

UNIVERSIDADE FEDERAL DE MINAS GERAIS
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM SANEAMENTO,
MEIO AMBIENTE E RECURSOS HÍDRICOS

APLICAÇÃO DE UM MODELO COMPUTACIONAL
TRIDIMENSIONAL PARA ESTIMATIVA DE
BALANÇO HÍDRICO EM ATERROS SANITÁRIOS

Rubel Saldaña Padilla

Belo Horizonte

2007

**APLICAÇÃO DE UM MODELO COMPUTACIONAL
TRIDIMENSIONAL PARA ESTIMATIVA DE
BALANÇO HÍDRICO EM ATERROS SANITÁRIOS**

Rubel Saldaña Padilla

Rubel Saldaña Padilla

APLICAÇÃO DE UM MODELO COMPUTACIONAL TRIDIMENSIONAL PARA ESTIMATIVA DE BALANÇO HÍDRICO EM ATERROS SANITÁRIOS

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos da Universidade Federal de Minas Gerais, como requisito parcial à obtenção do título de Mestre em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos.

Área de concentração: Saneamento

Linha de pesquisa: Gerenciamento de Resíduos Sólidos

Orientador: Professor Gustavo Ferreira Simões

Belo Horizonte

Escola de Engenharia da UFMG

2007

Padilla, Rubel Saldaña
P123a Aplicação de um modelo computacional tridimensional para estimativa de balanço hídrico em aterros sanitários [manuscrito] / Rubel Saldaña Padilla .— 2007. xiii, 107 f. , enc. : il.

Orientador: Gustavo Ferreira Simões

Dissertação (mestrado) – Universidade Federal de Minas Gerais, Escola de Engenharia.

Inclui bibliografia.

1. Saneamento - Teses. 2. Resíduos sólidos urbanos – Teses. 3. Aterro sanitário – Teses. 4. Balanço hidrológico – Teses. I. Simões, Gustavo Ferreira. II. Universidade Federal de Minas Gerais, Escola de Engenharia. III. Título.

CDU: 628.4(043)

Ficha elaborada pelo Processamento Técnico da Biblioteca da EE/UFMG

Página com as assinaturas dos membros da banca examinadora, fornecida pelo Colegiado do Programa

Dedico este trabalho a minha Mãe Teresa por sempre acreditar em mim

In Memoriam:

Ao meu Pai Juan

AGRADECIMENTOS

A DEUS, que me iluminou nesta outra jornada de minha vida.

A minha esposa Indira e aos meus Filhos Juan Pablo e Ana Rubi que são minha força e inspiração sempre.

A meus irmãos em especial para Victor Hugo, pelo apoio, força, ânimo em todos os momentos e por sempre acreditar em mim.

Agradecimento a todos os professores e professoras do Programa de Pós-Graduação em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos da Escola de Engenharia da Universidade Federal de Minas Gerais na República do Brasil pelos conhecimentos ímpares tidos durante o tempo da pesquisa e pela oportunidade de poder conhecer esta grande instituição.

Ao Professor e Orientador Gustavo Ferreira Simões, pelo crédito, apoio, orientação, incentivo, amizade e paciência ao longo da orientação de nosso trabalho, também pelos ensinamentos que despertaram em mim o interesse pelo estudo dos Resíduos Sólidos e a Geotecnia Ambiental.

À Professora Judy Norka Rodo de Mantilla do Departamento de Engenharia de Transportes e Geotecnia pelo apoio, conselhos, ânimo desde que cheguei à grande Nação como é o Brasil.

Ao Professores do Departamento de Engenharia Hidráulica e Recursos Hídricos pela qualidade dos conhecimentos dados, muito utilizados no desenvolvimento da sociedade, e também por ceder uma área para poder realizar minha pesquisa.

À Professora Amaya Lobo García de Cortázar do Grupo de Engenharia Ambiental do Departamento de Ciências e Técnicas de Água e de Meio Ambiente da Universidade de Cantabria – Espanha, pela colaboração neste trabalho e também pela ajuda do Ministério de Educação da Espanha que possibilitou a realização de um estágio de 15 dias na Universidade de Cantabria no campo da Gestão de Resíduos Sólidos Urbanos.

À Superintendência de Limpeza Urbana de Belo Horizonte (SLU–BH), por ceder uma bolsa de pesquisa e por ter fornecido toda a estrutura disponível no aterro sanitário para poder realizar o trabalho.

Ao gerente do aterro sanitário Engenheiro Heuder Pascele e ao Engenheiro Cícero Antônio Catapreta que proporcionaram as condições para a execução da presente pesquisa.

À técnica do laboratório de análises físico-químicas da Central de Tratamento de Resíduos de Belo Horizonte, Sofia, pela ajuda durante as etapas de amostragem, moldagem dos corpos de prova e realização de ensaios de laboratório nos resíduos.

Em geral a todos os funcionários da equipe do aterro sanitário de Belo Horizonte pela colaboração e amizade.

RESUMO

A estimativa dos volumes de líquidos lixiviados gerados nos aterros sanitários é um dos elementos mais críticos e importantes no projeto, construção e operação desses aterros.

Esta dissertação teve como objetivo avaliar a aplicação do Modelo Computacional MODUELO, desenvolvido para a simulação hidrológica de aterros sanitários de resíduos sólidos urbanos. Trata-se de um modelo tridimensional que permite, a partir de dados topográficos, meteorológicos e de caracterização dos resíduos depositados, estimar a quantidade e a qualidade dos líquidos lixiviados e do biogás gerados. O modelo foi aplicado na simulação dos volumes de líquidos lixiviados gerados e acumulados, na Célula AC-05, ao longo de 72 meses, e no Aterro Sanitário Experimental, ao longo de 18 meses, ambos integrantes da Central de Tratamento de Resíduos Sólidos da BR-040 em Belo Horizonte. Foram também realizados ensaios para a determinação da capacidade de campo de resíduos sólidos urbanos compactados em diferentes pesos específicos.

No aterro sanitário experimental, que teve seu enchimento realizado de forma mais controlada, o volume simulado de líquidos lixiviados produzidos no período de monitoramento de 18 meses representou uma diferença de 10,6% em relação aos valores medidos em campo. O padrão observado para os volumes de líquidos retidos no interior do aterro segue a sazonalidade das precipitações. Na Célula AC-05, o volume simulado de líquidos lixiviados produzidos no período de 72 meses representou 44% dos valores medidos em campo. A grande diferença observada pode ser em parte explicada, pela parcela de umidade retida no interior da massa de resíduos, que não pode ser utilizada na calibração devido à dificuldade de determinação em campo. Os resultados confirmaram que, embora o Modelo MODUELO incorpore aspectos detalhados, tais como propriedades dos materiais e seqüência construtiva, a avaliação do balanço hídrico em aterros sanitários ainda demanda a realização de mais estudos, principalmente relacionados à parcela de umidade retida no interior dos aterros sanitários.

Os ensaios para determinação da capacidade de campo dos RSU realizados indicaram um aumento da capacidade de campo diretamente proporcional ao aumento do peso específico dos resíduos sólidos compactados.

PALAVRAS-CHAVE: resíduos sólidos urbanos, aterro sanitário, balanço hídrico, capacidade de campo.

ABSTRACT

The evaluation of leachate generated in the sanitary landfills is one of the most critical and important elements during the design, construction and operation of these landfills.

This dissertation aimed at evaluating the Computational Model MODUELO, for the hydrologic simulation of sanitary landfills. The model, which uses a tridimensional discretization of the landfill, allows, based on topographical, meteorological and waste characterization data, the estimation of the amount of leachate and gases produced. The model was applied in the simulation of the generated and accumulated leachate volumes in two areas of Belo Horizonte Waste Treatment Facility: Cell AC-05, for a 72 months period, and the Experimental Landfill, for a 18 months period. Field capacity tests were also conducted in wastes compacted in different unity weights.

In the Experimental Landfill, filled in a more controlled way, the simulated leachate volumes during the simulation period of 18 months presented a difference of 10,6% related to the measured values. The variation of the liquid volumes retained within the waste mass followed the precipitation variations.

In Cell AC-05, the simulated leachate volumes during the simulation period of 72 months represented 44% of the measured values. The difference observed is probably due to the amount of moisture retained within the waste cell that could not be used in the model calibration, due to the difficulties in quantifying it in field.

The results confirmed that, although the MODUELO Model includes some detailed aspects, related to material properties and filling sequence, the assessment of landfill water balance already requires more investigation, mainly concerning the moisture accumulation within the waste mass.

The field capacity tests indicated an increase of field capacity with the increase of initial waste density.

KEY WORDS: municipal solid waste, sanitary landfill, water balance, field capacity.

SUMÁRIO

| | |
|---|------|
| LISTA DE TABELAS | viii |
| LISTA DE FIGURAS | ix |
| LISTA DE ABREVIATURAS, SIGLAS E SÍMBOLOS | xi |
| 1 INTRODUÇÃO | 1 |
| 2 OBJETIVOS | 5 |
| 2.1 Objetivo Geral | 5 |
| 2.2 Objetivos Específicos | 5 |
| 3 REVISÃO DA LITERATURA | 6 |
| 3.1 Resíduos Sólidos | 6 |
| 3.1.1 Definição de resíduos sólidos | 6 |
| 3.1.2 Classificação dos resíduos sólidos | 6 |
| 3.1.2.1 Quanto aos riscos ambientais do meio ambiente | 6 |
| 3.1.2.2 Quanto à natureza ou origem | 7 |
| 3.1.3 Características dos resíduos sólidos | 8 |
| 3.1.3.1 Características físicas | 8 |
| 3.1.4 Composição dos resíduos sólidos urbanos | 14 |
| 3.2 Aterro Sanitário | 16 |
| 3.3 Mecânica dos Resíduos | 16 |
| 3.4 Resíduos Sólidos no Brasil | 17 |
| 3.5 Líquidos Lixiviados de Aterros Sanitários | 19 |
| 3.5.1 Origem e formação dos líquidos lixiviados | 20 |
| 3.5.2 Fatores que influenciam na formação dos líquidos lixiviados | 21 |
| 3.5.3 Composição e parâmetros dos líquidos lixiviados | 22 |
| 3.5.3.1 Demanda Química de Oxigênio (DQO) | 22 |
| 3.5.3.2 Demanda bioquímica de oxigênio (DBO) | 23 |
| 3.5.3.3 pH | 23 |
| 3.5.3.4 Sólidos suspensos totais, fixos e voláteis | 23 |
| 3.6 Balanço Hídrico em Aterros de Resíduos Sólidos | 24 |
| 3.6.1 Precipitação (P) | 27 |
| 3.6.2 Escoamento superficial (ESCSUP) | 28 |
| 3.6.3 Evaporação (EVP) | 28 |
| 3.6.4 Evapotranspiração (EVPT) | 29 |
| 3.6.5 Evaporação desde o solo | 29 |
| 3.6.6 Capacidade de campo do resíduo sólido urbano | 30 |
| 3.7 Métodos e Modelos para Avaliação de Balanço Hídrico em Aterros Sanitários | 34 |
| 3.7.1 Introdução | 34 |
| 3.7.2 Métodos Para Estimativa de Líquidos Lixiviados | 35 |
| 3.7.2.1 Método Empírico – Suíço | 35 |
| 3.7.2.2 Método do Balanço Hídrico | 36 |
| 3.7.3 Modelo de Simulação Hidrológica – HELP | 39 |
| 3.7.4 Modelo Moduelo 3 | 41 |
| 3.7.4.1 Introdução | 41 |
| 3.7.4.2 Descrição geral do programa | 42 |
| 3.7.4.3 Algoritmo geral | 43 |
| 3.7.4.4 Modelo hidrológico superficial e interior do aterro | 45 |
| 3.7.4.5 Submodelo de fluxo horizontal | 47 |
| 3.7.4.6 Submodelo de fluxo vertical | 48 |

| | | |
|----------|---|-----|
| 3.7.4.7 | Submodelo de fluxos preferenciais..... | 49 |
| 3.7.4.8 | Submodelo de drenagem | 49 |
| 3.7.4.9 | Modelo de precipitação | 52 |
| 3.7.4.10 | Modelo de infiltração..... | 52 |
| 3.7.4.11 | Modelo de evaporação..... | 53 |
| 3.7.4.12 | Modelo de evapotranspiração..... | 54 |
| 3.7.4.13 | Modelo de armazenamento e escoamento superficiais..... | 54 |
| 3.7.4.14 | Modelo de biodegradação..... | 54 |
| 4 | MATERIAL E MÉTODOS..... | 56 |
| 4.1 | Central de Tratamento de Resíduos Sólidos de Belo Horizonte (CTRS–BH) | 56 |
| 4.1.1 | Localização e aspectos gerais..... | 56 |
| 4.1.2 | Caracterização do meio físico..... | 57 |
| 4.1.2.1 | Geologia | 57 |
| 4.1.2.2 | Clima | 58 |
| 4.1.2.3 | Temperatura..... | 59 |
| 4.1.2.4 | Evapotranspiração | 59 |
| 4.2 | A Célula AC–05 da CTRS–BH..... | 61 |
| 4.2.1 | Parâmetros usados na Célula AC–05 na estimativa do balanço hídrico com o modelo MODUELO 3 | 63 |
| 4.2.1.1 | Dados de produção | 63 |
| 4.2.1.2 | Dados morfológicos..... | 64 |
| 4.2.1.3 | Dados de clima | 66 |
| 4.2.1.4 | Rede de drenagem inferior | 66 |
| 4.2.1.5 | Simulação do programa | 67 |
| 4.3 | Aterro Sanitário Experimental..... | 68 |
| 4.4 | Capacidade de Campo dos RSU | 69 |
| 4.4.1 | Amostragem | 71 |
| 4.4.2 | Moldagem dos corpos de prova..... | 72 |
| 4.4.3 | Determinação do teor de umidade..... | 72 |
| 4.4.4 | Determinação da umidade na saturação | 73 |
| 4.4.5 | Determinação da umidade na capacidade de campo | 74 |
| 5 | RESULTADOS E DISCUSSÃO | 75 |
| 5.1 | Resultados da Capacidade de Campo do RSU | 75 |
| 5.2 | Resultados e Análises da Simulação da Célula AC–05 da CTRS–BH | 76 |
| 5.3 | Resultados e Análises da Simulação do Aterro Sanitário Experimental..... | 88 |
| 6 | CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES | 98 |
| 6.1 | Conclusões..... | 98 |
| 6.2 | Recomendações para trabalhos futuros | 99 |
| 7 | REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS | 101 |

LISTA DE TABELAS

| | |
|--|----|
| Tabela 3.1 – Faixas de geração per capita (IBAM, 2001)..... | 8 |
| Tabela 3.2 – Componentes mais comuns da composição gravimétrica dos RSU..... | 9 |
| Tabela 3.3 – Teor de umidade dos RSU apresentados por diversos autores..... | 10 |
| Tabela 3.4 – Valores típicos de teor de umidade (base úmida) de diversos componentes dos RSU..... | 12 |
| Tabela 3.5 – Coeficientes de condutividade hidráulica para RSU de diversos estudos..... | 14 |
| Tabela 3.6 – Composição gravimétrica dos resíduos de diversas regiões..... | 15 |
| Tabela 3.7 – Faixa de variação da composição de líquidos lixiviados..... | 24 |
| Tabela 3.8 – Capacidade de campo em Aterros de RSU..... | 32 |
| Tabela 3.9 – Capacidade de campo no aterro da Muribeca..... | 32 |
| Tabela 3.10 – Teor de umidade dos RSU na capacidade de campo..... | 33 |
| Tabela 3.11 – Parâmetros medidos no RSU do aterro sanitário Santo André..... | 33 |
| Tabela 3.12 – Valores dos parâmetros hidráulicos de RSU de diversos autores..... | 34 |
| Tabela 3.13 – Porcentagem da precipitação que é convertida em lixiviado..... | 35 |
| Tabela 3.14 – Valores de K em função do peso específico para aplicação no Método Suíço..... | 36 |
| Tabela 3.15 – Parâmetros utilizados no método do Balanço Hídrico..... | 38 |
| Tabela 3.16 – Valores do coeficiente de Escoamento Superficial (C)..... | 38 |
| Tabela 3.17 – Água disponível no solo ($\text{mmH}_2\text{O/m}$ de solo)..... | 38 |
| Tabela 3.18 – Valores de f_c segundo os diferentes tipos de solos..... | 53 |
| Tabela 3.19 – Valores aproximados para f_0 | 53 |
| Tabela 3.20 - Componentes principais do resíduo segundo a biodegradabilidade..... | 55 |
| Tabela 4.1 – Resultados da Evapotranspiração – Modelo Hidroesta..... | 60 |
| Tabela 4.2 – Dados para o Módulo de Produção de Resíduos..... | 63 |
| Tabela 4.3 – Composição dos RSU Utilizados na Simulação da Célula AC-05..... | 64 |
| Tabela 4.4 – Parâmetros Hidrológicos Utilizados na Simulação da Célula AC-05..... | 64 |
| Tabela 4.5 – Composição Gravimétrica para o Programa Experimental..... | 69 |
| Tabela 5.1 – Resultada de Capacidade de Campo no Aterro de Belo Horizonte..... | 75 |
| Tabela 5.2 – Resultados do Programa Experimental no Aterro de BH na Capacidade de Campo dos RSU..... | 76 |
| Tabela 5.3 – Parâmetros Utilizados na Simulação da Célula AC-05..... | 77 |
| Tabela 5.4 – Parâmetros de projeto do sistema de drenagem de fundo utilizados na Simulação da Célula AC-05..... | 78 |
| Tabela 5.5 – Resultados Obtidos no Balanço Hidrológico Superficial..... | 78 |
| Tabela 5.6 – Parâmetros utilizados na simulação do aterro sanitário experimental..... | 89 |
| Tabela 5.7 – Resultados Obtidos no Balanço Hidrológico Superficial..... | 89 |

LISTA DE FIGURAS

| | |
|---|----|
| Figura 1.1 – Iterações Físicas, Químicas e Biológicas em Aterros de Resíduos Sólidos Urbanos..... | 1 |
| Figura 3.1 – Fatores que Influenciam no Balanço Hídrico em Aterros Sanitários | 27 |
| Figura 3.2 – Esquema para Definição do Balanço Hídrico no Aterro..... | 37 |
| Figura 3.3 – Esquema Típico Adotado pelo Modelo HELP | 40 |
| Figura 3.4 – Diagrama de Fluxo do Modelo MODUELO | 45 |
| Figura 3.5 – Seqüência do Balanço Hidrológico Superficial e Interior para as Células do Aterro..... | 47 |
| Figura 3.6 – Fluxo Horizontal entre Células | 48 |
| Figura 3.7 – Fluxo Vertical entre Células | 49 |
| Figura 3.8 – Modelagem da Drenagem de Fundo | 50 |
| Figura 3.9 – Esquema de Definição do Sistema de Drenagem | 51 |
| Figura 4.1 – Mapa do Município de Belo Horizonte com a Localização da CTRS–BH | 57 |
| Figura 4.2 – Central de Tratamento de Resíduos Sólidos Urbanos da BR–040..... | 57 |
| Figura 4.3 – Pluviômetro da CTRS–BH | 58 |
| Figura 4.4 – Média Histórica Mensal de Precipitação da CTRS–B.H. (2001–2006) | 59 |
| Figura 4.5 – Média Histórica Mensal da Temperatura da CTRS–B.H. (2001–2006)..... | 59 |
| Figura 4.6 – Média Histórica Mensal de Evapotranspiração da CTRS–B.H. (2001–2006) ... | 60 |
| Figura 4.7 – Resultados do Comportamento Hídrico da CTRS–B.H. (2001–2006)..... | 61 |
| Figura 4.8 – Vista Geral da Célula AC–05 Utilizada na Simulação com MODUELO 3 | 62 |
| Figura 4.9 – Topografia Original da Célula AC–05 Utilizada na Simulação | 62 |
| Figura 4.10 – Modelo Digital do Terreno da Célula AC–05 Utilizada na Simulação | 62 |
| Figura 4.11 – Configuração Espacial da Célula AC–05 do Aterro – Planta | 65 |
| Figura 4.12 – Configuração Espacial da Célula AC–05 do Aterro – Perfis..... | 65 |
| Figura 4.13 – Rede de Drenagem de Fundo da Célula AC–05 da CTRS–BH..... | 66 |
| Figura 4.14 – Precipitação Diária na Célula AC–05 (2001 – 2006). | 67 |
| Figura 4.15 – Tela da Simulação da Célula AC–05 do Aterro..... | 67 |
| Figura 4.16 – Vista Geral do Aterro Sanitário Experimental..... | 68 |
| Figura 4.17 – Localização do Aterro Sanitário Experimental na CTRS–BH..... | 68 |
| Figura 4.18 e 4.19 – Coletas e Transporte das Amostras na Frente da Operação | 71 |
| Figura 4.20 e 4.21 – Triagens da Amostra e Dispostos para a Composição Gravimétrica | 71 |
| Figura 4.22 e 4.23 – Homogeneizações e Pesagem dos Resíduos para as Amostras..... | 72 |
| Figura 4.24 e 4.25 – Moldagens dos Corpos de Prova com Soquete Manual..... | 72 |
| Figura 4.26 e 4.27 – Determinação do Teor de Umidade | 73 |
| Figura 4.28 e 4.29 – Processos da Saturação da Amostra de Resíduos Sólidos Urbanos | 73 |
| Figura 4.30 e 4.31 – Processos da Drenagem das Amostras de Resíduos Sólidos Urbanos... | 74 |
| Figura 5.1 – Valores Obtidos para a Capacidade de Campo dos RSU..... | 75 |
| Figura 5.2 – Precipitação Diária na Célula AC–05 | 78 |
| Figura 5.3 – Valores Acumulados dos Componentes do Balanço Hidrológico Superficial da Célula AC–05 (2001–2006) | 81 |
| Figura 5.4 – Resultados do Balanço Hidrológico Superficial da Célula AC–05 (2001–2006) | 82 |
| Figura 5.5 – Comparação de Valores de Líquidos Lixiviados Simulados da Célula AC–05 para Diferentes Umidades Iniciais do RSU | 83 |
| Figura 5.6 – Comparação entre volumes diários de lixiviados medidos em campo e simulados para a Célula AC–05 (2001–2006)..... | 84 |

| | |
|--|----|
| Figura 5.7 – Comparação dos valores diários de precipitação com valores simulados e medidos em campo dos líquidos lixiviados da Célula AC-05 (2001–2006) | 85 |
| Figura 5.8 – Comparação entre os volumes acumulados de precipitação, líquidos lixiviados simulados e líquidos lixiviados medidos da Célula AC-05 (2001–2006) | 86 |
| Figura 5.9 – Variação da umidade na massa de resíduos da Célula AC-05 (2001–2006)..... | 87 |
| Figura 5.10 – Configuração Espacial do Aterro Sanitário Experimental – Planta..... | 88 |
| Figura 5.11 – Configuração Espacial do Aterro Sanitário Experimental – Perfis..... | 88 |
| Figura 5.12 – Rede de Drenagem de Fundo do Aterro Sanitário Experimental..... | 88 |
| Figura 5.13 – Resultados do balanço hidrológico superficial do Aterro Sanitário Experimental (25/06/05 – 31/12/06) | 92 |
| Figura 5.14 – Resultados da variação da Infiltração para o interior do Aterro Sanitário Experimental (25/06/05 – 31/12/06) | 93 |
| Figura 5.15 – Resultados dos valores de lixiviados simulados e medidos no Aterro Sanitário Experimental (25/06/05 – 31/12/06) | 94 |
| Figura 5.16 – Comparação entre valores de precipitação e vazões de lixiviados medidos e simulados no Aterro Sanitário Experimental (25/06/05 – 31/12/06) | 95 |
| Figura 5.17 – Comparação dos volumes acumulados de líquidos lixiviados simulados e líquidos lixiviados medidos do Aterro Sanitário Experimental (25/06/05 – 31/12/06) | 96 |
| Figura 5.18 – Variação da umidade na massa de resíduos do Aterro Sanitário Experimental | 97 |

LISTA DE ABREVIATURAS, SIGLAS E SÍMBOLOS

| | |
|----------------------|---|
| A | Área da seção transversal |
| ABNT | Associação Brasileira de Normas Técnicas |
| A_D | Área transversal da sarjeta do dreno. |
| ARB | Água consumida nas reações biológicas dos resíduos |
| ARMSUP | Armazenamento superficial |
| CC | Capacidade de campo |
| CEMIG | Companhia Energética de Minas Gerais |
| CHUEVP | Chuva evaporada |
| CTRS–BH | Central de Tratamento de Resíduos Sólidos de Belo Horizonte |
| D | Células de dreno (Modelo Moduelo) |
| DBO | Demanda Bioquímica de Oxigênio |
| dp | Altura de água máxima sobre a superfície |
| DQO | Demanda Química de Oxigênio |
| E | Evaporação |
| e | Tensão de vapor |
| E_a | Energia aerodinâmica para a evaporação |
| e_a | Tensão de vapor de saturação à Temperatura T |
| E_r | Energia líquida de radiação |
| ES | Escoamento superficial |
| ESCSUP | Escoamento superficial |
| EVP | Evaporação potencial |
| EVPTINT | Evapotranspiração interior |
| f_c | Infiltração final de Horton |
| f_o | Infiltração inicial de Horton |
| f_p | Infiltração de Horton |

| | |
|------------------------|--|
| H_{eva} | Máxima profundidade de evaporação |
| I | Declividade |
| I | Infiltração |
| IBAM | Instituto Brasileiro de Administração Municipal |
| IBGE | Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística |
| K | Coefficiente que depende do grau de compactação dos resíduos |
| K₁ | Condutividade hidráulica da camada superior |
| K_D | Permeabilidade da sarjeta do dreno |
| K_p | Permeabilidade |
| L | Líquido lixiviado |
| L₁ | Altura da camada superior |
| LIX | Líquido lixiviado recolhido pelos drenos |
| n | Coefficiente de rugosidade de Manning |
| NBR | Norma Brasileira |
| P | Peso da amostra, precipitação |
| PBM | Potencial bioquímico do metano |
| p_h | Peso inicial da amostra |
| pH | Potencial hidrogeniônico |
| p_s | Peso da amostra seca |
| Q | Vazão |
| Q_{max} | Vazão máxima admitida pela seção de dreno |
| R | Células de solo (Modelo Moduelo) |
| R_h | Raio hidráulico |
| RSU | Resíduos sólidos urbanos |
| SMLU–BH | Superintendência Municipal de Limpeza Urbana de Belo Horizonte |
| SSV | Sólidos Suspensos Voláteis |
| T | Tempo |

| | |
|------------------------|--|
| U_w | Água no resíduo em forma de umidade inicial |
| V | Células de resíduos (Modelo Moduelo) |
| v | Velocidade do vento |
| V | Volume da amostra |
| $VARW$ | Variação da umidade no aterro sanitário |
| V_s | Células de resíduos com camada de cobertura final (Modelo Moduelo) |
| W_{ccseco} | Umidade do RSU na capacidade de campo |
| w_h | Teor de umidade dos RSU em base úmida |
| $W_{oRSUsec0}$ | Umidade inicial do RSU em base seca |
| $WRSU$ | Umidade dos RSU depositados |
| w_s | Teor de umidade dos RSU em base seca |
| z | Profundidade |
| ϕ | Diâmetro do tubo de drenagem |
| γ | Constante psicrométrica |
| $\gamma_{\text{água}}$ | Peso específico da água |
| γ_h | Peso específico em base úmida |
| γ_{RSU} | Peso específico do RSU natural |
| $\gamma_{RSUsec0}$ | Peso específico do RSU em base seca |
| γ_s | Peso específico dos RSU em base seca |
| Δ | Inclinação da curva de saturação-temperatura |
| ΔU_s | Água absorvida e retida pela camada de cobertura |
| ΔU_w | Água absorvida e retida pelo resíduo |
| θ_{cc} | Umidade na capacidade de campo |

1 INTRODUÇÃO

A industrialização e o crescimento econômico e demográfico das cidades têm aumentado a produção de resíduos sólidos urbanos (RSU), agravando o desafio de dispor de maneira segura e adequada a crescente produção de RSU. Hoje em dia a técnica de disposição de RSU em aterros sanitários, com seus diferentes métodos de operação, é a mundialmente mais empregada. Um aterro sanitário é definido pela norma NBR 8419 (ABNT, 1992), como “Uma técnica de disposição de resíduos sólidos urbanos no solo, sem causar danos à saúde e à sua segurança, minimizando impactos ambientais, método este que utiliza princípios de engenharia para confinar os resíduos sólidos”. A evolução da disposição dos resíduos sólidos urbanos em aterro sanitário constitui-se, portanto em um fenômeno global que conduz à formação de lixiviados e de biogás.

Tem-se o conceito de um aterro como um bioreator ou reator físico, químico, biológico, hidráulico, térmico que controla o isolamento dos resíduos e promove a entrada de umidade (MONTEIRO, 2003). A Figura 1.1 mostra as interações físicas, químicas e biológicas decorrentes da disposição de resíduos sólidos urbanos no solo.



Fonte: MONTEIRO (2003)

Figura 1.1 – Interações Físicas, Químicas e Biológicas em Aterros de Resíduos Sólidos Urbanos

Tradicionalmente o resíduo domiciliar e os resíduos sólidos urbanos em geral são abandonados diretamente em lugares próximos às populações. Estas práticas têm como consequência inúmeros problemas ambientais, que se agravam com o aumento da quantidade de resíduos.

Os resíduos sólidos abandonados sofrem processos de degradação que se estendem durante décadas e podem dar lugar a grandes contaminações de água, solo e ar. Em aterros de resíduos sólidos urbanos, boa parte desses impactos são resultados da presença de matéria orgânica que vai sendo degradada por microrganismos. Ao longo do tempo, como consequência desses fenômenos, a água infiltrada na massa de resíduos arrasta componentes orgânicos não estabilizados e outras substâncias que se dissolvem, gerando-se gás e calor. A emissão deste gás, formado principalmente por metano e dióxido de carbono, à atmosfera pode contribuir com a destruição da camada de ozônio e gerar moléstias locais por odores. Por outra parte, as substâncias arrastadas pelo lixiviado, orgânicas ou não (como metais pesados ou sais), podem contaminar terrenos circundantes e as águas superficiais e subterrâneas. Por outro lado, o calor pode provocar incêndios espontâneos do resíduo.

Para evitar esses efeitos, e outros que afetam diretamente a saúde humana, como a proliferação de vetores sanitários (insetos, pássaros, roedores), em torno aos depósitos de lixo, a partir da metade do século passado começou a se estabelecer medidas de proteção e controle desses empreendimentos. Estas medidas se foram estendendo junto com a consciência ambiental nas sociedades, mais desenvolvidas e nas sociedades em vias de desenvolvimento.

O gerenciamento integrado de RSU, entendido como o conjunto articulado de ações normativas, operacionais, financeiras e de planejamento que um órgão público ou privado desenvolve com base em critérios sanitários, ambientais e econômicos para coletar, segregar, tratar e dispor o resíduo, é um dos grandes desafios da sociedade atual. Hoje em dia se buscam técnicas que permitam melhorar a gestão ambiental dos aterros tanto durante sua operação como no período após o fechamento. Nos últimos anos surgiram soluções alternativas ao tradicional confinamento da massa de resíduos, para minimizar o problema. Dentre as soluções desenhadas destacam-se as que estabelecem uma aceleração controlada do processo de biodegradação, objetivando a aceleração da estabilização do resíduo. Este aumento da velocidade do consumo da matéria orgânica por parte dos microrganismos pode

conseguir-se aerando artificialmente a massa de resíduos ou se assegurando condições adequadas de umidade em todo momento por recirculação do próprio lixiviado. No primeiro caso se favorece a reação aeróbia frente às anaeróbias que se produzem normalmente. No segundo caso se acelera a degradação anaeróbia, mantendo as condições ótimas para a decomposição dos resíduos. Além disso, a água em certa quantidade produz um efeito lixiviador dos contaminantes presentes nos resíduos, que de outra forma seguiriam presentes no lugar. Estas práticas podem realizar-se durante a operação dos aterros ou como medidas de biorrecuperação em aterros abandonados ou encerrados.

Tendo em vista as diversas particularidades do comportamento dos resíduos, em especial dos RSU, função principalmente de sua composição e propriedades altamente variáveis das suas diversas frações constituintes, esses estudos vêm sendo realizados à luz da chamada Mecânica dos Resíduos. A utilização desse conceito no desenvolvimento de projetos de sistemas de disposição de RSU vem sendo intensificada, tendo em vista as exigências dos órgãos ambientais e alguns acidentes observados em tais sistemas.

São necessários o desenvolvimento e divulgação cada vez mais intensa de pesquisas sobre aterros sanitários, sendo que seus resultados devem ser difundidos muito além das Universidades, para que sirvam de suporte às ações governamentais, em suas várias instâncias, que visem contribuir para a melhoria do quadro atual.

Nesse contexto, a presente dissertação se propõe a contribuir para o desenvolvimento de técnicas e procedimentos de projeto dos aterros sanitários, especificamente nos aspectos relacionados à produção de lixiviados, por meio da análise do balanço hídrico superficial e interior ao aterro. Para tanto, foram realizadas ensaios de capacidade de campo dos resíduos sólidos, calibrações e simulações da produção de líquidos lixiviados, com a utilização de um modelo computacional tridimensional, denominado MODUELO em duas aplicações: o Aterro Sanitário Experimental e a Célula AC-05 ambos localizados na Central de Tratamento de Resíduos da BR-040, em Belo Horizonte, MG (CTRS-BH)

O trabalho está apresentado em 8 capítulos, assim divididos:

O Capítulo 1 contextualiza o problema e o Capítulo 2 apresenta os objetivos geral e específicos do trabalho.

No Capítulo 3 é realizada uma breve revisão da literatura e no Capítulo 4 são descritas, com maior nível de detalhe, as características do modelo para avaliação de balanço hídrico em aterros sanitários utilizado, denominado Moduelo.

O Capítulo 5 descreve as simulações computacionais e os ensaios de campo realizados. Os resultados são apresentados e comentados no Capítulo 6. As conclusões do trabalho e as sugestões para futuras pesquisas são citadas no Capítulo 7.

No Capítulo 8 são apresentadas as referências bibliográficas utilizadas para o desenvolvimento da pesquisa.

2 OBJETIVOS

2.1 Objetivo Geral

O objetivo do trabalho é aplicar o Modelo Computacional Tridimensional MODUELO para avaliação de balanço hídrico em aterros sanitários, possibilitando o entendimento dos processos de fluxo e acumulação de líquidos no interior dos mesmos.

2.2 Objetivos Específicos

- Sistematização dos dados climatológicos (precipitação, temperatura, velocidade do vento, umidade relativa do ar e radiação solar) e dos monitoramentos ambiental e geotécnico, disponíveis no Aterro Sanitário de Belo Horizonte;
- Sistematização do banco de dados de campo, referente à vazão diária do aterro sanitário experimental e da Célula AC-05, ambos integrantes da Central de Tratamento de Resíduos Sólidos de Belo Horizonte;
- Calibração do Modelo MODUELO para estimativa do balanço hídrico superficial e quantidade de líquidos lixiviados da Célula AC-05 e do aterro Sanitário Experimental da Central de Tratamento de Resíduos Sólidos de Belo Horizonte (CTRS-BH);
- Estimativa da variação da quantidade de umidade final no interior da massa dos aterros de resíduos sólidos simulados;
- Realização de ensaios para a determinação da capacidade de campo para resíduos com composição típica do aterro de Belo Horizonte compactados em diferentes pesos específicos iniciais.

3 REVISÃO DA LITERATURA

3.1 Resíduos Sólidos

3.1.1 Definição de resíduos sólidos

Segundo a NBR 10.004 (ABNT, 2004), resíduos sólidos são:

“Aqueles resíduos nos estados sólido e semi-sólido, que resultam de atividades da comunidade de origem industrial, doméstica, hospitalar, comercial, agrícola, de serviços e de varrição. Ficam incluídos nesta definição os lodos provenientes de sistemas de tratamento de água, aqueles gerados em equipamentos e instalações de controle de poluição, bem como determinados líquidos cujas particularidades tornem inviável o seu lançamento na rede pública de esgotos ou corpos de água, ou exijam para isso soluções técnicas e economicamente inviáveis em face de melhor tecnologia disponível”.

A gestão dos materiais residuais é a preocupação fundamental de todas as atividades englobadas na gestão de resíduos sólidos, bem para o nível de planificação local, regional, estadual e federal. Por esta razão, é importante intensificar os estudos relacionados aos RSU.

A geração de resíduos sólidos vem apresentando números crescentes nas várias regiões do país e trazendo consigo um grande desafio às autoridades municipais, desde a coleta dos resíduos gerada, até a determinação de áreas adequadas à disposição.

3.1.2 Classificação dos resíduos sólidos

São várias as maneiras de se classificar os resíduos sólidos. As mais comuns são quanto aos riscos potenciais de contaminação do meio ambiente e quanto à natureza ou origem.

3.1.2.1 Quanto aos riscos ambientais do meio ambiente

De acordo com a NBR 10.004 (ABNT, 2004), os resíduos sólidos podem ser classificados em:

- Classe I ou perigosos. São aqueles que, em função de suas características intrínsecas de inflamabilidade, corrosividade, reatividade, toxicidade ou patogenicidade, apresentam riscos à saúde pública através do aumento da mortalidade ou da morbidade, ou ainda provocam efeitos adversos ao meio ambiente quando manuseados ou dispostos de forma inadequada;

- Classe II-A ou não-inertes. São os resíduos que podem apresentar características de combustibilidade, biodegradabilidade ou solubilidade, com possibilidade de acarretar riscos à saúde ou ao meio ambiente, não se enquadrando nas classificações de resíduos Classe I – Perigosos – ou II-B, inertes;
- Classe II-B ou inertes. São aqueles que, por suas características intrínsecas, não oferecem riscos à saúde e ao meio ambiente, e que, quando amostrados de forma representativa, segundo a norma NBR 10.007, e submetidos a um contato estático ou dinâmico com água destilada ou deionizada, a temperatura ambiente, conforme teste de solubilização segundo a norma NBR 10.006, não tiverem nenhum de seus constituintes solubilizados a concentrações superiores aos padrões de potabilidade da água.

3.1.2.2 Quanto à natureza ou origem

A origem é o principal elemento para a caracterização dos resíduos sólidos. Segundo este critério, os diferentes tipos de resíduo podem ser agrupados em cinco classes, a saber, (IBAM, 2001):

- Resíduo doméstico ou residencial. São os resíduos gerados nas atividades diárias em casas, apartamentos, condomínios e demais edificações residenciais;
- Resíduo comercial. São os resíduos gerados em estabelecimentos comerciais, cujas características dependem da atividade ali desenvolvida;
- Resíduo público. São os resíduos presentes nos logradouros públicos, em geral resultantes da natureza, tais como folhas, galhadas, poeira, terra e areia, e também aqueles descartados irregular e indevidamente pela população, como entulho, bens considerados inservíveis, papéis, restos de embalagens e alimentos. Nas atividades de limpeza urbana, os tipos doméstico e comercial constituem o chamado resíduo domiciliar, que, junto com o resíduo público, representam a maior parcela dos resíduos sólidos produzidos nas cidades,
- Resíduo domiciliar especial. Grupo que compreende os entulhos de obras, pilhas e baterias, lâmpadas fluorescentes e pneus. Observe que os entulhos de obra, também conhecidos como resíduos da construção civil, só estão enquadrados nesta categoria

por causa da grande quantidade de sua geração e pela importância que sua recuperação e reciclagem vêm assumindo no cenário nacional;

- Resíduo de fontes especiais. São resíduos que, em função de suas características peculiares, passam a merecer cuidados especiais em seu manuseio, acondicionamento, estocagem, transporte ou disposição final. Dentro da classe de resíduos de fontes especiais, merecem destaque: resíduo industrial, resíduo radioativo, resíduo de portos, aeroportos e terminais rodoviário e ferroviário, resíduo agrícola e resíduos de serviços de saúde.

3.1.3 Características dos resíduos sólidos

3.1.3.1 Características físicas

IBAM (2001) destaca algumas características físicas dos resíduos sólidos urbanos:

- Geração per capita. A "geração per capita" relaciona a quantidade de resíduos urbanos gerada diariamente e o número de habitantes de determinada região. Muitos técnicos consideram de 0,5 a 1,0 kg/hab./dia como a faixa de variação média para o Brasil. Na ausência de dados mais precisos, a geração per capita pode ser estimada a partir da Tabela 3.1. Um erro muito comum cometido por alguns técnicos é correlacionar a geração per capita somente ao resíduo domiciliar (doméstico + comercial), em lugar de correlacioná-la aos resíduos urbanos (domiciliar + público + entulho, podendo até incluir os resíduos de serviços de saúde).

Tabela 3.1 – Faixas de geração per capita (IBAM, 2001)

| Tamanho da cidade | População urbana (habitantes) | Geração per capita (kg/hab./dia) |
|--------------------------|--------------------------------------|---|
| Pequena | Até 30 mil | 0,50 |
| Média | De 30 mil a 500 mil | De 0,50 a 0,80 |
| Grande | De 500 mil a 5 milhões | De 0,80 a 1,00 |
| Megalópole | Acima de 5 milhões | Acima de 1,00 |

- Composição gravimétrica. A composição gravimétrica traduz o percentual de cada componente em relação ao peso total da amostra de lixo analisada. Os componentes mais utilizados na determinação da composição gravimétrica dos resíduos sólidos urbanos encontram-se na Tabela 3.2. Entretanto, muitos técnicos tendem a simplificar, considerando apenas alguns componentes, tais como papel/papelão; plásticos; vidros;

metais; matéria orgânica e outros. Esse tipo de composição simplificada, embora possa ser usado no dimensionamento de uma usina de compostagem e de outras unidades de um sistema de limpeza urbana, não se presta, por exemplo, a um estudo preciso de reciclagem ou de coleta seletiva, já que o mercado de plásticos rígidos é bem diferente do mercado de plásticos maleáveis, assim como os mercados de ferrosos e não-ferrosos. A escolha dos componentes da composição gravimétrica é função direta do tipo de estudo que se pretende realizar e deve ser cuidadosamente feita para não acarretar distorções.

Tabela 3.2 – Componentes mais comuns da composição gravimétrica dos RSU

| | | |
|------------------------------|-------------------|---------------|
| Matéria orgânica putrescível | Metal ferroso | Borracha |
| Papel | Metal não-ferroso | Couro |
| Papelão | Alumínio | Pano/trapos |
| Plástico rígido | Vidro claro | Ossos |
| Plástico maleável | Vidro escuro | Cerâmica |
| PET | Madeira | Agregado fino |

- Grau de compactação ou a redução do volume que uma massa de RSU pode sofrer quando compactada. Submetido a uma pressão de 4 kgf/cm², o volume do RSU pode ser reduzido de um terço (1/3) a um quarto (1/4) do seu volume original;
- Peso específico. Dentre os parâmetros geotécnicos empregados no projeto de um aterro sanitário, o peso específico é dos mais relevantes, fornecendo importantes informações para previsão de sua vida útil e sua estabilidade. O peso específico é função de diversos fatores, dentre os quais a composição gravimétrica, a granulométrica e a compactação têm papel importante. O peso específico é definido como a relação entre o peso e o volume, sendo, pois dependente de apenas dois fatores, teoricamente simples de determinar. O peso específico em base úmida é expresso pela Equação 3.1:

$$\gamma_h = \frac{P}{V} \quad (3.1)$$

Em que: γ_h : Peso específico em base úmida [M.L⁻².T⁻²]; P : Peso da amostra [M.L.T⁻²]; V : Volume da amostra [L³].

O peso específico em base seca dos RSU é dada pela Equação 3.2:

$$\gamma_s = \frac{\gamma_h}{1 + w_s} \quad (3.2)$$

Em que: γ_s : Peso específico dos RSU em base seca [$M.L^{-2}.T^{-2}$]; γ_h : Peso específico em base úmida [$M.L^{-2}.T^{-2}$]; w_s : Teor de umidade dos RSU em base seca.

O peso específico do resíduo sólido varia em função de sua composição, e tende a aumentar proporcionalmente com a profundidade do aterro, como resultado do peso da pilha de resíduos e a compactação diária aplicada ao aterro, sendo aceitos valores entre 3 a 18 kN/m³.

- Teor de umidade. O conteúdo de umidade dos resíduos sólidos normalmente se expressa de duas formas. No método de medição em base úmida, a umidade de uma amostra se expressa como uma porcentagem do peso do material úmido, e no método em base seca, como uma porcentagem do peso seco do material. O método em base-úmida é mais freqüentemente utilizado no campo da gestão de resíduos sólidos. Sua determinação é de fundamental importância para a vida dos microorganismos que decompõem a matéria orgânica existente nos RSU. Além disso, o teor de umidade influencia no poder calorífico e no peso específico úmido dos RSU. Os valores de teor de umidade são modificados pelos seguintes fatores: condições climáticas do local, composição inicial dos resíduos, existência e eficiência do sistema de drenagem, dentre outros fatores. Para que haja a decomposição biológica dos resíduos sólidos, a umidade considerada ideal é próxima a do teor de umidade na capacidade de campo, pois se a umidade estiver abaixo de 40%, pode haver limitação das reações biológicas de decomposição e, abaixo de 20%, a decomposição é inibida. Na Tabela 3.3 são apresentados os valores de teores de umidade encontrados por vários autores em diferentes condições.

Tabela 3.3 – Teor de umidade dos RSU apresentados por diversos autores

| Referência | Faixa (%) | Observação |
|------------------------------------|-----------|------------------------------|
| Sowers (1973) | 20 – 50 | |
| Rao (1974) | 65 – 72 | Contendo materiais vegetais |
| Lopes Garrido <i>et al.</i> (1975) | 22 | Inverno |
| | 29 | Verão |
| Chen (1977) | 30 – 48 | |
| Mabry (1977) | 18 – 187 | |
| Cartier <i>et al.</i> (1983) | 20 – 35 | Constante com a profundidade |
| Oweiss <i>et al.</i> (1990) | 10 – 20 | |
| Gabr e Valero (1995) | 30 – 130 | Próximo a superfície |

Fonte: OLALLA (1995)

O teor de umidade dos resíduos pode afetar a compactação dos RSU em um aterro sanitário. Esta umidade representa a quantidade relativa de água contida na massa de RSU, e pode variar de acordo com a composição dos resíduos e com a estação do ano (CATAPRETA *et al.*, 2005)

O teor de umidade em base úmida é dado pela Equação 3.3:

$$w_h = \left(\frac{p_h - p_s}{p_h} \right) \cdot 100 \quad (3.3)$$

Em que: w_h : Teor de umidade, porcentagem em base úmida; p_h : Peso inicial úmido da amostra [M.L.T⁻²]; p_s : Peso da amostra depois de secagem a 105°C [M.L.T⁻²]; O teor de umidade em base seca é expresso pela Equação 3.4:

$$w_s = \frac{w_h}{1 - w_h} \cdot 100 \quad (3.4)$$

Em que: w_s : Teor de umidade, porcentagem em base seca; w_h : Teor de umidade, porcentagem em base úmida.

O teor de umidade é considerado como um parâmetro que influencia fortemente na geração do biogás. A Tabela 3.4 apresenta dados típicos de teor de umidade para os componentes dos resíduos sólidos, para a maioria dos RSU o teor de umidade varia de 15 a 40% dependendo de sua composição.

Tabela 3.4 – Valores típicos de teor de umidade (base úmida) de diversos componentes dos RSU

| Componentes | % Teor de Umidade | |
|-------------------------|-------------------|--------|
| | Variação | Típico |
| Restos de alimentos | 50 – 80 | 70 |
| Papel | 4 – 10 | 6 |
| Papelão | 4 – 8 | 5 |
| Plásticos | 1 – 4 | 2 |
| Têxteis | 6 – 15 | 10 |
| Borracha | 1 – 4 | 2 |
| Couro | 1 – 12 | 10 |
| Restos de poda | 30 – 80 | 60 |
| Madeira | 15 – 40 | 20 |
| Vidro | 1 – 4 | 2 |
| Embalagens de lata | 2 – 4 | 3 |
| Metais não ferrosos | 2 – 4 | 2 |
| Metais ferrosos | 2 – 6 | 3 |
| Terra, cinzas, tijolos. | 6 – 12 | 8 |

Fonte: TCHOBANOGLIOUS *et al.* (1994)

Segundo Knochenmus *et al.* (1998), o teor de umidade do RSU é basicamente o resultado de altas porcentagens de resíduos orgânicos, tais como resíduos alimentares, de jardim e poda. Landva & Clark (1990), afirmaram que, em geral, o teor de umidade parece aumentar com o aumento do teor de matéria orgânica, ao analisarem valores do teor de umidade e do teor de matéria orgânica de várias amostras de RSU obtidas em aterros do Canadá.

Sobre os procedimentos operacionais realizados no aterro, um importante aspecto diz respeito às camadas de cobertura diária compostas de solo. Segundo Dixon & Jones (2005), elas resultam em corpos de resíduos altamente estruturados (ou seja, camadas horizontais de resíduos cobertas por camadas de cobertura de solos que normalmente possuem baixa permeabilidade), podendo causar grandes variações de umidade em todo o maciço de resíduos. A construção de camadas de cobertura diária utilizando solos de baixa permeabilidade pode favorecer a formação de bolsões de líquidos, similares a lençóis empoleirados, entre essas camadas. Este fato acarretará o desenvolvimento de poro-pressões e, conseqüentemente, a redução da resistência ao cisalhamento do resíduo, podendo causar a ruptura de um aterro. Quando são utilizados solos permeáveis nas camadas de cobertura, a tendência é dos líquidos presentes migrarem para camadas mais baixas das células do aterro. Confirmando esta tendência através de medidas realizadas no aterro de Pioneer Crossing na Pensilvânia (USA), Gabr & Valero (1995) constataram um aumento do teor de umidade com

a profundidade, havendo uma variação de 30% próxima à superfície até 130% para camadas inferiores. Ao se analisar os resultados de teor de umidade obtidos por Carvalho (1999) em amostras coletadas a partir de dois furos a trado mecânico de grande diâmetro ($D = 0,40$ m) no Aterro Bandeirantes, pode-se observar o aumento desta propriedade com a profundidade. Embora a autora tenha feito análise com relação a grande variabilidade dos valores apresentados, ou seja, variando de 50% a maiores que 100%, fato que se deve, segundo ela, à heterogeneidade dos resíduos, percebe-se, de uma maneira geral, o aumento do teor de umidade com a profundidade.

- Condutividade hidráulica. A condutividade hidráulica é a razão entre o fluxo e o gradiente hidráulico na equação de Darcy, sendo definida como o fluxo volumétrico de água através do solo para um gradiente hidráulico unitário. A determinação da condutividade hidráulica pode ser realizada através de diversas metodologias, tais como ensaios de laboratório (permeâmetros), ensaios de campo (bombeamento, infiltração e Guelph) e por meio de fórmulas empíricas.

A condutividade hidráulica é altamente dependente do grau de compactação dos RSU, da sobrecarga e da idade dos resíduos (KNOCHENMUS *et al.*, 1998).

No aterro de Belo Horizonte a condutividade hidráulica dos resíduos foi avaliada com a realização de ensaios de perda de água em furos de sondagem. Os valores obtidos, utilizando correlações empíricas, situaram-se na faixa de 10^{-4} cm/s (SIMÕES *et al.*, 2003). Jucá *et al.* (1997) obtiveram valores de condutividade hidráulica entre 1×10^{-5} e 4×10^{-4} cm/s através de ensaio de infiltração realizado num furo de sondagem no aterro de Muribeca (Recife – PE).

Segundo Gabr & Valero (1995), as variações da condutividade hidráulica dos resíduos não seguem nenhuma tendência em relação ao gradiente hidráulico ou à densidade, o que não chega a ser nenhuma surpresa devido à heterogeneidade dos resíduos. Mesmo quantidades pequenas de materiais inertes dentro das amostras podem afetar bastante a permeabilidade medida. Na Tabela 3.5 são apresentados valores referentes à condutividade hidráulica em RSU realizados em pesquisas por diversos autores.

Tabela 3.5 – Coeficientes de condutividade hidráulica para RSU de diversos estudos

| FONTE | COEFICIENTE DE CONDUTIVIDADE (m/s) |
|--------------------------------|--|
| Fungaroli <i>et al.</i> (1979) | 10^{-5} a 2×10^{-4} |
| Koriatis <i>et al.</i> (1983) | $3,15 \times 10^{-5}$ a $5,1 \times 10^{-5}$ |
| Oweis & Khera (1986) | 10^{-5} |
| Oweis <i>et al.</i> (1990) | 10^{-5} , $1,15 \times 10^{-4}$ a $1,1 \times 10^{-5}$ |
| Landva & Clark (1990) | 10^{-5} a 4×10^{-4} |
| Gabr & Valero (1995) | 10^{-4} a 10^{-5} |
| Blengino <i>et al.</i> (1996) | 3×10^{-7} a 3×10^{-5} |
| Manassero (1990) | $1,5 \times 10^{-5}$ a $2,6 \times 10^{-4}$ |
| Beaven & Powrie | 10^{-7} a 10^{-4} |
| Brandl (1990, 1994) | 3×10^{-7} a 5×10^{-6} , 10^{-6} a 5×10^{-4} ; 3×10^{-8} a 2×10^{-6} |
| Mariano & Jucá (1998) | $1,89 \times 10^{-8}$ a $4,15 \times 10^{-4}$ |
| Cepollina <i>et al.</i> (1994) | 10^{-7} |
| Santos <i>et al.</i> (1994) | 10^{-7} |
| Carvalho (1999) | 5×10^{-8} a 8×10^{-6} |
| Erlich <i>et al.</i> (1994) | 10^{-5} |
| Aguiar (2002) – RSU | $3,9 \times 10^{-4}$ a $5,1 \times 10^{-4}$ |
| Azevedo (2002) – RSU | 10^{-5} a 10^{-6} |

Fonte: SCHUELER (2005)

A condutividade hidráulica dos resíduos compactados é uma propriedade importante que, em grande parte, governa o movimento de líquidos e gases dentro de um aterro sanitário.

A condutividade hidráulica depende totalmente do tipo de resíduo, grau de compactação, estado de degradação e idade do resíduo. Como aproximação pode comparar-se com a condutividade hidráulica de uma areia, da ordem de 10^{-5} m/s (MANASSERO *et al.* 1997).

Rowe & Nadarajah (1996) desenvolveram a partir dos dados medidos no aterro de Fresh Kills de Nova Iorque, um modelo, que expressa a condutividade hidráulica em função da profundidade considerada, como apresentado na Equação 3.5:

$$K_p = 0,00018 \cdot \exp(-0,269 \cdot z) \quad (3.5)$$

Em que: K_p : condutividade hidráulica (m/s); z : é a profundidade (m).

3.1.4 Composição dos resíduos sólidos urbanos

Os RSU são constituídos basicamente por matéria orgânica putrescível, papel/papelão, podas de árvores e gramados, vidros, plásticos, materiais metálicos ferrosos e não ferrosos, ossos e alguns materiais inertes. A composição física dos resíduos sólidos, os tipos de materiais que os constituem, sua heterogeneidade e as proporções de diferentes compostos e elementos

químicos, depende basicamente das condições de geração, do modo de coleta, da construção e a operação do aterro.

Os resíduos sólidos orgânicos depositados em aterros de RSU possibilitam a geração de um lixiviado de elevada carga orgânica e de concentrações baixas de determinados metais pesados (Cd, Co, Cr, Cu, Fe, Mn, Ni, Pb, Zn).

A fração orgânica constitui a maior parcela dos RSU gerados pelos municípios brasileiros. A composição média dos resíduos apresentada. Em Castilhos *et al.* (2002), a partir de resultados de análises em diversas cidades Brasileiras, indica que a matéria orgânica e agregado fino correspondem a aproximadamente 59% do total dos resíduos com um teor de umidade de 65%.

A Tabela 3.6 expressa a variação das composições dos resíduos em alguns países e de algumas capitais no Brasil, deduzindo-se que a participação da matéria orgânica tende a se reduzir nos países mais desenvolvidos ou industrializados, provavelmente em razão da grande incidência de alimentos semipreparados disponíveis no mercado consumidor.

Tabela 3.6 – Composição gravimétrica dos resíduos de diversas regiões

| Composição Gravimétrica (%) | | | | | | | | |
|------------------------------------|-------|-------|----------|--------------------|---------|------------------|--------|--------|
| Local | Metal | Papel | Plástico | Galhos e Borrachas | Têxteis | Matéria Orgânica | Vidros | Outros |
| Rio de Janeiro | 1,7 | 13,5 | 15,3 | 1,5 | 1,6 | 60,7 | 3,2 | 2,5 |
| B. Horizonte | 2,29 | 9,53 | 10,88 | - | - | 61,59 | 2,85 | 12,86 |
| Salvador | 2,4 | 10,5 | 15,0 | 2,6 | 1,0 | 60,0 | 2,0 | 6,5 |
| Brasília | 3,0 | 20,0 | 15,0 | 1,5 | 1,0 | 49,0 | 2,0 | 8,5 |
| Doña Juana Colômbia | 3,4 | 13,6 | 10,3 | 6,5 | 2,5 | 48,5 | 2,5 | 11,7 |
| Bangkok Tailândia | 1,0 | 25,0 | - | 7,0 | 3,0 | 44,0 | 1,0 | 19,0 |
| Cochabamba Bolívia | 1,0 | 2,0 | 3,0 | 1,0 | - | 71,0 | 1,0 | 21,0 |
| Nova York USA | 5,0 | 22,0 | - | 3,0 | - | 20,0 | 6,0 | 44,0 |
| Genebra Suíça | 2,5 | 31,0 | 9,5 | 4,0 | 5,0 | 28,0 | 9,0 | 11,0 |

Fonte: FERREIRA (2006); SMLU (2004)

3.2 Aterro Sanitário

De acordo com a norma da NBR 8419 (ABNT, 1992), o aterro sanitário é considerado como uma técnica de disposição de resíduos sólidos urbanos no solo sem causar danos à saúde pública e à sua segurança, minimizando os impactos ambientais, método este que utiliza princípios de engenharia para confinar os resíduos sólidos à menor área possível e reduzi-los ao menor volume permissível, cobrindo-os com uma camada de terra na conclusão de cada jornada de trabalho, ou a intervalos menores, se for necessário.

3.3 Mecânica dos Resíduos

A mecânica dos resíduos objetiva o estudo do comportamento dos sistemas de disposição de resíduos durante a operação e após o fechamento, incluindo todos os seus componentes (revestimento, cobertura, sistemas de drenagem de líquidos percolados e de gases etc.), além dos próprios resíduos, envolvendo avaliação da estabilidade e da integridade das estruturas, e determinação das propriedades geotécnicas dos resíduos (SIMÕES, 2000).

Tendo em vista as diversas particularidades do comportamento dos RSU, função de sua composição e propriedades altamente variáveis das suas diversas frações constituintes, esses estudos vêm sendo realizados à luz da chamada Mecânica dos Resíduos, uma vez que as clássicas Mecânicas dos Sólidos e dos Fluidos não podem ser aplicadas em sua plenitude nesses novos materiais geotécnicos (KÖNIG & JESSBERGER, 1997 *apud* SIMÕES, 2000).

A utilização desse conceito no desenvolvimento de projetos de sistemas de disposição de RSU vem sendo intensificada, tendo em vista as exigências dos órgãos ambientais e alguns acidentes observados em tais sistemas. O projeto caracterizado apenas sob o ponto de vista sanitário vem sendo substituído por um projeto global envolvendo também aspectos geotécnicos.

Os resíduos sólidos urbanos podem ser encarados como uma nova unidade geotécnica, à qual se aplicam os conceitos existentes, incorporando-se as peculiaridades deste novo material. Entretanto, na aplicação desses conceitos deve-se considerar que os resíduos possuem características distintas dos solos e que influem diretamente na quantificação de suas propriedades geomecânicas. Como por exemplo, a variabilidade de composição, aspectos

como estabilidade e compressibilidade, alteração drástica de algumas propriedades com o tempo e a dificuldade de obter amostras representativas do todo.

A estimativa da quantidade de líquidos lixiviados gerados em um aterro sanitário e a investigação do comportamento geotécnico dos RSU apresenta-se como um verdadeiro desafio aos engenheiros, devido à heterogeneidade dos resíduos, da influência do meio social que o produziu e da crescente escassez de áreas para disposição final nas grandes cidades, obrigando à busca de novas técnicas de procedimentos e até a verticalização dos aterros sanitários (FARIA, 2005).

Diversos trabalhos vêm sendo realizados, com objetivo de investigar o comportamento geotécnico dos RSU e dos sistemas de disposição como um todo, por meio de ensaios de laboratório e de campo, do monitoramento de aterros existentes e da proposição de modelos de comportamento. Os trabalhos de Landva & Clark. (1990); Gabr & Valero (1995) e Dixon & Jones (2005) sumarizam diversos desses estudos realizados internacionalmente.

No Brasil, destacam-se os trabalhos desenvolvidos no aterro de Belo Horizonte (MARTINS, 2006; CATAPRETA *et al.*, 2005; SIMÕES *et al.*, 2003); o trabalho desenvolvido no aterro em Catas Altas, Estado de Minas Gerais (COELHO, 2005); os trabalhos desenvolvidos no aterro da Muribeca, em Recife (LINS, 2003; MARIANO e JUCÁ, 1998; OLIVEIRA e JUCÁ, 1998, JUCÁ *et al.*, 1999; JUCÁ *et al.*, 2001; MONTEIRO *et al.*, 2001); no aterro Bandeirantes, em São Paulo (ANTONIUTTI *et al.*, 1995; CARVALHO e VILAR, 1998; CARVALHO, 1999; MARQUES, 2001); no Município de Viçosa em Minas Gerais (SOBRINHO,2000; CARVALHO, 2002; BARROS, 2004), aterro de Brasília (JUNQUEIRA e PALMEIRA, 1998); onde extensos programas experimentais e de monitoramento têm contribuído significativamente para o entendimento do comportamento dos RSU em condições Brasileiras.

3.4 Resíduos Sólidos no Brasil

A geração dos resíduos sólidos cresce proporcionalmente com o aumento da população e com o consumo de produtos, que geram variedades cada vez maiores de elementos descartáveis como plásticos metais e papelões. A industrialização moderna tornou as embalagens como parte anexa do produto de consumo, contribuindo para a maior geração de inertes nos depósitos de resíduos. A composição dos resíduos sólidos urbanos é uma característica que

está diretamente relacionada aos aspectos quantitativos e qualitativos dos líquidos lixiviados gerados durante a decomposição destes resíduos.

É possível verificar que, para o Brasil e em alguns de seus municípios, composição dos resíduos sólidos urbanos gerados é semelhante, devido presença elevada de matéria orgânica, enquanto em cidades como Davis (EUA) e Osaka (Japão) ocorrem baixos percentuais de matéria orgânica e elevadas gerações de descartáveis. Desta maneira, pode-se refletir a diferenciação entre países desenvolvidos e em desenvolvimento quanto à composição gravimétrica dos resíduos. A geração de resíduos sólidos e conseqüentemente disposição final constituem-se em preocupações ambientais pelo seu potencial poluidor. O aumento da população urbana brasileira, associado à carência de programas de gerenciamento e investimentos públicos na área de saneamento, resulta em um quadro merecedor de atenção em relação à destinação final dos resíduos sólidos no Brasil (GOMES, 2005).

Os resultados da Pesquisa Nacional de Saneamento Básico 2000 (IBGE, 2000) demonstraram que o quantitativo dos resíduos coletados no Brasil apresenta um valor de 228.413 t/dia. Deste montante, 21% são dispostos em lixões, 37% em aterros controlados, 36% em aterros sanitários e 6% em outros sistemas de disposição final.

Segundo Jucá (2003), esta pesquisa indicou uma situação exageradamente favorável à quantidade de resíduo vazado nas unidades de destinação final. Os resultados apontam que aproximadamente 73% de todo o resíduo coletado no Brasil estaria tendo um destino final adequado, em aterros sanitários ou controlados, devido principalmente a contribuição da região sudeste em 65% do total. Porém quando se analisam as informações tomando-se por base o número de municípios, o efeito já não é tão favorável. Os resultados apontam que 63,1% dos municípios depositam seus resíduos em lixões, ainda sim, houve uma melhoria em relação a 1991, quando este percentual era de 76%. A forma de disposição final em aterros sanitários aumentou de 10 % para 13,7 %. A situação é mais grave nos municípios com população inferior a 20.000 habitantes. Nestes, que representam 73,1% dos municípios brasileiros, 68,5% dos resíduos gerados, são vazados em locais inadequados (JUCA, 2003).

O problema gerado pelos resíduos sólidos urbanos apresenta impactos de ordem ambiental, econômico e social. Em termos ambientais, a disposição inadequada dos resíduos sólidos pode contribuir para a poluição do ar, das águas, do solo, estética, bem como promover

impactos negativos sobre a fauna e flora dos ecossistemas locais. Em relação aos aspectos sanitários, o principal problema está na proliferação de vetores capazes de transmitirem diversas enfermidades ao homem, por diferentes vias de transmissão (FNS, 1999).

Do lado econômico, a produção exagerada de resíduos e a disposição sem critérios representam um desperdício de materiais e energia. Em condições adequadas, estes materiais poderiam ser reutilizados, possibilitando o uso racional dos recursos naturais, redução dos custos de tratamento, armazenamento e disposição, bem como a redução dos riscos para a saúde e o meio ambiente.

Em termos sociais, a disposição descontrolada de resíduos sólidos traz como conseqüência, o aparecimento de catadores, pessoas que em busca do valor econômico, catam certos resíduos, efetuando a reciclagem informal do resíduo, expondo-se aos riscos de acidentes com materiais perfuro-cortantes e ao contato direto com resíduos infectantes e/ou perigosos. Esses catadores se encontram em condições indesejáveis de trabalho, expostos a ambiente insalubre, e muitas vezes passam a residir dentro ou próximos aos lixões, buscando também parte de sua alimentação nos rejeitos orgânicos dispostos, acarretando, geralmente inúmeras infecções diarréicas. Estes problemas de saúde pública tendem a se agravar à medida que a urbanização e o desenvolvimento tecnológico produzam volumes crescentes de resíduos sólidos, cada vez mais complexos e tóxicos.

3.5 Líquidos Lixiviados de Aterros Sanitários

Os RSU se decompõem dando origem aos líquidos lixiviados, que constituem um problema sério relativo à degradação ambiental. 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. 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.

O chorume é formado pela decomposição da matéria orgânica presente no lixo. Já os percolados ou líquidos lixiviados 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 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 resíduo.

3.5.1 Origem e formação dos líquidos lixiviados

A matéria orgânica dos resíduos sólidos urbanos, responsável pela formação do líquido lixiviado ou chorume, pode sofrer dois tipos de decomposição: a anaeróbia, quando a massa de resíduo está recoberta e bem compactada com argila, e, aeróbia, quando a massa de resíduo 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 à 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 líquido lixiviado, que em regiões com alto índice pluviométrico, tem sua quantidade aumentada pela infiltração da chuva.

Segundo Oliveira & Pasqual (2000), os resíduos sólidos, inicialmente, agem como uma esponja e simplesmente absorvem a água; entretanto, o material atinge um teor de umidade conhecida 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 lixiviado é formado quando o conteúdo de umidade do resíduo 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 este conjunto de forças.

Fernandez-Viña (2000) afirma que o lixiviado 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 à base do aterro com uma ampla variedade de constituintes.

Para Farquhar (1988), o percolado é produzido, no aterro, quando a umidade penetra no lixo, extraíndo 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 lixiviado (SEGATO & SILVA, 2000).

O líquido lixiviado é um afluyente de composição temporalmente e espacialmente variável e depende das características físicas do local de disposição dos resíduos. O líquido lixiviado é gerado durante todo o ciclo de vida do aterro, durante longos períodos, devendo ser monitorado e encaminhado para tratamento após o fechamento do aterro. A massa de contaminante que produz o aterro depende da concentração dos elementos no líquido lixiviado e do volume de líquidos lixiviados gerado no tempo.

3.5.2 Fatores que influenciam na formação dos líquidos lixiviados

Segundo Oliveira & Pasqual (2000), a quantidade do líquido lixiviado 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 nos 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 o lixiviado ou a distribuição de umidade dentro do aterro (idade do resíduo, 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).

A espessura da massa de resíduos aterrada é importante na qualidade do líquido lixiviado. À medida que a água percola através da massa de resíduos carrega partículas de diversas substâncias, o que tende a aumentar a concentração de diversos parâmetros nos pontos mais profundos.

3.5.3 Composição e parâmetros dos líquidos lixiviados

Os lixiviados podem conter substâncias extraídas dos resíduos, assim como substâncias produzidas por reações químicas e pela atividade biológica no interior do aterro.

3.5.3.1 Demanda Química de Oxigênio (DQO)

A demanda química de oxigênio é um parâmetro amplamente utilizado para avaliar a carga poluidora de efluentes domésticos e industriais, que é dada pela quantidade total de oxigênio necessária para a oxidação da matéria orgânica a dióxido de carbono e água. Uma das maiores limitações da determinação do DQO é a impossibilidade de diferenciar a matéria orgânica oxidável por processos biológicos e a matéria orgânica não biodegradável, além de não fornecer qualquer indicação sobre a velocidade da degradação biológica. Tais informações são importantes quando se estuda o impacto do lançamento de um efluente com alto teor de matéria orgânica em um corpo de água. A maior vantagem na utilização dos testes de DQO é o tempo necessário para realização da análise, em torno de 3 horas, quando para a determinação da DBO₅ são necessários 5 dias.

A DQO é muitas vezes empregada em substituição à DBO. Quando se conhece o fator de correlação entre os dois parâmetros, é possível interpretar os dados de DQO em termos de DBO. A utilização dos dois parâmetros é útil para indicar a presença de substâncias orgânicas resistentes ao ataque biológico e a existência de condições tóxicas.

3.5.3.2 Demanda bioquímica de oxigênio (DBO)

A determinação da demanda bioquímica de oxigênio (DBO) é um teste empírico no qual procedimentos padronizados de laboratório são usados para determinar a demanda relativa de oxigênio em águas residuárias, efluentes e águas poluídas. O teste mede o oxigênio necessário à degradação bioquímica de material orgânico e o oxigênio utilizado para oxidar material inorgânico, tal como sulfetos. Ele pode medir também o oxigênio utilizado para oxidar formas reduzidas de nitrogênio (demanda nitrogenada), a menos que sua oxidação seja evitada por inibidor.

3.5.3.3 pH

Por definição, pH é uma medida da concentração de íons hidrônio (H^+) em uma solução, sendo expresso como o co-logaritmo da atividade dos íons H^+ , dado em uma escala de 0 a 14. É importante parâmetro de acompanhamento do processo de decomposição dos resíduos sólidos urbanos, indicando a evolução da degradação microbológica da matéria orgânica e a evolução global do processo de estabilização da massa de resíduos. Nos processos anaeróbios, em decorrência das reações de hidrólise, há grande produção de substâncias de caráter ácido, o que tende a baixar o valor do pH de acordo com a capacidade tamponante do meio. Tal capacidade tamponante é resultado da alcalinidade, que pode ser entendida como o conteúdo total de substâncias que, ao reagirem com os íons H^+ excedentes, mantêm o pH inalterado.

3.5.3.4 Sólidos suspensos totais, fixos e voláteis

Os sólidos suspensos na água podem modificar suas características físicas, causando alterações na cor, turbidez, odor e sabor. A concentração de sólidos suspensos voláteis (SSV) é normalmente associada à quantidade relativa de microrganismos em um corpo de água, portanto, quocientes como DBO/SSV ou DQO/SSV expressam a relação matéria orgânica (alimento)/microrganismos, que está associada ao grau de poluição do efluente.

A principal característica do líquido lixiviado é a variabilidade de sua composição em decorrência da disposição progressiva da matéria orgânica biodegradável. Por essa razão, o elevado potencial poluidor do líquido lixiviado novo vai se reduzindo paulatinamente até atingir níveis que dispensam seu tratamento. A Tabela 3.7 apresenta as faixas de variação de alguns parâmetros dos líquidos lixiviados de aterros Brasileiros.

Tabela 3.7 – Faixa de variação da composição de líquidos lixiviados

| Parâmetros | Faixa de Variação | |
|-------------------------|-------------------|---------------------|
| | Mínimo | Máximo |
| pH | 5,9 | 8,7 |
| Nitrogênio Total | 15,0 | 3.140,0 |
| Nitrogênio nitrato | 0,0 | 5,5 |
| Nitrogênio nitrito | 0,0 | 0,1 |
| Nitrogênio amoniacal | 6,0 | 2.900,0 |
| DQO | 966,0 | 28.000,0 |
| DBO ₅ | 480,0 | 19.800,0 |
| Cloretos | 50,0 | 11.000,0 |
| Sulfatos | 0,0 | 1.8000,0 |
| Fósforo Total | 3,7 | 14,3 |
| Cobre | 0,0 | 1,2 |
| Chumbo | 0,0 | 2,3 |
| Ferro | 0,2 | 6.000,0 |
| Manganês | 0,1 | 26,0 |
| Zinco | 0,1 | 35,6 |
| Cádmio | 0,0 | 0,2 |
| Cromo total | 0,0 | 3,9 |
| Coliformes fecais (un.) | 49,0 | 4,9x10 ⁷ |
| Coliformes totais (un.) | 230,0 | 1,7x10 ⁸ |

FONTE: MONTEIRO *et al.* (2001)

Nota: todas as unidades em mg/l, exceto pH.

Durante a maior parte da vida ativa de um aterro sanitário, a condição predominante no interior do aterro é a condição anaeróbia e os principais produtos da degradação da matéria orgânica são gases, metanos (CH₄) e dióxidos de carbono (CO₂). Esses dois gases mais alguns componentes em concentrações muito baixas (traços) e vapor de água constituem a mistura denominada Biogás. O biogás pode causar problemas ambientais, pois o metano é um gás inflamável e contribui para o aumento do efeito estufa. Os componentes-traços, entre eles o ácido sulfídrico (H₂S) e outros derivados de enxofre, têm características tóxicas e odores desagradáveis. Por outro lado, o biogás é fonte de energia em decorrência do poder calorífico do metano.

3.6 Balanço Hídrico em Aterros de Resíduos Sólidos

Os líquidos lixiviados que são recolhidos pelo sistema de drenagem de um aterro sanitário são os resultados de três fontes principais: da infiltração da água proveniente da precipitação, da umidade natural dos resíduos sólidos depositados e da água liberada durante a degradação biológica dos resíduos, constituindo assim em um fluxo altamente agressivo para o meio ambiente.

O conhecimento dos volumes de líquidos lixiviados gerados em aterros sanitários é essencial para a definição dos sistemas de coleta e remoção desses líquidos e da implantação de sistemas de tratamento dos mesmos. Esses volumes são funções da precipitação na área do aterro, da evapotranspiração, da declividade e tipo de solo de cobertura utilizado no aterro, da capacidade da camada superficial de reter água, da capacidade de absorção em água dos resíduos sólidos e da capacidade de infiltração do solo de cobertura e dos resíduos sólidos dispostos em aterro sanitário (ROCCA, 1992).

A estimativa do balanço hídrico em aterros sanitários é a chave para o projeto de sistemas de cobertura final e de impermeabilização do fundo, significa também entender a variação de umidade no interior da massa de resíduos com o tempo, que tem importância fundamental na análise dos processos de degradação dos resíduos e na avaliação de propriedades geotécnicas dos mesmos, o que permite a avaliação da estabilidade estrutural dos aterros sanitários.

Que seja do conhecimento dos autores, quase a totalidade dos estudos envolvendo estimativa de balanço hídrico vem sendo realizada com o objetivo de possibilitar o dimensionamento de sistemas de tratamento de líquidos lixiviados. Destaca-se que a integração entre balanço hídrico e avaliação de estabilidade estrutural de aterros sanitários ainda não foi investigada. Este fato adquire enorme importância devido à escassez de áreas para a instalação de novos aterros sanitários, principalmente nos grandes centros urbanos, o que tem levado a uma verticalização dos mesmos, mostrando a relevância de se avaliar adequadamente a estabilidade dos taludes, de forma a garantir a segurança dos empreendimentos.

A estimativa dos volumes de líquidos lixiviados é necessária para projetos de aterros sanitários como medida de proteção ambiental. O potencial de geração de líquidos lixiviados em aterros pode ser estudado pela avaliação de seu balanço hídrico, que é influenciado diretamente pelos seguintes fatores:

- Propriedades dos materiais: composição gravimétrica, permeabilidade, capacidade de campo etc.;
- Condições iniciais dos materiais: teor de umidade e peso específico;
- Condições climatológicas: precipitação, temperatura, radiação solar, umidade relativa, etc.;

- Configurações dos sistemas de revestimento de fundo;
- Configurações dos sistemas de drenagem internos;
- Configurações dos sistemas de cobertura intermediários e final;
- Dados operacionais: histórico de enchimento do aterro;
- Conhecimento dos processos de degradação dos resíduos.

O balanço hídrico em aterros sanitários pode ser descrito pela equação da continuidade (Equação 3.6):

$$\boxed{\text{água que entra} = \text{água que sai} + \text{água retida}} \quad (3.6)$$

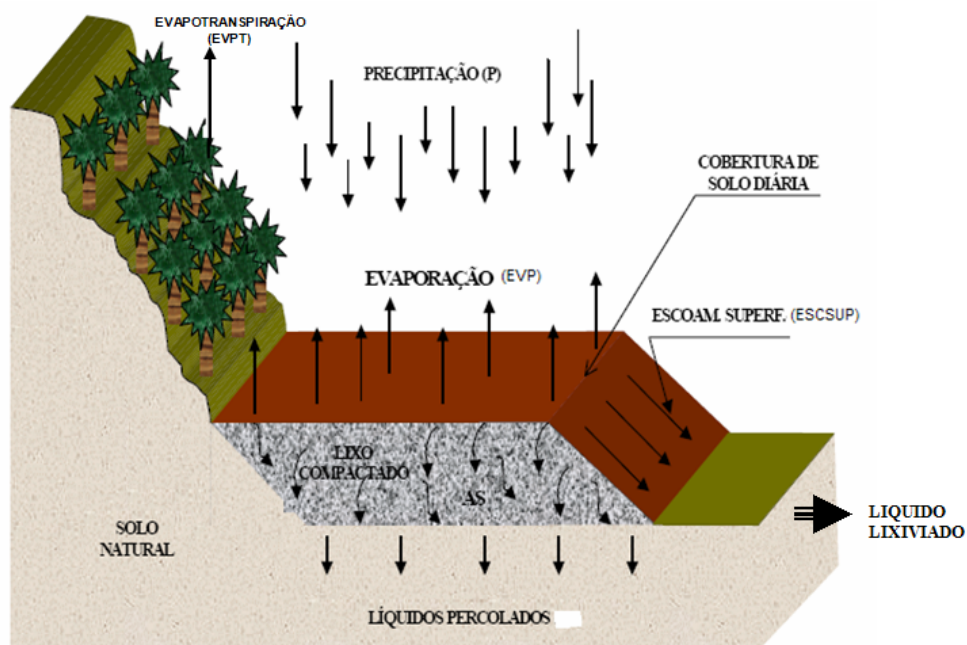
A água está presente em um aterro através da infiltração da água gerada pela precipitação ou através da umidade presente no lixo depositado. Uma parte da precipitação pode escoar pela superfície, e outra pode evaporar do material do resíduo ou ser removida pela transpiração da cobertura vegetal. Uma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

Usualmente, não se considera a infiltração pelas paredes laterais nem pelo fundo das trincheiras (BLIGHT *et al.*, 1996). Matematicamente, o balanço hídrico se expressa da seguinte forma (Equação 3.7):

$$\boxed{L = P - E - ESCSUP - \Delta U_w - \Delta U_s} \quad (3.7)$$

Em que: L: Água que sai como líquido lixiviado; P: Precipitação; E: Evaporação ou evapotranspiração; ESCSUP: Escoamento superficial; ΔU_w : Água absorvida e retida pelo resíduo; ΔU_s : Água absorvida e retida pela camada de cobertura.

A Figura 3.1 apresenta os principais fatores que influenciam no balanço hídrico de um aterro sanitário.



Fonte: Adaptado de SOBRINHO (2000)

Figura 3.1 – Fatores que Influenciam no Balanço Hídrico em Aterros Sanitários

3.6.1 Precipitação (P)

A precipitação é a descarga líquida ou sólida que se abate sobre a superfície terrestre, resultante da condensação do vapor de água atmosférico. A precipitação pode ocorrer sob diversas formas como chuvisco, chuva, granizo, orvalho, geada ou neve (NAGHETTINI, 1997). As grandezas características de um evento chuvoso são:

- A altura pluviométrica ou altura de chuva P , a qual representa a espessura média (em mm) de uma lâmina de água distribuída por a área atingida pela precipitação;
- A duração t que representa o intervalo de tempo (em min ou horas), decorrido entre o início e o fim da precipitação;
- A intensidade i que é a altura de chuva por unidade de tempo, geralmente expressa em mm/h. A intensidade apresenta variabilidade temporal ao longo da duração da precipitação.

A precipitação 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 que determinará

os volumes de lixiviados potenciais de contaminação. Na maioria dos casos, a precipitação será a principal fonte de umidade que contribui para a geração de líquidos lixiviados.

3.6.2 Escoamento superficial (ESCSUP)

O escoamento superficial é a parcela do ciclo hidrológico que se desloca na superfície da bacia até encontrar uma calha definitiva. O conhecimento do escoamento superficial é de fundamental importância para o projeto de obras de engenharia, pois a maioria dos estudos hidrológicos está ligada ao aproveitamento da água superficial e à proteção contra os fenômenos provocados pelo seu deslocamento.

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 de retenção superficial, a água começa a escoar (SOBRINHO, 2000).

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.

3.6.3 Evaporação (EVP)

A evaporação é um processo físico pelo qual determinadas moléculas de água aumentam o nível de agitação, pelo incremento da temperatura próximo à superfície livre, e escapam à atmosfera. Inversamente, outras moléculas de água existentes na atmosfera ao perder energia e estando próximas à superfície livre, podem penetrar na massa de água. Denomina-se evaporação o saldo desse processo que implica o movimento de água até a atmosfera. A evaporação depende da insolação, do vento, da temperatura e da umidade da atmosfera. (MARÍN, 2005).

3.6.4 Evapotranspiração (EVPT)

Denomina-se evapotranspiração a evaporação em superfícies cobertas de vegetais unidas à transpiração desses vegetais. Este conceito unitário da evaporação e transpiração é necessário porque em solos com cobertura vegetal as relações entre ambos os fenômenos são muito importantes (MARÍN, 2005)

A evapotranspiração é importante para a realização do balanço hídrico em uma bacia como um todo ou, principalmente, para a estimativa do balanço hídrico em estudos relacionados à agricultura, os quais poderão envolver o cálculo da necessidade de irrigação, o monitoramento do crescimento de culturas, o manejo de irrigação e, até mesmo, a gestão de recursos hídricos (TUCCI *et al.*, 2000).

3.6.5 Evaporação desde o solo

A profundidade de evaporação dependerá do tipo de solo e da vegetação implantada (quantidade, profundidade de raízes, etc), também do estado de umidade prévio à evaporação.

Define-se a profundidade de evaporação como a altura de camada superior na que a umidade pode abastecer o processo de evapotranspiração. Experimentalmente, Schroeder *et al.* (1994) estabeleceram uma relação entre a condutividade hidráulica saturada de um solo e a profundidade máxima de evaporação. Com esta expressão obtêm-se profundidades de evaporação entre frações de metro e vários metros, segundo o material considerado, como apresentado na Equação 3.8:

$$H_{eva} = 4,6068 \times 1,5952^{-\log k} \quad (3.8)$$

Em que: H_{eva} : máxima profundidade de evaporação (polegadas); k : condutividade hidráulica saturada da superfície (cm/s).

Para ter em consideração que a profundidade de evaporação obtida não sempre envolve um material homogêneo, podendo existir a várias camadas de condutividades diferentes (cobertura e parte de resíduos, por exemplo), substitui-se em (9) a condutividade do material homogêneo por uma equivalente ao conjunto. A permeabilidade equivalente de um estrato formado por dois materiais de condutividade hidráulicas K_1 e K_2 e alturas na direção do fluxo

L1 e L2, respectivamente, para o caso de fluxo transversal é K_{eq} (LOBO, 2003) pode ser calculada pela Equação 3.9.

$$K_{eq} = \frac{(L1 + L2) \cdot K1 \cdot K2}{K2 \cdot L1 + K1 \cdot L2} \quad (3.9)$$

No aterro, a evaporação atua sucessivamente sobre as camadas de menos (cobertura intermediária ou final) a mais permeável e que a diferença entre os valores de permeabilidade esta compreendida em várias ordens de magnitude. Simplifica-se eliminando-se o termo $K1 \cdot L2$ e considerando-se também que a soma de L1 e L2 pode ser cerca de um metro, tem-se a Equação 3.10, que é a expressão adaptada (LOBO, 2003):

$$H_{eva} = 0,04615 \times 1,5952^{-\log\left(\frac{K1}{L1}\right)} \quad (3.10)$$

Em que: K1: condutividade hidráulica da camada superior (m/s); L1: altura da camada superior (m).

3.6.6 Capacidade de campo do resíduo sólido urbano

Segundo a hidrologia agrônômica, referida habitualmente a terrenos homogêneos, a água retida entre os poros não fluirá até que seja alcançada uma determinada umidade, abaixo da qual o terreno é capaz de reter frente à ação da gravidade. Este limite de umidade, característico de cada tipo de terreno, denomina-se capacidade de campo (CC).

O armazenamento de água pelo resíduo está diretamente relacionado à composição, idade, grau de compactação, profundidade e a capacidade de campo do resíduo. Um resíduo rico em papel, papelão, panos e outros, tende a apresentar um maior poder de absorção de umidade. O termo capacidade de campo é freqüentemente utilizado para quantificar o conteúdo líquido que dada massa de um material absorverá antes que o líquido lixiviado seja gerado e escorra pela força gravitacional. Conforme destacado por diversos autores, esta definição é adequada para materiais homogêneos como solos e resíduos triturados. Já para resíduos domésticos, o líquido pode ser liberado antes de atingir a capacidade de campo.

Segundo Sobrinho (2000), a capacidade de absorção de água do resíduo 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 resíduo, devido à 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 resíduo.

Quanto à idade, um resíduo mais velho vai se tornando mais mineralizado tendendo a reter menos umidade que o resíduo novo, conforme observado por Azevedo *et al.* (2003).

A capacidade de campo em RSU é definida por Tchobanoglous *et al.* (1993) como a quantidade máxima de água que pode ficar retida na massa de RSU aterrada em oposição à ação da força da gravidade, sendo expressa como o teor de umidade correspondente, podendo ser volumétrica (volume de água/volume total da amostra) ou gravimétrica em base seca (massa de água/massa seca de RSU) ou em base úmida (massa de água/massa total da amostra).

A capacidade de campo é a máxima capacidade de absorção em condições de livre drenagem. Os resíduos sólidos quando secos, ao receberem água, inicialmente, agem como uma esponja e simplesmente absorvem a água. Entretanto, ao atingirem determinado teor de umidade, conhecido como capacidade de campo, qualquer acréscimo de água resultam em igual quantidade de água percolada.

Um aterro submetido a um fluxo de água incrementará sua umidade até alcançar a correspondente capacidade de campo (CC), momento a partir do qual permitirá a circulação livre da água que entra. A capacidade de campo depende da textura e estrutura do material. Em uma primeira aproximação pode relacionar-se com a granulometria da mesma.

A capacidade de armazenamento de umidade dos resíduos dependerá de sua composição, idade, estado de degradação e sobrecarga a que está submetido. A capacidade de campo tende a decrescer ao aumentar a densidade. A capacidade de campo do lixo muda rapidamente durante os primeiros dias de operação, devido ao movimento de veículos sobre o resíduo e a colocação do material de cobertura, compactando-o. Depois disso, a capacidade de campo diminui gradualmente devido à degradação do resíduo, resultando em um provável recalque. Os dados reportados em literatura apresentam grandes faixas de variação, que chegam a 80% no caso de resíduos novos e entre 63 a 74% para resíduos com mais de quatro anos (CAMPBELL, 1983 e HOLMES, 1980, *apud* LINS, 2003).

Em experimentos em escala real, Yuen *et al.* (2001) consideram que a capacidade de campo foi atingida quando a quantidade de água adicionada é igual à quantidade de líquidos percolados drenada. A capacidade de retenção de água nos RSU é função, principalmente, da composição, densidade, porosidade e idade dos RSU, logo a elevada heterogeneidade dos materiais que compõem os RSU, propicia a existência de grandes vazios ou poros interconectados dentro do aterro sanitário. Alguns valores de capacidade de campo volumétrica que variam de 14 a 44% conforme apresentado na Tabela 3.8.

Tabela 3.8 – Capacidade de campo em Aterros de RSU

| Referência | Capacidade de Campo (vol/vol)(%) |
|--------------------------------|---|
| Remson <i>et al.</i> (1968) | 29 |
| Holmes (1968) | 29 – 42 |
| Straub & Lynch (1982) | 30 - 40 |
| Owesis <i>et al.</i> (1990) | 20 – 30 |
| Zeiss & Major (1993) | 14 |
| Schoeder <i>et al.</i> (1994) | 29 |
| Bengtsson <i>et al.</i> (1994) | 44 |
| Yuen <i>et al.</i> (2001) | 34 |

Fonte: YUEN *et al.* (2001)

A determinação da capacidade de campo por meio de ensaios em laboratório e em campo é dificultada devido à inexistência de metodologias e normas técnicas. No trabalho de Lins (2003), observa-se uma grande variação nos valores da capacidade de campo. O autor obteve valores de capacidade de campo para amostras retiradas de resíduos novos (5 anos) e resíduos velhos (10 anos) no aterro da Muribeca (Recife – PE). Os valores obtidos encontram-se na Tabela 3.9.

Tabela 3.9 – Capacidade de campo no aterro da Muribeca

| Resíduos novos (5 anos) | | Resíduos velhos (10 anos) | |
|---------------------------------|-------------------------------|----------------------------------|-------------------------------|
| Capacidade de campo (vol/vol) % | Grau de Saturação (vol/vol) % | Capacidade de campo (vol/vol) % | Grau de Saturação (vol/vol) % |
| 43 | 85 | 30 | 98 |
| 45 | 84 | 34 | 98 |
| 55 | 97 | 35 | 98 |
| 56 | 98 | 44 | 86 |
| 55 | 96 | 73 | 88 |

Fonte: LINS (2003)

SILVA (2005) avaliou o teor de umidade na capacidade de campo de RSU, em amostras saturadas com água, com massa e volumes conhecidos, e drenagem livre por um determinado

período de tempo, para então ser realizada a determinação da quantidade de água (teor de umidade) retida na amostra. Para o desenvolvimento da pesquisa foram construídas quatro células experimentais e um poço de monitoramento junto ao aterro de Catas Altas – MG. Os resultados estão apresentados na Tabela 3.10

Tabela 3.10 – Teor de umidade dos RSU na capacidade de campo

| Amostras | Teor de umidade (%) em base úmida | |
|----------|-----------------------------------|-------|
| | 1 | 2 |
| 1 | 75,85 | 72,50 |
| 2 | 62,96 | 71,60 |
| 3 | 62,54 | 64,49 |

Fonte: SILVA (2005)

Não somente para a avaliação do balanço hídrico, como para projetos ou monitoramento faz-se necessário o conhecimento das propriedades dos RSU. No aterro sanitário de Santo André, Carvalho (2002) mediu os valores de diversos parâmetros em diferentes idades do resíduo, utilizando um equipamento denominado percâmetro, capaz de determinar o peso específico, a condutividade hidráulica e a capacidade de campo em amostras pouco deformadas. A Tabela 3.11 apresenta o resumo dos resultados obtidos na pesquisa no aterro sanitário de Santo André em São Paulo.

Tabela 3.11 – Parâmetros medidos no RSU do aterro sanitário Santo André

| Idade (meses) | Peso Específico (kN/m ³) | Teor de Umidade (%) | Capacidade de Campo (%) |
|---------------|--------------------------------------|---------------------|-------------------------|
| 60 | 16,18 | 22,56 | 42,77 |
| 56 | 11,27 | 16,94 | 34,06 |
| 50 | 11,55 | 25,60 | 31,99 |
| 44 | 10,29 | 35,18 | 26,48 |
| 24 | 7,84 | 43,35 | 38,45 |
| 18 | 8,02 | 49,48 | 31,04 |
| 6 | 11,79 | 53,93 | 31,00 |

Fonte: CARVALHO (2002)

A Tabela 3.12 apresenta valores de parâmetros hidráulicos de diversos RSU publicados por vários autores. A amplitude na variação comprova a grande diversidade das condições hidráulicas encontradas em diversos aterros (LOBO, 2003).

Tabela 3.12 – Valores dos parâmetros hidráulicos de RSU de diversos autores

| Referência | Umidade de Saturação (vol/vol) | Capacidade de Campo (vol/vol) | Permeabilidade (m/s) | Comentários |
|--------------------------------|--------------------------------|-------------------------------|---|---|
| Bleiker <i>et al.</i> (1993) | - | - | $10^{-5,8}$ a 10^{-8} | Amostra de campo |
| Oweis (1990) | 0,40 – 0,50 | 0,20 – 0,35 | $1,5 \cdot 10^{-6}$ a 10^{-5} | Ensaio in situ |
| Manassero <i>et al.</i> (1997) | - | - | 10^{-5} | A partir de Revisão bibliográfica |
| Schoeder <i>et al.</i> (1994) | 0,671 0,168 | 0,292 0,073 | 10^{-5} | Resíduos normais Resíduos com canalizações |
| Huitric <i>et al.</i> (1980) | - | 0,065 – 0,397 | - | Ensaio de laboratório |
| Bengtsson <i>et al.</i> (1994) | - | 0,25 – 0,40 | - | Revisão de casos |
| Korfiatis <i>et al.</i> (1984) | 0,50 – 0,60 | 0,20 – 0,30 | $1,3 \cdot 10^{-4}$ a $8 \cdot 10^{-5}$ | Em colunas de laboratório |
| Koka & Zakowicz (1998) | 0,30 – 0,40 0,50 – 0,70 | 0,32 – 0,38 0,51 – 0,56 | $5,3 \cdot 10^{-5}$ a $1,11 \cdot 10^{-6}$ | Ensaio in situ |

Fonte: LOBO (2003)

Observa-se uma grande variabilidade das propriedades hidráulicas dos RSU, que pode ser derivada à própria heterogeneidade dos mesmos e das diferentes metodologias de obtenção dos parâmetros.

3.7 Métodos e Modelos para Avaliação de Balanço Hídrico em Aterros Sanitários

3.7.1 Introdução

A determinação da quantidade de líquidos lixiviados gerados em aterros sanitários continua sendo uma tarefa difícil. O principal problema ambiental é o risco de poluição das águas subterrâneas e superficiais (CAPELO NETO & CASTRO, 2005).

Segundo Ehrig (1992), o lixiviado pode ser caracterizado como a parte líquida da massa de resíduos, que percola através desta, carreando materiais dissolvidos ou suspensos, que constituirão cargas poluidoras ao meio ambiente. O líquido lixiviado é composto pelo líquido que entra na massa de resíduos, proveniente de fontes externas, tais como sistema de drenagem superficial, chuvas, lençóis freáticos, nascentes e aqueles resultantes da decomposição dos resíduos sólidos.

3.7.2 Métodos Para Estimativa de Líquidos Lixiviados

O volume de líquido lixiviado é normalmente calculado utilizando procedimentos empíricos, métodos de balanço hídrico e métodos computacionais (KOERNER & DANIEL, 1997).

3.7.2.1 Método Empírico – Suíço

Foi estudada por o Dr. Ing. Hans Jürgen Eling, para vários aterros, como cita Oliveira (1994) *apud* Sobrinho (2000). Os resultados desse estudo são apresentados na Tabela 3.13.

Pode-se notar que não existe uma relação direta entre a precipitação e a porcentagem de lixiviados gerados, para condições de compactação fraca ou forte dos resíduos, mas observa-se que quando se trata de compactação forte a porcentagem de percolado produzido tende a ser menor.

Com base neste estudo foi estabelecida, na Suíça, uma sistemática empírica para determinação da vazão de líquidos lixiviados, denominada Método Suíço.

Neste método, estima-se que certa porcentagem da precipitação infiltra nos resíduos, atinge a camada de impermeabilização na base, devendo ser drenada. Esta porcentagem é, normalmente, estipulada em função do peso específico dos resíduos dispostos no aterro e da experiência do projetista.

Tabela 3.13 – Porcentagem da precipitação que é convertida em lixiviado

| Compactação do aterro | Precipitação anual (mm) | (%) de Lixiviado |
|-----------------------|-------------------------|------------------|
| Fraca | 571 | 31,3 |
| | 617 | 44,0 |
| | 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)

A fórmula algébrica para a aplicação do método suíço, onde se estima a vazão de lixiviado é mostrada na Equação 3.11. A Tabela 3.14 apresenta os valores de K para aplicação do método.

$$Q = \frac{K.P.A}{t}$$

(3.11)

Em que: Q: Vazão média do lixiviado; P: Precipitação média mensal; A: Área total do aterro; t: Tempo; K: Coeficiente que depende do grau de compactação dos resíduos sólidos.

Tabela 3.14 – Valores de K em função do peso específico para aplicação no Método Suíço.

| Tipo de Aterro | Peso Específico do RSU | K |
|--------------------------------|-------------------------------|-------------|
| Aterros Fracamente Compactados | 0,4 a 0,7 t/m ³ | 0,25 a 0,50 |
| Aterros Fortemente Compactados | Acima de 0,7 t/m ³ | 0,15 a 0,25 |

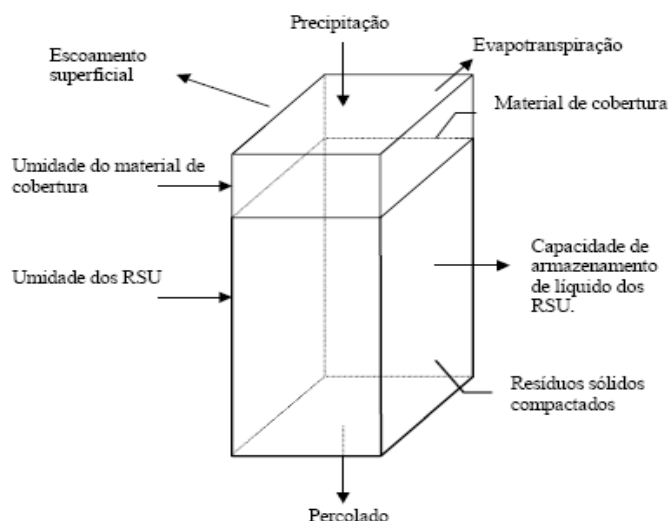
Fonte: ROCCA (1981)

3.7.2.2 Método do Balanço Hídrico

O método do balanço hídrico é utilizado em aterros sanitários para determinação dos volumes de líquidos lixiviados gerados, foi proposto por, Fenn *et al.* (1975) e depois desenvolvido por Kmet (1982) *apud* Bendz *et al.* (1997). Esse método foi uma adaptação do balanço hídrico publicado por Thornthwaite (1948), estudo conhecido sob a denominação de “Teoria de Thornthwaite”, aplicado no campo da conservação de solo e da água.

O balanço hídrico, da forma como foi concebido, para o estudo do solo e da água, é baseado na relação existente entre a precipitação, a evapotranspiração, o escoamento superficial e o armazenamento da água no solo. A precipitação representa a recarga de água no sistema, enquanto a evapotranspiração representa a combinação entre a evaporação das plantas e a da superfície do solo, estando incluída a transpiração das plantas. Esse processo de evapotranspiração é praticamente o transporte da água de volta para a atmosfera, sendo o inverso do processo da precipitação. O escoamento superficial representa o fluxo superficial da água na área de interesse. A capacidade de armazenamento representa a capacidade de água que pode ficar retida no solo e nos resíduos sólidos nos casos dos aterros sanitários (FENN *et al.*, 1975).

Os componentes principais do balanço hídrico para uma célula de aterro podem ser vistos na Figura 3.2.



Fonte: BARROS (2004)

Figura 3.2 – Esquema para Definição do Balanço Hídrico no Aterro.

No Brasil e na América Latina, com grande frequência, o volume de lixiviado tem sido determinado com base no método do balanço hídrico, conforme destaca (ROCCA, 1992). Verifica-se, pela avaliação dos parâmetros envolvidos, que os fatores importantes que governam a taxa de percolação são: precipitação, escoamento superficial, evapotranspiração e armazenamento de umidade no solo.

O Método do balanço hídrico é um método complexo que se aplica nos casos em que há grande disponibilidade de dados de precipitação e evapotranspiração, medidos no local do aterro ou disponibilizado pela mais próxima estação meteorológica. Para assegurar a confiabilidade dos dados, estes devem ser validados e comparados com dados provenientes das outras estações situadas na proximidade do local estudado. Os parâmetros meteorológicos utilizados devem ser as médias aritméticas mensais. Algumas condições básicas para utilização do método são apresentadas a seguir (CAPELO NETO *et al.*, 1999):

- Cobertura do solo de 60 cm de espessura;
- Infiltração no aterro proveniente somente da precipitação incidente;
- Características hidráulicas do lixo e do material de cobertura uniforme;
- Movimento de água no aterro somente no sentido vertical.

A aplicação deste método consiste em registrar mês a mês, durante o período de um ano, os valores dos parâmetros indicados na Tabela 3.15. Valendo salientar que os parâmetros meteorológicos utilizados devem ser as médias aritméticas mensais do maior número de anos possível. As Tabelas 3.16 e 3.17 apresentam valores típicos de parâmetros utilizados no método do Balanço Hídrico, para diferentes tipos de solo.

Tabela 3.15 – Parâmetros 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 3.17). $ES = C.P$ |
| Infiltração (I) | Através da expressão $I = P - ES$ |
| $\sum (NEG(I - EP))$ | É calculada somando-se os valores negativos de (I-EP) |
| Armazenamento de água no solo de cobertura (AS) | Multiplicando-se o valor de água disponível para cada solo (ver Tabela 3.18) pela espessura desse solo, no caso em que $(I - EP) > 0$. Quando o solo estiver abaixo da capacidade de campo, $(I - EP) < 0$) |
| 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) | $QM = \frac{(PER \times \text{ÁREA}_{\text{aterro}})}{2.592,0}$ |

Fonte: FENN *et al.* (1975) *apud* CAPELO NETO *et al.* (1999)

Tabela 3.16 – 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 *et al.* (1999)

Tabela 3.17 – Água disponível no solo (mmH₂O/m de solo)

| Tipo de solo | Capacidade de campo | Ponto de Murchamento | Água disponível |
|--------------|---------------------|----------------------|-----------------|
| Arenoso | 200 | 50 | 150 |
| Siltoso | 300 | 100 | 200 |
| Argiloso | 375 | 125 | 250 |

Fonte: FENN *et al.* (1975) *apud* CAPELO NETO *et al.* (1999)

3.7.3 Modelo de Simulação Hidrológica – HELP

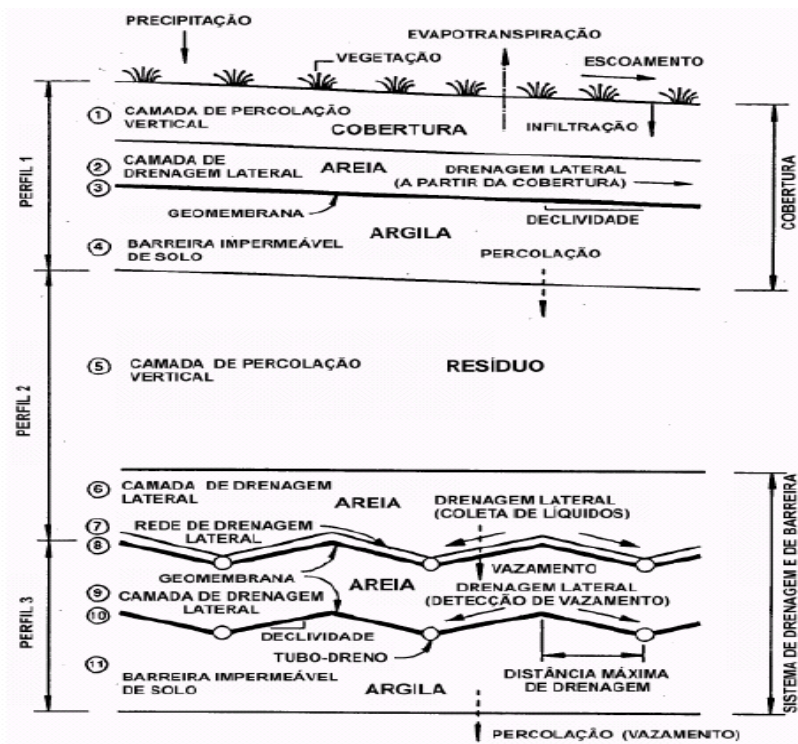
O modelo HELP foi desenvolvido pela Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos (United States Environmental Protection Agency - USEPA). O HELP (Hydrologic Evaluation of Landfill Performance) ou Avaliação do Comportamento Hidrológico de Aterros Sanitários, (SCHROEDER *et al.*, 1994), pode ser definido como um modelo quasi-bidimensional, ou seja dois sistemas unidimensionais acoplados em série.

O aterro sanitário é modelado como uma série de camadas (cobertura final, camada de resíduos, cobertura diária e sistema de drenagem de líquidos) interconectadas e com propriedades hidráulicas individuais. O modelo HELP é baseado nos mesmos princípios hidrológicos do método tradicional de Balanço Hídrico, mas requer maior detalhamento em sua seqüência de cálculo. Pelo detalhamento e precisão do modelo, o HELP exige o uso de dados consistentes para que os resultados sejam confiáveis.

O Modelo HELP usa o conceito de capacidade de campo para modelar o armazenamento de umidade do RSU. Uma camada de solo ou de RSU não produzirá lixiviado até que a mesma tenha atingido sua capacidade de campo e, no momento que este estado seja atingido, qualquer umidade adicionada resultará em movimento vertical de umidade. HELP utiliza inúmeras soluções para computar os efeitos de armazenamento de água na superfície, escoamento, infiltração, evapotranspiração, crescimento das espécies vegetais, drenagem lateral das camadas, recirculação dos líquidos e infiltração pelas barreiras de fundo, entre outros.

Peyton e Schroeder (1988) estudaram o modelo HELP simulando o funcionamento de 17 aterros sanitários. Os pesquisadores sugeriram que o HELP poderia ser uma ferramenta importante, encontrando resultados simulados de balanço hídrico próximos aos resultados medidos. Os autores chegaram à conclusão que a seleção do tipo de material de cobertura é um parâmetro crítico na simulação, já que seu coeficiente de permeabilidade influenciou significativamente na drenagem e acúmulo de umidade oriunda de eventos de chuva.

O modelo HELP modela o aterro através do uso e definição de 4 tipos distintos de camadas: camadas com percolação vertical, camadas com drenagem lateral, barreiras impermeáveis de solo, e geomembranas, as quais podem ser visualizadas no esquema básico apresentado na Figura 3.3.



Fonte: SCHROEDER *et, al.* (1994)

Figura 3.3 – Esquema Típico Adotado pelo Modelo HELP

Capelo Neto e Castro (2005) avaliaram através de simulação com o modelo computacional HELP, uma trincheira de 100 m de comprimento, 70 m de largura e 10,6 m de profundidade no aterro Sanitário Metropolitano Oeste em Caucaia, Região Metropolitana de Fortaleza – Ceará, a eficiência do sistema de drenagem com a inclinação de fundo e também a eficiência da adição de uma camada de material drenante sobre o sistema de drenagem tipo “espinha de peixe”. Verificaram que ao se introduzir a camada drenante, uma redução significativa (média de 50%) na infiltração do líquido lixiviado no solo em relação à situação sem camada drenante.

Sobrinho (2000) simulou com o programa computacional HELP o aterro Sanitário de Presidente Prudente, São Paulo, recomendando se comparar os valores simulados com valores medidos em próximas pesquisas, para a validação do modelo.

Na cidade de Manizales, na Colômbia aplicou-se o modelo HELP, na estimativa do líquido lixiviado do aterro sanitário a Esmeralda, precisando-se mais dados climatológicos do lugar geográfico para prever a magnitude do volume de líquido lixiviado (ATH, 2005).

3.7.4 Modelo Moduelo 3

3.7.4.1 Introdução

A versão inicial de MODUELO, denominado MODUELO 1 representa os fenômenos com modelos elementares tomados diretamente da literatura, foi apresentado por Rodríguez (1999). A base para o desenvolvimento da primeira versão do programa foi aplicada no aterro sanitário de Meruelo I em Cantabria – Espanha.

Seguidamente Dupuy (2000), com a experiência de laboratório descrita por Rodríguez (1999) e o fechamento do aterro de resíduos de Galicia – Espanha, constatou vários problemas no MODUELO 1, tendo sugerido alterações. O trabalho seguinte de aplicação do programa foi apresentado por Lobo *et al.* (2001a e 2001b) e, junto com uma descrição geral das tendências em modelamento de aterros, em Lobo *et al.* (2002c). A última aplicação prática da primeira versão foi baseada na segunda fase de operação do aterro de Meruelo (LODDO, 2001).

Lobo (2003), em sua Tese de Doutorado, apresentou MODUELO 2, intitulada, “Ferramenta para a avaliação da contaminação produzida em aterros sanitários de resíduos sólidos urbanos”.

O Grupo de Engenharia Ambiental da Universidade de Cantabria – Espanha entre Janeiro de 2001 até Maio de 2003 desenvolveu uma ferramenta de gestão e biorrecuperação dos solos contaminados por aterros sanitários de resíduos sólidos urbanos, que deu lugar ao MODUELO 3.

Em março de 2005, mediante convênio entre uma empresa de gestão de resíduos e o Departamento de Técnicas da Água e do Meio Ambiente da Universidade de Cantabria, foi aplicada o modelo MODUELO 3 ao aterro sanitário Can Mata (Barcelona – Espanha), para a verificação dos modelos incorporados em MODUELO 3.

Simões *et al.* (2005) realizaram uma simulação preliminar com o Modelo Moduelo 1 para um período de um ano de uma das células (AC-05) do aterro sanitário da BR – 040 em Belo Horizonte. As principais dificuldades encontradas se referem à necessidade de conhecimento de um grande volume de informações climatológicas, e principalmente o histórico de preenchimento da célula. Encontrando-se diferenças entre os valores medidos em campo e os produzidos pelo modelo.

Ferreira (2006) utilizou MODUELO 2 para avaliar a qualidade e quantidade de efluente produzido no aterro sanitário da Central de Tratamento de resíduos de Nova Iguaçu no Estado de Rio de Janeiro. A escassez de informações de campo obriga a utilização de parâmetros da literatura estrangeira, que nem sempre representam bem a realidade brasileira e local. O módulo hidrológico calibrado reproduziu as tendências climáticas que poderiam interferir na produção do percolado, cujo volume drenado apresentou valores abaixo dos medidos no aterro (FERREIRA, 2006).

3.7.4.2 Descrição geral do programa

O MODUELO 3 é um programa desenvolvido em linguagem C++ com interface visual (Borland C++, Versão 1), pelo Grupo de Engenharia Ambiental do Departamento de Ciências e Técnicas da Água e do Meio Ambiente da Universidade de Cantabria, Espanha.

É uma ferramenta para projetos, gestão e biorremediação de aterros sanitários de resíduos sólidos urbanos. Permite estimar, diariamente, os dados de umidade, vazão de líquidos lixiviados, fluxos no contorno, recalques e quantidade de biogás gerado, a partir de uma representação tridimensional de um aterro, sendo sua forma atualizada instantaneamente mediante um modelo de produção e sobre a qual se aplica um modelo de fluxo não saturado tridimensional.

São utilizados seis tipos de células para a representação tridimensional do aterro:

- Células terreno: célula impermeável inativa que reflete as irregularidades da base do aterro. São fixadas e definidas pela topografia original da área e sua forma correspondente;
- Células vazias: células que nunca terão elementos em seu interior e permitem fluxo em direção as células inferiores;
- Células de resíduos (V): são as células que contêm os resíduos que chegam ao aterro, sendo sempre dispostas sobre elas uma camada de cobertura intermediária. Cada célula conserva seu número de ordem, que consiste em uma informação temporal sobre a materialização daquela célula no aterro, uma vez que haja resíduo suficiente para seu preenchimento;

- Células de resíduos com camada de cobertura final (Vs): tem as mesmas características das células de resíduos, no entanto para estas células são definidos os parâmetros para a camada de cobertura final;
- Células de solo (R): são células formadas por um único material (solo) diferente dos resíduos;
- Células de dreno (D): células similares às células de solo, elas simulam a presença dos drenos verticais e permitem o fluxo vertical e horizontal conforme a permeabilidade definida.

3.7.4.3 Algoritmo geral

O modelo trabalha sobre uma forma tridimensional do terreno. A unidade de trabalho representativa dos resíduos é um paralelepípedo que tem dimensões horizontais definidas pelo usuário e a dimensão vertical corresponde a uma camada de resíduos e sua camada de cobertura. Esta unidade elementar se denomina Célula.

Existem quatro entradas de dados externos:

- Os registros climatológicos de precipitação, temperatura e outros, necessários para a sub-rotina do balanço hídrico. O normal é que estes dados sejam registros diários da estação meteorológica mais próxima. Os dados são introduzidos a partir de um arquivo externo ao programa. A estação pode ser Completa ou Básica;
- Dados de definição do aterro, que correspondem à representação tridimensional do lugar e a ordem de enchimento das células que conformam o aterro;
- Dados de produção de resíduos. Constam da produção total, porcentagem separada de cada componente dos resíduos e sua evolução temporal, bem como da composição química do resíduo e suas características de biodegradação, quando é depositada no aterro. Todos os elementos relacionados com a produção de resíduos se administram desde um programa independente, que permite utilizar fora do modelo;

- No caso em que se realize a recirculação de líquidos lixiviados, será necessário estabelecer dados sobre as vazões diárias de líquidos lixiviados que são extraídos do sistema de armazenamento e enviados a plantas de tratamento.

Todos os dados anteriores são tratados no ciclo fundamental do programa, que utiliza um intervalo de tempo de um dia.

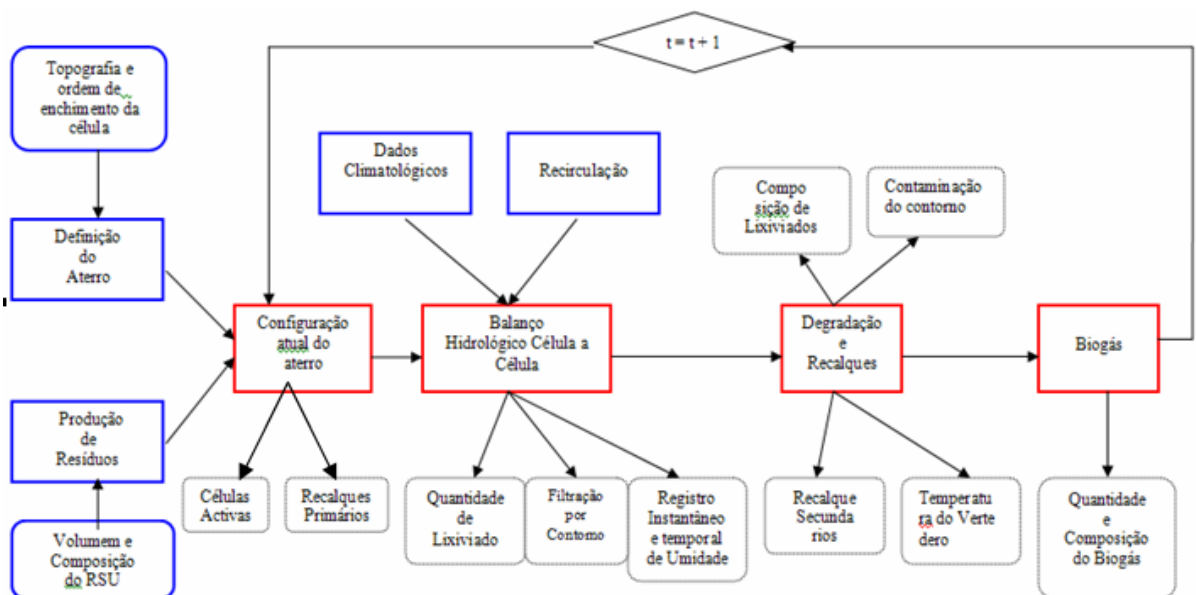
O primeiro processo dentro do ciclo fundamental é a configuração atual do aterro. Partindo das entradas da definição do aterro e produção temporal, calcula-se, para cada intervalo de tempo, a forma do aterro, tendo em conta os recalques produzidos por compactação do resíduo, definindo as células com resíduos (células ativas).

O seguinte processo é o balanço hidrológico. Com base na configuração atual do aterro e nos dados climatológicos no instante em análise, realiza-se o balanço de águas. Em cada célula calcula-se a quantidade de líquido lixiviado produzida em função das entradas (precipitação, infiltração vertical ou horizontal das células contíguas, recirculação etc.) e saídas de água (escoamento direto, evaporação, evapotranspiração, filtrações através do contorno etc.) em cada célula.

Com os resultados de umidade de cada célula, o Modelo de degradação estima a porcentagem de degradação e, portanto, a composição dos líquidos lixiviados, a perda de matéria que é produzida, o incremento de temperatura por degradação e o recalque que se produz em cada célula por perda de massa. Como resultado da degradação da matéria orgânica dissolvida no líquido lixiviado, calcula-se também quantitativa e qualitativamente o biogás gerado em cada intervalo de tempo Δt .

O ciclo fundamental se fecha com a atualização do tempo ($t \rightarrow t + \Delta t$), e os dados de produção. Esta informação atualizada entra de novo no processo de configuração atual do aterro. O ciclo se repetirá até alcançar o tempo total de simulação.

A Figura 3.4 apresenta o diagrama de fluxo do programa. No presente trabalho não foram utilizados os módulos de degradação e recalques e biogás



Fonte: MODUELO – MT (2006).

Figura 3.4 – Diagrama de Fluxo do Modelo MODUELO

Os modelos que o programa MODUELO utiliza são descritos a seguir.

3.7.4.4 Modelo hidrológico superficial e interior do aterro

O balanço hidrológico lê os dados da configuração atual do aterro e da precipitação, recirculação e temperatura. A partir desse conjunto de dados, é realizado o balanço de águas geral que determina, em cada célula, o excesso de água atual. Por último, mediante os modelos de fluxo vertical e horizontal, simula-se o fluxo de água para as células contíguas ou em direção ao sistema de drenagem de líquidos lixiviados.

O balanço geral de águas constitui a base fundamental do balanço hidrológico. Consiste na aplicação da equação de continuidade nas entradas e saídas de água da unidade elementar de trabalho, a célula.

O primeiro processo dentro do ciclo fundamental é o cálculo do balanço hidrológico superficial. São avaliadas as seguintes parcelas: o volume precipitado sobre a área do aterro (P), a parte que penetra para o interior do aterro (Infiltração), a fração que fica armazenada na superfície (ARMSUP), a parcela que escoia superficialmente para fora do aterro (ESCSUP), a fração da chuva precipitada que volta à atmosfera por evapotranspiração (CHUEVPT). A expressão analítica deste balanço obtém-se por aplicação da equação da continuidade, sendo expressa segundo a Equação 3.12:

$$I = P - CHUEVPT - ESCSUP - ARMSUP \quad (3.12)$$

Em que: I: Parte da chuva que infiltra para o interior do aterro; P: precipitação; CHUEVPT: Chuva evapotranspirada; ESCSUP: escoamento superficial; ARMSUP: armazenamento superficial.

O segundo processo é a água que se incorpora no interior do aterro; proveniente da infiltração e da umidade do resíduo depositado. Uma parte da umidade poderá voltar à atmosfera por evapotranspiração, outra será empregada pelos microorganismos nas reações de degradação do próprio resíduo e outra parte ficará retida na massa de resíduos. Depois de todos os processos, o líquido lixiviado será recolhido pelo sistema de drenagem do aterro. A expressão analítica é dada pela Equação 3.13:

$$LIX = I + WRSU + ARB - EVPTINT - VARW \quad (3.13)$$

Em que: LIX: líquido lixiviado recolhido por os drenos; I: água infiltrada para o interior do aterro; WRSU: umidade dos resíduos depositados; ARB: água resultante das reações biológicas dos resíduos; EVPTINT: evapotranspiração interior; VARW: Variação da umidade no aterro.

A Figura 3.5 apresenta a seqüência do balanço superficial e o resultado que é a infiltração; somada a umidade do RSU mais a água liberada na degradação dos resíduos, existindo uma variação da umidade na célula, o resultado final é os líquidos lixiviados recolhido por os drenos do sistema.

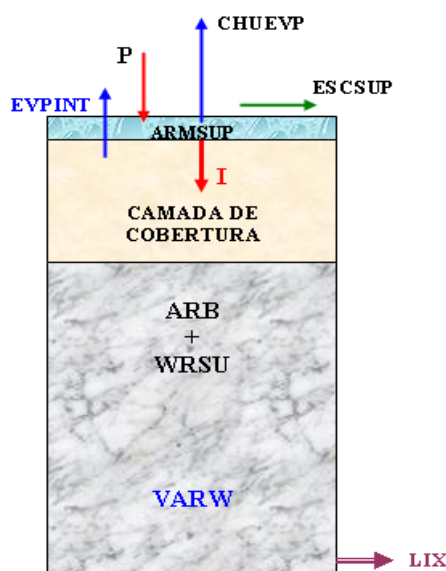


Figura 3.5 – Seqüência do Balanço Hidrológico Superficial e Interior para as Células do Aterro

3.7.4.5 Submodelo de fluxo horizontal

Este submodelo estima, de forma simplificada, o fluxo horizontal entre duas células.

As células foram idealizadas como depósitos com alturas de água, h_1 e h_2 , correspondentes à umidade de cada célula, considerando toda a água contida nelas como pertencente à zona saturada.

No fluxo entre células, supondo que não existe fluxo de água abaixo do menor nível (h_2), pode-se admitir que a água percorra o trajeto entre os centros de células (L_x), atravessando uma área vertical (A_x), conforme Equação 3.14:

$$A_x = [(h_1 - h_2)/2] * L_y \quad (3.14)$$

Por percorrer através de duas células, uma parte do fluxo se transporta ao fim com uma permeabilidade k_1 e a outra metade com uma permeabilidade k_2 , onde os índices 1 e 2 correspondem às células 1 e 2, respectivamente. Por este motivo se define uma permeabilidade equivalente, conforme a Equação 3.15:

$$k_{xeq} = 2.k_1.k_2 / (k_1 + k_2) \quad (3.15)$$

De acordo com as equações (3.14) e (3.15), e assumindo a hipótese de que o fluxo entre células ocorre em um meio poroso onde é válida a lei de Darcy, obtêm-se a Equação 3.16, que explica o submodelo de fluxo vertical.

$$Q = -\Delta h \cdot L_x \cdot L_y / \Delta t = k_{x\text{eq}} \cdot A_x \cdot i \quad (3.16)$$

Para obter uma expressão do gradiente hidráulico i , admite-se que entre células com diferentes alturas de água (h_1 e h_2), se produz uma transição do nível 1 ao nível 2 em uma distância horizontal R_h , chamada de “raio de influência horizontal”, que pode ser modificado para potencializar ou reduzir o fluxo horizontal.

A Figura 3.6 apresenta o esquema da modalização adotada de fluxo horizontal

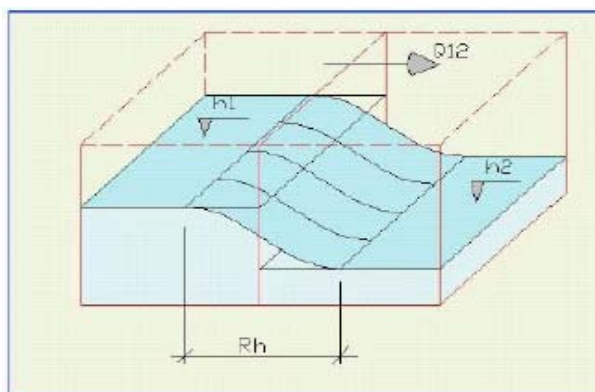


Figura 3.6 – Fluxo Horizontal entre Células

3.7.4.6 Submodelo de fluxo vertical

A célula superior é idealizada como um depósito de altura de água, h_1 , correspondente à umidade da mesma. O fluxo vertical se produz através de uma camada de cobertura de espessura e , e permeabilidade k_v .

Neste submodelo são consideradas as seguintes hipóteses:

- Os vazios dos resíduos, mesmo quando compactados, apresentarão canais preferenciais que aumentam a velocidade de passagem da água através dele;
- A camada de cobertura é considerada sempre saturada, não colaborando para o armazenamento de umidade, que ocorre somente na camada de RSU;

- O fluxo vertical através da camada de cobertura segue a Lei da Darcy. Isto pode ser simplificado considerando que o movimento da água (Q_d) se produz através de um permeâmetro (camada uniforme do terreno) de permeabilidade k_v , espessura e , área da seção transversal A_z ($L_x.L_y$), expresso na Equação 3.17.

$$Q_v = -\Delta h.A_z/\Delta t = A_z.k_v.(h_1 + e)/e \quad (3.17)$$

A Figura 3.7 apresenta um esquema do submodelo de fluxo vertical entre células.

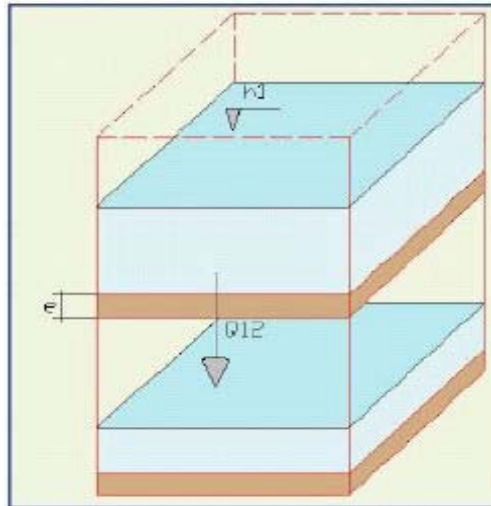


Figura 3.7 – Fluxo Vertical entre Células

3.7.4.7 Submodelo de fluxos preferenciais

Ao assumir um fluxo Darciano, nos modelos apresentados não se consideram os fluxos preferenciais que acontecem na realidade pela não uniformidade dos materiais, o que leva a superestimar o armazenamento de água e o tempo de retenção do líquido lixiviado nas células.

Existem diversas aproximações para a modelagem destes fenômenos. No MODUELO 3 foi adotada a aproximação descrita por Rosqvist & Destouni (2000), que subdividem o volume da célula em duas partes: uma, que corresponde a uma porcentagem do volume da célula (entre 5 a 50%), onde o fluxo é predominantemente canalizado, e ao volume restante é analisado como fluxo Darciano lento (MODUELO – MT, 2006).

3.7.4.8 Submodelo de drenagem

Aplica-se sobre as células do aterro, que tem um dreno inferior formado por uma camada de material granular e/ou uma tubulação de extração do líquido lixiviado.

Considere-se uma célula pela qual passa um dos tubos de drenagem, que está disposto no fundo daquela. Este submodelo estima a quantidade de água que percola, através do material contido na mesma, até o dreno e passa a formar parte do líquido lixiviado. A Figura 3.8 apresenta um esquema da modelagem adotada.

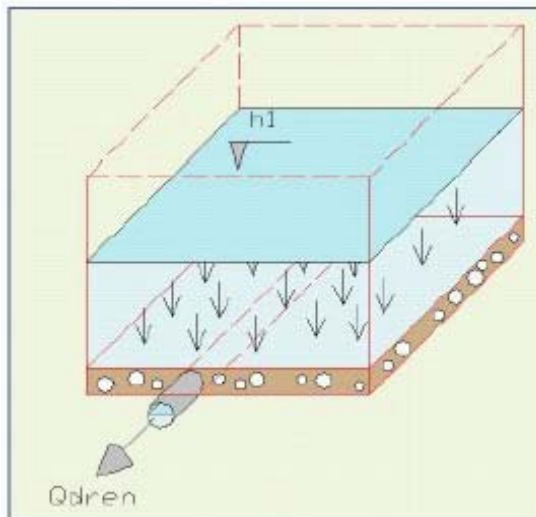


Figura 3.8 – Modelagem da Drenagem de Fundo

O dimensionamento hidráulico da vazão é efetuado, com a utilização da fórmula de Manning combinada com a equação da continuidade (BAPTISTA & PINTO COELHO, 2003), conforme a Equação 3.18.

$$Q = \frac{1}{n} A R_h^{2/3} I^{1/2} \quad (3.18)$$

Em que: Q: Vazão, [L³T⁻¹]; A: Área da Seção transversal, [L²]; R_h: Raio Hidráulico, [L]; I: Declividade; n: Coeficiente de Rugosidade de Manning.

A vazão máxima de transporte por um tubo pode ser estimada segundo a fórmula de Manning, apresentada na Equação 3.19 (LOBO, 2003)

$$Q_{\max} = \frac{4 \cdot \pi}{n} \cdot I^{1/2} \cdot \left(\frac{\phi}{4}\right)^{8/3} \quad (3.19)$$

Em que: Q_{max}: máxima vazão admitida pela seção de dreno [L³T⁻¹]; I: Declividade; φ: diâmetro do tubo [L]; n: Coeficiente de Rugosidade de Manning.

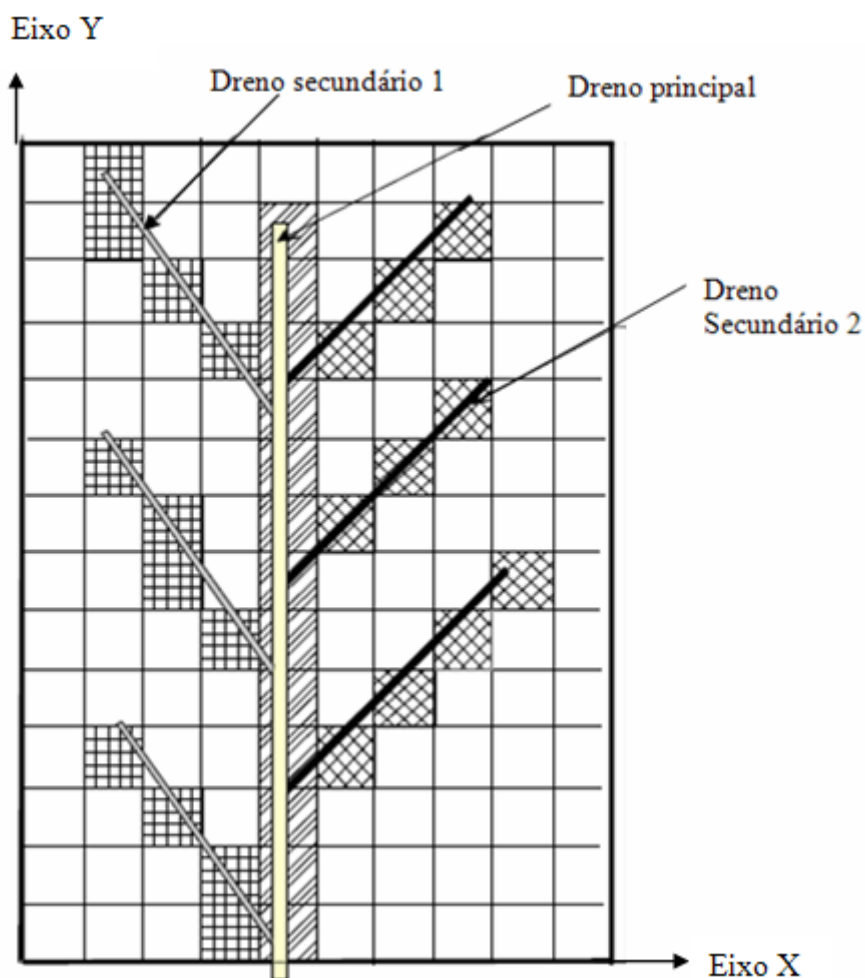
Se o dreno é uma sarjeta, a vazão máxima pode ser estimada com a Lei de Darcy, cuja expressão é apresentada na Equação 3.20 (LOBO,2003):

$$Q_{\max} = K_D \cdot I \cdot A_D \quad (3.20)$$

Em que: Q_{\max} : máxima vazão admitida pela seção de dreno [L^3T^{-1}]; K_D : permeabilidade da sarjeta do dreno [LT^{-1}]; I : Declividade; A_D : área transversal da sarjeta do dreno.

Considerando que o dreno transportará a soma das vazões recolhidos em todas as células servidas, a máxima capacidade de extração em cada célula toma-se como Q_{\max}/N , sendo N o número de células percorridas por o dreno.

A Figura 3.9 apresenta o sistema de drenagem utilizada pelo modelo MODUELO.



Fonte: LOBO (2003)

Figura 3.9 – Esquema de Definição do Sistema de Drenagem

3.7.4.9 Modelo de precipitação

A chuva precipitada sobre as células situadas na superfície do aterro durante a simulação é obtida através dos dados horários proporcionados por as estações meteorológicas próximos ao aterro. Define-se a variável “duração de chuva isolada”, que é introduzida pelo usuário com a finalidade de ponderar a intensidade horária nesse tipo de chuvas. O valor deve estar compreendido entre 1 e 60 minutos.

3.7.4.10 Modelo de infiltração

A expressão de Horton (1933) reproduz o fenômeno de infiltração de uma maneira simplificada e foi amplamente testada de forma experimental, facilitando a eleição dos valores paramétricos em cada caso particular. Por outro lado se ajusta especialmente ao passo do tempo base do modelo (horário), que permite calcular a capacidade de infiltração à medida que transcorre a chuva.

Horton (1933) definiu o termo capacidade de infiltração (f_p), como sendo a quantidade máxima de água que um solo, sob dadas condições, pode absorver na unidade de tempo e por unidade de área horizontal (NAGHETTINI,1997). Representa este tipo de processo segundo a fórmula de Horton (Equação 3.21):

$$\boxed{f_p = f_c + (f_o - f_c) \cdot e^{-kt}} \quad (3.21)$$

Em que; f_p : infiltração unitária em mm/hora; f_o : infiltração inicial em mm/hora; f_c : infiltração final ou de equilíbrio em mm/hora; t: tempo em horas; k: é uma constante característica do solo em h^{-1} .

Huber e Dickinson (1988) mostram os valores das constantes do modelo, propostos por vários autores. Para f_c propõe utilizar os valores da Tabela 3.18, em função do tipo de solo considerado. Para f_o , que depende do tipo de solo, o estado de umidade e vegetação, mostrado na Tabela 3.19. Para k, se propõe utilizar $4,14h^{-1}$.

Tabela 3.18 – Valores de f_c segundo os diferentes tipos de solos

| Tipo de solo | f_c (mm/h) |
|----------------|--------------|
| Areias | 11,4 – 7,6 |
| Areia siltosa | 7,6 – 3,8 |
| Argila siltosa | 3,8 – 1,3 |
| Argilas | 1,6 – 0 |

Fonte: MUSGRAVE (1995) *apud* LOBO (2003)

Tabela 3.19 – Valores aproximados para f_o

| Tipo de solo | Solos secos com pouca ou sem vegetação (mm/h) | Solos secos com vegetação densa (mm/h) |
|--------------|---|--|
| Areias | 127 | 254 |
| Siltosa | 76,2 | 152,4 |
| Argilosa | 25,4 | 50,8 |

Fonte: HUBER & DICKINSON (1988)

3.7.4.11 Modelo de evaporação

No caso de dispor de uma estação meteorológica Básica (precipitação horária e temperatura máxima e mínima diária), utiliza-se a expressão de Hargreaves (HARGREAVES & SAMANI,1982) dada pela Equação 3.22:

$$E_o = \frac{0,0023(T_{\max} - T_{\min})^{0,5} \cdot Ra \left(\frac{T_{\max} + T_{\min}}{2} + 17,8 \right)}{59,732 - 0,0564 \cdot \frac{T_{\max} + T_{\min}}{2}} \quad (3.22)$$

Em que: E_o : evaporação em mm/dia; T_{\max} : temperatura máxima do dia em °C; T_{\min} : temperatura mínima do dia em °C; Ra : radiação solar média, função da latitude e a época do ano (cal/cm²/d).

No caso de dispor de uma estação meteorológica completa (precipitações horárias, temperatura média diária, velocidade do vento diária, horas diárias de sol), utiliza-se a expressão de Penman (Equação 3.23), resultante da combinação dos métodos aerodinâmicos e de balanço de energia para o cálculo da evaporação potencial (PENMAN, 1963).

$$EVP = \frac{\Delta}{\Delta + \gamma} E_r + \frac{\gamma}{\Delta + \gamma} E_a \quad (3.23)$$

Em que: EVP: evaporação potencial (mm de água); E_r : Energia líquida de radiação (mm de água); E_a : Energia aerodinâmica para a evaporação (mm de água); Δ : inclinação da curva da tensão de saturação-temperatura (mmHg/°C); γ : constante psicrométrica = 0,485 mmHg/°C.

3.7.4.12 Modelo de evapotranspiração

A evaporação potencial de uma superfície com vegetação pode estimar-se como uma fração da equação de Hargreaves (Equação 3.22). Para uma estação meteorológica Básica, assume-se uma fração variável em cada mês: 60% em janeiro, fevereiro, novembro e dezembro, 70% em março, abril, setembro e outubro, e 80% no maio e agosto.

Para uma estação meteorológica completa, pode utilizar a Equação 3.24:

$$Ea = 0,35(1 + 0,54v)(e_a - e) \quad (3.24)$$

Em que: E_a : energia aerodinâmica para a evaporação (mm/dia); v : velocidade do vento a 2m sobre a superfície (m/s); e : tensão de vapor de ar (mmHg); e_a : tensão de vapor de saturação à temperatura T (mmHg).

3.7.4.13 Modelo de armazenamento e escoamento superficiais

Define-se o parâmetro “dp”, que representa a altura de água máxima que se permite sobre a superfície de cada célula do aterro. Se depois de produzidos os fenômenos de evaporação, evapotranspiração e infiltração ficam águas na superfície, esta se armazenará até um máximo definido por “dp” e estará disponível sobre a célula para o período seguinte. Superada esta altura, será produzido escoamento superficial.

3.7.4.14 Modelo de biodegradação

O resíduo é formado por compostos orgânicos e inorgânicos. O modelo de biodegradação estuda os processos que afetam os compostos orgânicos. A matéria orgânica é composta por duas frações sendo uma biodegradável e outra não biodegradável. Por sua vez a fração biodegradável é constituída por uma parte rapidamente hidrolisável e outra lentamente hidrolisável.

Conhecendo a massa de cada componente que vai para o aterro, pode-se estimar sua biodegradabilidade a partir de estudos de potencial bioquímico de metano (PBM). Com estas

análises obtém-se a quantidade potencial de metano que o resíduo poderá produzir ao se degradar completamente em condições de laboratório. Também tem-se fórmulas químicas representativas de cada componente. Com estas formulações e seguindo as reações teóricas de degradação total, obtém-se a quantidade de metano máxima teórica.

A relação PBM observado (experimental)/PBM teórico de cada componente é o fator “ f_{bio} ”, que aplicado a massa total do mesmo que está no aterro permite obter a fração que poderia degradar-se (fração biodegradável ou gaseificável) em condições ideais. O fator “ f_{bio} ” aplica-se a todos os elementos químicos de cada componente, de maneira que a fórmula química da fração biodegradável do mesmo conserva as proporções entre elementos da fórmula original. Fazendo o mesmo com o fator complementa ($1 - f_{bio}$) obtém-se as massas de matéria não biodegradável.

A Tabela 3.20 apresenta a classificação proposta no MODUELO para os componentes principais do resíduo segundo a biodegradabilidade .

Tabela 3.20 - Componentes principais do resíduo segundo a biodegradabilidade

| Rapidamente hidrolisáveis | Lentamente hidrolisáveis | Inertes |
|----------------------------------|---------------------------------|--------------------|
| Papel | Madeira | Plásticos |
| Papelão | Têxteis | Vidro |
| Restos de comida | Goma e couro | Metais |
| | Resíduos de poda | Outros inorgânicos |
| | Matérias celulósicas | |

4 MATERIAL E MÉTODOS

O presente capítulo descreve a metodologia utilizada na fase experimental, que compreendeu a calibração e simulação do balanço hídrico da Célula AC-05 (fase de operação) e do Aterro Sanitário Experimental (fases de operação e pós-fechamento), ambos localizados na Central de Tratamento de Resíduos Sólidos da BR 040 em Belo Horizonte.

Alguns parâmetros necessários à alimentação do banco de dados de entrada do programa, para o cálculo da estimativa da quantidade de líquidos lixiviados desenvolvido pelo software MODUELO 3 foram extraídos da literatura.

4.1 Central de Tratamento de Resíduos Sólidos de Belo Horizonte (CTRS-BH)

4.1.1 Localização e aspectos gerais

A Central de Tratamento de Resíduos Sólidos (CTRS) do município está localizada na região Noroeste de Belo Horizonte, limita com o município de Contagem (Figura 4.1), ocupando uma área de 144 hectares e teve suas atividades iniciadas em 1975.

Durante os primeiros 14 anos de operação, funcionou como aterro convencional, passando a energética em 1989. Em 1995, foi elaborado um projeto para sua reestruturação, visando melhorar as condições operacionais e estender a vida útil do mesmo. Na mesma época passou-se a adotar a técnica de biorremediação como forma de tratar a massa de resíduos aterrada. No entanto, o emprego desta técnica foi interrompido em 2001, com o aterro voltando a funcionar de forma convencional. A previsão de término das atividades de disposição de RSU é em dezembro de 2007. Belo Horizonte situa-se a uma latitude 19° 56' Sul e a uma longitude 43° 56' Oeste, a uma altitude de 915 metros, e possui uma população de aproximadamente 2,41 milhões. A Figura 4.2 apresenta a Central de Tratamento de Resíduos Sólidos de Belo Horizonte com as diferentes células de disposição de RSU.



Figura 4.1 – Mapa do Município de Belo Horizonte com a Localização da CTRS–BH

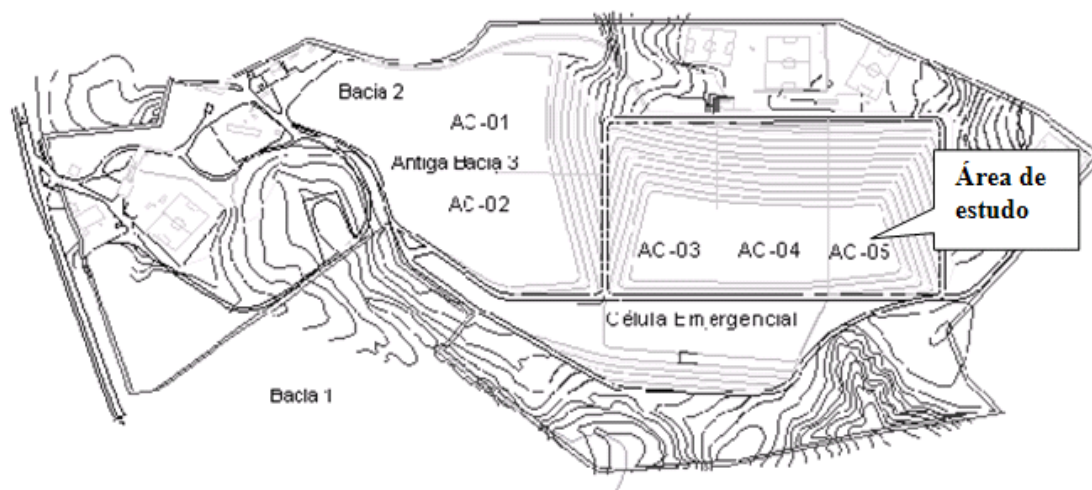


Figura 4.2 – Central de Tratamento de Resíduos Sólidos Urbanos da BR–040

4.1.2 Caracterização do meio físico

4.1.2.1 Geologia

A geologia do município de Belo Horizonte é compreendida pelo chamado domínio do complexo Belo Horizonte, termo introduzido por Noce *et al.* (1994) e que representa 70% do território municipal, tendo sua área de maior expressão ao norte da calha do Ribeirão Arrudas. Segundo SILVA *et al.* (1995), nesse domínio predominam as rochas gnáissico-migmatíticas.

4.1.2.2 Clima

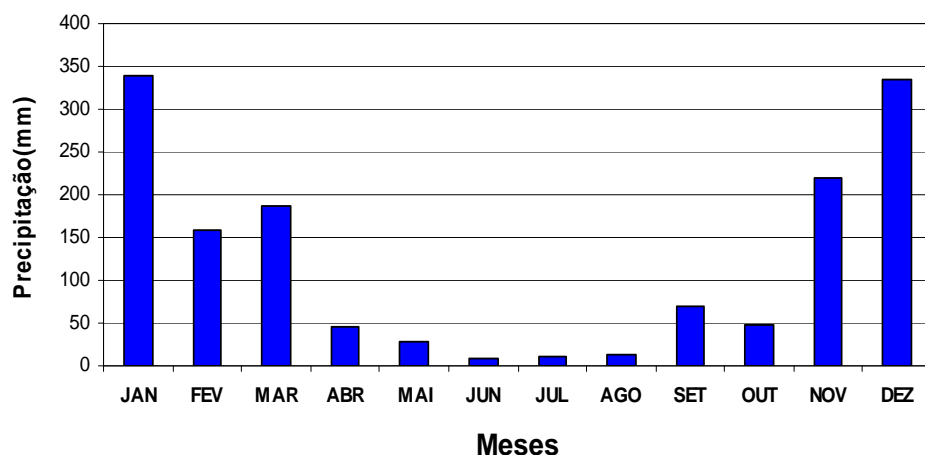
Belo Horizonte está localizada na região Sudeste, onde as precipitações concentram-se entre setembro e março e são muitas escassas durante os meses de inverno. A precipitação média anual em Belo Horizonte está na faixa de 1500 a 1700 mm. A temperatura média anual está na faixa de 17 a 23°C.

A precipitação é o parâmetro de maior importância para a determinação do fluxo da área em questão. Através deste, conhece-se o comportamento dos escoamentos subterrâneos e superficiais, além das direções do fluxo, vazões e concentrações de poluentes. A Figura 4.3 apresenta o pluviômetro instalado na Central de Tratamento de Resíduos Sólidos Urbanos de Belo Horizonte (CTRS–BH).



Figura 4.3 – Pluviômetro da CTRS–BH

De acordo com a Figura 4.4, que apresenta a média histórica mensal de precipitação dos anos 2001 a 2006, pode-se dizer que a região do aterro de Belo Horizonte apresenta precipitações ao longo do ano, observando os maiores picos, em média nos meses de janeiro e dezembro, com aproximadamente 339 e 336 milímetros de chuva, respectivamente. A estação chuvosa compreende entre setembro e março, apresentando valores de precipitação oscilando entre 48 a 339 mm mensais. Os menores índices de precipitação são observados nos meses de junho a agosto, com valores oscilando de 9 a 13 milímetros mensais.



Fonte: CEMIG

Figura 4.4 – Média Histórica Mensal de Precipitação da CTRS–B.H. (2001–2006)

4.1.2.3 Temperatura

A temperatura média anual no período de 2001 a 2006 é de 20°C, variando no intervalo de 17°C a 23°C, como apresentado na Figura 4.5.

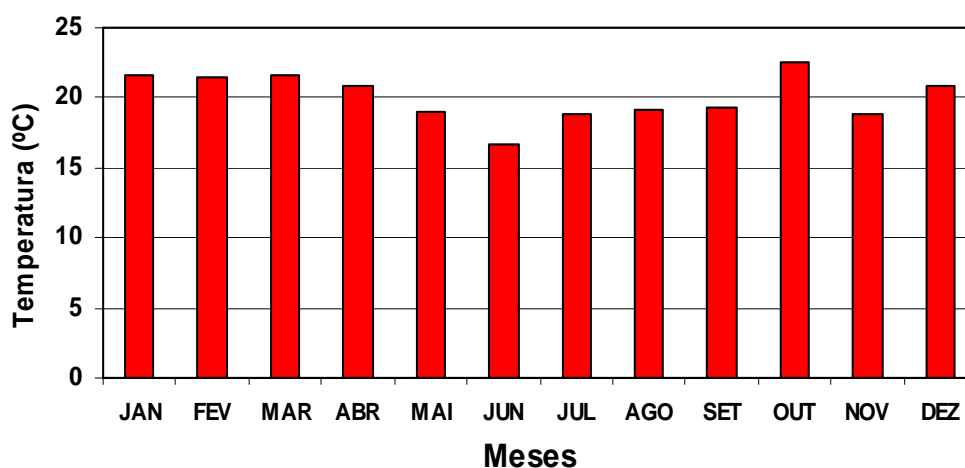


Figura 4.5 – Média Histórica Mensal da Temperatura da CTRS–B.H. (2001–2006)

4.1.2.4 Evapotranspiração

A taxa de evapotranspiração é importante para a determinação do balanço hídrico. Ela foi obtida mediante o Modelo Computacional HIDROESTA (VILLÓN, 2005), que utiliza o método de Thornthwaite, que tem como dados às temperaturas médias e a localização do lugar. A Tabela 4.1 mostra os resultados de cálculo para o período 2001 – 2006 da CTRS–B.H.

Tabela 4.1 – Resultados da Evapotranspiração – Modelo Hidroesta

| Mes | T | Indice i | ETo (mm) | Factor f | ETr mensal | ETr diaria |
|-----|------|----------|----------|----------|------------|------------|
| Ene | 22,0 | 9,423 | 89,839 | 1,14 | 102,416 | 3,3 |
| Feb | 22,0 | 9,423 | 89,839 | 1,0 | 89,839 | 3,21 |
| Mar | 22,0 | 9,423 | 89,839 | 1,05 | 94,331 | 3,04 |
| Abr | 21,0 | 8,782 | 81,14 | 0,97 | 78,706 | 2,62 |
| May | 19,0 | 7,547 | 65,176 | 0,96 | 62,569 | 2,02 |
| Jun | 17,0 | 6,378 | 51,091 | 0,91 | 46,493 | 1,55 |
| Jul | 19,0 | 7,547 | 65,176 | 0,95 | 61,917 | 2,0 |
| Ago | 19,0 | 7,547 | 65,176 | 0,99 | 64,524 | 2,08 |
| Set | 19,0 | 7,547 | 65,176 | 1,0 | 65,176 | 2,17 |
| Oct | 23,0 | 10,079 | 99,02 | 1,08 | 106,942 | 3,45 |
| Nov | 19,0 | 7,547 | 65,176 | 1,09 | 71,042 | 2,37 |
| Dic | 21,0 | 8,782 | 81,14 | 1,15 | 93,311 | 3,01 |

Indice térmico anual (I):
100,0263

exponente (a):
2,18909

De acordo com a Figura 4.6, que apresenta a média histórica mensal de evapotranspiração, conclui-se que a região da Central de Tratamento de Resíduos Sólidos de Belo Horizonte apresenta valores de evapotranspiração oscilando entre 46 a 107 mm mensais.

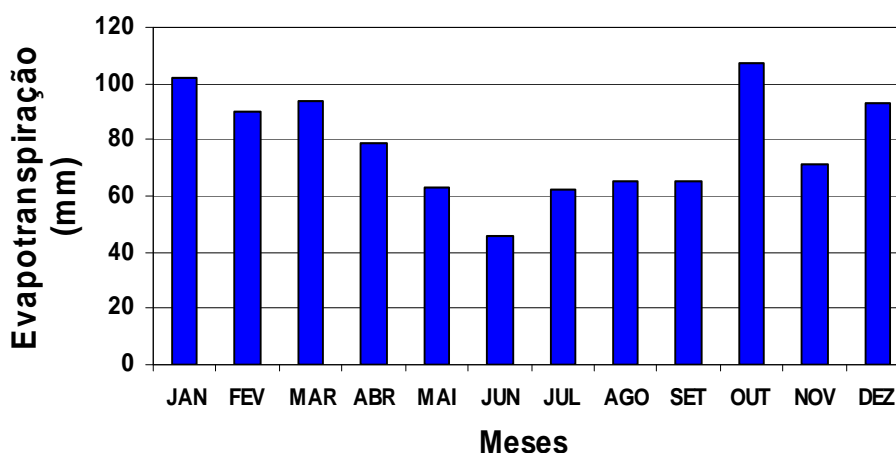


Figura 4.6 – Média Histórica Mensal de Evapotranspiração da CTRS–B.H. (2001–2006)

Na Figura 4.7, observa-se um déficit hídrico nos meses de abril a agosto, uma vez que a evapotranspiração supera a precipitação neste intervalo de tempo.

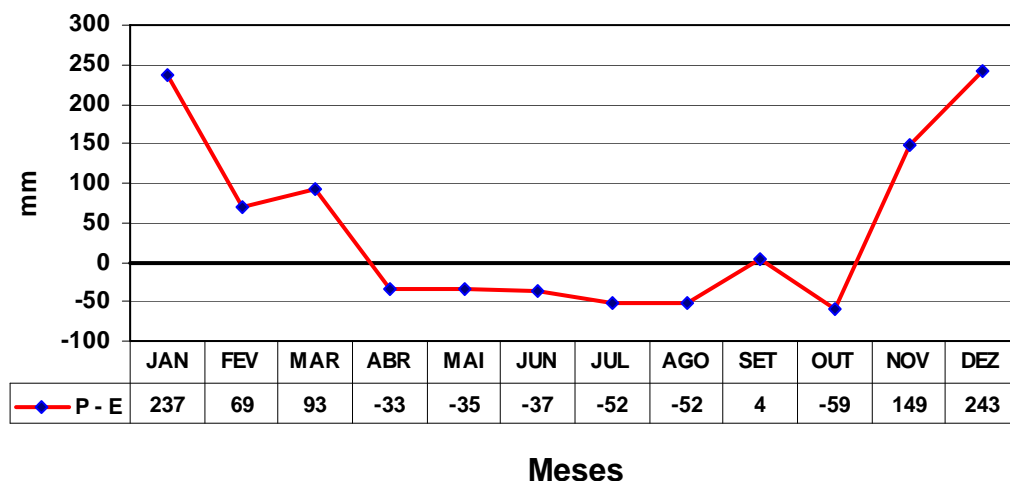


Figura 4.7 – Resultados do Comportamento Hídrico da CTRS–B.H. (2001–2006)

4.2 A Célula AC–05 da CTRS–BH

A Célula AC–05 é uma das células de disposição de RSU da Central de Tratamentos de Resíduos Sólidos em Belo Horizonte (CRTS–BH) da BR-040, a qual possui controle operacional e monitoramento desde o início de sua operação no final do ano 2000. A célula AC–05 ocupa uma área de aproximadamente 85.800 m². Na Figura 4.8 pode se observar a vista geral da célula utilizada na simulação com o modelo Modulo 3. O desnível entre o dique e o topo da célula é de aproximadamente 65m. Atualmente esta célula não esta mais recebendo resíduos sólidos. De acordo com os dados operacionais levantou-se, primeiramente, a topografia da base do aterro, a qual pode ser visualizada nas Figuras 4.9 e 4.10. A barreira vertical, indicada nas Figura 4.9 a 4.11, indica a posição de uma barreira construída de solo argiloso que teve como objetivo separar as células de disposição de resíduos.

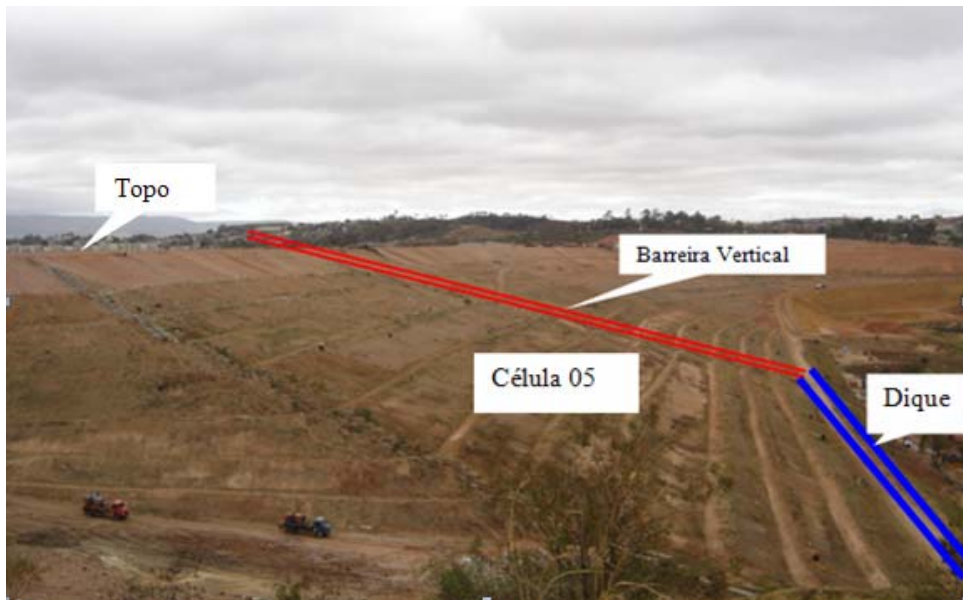


Figura 4.8 – Vista Geral da Célula AC-05 Utilizada na Simulação com MODUELO 3

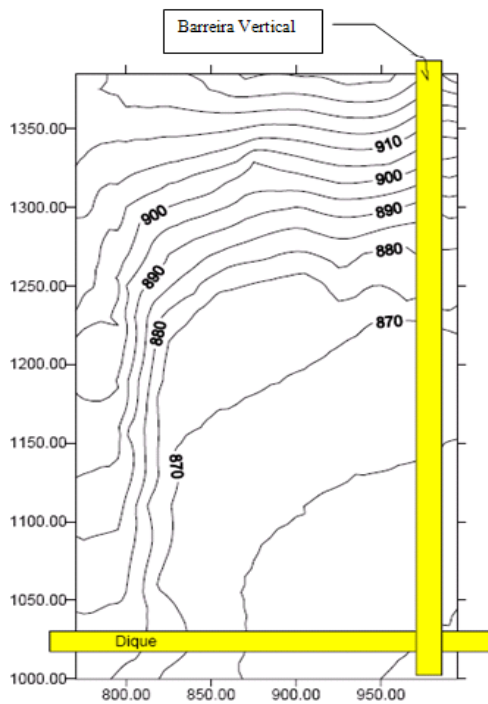


Figura 4.9 – Topografia Original da Célula AC-05 Utilizada na Simulação

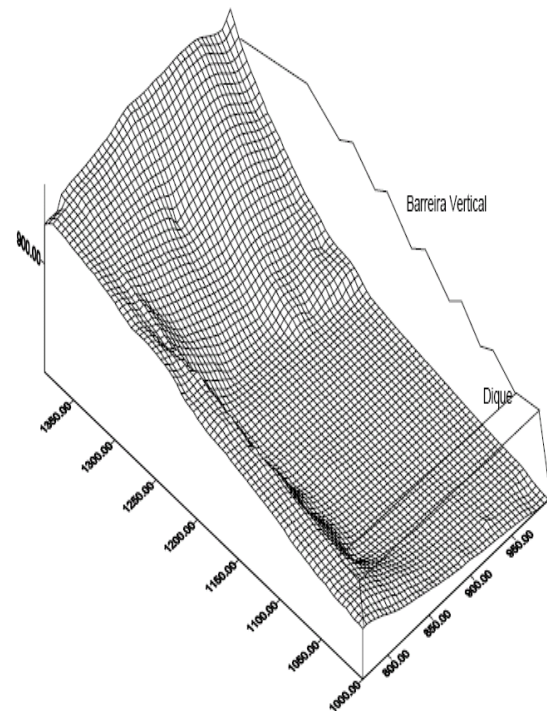


Figura 4.10 – Modelo Digital do Terreno da Célula AC-05 Utilizada na Simulação

4.2.1 Parâmetros usados na Célula AC-05 na estimativa do balanço hídrico com o modelo MODUELO 3

Para a simulação com Modelo Moduelo 3 é necessário um grande volume de dados, de forma a alimentar os sub-modelos de produção, morfologia e clima do programa.

Os dados iniciais solicitados envolvem o período de início e final da simulação, localização (latitude), algumas características de projeto (declividade, coeficiente de Manning) e parâmetros hidrológicos necessários à determinação do balanço hídrico local.

4.2.1.1 Dados de produção

Esta parte do programa inclui os parâmetros descritivos da composição, quantidade, evolução temporal e características físicas e químicas dos resíduos que chegam ao aterro. Também os dados de produção diária dos resíduos, composição gravimétrica, população atendida, as propriedades dos resíduos como: umidade; peso específico e poder calorífico.

Os principais dados de entrada utilizados na simulação estão apresentados na Tabela 4.2 e foram obtidos durante o enchimento da Célula AC-05 e na literatura. Destaca-se que os dados relativos à produção diária e população atendida foram estimados de forma a possibilitar o enchimento da célula, pelo Modelo Moduelo, no mesmo tempo que o enchimento real. Isso se deve ao fato de que durante o período utilizado na simulação, nem todos os resíduos eram dispostos em uma única célula.

Tabela 4.2 – Dados para o Módulo de Produção de Resíduos

| Descrição | Dados de Produção |
|---|-----------------------------------|
| Produção diária (kg/hab.dia) | 1,0 |
| População atendida (habitantes) | 348.549 (calculado) |
| Umidade inicial do RSU (% em peso úmido) | 52,93(ensaio In-situ) |
| Peso específico dos resíduos (kN/m ³) | 9,0 (SIMÕES <i>et al.</i> , 2003) |
| Poder calorífico (kcal/kg) | 1400 (LIMA, 1995) |

A Tabela 4.3 apresenta a composição gravimétrica dos resíduos utilizados na simulação da célula AC-05 conforme as categorias sugeridas pelo programa.

Tabela 4.3 – Composição dos RSU Utilizados na Simulação da Célula AC–05

| Componentes | % em massa úmida |
|--------------------|-------------------------|
| Matéria orgânica | 61,59 |
| Papel | 9,53 |
| Plástico | 10,88 |
| Metal | 2,29 |
| Vidros | 2,85 |
| Outros | 12,86 |

Fonte: SMLU (2004)

4.2.1.2 Dados morfológicos

Os dados morfológicos necessários para a realização das simulações referem-se à disposição geométrica do aterro (topografia da área do aterro, situação de cada célula, ordem de enchimento), as características de cada célula (dimensão horizontal das células, espessura da cobertura, rede de drenagem inferior), as características do aterro (escoamento superficial) e as características hidrológicas utilizados.

Os principais dados hidrológicos de entrada utilizados na simulação do sub-modelo morfológico estão apresentados na Tabela 4.4 e foram obtidos durante o enchimento do aterro da Célula AC–05 e na literatura. Outro dado importante na simulação são os caminhos preferenciais correspondem ao volume de cada célula pelo qual o líquido lixiviado percola de forma rápida.

Tabela 4.4 – Parâmetros Hidrológicos Utilizados na Simulação da Célula AC–05

| Parâmetros | Célula de resíduos | Célula de resíduos com camada de cobertura final |
|------------------------|---------------------------|---|
| fc Horton (final) | 3,81 (mm/h) | 1,27 (mm/h) |
| fo Horton(inicial) | 76,2 (mm/h) | 76,2 (mm/h) |
| Capacidade de campo | 50,57% (em volume) | 50,57%(em volume) |
| Caminhos preferenciais | 50% (em volume) | |

A morfologia do aterro é obtida com a representação tridimensional, a partir de um Modelo Digital do terreno (MODUELO – MT, 2006). Por meio dos dados operacionais e de produção obtêm-se a seqüência de enchimento das células. São utilizados seis tipos de células para a representação tridimensional do aterro: terreno, vazias, células de resíduos (V), células de resíduos com camada de cobertura final (Vs), solo (R) e drenos (D).

A base tridimensional do aterro da célula AC-05 é obtida a partir do levantamento topográfico da área onde foi implantado. O acompanhamento topográfico de todas as etapas de enchimento permitiu definir toda a seqüência construtiva.

Nas telas apresentadas pelas Figuras 4.11 e 4.12, pode-se visualizar a metodologia aplicada no preenchimento das células em planta e em cortes elaborados pelo programa.

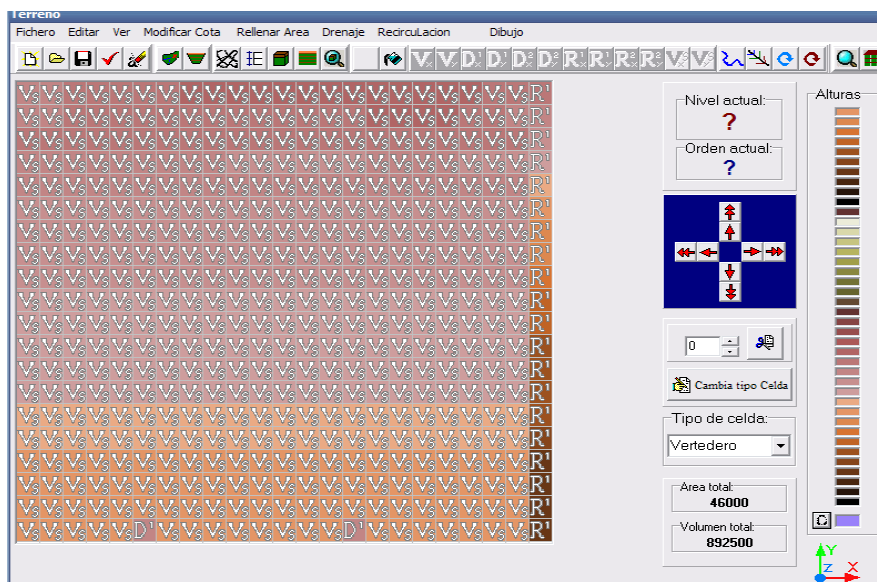


Figura 4.11 – Configuração Espacial da Célula AC-05 do Aterro – Planta

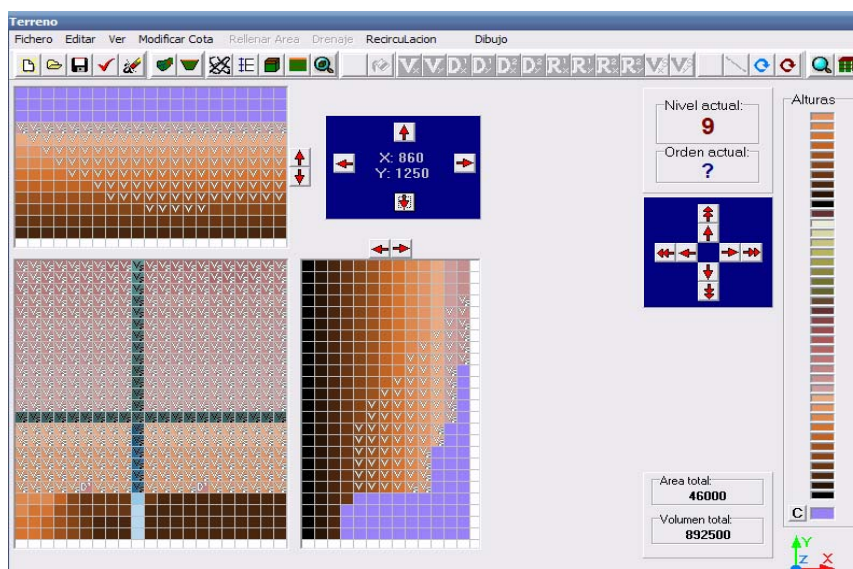


Figura 4.12 – Configuração Espacial da Célula AC-05 do Aterro – Perfis

A Figura 4.13 apresenta a rede de drenagem de fundo em forma de espinha de peixe no processo de enchimento da área da célula AC-05.

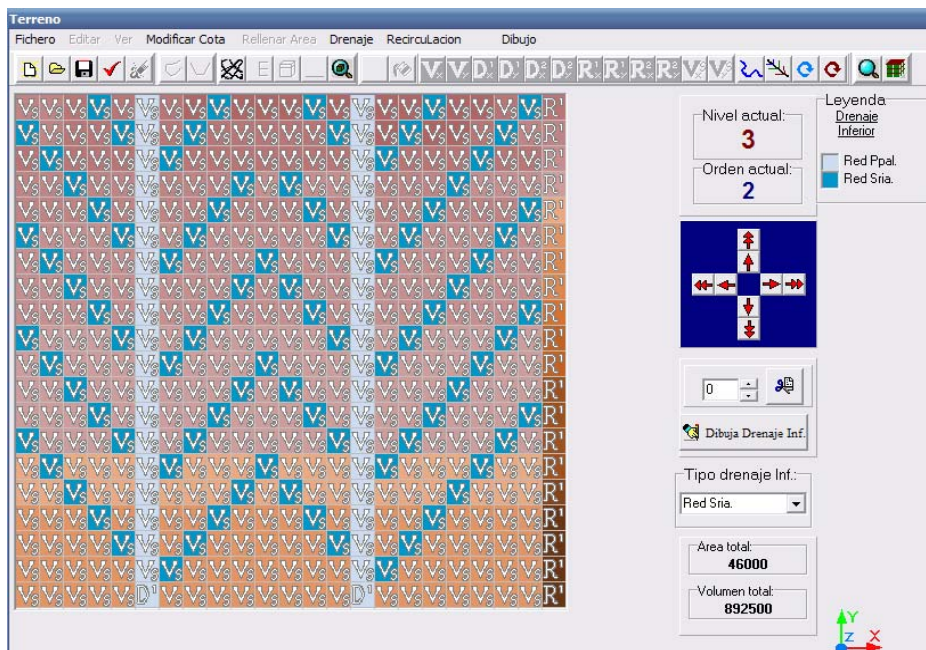


Figura 4.13 – Rede de Drenagem de Fundo da Célula AC–05 da CTRS–BH

4.2.1.3 Dados de clima

Os dados meteorológicos foram obtidos na estação meteorológica instalada na Central de Tratamento de Resíduos Sólidos de Belo Horizonte que fica na BR-040 e complementados com informações fornecidas diariamente pela Companhia Energética de Minas Gerais – CEMIG (temperatura, umidade relativa do ar, radiação solar e velocidade do vento). A Figura 4.14 apresenta a série de precipitação, em milímetros, utilizada no MODUELO para a simulação da Célula AC–05.

4.2.1.4 Rede de drenagem inferior

A rede de drenagem inferior representa o sistema de evacuação do líquido lixiviado, que consiste em sistemas formados por uma camada de pedras, capim, solo e tubos. O sistema de drenagem principal possui seção retangular de 1,20 por 2,0 m executados com uma camada de brita, uma camada de capim e uma camada de solo; o sistema de drenagem secundário em forma de espinha de peixe possui também seção retangular de 1,10 por 2,0 m aproximadamente, com as mesmas camadas do dreno principal.

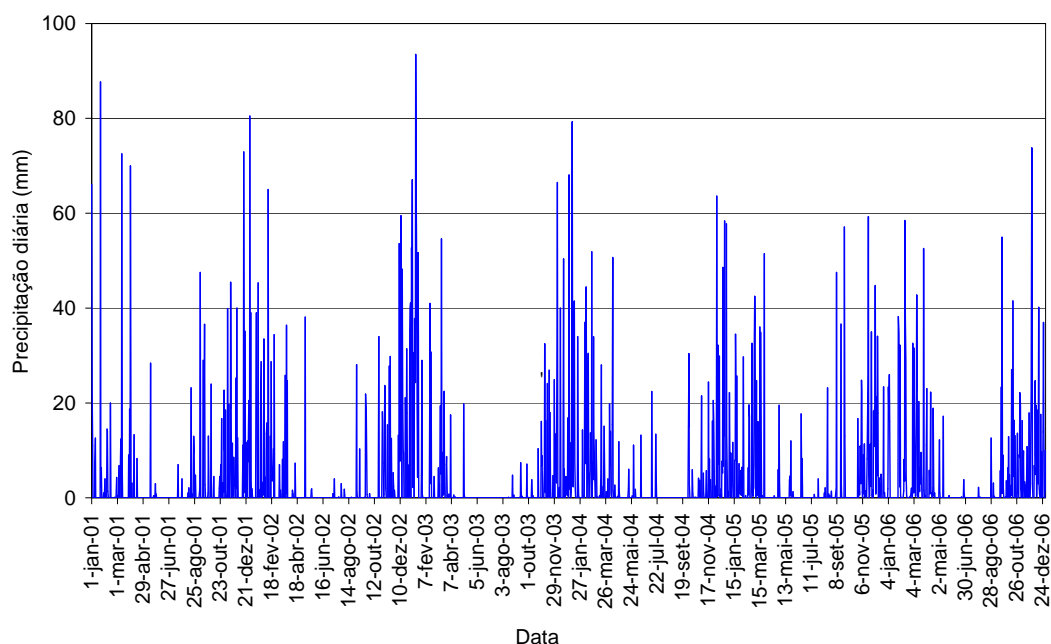


Figura 4.14 – Precipitação Diária na Célula AC-05 (2001 – 2006).

4.2.1.5 Simulação do programa

Com os dados de produção, morfológicos e de clima elegidos corretamente, inicia-se a simulação do programa. Um relógio digital mostra o seguimento do processo da simulação; Figura 4.15.



Figura 4.15 – Tela da Simulação da Célula AC-05 do Aterro

4.3 Aterro Sanitário Experimental

O aterro sanitário experimental está localizado na Central de Tratamento de Resíduos Sólidos Urbanos da BR 040, em Belo Horizonte, sobre o topo de uma antiga célula de disposição já encerrada (Célula AC-01). A seleção da área procurou conciliar alguns fatores, tais como: dimensões do aterro experimental previstas em projeto, facilidade de acessos, proximidade à infra-estrutura de apoio (máquinas, mão-de-obra etc.) e, principalmente, não interferência com a operação diária do aterro. Na Figura 4.16 pode ser observada a vista geral do aterro experimental e na Figura 4.17, a sua localização na CTRS–BH.

O aterro sanitário experimental, descrito em Catapreta *et al.* (2005), possui as seguintes dimensões internas: comprimento de 55 m, largura de 55 m e altura de 3.80 m.



Figura 4.16 – Vista Geral do Aterro Sanitário Experimental



Figura 4.17 – Localização do Aterro Sanitário Experimental na CTRS–BH

4.4 Capacidade de Campo dos RSU

Para a realização dos ensaios de umidade na capacidade de campo, cujos resultados foram empregados na simulação da célula AC-05 e no aterro sanitário experimental, foram construídos 4 cilindros cujas dimensões são: diâmetro 14cm e altura de 30 cm, totalizando um volume de 4618,2 cm³.

O programa experimental foi definido em função das seguintes variáveis: a composição gravimétrica e o peso específico aparente úmido (6, 8 e 10 kN/m³).

A composição gravimétrica se baseou no “Relatório Final da Caracterização dos Resíduos Sólidos de Belo Horizonte”, realizada pela SMLU (Secretaria Municipal de Limpeza Urbana) no ano de 2004, conforme a Tabela 4.6. Como forma de facilitar a montagem das amostras, houve uma redução do número de componentes na composição, conforme a Tabela 4.5.

Tabela 4.5 – Composição Gravimétrica para o Programa Experimental

| Componentes | % em massa úmida |
|--------------------|-------------------------|
| Matéria orgânica | 61,59 |
| Papel | 9,53 |
| Plástico | 10,88 |
| Metal | 2,29 |
| Vidros | 2,85 |
| Outros | 12,86 |

Fonte: SMLU, 2004

A execução dos ensaios consistiu nas fases de amostragem, moldagem dos corpos de prova, determinação do teor de umidade inicial em base úmida, umidade de saturação, umidade na capacidade de campo, cuja seqüência é apresentada a seguir.

Tabela 4.6 - Composição Gravimétrica dos Resíduos Sólidos Domiciliares de B.H.

| Componentes | Composição SMLU (% em peso úmido) | Componentes | Composição Típica de Belo Horizonte (% em peso úmido) |
|----------------------------------|--|----------------------|--|
| Resíduos Alimentares | 40,55 | Resíduos Alimentares | 55 |
| Fezes | 4,22 | - | - |
| Resíduos de Banheiro | 7,77 | - | - |
| Total | 52,54 | - | - |
| Podas | 9,05 | Podas | 12 |
| Papelão | 1,13 | - | - |
| Papel fino | 4,99 | - | - |
| Embalagem Longa Vida | 1,10 | - | - |
| Papel misto | 2,31 | - | - |
| Total | 9,53 | Papel e Papelão | 10 |
| Plástico filme | 2,35 | - | - |
| Plástico rígido | 2,46 | - | - |
| PET | 1,14 | - | - |
| Plástico filme (sujo) | 4,93 | - | - |
| Total | 10,88 | Plástico | 11 |
| Metal ferroso | 1,75 | - | - |
| Metal não ferroso | 0,54 | - | - |
| Total | 2,29 | - | - |
| Vidro reciclável | 2,63 | - | - |
| Vidro não reciclável | 0,22 | - | - |
| Total | 2,85 | - | - |
| Entulho | 2,85 | Entulho | 3 |
| Espuma, isopor, cerâmica | 0,65 | - | - |
| Madeira, tecido, borracha, couro | 4,04 | Tecido e couro | 4 |
| Total | 7,54 | - | - |
| Resíduo Perigoso Doméstico | 0,18 | - | - |
| Resíduo de Serviço de Saúde | 0,27 | - | - |
| Resíduos Automotivos | 0,26 | - | - |
| Total | 0,71 | - | - |
| Rejeitos | 4,60 | Solo | 5 |
| Total Geral | 100,00 | Total Geral | 100,00 |

Fonte: SMLU, 2004

4.4.1 Amostragem

Na fase de amostragem, para todos os ensaios, as amostras foram caracterizadas, seguindo a composição gravimétrica dos resíduos de Belo Horizonte (SMLU, 2004). Para tanto, foram coletadas amostras da frente de operação do aterro. Na execução desta fase, após a coleta e transporte dos resíduos (Figuras 4.18 e 4.19), estes eram dispostos em um galpão coberto, e, logo após, fazia-se a sua triagem das frações referentes à matéria orgânica, papel, plástico, metal, vidros e outros (Figuras 4.20 e 4.21). Vale dizer que foi coletada somente a quantidade suficiente para cada ensaio. Desta forma, evitava-se o armazenamento de matéria orgânica, minimizando maus odores, além de agilizar a montagem das amostras.



Figura 4.18 e 4.19 – Coletas e Transporte das Amostras na Frente da Operação



Figura 4.20 e 4.21 – Triagens da Amostra e Dispostos para a Composição Gravimétrica

Após a fase de coleta e estocagem, os componentes dos resíduos eram pesados em uma balança calibrada, de forma a garantir os percentuais de cada componente, e homogeneizados com a finalidade de garantir uma mistura adequada para a respectiva disposição da amostra no cilindro. As Figuras 4.22 e 4.23 apresentam a homogeneização e pesagem dos componentes do resíduo.



Figura 4.22 e 4.23 – Homogeneizações e Pesagem dos Resíduos para as Amostras

4.4.2 Moldagem dos corpos de prova

Durante a moldagem dos corpos de prova, para os ensaios de umidade inicial, umidade de saturação e umidade na capacidade de campo para pesos específicos aparentes úmidos dos resíduos sólidos de $6,0 \text{ kN/m}^3$, $8,0 \text{ kN/m}^3$ e $10,0 \text{ kN/m}^3$, os resíduos foram dispostos no cilindro até uma altura de 15cm. Para o enchimento do cilindro foram utilizados soquetes manuais (Figuras 4.24 e 4.25).



Figura 4.24 e 4.25 – Moldagens dos Corpos de Prova com Soquete Manual

4.4.3 Determinação do teor de umidade

Concluída a fase de amostragem, foi realizado o quartearamento das amostras de cada ensaio e então, retirava-se uma amostra de 1,40kg, 1,80kg e 2,30kg, para os pesos específicos aparentes úmidos de $6,0 \text{ kN/m}^3$, $8,0 \text{ kN/m}^3$ e $10,0 \text{ kN/m}^3$ respectivamente, e colocados no cilindro até uma altura de 15cm, depois eram retirados pesados e acondicionados em sacos plásticos hermeticamente fechados, identificados e enviados para determinação do teor de umidade (Figuras 4.26 e 4.27). O teor de umidade foi determinado no Laboratório de Análises Físico-Químicas, localizado na própria Central de Tratamento de Resíduos Sólidos da BR 040. As amostras eram submetidas a uma temperatura de 65° durante um período de 24 horas

e a 105° durante um período de 4 horas.



Figura 4.26 e 4.27 – Determinação do Teor de Umidade

Para a simulação da Célula 05 e do Aterro Experimental da Central de Tratamento de Resíduos Sólidos de Belo Horizonte foram realizados ensaios de umidade para os pesos específicos aparentes úmidos de 6,0 kN/m³, 8,0 kN/m³ e 10,0 kN/m³.

4.4.4 Determinação da umidade na saturação

Depois do enchimento dos cilindros até 15 cm de altura, compactados com soquete manual, estes cilindros eram colocados em um cilindro maior com água, dotado de um colchão de brita de aproximadamente 15 cm em sua base. 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 4.28 e 4.29. Em seguida os resíduos eram retirados, pesados e acondicionados em sacos plásticos hermeticamente fechados, identificados e enviados para determinação da umidade de saturação a uma temperatura de 65° durante um período de 24 horas e a 105° durante um período de 4 horas.



Figura 4.28 e 4.29 – Processos da Saturação da Amostra de Resíduos Sólidos Urbanos

4.4.5 Determinação da umidade na capacidade de campo

Depois de saturada a amostra, deixa-se drenar livremente a água retida no resíduo sólido urbano. Em média a drenagem ocorria entre 3 a 4 horas, como apresentado nas Figuras 4.30 e 4.31. Concluído o prazo de drenagem (observando-se a não existência de água sobre a superfície da amostra), leva-se toda a amostra para a estufa, para obtenção da umidade na capacidade de campo.



Figura 4.30 e 4.31 – Processos da Drenagem das Amostras de Resíduos Sólidos Urbanos

A umidade do RSU na capacidade de campo em volume é dada pela Equação 4.1:

$$\theta_{cc} = w_{ccseco} \cdot \frac{\gamma_{RSUseco}}{\gamma_{\text{água}}} \quad (4.1)$$

Em que: θ_{cc} : Umidade na capacidade de campo (vol/vol); w_{ccseco} : Umidade do RSU na capacidade de campo em base seca [$M.L^{-2}.T^{-2}$]; $\gamma_{RSUseco}$: Peso específico do RSU em base seca [$M.L^{-2}.T^{-2}$]; $\gamma_{\text{água}}$: Peso específico da água.

O peso específico aparente seco dos RSU, $\gamma_{RSUseco}$, é dado pela Equação 4.2:

$$\gamma_{RSUseco} = \frac{\gamma_{RSU}}{1 + w_{oRSUseco}} \quad (4.2)$$

Em que: γ_{RSU} : Peso específico do RSU natural [$M.L^{-2}.T^{-2}$]; $w_{oRSUseco}$: Umidade inicial do RSU em base seca.

5 RESULTADOS E DISCUSSÃO

Neste capítulo são apresentados e discutidos os resultados do ensaio da capacidade de campo dos resíduos sólidos urbanos de Belo Horizonte, bem como os resultados das calibrações e simulações do Aterro Sanitário Experimental e da Célula AC-05 com o modelo MODUELO 3.

5.1 Resultados da Capacidade de Campo do RSU

A Tabela 5.1 apresenta a variação da umidade na capacidade de campo dos resíduos sólidos urbanos de Belo Horizonte com o peso específico. A Figura 5.1 traz o gráfico relativo aos valores obtidos, observam-se os valores da capacidade de campo, volumétrica variando de 29,4 a 59,4 %. Estes valores estão compatíveis com Koda y Zakowicz (1998) *apud* Lobo (2003) (Tabela 3.12) que a capacidade de campo, volumétrica varia de 32 a 56 %.

Tabela 5.1 – Resultada de Capacidade de Campo no Aterro de Belo Horizonte

| Parâmetros | Peso Específico dos RSU: 6,0 kN/m ³ | Peso Específico dos RSU: 8,0 kN/m ³ | Peso Específico dos RSU: 10,0 kN/m ³ |
|--|--|--|---|
| Capacidade de campo de RSU (% em base úmida) | 47,88 | 55,83 | 56,48 |
| Capacidade de campo de RSU (% em base seca) | 91,86 | 126,42 | 129,78 |
| Capacidade de campo de RSU (% em volume) | 29,4 | 50,57 | 59,42 |

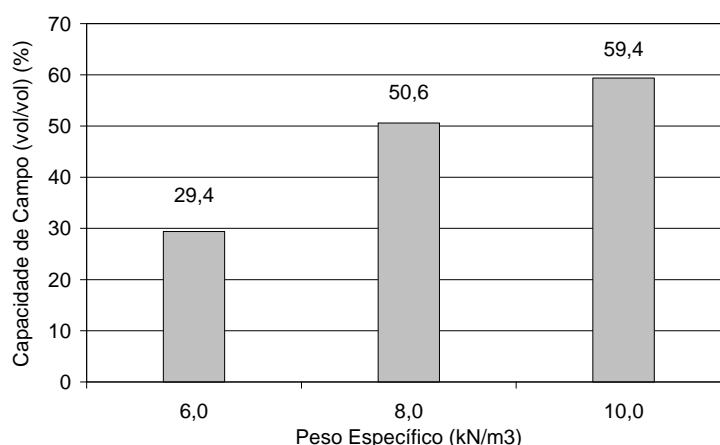


Figura 5.1 – Valores Obtidos para a Capacidade de Campo dos RSU

Os resultados do programa experimental para o cálculo dos diferentes parâmetros dos resíduos sólidos do aterro de Belo Horizonte são mostrados na Tabela 5.2. Foram realizados três ensaios completos, cada um com três amostras.

Tabela 5.2 – Resultados do Programa Experimental no Aterro de BH na Capacidade de Campo dos RSU

| Parâmetros | Peso Específico dos RSU: 6,0 kN/m³ | Peso Específico dos RSU: 8,0 kN/m³ | Peso Específico dos RSU: 10,0 kN/m³ |
|---|--|--|---|
| Umidade inicial de RSU (% em base úmida) | 46,5 | 50,37 | 52,93 |
| Umidade inicial de RSU (% em base seca) | 86,92 | 101,49 | 112,45 |
| Capacidade de campo de RSU (% em base úmida) | 47,88 | 55,83 | 56,48 |
| Capacidade de campo de RSU (% em base seca) | 91,86 | 126,42 | 129,78 |
| Capacidade de campo de RSU (% em volume) | 29,4 | 50,57 | 59,42 |
| Umidade de Saturação de RSU (% em base úmida) | 56,27 | 61,05 | 60,22 |
| Umidade de Saturação de RSU (% em base seca) | 128,69 | 156,75 | 151,36 |
| Umidade de Saturação de RSU (% em volume) | 41,18 | 62,7 | 71,14 |

5.2 Resultados e Análises da Simulação da Célula AC-05 da CTRS-BH

Na Central de Tratamento de Resíduos Sólidos de Belo Horizonte (CTRS-BH), devido ao controle da geração de líquidos lixiviados (que são armazenados temporariamente em tanques e transportados em caminhão pipa até uma estação de tratamento de efluentes domésticos), bem como ao conhecimento dos totais precipitados no local, foi possível realizar o balanço hidrológico superficial e o balanço de líquidos no interior do aterro ao longo de 72 meses.

Para a calibração foram utilizadas propriedades segundo os ensaios correspondentes e dados da literatura. A Tabela 5.3 apresenta os parâmetros calibrados utilizados na simulação. A Tabela 5.4 apresenta os parâmetros de drenagem de fundo. Com os dados horários de precipitação ingressados no arquivo de base de dados no submodelo de clima do programa para a célula AC-05 da CTRS-BH, no período de 01 de janeiro de 2001 e 31 de dezembro de 2006, obteve-se o volume de chuva precipitada diário em m³, como apresentado na Figura 5.2.

Tabela 5.3 – Parâmetros Utilizados na Simulação da Célula AC-05

| Parâmetros | Célula de resíduos (V) | Célula de resíduos com camada de cobertura final (Vs) | Comentários |
|--|------------------------|---|---|
| fc Horton(mm/h) | 3,8 | 1,27 | HUBER e DICKINSON (1988) |
| fo Horton (mm/h) | 76 | 76,2 | HUBER e DICKINSON (1988) |
| k Horton (h ⁻¹) | 4,14 | 4,14 | Valor recomendados em HUBER e DICKINSON (1988) |
| Umidade inicial em base úmida (%) | 52,93 | 52,93 | Valores obtidos in situ |
| Capacidade de campo (% em volume) | 50,57 | 50,57 | Valores obtidos in situ |
| Umidade do solo de cobertura (%) | 30 | 30 | SIMÕES (2003) |
| Peso Específico do solo de cobertura (kN/m ³) | 14,0 | 14,0 | SIMÕES (2003) |
| Permeabilidade do solo de cobertura (m/s) | 2.10 ⁻⁵ | 2.10 ⁻⁵ | SIMÕES (2003) |
| Permeabilidade do Resíduo (m/s) | 1,3 x 10 ⁻⁴ | 1,3 x 10 ⁻⁴ | Valores bibliográficos recompilados em LOBO (2003). |
| Peso Específico do Resíduo (kN/m ³) | 9,0 | 9,0 | Valores obtidos in situ |
| Altura de acumulação máxima de água sobre a superfície – dp (mm) | 60 | 60 | Valores bibliográficos recompilados em LOBO (2003). |
| Canais preferências na massa do resíduo (% em volume) | 50 | 50 | ROSQVIST e DESTOUNI (2000). |

Tabela 5.4 – Parâmetros de projeto do sistema de drenagem de fundo utilizados na Simulação da Célula AC-05

| Descrição | Dreno principal | Dreno secundário |
|-------------------------------------|-----------------|------------------|
| Seção transversal (m ²) | 1,2 x 2,0 | 1,1 x 2,0 |
| Permeabilidade (m/s) | 0,01 | 0,01 |
| Declividade (%) | 4 | 4 |

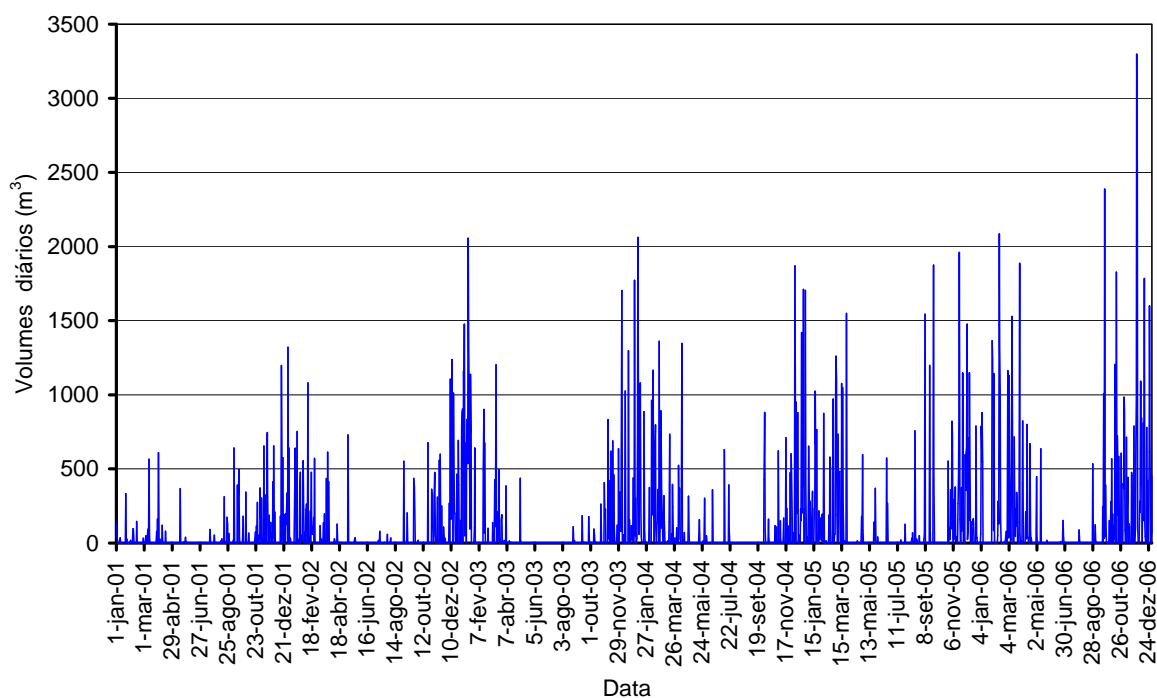


Figura 5.2 – Precipitação Diária na Célula AC-05

A Tabela 5.5 apresenta os valores acumulados durante o período da simulação fornecidos pelo programa (72 meses). Considerando os parâmetros utilizados no balanço hidrológico superficial, obteve-se uma precipitação acumulada de 234.840,298 m³ e uma infiltração de 141.548,688 m³; o equivale a dizer que 60,3 % dos volumes precipitados sobre o aterro infiltram-se. A Figura 5.3 apresenta a variação dos valores acumulados dos componentes do balanço hidrológico superficial e a Figura 5.4 o valor da resultante do balanço que é a infiltração da água para o interior do aterro.

Tabela 5.5 – Resultados Obtidos no Balanço Hidrológico Superficial

| PARÂMETROS | VALOR (m ³) |
|--|-------------------------|
| Precipitação acumulada (PREACUM) | 234.840,298 |
| Chuva Evaporada (CHUEVP) | 80.417,146 |
| Escoamento superficial (ESCSUP) | 10.581,667 |
| Armazenamento Superficial (ARMSUP) | 2.292,797 |
| Infiltração (I) (I = P-CHUEVP-ESCSUP-ARMSUP) | 141.548,688 |

Analisou-se a sensibilidade do parâmetro umidade inicial dos RSU. Na Figura 5.5 observa-se que com a maior umidade inicial, o volume de líquido recolhido na rede de drenagem é maior. Simulações com umidades iniciais estimadas *in-situ* de 52,93 e 50,37%, resultaram valores de 58.963,396 m³ e 43.998,705 m³ respectivamente e uma diferença de 14.964,691 m³ no período da simulação, que é de 72 meses (6 anos).

Na Figura 5.6 apresenta-se a comparação entre os volumes diários de líquidos lixiviados simulados pelo Modelo MODUELO 3 e os volumes medidos em campo na Célula AC-05, para o período da simulação. No período de janeiro de 2001 até fevereiro de 2003 os dados de campo e simulados são semelhantes. Já no período posterior até o final da simulação, os dados medidos são, em geral, superiores aos valores simulados. O volume de líquidos lixiviados gerado depende muito da técnica construtiva, do grau de compactação dos resíduos, do sistema de cobertura (periodicidade, tipo de material, espessura etc.), além da seqüência de enchimento do aterro, que mesmo com todas as possibilidades oferecidas pelo Modelo MODUELO não são fielmente incorporadas na análise.

A Figura 5.7 apresenta a comparação entre o volume diário de precipitação e os valores de líquidos lixiviados simulados pelo modelo e os medidos em campo. A precipitação total sobre a área da Célula AC-05, no período compreendido de 01/01/2001 até 31/12/2006 (72 meses), foi de 234.840,298 m³ e o volume diário de líquidos lixiviados total recolhido na rede de drenagem simulada pelo modelo de 58.963,396 m³. Os valores de pico dos volumes precipitados relaciona-se com os valores de pico de líquidos lixiviados simulado, como pode ser observado na Figura 5.7.

A Figura 5.8 apresenta a comparação entre os volumes acumulados de precipitação (234.840,298 m³) e os volumes acumulados de líquidos lixiviados simulados (58.963,396 m³) com o Modelo MODUELO e medidos em campo (133.992,026 m³). A grande diferença observada pode ser em parte explicada, pela parcela de umidade retida no interior da massa de resíduos, que não pode ser utilizada na calibração devido à dificuldade de determinação em campo.

Os dados de vazão obtidos em campo são medidos em um vertedouro triangular instalado na estação de armazenamento dos líquidos lixiviados denominada “Estação Amarela”. Os dados são medidos 3 a 4 vezes por semana. Para a composição do gráfico, os dados acumulados

medidos durante todo o período da simulação (01/01/2001 a 31/12/2006), foram estimadas médias dos dados medidos durante a semana e colocadas como valor para os 7 dias da semana, o valor do resultado foi de 133.992,026 m³. O volume de líquidos lixiviados simulado com o Modelo MODUELO, equivale a 25,1 % dos volumes precipitados. Este valor está compreendido dentro da faixa do fator K recomendada pelo Método Suíço (ROCCA, 1981). Já os valores acumulados medidos em campo equivalem a 57,1% do volume acumulado precipitado.

O modelo MODUELO permite estimar o volume de umidade armazenado na massa do aterro, dado que pode ser utilizada para as análises de estabilidade estrutural dos aterros sanitários. No período da simulação de 01 de janeiro de 2001 até 31 de dezembro de 2006 (72 meses ou 6 anos), o volume total estimado de resíduo depositado na área da célula AC-05 foi de 808.870 m³ e o volume de umidade retido foi de 371.583 m³, o que representa o 45,9 % do volume total depositado, como apresentado na Figura 5.9. Como a Célula AC-05 teve sua operação finalizada somente em dezembro de 2006, a variação da umidade no seu interior ainda não apresenta uma tendência à estabilização, uma vez que durante todo o período da simulação, a mesma ainda estava recebendo resíduos e, conseqüentemente, umidade.

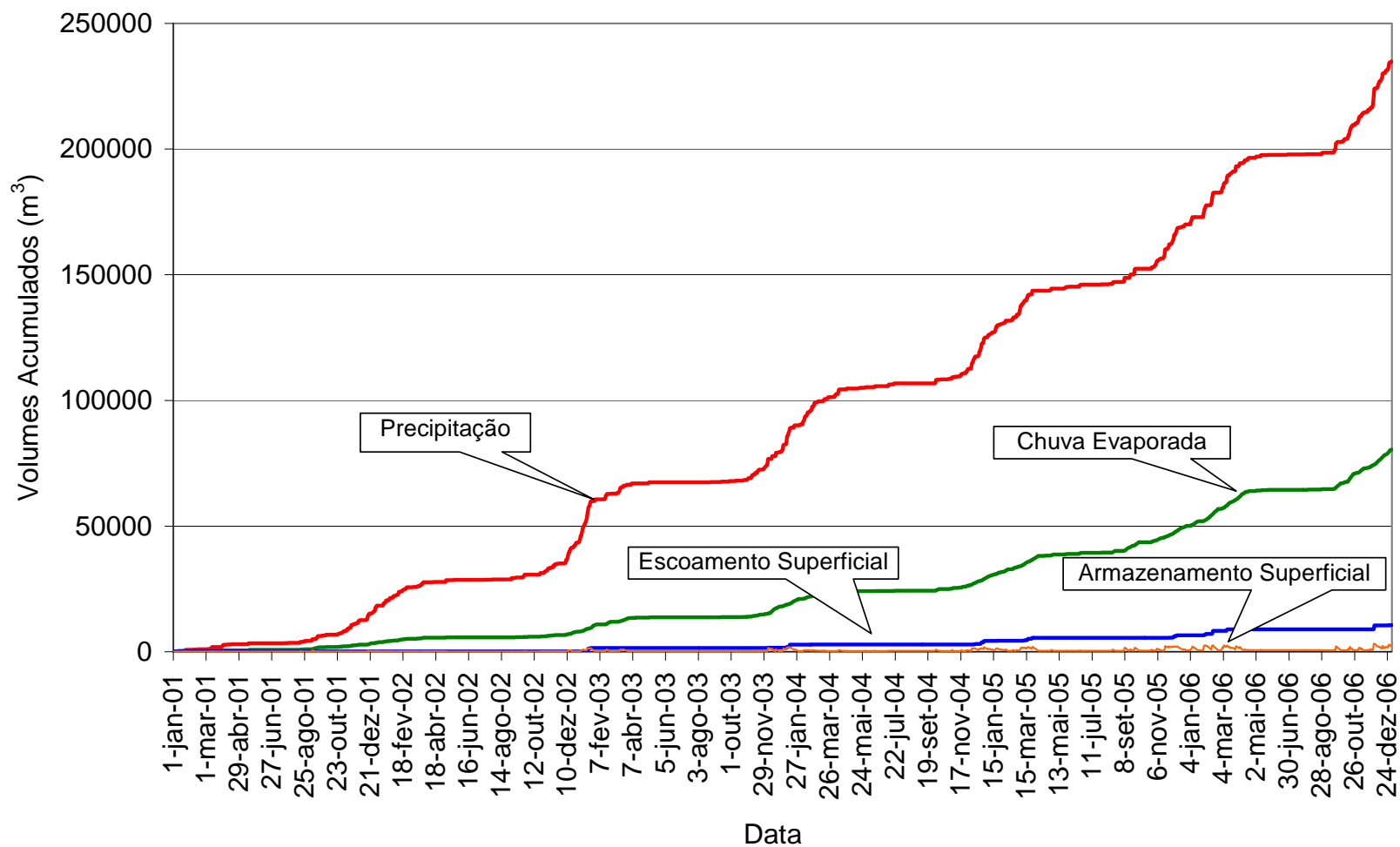


Figura 5.3 – Valores Acumulados dos Componentes do Balanço Hidrológico Superficial da Célula AC-05 (2001–2006)

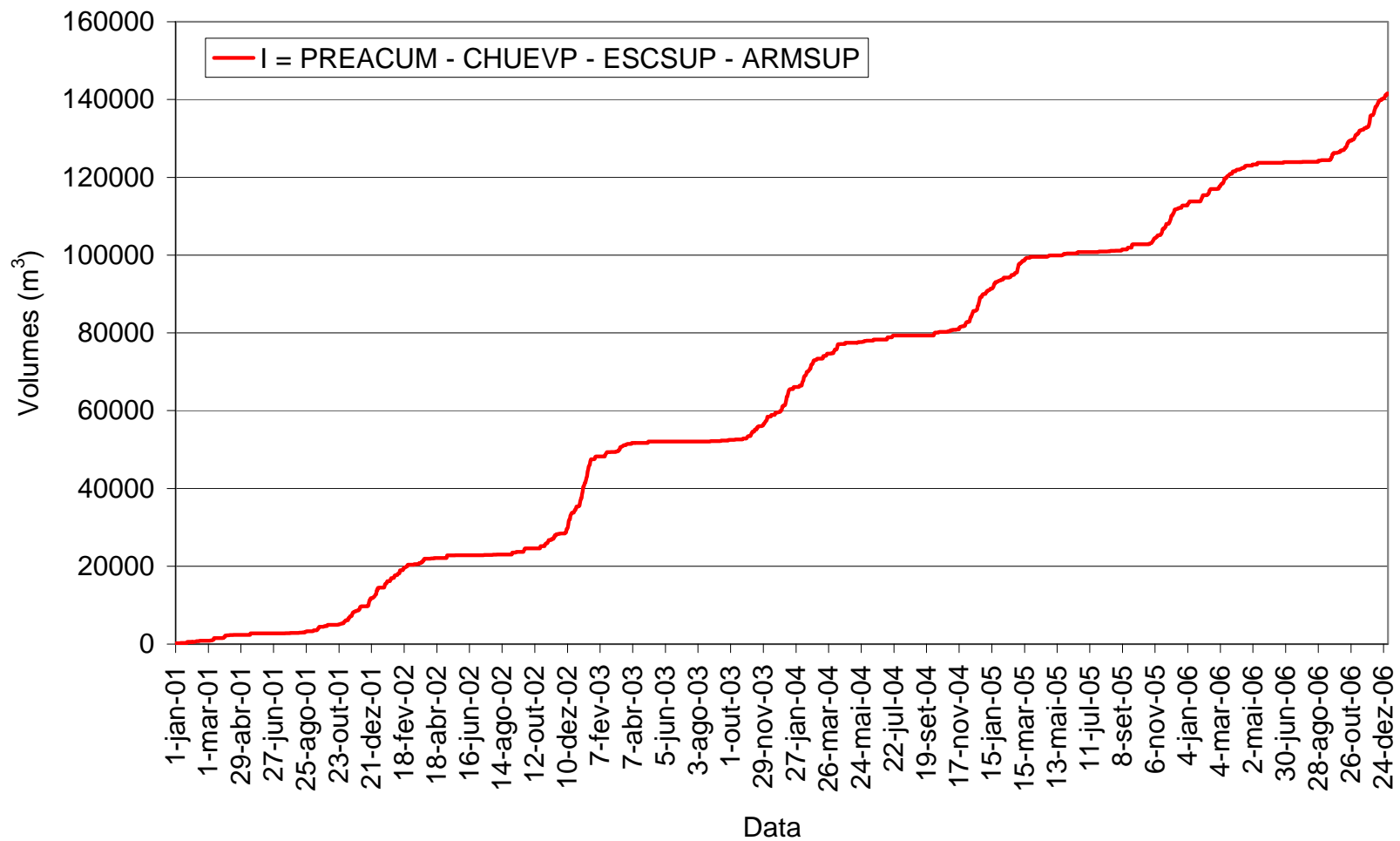


Figura 5.4 – Resultados do Balanço Hidrológico Superficial da Célula AC-05 (2001–2006)

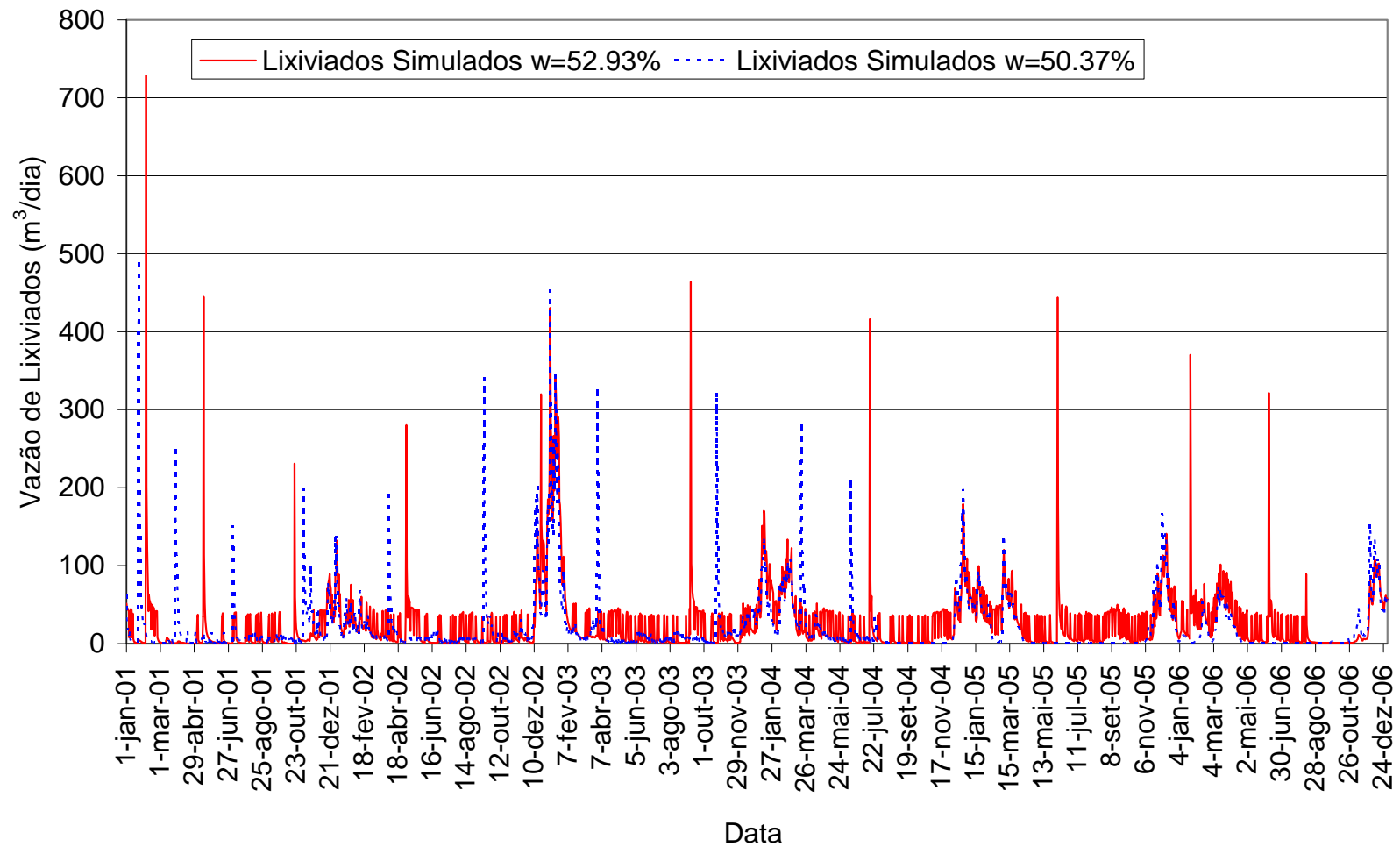


Figura 5.5 – Comparação de Valores de Líquidos Lixiviados Simulados da Célula AC-05 para Diferentes Umidades Iniciais do RSU

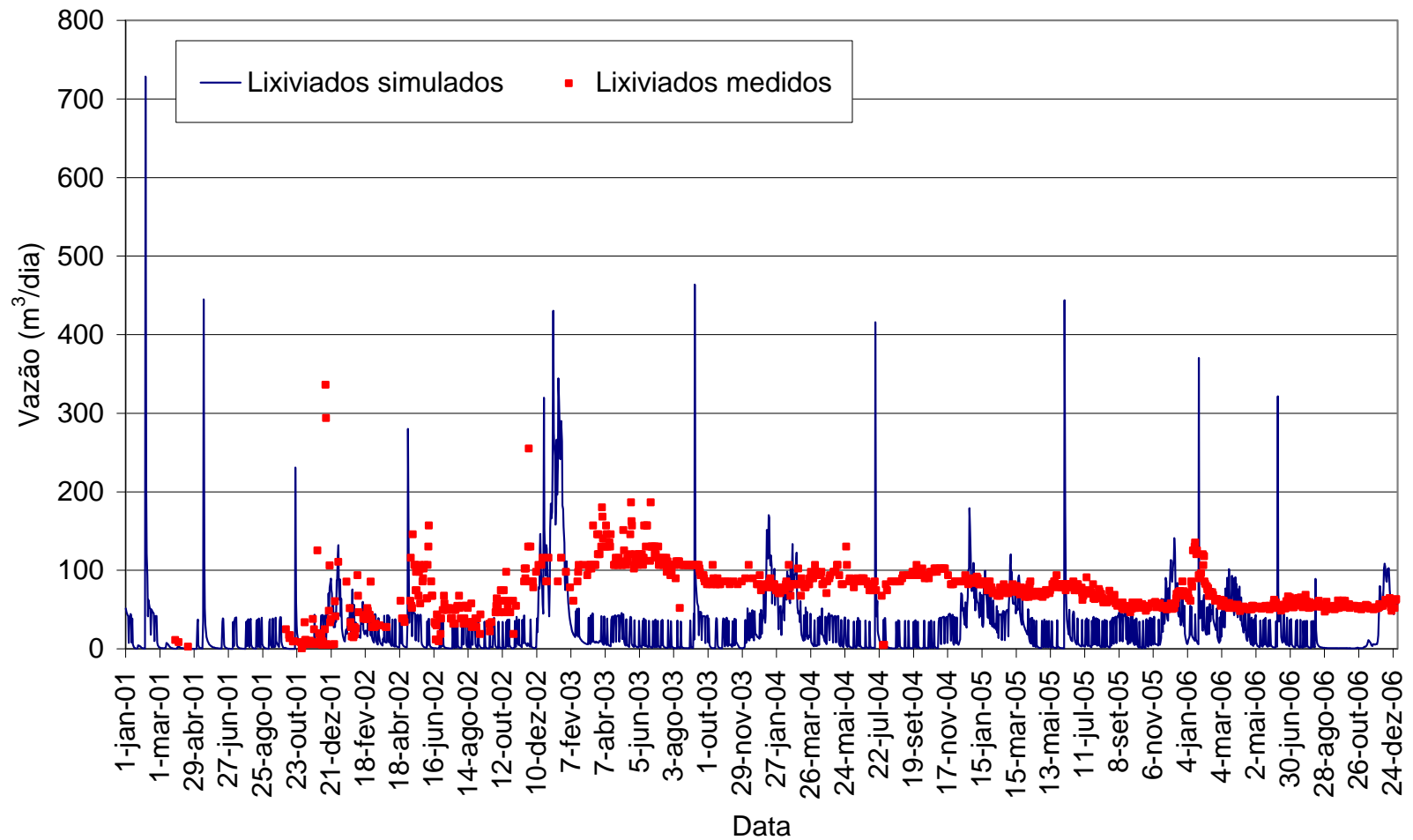


Figura 5.6 – Comparação entre volumes diários de lixiviados medidos em campo e simulados para a Célula AC-05 (2001-2006)

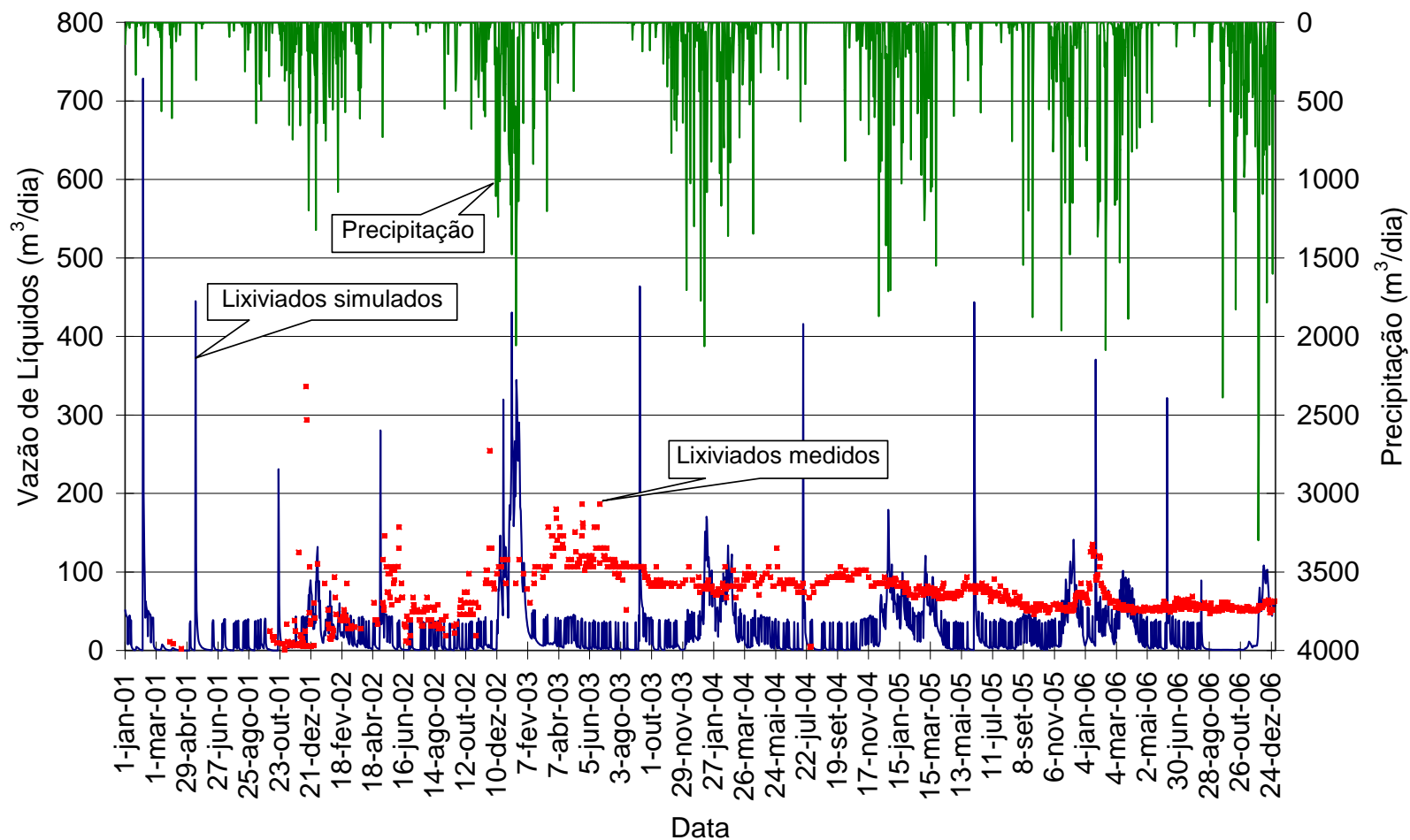


Figura 5.7 – Comparação dos valores diários de precipitação com valores simulados e medidos em campo dos líquidos lixiviados da Célula AC-05 (2001–2006)

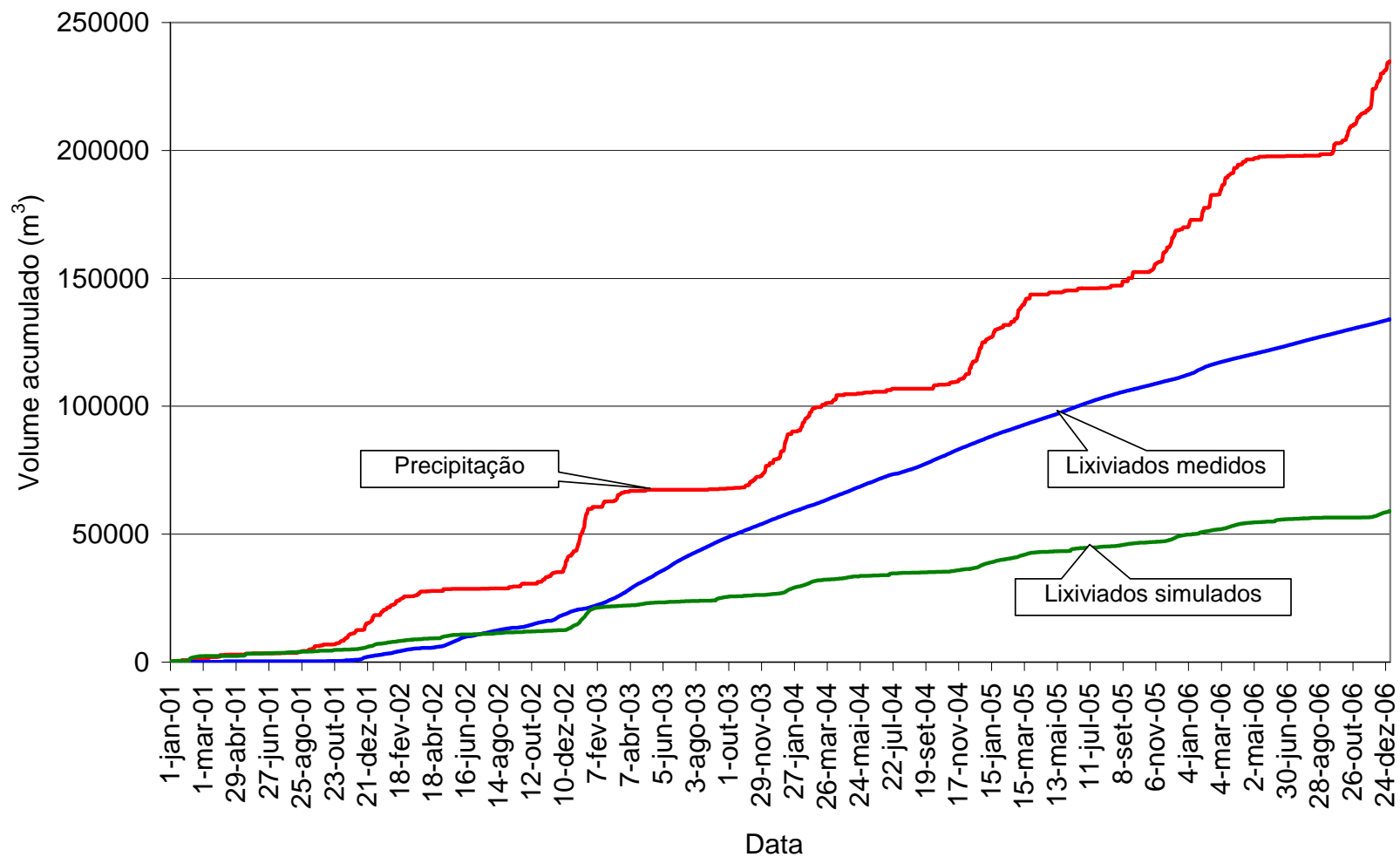


Figura 5.8 – Comparação entre os volumes acumulados de precipitação, líquidos lixiviados simulados e líquidos lixiviados medidos da Célula AC-05 (2001-2006)

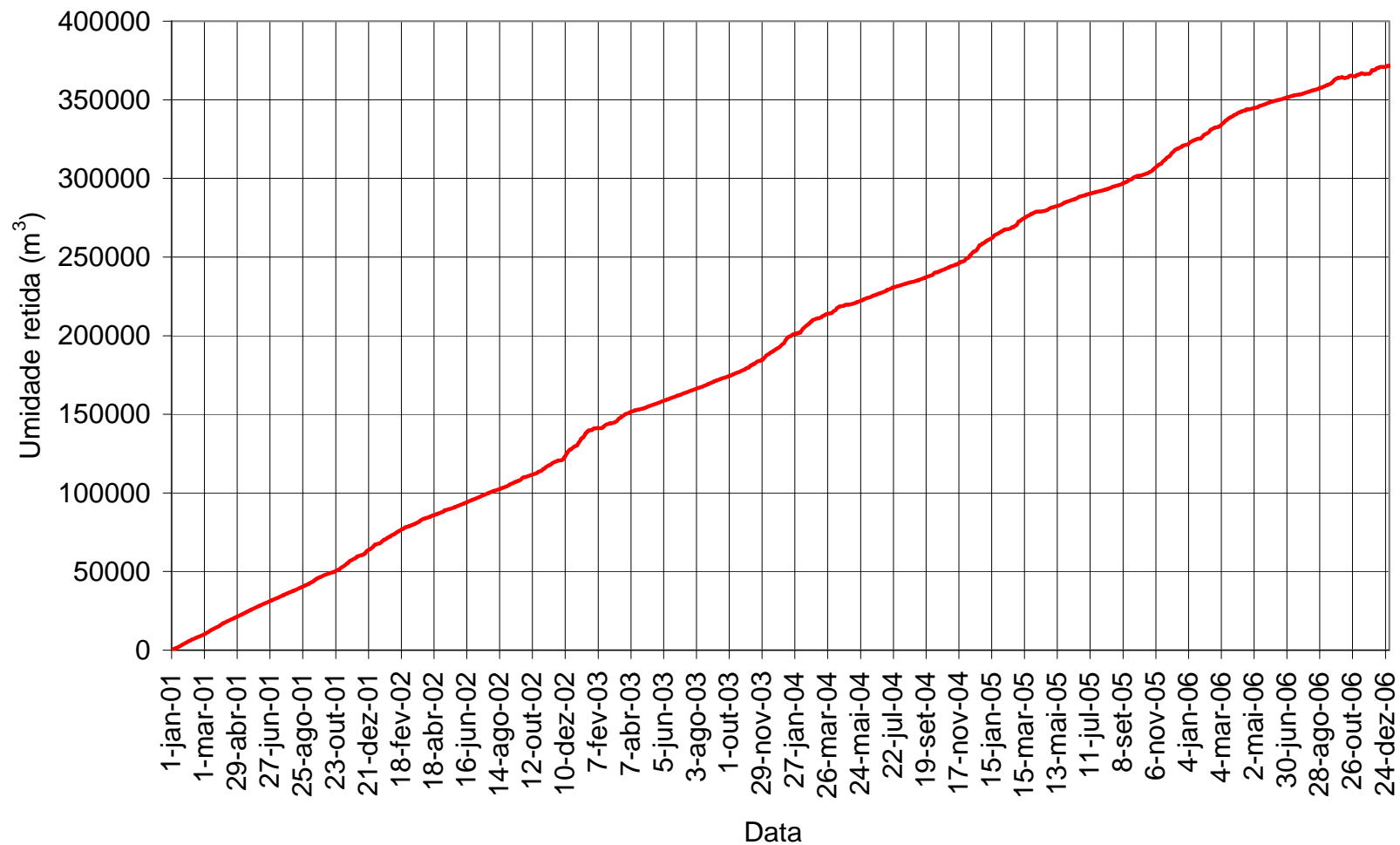


Figura 5.9 – Variação da umidade na massa de resíduos da Célula AC-05 (2001–2006)

5.3 Resultados e Análises da Simulação do Aterro Sanitário Experimental

A base tridimensional do Aterro Sanitário Experimental foi obtida a partir do levantamento topográfico da área onde foi implantado o aterro sanitário experimental. O acompanhamento topográfico de todas as etapas de enchimento do aterro sanitário experimental permitiu definir toda a seqüência construtiva (Figuras 5.10 e 5.11), bem como a localização da rede de drenagem de fundo (Figura 5.12). As propriedades de cada célula foram obtidas durante o enchimento do Aterro Sanitário Experimental. Foram depositados 9075 m³ de resíduos sólidos urbanos e 1815 m³ de cobertura de solo (PADILLA *et al.* 2007)

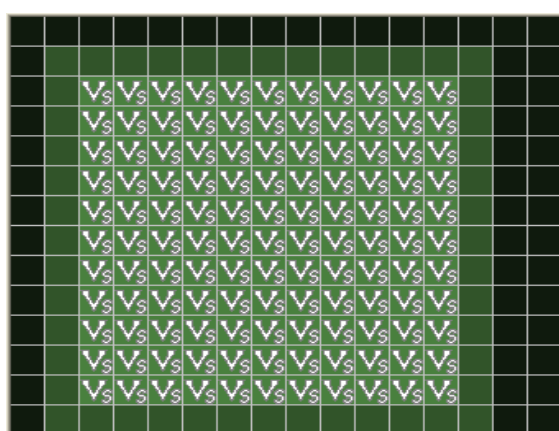


Figura 5.10 – Configuração Espacial do Aterro Sanitário Experimental – Planta

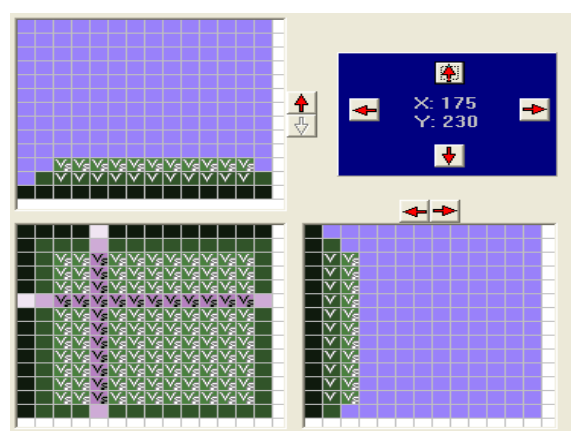


Figura 5.11 – Configuração Espacial do Aterro Sanitário Experimental – Perfis

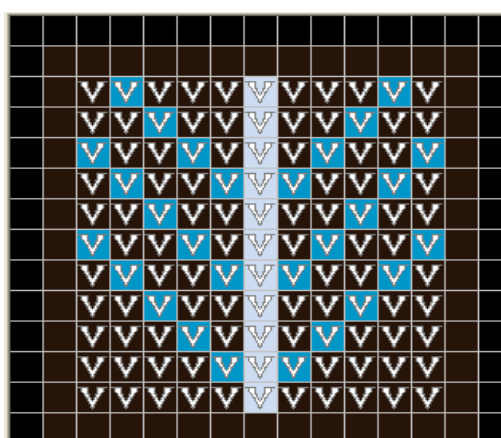


Figura 5.12 – Rede de Drenagem de Fundo do Aterro Sanitário Experimental

Na Tabela 5.6 são apresentados os parâmetros da caracterização hidráulica e hidrológica, obtidos durante o enchimento do aterro sanitário experimental e na literatura, que foram utilizados na simulação do Aterro Sanitário Experimental.

Tabela 5.6 – Parâmetros utilizados na simulação do aterro sanitário experimental

| Parâmetros | Célula de resíduos (V) | Célula de resíduos com camada de cobertura final (Vs) | Comentários |
|--|-------------------------|---|--|
| fc Horton(mm/h) | 3,81 | 1,27 | HUBER & DICKINSON (1988) |
| fo Horton (mm/h) | 76,2 | 76,2 | HUBER & DICKINSON (1988) |
| k Horton (h ⁻¹) | 4,14 | 4,14 | Valor recomendados em HUBER & DICKINSON (1988) |
| Umidade inicial em base úmida (%) | 50,37 | 50,37 | Valores obtidos in situ |
| Capacidade de campo (% em volume) | 50,57 | 50,57 | Valores obtidos in situ |
| Umidade do solo de cobertura (%) | 21,96 | 21,96 | SIMÕES (2007) |
| Peso Específico do solo de cobertura (kN/m ³) | 17,0 | 17,0 | SIMÕES (2007) |
| Permeabilidade do solo de cobertura (m/s) | 1,81 x 10 ⁻⁷ | 1,81 x 10 ⁻⁷ | SIMÕES (2007) |
| Permeabilidade do Resíduo (m/s) | 10 ⁻⁶ | 10 ⁻⁶ | CATAPRETA <i>et al.</i> (2005) |
| Peso Específico do Resíduo (kN/m ³) | 9,0 | 9,0 | Valores obtidos in situ |
| Altura de acumulação máxima de água sobre a superfície – dp (mm) | 60 | 60 | Valores bibliográficos compilados em LOBO (2003) |
| Canais preferências na massa do resíduo (% em volume) | 50 | 50 | ROSQVIST & DESTOUNI (2000) |

A Tabela 5.7 mostra os valores acumulados durante o período da simulação, considerando os parâmetros utilizados no balanço hidrológico superficial, e a Figura 5.13 o respectivo gráfico. A Figura 5.14 apresenta a variação do valor da infiltração para o interior do aterro no período simulado.

Tabela 5.7 – Resultados Obtidos no Balanço Hidrológico Superficial

| PARÂMETROS | VALOR (m ³) |
|--|-------------------------|
| Precipitação(P) | 7.117,373 |
| Chuva Evaporada (CHUEVP) | 3.275,510 |
| Escoamento superficial (ESCSUP) | 462,326 |
| Armazenamento Superficial (ARMSUP) | 110,678 |
| Infiltração (I) (I = P-CHUEVP-ESCSUP-ARMSUP) | 3.268,858 |

A Figura 5.15 apresenta a comparação entre o volume de líquidos lixiviados simulados pelo modelo MODUELO e o volume medido em campo do aterro sanitário experimental no período de 25/06/2005 até 31/12/2006. Pelo modelo, nos primeiros 170 dias não é produzido líquido lixiviado, sugerindo que a massa de resíduos ainda não atingiu a capacidade de campo. Alcançado esse ponto a geração de líquidos lixiviados tende a se comportar de acordo à variação dos índices pluviométricos. Já a resposta dos valores medidos é mais rápida com relação a os valores pluviométricos, sugerindo um comportamento heterogêneo com relação às propriedades hidráulicas.

A Figura 5.16 apresenta os volumes diários de líquidos lixiviados simulados e medidos em campo no período da simulação, comparado com os dados de precipitação sobre o aterro sanitário experimental. Observa-se que os valores simulados e medidos tendem a acompanhar os picos dos índices pluviométricos.

A Figura 5.17 apresenta a evolução dos volumes acumulados de líquidos lixiviados simulados e medidos em campo. Os dados de vazão obtidos em campo são medidos com frequência diária e nos períodos da manhã e tarde, exceto nos finais de semana e feriados. Para a composição do gráfico com os dados acumulados medidos durante todo o período da simulação (25/06/2005 a 31/12/2006), foram estimadas médias dos dados medidos durante a semana e esse valor médio foi atribuído a todos os dias da semana em questão. O valor resultante acumulado foi de 194 m^3 , que comparado com os dados acumulados simulados com o modelo, que foi de 217 m^3 , mostrou uma diferença 23 m^3 , equivalente a 10,6% com referência ao simulado. O valor acumulado de chuva precipitada foi de 7.117 m^3 sobre a área do aterro experimental. O volume de líquidos lixiviados simulado com o Modelo MODUELO, equivale a 3,0 % dos volumes acumulados precipitados. Já os valores acumulados medidos em campo equivalem a 2,7% dos volumes acumulados precipitados. Este fato comprova a elevada acumulação de líquidos no interior do aterro sanitário experimental, como pode ser observado na Figura 5.18 e pode ser um indicativo de problemas com o sistema de drenagem interna.

O modelo MODUELO permite estimar o volume de umidade acumulada na massa do aterro, dado que pode ser utilizado para as análises de estabilidade estrutural dos aterros sanitários. O volume total estimado de resíduos depositados na área do aterro sanitário experimental é de 9.075 m^3 e do volume de umidade é de 4.973 m^3 , o que representa 54,8 % do volume total depositado. A Figura 5.18 apresenta a variação do volume total de umidade no aterro

experimental no período da simulação (18 meses). Observa-se um acúmulo crescente durante o período de enchimento, seguido de variação sazonal, tendendo a acompanhar a variação dos índices de precipitação, durante o monitoramento após o encerramento da disposição.

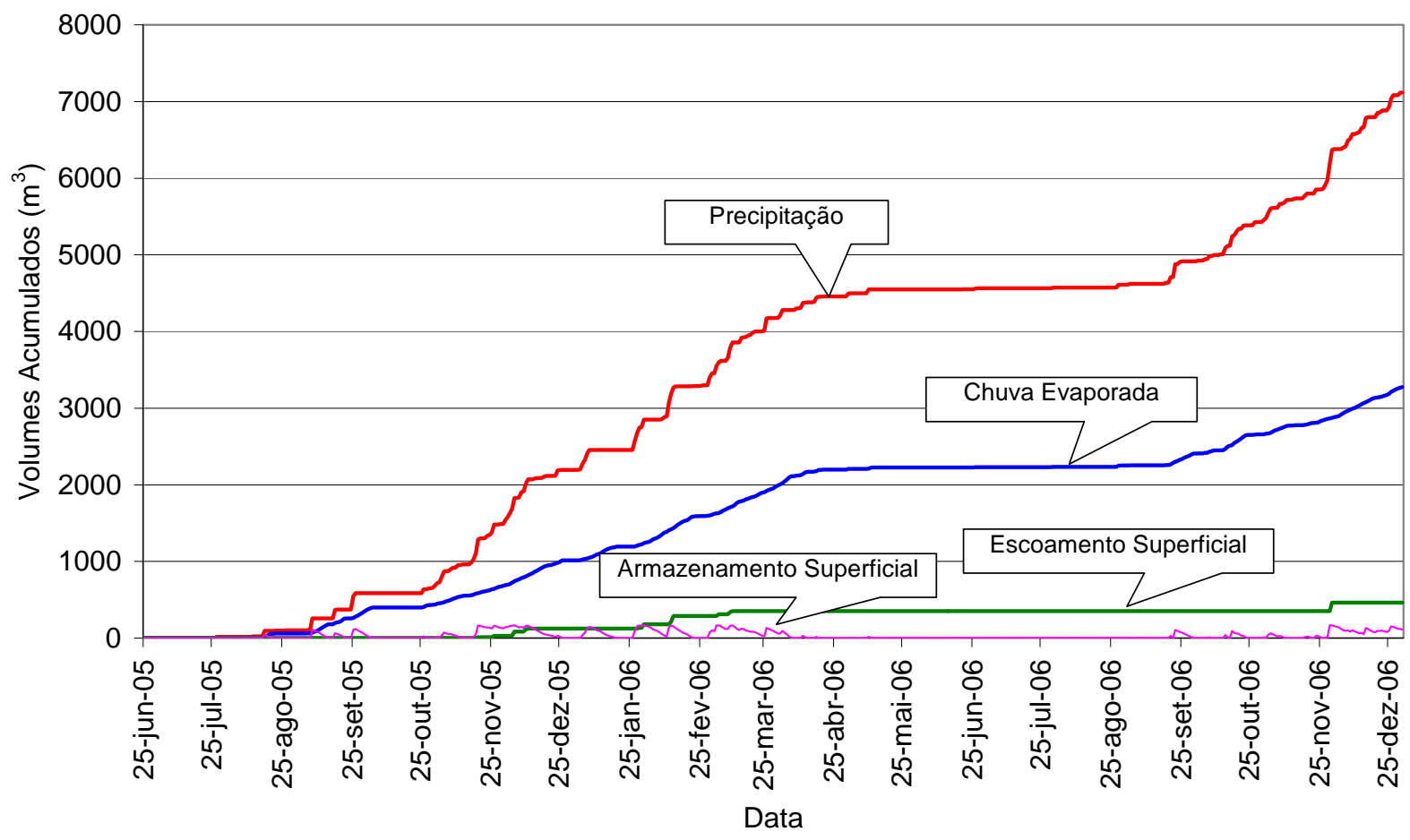


Figura 5.13 – Resultados do balanço hidrológico superficial do Aterro Sanitário Experimental (25/06/05 – 31/12/06)

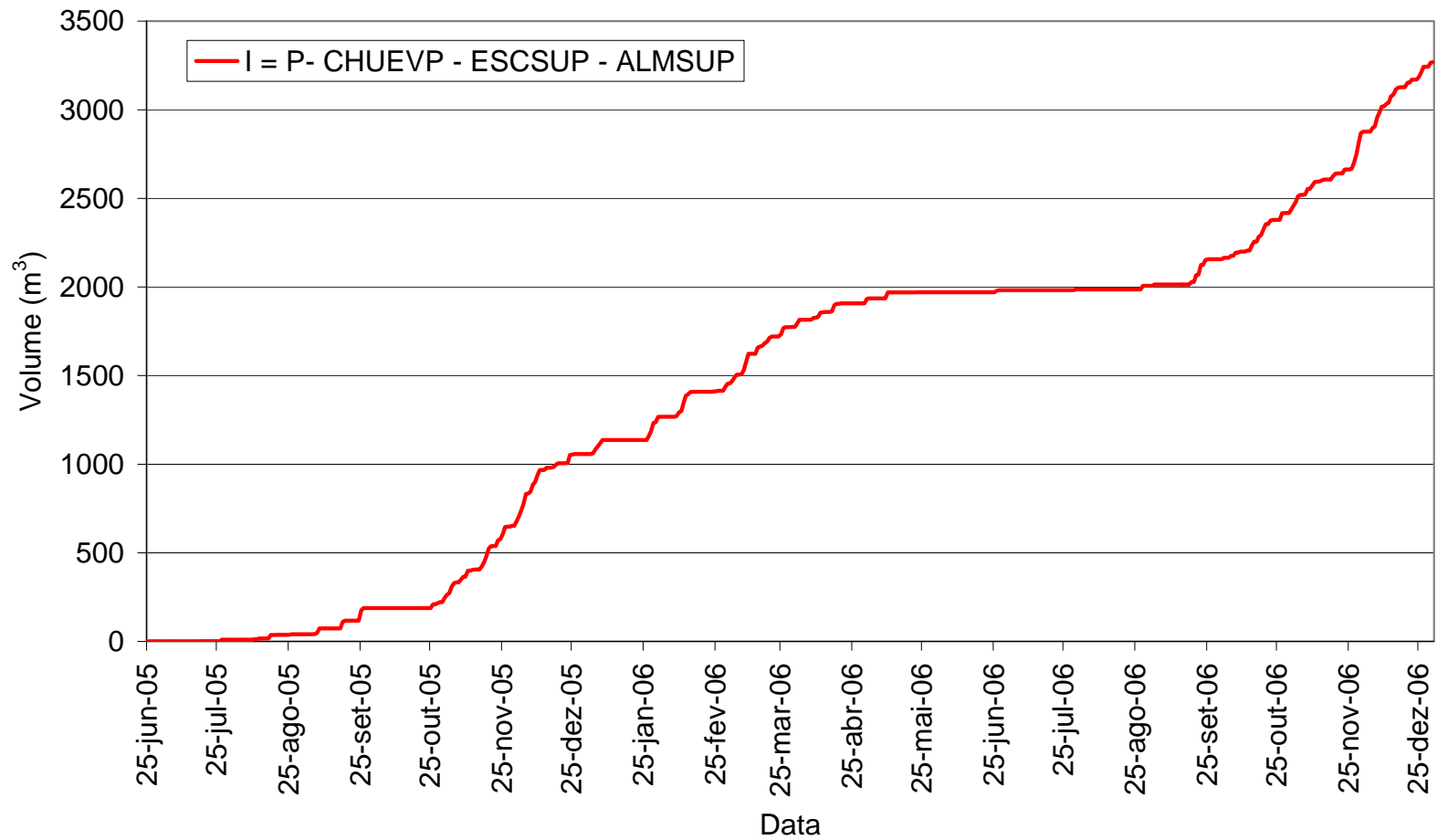


Figura 5.14 – Resultados da variação da Infiltração para o interior do Aterro Sanitário Experimental (25/06/05 – 31/12/06)

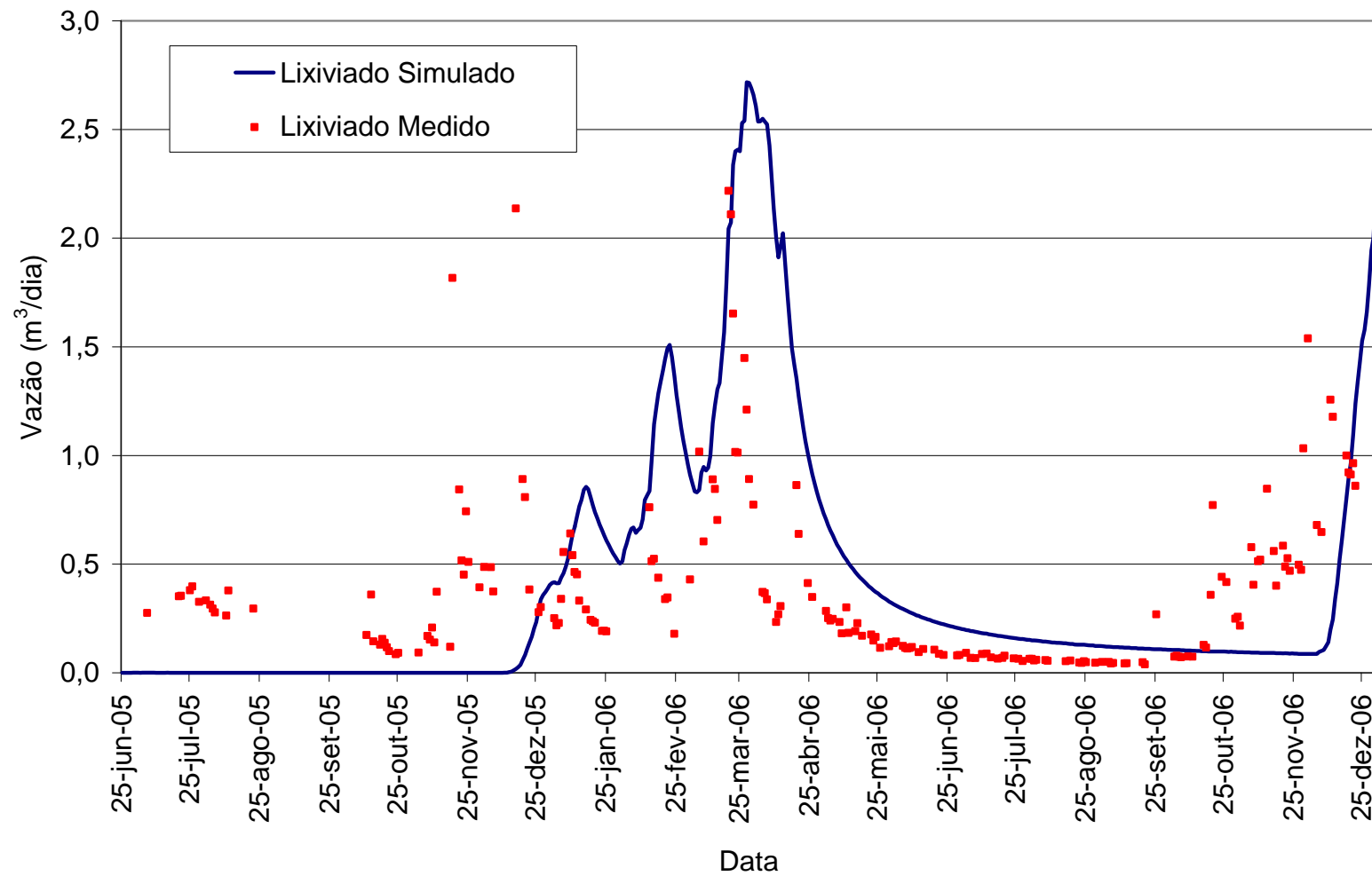


Figura 5.15 – Resultados dos valores de lixiviados simulados e medidos no Aterro Sanitário Experimental (25/06/05 – 31/12/06)

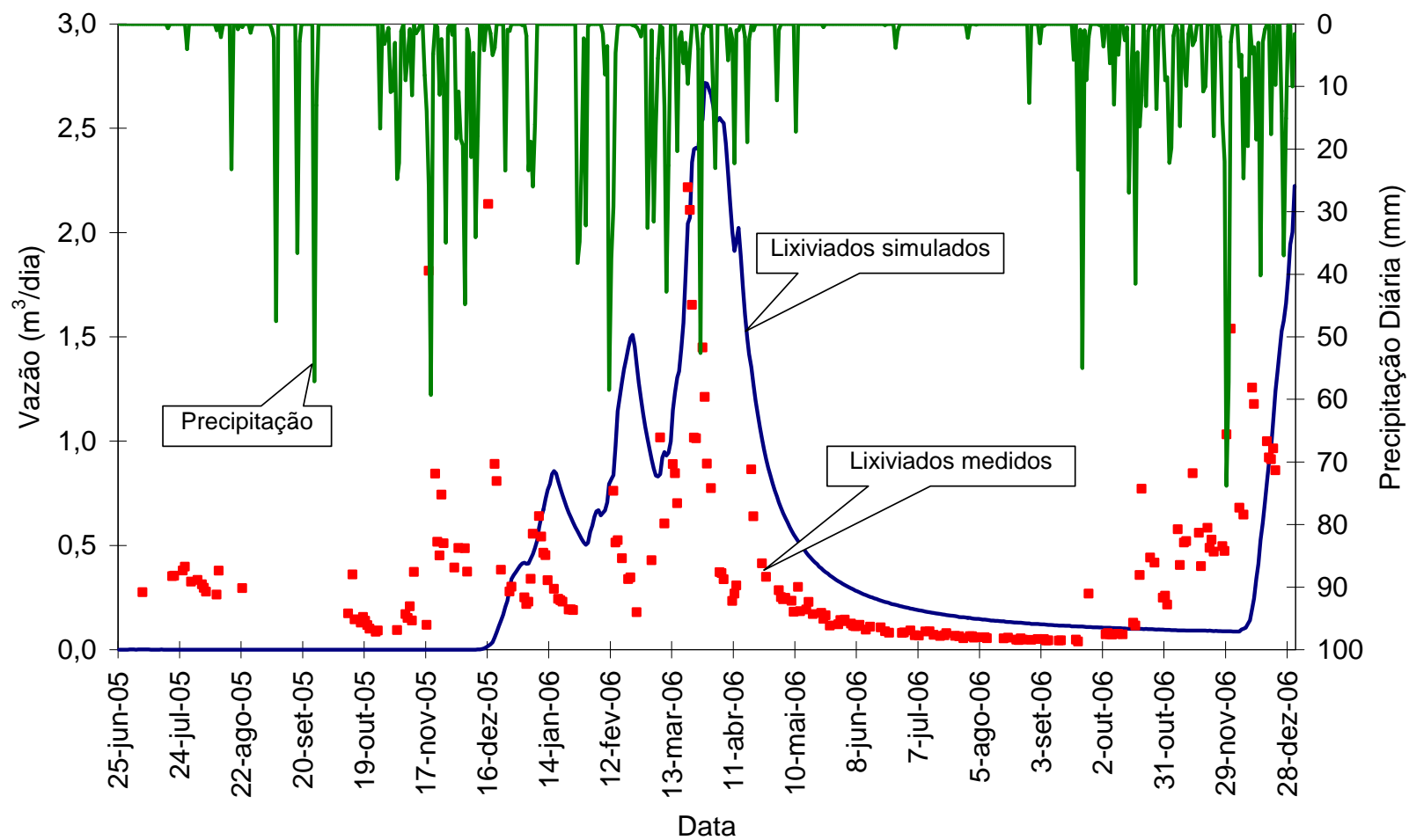


Figura 5.16 – Comparação entre valores de precipitação e vazões de lixiviados medidos e simulados no Aterro Sanitário Experimental (25/06/05 – 31/12/06)

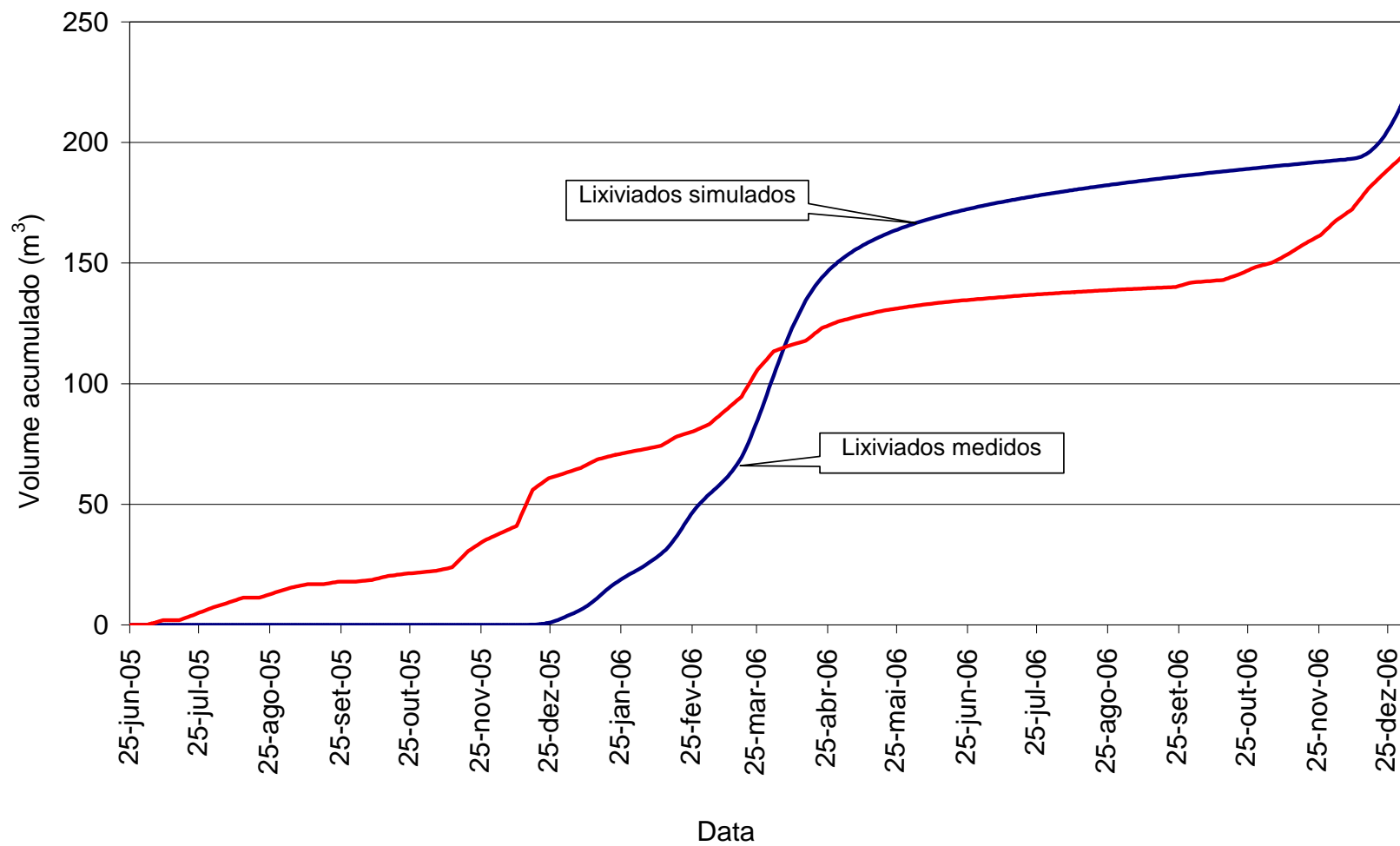


Figura 5.17 – Comparação dos volumes acumulados de líquidos lixiviados simulados e líquidos lixiviados medidos do Aterro Sanitário Experimental (25/06/05 – 31/12/06)

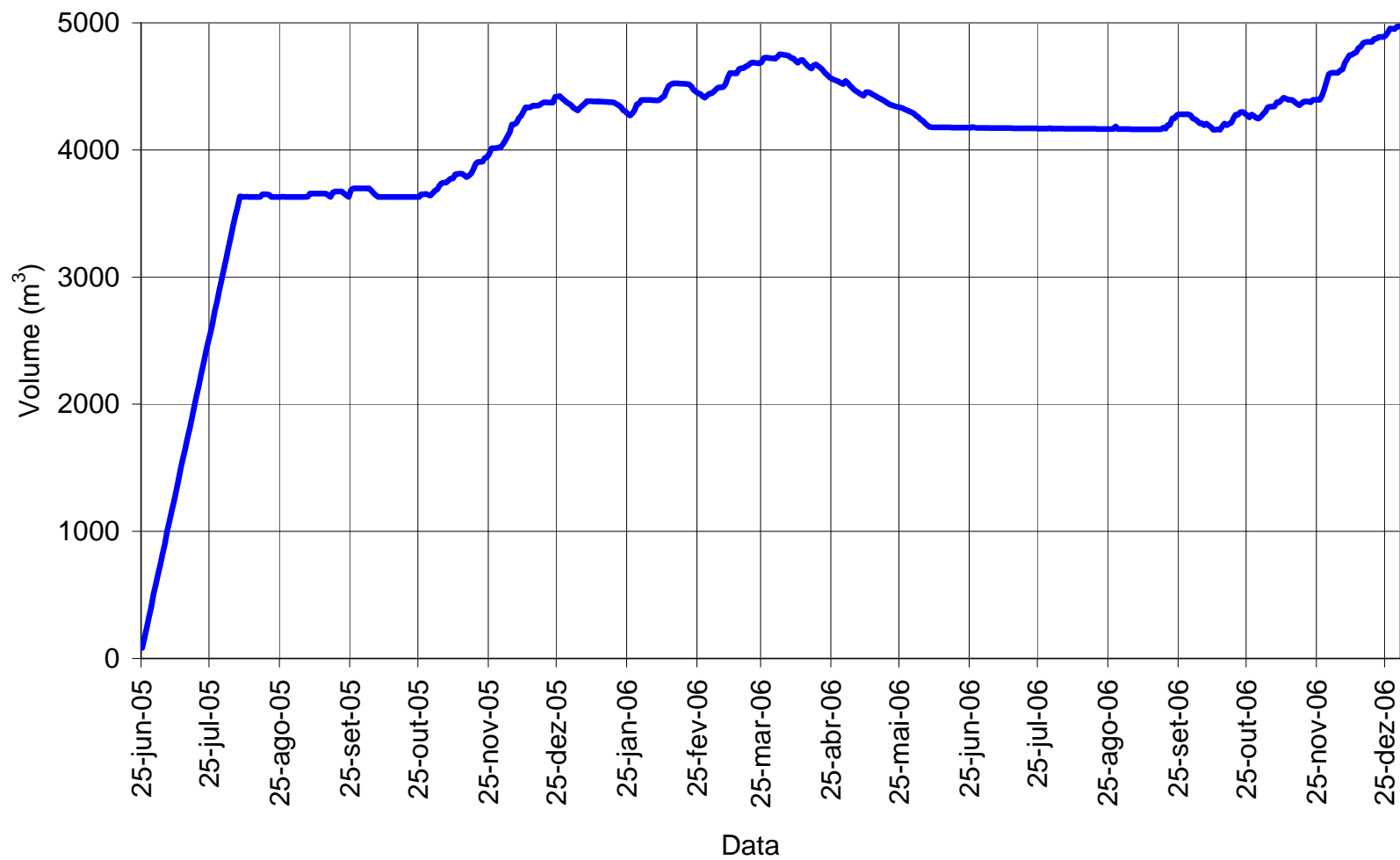


Figura 5.18 – Variação da umidade na massa de resíduos do Aterro Sanitário Experimental

6 CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES

6.1 Conclusões

O trabalho apresentou resultados da aplicação de um modelo computacional tridimensional para a estimativa do balanço hídrico em aterros sanitários, denominado MODUELO 3, calibrando valores para a simulação hidrológica superficial e interior ao aterro e comparando-os aos valores medidos em campo.

Foram simulados dois aterros sanitários, a Célula AC-05 e o Aterro Sanitário Experimental, partes integrantes da Central de tratamento de Resíduos Sólidos da BR-040 em Belo Horizonte, Estado de Minas Gerais. A partir das aplicações têm-se as conclusões seguintes:

- O Modelo MODUELO 3 demonstrou ser uma ferramenta importante na elaboração de projetos de gerenciamento de resíduos sólidos, na área de construção de aterros sanitários e na estimativa dos volumes de líquidos lixiviados gerados e acumulados em aterros sanitários;
- As vazões de líquidos lixiviados obtidas com as simulações em cada um dos aterros avaliados apresentaram-se aceitáveis quando comparados aos valores medidos em campo, principalmente no Aterro Sanitário Experimental, que tendo seu enchimento realizado de forma mais controlada, possibilitou a utilização de parâmetros mais realistas. As diferenças observadas são em parte devidas à dificuldade de incorporar no processo de calibração a parcela de líquidos que fica acumulada no interior da massa de resíduos, pois sua determinação em campo é extremamente difícil;
- As propriedades dos resíduos, em especial a permeabilidade, a umidade inicial, a umidade na capacidade de campo, o peso específico e o volume de caminhos preferências na massa do aterro se mostraram de extrema importância na calibração do modelo hidrológico;
- Os parâmetros utilizados na simulação devem ser adequados às condições locais onde geograficamente encontra-se o aterro sanitário, bem como as suas condições operacionais;

- Os valores da variação da umidade no interior da massa de RSU, encontrados com a simulação do Modelo MODUELO, podem fornecer elementos para a realização de análises de estabilidade estrutural dos aterros sanitários, dado que pode ser utilizado para posteriores pesquisas, dada a crescente verticalização dos aterros sanitários;
- As principais dificuldades para aplicação do Modelo MODUELO se referem à necessidade de conhecimento de um grande volume de informações climatológicas da área em estudo (dados pluviométricos horários; temperatura, velocidade do vento, umidade relativa do ar e radiação solar diários), além dos dados históricos de preenchimento do aterro, usualmente não disponíveis.

As aplicações do Modelo MODUELO 3 foram discutidas e os resultados mostraram a diferenças nos volumes de lixiviados simulados e medidos, o que confirma a grande influência da heterogeneidade dos resíduos dispostos nos aterros sanitários de resíduos sólidos urbanos e a complexidade dos mecanismos envolvidos na avaliação do balanço hídrico em aterros sanitários.

Os ensaios para determinação da capacidade de campo dos RSU realizados indicaram um aumento da capacidade de campo diretamente proporcional ao aumento do peso específico dos resíduos sólidos compactados.

6.2 *Recomendações para trabalhos futuros*

Com base nas conclusões da pesquisa, recomenda-se:

- A realização de mais ensaios de umidade, capacidade de campo e permeabilidade em resíduos de diferentes composições, idades e profundidades;
- Intensificação de estudos em campo para a quantificação da parcela de líquidos que permanece acumulada no interior dos aterros, que possibilitará a realização de estudos com a utilização do Modelo MODUELO 3, relacionados com a estabilidade dos aterros sanitários de resíduos sólidos e evolução de recalques, fato que vem se tornando cada vez mais importante, dada a crescente verticalização dos aterros;
- A utilização do submodelo de geração de biogás, o que contribuirá para o entendimento dos processos de geração de gases no interior de aterros sanitários e

fornecerá elementos para o desenvolvimento de projetos de recuperação energética e minimização dos gases que aumentam o efeito estufa;

- Realização de estudos com a utilização do Modelo MODUELO 3 relacionado com a produção e a composição física, química e biológica dos líquidos lixiviados, para entender o comportamento degradativo dos resíduos sólidos urbanos;
- Intensificação do desenvolvimento e divulgação de pesquisas sobre aterros sanitários, sendo que seus resultados devem ser difundidos muito além das universidades, para que sirvam de suporte as ações governamentais, em suas várias instâncias que visem contribuir a melhoria do quadro atual.

7 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS (ABNT) – *Apresentação de Projetos de Aterros Sanitários de Resíduos Sólidos Urbanos – Procedimentos* – NBR 8419, 1992.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS (ABNT) – *Resíduos sólidos – Classificação* – NBR 10.004 – 2004.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS (ABNT) – *Resíduos sólidos - Solubilização de resíduos* – NBR 10.006 – 1987.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS (ABNT) – *Resíduos sólidos - Amostragem de resíduos* – NBR 10.007 – 1987.

ATH, S.G. *Validación y aplicación del Modelo HELP Para la Predicción de la Formación de Lixiviados en un Relleno Sanitario*. Universidad Nacional de Colombia, sede Manizales. 2005

AZEVEDO, R. F.; CARVALHO, A. R.; AZEVEDO, I. C. D. & MARQUES, E. A. *Variação com a idade de características mecânicas dos resíduos do aterro Sanitário de Santo André, São Paulo* – Julho, 2003, Porto Alegre, CD ROM.

BAPTISTA, M.B.; PINTO COELHO, M.M.L. *Fundamentos de Engenharia Hidráulica*. 2ª Edição Revista. Editora UFMG – Belo Horizonte. Escola de engenharia da UFMG, 2003. 440p.

BARROS, H.L. *Estudo de balanço hídrico em aterros sanitários por meio de lisímetros de grandes dimensões*. Dissertação de Mestrado. 2004. 112f. – Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil – Universidade Federal de Viçosa. Viçosa. Minas Gerais. 2004.

BENDZ, D.; AKESSON, M. & SINGH, V.P. *Accumulation of water and generation of leachate in a young landfill*. Journal of Hydrology, n. 203, p. 1- 10, 1997.

BENGTSSON, L., BENDS, D., HOGLAND, W., ROSQVIST, H., AKESSON, M. *Water Balance for Landfills of different Age*. Journal of Hidrology, n. 158, p. 203-217, 1994.

BIDONE, F.R.A., POVINELLI, J. *Conceitos Básicos de Resíduos sólidos*, 1ª ed, v.1, São Carlos, EESC-USP, 1999.

BLIGHT, G.E., HOJEM, D. J., BALL, J.M. *Production of landfill Leachate in Water-Deficient áreas*. In: T. H. Cristensson, R, Cossu and R. Stegmann (Editores). *Lanfilling of waste: Leachate*. London: Chapman and Hall, 1996. p. 35-55.

CAPELO NETO, J. C.; MOTA, S.; SILVA, F. J. A. *Geração de percolado em aterro sanitário no semiárido nordestino: uma abordagem quantitativa*. *Revista de Engenharia Sanitária e Ambiental*, v. 4, n. 3, jul./set. 1999; n. 4, out./dez. 1999.

CAPELO NETO, J., CASTRO, M.A.H. *Simulação e avaliação do desempenho hidrológico da drenagem horizontal de percolado em aterro sanitário*. *Engenharia Sanitária e Ambiental*, Vol 10(3), p.229-235, 2005.

CARVALHO, A.R. *Percâmetro: Um novo equipamento para medidas de parâmetros geotécnicos de resíduos sólidos. Desenvolvimento e Aplicação no Aterro Sanitário de Santo André*. Dissertação de Mestrado. 2002. 114f. – Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil – Universidade Federal de Viçosa. Viçosa. Minas Gerais. 2002.

- CARVALHO, M.F. *Comportamento mecânico de resíduos sólidos urbanos*. Tese de Doutorado. 1999. 330f. – Escola de Engenharia de São Carlos. Universidade de São Paulo. 1999.
- CARVALHO, M.F. e VILAR, O. *Comportamento de resíduos sólidos urbanos em compressão confinada*. Anais do XI Congresso Brasileiro de Mecânica dos solos e engenharia Geotécnica, Brasília, vol.3, pp. 1717-1724, 1998.
- CASTILHOS JR. A. B.; LANGE, L.C.; GOMES, L.P.; PESSIN, N. *Alternativas de Disposição de Resíduos Sólidos Urbanos para pequenas comunidades (coletânea de trabalhos técnicos)* Projeto PROSAB - RIMA, ABES. Rio de Janeiro. 104p., 2002.
- CATAPRETA, C.A.A.; SIMÕES, G.F.; BARROS, R.T.V. *Aterro experimental para disposição de resíduos sólidos urbanos: Caso de Belo Horizonte, MG*. Anais do 23º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, Campo Grande: ABES, 2005.
- CATAPRETA, C.A.A. ; SIMÕES, F.G.; BATISTA, H. P.; OLIVEIRA, A.G; OLIVEIRA, L.C.M. *Influência da umidade e fatores operacionais na compactação de resíduos sólidos urbanos no aterro sanitário de Belo Horizonte, MG*. 23º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, 2005.
- COELHO, H.M.G. *Avaliação da influência de camadas de cobertura intermediárias e finais na degradação de resíduos sólidos urbanos e na geração de lixiviados*. Dissertação de Mestrado. 2005. 159f. Universidade Federal de Minas Gerais, Programa de Pós-Graduação em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos. 2005.
- DIXON, N; JONES, D.R.V. *Engineering Properties of Municipal Solid Waste. Geotextiles and Geomembranes*, 2005, v.23, p. 205–233.
- DUPUY, P. *Simulación de producción de lixiviados em vertederos basado em MODUELO*. Tesina de Máster em Ingeniería Sanitária y ambiental. 2000. Departamento de Ciencias y Técnicas del agua y Médio Ambiente. Universidad de Cantabria – Espana.
- EDUARDO A. M. L. A utilização da Capacidade de Campo na Estimativa do percolado no aterro da Muribeca. Dissertação, Recife, PE- Brasil. Dezembro de 2003.
- EHRIG, H. J., *Cantidad y Contenidos de Lixiviados de Rellenos de Desechos Domésticos*, In: Projeto CEPIS/GTZ Fortalecimiento Técnico de CEPIS, San José, Costa Rica, 1992.
- 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.
- FARIA, F.S. *Índice da qualidade de aterros de resíduos urbanos*. Dissertação de mestrado, 2005. Programa de Engenharia Civil, COPPE Universidade Federal de Rio de Janeiro, 2005.
- FARQUHAR, G. J. *Leachate: Production and characterization*. 1988 Disponível em : <http://www.cepis.org.pe>.
- FENN, D.G.; HANLEY, K.J.; DEGEARE, T. V. *Use of water balance method for predicting leachate generation at waste disposal sites*. Cincinnati: Environmental Protection Agency, . p. 168. 1975.
- FERREIRA, M. A. S. *Aplicação de modelos de avaliação qualitativa e quantitativa dos percolados gerados em um aterro sanitário*. Dissertação de Mestrado, 2006. 210f. Programa de Engenharia Civil, COPPE - Universidade Federal de Rio de Janeiro, 2006.

- GABR, M. A.; VALERO, S. N. *Geotechnical Properties of Municipal Solid Waste. Geotechnical Testing Journal*, 1995, v.18, n.2, p. 241-251.
- GOMES, T.L. *Avaliação Quali - Quantitativa do percolado gerado do aterro controlado de Santa Maria – RS*. 2005 96p Dissertação de Mestrado. Universidade Federal de Santa Maria. Centro de Tecnologia Programa de Pós-graduação em Engenharia Civil
- GUIMARÃES, L. T. *Utilização do Sistema de Informação Geográfica para identificação de Áreas Potenciais para disposição de resíduos na Bacia do Paqueta, Município de Teresópolis*. Dissertação de Mestrado. 2000. 172f. – Programa de Engenharia Civil, COPPE Universidade Federal de Rio de Janeiro, 2000.
- HARGREAVES, G. H. y SAMANI, Z. A *Estimating potential evapotranspiration. Journal of irrigation and drainage*. ASCE. 108 (3). Pp. 225-230, 1982.
- HOLMES, R. *The water balance method of estimating leachate production from landfill sites. Solid wastes*, LXX (1). pp. 20-30, 1980.
- HORTON, R. *The role of infiltration in the hydrologic cycle*, Transactions American geophysical union, vol 14. pp 446-460, 1933.
- HUBER, W.C. E DICKINSON, R.E. *Storm water management model*, version 4. environmental Protection Agency, Estados Unidos, 1988.
- IBAM – INSTITUTO BRASILEIRO DE ADMINISTRAÇÃO MUNICIPAL. *Manual de gerenciamento integrado de resíduos sólidos urbanos*. Rio de Janeiro, 2001.200p
- INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. *Pesquisa nacional de saneamento Básico*. 2000. Disponível em : <<http://www.ibge.gov.br>.
- JUCÁ, J.F.T. *Disposição Final dos Resíduos Sólidos Urbanos no Brasil* 5º Congresso Brasileiro de Geotecnia Ambiental – REGEO 2003, Porto Alegre RS, 2003.
- JUCÁ, J.F.T.; CABRAL, J.J.P.S.; MONTEIRO, V.E.D.; SANTOS, S.M. e PERRIER Jr., G.S.. *Geotechnics of a municipal solid waste landfill in Recife, Brazil. Proc. International Symposium on Recent Developments in Soil and Pavement Mechanics*, M.S.S. Almeida (ed), Balkema, pp. 429-436, 1997.
- JUCÁ, J.F.T.; MONTEIRO, V.E.D.; OLIVEIRA, F.J.S. e MACIEL, F.J. *Monitoramento ambiental do aterro de resíduos sólidos da muribeca*. Anais do 4º Congresso Brasileiro de Geotecnia Ambiental. São José dos campos, 1999.
- JUCÁ, J.F.T.; FUCALE, S.P. e MACIEL, F.J. *Monitoramento ambiental de gases em aterros de resíduos sólidos*. Anais do 21º congresso brasileiro de engenharia Sanitária e Ambiental, João Pessoa (Anais em CD-ROM), 2001.
- JUNQUEIRA, F.F. e PALMEIRA, E.M. *Monitoramento do comportamento de lixo em células geotecnicamente preparadas*. Anais do 4º Congresso Brasileiro de Geotecnia ambiental, São José dos Campos, pp. 428-433, 1998.
- KNOCHENMUS, G.; WOJNAROWICZ, M.; VAN IMPE. *Stability of municipal solid wastes*. In: *International Congress on Environmental Geotechnics*, 3., 1998, Lisbon. *Proceedings...* Lisbon, 1998.
- KOERNER, R.M., DANIEL, D. E., *Final covers for solid waste landfills and abandoned dumps*. 1ª ed. New York, ASCE PRESS. 256p. 1997.
- LANDVA, A O. e CLARK, J. I. *Geotechnics of waste fills. En Geotechnics of waste fills – Theory and practice* ASTM STP N° 1070, Filadelfia, Estados Unidos, 1990.

LECHNER, P. *Water Balance and Leachate Quantity*. In: Curso Internacional sobre Diseño y Disposición final de residuos sólidos (rellenos sanitarios), 1994, Disponível em: <<http://www.resol.com.br>>.

LIMA, L. M. Q. *Resíduos urbanos Tratamentos e Biorremediação*. 3. ed. São paulo: Hemus, 1995.

LINS, E.A.M. *A utilização da capacidade de campo na estimativa do percolado gerado no aterro da Muribeca*. Dissertação de Mestrado, 125f.,2003. Departamento de engenharia Civil Universidade Federal de Pernambuco.

LOBO A. ; ESTEBAN L.; DOMÍNGUEZ B.; MUÑOZ J. E TEJERO I. “*Reducción de la vida de vertederos mediante biorremediación*”. Resumo do “ VII Congresso de Engenharia Ambiental”. Bilbao, pp. 149 – 155, 2001^a.

LOBO, A., 2003. Desenvolvimento de MODUELO 2: *Herramienta para la evaluación de la contaminación producida en vertederos de residuos sólidos urbanos*. Tese de doctorado. 2003. Departamento de Ciências y Técnicas de Água y del Medio Ambiente. Universidad de Cantabria. Santander. España.

LOBO, A.; ESTEBAN L.; DOMÍNGUEZ B.; MUÑOZ J. E TEJERO I. “*Reducción de la vida de vertederos mediante biorremediación*”. Revista Técnica de Meio Ambiente, 81, pp. 57 – 67. ,2001b.

LOBO, A.; TEJERO, I.; SÁNCHEZ, M.M.; ESTEBAN, L.; MONTERO, O. E HERRERO, J. “*Nuevas Herramientas de predicción para el control ambiental de vertederos de residuos sólidos urbanos*”. Resumo do congresso “I Jornadas Nacionales sobre inovação e novas Tecnologias na Engenharia Civil”. Colégio de Engenheiros de Caminhos, Canais e Portos. Madrid, 4 e 5 dezembro. , 2002c.

LODDO, A. *Análisis del modelo MODUELO de simulación hidrológica y de degradación biológica en vertederos. Aplicación en el caso de Meruelo*. Proyecto final de carreira. Departamento. Ciências y Técnicas del Água y Medio Ambiente . Universidad de Cantabria - España , 2001.

MANASSERO, M.; VAN IMPE, W.F. ; BOUAZZA, A. *Waste disposal and containment*. En *Environmental Geotechnics*. Kamon (ed) Rotterdam, Holanda. , 1997.

MARIANO, M.O.H. e JUCÁ, J.F.T. *Monitoramento de recalques no aterro de resíduos sólidos da Muribeca*. Anais de XI Congresso Brasileiro de Mecânica dos Solos e engenharia geotécnica, Brasília, vol. 3, pp. 1671-1678, 1998.

MARÍN,E.M. Hidrología Práctica. Colégio de Ingenieros de Caminos, Canales y Puertos, Madrid– España, 2005.pp. 317.

MARTINS, H.L. *Avaliação da resistência de resíduos sólidos urbanos por meio de ensaios de cisalhamento direto em equipamento de grandes dimensões*. Dissertação de Mestrado. 2006. 116f – Universidade Federal de Minas Gerais, Programa de Pós-Graduação em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos. 2006.

MODUELO – MT. *Manual Técnico del usuario de la versión 3*. Grupo de ingeniería Ambiental. Departamento de ciências y Técnicas del Agua y del Médio Ambiente. Universidad de Cantabria – España. 2006.

MODUELO – MU . *Manual del usuario de la versión 3.1*. Grupo de ingeniería Ambiental. Departamento de ciências y Técnicas del Agua y del Médio Ambiente. Universidad de Cantabria – España. 2006.

- MONTEIRO, V.E.D.; JUCÁ, J.F.T. ; RÊGO, C.C. *Influência das condições climáticas no comportamento do aterro de resíduos sólidos da Muribeca*. Anais do 21º Congresso Brasileiro de engenharia Sanitária e Ambiental, João Pessoa (Anais em CD-ROM), 2001.
- MONTEIRO, V.E.D. *Análises físicas, químicas e biológicas no estudo do comportamento do aterro da Muribeca*. 2003. 230p. Teses (Doutorado) – Universidade Federal de Pernambuco – Recife.
- NAGHETTINI, M. *Notas de Aula de Hidrologia Aplicada*. Universidade Federal de Minas Gerais. Escola de Engenharia. Departamento de Engenharia Hidráulica e Recursos Hídricos. 1997. 237p.
- NOCE, C.M; MACHADO, N.; TEIXEIRA, W. *O complexo Belo horizonte e a evolução arqueana do Quadrilátero Ferrífero, Minas gerais*. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE GEOLOGIA, 38, 1994. Camboriú. Boletim de resumos expandidos... Porto Alegre: SBG/DNPM/CPRM, 1994. V.1, P. 68-69.
- OLALLA, C. *Problemática Geotécnica de Basureros e Vertedores*. Proc. Curso de Geotecnia Ambiental – Tomo I, CEDEX, Madrid, 1995.
- OLIVEIRA, F.J.S e JUCÁ, J.F.T. *Estudo da contaminação do subsolo da região do Aterro de Resíduos Sólidos da Muribeca – PE*. Anais do 4º Congresso Brasileiro de Geotecnia Ambiental, São José dos Campos, pp. 456-461, 1998.
- 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.
- PADILLA, R.S.; SIMÕES, G.F.; CATAPRETA, C.A.A. *Simulação da produção de lixiviados em um aterro sanitário experimental utilizando o modelo computacional tridimensional MODUELO*. Anais 24º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária Ambiental, Belo Horizonte: ABES, 2007.
- PENMAN, H. L. *Vegetation and hydrology*. Comentario técnico N° 53. commonwealth Bureau of soils, Harpenden, Gran Bretaña, 1963.
- PEYTON, R.L. e SCHRODER, P.R. *Field Verification of Help Model for Landfill*. Journal of Environmental Engineering, 114(2), 247-269, 1988.
- ROCCA, A.C.C. *Drenagem sub-superficial em aterros sanitários*. Revista de Limpeza Pública. São Paulo, v.8, n.19, p. 16 - 27, 1981.
- ROCCA, A.C.C. *Resíduos sólidos industriais*. CETESB – *Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental*. São Paulo, Brasil – 1992. 234p.
- RODRÍGUEZ IGLESIAS, J. . *Digestão anaeróbia de resíduos sólidos urbanos em planta piloto*. Tesis Doctoral. 1999 Universidad de Oviedo.- España.
- ROSQVIST H., DESTOUNI G., *Solute transport through preferential pathways in municipal solid waste*. Journal of contaminant hydrology, 46, 2000.
- ROWE, R.K. & NADARAJAH, P. *Estimating leachate drawdown due to pumping well in landfills*. Canadian Geotechnical Journal, 33(1), pp. 1-10, 1996.

SCHROEDER, P.R.; DOZIER, T.S.; ZAPPI, P.A.; Mc ENROE, B.M.; SJOSTROM, J.W.; PEYTON, R.L. *The hydrologic evaluation of landfill performance (HELP) Model: engineering documentation for version 3. Report EPA/600/R-94/168b.* Environmental Protection Agency, Cincinnati, OH, Estados Unidos. 1994.

SCHUELER, A. S. *Estudo de caso e proposta para classificação de áreas degradadas por resíduos sólidos urbanos.* Tese de doutorado. 2005. 223f Programa de Engenharia Civil, COPPE da Universidade Federal do Rio de Janeiro. 2005

SECRETARIA MUNICIPAL DE LIMPEZA URBANA (SMLU) – *Relatório Final da Caracterização dos Resíduos Sólidos de Belo Horizonte.* . Prefeitura Municipal de Belo Horizonte. 2004. 52p.

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, Anais Porto Alegre: Associação brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental, 2000, 512p. CD ROM.

SILVA, A.B.; CARVALHO, E.T.; FANTINELI, L.M.; ROMANO, A.W.; VIANA, C.S. *Estudos geológicos, hidrogeológicos, geotécnicos e geoambientais integrados no Município de Belo Horizonte. Relatório Final.* Belo Horizonte. Prefeitura Municipal de Belo Horizonte. UFMG/IGC/FUNDEP, 1995. 150p.

SILVA, F. V. B. *Avaliação da influência da correção do teor de umidade na degradação anaeróbia de resíduos sólidos urbanos.* 2005. 150f. Dissertação de mestrado. Programa de Pós-Graduação em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos, Universidade Federal de Minas Gerais.

SIMÕES, G.F. *Avaliação do desempenho de barreiras evapotranspirativas utilizadas em camadas de cobertura final de aterros de disposição de resíduos sólidos urbanos.* Relatório Técnico Final de Projeto de Pesquisa, FAPEMIG, Processo EDT 2158/03. 2007. 54p.

SIMÕES, G.F.; CATAPRETA, C.A.A.; GALVÃO, T.C. de B.; BATISTA, H.P. *Monitoramento Geotécnico de Aterros Sanitários – A experiência da Central de Tratamento de Resíduos Sólidos da BR-040 em Belo Horizonte – MG*, 2003.

SIMÕES, G. F. *Modelo para avaliação de recalques em aterros de disposição de resíduos sólidos urbanos.* 2000. 136f Tese de Doutorado - Pontifícia Universidade Católica de Rio de Janeiro, PUC. 2000

SOBRINHO, N. L. C. *Uma análise do balanço hídrico do aterro sanitário de Presidente Prudente.* Dissertação de Mestrado. 2000. 128f. – Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil – Universidade Federal de Viçosa. Viçosa. Minas Gerais. 2000.

TCHOBANOGLOUS, G. THEISEN, H. VIGIL, S. A. . *Integrated solid waste management: Engineering principles and management issues.* McGraw Hill, 978p., 1993.

TCHOBANOGLOUS, G.; THEISEN, H. y VIGIL, S. . *Gestión Integral de Residuos Sólidos* . McGraw Hill, Madrid., 1994.

THORNTHWAITE, W.C. *Na approach toward a rational classification of climate.* Geographical Review, 1948.

TUCCI, C.E.M.; BELTRAME, L.F.S. *Evaporação e evapotranspiração.* In: TUCCI, C.E.M. *Hidrologia: ciência e aplicação.* 2.ed. Porto Alegre: Ed. Universidade, ABRH, EDUSP, p. 253-287, 2000.

VILLÓN, B.M.G. HIDROESTA, *Software Para cálculos Hidrológicos: Manual del Usuário..* Instituto Tecnológico de Costa Rica. Escuela de Ingeniería agrícola. 310p. 2005.

YUEN, S.T.S.; WANG, Q. J.; STYLES, J. R. e McMAHON T. A. *Water balance comparison between a dry and a wet landfill: a full-scale experiment.* Ed. Elvesier. Journal of Hydrology, pp 29-48., 2001.