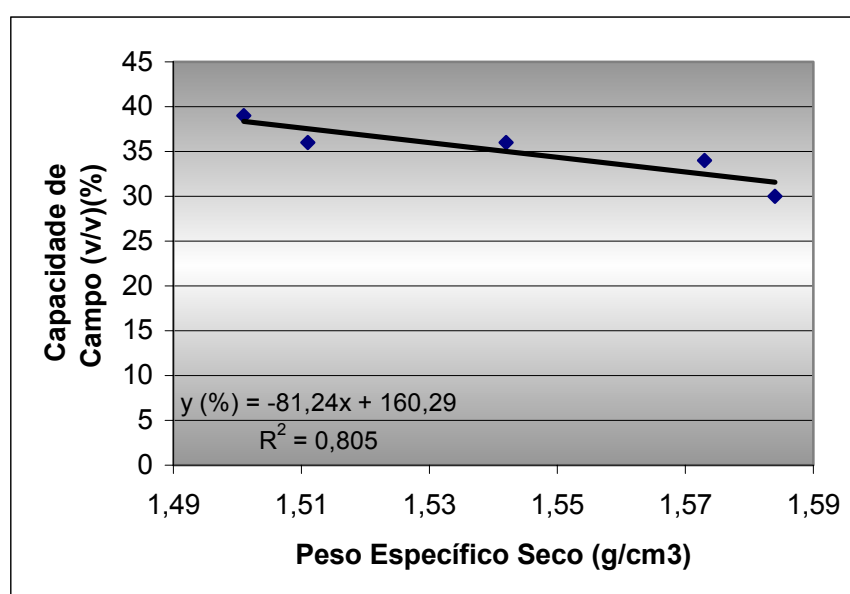


Figura 4.5 – Gráfico Peso Específico Seco versus Capacidade de Campo do Solo para o Aterro da Muribeca em 2003.

De acordo com a Figura 4.6, do Gráfico Porosidade Total versus Capacidade de Campo do Solo, nota-se o aumento da capacidade de campo do solo com a porosidade. Se a porosidade é a relação entre o volume de vazios e o volume total, quanto maior o volume de vazios de uma dada massa, maior será sua capacidade de retenção, sendo verdadeiro um raciocínio semelhante para o índice de vazios, conforme Figura 4.7, do Gráfico Índice de Vazios versus Capacidade de Campo do Solo, uma vez que o índice de vazios é a relação do volume de vazios pelo volume das partículas sólidas. Para o Gráfico Porosidade Total versus Capacidade de Campo do Solo, obteve-se uma correlação r de 94,3% e para Gráfico Índice de Vazios versus Capacidade de Campo do Solo, obteve-se uma correlação r de 89,4%.

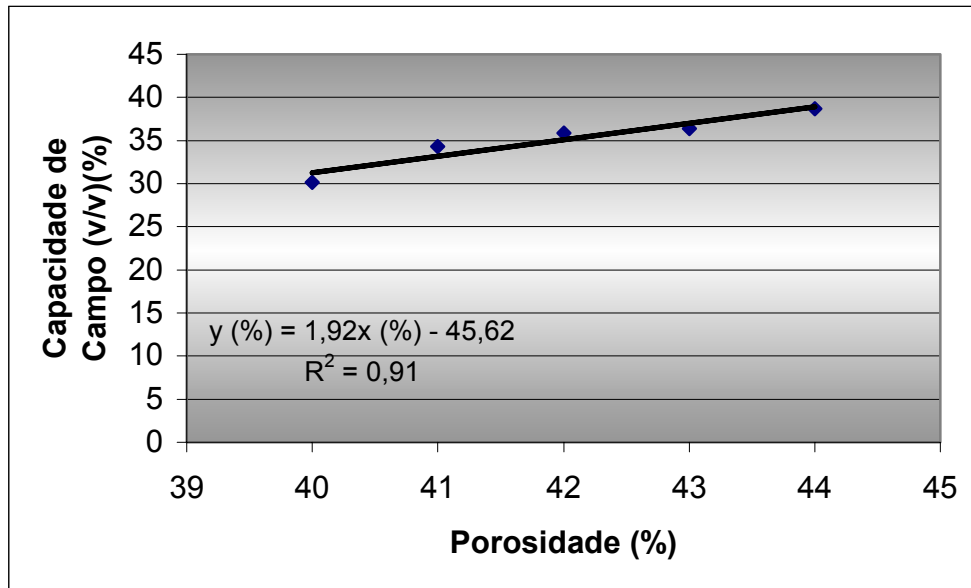


Figura 4.6 – Gráfico Porosidade Total versus Capacidade de Campo do Solo para o Aterro da Muribeca em 2003.

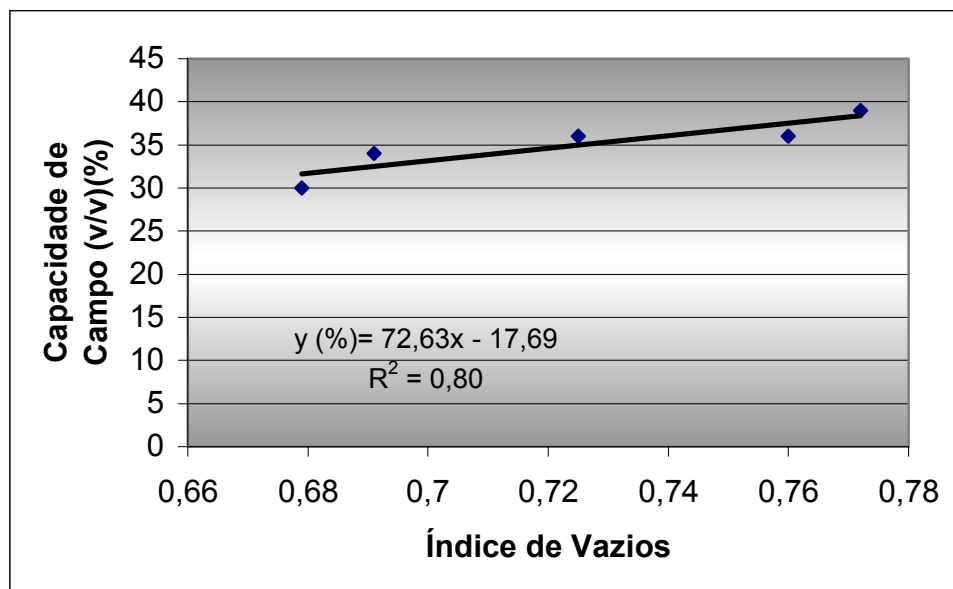


Figura 4.7 – Gráfico Índice de Vazios versus Capacidade de Campo do Solo para o Aterro da Muribeca em 2003.

De acordo com a Figura 4.8, do Gráfico Porosidade Total versus Peso Específico Seco do Solo, observa-se uma estreita correlação ($r = 98,5$) entre as variáveis, onde a porosidade aumenta com a redução do peso específico seco do solo. A porosidade média para o solo siltoso foi de 42% e seu peso específico seco médio de $1,54 \text{ g/cm}^3$.

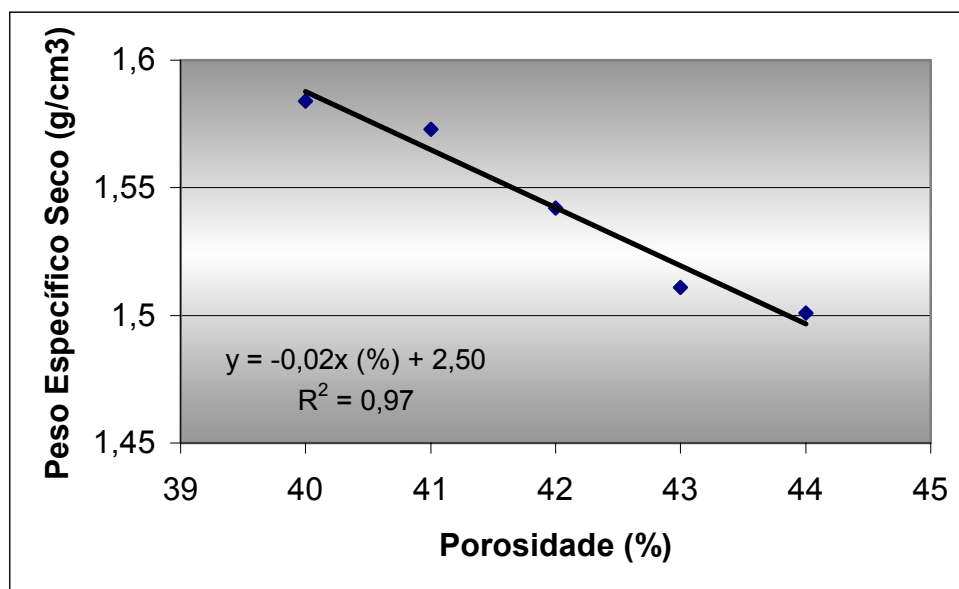


Figura 4.8 – Gráfico Porosidade Total versus Peso Específico Seco do Solo para o Aterro da Muribeca em 2003.

De acordo com a Figura 4.9, do Gráfico da Porosidade Total versus Teor de Finos, observa-se uma estreita correlação ($r = 96,4$) entre as variáveis, onde a porosidade total aumenta com o teor de finos no solo, principalmente, se este solo for argiloso. VAN RAIJ (1991) afirma que a maioria dos solos ricos em argilas (não excessivamente compactados) tem maior porosidade total com predominância de microporosidade. Valendo ressaltar que a porosidade total é a adição dos volumes na fase sólida e dos poros. Quando o solo atinge a capacidade de campo, este se encontra não saturado, onde os macroporos estão vazios (preenchidos com ar), e, os microporos saturados de água.

Na Figura 4.10, do gráfico relativo aos valores aproximados obtidos para a Capacidade de Campo do Solo e o Grau de Saturação das amostras, observa-se que as amostras não se encontram saturadas quando atingem a capacidade de campo, estando de acordo com as definições de capacidade de campo que indicam que o solo após a drenagem encontra-se não saturado, estando apenas com os microporos cheios de água.

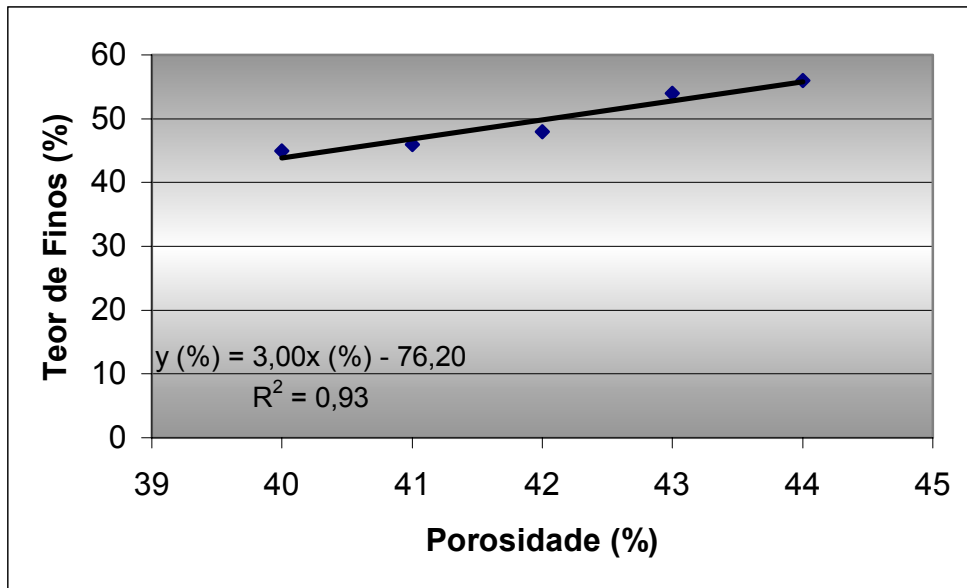


Figura 4.9 – Gráfico Porosidade Total versus Teor de Finos para o Aterro da Muribeca em 2003.

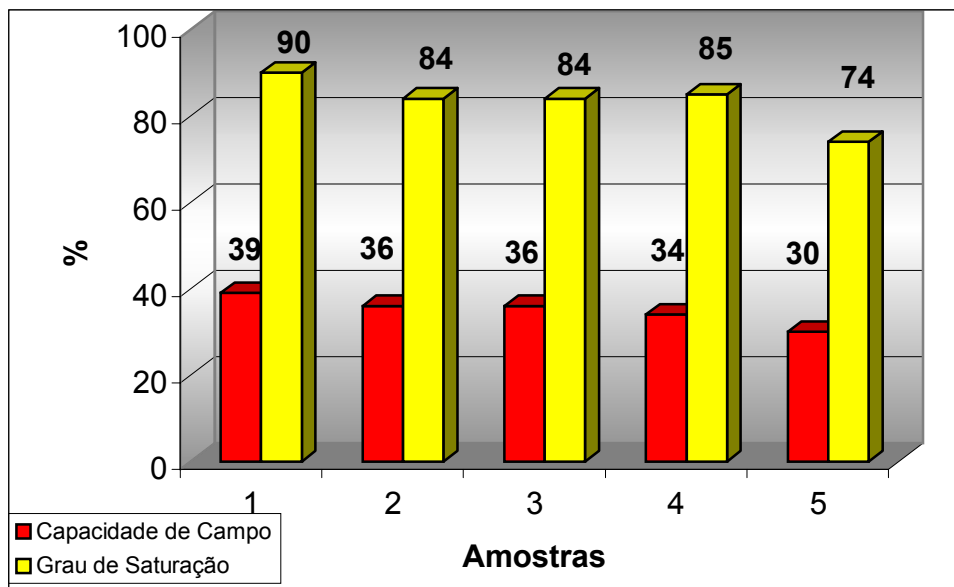


Figura 4.10 – Gráfico relativo aos valores aproximados obtidos para a Capacidade de Campo do Solo e o Grau de Saturação das amostras para o Aterro da Muribeca em 2003.

Conforme observado nos ensaios e análises anteriores, a capacidade de campo, em média, para o solo de cobertura do Aterro da Muribeca, foi de 35%. Utilizando-se a curva característica, obtém-se uma sucção de 11 KPa, valendo ressaltar que a umidade

da capacidade de campo não é igual à umidade de saturação. Isto significa que seria necessário uma sucção igual ou superior a 11 KPa, considerando uma capacidade de campo uniforme para o aterro, a fim de remover a água retida na condição de capacidade de campo.

De acordo com MARINHO & PEREIRA (1998) citando MILLER & DONAHUE (1995), afirma-se que a capacidade de campo é percentagem de água do solo mantida quando uma sucção de 33 KPa é aplicada ao mesmo. Para uma sucção de 33 KPa temos uma umidade volumétrica de 30%. Já para BACHE & MACASKILL (1984) citado também por MARINHO & PEREIRA (1998) afirma que a capacidade de campo encontra-se a uma sucção de 5 KPa. De acordo com a Figura 4.11, encontra-se um valor de umidade volumétrica aproximada de 38%.

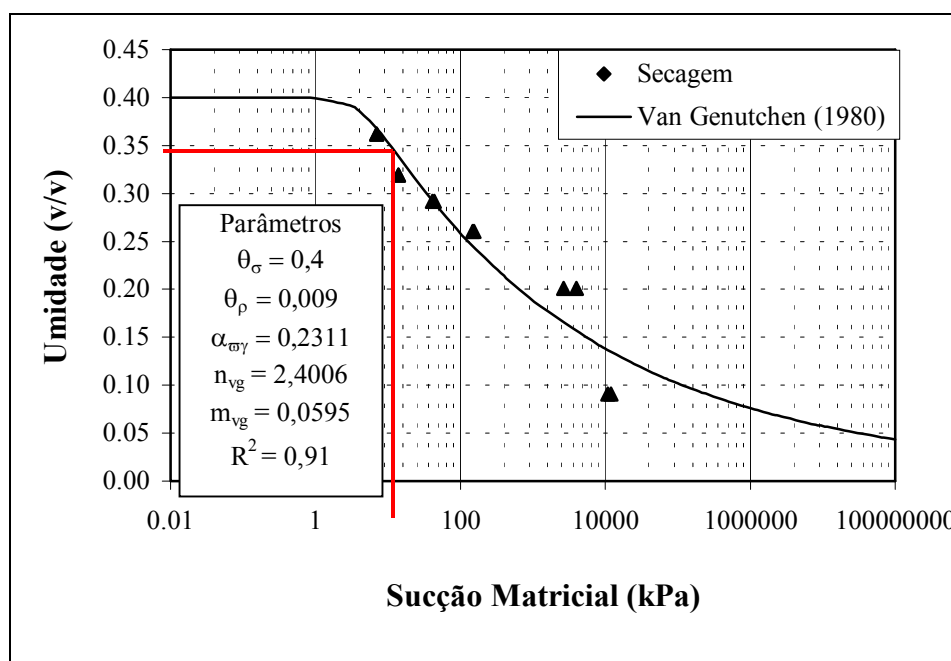


Figura 4.11 – Curva Característica do solo de cobertura do Aterro da Muribeca em 2003.

4.3. Determinação da Capacidade de Campo do Lixo

O procedimento do ensaio foi semelhante ao do solo. Consistiu em cravar o cilindro amostrador sobre o lixo nivelado. Com uma retro-escavadeira, cravam-se, estaticamente, os pequenos Shelbys (10,4 a 11,8 cm de diâmetro por 20 cm de altura) para a obtenção da amostra do lixo. Sobre o Shelby foi utilizada uma placa de aço, para

evitar maiores danos às amostras e amostradores. A cravação foi estática, com a pressão hidráulica da pá da retro-escavadeira, conforme Figura 4.12.

Ao término da amostragem, escava-se em volta do cilindro e retira-se o mesmo com cuidado, com o auxílio de uma enxada. No laboratório, as seis amostras tinham suas extremidades serradas para retirar o excesso do lixo. Em seguida, foram colocados dentro de um grande balde com um colchão de brita, de aproximadamente 15 cm, para facilitar a saturação da amostra pelo processo hidrostático de vasos comunicantes. Cerca de uma hora e meia após, a amostra já se encontrava saturada, conforme observado na Figura 4.13. Mesmo estando saturada, as amostras ficaram retidas na água por cerca de 4 dias, para que o lixo absorvesse mais a água, conforme observação de BLAKEY (1982). Finalizados os dias, deixou-se drenar livremente a água retida no lixo. Vale ressaltar que, colocou-se sobre os amostradores um filme plástico a fim de evitar a perda da umidade para o ambiente. Concluído o prazo da drenagem, leva-se a amostra para a estufa, a fim de obter da umidade na capacidade de campo. Vale ressaltar que foi utilizada toda a amostra para esta análise.

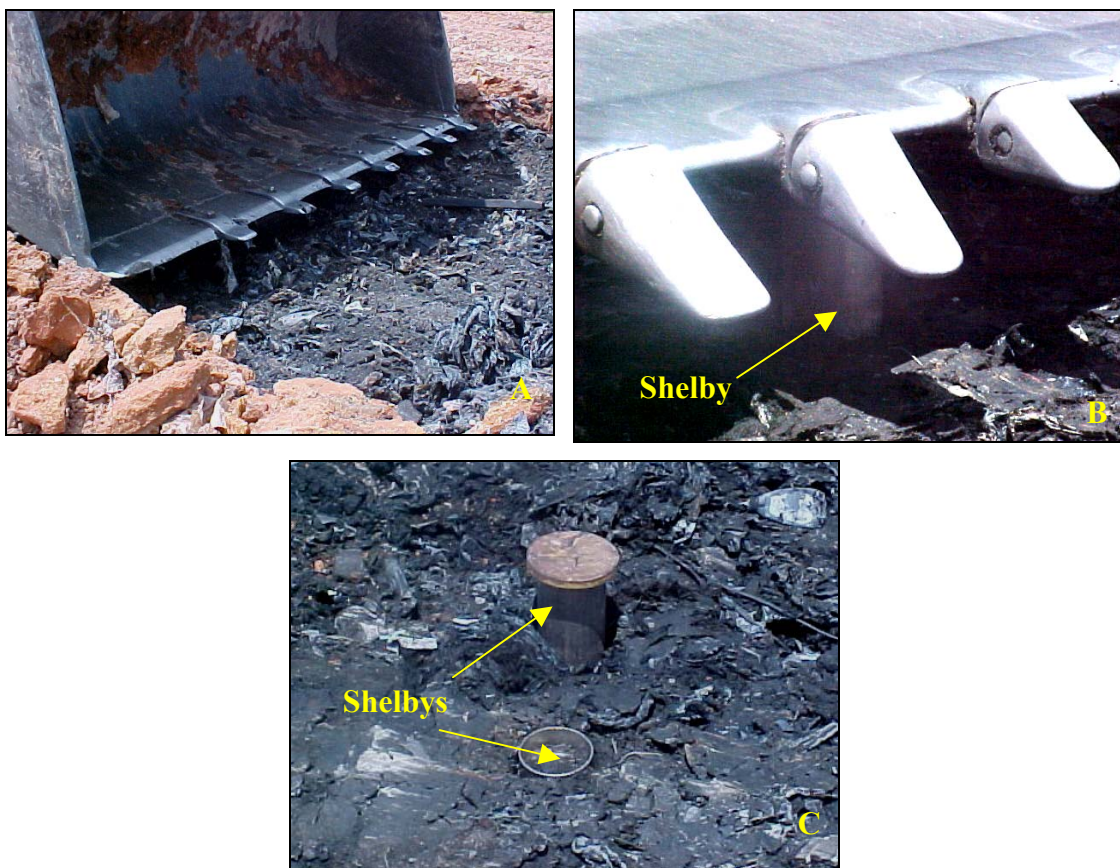


Figura 4.12 – Preparos e posterior cravação. (A) Regularização da massa de lixo. (B) Cravação do amostrador sobre o lixo. (C) Shelbys cravados.



Figura 4.13 – Procedimentos no laboratório (A) Saturação da amostra pelo processo de vasos comunicantes (B) Livre Drenagem da amostra do lixo (C) Ensaio finalizado após a drenagem da “última gota” e imediatamente colocada na estufa para obtenção da umidade na capacidade de campo.

4.4. Resultados da Capacidade de Campo do Lixo

4.4.1. Idade de 5 Anos (Lixo Novo)

Através da cravação de 6 (seis) pequenos Shelbys na camada superficial e nivelada do lixo, pôde-se obter amostras para os ensaios da capacidade de campo do lixo novo, como já explicado. O lixo considerado novo possuía idade até 5 (cinco) anos, e, foram retiradas amostras até a uma profundidade de 40 cm.

De acordo com a Figura 4.14, do Gráfico relativo aos valores obtidos para a Capacidade de Campo do Lixo Novo, observam-se os valores da capacidade de campo, volumétrica, variando de 43 a 56% onde, em média, o valor foi de 50%. Estes valores estão compatíveis com HOLMES (1980) e CAMPBELL (1983), que afirmam obter uma capacidade de campo para o lixo novo em torno de 80%. Para a Capacidade de Campo, em valor gravimétrico, a média foi de 44%. Já na Figura 4.15, do gráfico relativo aos valores aproximados obtidos para a Capacidade de Campo do Lixo Novo e o Grau de Saturação das amostras, observam-se que as amostras não se encontram saturadas quando atingem a capacidade de campo.

De acordo com a Figura 4.16, do Gráfico Peso Específico Seco versus Capacidade de Campo do Lixo Novo, observa-se uma redução na capacidade de campo do lixo com o aumento gradativo do peso específico do lixo. Isto se deve pela redução dos macroporos e, conseqüentemente, a redução do poder de retenção de água pelo lixo, influenciando diretamente na capacidade de campo do lixo. A correlação “r” chegou ao patamar de 92,9%. Esta correlação confirma as afirmações de BLIGHT *et al* (1996) & HIRSCH *et al* (2001), os quais também comprovaram a redução da capacidade de campo com o aumento da densidade ou compacidade.

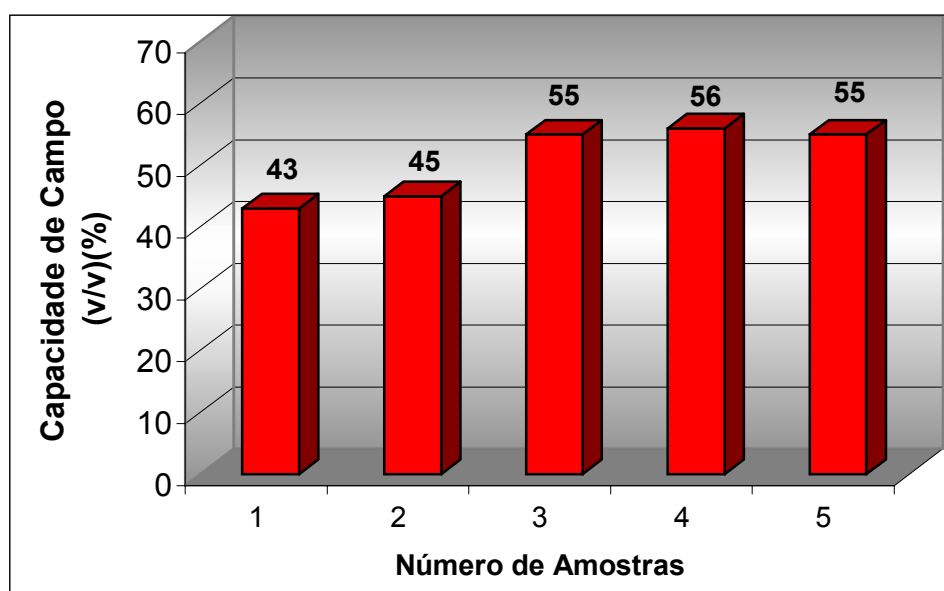


Figura 4.14 – Gráfico relativo aos valores obtidos para a Capacidade de Campo do Lixo Novo para o Aterro da Muribeca em 2003.

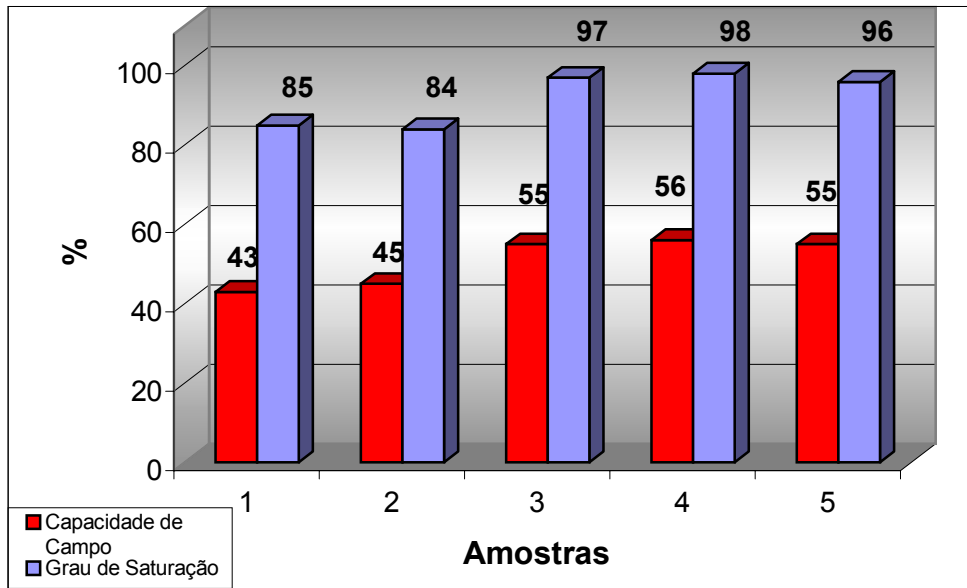


Figura 4.15 – Gráfico relativo aos valores aproximados obtidos para a Capacidade de Campo do Lixo Novo e o Grau de Saturação das amostras para o Aterro da Muribeca em 2003.

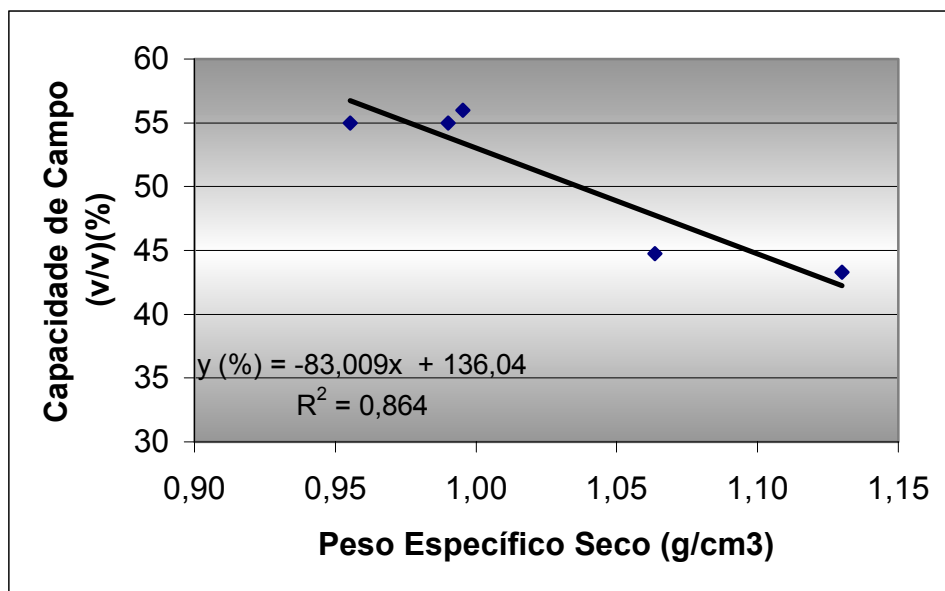


Figura 4.16 – Gráfico Peso Específico Seco versus Capacidade de Campo do Lixo Novo para o Aterro da Muribeca em 2003.

De acordo com a Figura 4.17, do Gráfico Porosidade Total versus Capacidade de Campo do Lixo Novo, nota-se o aumento da capacidade de campo do lixo com a porosidade. Se a porosidade é a relação entre o volume de vazios e o volume total, quanto maior o volume de vazios maior será sua capacidade de retenção, sendo verdadeiro um raciocínio semelhante para o índice de vazios, conforme Figura 4.18, do Gráfico Índice de Vazios versus Capacidade de Campo do Lixo Novo, uma vez que este é a relação do volume de vazios pelo volume das partículas sólidas. Para o Gráfico Porosidade Total versus Capacidade de Campo do Lixo obteve-se uma correlação “r” de 92,7% e para o Gráfico Índice de Vazios versus Capacidade de Campo do Lixo obteve-se uma correlação “r” de 92,8%.

De acordo com a Figura 4.19, do Gráfico Peso Específico Seco versus Porosidade Total do Lixo Novo, observa-se uma estreita correlação ($r = 99,8\%$) entre as variáveis, onde a porosidade aumenta com a redução do peso específico seco do lixo. A porosidade média para o lixo foi de 55% e seu peso específico seco médio de $1,03 \text{ g/cm}^3$.

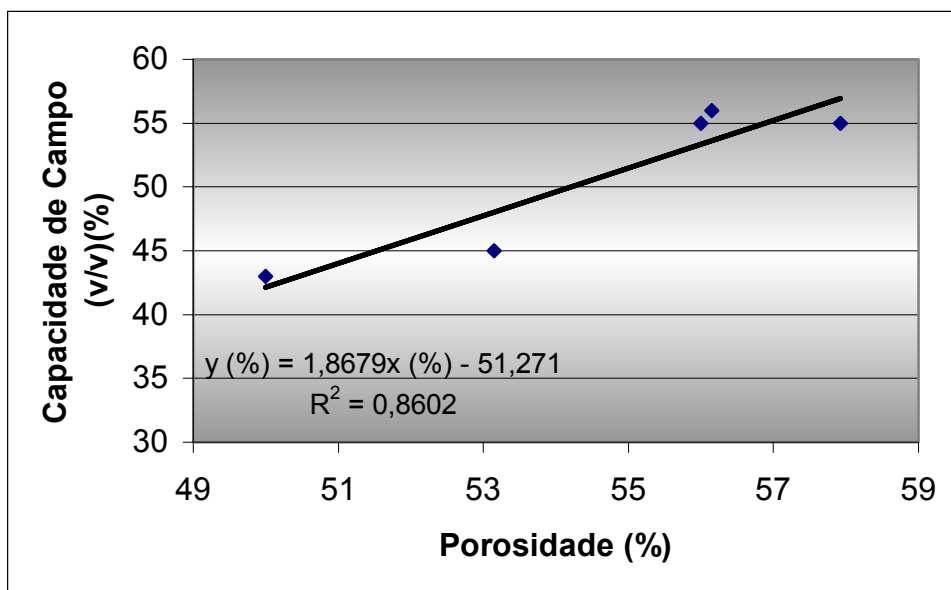


Figura 4.17 – Gráfico Porosidade Total versus Capacidade de Campo do Lixo Novo para o Aterro da Muribeca em 2003.

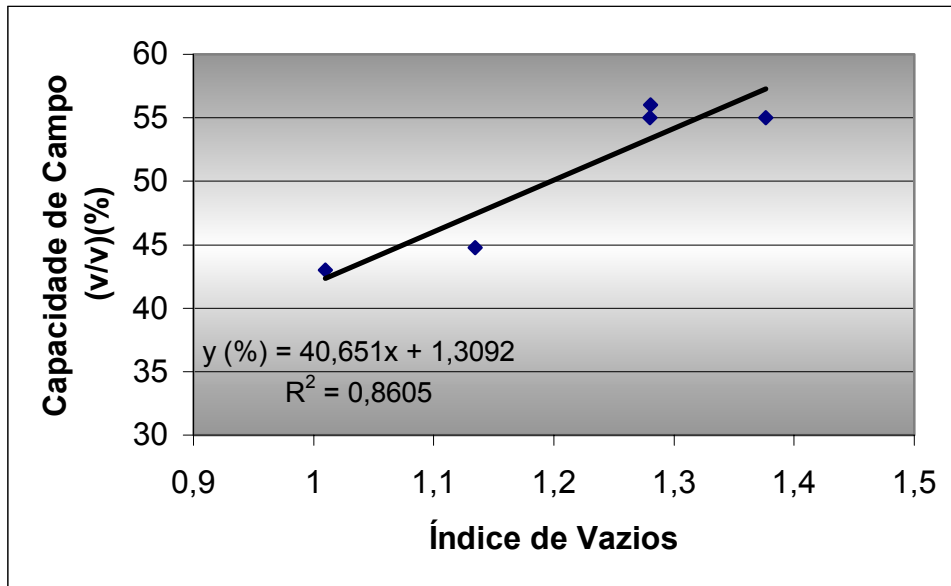


Figura 4.18 – Gráfico Índice de Vazios versus Capacidade de Campo do Lixo Novo para o Aterro da Muribeca em 2003.

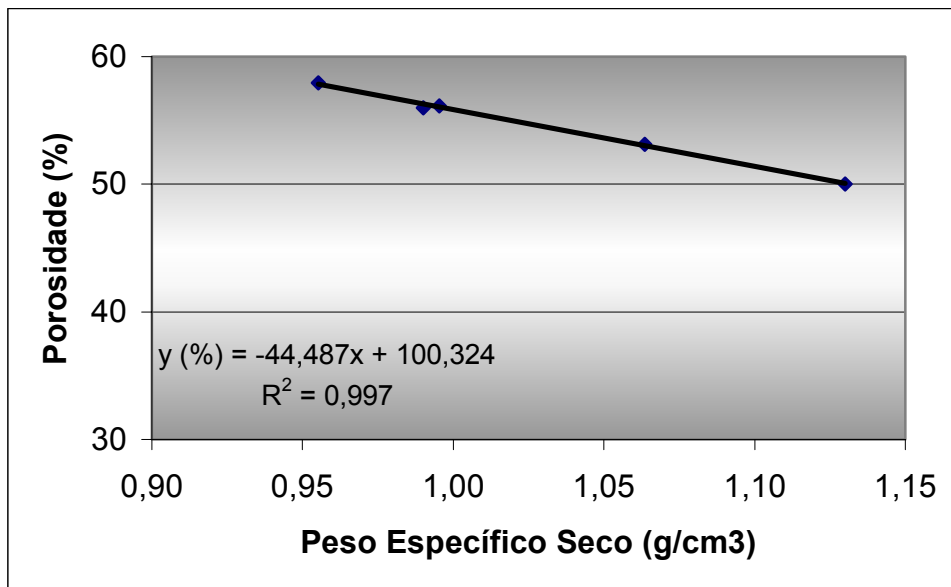


Figura 4.19 – Gráfico Peso Específico Seco versus Porosidade do Lixo Novo para o Aterro da Muribeca em 2003.

4.4.2. Idade de 10 Anos (Lixo Velho)

Através da mesma metodologia de ensaio realizada para o lixo novo, pôde-se obter amostras para os ensaios da capacidade de campo do lixo velho. O lixo considerado velho possuía idade de 10 (dez) anos, e, foram retiradas seis amostras até a uma profundidade de 40 cm.

De acordo com a Figura 4.20, do Gráfico relativo aos valores obtidos para a Capacidade de Campo do Lixo Velho, observam-se os valores da capacidade de campo, volumétrica, variando de 30 a 44% onde, em média o valor foi de 38%. Estes valores estão compatíveis com HOLMES (1980) e STRAUB & LYNCH (1982) onde ambos afirmam obter uma capacidade de campo para o lixo entre 29 a 42%, além de BENGTTSSON (1994), que indica um valor de 44%. O valor da Capacidade de Campo gravimétrica, em média, foi de 29%. Já na Figura 4.21, do gráfico relativo aos valores aproximados obtidos para a Capacidade de Campo do Lixo Velho e o Grau de Saturação das amostras, observa-se que as amostras não se encontram saturadas quando atingem a capacidade de campo.

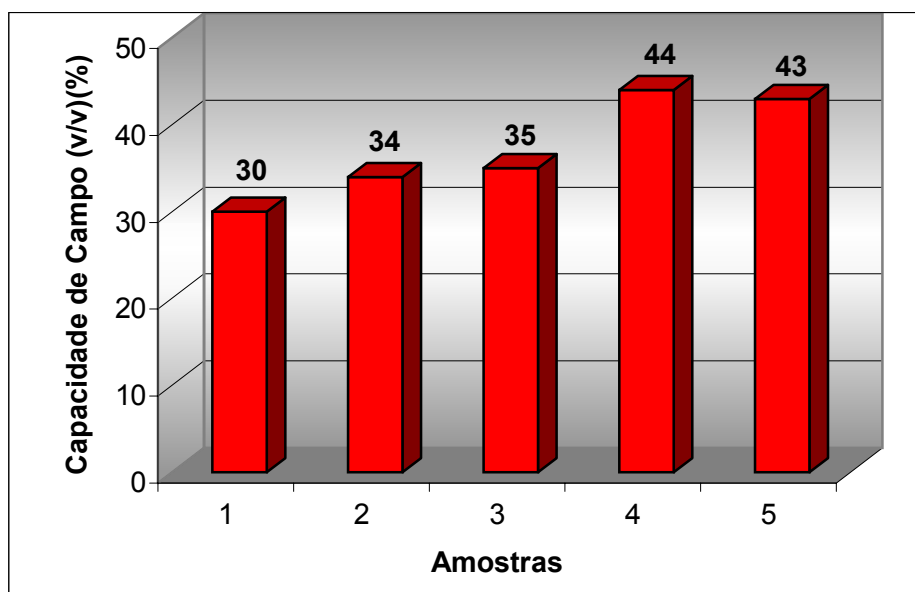


Figura 4.20 – Gráfico relativo aos valores obtidos para a Capacidade de Campo do Lixo Velho para o Aterro da Muribeca em 2003.

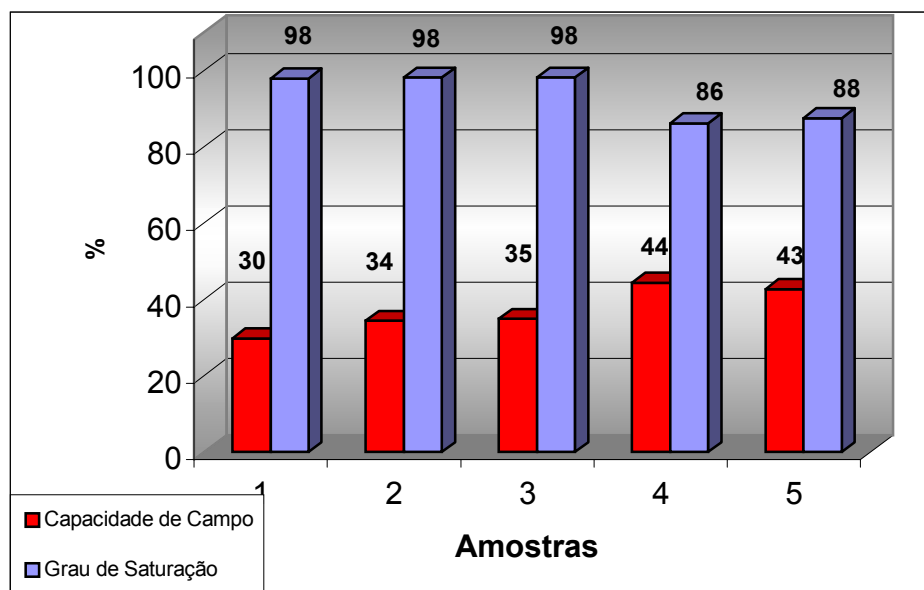


Figura 4.21 – Gráfico relativo aos valores aproximados obtidos para a Capacidade de Campo do Lixo Velho e o Grau de Saturação das amostras para o Aterro da Muribeca em 2003.

De acordo com a Figura 4.22, do Gráfico Peso Específico Seco versus Capacidade de Campo do Lixo Velho, observa-se uma redução na capacidade de campo do lixo com o aumento gradativo do seu peso específico. Isto se deve pela redução dos macroporos e, conseqüentemente, a redução do poder de retenção de água pelo lixo, influenciando diretamente na capacidade de campo do lixo. A correlação “r” chegou ao patamar de 98,9%. Esta correlação confirma, mais uma vez, as afirmações de BLIGHT *et al* (1996) & HIRSCH *et al* (2001).

De acordo com a Figura 4.23, do Gráfico Porosidade Total versus Capacidade de Campo do Lixo Velho, nota-se o aumento da capacidade de campo com a porosidade. Se a porosidade é a relação entre o volume de vazios e o volume total, quanto maior o volume de vazios numa dada massa, maior será sua capacidade de retenção, sendo verdadeiro um raciocínio semelhante para o índice de vazios, conforme Figura 4.24, do Gráfico Índice de Vazios versus Capacidade de Campo do Lixo Velho. Para o Gráfico Porosidade Total versus Capacidade de Campo do Lixo Velho obteve-se uma correlação “r” de 99,5% e para o Gráfico Índice de Vazios versus Capacidade de Campo do Lixo Velho obteve-se uma correlação “r” de 98,5%.

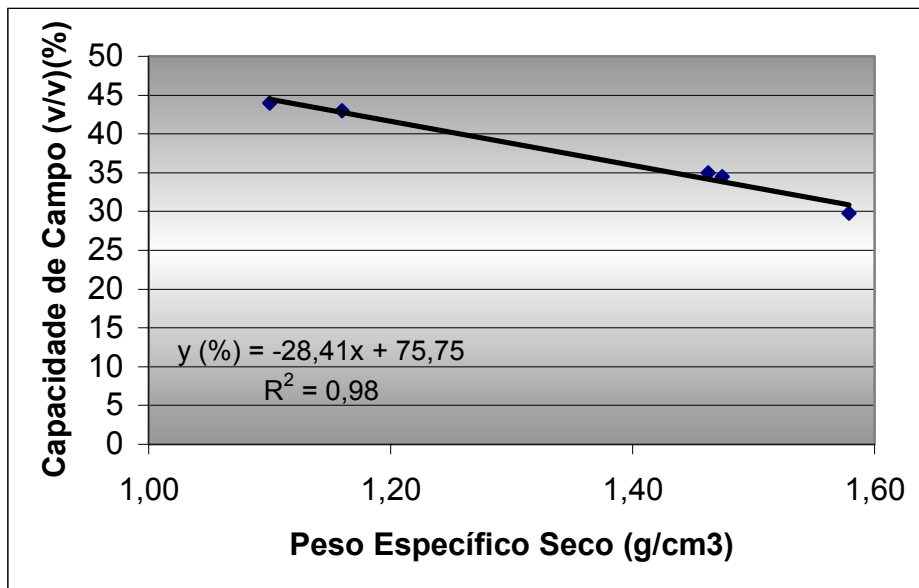


Figura 4.22 – Gráfico Peso Específico Seco versus Capacidade de Campo do Lixo Velho para o Aterro da Muribeca em 2003.

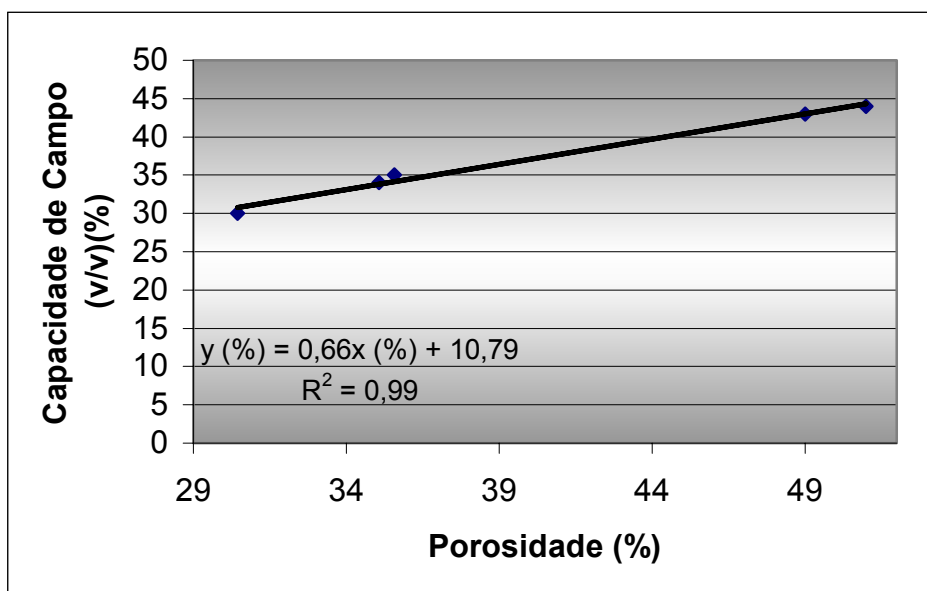


Figura 4.23 – Gráfico Porosidade Total versus Capacidade de Campo do Lixo Velho para o Aterro da Muribeca em 2003.

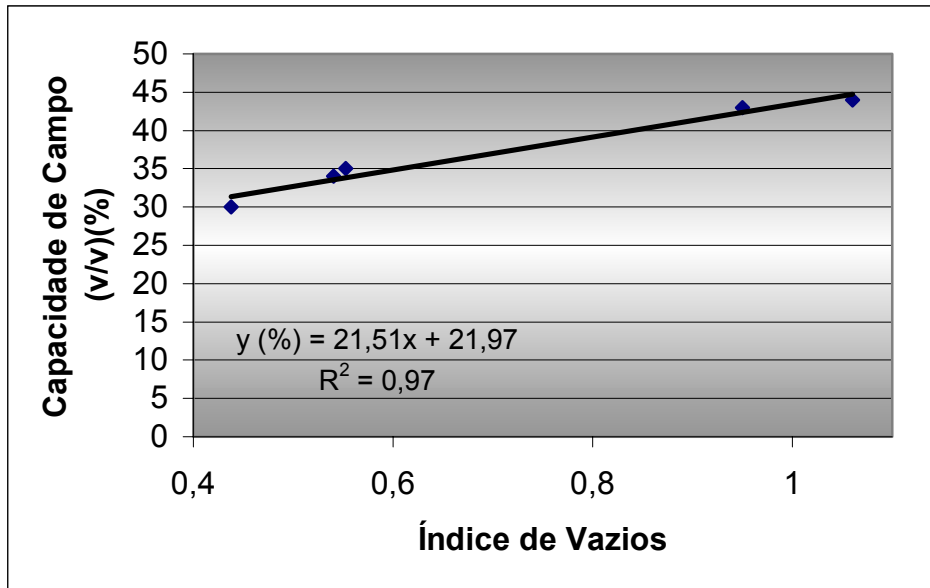


Figura 4.24– Gráfico Índice de Vazios versus Capacidade de Campo do Lixo Velho para o Aterro da Muribeca em 2003.

De acordo com a Figura 4.25, do Gráfico Peso Específico Seco versus Porosidade Total do Lixo Velho, observa-se uma estreita correlação ($r = 100\%$) entre as variáveis, onde a porosidade aumenta com a redução do peso específico seco do lixo. A porosidade média para o lixo foi de 40% e seu peso específico seco médio de 1,36 g/cm^3 .

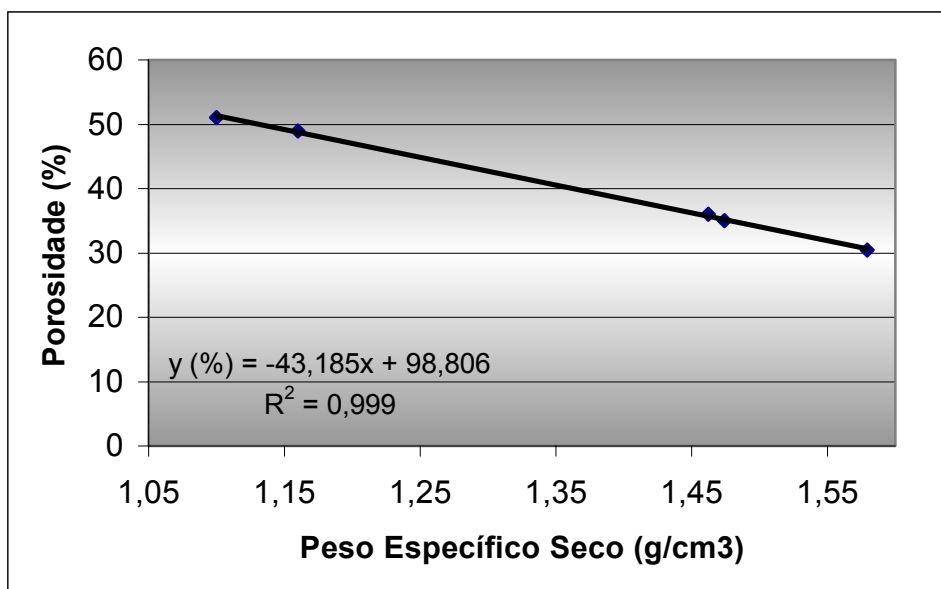


Figura 4.25 – Gráfico Peso Específico Seco versus Porosidade Total do Lixo Velho para o Aterro da Muribeca em 2003.

4.4.3 O comportamento da Capacidade de Campo do Lixo com o Tempo

Através de análises realizadas em resíduos de diferentes idades (5 e 10 anos), pôde-se realizar um estudo do comportamento da massa de lixo com o tempo, analisando-se a capacidade de campo em função do peso específico seco, da porosidade e do índice de vazios. De acordo com a Figura 4.26, do peso específico da massa de lixo versus o tempo, observa-se um aumento do peso específico seco ao passar dos anos. Este fato pode ser explicado pelo fato do lixo sofrer um processo de mineralização com o tempo, tornando-se mais compacto ou denso, conforme afirmação de HOLMES (1980) e BLIGHT *et al* (1996), em seus experimentos.

De acordo com a Figura 4.27, da porosidade total da massa de lixo versus o tempo, observa-se uma redução da porosidade ao passar dos anos, confirmando o aumento da densidade da massa do lixo. Também na Figura 4.28, do índice de vazios da massa de lixo versus o tempo, observa-se a mesma tendência do índice de vazios, ao passar do tempo, conforme a porosidade.

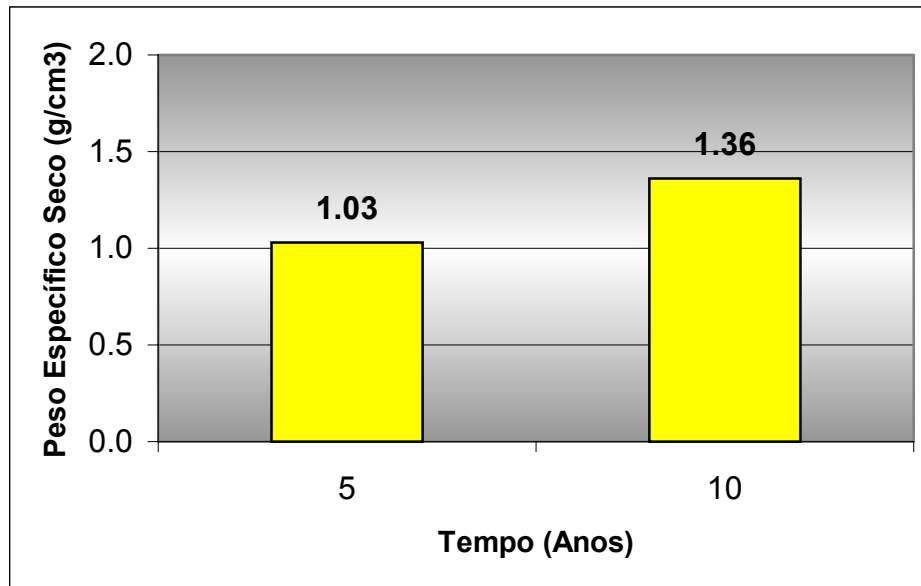


Figura 4.26 – Peso específico da massa de lixo variando com o tempo para o Aterro da Muribeca em 2003.

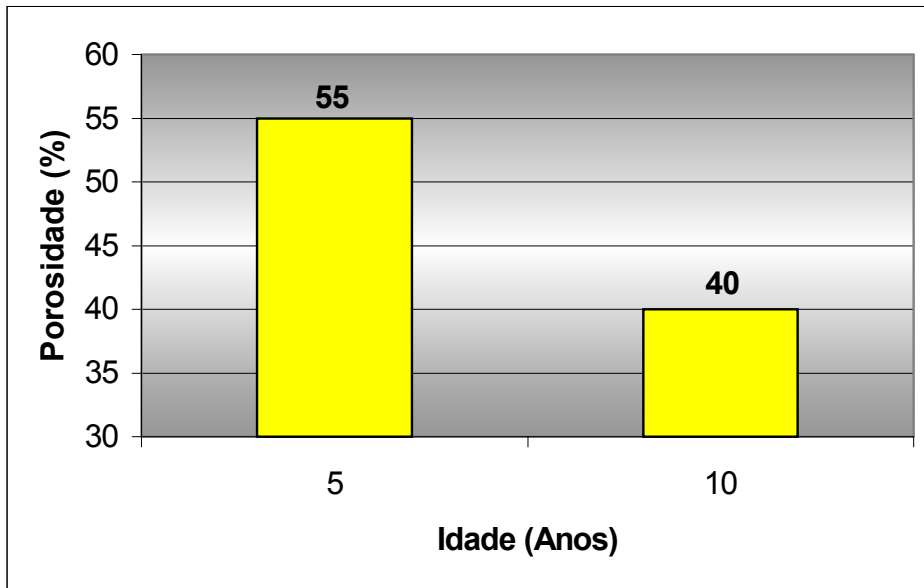


Figura 4.27 – Gráfico da porosidade total do lixo variando com o tempo, no Aterro da Muribeca em 2003.

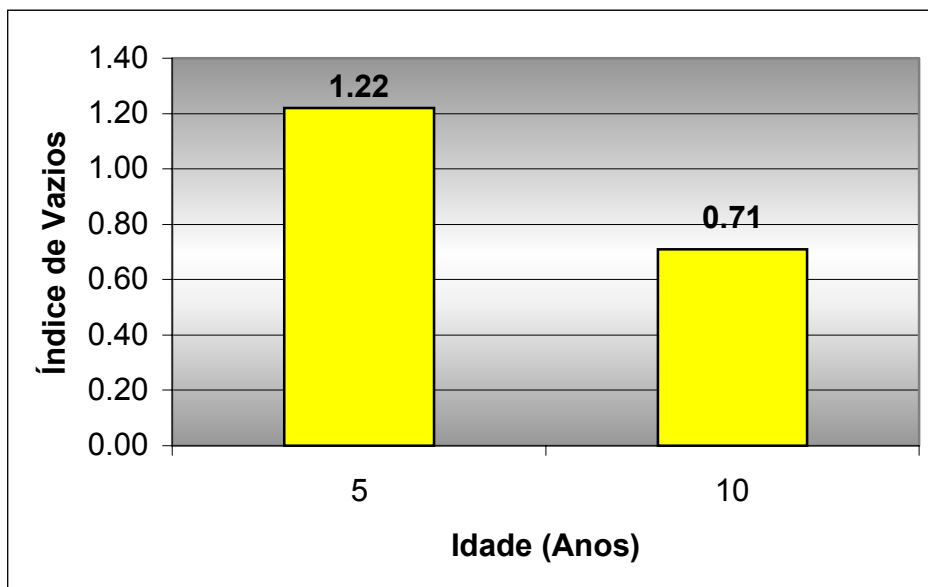


Figura 4.28 – Gráfico do índice de vazios do lixo variando com o tempo, no Aterro da Muribeca em 2003.

De acordo com a Figura 4.29, da capacidade de campo da massa de lixo versus o tempo, observa-se uma redução gradativa da capacidade de campo ao passar dos anos. Este fato já era esperado, uma vez que houve a redução do peso específico seco, e, a conseqüente redução da porosidade da massa de lixo. BLIGHT *et al* (1996), através de seus trabalhos experimentais com lixos novos e velhos, afirma que a capacidade de campo se comporta linearmente ou exponencialmente com o tempo. HOLMES (1980), realizou ensaios com lixo de idades de 3 (três), 9 (nove) e 15 (quinze) anos e observou uma mesma tendência de redução da capacidade de campo com o tempo, atribuindo esta redução à degradação da estrutura básica de absorção.

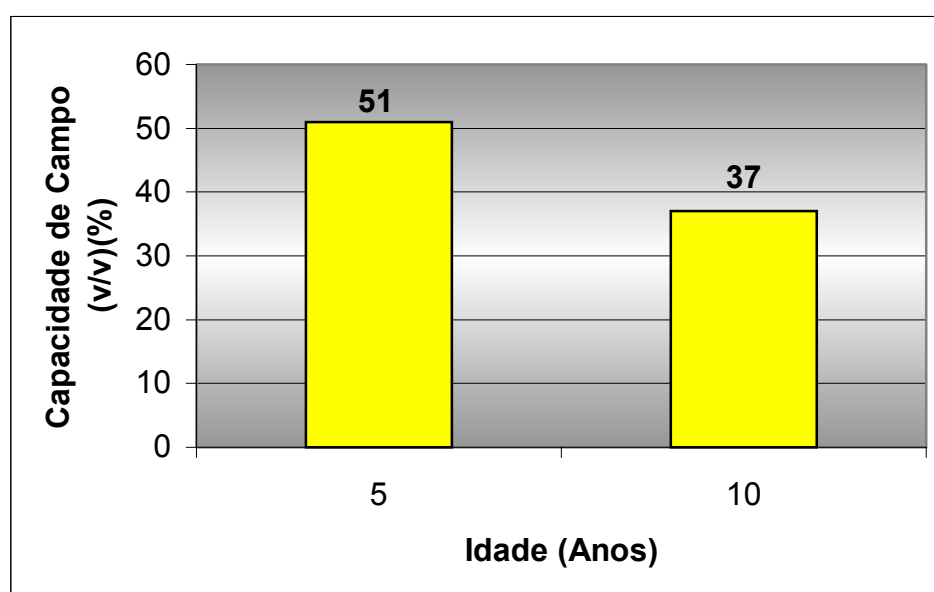


Figura 4.29 – Gráfico da capacidade de campo do lixo variando com o tempo, no Aterro da Muribeca em 2003.

5. GERAÇÃO DE PERCOLADO: METODOLOGIA E RESULTADOS

5.1. Estimativa do Percolado Gerado no Aterro da Muribeca

A estimativa do percolado no aterro da Muribeca foi baseada na utilização de quatro métodos empíricos: o Método Suíço, o Método do Balanço Hídrico, o Método Racional e o Método da Capacidade de Campo. Os dois primeiros métodos foram testados no aterro de Caucaia, no Ceará, aterro este considerado de grande déficit hídrico, segundo o autor CAPELO NETO (1999). Através destes métodos pode-se obter uma estimativa do percolado gerado no Aterro da Muribeca.

5.1.1. A Estimativa da Vazão do Percolado pelo Método Suíço

É dada pela seguinte fórmula, conforme já detalhado na revisão bibliográfica:

$$Q = \frac{1}{t} \times P \times A \times K \quad (20)$$

Onde:

Q = vazão média do percolado, em litros por segundo;

P = precipitação média mensal (mm), calculada com uma série histórica de 30 anos, desde 1971, obtida no Instituto Nacional de Meteorologia (INMET);

A = área total do aterro (m²), calculada através do programa Autocad 2000, cujo valor foi de 363.503 m². Nestes cálculos não foram consideradas as inclinações das nove células do aterro;

T = número de segundos em 1 mês, que é de 2592000 segundos;

K = coeficiente que depende do grau de compactação dos resíduos sólidos urbanos, que pode ser obtido através da Tabela 2.8, citado na revisão bibliográfica. Foi considerado, para o estudo, K = 0,15.

5.1.2. A Estimativa da Vazão do Percolado pelo Método de Balanço Hídrico

A Tabela 5.1, mostra a descrição do Método do Balanço Hídrico.

Tabela 5.1 – Descrição do Método do Balanço Hídrico.

PARÂMETROS	MODO DE OBTENÇÃO
Precipitação (P)	Boletins Pluviométricos do INMET (1971 – 2001)
Evaporação potencial (EP)	Boletins Hidrometeorológicos do INMET (1971-2001)
Escoamento superficial (ES)	Utilizou-se dois valores para o coeficiente de escoamento C'. Para um solo argiloso com inclinação de 2%, na estação seca 0,18 e na estação úmida 0,17.
Infiltração (I)	Obtido através da subtração da Precipitação pelo Escoamento Superficial.
I – EP	Diferença entre a água que infiltra e a que evapora.
Σ (NEG (I – EP))	Calculado somando os valores negativos de (I – EP)
Armazenamento de água no solo de cobertura (AS)	Foi obtido o valor de 120mm e o desenvolvimento na tabela efetuado conforme revisão bibliográfica
Variação no armazenamento de água no solo (ΔAS)	Diferença entre a água armazenada no solo, de um mês para o outro ($\Delta AS = AS_n - AS_{n-1}$)
Evaporação real (ER)	Quando $(I - EP) > 0$ então $ER = EP$ Quando $(I - EP) < 0$ então $ER = [EP + (I - EP) - \Delta AS]$
Percolação em mm (PER)	$PER = P - ES - AS - ER$
Vazão mensal em l/s (QM)	$QM = (PER \times 363503) / 2592000$

Esta estimativa seguiu roteiro descrito, sendo mais detalhado na revisão bibliográfica.

5.1.3. A Estimativa da Vazão do Percolado pelo Método Racional

$$Q_{\text{perc}} = ((P - ES) - EP) \times \frac{A}{t} \quad (21)$$

Onde:

Q_{perc} = vazão do percolado em litros por segundo;

P = Precipitação média mensal, em milímetros, utilizando-se da série histórica de 30 anos do INMET;

A = Área de contribuição, em metros quadrados, que foi obtida através de recursos do Autocad 2000 (363503 m²);

t = número de segundos em um mês (2592000 s);

ES = Escoamento superficial (mm), onde:

$$ES = C.P \quad (22)$$

C = coeficiente de escoamento superficial (“run off”, adimensional) que foi de 0,3.

5.1.4. O Método Experimental baseado na Capacidade de Campo do Solo e do

Lixo:

Baseado na definição de balanço hídrico, pode-se assim escrever:

$$Perc = U + I - (CC_{\text{solo}} + CC_{\text{lixo}}) \quad (23)$$

Onde:

Perc = Percolado (mm);

U = Umidade do Solo + Lixo (mm) (Coleta realizada 3 vezes no mês);

I = Infiltração (mm);

CC_{solo} = Capacidade de Campo do Solo (mm);

CC_{lixo} = Capacidade de Campo do Lixo (mm);

Onde será considerada uma infiltração determinada pela multiplicação da precipitação com o coeficiente K, da Tabela 2.8. Para o caso do Aterro da Muribeca, por possuir compactação acima de $0,7t/m^3$, utilizar-se-á um $K = 0,15$. A precipitação será baseada em boletins pluviométricos e a evaporação em dados hidrometeorológicos. A capacidade de campo do solo será a média obtida pelos ensaios, bem como a capacidade de campo do lixo e umidades.

A vazão será calculada da seguinte forma:

$$Q = \frac{Perc \times Área_{aterro}}{2.592.000} \quad (24)$$

Algumas hipóteses serão adotadas para a utilização do Método da Capacidade de Campo. São elas:

- Toda infiltração é proveniente apenas da precipitação que cai diretamente sobre o aterro, não existindo pontos de surgência e elevação do lençol freático no aterro;
- A profundidade do aterro é muito menor que sua extensão horizontal, de maneira que todo o movimento de água é considerado vertical;
- Será considerada uma média da capacidade de campo do lixo velho e novo;
- Não existirão variações, em profundidades, da capacidade de campo do lixo, sendo uniforme para todo o aterro;
- O tipo de solo de cobertura será uniforme para todo o aterro e com mesma espessura;
- A massa de lixo será homogênea, não levando em consideração os fluxos preferenciais tomados pelo percolado;
- A umidade da massa de lixo e do solo serão uniformes para todo o aterro.

5.2. Resultados dos Modelos Empíricos Utilizados para a Previsão do Percolado Gerado, Utilizando uma Série Histórica de 30 Anos

De fato, é de grande importância o conhecimento da estimativa do fluxo de percolado, não só pelo fato da utilização destes dados para projetos, como implantação de uma Estação de Tratamento de Chorume, mas também para conhecimento do seu potencial poluidor.

Existem inúmeras variáveis que estão ligadas a geração do percolado, como por exemplo: a umidade do lixo, decomposição da matéria orgânica, precipitação, umidade solo, capacidade de campo, conforme já observado na Revisão Bibliográfica. De acordo com a Figura 5.1, do gráfico do percolado medido versus precipitação no Aterro da Muribeca, pode-se observar uma discreta relação existente entre a precipitação e o percolado medido (ambos em “mm”), onde o percolado varia em função da precipitação. Vale ressaltar que foi utilizada a precipitação de uma série histórica de 30 (trinta) anos, e, o percolado medido no ano de 2002.

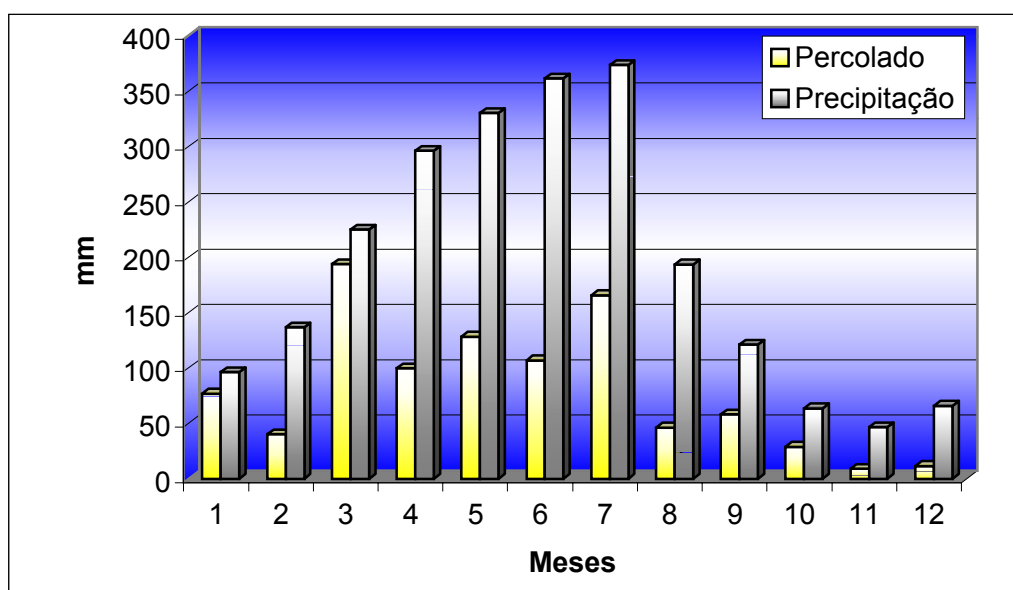


Figura 5.1 – Gráfico da precipitação e percolado medidos versus tempo no Aterro da Muribeca.

OBS: 1) Dados de precipitação: série histórica de 1971 a 2001.

2) Dados de percolado medido: ano de 2002.

De acordo com a Figura 5.2, Gráfico da razão percolado / precipitação versus tempo, observa-se que no mês de março a relação alcançou o maior patamar, indicando que 86% da precipitação gerou percolado. Já em dezembro, têm-se a menor geração de percolado em função da precipitação com apenas 29%. Em média, de uma forma grosseira, 41% da precipitação que cai sobre o Aterro da Muribeca gera percolado. Tudo isto poderia ser justificado pela história do aterro, uma vez que neste ano muitas células não possuíam camada de cobertura, e quando possuíam não eram bem compactadas.

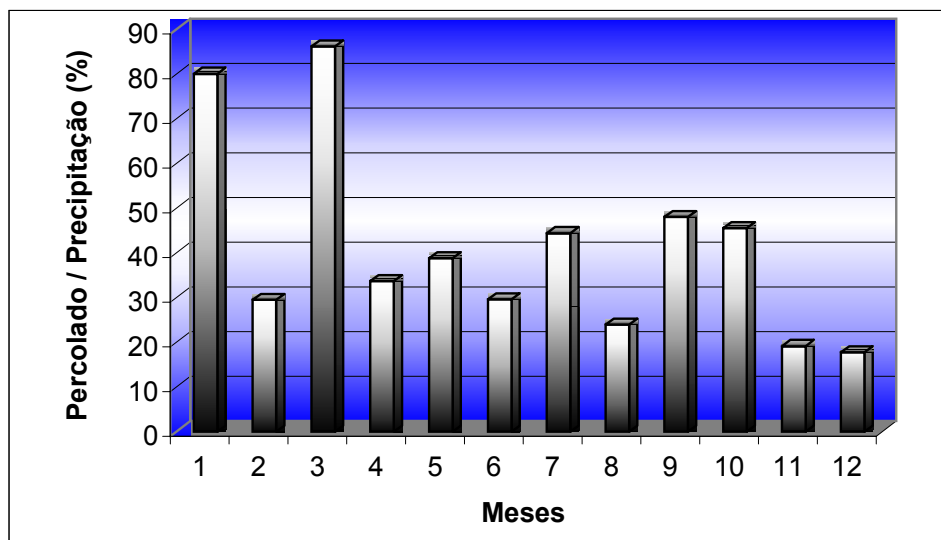


Figura 5.2 – Gráfico da razão percolado / precipitação versus tempo no Aterro da Muribeca.

OBS: 1) Dados de precipitação: série histórica de 1971 a 2001.

2) Dados de percolado medido: ano de 2002.

Inúmeros autores utilizaram-se de inúmeros modelos, sejam empíricos ou matemáticos, para a obtenção da previsão de percolado a ser gerado em aterros. Neste trabalho, apenas foram testados modelos empíricos muito utilizados no Brasil para a obtenção destes dados, como por exemplo: o Método do Balanço Hídrico, Suíço e Racional. Neste item não se utilizou o Método da Capacidade de Campo, uma vez que este necessita de inúmeros dados temporais (como umidade e capacidade de campo), por exemplo) para complementação de suas variáveis. Este método é avaliado apenas no item seguinte, utilizando-se da precipitação efetiva.

Através de uma linha de tendência linear, que é uma linha reta de melhor ajuste usada com conjuntos de dados lineares simples, pôde-se avaliar os erros de cada método

empírico utilizado comparando-se a vazão medida e a estimada, para uma série histórica de 30 (trinta) anos. O melhor desempenho, entre os 3 (três) métodos, ficou para o Método do Balanço Hídrico, com 25,91%, seguido do Método Racional, com 34,42%, e por fim, o Método Suíço, com um erro médio de 64,14%, conforme Figura 5.3, do gráfico da avaliação dos erros dos métodos empíricos no Aterro da Muribeca.

Calculando-se o erro mês a mês, em cada um dos métodos, baseando-se na comparação do percolado gerado e o medido, observou-se que o Método Suíço obteve um erro máximo de 82,6%, no mês de março, e um erro mínimo de 15,5%, no mês de dezembro. O Método do Balanço Hídrico obteve um erro máximo de 100%, para os meses de setembro a março, onde se estimou vazão nula para meses de déficit hídrico, não condizendo com a vazão real medida no Aterro da Muribeca. O erro mínimo foi de 9,7%, para o mês de agosto. Para o Método Racional, foi verificado um erro máximo de 100%, para os meses setembro a fevereiro, e um erro mínimo de 0,7%, para o mês de julho. Para o Método Racional e do Balanço Hídrico, foram alcançados os maiores erros nos meses de Déficit Hídrico. Estas discrepâncias elevadas são ocasionadas por estes métodos não levarem em consideração importantes variáveis, como: umidade do solo e lixo, densidade, e, capacidade de campo do solo e do lixo.

CAPELO NETO (1999) e CASTRO (2001), em seus trabalhos, também observaram valores bastante discrepantes. CAPELO NETO (1999), no Aterro da Caucaia-CE, observou um valor 84 (oitenta e quatro) vezes superior à medida real do percolado, utilizando-se do Método Suíço, e, 80 vezes superior, utilizando-se do Método do Balanço Hídrico. Já CASTRO (2001), utilizando o Método Suíço, encontrou uma vazão, em cerca de 58%, acima da real, e, utilizando-se do Método do Balanço Hídrico, encontrou uma vazão estimada abaixo da real em cerca de 44%. Para o Método Racional, encontrou-se uma vazão estimada 40% acima da obtida na prática.

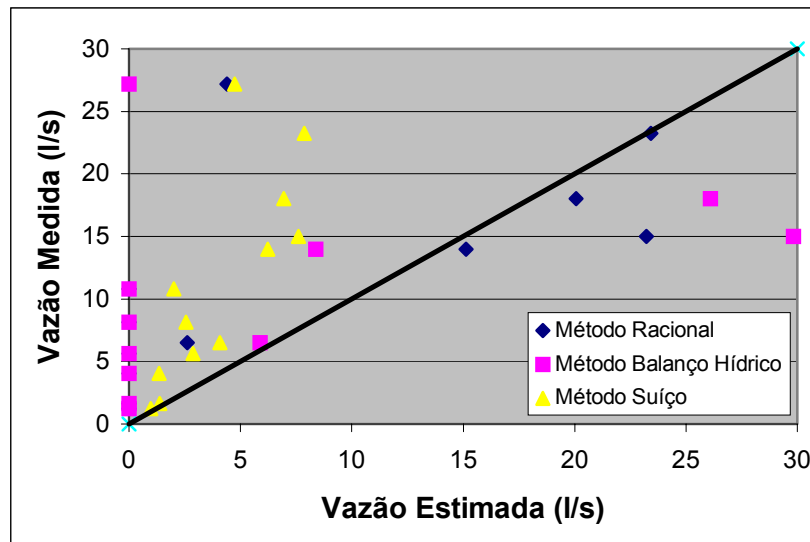


Figura 5.3 – Avaliação dos erros dos métodos empíricos utilizados no Aterro da Muribeca.

De acordo com a Figura 5.4, do gráfico da comparação da estimativa de percolado entre os métodos empíricos e a medida real, onde se comparam todos os métodos empíricos de geração de percolado com o medido “In Situ”, observa-se que o percolado estimado pelos Métodos do Balanço Hídrico e Racional, tornam-se nulos nos meses de déficit hídrico. Enquanto que no Método Suíço a geração de percolado é distribuída uniformemente durante todo o ano.

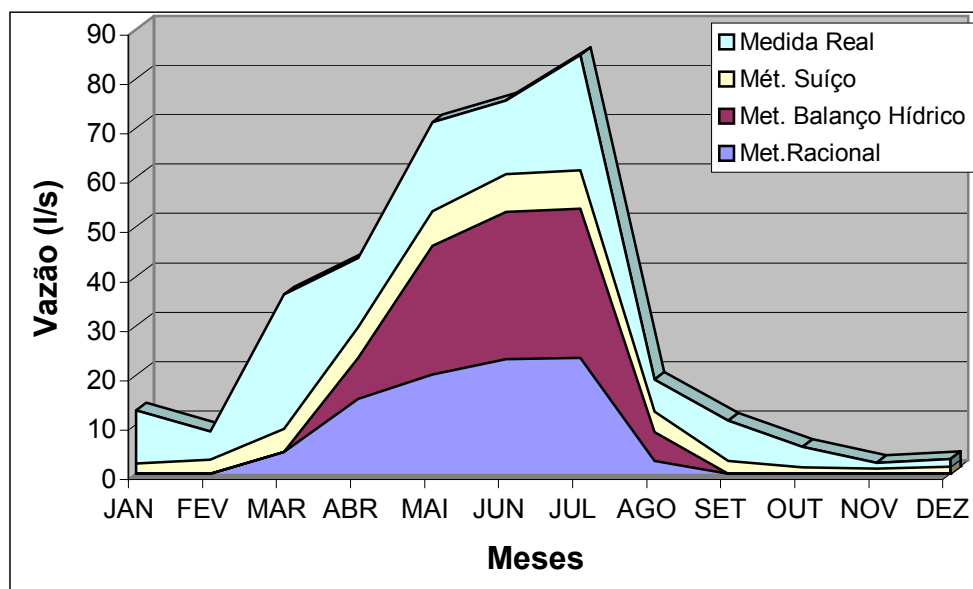


Figura 5.4 – Comparação da estimativa de percolado entre os métodos empíricos e a medida real para uma série histórica (1971-2001) no Aterro da Muribeca.

5.3. Resultados dos Modelos Empíricos para a Previsão do Percolado Gerado, Utilizando-se Dados Meteorológicos de 4 Meses

A seguir, serão apresentados os valores obtidos referentes às análises dos métodos empíricos, inclusive o Método da Capacidade de Campo, para os meses de junho, julho, agosto e setembro de 2003. As medidas de vazão foram obtidas através da caixa medidora de vazão localizada na Estação de Tratamento de Chorume.

De acordo com a Figura 5.5, do Comportamento Hídrico para os nove meses do ano 2003, observa-se a existência do déficit hídrico apenas para o mês de janeiro, existindo já uma tendência deste déficit para os meses de outubro, novembro e dezembro deste ano. Comparando-se com a média de 30 anos, pode-se perceber a não existência do déficit hídrico nos meses de fevereiro e setembro de 2003, indicando uma pluviometria superior a média de 30 anos e, conseqüentemente, uma maior geração de percolado no Aterro da Muribeca.

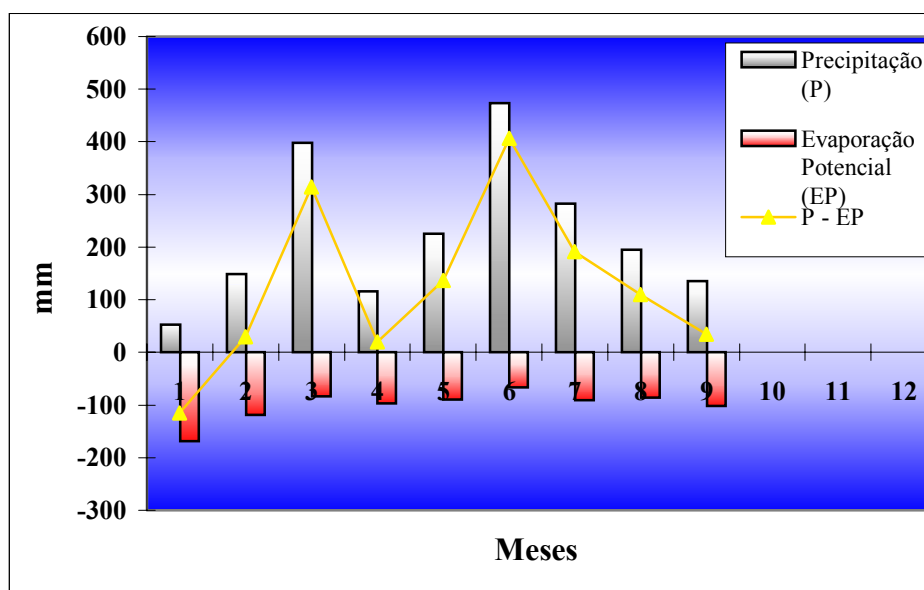


Figura 5.5 – Comportamento Hídrico, para nove meses do ano 2003, no Aterro da Muribeca.

5.3.1. O Método Suíço

De acordo com a Tabela 5.2, do cálculo estimativo da vazão de percolado pelo Método Suíço, observa-se, para o mês de junho, uma vazão estimada uma vez e meia superior à medida. Não se observa uma vazão estimada nula para este método.

Tabela 5.2 – Cálculo estimativo da vazão de percolado pelo Método Suíço, em 2003, no Aterro da Muribeca.

PARÂMETROS	MESES			
	JUN	JUL	AGO	SET
Precipitação Mensal (mm)	474	282.2	194.8	135.8
Vazão Estimada (l/s)	9.97	5.94	4.10	2.86
Vazão Medida (l/s)	6.28	5.14	3.29	2.77

OBS: 1) Foi adotado um valor $K = 0,15$;

2) O valor da área adotado equivale a área de cobertura das células do lixo ($A = 363503 \text{ m}^2$);

Na média, a vazão estimada ficou cerca de 30,79% acima da medida real, onde, para o mês de junho o erro alcançou um patamar de 58,8%. Já o menor erro ficou para o mês de setembro, com 3,1%. Percebe-se neste método a tendência de uma distribuição uniforme da geração do percolado no decorrer do ano, devido a não utilização da evaporação potencial na base de cálculos.

5.3.2. O Método do Balanço Hídrico

De acordo com a Tabela 5.3, do cálculo estimativo da vazão de percolado pelo Método do Balanço Hídrico, observa-se para o mês de junho uma vazão estimada, aproximadamente, sete vezes superior a medida. Já para o mês de setembro, nota-se uma vazão estimada nula, não estando coerente com o valor real medido.

Em média, a vazão estimada ficou cerca de 336,75% acima da medida real, onde para o mês de junho, o erro alcançou um patamar de 629,4%. A superestimação dos dados pode ser justificada pela alta percentagem na taxa de infiltração que é considerada (em torno de 82% para este caso) pelo método, não levando em consideração a taxa de compactação da massa do solo e do lixo para se reduzir tal taxa. Já a vazão nula aparece para os meses onde a infiltração não foi suficiente para armazenar água no solo, não

sendo capaz de suprir a demanda da evaporação potencial e, conseqüentemente, a água não percola por não atingir a capacidade de campo do solo. Vale ressaltar que a vazão nula não ocorre necessariamente nos meses de déficit hídrico, conforme apresentado na utilização de métodos empíricos para uma série histórica de 30 anos.

Tabela 5.3– Cálculo estimativo da vazão de percolado pelo Método do Balanço Hídrico, em 2003, no Aterro da Muribeca.

PARÂMETROS	Meses			
	JUN	JUL	AGO	SET
PRECIPITAÇÃO (P)	474	282.2	194.8	135.8
EVAPORAÇÃO POTENCIAL (EP)	66.8	90.7	85.5	101.5
ESCOAMENTO SUPERFICIAL (ES)	80.58	47.97	35.06	24.44
INFILTRAÇÃO (I)	393.42	234.226	159.736	111.36
I - EP	326.62	143.53	74.24	9.86
SOMATÓRIO (NEG(I-EP))	-	-	-	0
Arm. de água no solo (AS)	120	120	120	120
Variação do armazenamento de água	0	0	0	0
EVAPORAÇÃO REAL (ER)	66.8	90.7	85.5	111.36
PERCOLAÇÃO (PERC)	326.62	143.53	74.24	0
VAZÃO ESTIMADA EM l/s (Qm)	45.80	20.12	10.41	0
VAZÃO MEDIDA EM l/s (Qm)	6.28	5.14	3.29	2.77

5.3.3. O Método Racional

De acordo com a Tabela 5.4, do cálculo estimativo da vazão de percolado pelo Método Racional, observa-se, para o mês de junho, uma vazão superestimada, aproximadamente, em seis vezes quando comparada com a medida em campo. Já para o mês de setembro, nota-se uma vazão estimada nula, não estando coerente com o valor real medido.

Em média, a vazão estimada ficou cerca de 239,1% acima da medida real, onde para o mês de junho o erro alcançou um patamar de 491,4%. A superestimação dos resultados pode ser justificada pela não utilização de variáveis relacionadas ao lixo, como a capacidade de campo. Já a indicação da vazão estimada nula para o mês de setembro, pode ser justificada pela utilização da evaporação potencial e não da evaporação real. Para a utilização desta variável seria necessária a utilização de um modelo baseado na umidade do solo e um parâmetro indicativo da variação da

evaporação real com a umidade do solo. Vale ressaltar que evapotranspiração potencial é a máxima evapotranspiração que ocorreria se o solo dispusesse de suprimento de água, suficiente. Já a evapotranspiração real ou efetiva é a perda d'água por evaporação ou transpiração, nas condições reinantes (atmosféricas e de umidade do solo). Nos períodos de deficiência de chuva em que os solos tornam-se mais secos, a evapotranspiração real é sempre menor do que a potencial.

Tabela 5.4 - Cálculo estimativo da vazão de percolado pelo Método do Racional, em 2003, no Aterro da Muribeca.

PARÂMETROS	Meses			
	JUN	JUL	AGO	SET
Precipitação Mensal (mm)	474	282.2	194.8	135.8
Evaporação Mensal (mm)	66.8	90.7	85.5	101.5
Vazão Estimada (l/s)	37.2	15.0	7.1	0.0
Vazão Medida (l/s)	6.28	5.14	3.29	2.77

OBS: 1) Foi adotado um valor $C = 0,30$;

2) O valor da área adotado equivale a área de cobertura das células do lixo ($A = 363503 \text{ m}^2$);

5.3.4. O Método da Capacidade de Campo

De acordo com a Tabela 5.5, do cálculo estimativo da vazão de percolado pelo Método da Capacidade de Campo, observa-se para o mês de junho uma vazão estimada quatro vezes superior à medida. Já para o mês de setembro, nota-se uma vazão estimada nula, não estando coerente com o valor real medido.

Na média, a vazão estimada ficou cerca de 125,37% acima da medida real, onde para o mês de junho o erro alcançou um patamar de 226,8%. Já o menor erro ficou para o mês de agosto, com 92,7%. Os erros podem ser justificados pelo baixo número de coletas efetuado nestes quatro meses para a obtenção da umidade do solo e do lixo. Foram realizadas apenas 3 (três) coletas por mês, sendo este um número insignificante diante das bruscas variações temporais ocorridas diariamente no Aterro da Muribeca. Na verdade, os dados de umidade do solo e do lixo informam a quantidade de água acumulada mês a mês. Daí a importância da medição diária destas variáveis. Uma outra justificativa pode ser dada pela não utilização da condutividade hidráulica para o cálculo da infiltração.

Tabela 5.5 – Cálculo estimativo da vazão de percolado pelo Método da Capacidade de Campo, em 2003, no Aterro da Muribeca.

Parâmetros	Meses			
	Jun	Jul	Ago	Set
Precipitação (P)	474	282.2	194.8	135.8
Evaporação potencial (EP)	66.8	90.7	85.5	101.5
Infiltração (I = kP)	71.1	42.3	29.2	20.4
Capacidade de campo do solo (CCs)	140	140	140	140
Capacidade de campo do lixo (CCI)	17600	17600	17600	17600
Umidade do solo (Us)	164	118	116	106
Umidade do lixo (Ul)	17680	17640	17640	17400
Percolado (Perc = I + Us + Ul – CCs – CCI)	146.3	89.1	45.2	-213.6
Vazão estimada (l/s)	20.52	12.5	6.34	0
Vazão medida (l/s)	6,28	5,14	3,29	2,77

OBS: 1) Todas as medidas da tabela são dadas em mm, excetuando a vazão;

2) Foi adotado um valor $K = 0,15$.

Através de uma linha de tendência linear, que é uma linha reta de melhor ajuste usada com conjuntos de dados lineares simples, pôde-se avaliar os erros de cada método empírico utilizado comparando-se a vazão medida e a estimada, para 4(quatro) meses. De acordo com a Figura 5.6, do gráfico da avaliação dos erros dos métodos empíricos para 4 meses, observa-se que os métodos empíricos utilizados encontram-se muito aquém da realidade da geração de percolado do Aterro da Muribeca para os 4 (quatro) meses de avaliação, estando os maiores erros para o Método Racional e o Método do Balanço Hídrico conforme já descrito.

De acordo com a Figura 5.7, do gráfico da comparação da estimativa de percolado entre os métodos empíricos e a medida real, onde se compara todos os métodos empíricos de geração de percolado com o medido “In Situ”, observa-se que o percolado estimado pelos Métodos do Balanço Hídrico, Racional e da Capacidade de Campo, tornam-se nulos nos meses de déficit hídrico. Enquanto que no Método Suíço a geração de percolado é distribuída uniformemente durante todo o ano, conforme verificado anteriormente.

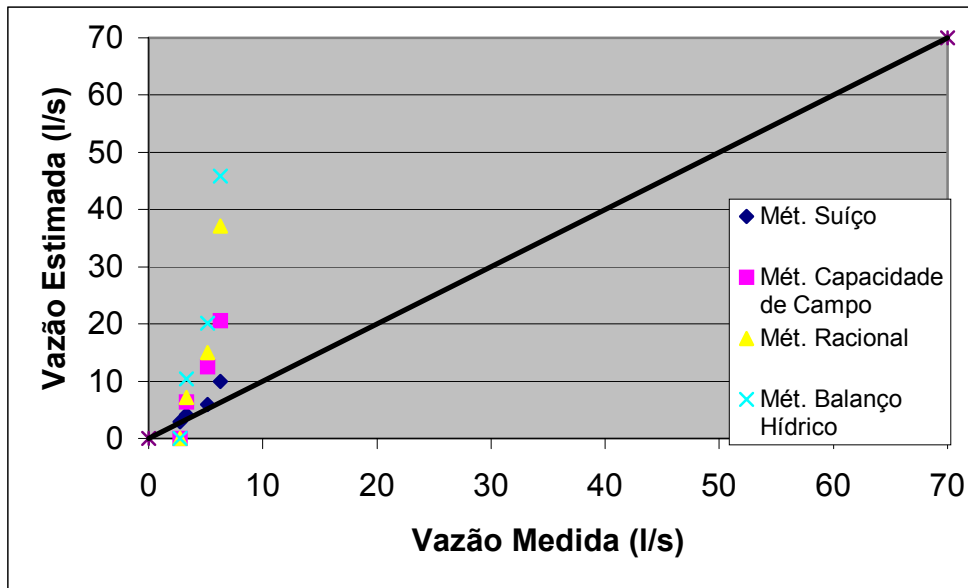


Figura 5.6 – Avaliação dos erros dos métodos empíricos para 4 meses (Junho a Setembro de 2003) no Aterro da Muribeca.

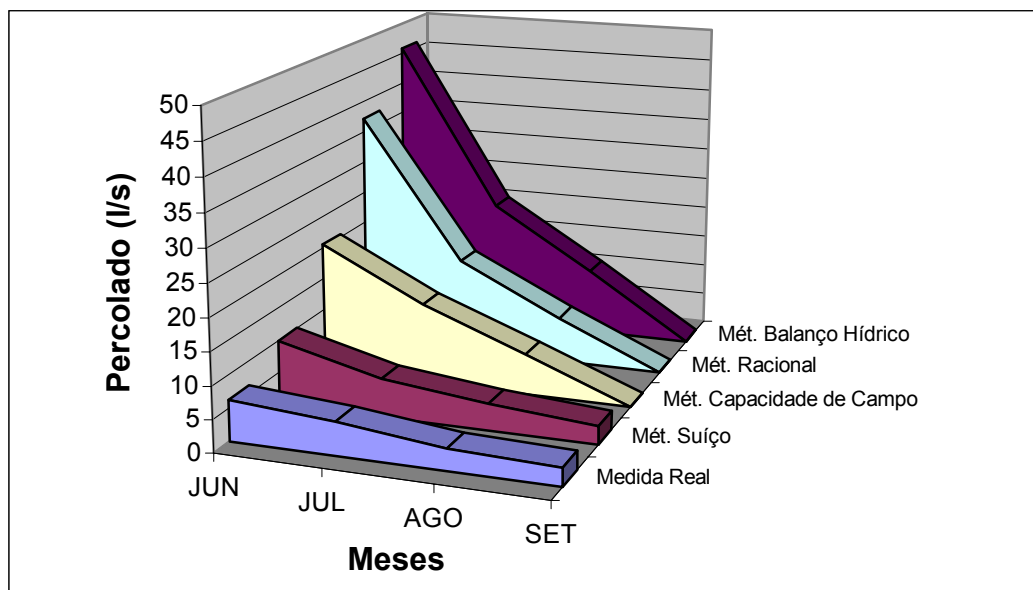


Figura 5.7 – Comparação da estimativa de percolado entre os métodos empíricos e a medida real para 4 meses.

6. CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES GERAIS

6.1. Conclusões:

- A Capacidade de Campo do Solo está diretamente relacionada com a porosidade e teor de finos, e, inversamente com a densidade. Conseqüentemente, quanto maior o teor de finos e a porosidade presente num dado solo, maior será a sucção matricial e a capacidade de campo;
- A Sucção Matricial é uma outra variável de suma importância para o bom entendimento do comportamento da capacidade de campo do solo. Para o Aterro da Muribeca, a camada de cobertura da massa de lixo obtida foi um silte, a sua capacidade de campo média foi de 35% e a sucção matricial equivalente de 11 KPa para esta época do ano. A porosidade total média para o solo de cobertura da massa de lixo do Aterro da Muribeca foi de 42% e seu peso específico seco médio de 1,54 g/cm³;
- Um solo, ao atingir a capacidade de campo, encontra-se sempre não saturado, e, conseqüentemente, com a sucção matricial diferente de zero. Nesse caso, os macroporos estão vazios (preenchidos com ar), e, os microporos saturados de água;
- Observou-se uma estreita correlação entre a Porosidade Total e o Teor de Finos ($r = 96,4$), onde a porosidade total aumenta com o teor de finos no solo, principalmente, se este solo tiver um grande teor de argila, uma vez que a maioria dos solos ricos em argilas (não excessivamente compactos) tem maior porosidade total com predominância de microporosidade;
- A capacidade de campo média encontrada para o lixo com idade de 5 anos foi de 50% e para o lixo com idade superior há 10 anos foi de 38%. Esta menor capacidade de campo para o lixo mais velho pode ser justificada pela mineralização da matéria orgânica (que possui grande poder de absorção) e o

aumento do peso específico da massa de lixo e a conseqüente redução da porosidade;

- Assim como o solo, a porosidade e a composição do lixo estão diretamente relacionadas com a capacidade de retenção de água, e, conseqüentemente, uma maior capacidade de campo. De forma inversa, a densidade também está relacionada com a capacidade de campo do lixo;
- As amostras de lixo, na condição de capacidade de campo, não se encontram saturadas;
- A porosidade média obtida para um lixo com idade de 5 anos foi de 53% e seu peso específico seco médio de $1,03 \text{ g/cm}^3$. Já para um lixo com idade de 10 anos, a porosidade média obtida foi de 40% e seu peso específico seco médio de $1,36 \text{ g/cm}^3$. Vale ressaltar que estes valores não são, seguramente, os valores reais de densidade e porosidade, respectivamente, para a dada massa de lixo, uma vez que através da cravação dos amostradores haverá um aumento destas variáveis. O que se deve levar em consideração aqui é, exatamente, a diferença existente entre a densidade e porosidade das massas de lixo para diferentes idades;
- Para uma série histórica de 30 anos (1971-2001) observou-se que durante os meses de déficit hídrico (setembro a janeiro), o Método do Balanço Hídrico e Racional estimaram uma quantidade nula de percolado (pois a evaporação potencial, que influi diretamente na quantidade de percolado gerado nestes dois métodos, estava acima da precipitação), não condizendo com a realidade do Aterro da Muribeca, pois neste mesmo intervalo houve geração de percolado. Já para o Método Suíço, observou-se que a geração de percolado é distribuída uniformemente ao longo do ano, diferentemente dos outros dois métodos. Nesta série não foi avaliado o Método da Capacidade de Campo, uma vez que para o seu funcionamento seriam necessários dados de 30 anos relativos a umidade e capacidade de campo;

- Para dados meteorológicos de 4 meses, em média, a vazão estimada pelo Método da Capacidade de Campo ficou cerca de 125,37% acima da medida real, onde, para o mês de junho, o erro alcançou um patamar de 226,8%. Já o menor erro ficou para o mês de agosto, com 92,7%. Para o Método Suíço, em média, a vazão estimada ficou cerca de 30,79% acima da medida real, onde, para o mês de junho, o erro alcançou um patamar de 58,8%. Já o menor erro ficou para o mês de setembro, com 3,1%. Para o Método do Balanço Hídrico, em média, a vazão estimada ficou cerca de 336,75% acima da medida real, onde, para o mês de junho, o erro alcançou um patamar de 629,4%. E, para o Método Racional, em média, a vazão estimada ficou cerca de 239,1% acima da medida real, onde, para o mês de junho, o erro alcançou um patamar de 491,4%. Diante do exposto, observa-se que o erro obtido pelo Método da Capacidade de Campo é bem inferior ao Método Racional e do Balanço Hídrico;
- O Método Suíço sempre indicará geração de percolado, mesmo em épocas de déficit hídrico, uma vez que este não leva em consideração parâmetros negativos para o modelo empírico, como evaporação e escoamento superficial; Já no Método Racional, a superestimação dos resultados pode ser justificada pela não utilização de variáveis relacionadas ao lixo, como a capacidade de campo. Já a indicação da vazão estimada nula para o mês de setembro, pode ser justificada pela utilização da evaporação potencial e não da evaporação real. Para a utilização desta variável seria necessária a utilização de um modelo baseado na umidade do solo e um parâmetro indicativo da variação da evaporação real com a umidade do solo. Para o Método do Balanço Hídrico, a superestimação dos dados pode ser justificada pela alta percentagem de infiltração que é considerada (em torno de 82% para este caso) pelo método, não levando em consideração a taxa de compactação da massa do solo e do lixo para obtenção de um valor mais coerente. Já a vazão nula aparece para os meses onde a infiltração não foi suficiente para armazenar água no solo, não sendo capaz de suprir a demanda da evaporação potencial e, conseqüentemente, a água não percola por não atingir a capacidade de campo do solo;

- Os erros obtidos para o Método da Capacidade de Campo podem ser justificados pelo baixo número de coletas efetuado nestes quatro meses para a obtenção da umidade do solo e do lixo, onde foram realizadas apenas 3 (três) coletas por mês, sendo este um número insignificante diante das bruscas variações temporais ocorridas diariamente no Aterro da Muribeca. Além disto, algumas hipóteses iniciais utilizadas no método, não condizem com a verdade, como por exemplo, a inexistência de variações da capacidade de campo do lixo, em diversas profundidades; a massa de lixo considerada como homogênea, desconsiderando os fluxos preferenciais tomados pelo percolado; além, do cálculo da infiltração não ter sido baseado na condutividade hidráulica;
- Mesmo em épocas de estação seca, no Aterro da Muribeca, há uma geração constante de percolado. Pode-se explicar tal fato, não só pela decomposição da matéria orgânica (que percola e chega a base do aterro) ou pela umidade expulsa no solo ou lixo, mas também pela redução da capacidade de campo da massa de lixo e do solo em função dos constantes processos de compactação sofridas pelas massas.

6.2. Recomendações:

Com base nas conclusões da pesquisa, recomenda-se que:

- Seja estudada a capacidade de campo em diversas profundidades, fazendo uma nova correlação com a densidade, porosidade, índice de vazios, idade do lixo, inserindo uma nova variável, como a condutividade hidráulica. Além disto, um outro ponto a ser estudado seria a influência da composição do lixo na capacidade de campo;
- Seja realizado um período de coleta, de umidade de solo e lixo, muito maior que o efetuado para esta dissertação;
- Seja realizado o cálculo da infiltração, para o Método da Capacidade de Campo, baseado na umidade do solo e na condutividade hidráulica;

- Seja realizado um estudo relacionando a variação da capacidade de campo com o recalque e a geração de biogás;

7. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ALHEIROS, M.M.; JUCÁ, J.F.T. **Estudos Geológicos e Geotécnicos para Implantação de Aterros Sanitários na RMR**, XVI Simpósio de Geologia do Nordeste, Recife, 1995, pp 16-19.
- ANDRADE, C. L. T.; FREITAS, J. A. D.; LUZ, L. R. Q. P. Características Físico-Hídricas de Solos Arenosos de Tabuleiro Litorâneos. In: Congresso Nacional de Irrigação e Drenagem, 9., 1991, Natal. **Anais ...** Natal: ABID, 1991. v. 1, p. 1069-1095.
- ARRUDA, F. B., ZULLO JÚNIOR, J., OLIVEIRA, J.B. Parâmetros de Solo para o Cálculo da Água Disponível com Base na Textura do Solo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Campinas, vol. 11, p. 11-15, 1987.
- ARUJA, L. R.; NANEY, J. W.; WILLIAMS, R. D. Estimating Soil Water Characteristics from Simpler Properties or Limited Data. **Soil Science Society of American Journal**, Madison, v. 49, p. 1100-1105, Feb. 1985.
- ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS (ABNT) - **Solo – Análise Granulométrica** - Procedimento - NBR 7181,1984.
- ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS (ABNT) – **Solo – Limite de Liquidez** - Procedimento - NBR 6459, 1984.
- ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS (ABNT) – **Solo – Limite de Plasticidade** - Procedimento - NBR 6449, 1984.
- ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS (ABNT) - **Resíduos Sólidos - Classificação** - NBR 10.004 - 1987.
- AZEVEDO, R. F., CARVALHO, A. R., AZEVEDO, I. C. D. & MARQUES, E. A. **Varição com a Idade de Características Mecânicas dos Resíduos do Aterro Sanitário de Santo André**, São Paulo – Julho de 2003, Porto Alegre, CD ROM.

- BENDZ, D., AKESSON, M. & SINGH, V. P. Accumulation of Water and Generation of Leachate in a Young Landfill. **Journal of Hidrology**, n. 203, p. 0-10, 1997.
- BENGTSSON, L., BENDZ, D., HOGLAND, W., ROSQVIST, H. AKESSON, M. Water Balance for Landfills of Different Age. **Journal of Hidrology**, n. 158, p. 203-217, 1994.
- BERNARDES JÚNIOR, C. Avaliação do Impacto Ambiental Provocado por Locais de Disposição de Resíduos Sólidos. **Anais... XIII Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária**, pp. 1-29, Maceió. Separata. São Paulo; CETESB, 1985.
- BIDONE, F. R. A., POVINELLI, J. **Conceitos Básicos de Resíduos Sólidos**, 1^a ed, v.1, São Carlos, EESC-USP, 1999.
- BLAKEY, N.C. **Infiltration and Absorption of Water by Domestic Wastes in Landfills**. Harwell, Oxon, UK: Harwell Landfill Leachate Sym, 1982.
- BLIGHT, G.E., VORSTER, K., BALL, J.M. The Design of Sanitary Landfills to Reduce Groundwater Pollution. in Proceedings, International Conference on Mining and Industrial Waste Management S.A. **Institution of Civil Engineers**, p. 297-306. Johannesburg, South Africa, 1987.
- BLIGHT, G. E., HOJEM, D. J., BALL, J. M. Production of Landfill Leachate in Water-Deficient Areas. In: T. H. Christensson, R. Cossu and R. Stegmann (Editores). **Lanfilling of Waste: Leachate**. London: Chapman and Hall, 1996. p. 35-55.
- BORGES DE CASTILHOS, A. Estudo da Previsão dos Volumes de Líquidos Percolados Gerados em Aterros Sanitários. In: Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, 16, Goiânia, 1991. **Anais... Goiânia; Associação Brasileira de Engenharia Sanitária**, 1991. 550p. p. 114-124.

- BRADY, N.C. **Natureza e Propriedades dos Solos**, 7ª edição, Rio de Janeiro, Macmillan Publishing Company, 1989.
- BRANCO, S. M., ROCHA, A.A. **Poluição, Proteção e Usos Múltiplos de Represas** - São Paulo, Edgard Blüchner, CETESB, 1977
- CABRAL, J.J.S.P., JUCÁ, J.F.T., SILVA, V.C., CALADO, S.C.S., & MENELAU. A. **Qualidade das Águas nas Proximidades de Depósito de Resíduos Sólidos Urbanos**, 2º Simpósio de Recursos Hídricos do Nordeste, Fortaleza, 1994, p. 101-108.
- CABRAL, J.J.S.P., JUCÁ, J.F.T., MENELAU, A.L. **Surface and Ground Water Quality Near a Urban Solid Waste Dumping Site**. Environtech'95. The First Int. Exhibition of Environmental Technology, Rio de Janeiro, 1995, pp 40-42.
- CAMPBELL, D. J. V. Environmental Management of Landfill Sites. **Journal IWEN**, n.7, p. 170-174. 1983.
- CAPELO NETO, J. **Estudo Quanti-Qualitativo do Percolado Gerado no Aterro Sanitário Oeste, em Caucaia, Ceará**. Fortaleza, 1999. 108 f. Dissertação (Mestrado) - Universidade Federal do Ceará.
- CAPUTO, H.P. **Mecânica dos Solos e suas Aplicações** 6ª ed, v.1, Rio de Janeiro, LTC - Livros Técnicos e Científicos Editora, 1988.
- CASTRO, M. A. H. Um Modelo Computacional para Simulação da Percolação do Chorume em um Aterro Sanitário. Congresso Brasileiro de Engenharia Ambiental, Foz do Iguaçu, 1997. **Anais...: Associação Brasileira de Engenharia Sanitária**, p. 1576-1585.
- CASTRO, M. C. A. A. **Avaliação de um Sistema Australiano de Lagoas no Tratamento Conjunto de Esgoto Sanitário e Líquidos Percolados Gerados em Aterro Sanitário**, São Carlos, 2001. 210 f. Tese (Doutorado) – Escola de Engenharia de São Carlos.

COMPANHIA DE TECNOLOGIA DE SANEAMENTO AMBIENTAL (CETESB) – **Controle da Qualidade da Água para Consumo Humano – bases conceituais e operacionais**, São Paulo, 1977.

COMPANHIA DE TECNOLOGIA DE SANEAMENTO AMBIENTAL (CETESB) - **Manual de Instruções Básicas para a Execução de Aterro Sanitário**, Anexo n^o 3, São Paulo, 1980.

CHRISTENSEN, T.H., KJELDSEN, P. **Sanitary Landfilling: Process, Technology, and Environmental Impact**. New York : Academic Press, 1989, Cap. : Basic biochemical processes in landfills, p. 29-49.

COSTA LEITE, L. E. H. B., REIS FILHO, A., SILVA, E. M. R. Avaliação da Produção de Percolado do Lixo e da Capacidade Filtrante de Aterros Sanitários. Congresso Brasileiro de Engenharia Ambiental, 21, 1982, Rio de Janeiro. **Anais...**: Associação Brasileira de Engenharia Sanitária, p. 90-99.

EHRIG, H. J. **Quality and Quantity of Sanitary Landfill Leachate**. Waste Management & Research I, p. 53-68. 1989.

EL-FADEL, M., BOU ZEID, E., CHAHINE, W. & ALAYLI, B. Temporal Variation Leachate Quality from Pre-Sorted and Baled Municipal Solid Waste with High Organic and Moisture Content. **Waste Management & Pergamon**, p. 269-282. 2001.

EMBRAPA. **Serviço Nacional de Levantamento e Conservação do Solo** (Rio de Janeiro, RJ). Manual de métodos de análise de solo, Rio de Janeiro, 1979. Não paginado.

ESPINOZA, C. Evaluacion de Líquidos Percolados Producidos em Rellenos. **XIII Congreso de Ingenieria Sanitária y Ambiental**, Cd Rom, Antofagasta, Chile, 1999.

FABIAN, A. J., OTTONI FILHO, T. B. Determinação de Curvas de Infiltração Usando uma Câmara de Fluxo, **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Campinas, vol. 21, p. 325-333, 1997.

- FARIAS, A. B. **Parâmetros de Compressibilidade de Resíduos Sólidos Urbanos**, Recife, 2000. 86 p. Dissertação (Mestrado) - Universidade Federal de Pernambuco.
- FARQUHAR, G. J. Leachate: Production and Characterization. Disponível em: <
<http://www.cepis.org.pe/muwww/fulltext/repind49/lesson10/leachate.html>> Acesso em: 14 de março de 2003.
- FENN, D.G., HANLEY, K. J., DEGEARE, T.V. Use of Water Balance Method for Predicting Leachate Generation at Waste Disposal Sites. Cincinnati (Ohio): U.S. **Environmental Protection Agency**, 1975, 168 p.
- FERNANDEZ-VIÑA, M. B. D. **Vertedores Controlados de Resíduos Sólidos Urbanos: una Perspectiva Internacional**. Universidad de Cantabria, Espanha, 4-9 setembro, 2000, p. 1-39.
- FERREIRA, M. M.; MARCOS, Z. Z. **Estimativa da Capacidade de Campo de Latossolo Roxo Distrófico e Regossolo Através do Ponto de Inflexão da Curva Característica de Umidade**. Ciência e Prática, Lavras, v. 7, n. 1, p. 96-101, jan./mar. 1983.
- FOSTER, S.; HIRATA, R. **Determinação do Risco de Contaminação das Águas Subterrâneas: Um Método Baseado em Dados Existentes**, São Paulo: Instituto Geológico (Boletim 10), 1993.
- FUNGAROLI, A. & STEINER, R. **Investigation of Sanitary Landfill Behavior** – vol. I. Final Report EPA-600-2-79-053a, Washington, D. C., 1979, USA.
- FUNDAÇÃO ESTADUAL DE ENGENHARIA DO MEIO AMBIENTE (FEEMA) - **Vocabulário Básico do Meio Ambiente**, 4^a. ed., RJ, 1992

GEE, J. R. Prediction of Leachate Accumulation in Sanitary Landfills. In: Applied Research & Practice on Municipal & Industrial Waste Conferency, 4, 1981. Madison. **Anais...** Madison: University of Wisconsin, 1981. p. 170 – 190.

GERLAND, G.A., MOSHER, D.C. Efeitos Nocivos da Percolação em Aterros de Lixo Executados Inadequadamente. **Revista de Limpeza Pública**. Ed. 3, Ano I, p. 23-31, outubro, 1975.

GISBERT, T., BLOQUET, C., BARINA, G. & PETITPAS, C. Assessing The Quantity of Leachate: A Simple Tool for Short and Long Term Prediction and Its Evaluation on Real Size Landfill Sites, Sardinia 2003, **IX International Landfill Symposium, Cagliari**, Italy, CISA, 6-10 October, Cd Rom.

GUIMARÃES, L. T. **Utilização do Sistema de Informação Geográfica para identificação de Áreas Potenciais para Disposição de Resíduos na Bacia do Paquequer, Município de Teresópolis - RJ**. Rio de Janeiro, 2000. 172 f. Dissertação (Mestrado) - Universidade Federal do Rio de Janeiro.

HAMADA, J. & ABEICHE, L. H. T. Ferramenta Computacional para Estimativa do Volume Mensal de Percolados em Aterros Sanitários. In: XXI Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, João Pessoa, 2001. **Anais...** João Pessoa. Associação Brasileira de Engenharia Sanitária, 2000. CD ROM.

HERRERA, R. G., CÁRDENAS, L. K. & CASTILLO, R. R. Basureros Activos. Simulacion de la lixiviacion – el caso de Mérida, México. **XVII Congresso Interamericano de Engenharia Sanitária e Ambiental**, Cd Rom, 2000.

HETTIARATCHI, J. P. A., SHROFF, V. & ACHARI, G. Effect of Individual Rainfall Events on Leachate Production in a Young Semi-Arid Landfill, Sardinia 99, **VII International Landfill Symposium**, Cagliari, Italy, CISA, 4-8 October, p. 3-9.

HIRSCH, A. K., VERA, R. A., BRIONES, M. E. **Estudio a Escala de Laboratorio para la Determinacion de los Parámetros Hidrológicos Óptimos para la Generacion de**

Metano en Rellenos Sanitarios en Chile, Proyect de Investigación DI n°202.788/2001, Universidade Católica de Valparaíso, Valparaíso, Chile, 2001, p.1-61.

HOLMES, R. **The Water Balance Method for Estimating Leachate Production from Landfill Sites. Solid Wastes**, LXX (1), 1980, P. 20-33.

HORNBECK, R. W. **Numerical methods**. New York: Quantum, 1975. 310 p.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA (IBGE) - Manual Técnico de Geologia - **Série Manuais Técnicos em Geociências**, n° 6, Rio de Janeiro, 1991.

INSTITUTO DE PESQUISAS TECNOLÓGICAS, COMPROMISSO EMPRESARIAL PARA RECICLAGEM.- **Lixo Municipal: Manual de Gerenciamento Integrado**, (IPT. Publicação, 2163) São Paulo: IPT/CEMPRE, 1996.

JUCÁ, J.F.T. **Comportamiento de los Suelos Parcialmente Saturados Bajo Succion Controlada**, Universidade Politécnica de Madrid - E. T. S. de Ingenieros de Caminos Canales y Purtos, Madrid, Espanha, 1990. PhD. Thesis (in spanish).

JUCÁ, J.F.T. **Geotechnics of a Municipal Solid Waste Landfill in Recife**, Brazil. Proceedings of the International Symposium on Recent Development in Soil and Pavement Mechanics, Rio de Janeiro, Brasil, 1997, p. 429-436.

JUCÁ, J.F.T., MONTEIRO, V. E. D., OLIVEIRA, F. J. S., MACIEL, F. J. Monitoramento Ambiental do Aterro de Resíduos Sólidos da Muribeca, **III Seminário Nacional sobre Resíduos Sólidos Urbanos**, 1999. Cd Rom, Toledo, PR.

JUCÁ, J.F.T. Destinação Final dos Resíduos Sólidos no Brasil: Situação Atual e Perspectivas, **10 ° SILUBESA - Simpósio Luso-Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental**. Braga, Portugal, 16-19, setembro, 2002.

JUNQUEIRA, F. F. **Análise do Comportamento de Resíduos Urbanos e Sistemas Dreno-filtrantes em diferentes escalas, com referência ao aterro do Jockey Club-DF.** Tese-Doutorado. Universidade de Brasília, p. 283. Brasília-DF, 2000.

KHANBILVARDI, R. M., AHMED, S., GLEASON, P. J. Flow Investigation for landfill leachate. **Journal of Environmental Engineering**, p. 45-57. 1995.

KIEHL, E. J. **Manual de Edafologia: Relações Solo-Planta.** São Paulo, Ed. Agronômica Ceres, 262p., 1979.

KUMAR, D., KHARE, M. & ALAPPAT. B. J. Leachate generation from municipal landfills in New Delhi. **27th WEDC Conference**, p. 161-164, Lusaka – Zâmbia, 2001.

LECHNER, P. Water balance and leachate quantity. **International Solid Waste Association (ISWA)**, Vienna University of agriculture, Forestry and Renewable, Palacio de Minería, México, 14-16 março, 1994.

LEDESMA, M. T. O., GÓMEZ, J. S., RIVERA, R. C. & VALENCIA, M. N. R. Método de Balance de Água para la Estimación de la Generación de Líquidos Percolados em Rellenos Sanitarios. In: Congresso Interamericano de Engenharia Sanitária e Ambiental, 27. Porto Alegre, 2000. **Anais...** Porto Alegre: Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental, 2000. 521p. CD-ROM.

LEITE, J.C.; ZUQUETTE, L.V. **Prevenção da contaminação e poluição de aquíferos: a utilização de liners.** *Geociências*, v.14, n.1, pp.167-178, 1995b.

LEMA, J.M., MENDEZ, R. e BLAZQUEZ. Characteristics of landfill leachates and alternatives for their treatment: a review. **Water, Air, and Soil Pollution**. v. 40, p.233-250, 1988.

LEME, F.P. **Engenharia de Saneamento Ambiental**, 2^a ed., Rio de Janeiro: Livros Técnicos e Científicos, 1984.

- LIMA, L. M. Q. **Resíduos urbanos: Tratamento e Biorremediação**. 3. ed. São Paulo: Hemus, 1995.
- LIMA, J.D. **Gestão dos Resíduos Sólidos Urbanos no Brasil** 1^a ed, v.1, João Pessoa, LTC - Livros Técnicos e Científicos Editora, 2001.
- LINS, E. A. M., CAVALCANTE, N. M. C. & FERRAZ, A. C. N. Fiscalização como instrumento de gestão de recursos hídricos – experiência do estado de Pernambuco em águas subterrâneas. **VI Simpósio Ítalo Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental**, Cd Rom, Vitória-ES, 2002.
- LO, I. M. C. **Characteristics and Treatment of Leachate from Domestic Landfills**. Environment International, v. 22, n. 4, p. 433-442, 1996.
- LU, J. C. S., EICHENBERG, B., & STEARNS, R. J. Leachate from Municipal Landfills, Production and Management. **Pollution Technology Review**. New Jersey: Noyes Publications, n. 119, 1981.
- MACIEL, F. J. **Estudo da geração, percolação e emissão de gases no aterro de resíduos sólidos urbanos da Muribeca**. Recife, 2003. 159 f. Dissertação (Mestrado) - Universidade Federal de Pernambuco.
- MARINHO, F. A. M. & STUERMER, M. M. Aspects of the storage capacity of a compacted residual soil, **II International Conference on Unsaturated Soils**, China, vol 1, p. 581-585, 1998.
- MARINHO, F. A. M. & PEREIRA, J. H. F. **Apostila de mecânica dos solos não saturados**, XI Congresso Brasileiro de Mecânica dos Solos e Geotecnia, Brasília, novembro, 1998.

- MARTINS JÚNIOR, D. **Avaliação de um modelo de simulação de lâmina e vazão máximas de escoamento superficial.** Viçosa, 1997. 153 p. Dissertação (Mestrado) - Universidade Federal de Viçosa.
- MELO, V. L. A. **Estudos de referência para diagnóstico ambiental em aterros de resíduos sólidos.** Recife, 2000. 118 f. Dissertação (Mestrado) - Universidade Federal de Pernambuco.
- MONTEIRO, V. E. D., JUCÁ, J. F. T. & RÊGO, C. C. Influência das condições climáticas no comportamento do aterro de resíduos sólidos da Muribeca. In: Xxi Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, João Pessoa, 2001. **Anais...** João Pessoa. Associação Brasileira de Engenharia Sanitária, 2001. CD ROM.
- MUNNICH, K. & COLLINS, H. J. Evaluation of the water balance of municipal waste landfills, Sardinia 2001, **VIII International Landfill Symposium**, Cagliari, Italy, CISA, 1-5 October, p. 3-5.
- OBERMANN, A. Computer model to predict the water balance of landfills containing pretreated waste, Sardinia 99, **VII International Landfill Symposium**, Cagliari, Italy, CISA, 4-8 October, p. 503-510.
- OLIVEIRA, L. & PASQUAL, A. Monitoramento de Lixiviados de Aterro Sanitário. In: CONGRESSO INTERAMERICANO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 27. Porto Alegre, 2000. **Anais...** Porto Alegre: Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental, 2000. 521p. CD ROM.
- ORTH, M.H. de A. Aterros Sanitários. **Revista de Limpeza Pública.** São Paulo, v. 8, n.20, p.26-34, 1981.
- OWEIS, I. & KHERA, R. **Geotechnology of waste management**, Butter Worths, London, 1990.

- PAULETTO, E. A. & TURATTI, A. L. Determinação de Atributos Físicos do Solo, Pelotas, **Manual de Laboratório**, 23p. 1995.
- PINTO, N. L. S. **Hidrologia Básica** - Ed. Edgard Blüchner Ltda, 1976, São Paulo.
- PINTO, C. S. **Curso Básico de Mecânica dos Solos** - Ed. Oficina de Textos, 2000, São Paulo, vol. 1.
- PRUSKI, F. F. **Análises de precipitação extremas e de escoamento superficial para áreas agrícolas da região oeste do Paraná**. Viçosa, 1990. 163 p. Dissertação (Mestrado) - Universidade Federal de Viçosa.
- REICHARDT, K. Capacidade de Campo, **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Campinas, vol. 12, p. 211-216, 1988.
- REICHARDT, K. **Dinâmica da matéria e da energia em ecossistemas**. Piracicaba: ESALQ, 1997. 505 p.
- ROCCA, A. C. C. Drenagem sub-superficial em aterros sanitários. **Revista de Limpeza Pública**. São Paulo, v.8, n.19, p.16-27, 1981.
- SAFARI, E. & BARONIAN, C. **Modelling temporal variations in leachate quantity generated at Kahrizak landfill**, Iran University of Science and Technology, 482-487, 1999.
- SANTOS, P. C. V. **Estudo da contaminação de águas subterrâneas por percolado do aterro de resíduos sólidos – caso Jockey Club**, DF. Brasília, 1996. 135 p. Dissertação (Mestrado) - Universidade Federal de Brasília.
- SCHALCH, V., MORAES, A.J. Biogás - a energia vinda do lixo e sua relação com a produção e características do chorume. **Revista de Limpeza Pública**. São Paulo, julho, p.21-30, 1988.

- SEGATO, L. M. & SILVA, C. L. Caracterização do Lixiviado do Aterro Sanitário de Bauru. In: CONGRESSO INTERAMERICANO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 27. Porto Alegre, 2000. **Anais...**Porto Alegre: Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental, 2000. 521p. CD ROM.
- SHROEDER, P., LLOYD, C., ZAPPI, P. The hydrologic evaluation of landfill performance (HELP) model, user's guide for version 3.0, U.S. Cincinnati, Ohio: **Envir. Protection Agency**, 1994. 116 p.
- SHULL, C. A. **Measurement of the surface forces in soils**, The Botanical Gazette, vol 62, n 1, 1916, p 1-31.
- SILVA, J. D. **Monitoramento da geração de líquidos percolados em instalações experimentais pelo método do balanço hídrico**. Florianópolis, 2002. 106 f. Dissertação (Mestrado) - Universidade Federal de Santa Catarina.
- SOBRINHO, N. L. C. **Uma análise do balanço hídrico do aterro sanitário de Presidente Prudente**. Viçosa, 2000. 115 f. Dissertação (Mestrado) - Universidade Federal de Juiz de Fora.
- SOUZA, L. D. **Estimativas e utilização da capacidade de campo**. Piracicaba, 1989. 126 f. Dissertação (Mestrado) – Escola Superior de Agronomia “Luiz de Queirós”.
- STANDARD METHODS - **For examination of water and wastewater**, 18 ed., Baltimore: APHA - AWWA & WPCP, 1992.
- STIBINGER, J. A hydraulic Estimation of landfill leachate rate at the bottom of sanitary landfill of domestic waste in Osecna location, Sardinia 2003, **IX International Landfill Symposium**, Cagliari, Italy, CISA, 6-10 October, CD ROM.

- STRAUB, W. A. & LYNCH, D. R. Models of landfill leaching: moisture flow and inorganic strength, **J. of the Environmental Engineering Div.**, ASCE,108, 1982, p. 231-250.
- SWARBRICK, G. E. & KOUPAI, J. A. Physical and numerical modelling of infiltration through a landfill cover, **Proceedings International Conference on Engineering Geology**, Athens, Greece, Balkema, July, 2001, p. 2203-2208.
- TCHOBANOGLIOUS, G., THEISEN, H., VIGIL, S. A. **Integrated Solid Waste Management – Engineering Principles and Management Issues**. McGraw-Hill, 978 p. 1993.
- TORRES, P., BARBA, L.E. , RIASCOS, J., VIDAL, J.C. Tratabilidade biológica de chorume produzido em aterro não controlado. **Engenharia Sanitária e Ambiental**. São Carlos, Abr/Jun, Vol. 2 – no 2, p.55-62, 1997.
- TUCCI, C. E. M. **Hidrologia: ciência e aplicação**. 2. ed. Porto Alegre: Editora da Universidade: ABRH, 1995.
- USEPA. Investigation of Sanitary Landfill Behavior. Ohio. **Environmental Protection Agency**. 1979.
- VAIDYA, R. D. **Solid waste degradation, compaction and water holding capacity**. Virginia, 2002. 71 f. Dissertação (Mestrado) – Instituto Politécnico da Virgínia - USA.
- VAN GENUCHTEN, M. T. A closed-form equation for predicting the hydraulic conductivity unsaturated soils. **Soil Science Society of American Journal**, Madison, v.44, p. 892-898, 1980.
- VAN LIER, Q. J. Índices da disponibilidade de água para as plantas. In: NOVAIS, R. F.; ALVAREZ, V. H.; SCHAEFER, C. E. G. R. Tópicos em ciência do solo. Viçosa: **Sociedade Brasileira de Ciência do Solo**, 2000. v. 1, p. 95-106.

- VAN RAIJ, B. **Fertilidade do solo e adubação**, 38^a edição, Piracicaba, Editora Agronômica Ceres Ltda, 1991.
- VEIHMEYER, F. J.; HENDRICKSON, A. H. Methods of measuring field capacity and permanent wilting percentage of soils. **Soil Science**, Baltimore, v. 68, n. 2, p. 75-94, Aug. 1931.
- VIEIRA, L. S. **Manual da ciência do solo: com ênfase aos Solos Tropicais**. São Paulo, Ed. Agronômica Ceres, 2^a edição, 464p., 1988.
- VLYSSIDES, A. G., ISRAILIDES, C., LOIZIDOU, M., FATTA, D. Quantification of water balance parameters and Characterization of leachates for two municipal landfill sites in Athens, Greece, Sardinia 2003, **IX International Landfill Symposium**, Cagliari, Italy, CISA, 6-10 October, CD ROM.
- VORSTER, K. Determination of the field capacity of a landfill, Sardinia 2001, **VIII International Landfill Symposium**, Cagliari, Italy, CISA, 1-5 October, p. 577-582.
- WILKEN, P. S. **Engenharia de drenagem superficial**. São Paulo: CETESB, 1978. 487p.
- YONG, R.N.; MOHAMED, A.M.O; WARKETIN, B.P. Principles of Contaminant Transport in Soils - **Elsevier Science Publishers B.V.**, Amsterdam, 1992.
- ZORNBERG, J. G. Retention of free liquids in landfills undergoing vertical expansion. **ASCE**, GT 7, 1999, pg. 583-594.