

ELIANE FERREIRA DA ROCHA

**DETERMINAÇÃO DA CONDUTIVIDADE  
HIDRÁULICA E DA CAPACIDADE DE CAMPO  
DE RESÍDUOS SÓLIDOS URBANOS**

Dissertação apresentada à  
Universidade Federal de Viçosa,  
como parte das exigências do  
Programa de Pós-Graduação em  
Engenharia Civil, para obtenção do  
título de *Magister Scientiae*.

**Viçosa**  
**Minas Gerais – Brasil**  
**2008**

ELIANE FERREIRA DA ROCHA

**DETERMINAÇÃO DA CONDUTIVIDADE  
HIDRÁULICA E DA CAPACIDADE DE CAMPO DE  
RESÍDUOS SÓLIDOS URBANOS**

Dissertação apresentada à  
Universidade Federal de Viçosa,  
como parte das exigências do  
Programa de Pós-Graduação em  
Engenharia Civil, para obtenção do  
título de *Magister Scientiae*.

Aprovada em: 06/05/2008

Prof<sup>a</sup>. Izabel Christina D'Almeida Duarte  
de Azevedo  
Co-orientadora

Prof. Eduardo Antônio Gomes Marques  
Co-orientador

Prof. André Luciano de Carvalho

Prof. Amaury Rezende Carvalho

Prof. Roberto Francisco de Azevedo  
Orientador

## AGRADECIMENTOS

Agradeço a Deus, por ter me dado o mais precioso de todos os presentes: a vida! E se isso não fosse suficiente, me deu as mais brilhantes das estrelas: Felipe e Daniela. A Ele toda a glória e agradecimento pela força, luz e sabedoria que me fizeram chegar até aqui.

Aos meus pais, Oton e Vera, que sempre me incentivaram a prosseguir. A meu pai, que mesmo de longe, sempre me deu forças para continuar. À minha mãe, que de perto compartilhou toda a luta de mais uma jornada, sempre amável, carinhosa e disposta a ajudar de qualquer maneira que fosse possível. Serei eternamente grata por tudo que vocês fizeram.

Aos meus filhos, Felipe e Daniela, que mesmo às vezes não entendendo o motivo de minha ausência, sempre me deram forças e energias para concluir este trabalho. Por vocês busco um amanhã melhor.

Ao Ricardo, meu companheiro, que me apoiou, com todo amor, carinho e paciência, e por vezes teve que se desdobrar em mãe e pai.

Ao meu irmão, Emerson sempre incentivador. Às minhas irmãs, Luciana e Renata, pela acolhida carinhosa, apoio, atenção e amor que deram a mim e a meus filhos, e estiveram presentes em todos os momentos dessa caminhada não me faltando nas horas em que mais precisei.

Ao Prof. Roberto, pela orientação, confiança e ensinamentos. Um profissional a ser respeitado, de grande sabedoria, competência e conhecimento científico. Um ser humano muito especial com todos que dele precisam.

Aos conselheiros Prof. Eduardo e Prof<sup>a</sup> Izabel, pela convivência e orientações.

Ao Prof. Matos e a doutoranda Débora Astoni, do departamento de Engenharia Agrícola, pela realização dos ensaios de caracterização química dos resíduos.

Ao Júlio, laboratorista do Laboratório de Engenharia Sanitária e Ambiental, pela realização dos ensaios de sólidos voláteis.

Aos colegas de mestrado, em especial a Ana Amélia, amiga sempre presente; ao Marcos, aluno da graduação, pelo auxílio no preparo e acompanhamento dos experimentos.

À UFV, pela oportunidade de realização de um sonho; à CAPES, pela concessão da bolsa.

## **BIOGRAFIA**

ELIANE FERREIRA DA ROCHA, filha de Oton Chaves da Rocha e Vera Lúcia Ferreira da Rocha, nasceu em 16 de agosto de 1974, em Brasília, Distrito Federal.

Em setembro de 1992, ingressou no curso de Engenharia Civil da Universidade Federal de Ouro Preto (MG), o qual foi concluído em dezembro de 1997. Trabalhou como engenheira civil autônoma e prestadora de serviços até fevereiro de 2006 quando ingressou no Mestrado do Programa de Pós-graduação em Engenharia Civil da Universidade Federal de Viçosa (MG) na área Geotecnia, o qual foi concluído em maio de 2008.

## SUMÁRIO

<b>LISTA DE QUADROS</b>	viii
<b>LISTA DE FIGURAS</b>	ix
<b>LISTA DE TABELAS</b>	xi
<b>RESUMO</b>	xiii
<b>ABSTRACT</b>	xv
<b>1 INTRODUÇÃO</b>	1
1.1 Justificativa	2
1.2 Objetivo	3
1.3 Estrutura da Dissertação	3
<b>2 REVISÃO DE LITERATURA</b>	5
2.1 Introdução	5
2.2 Propriedades Mecânicas dos Resíduos Sólidos Urbanos	6
2.2.1 Composição Gravimétrica	
2.2.2 Teor de Umidade Gravimétrico de Resíduos Sólidos Urbanos	7
2.2.3 Coeficiente de Permeabilidade de Resíduos Sólidos Urbanos	9
2.2.3.1 Lei de Darcy	9
2.2.3.2 Ensaios de Permeabilidade com Resíduos Sólidos Urbanos	10
2.2.4 Capacidade de Campo de Resíduos Sólidos Urbanos	14
2.3 Características Químicas de Resíduos Sólidos Urbanos	16
2.3.1 Teor de Sólidos Voláteis e Matéria Orgânica de Resíduos Sólidos Urbanos	16
2.3.2 Teor de Carbono de Resíduos Sólidos Urbanos	18
2.3.3 Teor de Nitrogênio de Resíduos Sólidos Urbanos	20

2.3.4	Capacidade de Troca Catiônica de Resíduos Sólidos Urbanos	20
<b>3</b>	<b>MATERIAIS E MÉTODOS</b>	<b>22</b>
3.1	Caracterização da Amostra de Resíduos Sólidos Urbanos	22
3.2	Descrição do Equipamento	24
3.3	Determinação da Condutividade Hidráulica dos Resíduos Sólidos Urbanos	30
3.4	Determinação da Capacidade de Campo dos Resíduos Sólidos Urbanos	34
3.5	Determinação do Teor de Umidade dos Resíduos Sólidos Urbanos	36
3.6	Determinação do Teor de Sólidos Voláteis dos Resíduos Sólidos Urbanos	37
3.7	Determinação do Teor de Carbono dos Resíduos Sólidos Urbanos	38
3.8	Determinação do Conteúdo de Matéria Orgânica dos Resíduos Sólidos Urbanos	40
3.9	Determinação do Teor de Nitrogênio dos Resíduos Sólidos Urbanos	40
3.10	Determinação da Capacidade de Troca Catiônica dos Resíduos Sólidos Urbanos	42
3.10.1	Determinação da soma das bases	43
3.10.2	Determinação de cálcio e magnésio trocáveis	43
3.10.3	Determinação da acidez trocável ( $Al^{3+}$ )	45
<b>4</b>	<b>RESULTADOS E DISCUSSÕES</b>	<b>47</b>
4.1	Composição Gravimétrica dos Resíduos Sólidos Urbanos	47
4.2	Teor de Umidade dos Resíduos Sólidos Urbanos	48
4.3	Coefficiente de Permeabilidade dos Resíduos Sólidos Urbanos	50
4.4	Capacidade de Campo dos Resíduos Sólidos Urbanos	52
4.5	Teor de Sólidos Voláteis dos Resíduos Sólidos Urbanos	58
4.6	Conteúdo de Matéria Orgânica dos Resíduos Sólidos Urbanos	58
4.7	Teor de Carbono dos Resíduos Sólidos Urbanos	59
4.8	Teor de Nitrogênio dos Resíduos Sólidos Urbanos	60
4.9	Capacidade de Troca Catiônica dos Resíduos Sólidos Urbanos	61
<b>5</b>	<b>CONCLUSÕES E SUGESTÕES</b>	<b>62</b>
5.1	Conclusões	62

5.2 Sugestões	64
<b>REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS</b>	<b>65</b>

## LISTA DE QUADROS

<b>QUADRO 1 -</b>	Teor de umidade de RSU apresentado por diversos autores.	8
<b>QUADRO 2 -</b>	Valores de coeficiente de permeabilidade de RSU apresentado por diversos autores (ampliado de Durmusoglu <i>et al.</i> , 2006).	13
<b>QUADRO 3 -</b>	Capacidade de campo disponível para diversos RSU (ampliado de Calle, 2007).	16

## LISTA DE FIGURAS

<b>FIGURA 1 -</b>	Espalhamento da amostra de RSU “novo”.	23
<b>FIGURA 2 -</b>	Homogeneização da amostra de RSU “velho”.	24
<b>FIGURA 3 -</b>	Vista do permeâmetro utilizado nos ensaios.	26
<b>FIGURA 4 -</b>	Vista do reservatório de água utilizado nos ensaios.	27
<b>FIGURA 5 -</b>	Vista do painel piezométrico.	28
<b>FIGURA 6 -</b>	Esquema do equipamento completo: reservatório, permeâmetro e painel piezométrico.	29
<b>FIGURA 7 -</b>	Equipamento completo: reservatório, permeâmetro e painel piezométrico.	30
<b>FIGURA 8 -</b>	Compactação do RSU no permeâmetro.	31
<b>FIGURA 9 -</b>	Coleta de percolado durante a realização do ensaio de capacidade de campo.	35
<b>FIGURA 10 -</b>	Vista da estufa com as amostras de RSU.	37
<b>FIGURA 11 -</b>	Comportamento da condutividade hidráulica em função do peso específico.	51
<b>FIGURA 12 -</b>	Comportamento da curva da vazão em função do tempo para determinação da capacidade de campo dos resíduos sólidos novos.	55
<b>FIGURA 13 -</b>	Comportamento da curva da vazão em função do tempo	56

para determinação da capacidade de campo dos resíduos sólidos velhos.

**FIGURA 14 -** Comportamento da capacidade de campo em função do peso específico. 57

## LISTA DE TABELAS

<b>TABELA 1 -</b>	Valores de $t$ em níveis de 10% a 0,1% de probabilidade (Tabela Bilateral).	33
<b>TABELA 2 -</b>	Composição gravimétrica dos RSU novos.	47
<b>TABELA 3 -</b>	Composição gravimétrica dos RSU velhos.	48
<b>TABELA 4 -</b>	Valores de teor de umidade dos RSU novos e velhos.	49
<b>TABELA 5 -</b>	Condutividade hidráulica dos RSU.	51
<b>TABELA 6 -</b>	Vazão de capacidade de campo – RSU novo $\gamma = 3,47\text{kN/m}^3$ .	52
<b>TABELA 7 -</b>	Vazão de capacidade de campo – RSU novo $\gamma = 7,00\text{kN/m}^3$ .	53
<b>TABELA 8 -</b>	Vazão de capacidade de campo – RSU novo $\gamma = 10,00\text{kN/m}^3$ .	53
<b>TABELA 9 -</b>	Vazão de capacidade de campo – RSU velho $\gamma = 3,50\text{kN/m}^3$ .	54
<b>TABELA 10 -</b>	Vazão de capacidade de campo – RSU velho $\gamma = 7,00\text{kN/m}^3$ .	54
<b>TABELA 11 -</b>	Vazão de capacidade de campo – RSU velho $\gamma = 10,00\text{kN/m}^3$ .	55
<b>TABELA 12 -</b>	Valores da capacidade de campo do RSU.	56

<b>TABELA 13</b> -	Teor de sólidos voláteis nos RSU, de acordo com a metodologia de Lelis (1998).	58
<b>TABELA 14</b> -	Conteúdo de matéria orgânica nos RSU, de acordo com a metodologia de Matos (2006).	59
<b>TABELA 15</b> -	Teor de carbono dos RSU, de acordo com a metodologia de Matos (2006), Lima (1995) e Lelis (1998).	59
<b>TABELA 16</b> -	Teor de nitrogênio dos RSU, de acordo com a metodologia de Matos (2006).	60
<b>TABELA 17</b> -	Relação C/N dos RSU.	60
<b>TABELA 18</b> -	Teor de CTC dos RSU de acordo com a metodologia de Matos (2006).	61

## RESUMO

ROCHA, Eliane Ferreira da; M. Sc., Universidade Federal de Viçosa, maio de 2008. **Determinação da Condutividade Hidráulica e Capacidade de Campo de Resíduos Sólidos Urbanos.** Orientador: Roberto Francisco de Azevedo. Co-orientadores: Izabel Christina D'Almeida Duarte Azevedo e Eduardo Antônio Gomes Marques.

A necessidade de conhecimento dos parâmetros geotécnicos dos resíduos sólidos urbanos (RSU) para uso no dimensionamento de componentes dos aterros sanitários, tem levado pesquisadores a desenvolver estudos para o melhor conhecimento dos mesmos. A determinação da condutividade hidráulica e capacidade de campo dos RSU, em função do peso específico e do estado de decomposição dos mesmos, é o objetivo desse trabalho. Um permeâmetro de grandes dimensões, funcionando a carga constante, foi utilizado para a realização dos ensaios, que duraram seis meses. Amostras de RSU foram coletadas no Aterro Controlado de Ponte Nova – MG, posteriormente compactadas e saturadas por percolação de água dentro do permeâmetro. A determinação da condutividade hidráulica foi feita através da Lei de Darcy e, após o ensaio de permeabilidade, determinava-se a capacidade de campo do

RSU deixando-se a amostra drenar até que a percolação vertical espontânea “cessasse”. Ensaios de teor de sólidos voláteis, carbono e nitrogênio, conteúdo de matéria orgânica e capacidade de troca catiônica foram realizados. Comparações dos resultados obtidos com dados relatados na literatura foram realizadas e mostraram-se condizentes.

## ABSTRACT

ROCHA, Eliane Ferreira da; M. Sc., Universidade Federal de Viçosa, May, 2008. **Determination of Hydraulic Conductivity and Field Capacity on Municipal Solid Waste.** Adviser: Roberto Francisco de Azevedo. Co-Advisers: Izabel Christina D'Almeida Duarte Azevedo and Eduardo Antônio Gomes Marques.

The need for knowledge of geotechnical parameters of municipal solid waste (MSW) for use in the sizing of components of landfill sites, has led researchers to develop studies to better knowledge of them. The determination of hydraulic conductivity and field capacity the MSW, depending on the specific weight and state of decomposition of them, is the objective of this work. A permeameter of large dimensions, running at constant load, was used for the test, which lasted six months. Samples were collected in the MSW landfill Controlled of Ponte Nova - MG, compacted and then saturated by water percolating within the permeameter. The determination of hydraulic conductivity was made through the Law of Darcy and after the test of permeability, determined to be the field capacity the MSW leaving the sample drain until the percolation vertical spontaneous "cease". Tests of solid content of volatile, carbon and nitrogen, organic matter content and cation exchange capacity were made. Comparisons

of results with data reported in the literature were performed and shown to be consistent.

## 1 INTRODUÇÃO

A crescente preocupação com o meio ambiente e as inquietantes perspectivas quanto à condição futura do planeta, fazem com que a problemática dos resíduos sólidos urbanos (RSU) seja tratada com mais clareza e que a comunidade científica se volte para o problema em questão. Segundo estimativas, a média de geração diária de RSU é de  $0,5 \text{ kg.hab}^{-1}.\text{dia}^{-1}$ . Considerando a população mundial em torno de 6,5 bilhões de pessoas, pode-se estimar que, diariamente, são gerados aproximadamente 3.250.000 toneladas de RSU. Além da preocupação com a enorme quantidade de RSU produzida, há também a apreensão com a forma de destinação final de tais resíduos, visto que são altamente poluidores do meio ambiente, por causa de sua diversificada composição e podem causar impactos ambientais altamente negativos se dispostos de forma inadequada.

No Brasil, segundo a Pesquisa Nacional de Saneamento Básico - PNSB, realizada pelo Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística em 2000 – IBGE (2000), eram coletadas, diariamente, 228.413 toneladas de RSU. Desse total, a região sudeste era responsável por 141.616,80 toneladas, sendo que Minas Gerais coletava em torno de 15.664 toneladas. A forma de disposição final mais utilizada era o aterro controlado (37%), seguida pelo aterro sanitário (36%) e o lixão (22%). Entretanto, observando-se o número de municípios, esses percentuais se alteram e os dados mostram-se altamente desfavoráveis ao

meio ambiente, pois 63% informam que depositam seus resíduos em lixões, 18% em aterros controlados, 14% em aterros sanitários e em 1% dos municípios os RSU passam por algum tipo de tratamento (compostagem, reciclagem ou incineração), Jucá (2003).

Apesar de um pouco desatualizados, diante desses dados, fica evidente a necessidade de implantação de maior número de aterros sanitários no país para dar destinação adequada aos RSU gerados. Além disso, é necessário que áreas onde já existem tais aterros tenham sua vida útil prolongada, devido à escassez de novas áreas para implantação de tal tipo de empreendimento, que atendam às condicionantes ambientais (Ribeiro, 2007).

## 1.1 JUSTIFICATIVA

Verifica-se, entretanto, que existe uma grande escassez de dados sobre o comportamento mecânico de RSU para subsidiar o dimensionamento de aterros sanitários. No Brasil, esses aterros são freqüentemente projetados e executados com adoção de critérios e parâmetros utilizados em aterros da América do Norte e da Europa (Carvalho, 2002). Levando-se em consideração que a massa de resíduos sólidos urbanos é altamente heterogênea e varia com as condições climáticas, costumes sociais, renda *per capita*, densidade populacional, grau de urbanização e industrialização e políticas econômicas, conclui-se que o uso de tais parâmetros “importados” influencia decisivamente na concepção de projeto e na sua viabilidade técnica, econômica e financeira. A determinação dos parâmetros geotécnicos dos RSU é necessária para o dimensionamento dos componentes do aterro sanitário, como os sistemas de drenagem e tratamento de percolado, bem como na análise de estabilidade de seus taludes e no cálculo de recalques (Carvalho, 2002).

Em particular, a condutividade hidráulica e a capacidade de campo dos RSU são fundamentais para o dimensionamento do sistema de drenagem, coleta e tratamento do percolado gerado pelos RSU.

## 1.2 OBJETIVO

O principal objetivo desse trabalho é a determinação do coeficiente de permeabilidade (ou condutividade hidráulica) e da capacidade de campo de resíduos sólidos urbanos, em função de seu peso específico e estado de decomposição. Para isso, com base no trabalho de Barros (2004), desenvolveu-se um permeâmetro de carga constante e grandes dimensões e realizou-se um programa de ensaios com resíduos coletados no aterro controlado do município de Ponte Nova – MG.

Os objetivos específicos são:

- Desenvolvimento de um permeâmetro para ensaios de permeabilidade e capacidade de campo de resíduos sólidos urbanos;
- Avaliação da influência do peso específico e do estado de decomposição dos RSU no valor do coeficiente de permeabilidade e da capacidade de campo dos resíduos;
- Ampliação do banco de dados de parâmetros geotécnicos dos RSU brasileiros.

## 1.3 ESTRUTURA DA DISSERTAÇÃO

A presente dissertação foi dividida em cinco capítulos, da seguinte maneira:

- No Capítulo 2 apresenta-se uma revisão de literatura sobre os parâmetros geotécnicos dos RSU: condutividade hidráulica, capacidade de campo e o teor de umidade. São, também, apresentados estudos sobre o teor de sólidos voláteis, carbono e nitrogênio, presentes na massa de RSU, além da capacidade de troca catiônica da mesma, em função do seu estado de decomposição.

- No Capítulo 3 apresentam-se o equipamento desenvolvido, bem como os materiais e métodos utilizados nos experimentos. Descrevem-se as características do equipamento utilizado, bem como, as metodologias usadas na determinação dos parâmetros geotécnicos e das características químicas determinadas durante os ensaios.
- No Capítulo 4 apresentam-se e discutem-se os resultados obtidos nos ensaios.
- No Capítulo 5 encontram-se as conclusões referentes aos estudos realizados, bem como sugestões para trabalhos futuros.
- Por fim, são apresentadas as Referências Bibliográficas utilizadas.

## **2 REVISÃO DE LITERATURA**

### **2.1 INTRODUÇÃO**

A pesquisa e a prática sobre o comportamento mecânico dos resíduos sólidos urbanos têm se baseado nas teorias desenvolvidas para estudar a mecânica dos solos (Dixon & Jones, 2005). Embora metodologias embasadas nessas teorias tenham se mostrado eficazes, atualmente novos procedimentos e equipamentos próprios têm sido desenvolvidos para o estudo do material em questão. A massa de RSU tem comportamento variável, devido à diversidade dos materiais presentes, da proporção de seus constituintes e da sua característica de degradabilidade.

Problemas com amostragem em condições não-higiênicas e a necessidade de amostras de grandes dimensões aumentam as dificuldades de realização de testes de laboratório (Durmusoglu *et al.*, 2006). Aparelhos de grandes dimensões vêm sendo desenvolvidos e aperfeiçoados para realização de experimentos que visam à determinação de parâmetros geotécnicos de RSU. Os experimentos de laboratório apresentam a vantagem de serem realizados em condições controladas, oferecendo maior segurança para a saúde dos pesquisadores, tendo em vista a insalubridade do material.

A obtenção de parâmetros geotécnicos dos RSU é de fundamental importância para a elaboração e execução de aterros sanitários. Entretanto, ainda não há amostragens e testes considerados padrão para a obtenção de tais parâmetros (Durmusoglu *et al.*, 2006). Dentre esses, o coeficiente de permeabilidade e a capacidade de campo são de grande importância, pois interferem no balanço hídrico do aterro sanitário e, conseqüentemente, no dimensionamento dos sistemas de drenagem e tratamento dos percolados (Carvalho, 2002).

Nesse capítulo apresenta-se, de forma sucinta, uma revisão dos métodos de determinação de teor de umidade, condutividade hidráulica e capacidade de campo dos RSU, bem como resultados de pesquisas anteriores sobre tais parâmetros. Valores de teor de sólidos voláteis e de carbono presente na massa de RSU serão, também, abordados para definir o estado de decomposição dos RSU.

## **2.2 PROPRIEDADES MECÂNICAS DOS RESÍDUOS SÓLIDOS URBANOS**

### **2.2.1 Composição gravimétrica**

Como as propriedades mecânicas são influenciadas pela composição dos resíduos, assim como pelo comportamento de cada componente constituinte do mesmo (Fucale & Jucá, 2002) é sempre importante conhecer a composição gravimétrica (gravimetria) do RSU.

Resíduos sólidos urbanos têm composição variada, que pode modificar de país para país, de cidade para cidade, de bairro para bairro e, inclusive, de um dia para o outro.

Landva & Clark (1990) estabeleceram as seguintes categorias de classificação de RSU: restos de alimento; poda; papel; plásticos; borracha e couro; têxteis; madeira; metais; cerâmicos e vidros; cinzas e pedras.

Segundo D'Almeida & Vilhena (2000), os RSU são compostos por borracha, couro, madeira, matéria orgânica, metais ferrosos, metais não-ferrosos, papel, papelão, plástico duro, plástico-filme, trapos, vidros e outros.

De uma forma ou outra, essa variada composição dos RSU evidencia a dificuldade de se conhecer as suas propriedades.

Os RSU brasileiros apresentam-se com taxa da ordem de 50 a 60% de matéria orgânica, típicas de países em desenvolvimento (Calle, 2007).

O teor de umidade, a condutividade hidráulica e o peso específico da massa de RSU estão diretamente relacionado ao percentual de matéria orgânica. Teores de umidade mais elevados remetem a coeficientes de permeabilidade e pesos específicos mais baixos, e esses são parâmetros importantes em projetos e operações de aterros sanitários (Borgatto, 2006).

A composição física ou gravimétrica dos RSU depois de dispostos no aterro tende a se alterar ao longo do tempo em função da deterioração da matéria orgânica (De Lamare Neto, 2004).

Além da gravimetria, as propriedades mecânicas do RSU dependem de uma série de fatores, dentre os quais o clima da região, a profundidade em que se encontram, o estado de decomposição (idade) e o peso específico (Carvalho, 2002).

### **2.2.2 Teor de umidade gravimétrico de resíduos sólidos urbanos**

Como é usual em geotecnia, nessa dissertação o teor de umidade gravimétrico é definido como a relação entre o peso da água e o peso de sólidos de uma amostra de determinado material (Pinto, 2002) e, por simplicidade, ao longo desse trabalho, será tratado apenas por teor de umidade.

Segundo Borgatto (2006), o teor de umidade dos RSU depende da sua composição granulométrica inicial, composição gravimétrica, condições

climáticas, procedimentos operacionais do aterro, taxa de decomposição biológica e eficiência do sistema de drenagem de percolados e gases.

O teor de umidade, de acordo com Simões *et al.* (2005), está relacionado com a água de constituição dos resíduos e com a água absorvida da atmosfera. Depende, principalmente, da composição do lixo e das condições climáticas.

Jucá *et al.* (1997) apresentam valores de teores de umidade de RSU variando com a profundidade no aterro da Muribeca, em Recife, Brasil. Os valores obtidos variam de 52% a 2m de profundidade a 32% a 8m de profundidade.

Segundo Castilhos Junior (2002), o teor de umidade fornece dado preliminar para a estimativa do tempo de geração de percolado, uma vez que este se forma quando a massa de RSU atinge a capacidade de campo, que será detalhada no item 2.2.3.

No Quadro 1 listam-se valores típicos de teor de umidade obtidos por diversos autores.

Quadro 1 – Teor de umidade de RSU apresentado por diversos autores.

REFERÊNCIA	FAIXA (%)	OBSERVAÇÃO
Sowers (1973)	20 - 50	
Landva & Clark (1990)	20 - 120	
Tchobanaglou <i>et al.</i> (1993)	15 - 49	
Gabr & Valero (1995)	30 - 130	Variando com a profundidade (de próximo à superfície a 20m)
Zornberg <i>et al.</i> (1999)	8 - 50	Ensaio de campo, ao longo da profundidade
Verbrugge (2000)	10 - 50	
Carvalho (2002)	17 - 54	Ensaio com percâmetro
Barros (2004)	93 - 134	Ensaio com permeâmetro
Simões <i>et al.</i> (2005)	25 - 75	Monitoramento
Carvalho (2006)	21 - 76	Ensaio com percâmetro
Calle (2007)	55	Ensaio com percâmetro

### **2.2.3 Coeficiente de permeabilidade de resíduos sólidos urbanos**

O coeficiente de permeabilidade dos RSU é a característica que quantifica a maior ou menor facilidade de um líquido fluir pelos espaços vazios existentes entre as partículas sólidas dos resíduos (Silveira, 2004).

O coeficiente de permeabilidade ( $k$ ) depende, principalmente, do tamanho médio dos poros que, por sua vez, está relacionado à distribuição granulométrica do material e à forma das partículas (Craig, 1995). Além disso, depende do índice de vazios, do grau de saturação do material e das características do fluxo percolante (Lambe, 1979). No caso dos resíduos sólidos, o estado de decomposição e a composição gravimétrica são determinantes para os valores de coeficiente de permeabilidade.

Devido à existência de grandes partículas nos resíduos sólidos, bem como o processo de deposição dos resíduos em camadas, pode ocorrer que uma massa de RSU forme um corpo com estrutura de camadas sub-horizontais, podendo produzir anisotropia em suas propriedades hidráulicas com maior coeficiente de permeabilidade na direção horizontal (Dixon & Jones, 2005).

O coeficiente de permeabilidade de RSU é um importante parâmetro de projeto e operação de aterros sanitários, particularmente no dimensionamento do sistema de drenagem e tratamento de percolado e nos casos de problemas de estabilidade e migração não controlada de líquido percolado (Borgatto, 2006).

#### **2.2.3.1 Lei de Darcy**

Beaven & Powrie (1995) mencionam em seu trabalho que ensaios de carga constante, executados em amostras de grande dimensão, indicam que o fluxo através de RSU saturados pode ser caracterizado pela Lei de Darcy:

$$Q = k * i * A \quad (2.1)$$

em que Q é a vazão de percolado, A a seção transversal ao fluxo, k a condutividade hidráulica e i o gradiente hidráulico.

Segundo Craig (1995), sendo a água o fluxo percolante, o coeficiente de permeabilidade pode variar com a temperatura, uma vez que k depende do peso específico e da viscosidade da água. Dessa forma, k pode ser representado por:

$$k = K * \frac{\gamma_w}{\eta} \quad (2.2)$$

em que  $\gamma_w$  é o peso específico da água,  $\eta$  é a viscosidade da água e K permeabilidade intrínseca do meio.

### 2.2.3.2 Ensaios de permeabilidade com resíduos sólidos urbanos

Não existe padronização para os ensaios de permeabilidade em RSU e vários ensaios são relatados na literatura. Tais ensaios, com suas metodologias e equipamentos, têm sido desenvolvidos e aperfeiçoados visando resultados mais representativos.

Jucá *et al.* (1997) realizaram ensaio de infiltração num furo de sondagem no Aterro da Muribeca.

Aguiar (2001) utilizou o Permeômetro de Guelph para realização de ensaios *in situ* de leiras de RSU pré-tratados. Tal permeômetro funciona com carga constante e mede a condutividade hidráulica saturada de campo acima do lençol freático. O equipamento é composto de uma garrafa de Mariotte, que controla a carga constante de água dentro do furo a ser realizado, um tubo de acrílico com uma régua graduada, onde a água é introduzida, e um tripé. O ensaio consiste em: (a) executar um furo, com base e lateral regularizadas na profundidade desejada; (b) colocar o permeômetro sobre o furo, em cima do

tripé nivelado; (c) introduzir água no tubo de acrílico até encher as mangueiras do equipamento, regulando-se a altura da carga desejada; (d) proceder às leituras em intervalos constantes de tempo, utilizando a régua graduada. Quando as medidas de vazão tornam-se constantes o ensaio é interrompido e determina-se a condutividade hidráulica.

O percâmetro, desenvolvido por Carvalho (2002 e 2006), é um equipamento composto de um cilindro metálico, com dimensões de 15,2 cm de diâmetro por 17,8 cm de altura, capaz de medir a capacidade de campo, umidade, peso específico e condutividade hidráulica de amostras indeformadas de RSU coletadas com o cilindro. Os ensaios eram realizados através da cravação de amostradores cilíndricos na base de valas escavadas para a obtenção dos resíduos. Posteriormente, retiravam-se cerca de 2 cm de resíduos das bases da amostra, preenchia-se esse espaço com areia média, colocava-se papel filtro nas extremidades da amostra e fechava-se o cilindro. Sobre um tripé e conectada a uma mangueira na parte inferior, a amostra era saturada. Em seguida à saturação, eram realizadas diversas leituras de permeabilidade com carga variável.

Barros (2004) realizou ensaios com permeâmetro de carga constante, em que uma amostra de RSU era compactada dentro do permeâmetro, sendo que na base e no topo era colocada uma camada de drenagem, com 5 cm de espessura, constituída de brita 1. O permeâmetro era fechado, sendo que em suas tampas havia uma torneira central que permitia a entrada e a saída de água. Com o auxílio de um reservatório de carga constante, a amostra era saturada através de fluxo ascendente de água. Após a saturação, fechavam-se as torneiras, conectava-se a mangueira superior ao reservatório e ligava-se uma mangueira acoplada à torneira inferior. O fluxo descendente era liberado e o percolado coletado em um recipiente. A vazão de percolado era lida até que o coeficiente de permeabilidade se tornasse constante, calculado através da Lei de Darcy.

Durmusoglu *et al.* (2006) adaptaram dois consolidômetros, um de pequena e um de larga escala, para realização de ensaios de permeabilidade.

Os equipamentos consistem em um corpo cilíndrico de aço inoxidável acoplado a uma placa de carregamento no topo. O corpo interno do consolidômetro é perfurado para drenagem do percolado. Uma máquina hidráulica aplica cargas verticais, que simulam as condições reais do aterro; a amostra é consolidada a 123, 246 e 369 kPa. Foram ensaiadas amostras na umidade original do aterro e na umidade relativa à capacidade de campo. Após a consolidação, a amostra era saturada, diferentes gradientes hidráulicos eram aplicados e os níveis do reservatório eram registrados. O coeficiente de permeabilidade era determinado através da equação de carga variável. Os valores obtidos nos ensaios do consolidômetro de pequena escala eram comparados aos de larga escala, apontando que os RSU podem ser testados com amostras de pequenas dimensões, resultando em valores compatíveis aos reportados na literatura.

Catapreta & Simões (2007) encontraram valores do coeficiente de permeabilidade na faixa de  $10^{-4}$  cm/s, através da realização de ensaios de perda d'água em furos de sondagem e utilizando correlações empíricas.

Ensaio de variação temporal de condutividade hidráulica foram realizados por Libânio *et al.* (2003) em uma coluna teste de acrílico, com 15 cm de diâmetro e 2,50 m de altura útil, envolta por uma manta plástica opaca para simular a ausência de luminosidade no interior da célula. A amostra de RSU, coletada no momento da chegada ao aterro sanitário de Belo Horizonte – MG, foi compactada manualmente dentro da coluna, sobre uma camada drenante de brita (gnaisse nº 2). Após 360 dias, o valor da condutividade hidráulica encontrava-se na faixa de  $10^{-3}$  cm/s, sendo que após o 120º dia esse valor era da ordem de  $10^{-4}$  cm/s.

A permeabilidade é altamente dependente do processo de aterramento, do grau de compactação, da pressão de sobrecarga, idade e composição do RSU (Knochenmus *et al.*, 1998). Portanto, se necessário, deverá ser determinada em cada caso. Manassero *et al.* (1996) sugerem o uso de um coeficiente de permeabilidade de  $10^{-3}$  cm/s como primeira aproximação.

A literatura apresenta valores de coeficiente de permeabilidade variando diversas ordens de magnitude em função dos procedimentos de disposição, bem como das características dos RSU.

Marques (2001) cita diversos autores (Chen et al., 1977; Landva & Clark, 1990; Powrie & Beaven, 1999) que verificaram a redução da condutividade hidráulica dos RSU com a densificação do material. Oweis & Khera (1986) apresentaram coeficientes de permeabilidade para o RSU entre  $1,5 \times 10^{-4}$  e  $7,1 \times 10^{-6}$  m/s, para pesos específicos entre 5,6 e 11,2 kN/m<sup>3</sup>, respectivamente, enquanto Chen & Chynoweth (1995)  $9,6 \times 10^{-4}$  e  $4,7 \times 10^{-7}$  m/s, obtidos em laboratório, para pesos específicos entre 1,6 a 4,8 kN/m<sup>3</sup>.

No Quadro 2 listam-se diversos valores de coeficiente de permeabilidade de RSU.

Quadro 2 – Valores de coeficiente de permeabilidade de RSU apresentados por diversos autores (ampliado de Durmusoglu *et al.*, 2006).

REFERÊNCIA	k(m/s)	OBSERVAÇÃO
Fungaroli & Steiner (1979)	$10^{-2} - 10^{-4}$	Lisímetros (Amostras trituradas)
	$7,0 \times 10^{-4}$	Laboratório (Amostras embaladas)
Fang (1983)	$1,5 \times 10^{-2}$	Laboratório (Amostras soltas)
Oweis & Khera (1986)	$1,0 \times 10^{-5} - 2,6 \times 10^{-5}$	Laboratório
Landva & Clark (1990)	$1,0 \times 10^{-7} - 4,0 \times 10^{-6}$	Ensaio em poço
Edgers et al. (1992)	$1,0 \times 10^{-5} - 2,0 \times 10^{-4}$	
Gabr & Valero (1995)	$1,0 \times 10^{-7} - 1,0 \times 10^{-5}$	Ensaio triaxial (variável com a profundidade)
Beaven & Powrie (1995)	$1,0 \times 10^{-5} - 1,0 \times 10^{-4}$	Laboratório (pressão de confinamento de 0 a 600kPa)
Mahler & Aguiar (2001)	$9,39 \times 10^{-7} - 1,09 \times 10^{-6}$	Ensaio de Campo (Permeâmetro de Guelph)
Carvalho (2002)	$9,48 \times 10^{-6}$	Laboratório (Percâmetro)
Jang et al. (2002)	$2,86 \times 10^{-7}$	Laboratório
Barros (2004)	$7,92 \times 10^{-6}$	Laboratório (Permeâmetro)
Durmusoglu <i>et al.</i> (2006)	$4,7 \times 10^{-6} - 1,24 \times 10^{-4}$	Laboratório (pressão de confinamento 123, 246 e 369kPa)
Calle (2007)	$1,57 \times 10^{-5}$	Laboratório (Percâmetro)

#### 2.2.4 Capacidade de campo de resíduos sólidos urbanos

Capacidade de campo de um meio poroso é o teor de umidade volumétrico ( $V_w/V$ ) correspondente ao máximo de água que o material pode reter sem que ocorra percolação vertical. Naturalmente, essa definição também se aplica no caso de resíduos sólidos urbanos. A capacidade de campo dos RSU é difícil de ser estimada, em virtude da falta de normas técnicas que padronizem a realização de testes em laboratório, e a dependência da capacidade de retenção de água de cada componente constituinte dos RSU.

Zornberg *et al.* (1999) e Bligh *et al.* (1992) apud Calle (2007) realizaram um programa de teste em laboratório, que consistiu em inundar a amostra de RSU, permitindo o escoamento do excesso de líquido por 24h e, em seguida, comprimi-la com sobrecargas de pressões crescentes para as quais a capacidade de campo era medida. Os valores encontrados variaram de 225% para RSU novos, com baixa pressão de confinamento, a 55% para RSU velhos, comprimidos a uma massa específica de aproximadamente  $10 \text{ kN/m}^3$ .

Carvalho (2002) desenvolveu ensaios com um equipamento que denominou percâmetro, e concluiu que a capacidade de campo tem pequena tendência de crescimento com a idade dos resíduos. Conforme já relatado no item anterior, o ensaio era realizado após a determinação do coeficiente de permeabilidade. Nessa altura, o fluxo de água era interrompido e o equipamento era colocado sobre um tripé. Embaixo do tripé colocava-se um *becker*, abria-se a torneira inferior do percâmetro e retirava-se seu tampão superior. Procedia-se às leituras de volume de percolado que só eram interrompidas quando a vazão atingia valores menores ou iguais a  $0,01 \text{ cm}^3/\text{s}$ .

A capacidade de campo era determinada a partir dos teores de umidade de amostras de resíduos retiradas na superfície, no meio e na base da amostra.

Vaidya (2002) realizou ensaios de capacidade de campo de RSU utilizando o ensaio denominado *Testes dos Baldes*, que consistia em colocar dentro de baldes resíduos pré-selecionados e umedecidos com água para dar

elasticidade e formar uma mistura coesiva. O balde possuía base furada (32 mm de diâmetro) com espaçamentos iguais entre os 21 furos, sendo 4 em cada quadrante, um em cada eixo e um no centro. Colocava-se uma carga estática sobre os resíduos, por pelo menos 5 dias, para expulsar a água, obtendo-se, assim, a umidade do lixo na capacidade de campo.

Lins (2003) realizou ensaios através da cravação de cilindro amostrador sobre resíduos nivelados. Em laboratório, as amostras eram saturadas dentro de um balde com colchão de brita, com, aproximadamente, 15 cm de altura, durante 4 dias. Após esse período, deixou-se drenar livremente a água retida no lixo, e concluída a drenagem a amostra foi levada para estufa, a fim de se obter a umidade na capacidade de campo.

Barros (2004) realizou ensaios de laboratório em um permeâmetro de grandes dimensões utilizando o mesmo procedimento de Carvalho (2002), com a diferença que o ensaio era interrompido quando a vazão de percolado atingia o valor de  $40\text{mL dia}^{-1}$ .

Segundo Corrêia Sobrinho (2000) e Carvalho (2006) a capacidade de campo de RSU é um parâmetro importante no projeto de aterros sanitários, pois a água que exceder esse valor produzirá percolado.

A capacidade de campo varia com a compactação e com o estado de decomposição dos resíduos. De acordo com Lins & Jucá (2005), em um aterro sanitário, a capacidade de campo dos resíduos muda rapidamente durante os primeiros dias de operação, devido ao movimento de veículos sobre os mesmos e à colocação da camada de cobertura. O autor afirma, ainda, que esse valor diminui com a idade dos resíduos, podendo ser justificada pela mineralização da matéria orgânica e o aumento do peso específico da massa de lixo e a consequente redução da porosidade.

Azevedo *et al.* (2002) constatou que RSU mais velhos retinham menos umidade que os RSU mais novos.

No Quadro 3 apresenta-se um resumo de valores de capacidade de campo encontrados na literatura.

Quadro 3 – Capacidade de campo disponível para diversos RSU (ampliado de Calle, 2007).

<b>REFERÊNCIA</b>	<b>Capacidade de Campo (vol/vol)</b>
Hughes <i>et al.</i> (1971)	0,100; 0,350
Fungaroli (1971)	0,286;0,294;0,325;0,346
Stone (1974)	0,375;0,283
Wigh (1979)	0,367;0,375
Fungaroli & Steiner (1979)	0,342
Ham (1980)	0,333
Walsh & Kinman (1982)	0,318;0,404;0,368
Bligh <i>et al.</i> (1992)	0,550
McBean <i>et al.</i> (1995)	0,550
Zornberg (1999)	0,500
Yuen <i>et al.</i> (2001)	0,340
Carvalho (2002)	0,338
Lins (2003)	0,430 – 0,560 (RSU com 5 anos) 0,300 – 0,440 (RSU com 10 anos)
Barros (2004)	0,214
Carvalho (2006)	0,227- 0,451
Calle (2007)	0,514

## 2.3 CARACTERÍSTICAS QUÍMICAS DE RESÍDUOS SÓLIDOS URBANOS

### 2.3.1 Teor de sólidos voláteis e matéria orgânica de resíduos sólidos urbanos

O conhecimento do teor de matéria orgânica presente em uma massa de RSU é importante para o acompanhamento do seu processo de decomposição (Jucá *et al.*, 1999). Naturalmente, RSU novos apresentam teor de matéria orgânica maior do que resíduos antigos.

De acordo com Knochenmus *et al.* (1998), o teor de matéria orgânica afeta as propriedades físicas, mecânicas e químicas dos RSU, o que interfere

diretamente no comportamento geomecânico que um aterro de resíduos sólidos apresenta.

O teor de matéria orgânica está normalmente relacionado com o teor de sólidos voláteis (TSV). Machado *et al.* (2005b) realizaram ensaios com a fração pastosa resultante da separação manual dos componentes dos resíduos para determinar o TSV de RSU. A fração foi triturada e pequenas quantidades desse material foram colocadas em estufa a 70°C por uma hora e depois calcinadas em mufla a 600°C, por duas horas. O teor de sólidos voláteis foi determinado pela diferença de pesos da amostra após a secagem na estufa e na mufla. Encontraram-se valores médios de 53% para os resíduos novos, 18% para resíduos aterrados por 6 meses e 20% para aqueles com 4 anos de aterramento.

Segundo Castilhos Junior (2002), o acompanhamento da evolução da degradação do RSU pode ser realizado utilizando o ensaio de calcinação, que fornece informações sobre o teor de matéria orgânica, assim como a inferência do teor de carbono. Associando esses parâmetros ao conteúdo total de nitrogênio, por meio da relação C:N, há a indicação da fase de bioestabilização em que a massa de resíduos se encontra. O teor de matéria orgânica é dado pela percentagem de massa perdida durante a calcinação em relação à massa total original. Em estudos comparativos para determinação de metodologia de análises químicas em RSU, o autor encontrou, para a temperatura de 550 °C no ensaio de calcinação, valores entre 65 e 67% de sólidos voláteis, para amostras frescas de RSU, com massas de 1g, 5g e 10g.

Jucá (2003) observou que, em geral, o teor de sólidos voláteis diminui com a profundidade da camada de RSU e o teor de umidade torna-se maior com o aumento do teor de sólidos voláteis. Ensaios realizados na célula 4 do Aterro da Muribeca, em Recife – PE, em profundidades de 3,5 m e 23,0 m, apresentaram teores de sólidos voláteis da ordem de 15% e 8%, respectivamente.

Fucale & Jucá (2007) em estudos com RSU da Alemanha, com idades entre 12 e 15 anos, encontraram valores de teor de sólidos voláteis de 10,5%, mostrando que o processo de degradação da matéria orgânica já estava bem avançado.

Segundo Lima *et al.* (2002) um alto percentual de sólidos voláteis indica a presença de muita matéria orgânica para ser degradada e baixos valores indicam que o resíduo já passou por um acentuado processo de degradação. Para a determinação do teor de sólidos voláteis o autor seguiu a norma inglesa, *WHO – Methods of Sewage Sludge Solid Waste and Compost* (1979), em que 10g de amostra, já seca em estufa à temperatura entre 65 °C e 105 °C foi levada para mufla à temperatura de 550°C, por, no mínimo, 2 horas. A amostra já calcinada foi colocada em um dessecador a vácuo e pesada posteriormente. O teor de sólidos voláteis foi calculado pela diferença entre o peso inicial e final dividida pelo peso inicial. Os resultados apontaram teores de sólidos voláteis mais altos nas amostras de RSU coletadas na chegada ao aterro do que nas amostras coletadas em profundidade.

Lelis (1998) encontrou valores de TSV em torno de 50% no início do processo de compostagem de resíduos sólidos urbanos novos.

Machado *et al.* (2005a) afirmam que a porcentagem de matéria orgânica biodegradável decai com o tempo, como ficou demonstrado em diversos ensaios de quantificação de sólidos voláteis, que forneceram teores de 53,42 e 19,76%, respectivamente, para resíduos novos e com 4 anos de aterramento.

### **2.3.2 Teor de carbono de resíduos sólidos urbanos**

O teor de carbono em RSU também pode ser relacionado com a quantidade de matéria orgânica existente nos resíduos. Lima (1995) observa que “a razão entre o teor de carbono e os sólidos voláteis pode permanecer constante durante determinado período”. Dessa forma, o teor de carbono (C) pode ser calculado empiricamente, utilizando a equação:

$$C(\%) = B * TSV \quad (2.3)$$

em que B é uma constante que depende da composição do lixo. No Brasil admite-se um valor em torno de 0,5 para B.

Golueke (1977) propõe determinar o teor de carbono por meio da razão entre o teor de sólidos voláteis e o fator 1,8. Lelis (1998) usando essa proposta, encontrou valores para C entre 25% e 30% em resíduos sólidos urbanos novos.

Nos estudos desenvolvidos por Cintra *et al.* (2003), após ter sido realizada a gravimetria, amostras foram preparadas somente com materiais constituintes da fração biodegradável de RSU novos e, portanto, mais sujeitas às transformações. Separou-se uma porção de 1 kg, distribuída em duas amostras em bandejas separadas, que foram levadas a secar a 65°C durante 24h e 110°C durante 4h. Após a secagem, as amostras foram trituradas seguidamente em moinho de faca e moinho de bolas e, finalmente, peneiradas. Os teores de carbono foram determinados pela análise instrumental, e os resultados encontrados variaram de 31,6 a 41,9%. Ainda no mesmo trabalho, a relação entre teor de carbono total e de sólidos voláteis, proposta por Golueke (1977), foi testada e validada.

Egreja (1996), citado por Cintra *et al.* (2003), afirma que o teor de carbono total pode ser estimado a partir do teor de sólidos voláteis que, em termos práticos, corresponde a duas vezes o teor de carbono total.

Rodella & Alcarde (1994) questionam o uso do fator de correlação proposto por Egreja (1996), pois seu uso pressupõe que a matéria orgânica contenha, invariavelmente, 58% de carbono em sua composição.

Em seu trabalho, Calle (2007) ensaiou resíduos pré-tratados dos quais retirou-se a fração reciclável e produziu-se um composto da fração orgânica e dos materiais impregnados nessa fração. O teor de carbono desses resíduos foi determinado utilizando dois métodos, tendo sido encontrados valores de 4,09 g kg<sup>-1</sup> e 11,3 g kg<sup>-1</sup> pelo método da EMBRAPA e entre 35,3 g kg<sup>-1</sup> e 54,1 g kg<sup>-1</sup> pelo método TOC.

Utilizando o método *Dynamic Flash Combustion*, Alcântara (2007) encontrou valores de teor de carbono total entre 35,16% e 38,58%, para amostras de RSU frescos. O método consiste em selar a amostra numa cápsula de estanho, que é colocada em compartimento a 1000 °C. Em seguida, uma quantidade fixa de oxigênio é injetada no fluxo de gás hélio que passa através do reator de combustão, onde a oxidação exotérmica do estanho faz com a temperatura atinja 1800°C assegurando a completa combustão da amostra. Os gases resultantes da combustão são analisados através de um *software* específico.

### **2.3.3 Teor de nitrogênio de resíduos sólidos urbanos**

A determinação dos teores de nitrogênio, assim como de matéria orgânica e carbono, é importante para o estudo de processos de tratamento aplicáveis aos RSU e a forma mais adequada de destinação final (Calle, 2007).

Para resíduos pré-tratados, Calle (2007) determinou teores de nitrogênio de 3 g kg<sup>-1</sup> e 45 g kg<sup>-1</sup> (0,3% e 4,5%).

Em ensaios com resíduos que passaram por compostagem, Barreira *et al.* (2006) encontraram valores médios de nitrogênio de 6,62 g kg<sup>-1</sup> (0,66%).

Cintra *et al.* (2003), com base no ensaio para determinação de teor de carbono, cujo procedimento está relatado no item 2.3.2, encontraram teores de nitrogênio entre 1,4 a 2,4 %.

Alcântara (2007) encontrou valores de 1,01 e 1,6 g kg<sup>-1</sup> (0,10% e 0,16%) de teor de nitrogênio em amostra fresca de RSU, utilizando o método “Dynamic Flash Combustion”.

A maturação de compostos orgânicos pode ser verificada pelo valor da relação carbono/nitrogênio (C/N), que indica o grau de decomposição da matéria orgânica do resíduo. Altos valores da relação C/N demonstram grande quantidade de nutrientes nos RSU. Valores abaixo de 35 denotam que os

resíduos podem estar maturados ou estabilizados. Baixos valores de C e N se devem, provavelmente, à elevada quantidade de inorgânicos presentes nos RSU (Calle, 2007). A relação C/N diminui com o tempo, revelando compostos mais estáveis, como o húmus (Rodella & Alcarde, 1994).

Calle (2007) encontrou valores de 1,56 e 9,5 para a relação C/N para resíduos pré-tratados, dos quais retirou-se a fração reciclável e produziu-se um composto da fração orgânica e dos materiais impregnados nessa fração.

De acordo com Rezende (2005), o valor considerado ótimo para teor de nitrogênio total em compostos de resíduos urbanos é maior que 3,5, enquanto que para a relação C/N o valor ótimo situa-se entre 8 e 12/1. Valores de C/N entre 12 e 18/1 são considerados bons e são indesejáveis se maiores do que 18/1.

#### **2.3.4 Capacidade de troca catiônica de resíduos sólidos urbanos**

A capacidade de troca catiônica (CTC) de RSU é um parâmetro confiável de acompanhamento da maturação do composto, visto que, à medida que o húmus se forma, há um aumento na CTC, significando que a CTC aumenta com o tempo. Kiehl (1998), citado por Barreira *et al.* (2006) encontrou um valor de CTC de 28,73 meq/100g para compostos maturados.

Para Rodella & Alcarde (1994), valores elevados de teor de carbono orgânico estão relacionados a baixos valores de CTC, refletindo um material com baixo grau de humificação. Ainda, segundo os autores, citando Roig *et al.* (1988), a relação CTC/%C foi considerada como mais apropriada que a relação C/N para indicar o grau de humificação de materiais orgânicos, já que esta pode ser influenciada pela presença de nitrogênio amoniacal. Os autores utilizaram o método descrito por Willians(1984) para a determinação de CTC encontrando valores médios de 33 meq/100g, ou seja, 33 miliequivalentes de carga por 100 gramas de carbono orgânico presente.

### **3 MATERIAIS E MÉTODOS**

Nesse capítulo apresenta-se a metodologia utilizada para obtenção do coeficiente de permeabilidade e da capacidade de campo de resíduos sólidos urbanos, empregando-se um permeâmetro de grandes dimensões. Descrevem-se os procedimentos seguidos na caracterização e preparação das amostras de RSU e o equipamento desenvolvido e utilizado nos ensaios.

#### **3.1 CARACTERIZAÇÃO DA AMOSTRA DE RESÍDUOS SÓLIDOS URBANOS**

As amostras de RSU foram coletadas, em outubro de 2007, em dois pontos do aterro controlado do município de Ponte Nova – MG: a primeira no ponto de descarga na chegada dos caminhões coletores (RSU “novo”) e, a segunda, em local onde os resíduos já se encontravam aterrados há vários anos (RSU “velho”). A idade de aterramento dos resíduos “velhos” não pode ser determinada com precisão devido à inexistência de registro da data de deposição dos mesmos no aterro, mas é estimada entre 10 e 15 anos. Os ensaios foram realizados durante 6 meses.

Os RSU foram coletados em tambores de 200 litros e transportados para o Campo Experimental de Geotecnia Ambiental da UFV.

A determinação da composição gravimétrica dos resíduos foi feita de acordo com o critério estabelecido por D'Almeida & Vilhena (2000).

O material coletado foi inicialmente despejado em uma lona plástica. Em seguida, cada tipo de componente dos RSU foi devidamente separado e, posteriormente, pesado para determinação da composição gravimétrica. Definida a composição gravimétrica, os RSU foram misturados com enxada e pá, para que se realizassem os processos de quarteamento e separação da amostra a ser utilizada nos ensaios.

Nas Figuras 1 e 2 apresentam-se os RSU “novo” e “velho”, antes da determinação da composição gravimétrica e do quarteamento.



FIGURA 1 – Espalhamento da amostra de RSU “novo”.



FIGURA 2 – Homogeneização da amostra de RSU “velho”.

### 3.2. DESCRIÇÃO DO EQUIPAMENTO

O permeâmetro utilizado, de grandes dimensões, consiste em uma peça cilíndrica de PVC rígido, com 30 cm de diâmetro, 80 cm de comprimento e paredes de 1 cm de espessura, e tampas, também em PVC, com 40 cm de diâmetro e 2 cm de espessura. Optou-se por usar PVC para evitar qualquer tipo de reação química com os RSU ensaiados.

Nas bordas das tampas existem ranhuras onde um anel do tipo “*O’ring*” foi inserido para facilitar o encaixe e a vedação das tampas com a peça cilíndrica. As duas tampas fechavam a peça cilíndrica por meio de quatro longos parafusos de rosca sem fim e porcas. No centro de cada tampa, superior e inferior, havia uma torneira que possibilitava a entrada e saída de água durante os ensaios. Na parte lateral da peça cilíndrica, ao longo da sua altura, existiam quatro orifícios que, conectados por meio de tubulações a um painel,

possibilitavam a leitura de cargas piezométricas em diferentes pontos da amostra.

Na Figura 3 mostra-se o permeâmetro utilizado para a realização dos ensaios de condutividade hidráulica de RSU.

Um reservatório de água de 200 litros, que alimenta o permeâmetro durante os ensaios (Figura 4), funciona como um frasco de Mariotte, de modo que o ensaio seja realizado com carga constante.

Na tampa superior do reservatório, colocaram-se um tubo de PVC com profundidade regulável e dois registros, um para levar água para o reservatório e outro para possibilitar a saída de ar durante o enchimento. O enchimento do reservatório é feito com os registros superiores abertos, e o inferior do permeâmetro fechado.

Fechados os registros superiores e de acordo com a profundidade em que se encontrava a ponta inferior do tubo de PVC, era possível estabelecer o nível sob pressão atmosférica, independente da quantidade de líquido acima desse nível. Dessa forma, estabelecia-se uma perda de carga constante no permeâmetro durante a realização dos ensaios de permeabilidade.

A variação do nível de água dentro do reservatório podia ser acompanhada através de um tubo externo transparente.



FIGURA 3 – Vista do permeâmetro utilizado nos ensaios.



FIGURA 4 – Vista do reservatório de água utilizado nos ensaios.

O painel para leitura das cargas piezométricas, mostrado na Figura 5, foi feito em madeira com conexões, registros e mangueiras. O nível d'água era lido à medida que o ensaio era realizado. Cada nível correspondia à carga piezométrica (pressão) que, somada à carga de elevação (potencial) fornecia a carga total utilizada para determinar o gradiente hidráulico. Os registros serviam para retirar bolhas de ar que porventura surgissem nas tubulações.

Na Figura 6 apresenta-se um esquema do equipamento e na Figura 7 uma visão geral do mesmo.



FIGURA 5 – Vista do painel piezométrico.

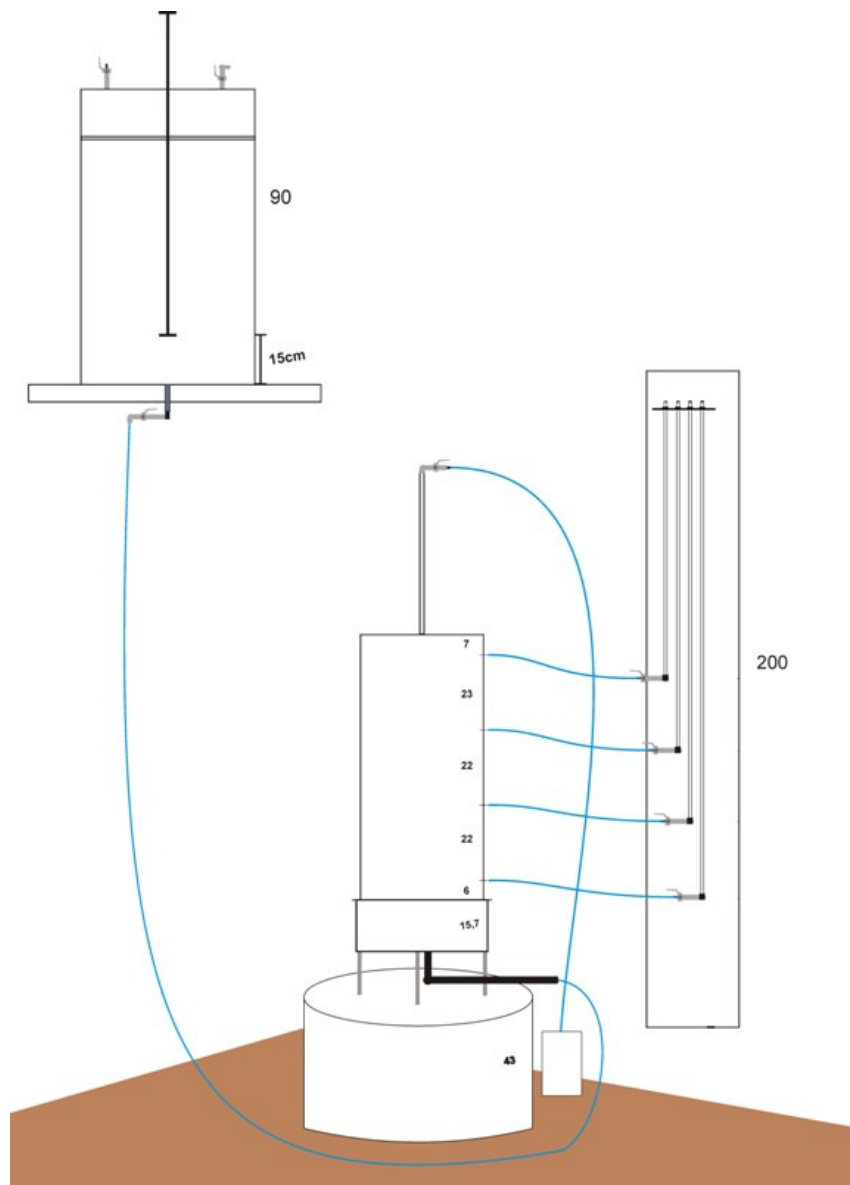


FIGURA 6 – Esquema do equipamento completo: reservatório, permeâmetro e painel piezométrico.



FIGURA 7 – Equipamento completo: reservatório, permeâmetro e painel piezométrico.

### **3.3 DETERMINAÇÃO DA CONDUTIVIDADE HIDRÁULICA DOS RESÍDUOS SÓLIDOS URBANOS**

Foram realizados ensaios para determinação da condutividade hidráulica em amostras de RSU “novo” e “velho”, em amostras compactadas com diferentes pesos específicos, conforme a Figura 8. No início de cada ensaio os

RSU foram devidamente pesados e compactados em camadas de 10 cm, com volume aproximado de  $0,0071\text{m}^3$ , até que se alcançasse o peso específico desejado. Para o peso específico de  $3,47\text{ kN/m}^3$  do RSU “novo”, foram pesados 19,35 kg no total; para  $7,00\text{ kN/m}^3$  foram pesados 40,00 kg; e para  $10,00\text{ kN/m}^3$  foram pesados 57,00 kg. Já para o RSU “velho”, para  $3,50\text{ kN/m}^3$  foram pesados 20,00 kg; para o peso específico de  $7,00\text{ kN/m}^3$  foram pesados 40,00kg; e para  $10,00\text{ kN/m}^3$  foram pesados 57,00 kg no total.



FIGURA 8 – Compactação do RSU no permeâmetro.

Na base e no topo da amostra compactada foi colocado um geotêxtil para evitar o arraste de partículas e o entupimento da entrada e saída de água.

Durante o enchimento do reservatório, um registro superior foi aberto e conectado à linha de abastecimento, enquanto o outro registro superior ficou aberto para a atmosfera. A parte inferior do reservatório foi conectada à base do permeâmetro, através de um registro que permaneceu fechado até o completo enchimento do reservatório.

Quando o reservatório estava suficientemente cheio, os registros da tampa superior foram fechados, garantindo, pelo Princípio de Mariotte, carga constante durante a realização do ensaio. Os registros inferior e superior do permeâmetro foram abertos e o fluxo d'água liberado. À medida que a amostra

era saturada, os níveis das colunas do painel piezométrico, subiram indicando a carga de pressão em pontos específicos do permeâmetro. Quando os níveis estabilizaram, considerou-se a amostra “saturada”. Nessa altura, fizeram-se as leituras das cargas piezométricas que foram utilizadas para o cálculo do gradiente hidráulico. Por serem muito diferentes das outras, as leituras no ponto mais próximo da borda superior do permeâmetro foram descartadas nessas análises. Uma possível razão para essa discrepância pode ter sido uma compactação diferente na camada superior.

Foram calculados os gradientes entre os piezômetros do permeâmetro, isto é, entre o ponto mais próximo da borda inferior (primeiro), e o imediatamente superior (segundo), depois entre o segundo e o imediatamente superior (terceiro) e, posteriormente, entre o primeiro e o terceiro, isto é, os extremos. Para dar confiabilidade aos dados levantados, pois a massa de dados era heterogênea, foi utilizado o critério do “Intervalo de Confiança”, após o cálculo da média e desvio padrão do conjunto. De acordo com Gomes (1987), o intervalo de confiança de um determinado parâmetro é dado por:

$$IC(u) = \text{média} \pm t \cdot \frac{\text{desvpad}}{\sqrt{n}} \quad (3.1)$$

em que,  $n$  é o número de amostras e  $t$  é obtido na Tabela 1 (Gomes, 1987), usando como grau de liberdade “ $n-1$ ” pontos.

No caso desse trabalho, o parâmetro analisado foi o gradiente hidráulico, sendo “ $n$ ” igual a 18, pois eram 3 amostras e, para cada uma delas, foram realizadas 6 leituras. O valor de “ $t$ ” adotado foi de 1%, o que significa que se tem 99% de confiança que o valor do gradiente se encontra dentro dos limites estipulados dessa forma.

Descartaram-se os valores de gradientes hidráulicos fora do intervalo de confiança e calculou-se o valor do gradiente hidráulico médio usando-se somente os valores dentro do intervalo de confiança.

Em cada intervalo de tempo ( $\Delta t$ ) determinado, coletava-se o líquido percolado ( $\Delta V$ ) em um recipiente.

TABELA 1 – Valores de t em níveis de 10% a 0,1% de probabilidade (Tabela Bilateral).

<b>Graus de liberdade</b>	<b>10%</b>	<b>5%</b>	<b>2%</b>	<b>1%</b>	<b>0,5%</b>	<b>0,1%</b>
1	6,31	12,71	31,82	63,66	127,32	636,62
2	2,92	4,30	6,97	9,92	14,09	31,60
3	2,35	3,18	4,54	5,84	7,45	12,94
4	2,13	2,78	3,75	4,60	5,60	8,61
5	2,02	2,57	3,37	4,03	4,77	6,86
6	1,94	2,45	3,14	3,71	4,32	5,96
7	1,90	2,36	3,10	3,50	4,03	5,41
8	1,86	2,31	2,90	3,36	3,83	5,04
9	1,83	2,26	2,82	3,25	3,69	4,78
10	1,81	2,23	2,76	3,17	3,58	4,59
11	1,80	2,20	2,72	3,11	3,50	4,44
12	1,78	2,18	2,68	3,06	3,43	4,32
13	1,77	2,16	2,65	3,01	3,37	4,22
14	1,76	2,14	2,62	2,98	3,33	4,14
15	1,75	2,13	2,60	2,95	3,29	4,07
16	1,75	2,12	2,58	2,92	3,25	4,02
17	1,74	2,11	2,57	2,90	3,22	3,97
18	1,73	2,10	2,55	2,88	3,20	3,92
19	1,73	2,09	2,54	2,86	3,17	3,88
20	1,73	2,09	2,53	2,84	3,15	3,85
21	1,72	2,08	2,52	2,83	3,14	3,82
22	1,72	2,07	2,51	2,82	3,12	3,79
23	1,71	2,07	2,50	2,81	3,10	3,77
24	1,71	2,06	2,49	2,80	3,09	3,75
25	1,71	2,06	2,49	2,79	3,08	3,73
26	1,71	2,06	2,48	2,78	3,07	3,71
27	1,70	2,05	2,47	2,77	3,06	3,69
28	1,70	2,05	2,47	2,76	3,05	3,67
29	1,70	2,04	2,46	2,76	3,04	3,66
30	1,70	2,04	2,46	2,75	3,03	3,65
40	1,68	2,02	2,42	2,70	2,97	3,55
60	1,67	2,00	2,39	2,66	2,92	3,46
120	1,65	1,98	2,36	2,62	2,86	3,37
∞	1,65	1,96	2,33	2,58	2,81	3,29

De acordo com a Lei de Darcy:

$$Q = K \cdot i \cdot A \quad (3.2)$$

em que:

$Q = \Delta V / \Delta t =$  vazão,  $m^3/s$ ;

$K =$  coeficiente de permeabilidade,  $m/s$ ;

$A =$  área da seção transversal do permeâmetro ( $0,0707 \text{ m}^2$ );

$i =$  gradiente hidráulico,  $m/m$ .

A partir da Lei de Darcy, a permeabilidade pode ser expressa por:

$$K = \frac{\Delta V}{\Delta t \cdot i \cdot A} \quad (3.3)$$

em que  $Q$  é a vazão média das 6 leituras realizadas para cada peso específico e  $i$  é o gradiente hidráulico médio.

### **3.4 DETERMINAÇÃO DA CAPACIDADE DE CAMPO DOS RESÍDUOS SÓLIDOS URBANOS**

Determinada a condutividade hidráulica dos resíduos sólidos urbanos, foi realizado o ensaio para determinação da capacidade de campo desse material. Nesse caso, os registros superior e inferior do permeâmetro foram fechados e a mangueira que liga o reservatório ao permeâmetro foi desconectada. Em seguida, os registros superior e inferior foram abertos e o percolado que drenou pela saída inferior foi coletado em um recipiente graduado. Os registros do painel piezométrico permaneceram fechados.

Logo após a abertura dos registros, o volume de percolado coletado era grande, sendo, por esse motivo, medido em curtos intervalos de tempo. Com o passar das horas a vazão foi diminuindo, e a coleta passou a ser feita diariamente. De acordo com a sugestão de Carvalho (2002 e 2006), as leituras foram interrompidas quando a vazão era igual ou menor que  $0,01 \text{ cm}^3/s$ .

Os ensaios duraram, em média, 2 dias. Na Figura 9 mostra-se um ensaio em andamento. Findo esse ensaio, abriu-se o permeâmetro e amostras, com cerca de 2 kg, foram retiradas do topo, do meio e da base do corpo de prova para determinação da umidade gravimétrica correspondente à capacidade de campo.



FIGURA 9 – Coleta de percolado durante a realização do ensaio de capacidade de campo.

Determinou-se a capacidade de campo, utilizando a seguinte relação:

$$\theta = \frac{\gamma_d * w_e}{\gamma_w} \quad (3.4)$$

em que:

$\theta$  = capacidade de campo;

$\gamma_d$  = peso específico seco;

$w_\theta$  = teor de umidade gravimétrico correspondente à capacidade de campo;

$\gamma_w$  = peso específico da água

O valor do peso específico seco foi determinado através da relação:

$$\gamma_d = \frac{\gamma_t}{1 + w_i} \quad (3.5)$$

em que:

$\gamma_d$  = peso específico seco;

$w_i$  = teor de umidade inicial;

$\gamma_t$  = peso específico total.

### **3.5 DETERMINAÇÃO DO TEOR DE UMIDADE DOS RESÍDUOS SÓLIDOS URBANOS**

Os teores de umidade gravimétricos foram determinados a partir de amostras com aproximadamente 2 kg de massa bruta úmida.

Para determinação da massa bruta seca, as amostras foram levadas para estufa com temperatura de 65 °C e deixadas secar até que atingissem constância de peso (Figura 10), o que ocorreu, em média, depois de cerca de 15 dias.

O teor de umidade,  $w$ , foi obtido utilizando a seguinte relação:

$$w(\%) = \frac{M1 - M2}{M1} * 100 \quad (3.6)$$

em que:

$M1$  = massa bruta úmida.

$M2$  = massa bruta seca.



FIGURA 10 – Vista de estufa com as amostras de RSU.

### **3.6 DETERMINAÇÃO DO TEOR DE SÓLIDOS VOLÁTEIS DOS RESÍDUOS SÓLIDOS URBANOS**

Para determinação do teor de sólidos voláteis adotou-se a metodologia descrita por Lelis (1998).

As amostras de RSU secas em estufa a 65°C por 24h foram trituradas e peneiradas em malha de 0,18 mm. Pesaram-se cerca de 2g desse material, que foram acondicionados em cadinho de porcelana e colocados em mufla à temperatura de 550±5°C, durante 2 horas para completa calcinação. Em seguida, as amostras foram retiradas e colocadas em dessecador por aproximadamente 40 minutos, para o completo resfriamento, e novamente pesadas.

O teor de sólidos voláteis é obtido utilizando a relação:

$$\text{TSV}(\%) = \frac{M1 - M2}{M1} * 100 \quad (3.7)$$

em que:

M1 = massa inicial da amostra colocada no cadinho; e

M2 = massa final da amostra após calcinação.

Os ensaios foram realizados no Laboratório de Engenharia Sanitária e Ambiental (LESA) da UFV.

### **3.7 DETERMINAÇÃO DO TEOR DE CARBONO DOS RESÍDUOS SÓLIDOS URBANOS**

A determinação do teor de carbono foi realizada utilizando a metodologia proposta por Matos (2006), Lelis (1998) e Lima (1995) .

Por Matos (2006), as amostras de RSU foram secas a 65°C, por 24 horas. Adotou-se o método de Walkley-Black para determinar a quantidade de matéria orgânica. Em dois “erlenmeyers” acondicionou-se 0,5 g desse material, peneirado e seco ao ar. Adicionaram-se a cada “erlenmeyer” 100 mL de água destilada e 10 mL de solução 0,5 mol<sub>c</sub>L<sup>-1</sup> de K<sub>2</sub>Cr<sub>2</sub>O<sub>7</sub>, misturando-se o conteúdo. Acrescentaram-se 10 mL de H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub> concentrado e agitaram-se os frascos, que foram deixados em repouso por 30 minutos. Repetiu-se o mesmo processo em um “erlenmeyer” que não recebeu adição da amostra de resíduos (prova em branco). Passados os 30 minutos, acrescentaram-se 40 mL de água destilada, 10 mL de H<sub>3</sub>PO<sub>4</sub>, 0,2g de NaF e 10 gotas de difenilamina. Em seguida, cada “erlenmeyer” foi titulado com sulfato ferroso amoniacal. O final da titulação foi atingido quando a coloração azul da solução se alterou para verde. Os volumes gastos na titulação da mistura resíduo-solução (V<sub>g</sub>) e do branco (V<sub>Br</sub>) foram anotados. Terminada esta etapa calculou-se a quantidade de carbono facilmente oxidável usando a equação:

$$\text{C.O.f.o.} = \left( V_{\text{br}} - V_{\text{g}} \right) \cdot N \cdot 0,003 \cdot \frac{1}{m} \cdot 100 \quad (3.8)$$

em que:

- C.O.f.o. - carbono orgânico facilmente oxidável(dag. kg<sup>-1</sup>);  
 V<sub>br</sub> - volume gasto de sulfato ferroso amoniacal na titulação da amostra branco(mL);  
 V<sub>g</sub> - volume gasto de sulfato ferroso amoniacal na titulação da suspensão contendo a amostra de resíduo em análise(mL);  
 N - normalidade da solução de sulfato ferroso amoniacal (mol<sub>c</sub> L<sup>-1</sup>);  
 m - massa de amostra(g).

O conteúdo de carbono orgânico total (COT) pode então ser obtido utilizando-se um fator de ajuste (Matos, 2006), considerando-se que o C.O.f.o. corresponde a 77% do valor de COT.

$$\text{COT} = \frac{\text{C.O.f.o.}}{0,77} \quad (3.9)$$

As análises foram desenvolvidas no Laboratório de Resíduos do Departamento de Engenharia Agrícola e Ambiental da UFV.

Através da metodologia de Lelis (1998), o teor de carbono é determinado através da seguinte relação:

$$\text{COT}(\%) = \frac{\text{TSV}}{1,8} \quad (3.10)$$

em que:

TSV = teor de sólidos voláteis

1,8 → fator de correlação

Através da metodologia de Lima (1995), o teor de carbono é determinado através da seguinte relação:

$$\text{COT}(\%) = 0,5 * \text{TSV} \quad (3.11)$$

em que:

TSV = teor de sólidos voláteis

0,5 → fator de correlação

O teor de sólidos voláteis foi obtido através dos ensaios realizados no Laboratório de Engenharia Sanitária e Ambiental.

### **3.8 DETERMINAÇÃO DO CONTEÚDO DE MATÉRIA ORGÂNICA DOS RESÍDUOS SÓLIDOS URBANOS**

A determinação do conteúdo de matéria orgânica do resíduo ( $\text{dag kg}^{-1}$ ) foi realizada a partir do teor de carbono, considerando que a matéria orgânica contém 58% de carbono, da seguinte forma:

$$\text{M.O.} = \text{COT} \cdot 1,724 \quad (3.12)$$

### **3.9 DETERMINAÇÃO DO TEOR DE NITROGÊNIO DOS RESÍDUOS SÓLIDOS URBANOS**

Adotou-se a metodologia proposta por Matos (2006) para a determinação do teor de nitrogênio.

Utilizou-se o Método Kjeldahl, que consiste em um procedimento de digestão da amostra para conversão de todo o nitrogênio presente em ( $\text{NH}_{4+}$ ) e, posteriormente, em amônia que é então, quantificada. Esse método inclui as formas orgânicas do nitrogênio e o  $\text{N}^- \text{NH}_{4+}$  e, com adição de ácido salicílico ou permanganato de potássio ao material em análise, possibilita-se, também, a determinação da forma nítrica (JACKSON, 1976 citado por MATOS, 2006).

Coletaram-se duas amostras de RSU com 0,2 g cada uma, que foram peneiradas e secas ao ar e, posteriormente, colocadas em tubos de ensaio de 25 x 250 mm. Para inclusão da determinação dos nitratos adicionou-se 0,3 g de ácido salicílico comercial ( $C_6H_4(OH)COOH$ ) às amostras. Misturou-se o material com movimentos circulares, que foi deixado em repouso por trinta minutos. Acrescentaram-se 2 g de tiosulfato de sódio ( $Na_2S_2O_3 \cdot 5H_2O$ ), fazendo com que pelo uso de um funil de haste comprida, chegasse até a mistura com o material. Deixou-se digerir por uma hora sob temperatura inferior a  $100^\circ C$ . Adicionaram-se 6 g da mistura digestora e procedeu-se à digestão sob temperatura de  $250^\circ C$  por 15-20 minutos e, posteriormente a  $380^\circ C$  por 2 horas, até que o extrato ficasse verde transparente. Deixou-se em repouso por mais 30 minutos. Cuidado especial foi tomado para que a temperatura não ultrapassasse  $400^\circ C$ , fato que poderia acarretar perda de  $H_2SO_4$  por evaporação e, conseqüentemente de nitrogênio. Terminada a digestão deixou-se esfriar, adicionando-se água lentamente com agitação e transferiu-se o material digerido para um balão volumétrico de 50 mL, completou-se o volume com água e homogeneizou-se a amostra. Simultaneamente ao processo de digestão da amostra, realizou-se um ensaio em branco, com água destilada que foi submetida a procedimento idêntico. Dos 50mL de extrato digerido, tomou-se uma alíquota de 20mL para sua destilação. Na saída do condensador, colocou-se um “erlenmeyer” de 125 mL no destilador com 10 mL de  $H_3BO_3$  a 2% com indicador, mergulhando o tubo de saída dentro da solução de  $H_3BO_3$ . Adicionaram-se 25 mL de NaOH 40% e, por arraste de vapor de água, esperou-se que se destilasse  $\pm 75$  mL. No início da destilação, à medida que o  $NH_3$  reagia com o  $H_3BO_3$ , a solução do “erlenmeyer” assumia coloração verde-azulada. A temperatura do destilador ultrapassou  $35^\circ C$ . Finda a destilação, retirou-se o erlenmeyer do equipamento de digestão e lavou-se o tubo de saída do condensador. O  $NH_3$  destilado, referente a todo o nitrogênio presente na amostra, foi, então, quantificado por titulação de  $H_2BO_3^-$  com  $H_2SO_4$   $0,05 \text{ mol}_c L^{-1}$ , até a viragem da cor verde-azulada para a cor original: púrpura-avermelhada. Titulou-se também o branco.

A determinação do teor de nitrogênio se deu com base na equação:

$$\text{Nitrogênio (mg. kg}^{-1}\text{)} = (V_g - V_{br}) \times N \times f \times 14 \times 1000 \times (1/m) \times (1 + U) \quad (3.13)$$

sendo:

N - concentração da solução ácida ( $\text{mol}_c\text{L}^{-1}$ );

f - fator de correção;

m - massa da amostra utilizada (g);

U - umidade da amostra (b.s);

$V_g$  - volume gasto de  $\text{H}_2\text{SO}_4$  na titulação da amostra (mL);

$V_{br}$  - volume gasto de  $\text{H}_2\text{SO}_4$  na titulação do branco (mL).

A umidade da amostra em base seca (U) foi desconsiderada, já que não foi obtida na análise.

### **3.10 DETERMINAÇÃO DA CAPACIDADE DE TROCA CATIÔNICA DOS RESÍDUOS SÓLIDOS URBANOS**

A metodologia utilizada na determinação da CTC de resíduos, descrita em Matos (2006), é a mesma aplicada a solos. A acidez trocável no solo refere-se aos cátions  $\text{H}^+$  e  $\text{Al}^{3+}$  retidos, eletrostaticamente, no complexo de troca do solo que podem ser extraídos com uma solução de sal neutro não tamponado. A quantidade de  $\text{H}^+$  trocável em solos ácidos é muito pequena quando comparada à de  $\text{Al}^{3+}$  sendo, por essa razão, considerada desprezível, a não ser em caso de solos muito ácidos que contenham ácidos inorgânicos ou orgânicos solúveis.

A determinação da Capacidade de Troca de Cátions efetiva (t) se deu com base na expressão abaixo:

$$t = \text{SB} + \text{Al}^{3+} \quad (3.14)$$

em que,

SB = soma de bases trocáveis ( $\text{cmol}_c \text{ kg}^{-1}$ );

$\text{Al}^{3+}$  = Acidez trocável ( $\text{cmol}_c \text{ kg}^{-1}$ ).

### 3.10.1 DETERMINAÇÃO DA SOMA DE BASES

A soma de bases (SB) foi calculada pela expressão abaixo:

$$\text{SB} = \text{Ca}^{2+} + \text{Mg}^{2+} + \text{K}^+ + \text{Na}^+ \quad (3.15)$$

em que,

SB = soma de bases trocáveis ( $\text{cmol}_c \text{ kg}^{-1}$ );

$\text{Ca}^{2+}$  = Cálcio trocável ( $\text{cmol}_c \text{ kg}^{-1}$ );

$\text{Mg}^{2+}$  = Magnésio trocável ( $\text{cmol}_c \text{ kg}^{-1}$ );

$\text{K}^+$  = Potássio trocável ( $\text{cmol}_c \text{ kg}^{-1}$ );

$\text{Na}^+$  = Sódio trocável ( $\text{cmol}_c \text{ kg}^{-1}$ );

### 3.10.2 DETERMINAÇÃO DE CÁLCIO E MAGNÉSIO TROCÁVEIS

Colocou-se 10 g de resíduos sólidos, secos, em erlenmeyer de 250 mL e adicionou-se 100 mL de KCl  $1 \text{ mol L}^{-1}$  e agitou-se por cinco minutos deixando-se em repouso por dezesseis horas; tomou-se então uma alíquota de 50 mL do sobrenadante e colocou-se em erlenmeyer de 125 mL. Adicionou-se 6,5 mL do coquetel tampão e quatro gotas do indicador eriocromo negro no erlenmeyer de 125 mL, titulou-se imediatamente, usando o agitador magnético, com solução EDTA  $0,01 \text{ mol}_c \text{ L}^{-1}$ , até a viragem da cor de vermelho arroxeadado para azul puro, anotou-se então o volume da solução de EDTA gasto na titulação da amostra.

Após a titulação de todas as amostras, determinou-se o volume de EDTA gasto em um “branco”, repetindo-se todo o procedimento para a água destilada. Padronizou-se então a solução de EDTA utilizada na titulação, calculando-se o valor de “f”. Titulou-se 5 mL da solução padrão  $0,01 \text{ mol}_c.L^{-1}$ , adicionando-se uma gota do indicador eriocromo negro:

$$f = V_P \times N_P / (V_g \times N_{EDTA}) \quad (3.16)$$

em que,

$V_P$ - volume usado na solução padrão (mL);

$V_g$ - volume de solução de EDTA gasto na titulação da amostra (mL);

$N_P$ - concentração ou normalidade da solução padrão de cálcio ( $\text{mol}_c.L^{-1}$ );

$N_{EDTA}$ - concentração ou normalidade da solução de EDTA usada na titulação da amostra ( $\text{mol}_c.L^{-1}$ ).

A determinação de cálcio e magnésio trocáveis foi realizada através da equação abaixo:

$$\text{Ca} + \text{Mg trocáveis} (\text{cmol}_c \text{ kg}^{-1}) = (V_g - V_{br}) \times N \times f \times \frac{V_{se}}{V_{al}} \times \frac{1000}{m} \times \frac{1}{10} \quad (3.17)$$

em que,

$V_g$  = volume da solução de EDTA gasto na titulação da amostra (mL);

$V_{br}$  = volume da solução de EDTA gasto na titulação do branco (mL);

$N$  = normalidade da solução de EDTA ( $\text{mol}_c.L^{-1}$ );

$f$  = fator de correção do EDTA;

$V_{se}$  = volume usado na solução extratora (mL).

$V_{al}$  = volume da alíquota usada na titulação (mL);

$m$  = massa da amostra(g);

1000= transformação de unidade g para Kg;

1/10= transformação de  $\text{mmol}_c.\text{Kg}^{-1}$  para  $\text{cmol}_c.\text{Kg}^{-1}$

### 3.10.3 DETERMINAÇÃO DA ACIDEZ TROCÁVEL ( $\text{Al}^{3+}$ )

Colocou-se 10 g de resíduos sólidos, secos, em erlenmeyer de 250 mL e adicionou-se 100 mL de KCl  $1 \text{ mol L}^{-1}$  e agitou-se por cinco minutos, deixando-o em repouso por dezesseis horas, aproximadamente. Após este período, tomou-se uma alíquota de 25 mL do sobrenadante e determinou-se a acidez trocável.

Colocou-se uma alíquota de sobrenadante em erlenmeyer de 125 mL, adicionou-se três gotas de indicador azul de bromotimol a 1% e titulou-se com NaOH  $0,025 \text{ mol L}^{-1}$ , esta solução foi padronizada e protegida contra absorção de  $\text{CO}_2$ , a viragem de cor foi de amarelo para azul. O cálculo da acidez trocável ( $\text{Al}^{3+}$ ) foi realizado pela equação abaixo:

$$\text{Al}^{3+} (\text{cmol}_c.\text{Kg}^{-1}) = (V_g - V_{br}) \times N \times f \times \frac{V_{se}}{V_{al}} \times \frac{1000}{m} \times \frac{1}{10}$$

$$\text{Al}^{3+} (\text{cmol}_c \text{ kg}^{-1}) = (V_g - V_{br}) \times N \times f \times \frac{V_{se}}{V_{al}} \times \frac{100}{m} \quad (3.18)$$

em que,

$V_g$  = volume de NaOH gasto na titulação da amostra (mL);

$V_{br}$  = volume de NaOH gasto na titulação do branco (mL);

$N$  = normalidade da solução de NaOH ( $\text{mol}.\text{L}^{-1}$ );

$f$  = fator de correção do NaOH;

$V_{se}$  = volume usado na solução extratora (mL);

$V_{al}$  = volume da alíquota analisada (mL);

$m$  = massa da amostra analisada (g);

1000= transformação de unidade g para kg;

1/10= transformação de  $\text{mmol}_c \cdot \text{kg}^{-1}$  para  $\text{cmol}_c \cdot \text{kg}^{-1}$ .

## 4 RESULTADOS E DISCUSSÕES

### 4.1 COMPOSIÇÃO GRAVIMÉTRICA DOS RESÍDUOS SÓLIDOS URBANOS

Na Tabela 2 apresenta-se a composição gravimétrica dos RSU novos.

TABELA 2 – Composição gravimétrica dos RSU novos.

COMPONENTE	PESO (kg)	PORCENTAGEM (%)
Plástico (sacos, sacolas)	8,60	14,01
Plástico rígido*	1,65	2,69
Papel	8,70	14,17
Papelão	2,55	4,15
Metal	1,05	1,71
Matéria orgânica**	34,90	56,84
Madeira	0,65	1,06
Vidro	0,50	0,81
Fraldas descartáveis	2,30	3,75
Outros materiais	0,50	0,81
<b>TOTAL</b>	<b>61,40</b>	<b>100,00</b>

\* Embalagens de produtos de limpeza e alimentícios, garrafas PET.

\*\* Restos de comida, frutas, verduras.

Verifica-se que a composição gravimétrica encontrada está em acordo com a média das composições gravimétricas dos RSU brasileiros, apresentando em torno de 57% de matéria orgânica.

Na Tabela 3 apresenta-se a composição gravimétrica dos RSU velhos. Observa-se que, nesse caso, o maior percentual é do que se identificou, visualmente como material degradado, e em seguida plástico, material têxtil, vidro e metal.

TABELA 3 – Composição gravimétrica dos RSU velhos.

<b>COMPONENTE</b>	<b>PESO (kg)</b>	<b>PORCENTAGEM (%)</b>
Plástico (sacos, sacolas)	30,23	26,92
Plástico rígido*	3,10	2,76
Papel	0,00	0,00
Papelão	0,00	0,00
Metal	0,35	0,31
Material degradado	74,63	66,46
Madeira	0,00	0,00
Vidro	1,35	1,20
Fraldas descartáveis	0,33	0,29
Outros materiais	2,32	2,06
<b>TOTAL</b>	<b>112,31</b>	<b>100,00</b>

\* Embalagens de produtos de limpeza e alimentícios, garrafas PET.

## 4.2 TEOR DE UMIDADE DOS RESÍDUOS SÓLIDOS URBANOS

Na Tabela 4 se apresentam os valores de teor de umidade gravimétrico das amostras de RSU usadas nos ensaios no permeâmetro, determinados de acordo com a Equação 3.6. Os resultados apresentados foram obtidos a partir da média aritmética de quatro determinações.

TABELA 4 – Valores de teor de umidade dos RSU novos e velhos.

<b>TEOR DE UMIDADE</b>				
<b><i>RSU NOVOS <math>\gamma = 3,47\text{kN/m}^3</math></i></b>				
BANDEJA	A	B	C	D
MASSA ÚMIDA (g)	1360	1280	1270	1190
MASSA SECA (g)	790	670	800	670
W(%)	41,91	47,66	37,00	43,69
Wmédio(%)	42,57			
<b><i>RSU NOVOS <math>\gamma = 7,00\text{kN/m}^3</math></i></b>				
BANDEJA	A	B	C	D
MASSA ÚMIDA (g)	1930	1990	1980	1950
MASSA SECA (g)	710	660	705	670
W(%)	63,21	66,83	64,39	65,64
Wmédio (%)	65,02			
<b><i>RSU NOVOS <math>\gamma = 10,00\text{kN/m}^3</math></i></b>				
BANDEJA	A	B	C	D
MASSA ÚMIDA (g)	2030	2040	2040	2030
MASSA SECA (g)	610	720	770	710
W(%)	69,95	64,71	62,25	65,03
Wmédio (%)	65,48			
<b><i>RSU VELHOS <math>\gamma = 3,50\text{kN/m}^3</math></i></b>				
BANDEJA	A	B	C	D
MASSA ÚMIDA (g)	2090	1990	2050	2000
MASSA SECA (g)	1510	1460	1490	1455
W(%)	27,75	26,63	27,32	27,25
Wmédio (%)	27,24			

<b>RSU VELHOS <math>\gamma = 7,00\text{kN/m}^3</math></b>				
BANDEJA	A	B	C	D
MASSA ÚMIDA (g)	2000	2215	2005	2080
MASSA SECA (g)	1400	1415	1435	1430
W(%)	30,00	36,12	28,43	31,25
Wmédio (%)	31,45			
<b>RSU VELHOS <math>\gamma = 10,00\text{kN/m}^3</math></b>				
BANDEJA	A	B	C	D
MASSA ÚMIDA (g)	2000	2000	2000	2000
MASSA SECA (g)	965	970	950	960
W(%)	51,75	51,50	52,50	52,00
Wmédio (%)	51,94			

#### **4.3 COEFICIENTE DE PERMEABILIDADE DOS RESÍDUOS SÓLIDOS URBANOS**

Para cada estado de decomposição e peso específico dos RSU foram efetuadas seis leituras, para valores estáveis das cargas hidráulicas. Determinou-se o gradiente hidráulico conforme explicado no item 3.3. Na Figura 11 apresentam-se os valores de condutividade hidráulica obtidos após tratamento estatístico.

Pode-se perceber que, para os RSU estudados, a condutividade hidráulica é um pouco maior para aquele em estado de decomposição mais avançado. Admite-se que a elevada porcentagem de plásticos nos RSU novos possa explicar esse fato.

Valores da condutividade hidráulica,  $k(\text{m/s})$ , determinados através da Equação 3.3, estão apresentados na Tabela 5 e variam de acordo com o peso específico e o estado de decomposição dos resíduos.

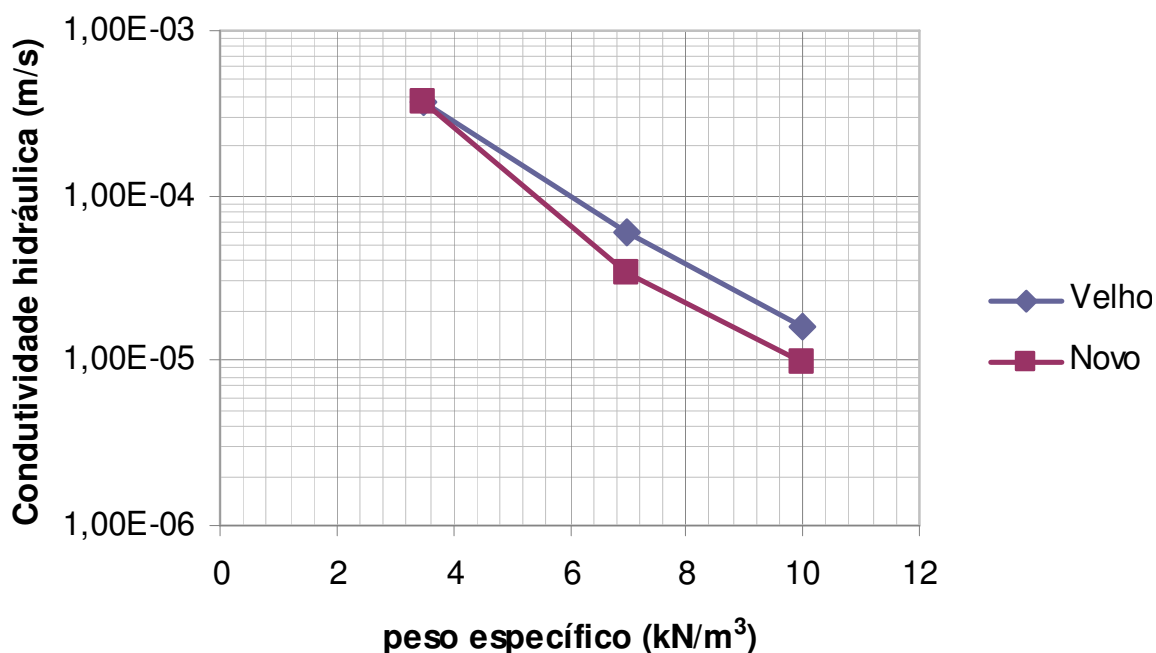


FIGURA 11 - Comportamento da condutividade hidráulica em função do peso específico.

TABELA 5 – Condutividade hidráulica dos RSU.

CONDUTIVIDADE HIDRÁULICA						
	RSU NOVOS			RSU VELHOS		
$\gamma$ (kN/m <sup>3</sup> )	3,47	7,00	10,00	3,50	7,00	10,00
k(m/s)	3,64x10 <sup>-4</sup>	3,34x10 <sup>-5</sup>	9,74x10 <sup>-6</sup>	3,74x10 <sup>-4</sup>	6,07x10 <sup>-5</sup>	1,63x10 <sup>-5</sup>

Com base nos resultados pode-se observar que a condutividade hidráulica dos RSU é maior para pesos específicos menores. A ordem de grandeza obtida para o coeficiente de permeabilidade (10<sup>-5</sup> m/s) é condizente com valores publicados na literatura, que relata coeficientes entre 10<sup>-6</sup> a 10<sup>-4</sup> m/s.

#### 4.4 CAPACIDADE DE CAMPO DOS RESÍDUOS SÓLIDOS URBANOS

As leituras de vazão ao longo do tempo para determinação da unidade relativa à capacidade de campo estão apresentadas nas Tabelas 6, 7 e 8 para os RSU novos, e 9, 10 e 11 para os velhos.

O comportamento da vazão em função do tempo para a determinação da capacidade de campo dos RSU novos e velhos, com os respectivos pesos específicos, está representado nas Figuras 12 e 13.

TABELA 6 – Vazão de capacidade de campo – RSU novo  $\gamma = 3,47\text{kN/m}^3$ .

<b>CAPACIDADE DE CAMPO – RSU NOVOS <math>\gamma = 3,47\text{kN/m}^3</math></b>					
<b>DATA</b>	<b>HORA</b>	<b>VOLUME (ml)</b>	<b><math>\Delta t</math> (min)</b>	<b><math>t_{\text{acum}}</math> (min)</b>	<b>Q (cm<sup>3</sup>/s)</b>
19/10/2007	14:00:00	0,00	0,00	0,00	-
19/10/2007	14:00:30	798,00	0,50	0,50	26,60
19/10/2007	14:01:00	387,00	0,50	1,00	12,90
19/10/2007	14:01:30	368,00	0,50	1,50	12,27
19/10/2007	14:02:30	945,00	1,00	2,50	15,75
19/10/2007	14:04:30	1.770,00	2,00	4,50	14,75
19/10/2007	14:08:30	2.755,00	4,00	8,50	11,48
19/10/2007	14:16:30	2.265,00	8,00	16,50	4,72
19/10/2007	14:32:30	1.320,00	16,00	32,50	1,38
19/10/2007	15:32:30	1.830,00	30,00	62,50	1,02
20/10/2007	15:00:00	3.270,00	1.407,50	1.470,00	0,04
21/10/2007	15:00:00	1.055,00	1.440,00	2.910,00	0,01

TABELA 7 – Vazão de capacidade de campo – RSU novo  $\gamma = 7,00\text{kN/m}^3$ .

<b>CAPACIDADE DE CAMPO – RSU NOVOS <math>\gamma = 7,00\text{kN/m}^3</math></b>					
DATA	HORA	VOLUME (ml)	$\Delta t$ (min)	$t_{\text{acum}}$ (min)	Q ( $\text{cm}^3/\text{s}$ )
03/12/2007	14:00:00	0,00	0,00	0,00	-
03/12/2007	14:00:30	470,00	0,50	0,50	15,67
03/12/2007	14:01:00	340,00	0,50	1,00	11,33
03/12/2007	14:02:00	360,00	0,50	1,50	12,00
03/12/2007	14:04:00	355,00	1,00	2,50	5,92
03/12/2007	14:08:00	295,00	2,00	4,50	2,46
03/12/2007	14:16:00	285,00	4,00	8,50	1,19
03/12/2007	14:32:00	285,00	8,00	16,50	0,59
04/12/2007	14:32:00	780,00	1.440,00	1.456,50	0,01

TABELA 8 – Vazão de capacidade de campo – RSU novo  $\gamma = 10,00\text{kN/m}^3$ .

<b>CAPACIDADE DE CAMPO – RSU NOVOS <math>\gamma = 10,00\text{kN/m}^3</math></b>					
DATA	HORA	VOLUME (ml)	$\Delta t$ (min)	$t_{\text{acum}}$ (min)	Q ( $\text{cm}^3/\text{s}$ )
04/03/2008	13:52:00	0,00	0,00	0,00	-
04/03/2008	13:52:30	565,00	0,50	0,50	18,83
04/03/2008	13:53:00	310,00	0,50	1,00	10,33
04/03/2008	13:54:00	350,00	1,00	2,00	5,83
04/03/2008	13:56:00	225,00	2,00	4,00	1,88
04/03/2008	14:00:00	355,00	4,00	8,00	1,48
04/03/2008	14:08:00	470,00	8,00	16,00	0,98
04/03/2008	14:24:00	695,00	16,00	32,00	0,72
04/03/2008	14:56:00	1.370,00	32,00	64,00	0,71
05/03/2008	15:32:30	645,00	1.476,50	1.540,50	0,01

TABELA 9 – Vazão de capacidade de campo – RSU velho  $\gamma = 3,50\text{kN/m}^3$ .

<b>CAPACIDADE DE CAMPO – RSU VELHOS <math>\gamma = 3,50\text{kN/m}^3</math></b>					
DATA	HORA	VOLUME (ml)	$\Delta t$ (min)	$t_{\text{acum}}$ (min)	Q ( $\text{cm}^3/\text{s}$ )
01/03/2008	11:40:00	0,00	0,00	0,00	-
01/03/2008	11:40:30	1.930,00	0,50	0,50	64,33
01/03/2008	11:41:00	1.645,00	0,50	1,00	54,83
01/03/2008	11:42:00	3.120,00	1,00	2,00	52,00
01/03/2008	11:44:00	6.075,00	2,00	4,00	50,63
01/03/2008	11:48:00	9.395,00	4,00	8,00	39,15
01/03/2008	11:56:00	3.125,00	8,00	16,00	6,51
01/03/2008	12:12:00	320,00	16,00	32,00	0,33
01/03/2008	12:44:00	275,00	32,00	64,00	0,14
01/03/2008	16:35:00	590,00	231,00	295,00	0,04
02/03/2008	15:00:00	685,00	1.345,00	1.640,00	0,01

TABELA 10 – Vazão de capacidade de campo – RSU velho  $\gamma = 7,00\text{kN/m}^3$ .

<b>CAPACIDADE DE CAMPO – RSU VELHOS <math>\gamma = 7,00\text{kN/m}^3</math></b>					
DATA	HORA	VOLUME (ml)	$\Delta t$ (min)	$t_{\text{acum}}$ (min)	Q ( $\text{cm}^3/\text{s}$ )
20/01/2008	10:00:00	0,00	0,00	0,00	-
20/01/2008	10:00:30	1.215,00	0,50	0,50	40,50
20/01/2008	10:01:00	1.175,00	0,50	1,00	39,17
20/01/2008	10:02:00	1.060,00	1,00	2,00	17,67
20/01/2008	10:04:00	380,00	2,00	4,00	8,17
20/01/2008	10:08:00	1.920,00	4,00	8,00	8,00
20/01/2008	10:16:00	3.670,00	8,00	16,00	7,65
20/01/2008	10:32:00	5.365,00	16,00	32,00	5,59
20/01/2008	11:04:00	6.120,00	32,00	64,00	3,19
20/01/2008	13:04:00	2.030,00	120,00	184,00	0,28
20/01/2008	13:04:00	1.355,00	1.440,00	1.624,00	0,02
21/01/2008	13:04:00	1.060,00	1.440,00	3.064,00	0,01

TABELA 11 – Vazão de capacidade de campo – RSU velho  $\gamma = 10,00\text{kN/m}^3$ .

<b>CAPACIDADE DE CAMPO – RSU VELHOS <math>\gamma = 10,00\text{kN/m}^3</math></b>					
DATA	HORA	VOLUME (ml)	$\Delta t$ (min)	$t_{\text{acum}}$ (min)	Q ( $\text{cm}^3/\text{s}$ )
04/02/2008	16:00:00	0,00	0,00	0,00	-
04/02/2008	16:00:30	965,00	0,50	0,50	32,17
04/02/2008	16:01:00	1.050,00	0,50	1,00	35,00
04/02/2008	16:02:00	1.680,00	1,00	2,00	28,00
04/02/2008	16:04:00	2.340,00	2,00	4,00	19,50
04/02/2008	16:08:00	515,00	4,00	8,00	2,15
04/02/2008	16:16:00	430,00	8,00	16,00	0,90
04/02/2008	16:32:00	380,00	16,00	32,00	0,40
04/02/2008	17:04:00	320,00	32,00	64,00	0,17
05/02/2008	13:04:00	2.310,00	1.200,00	1.264,00	0,03
06/02/2008	13:04:00	980,00	1.440,00	2.704,00	0,01

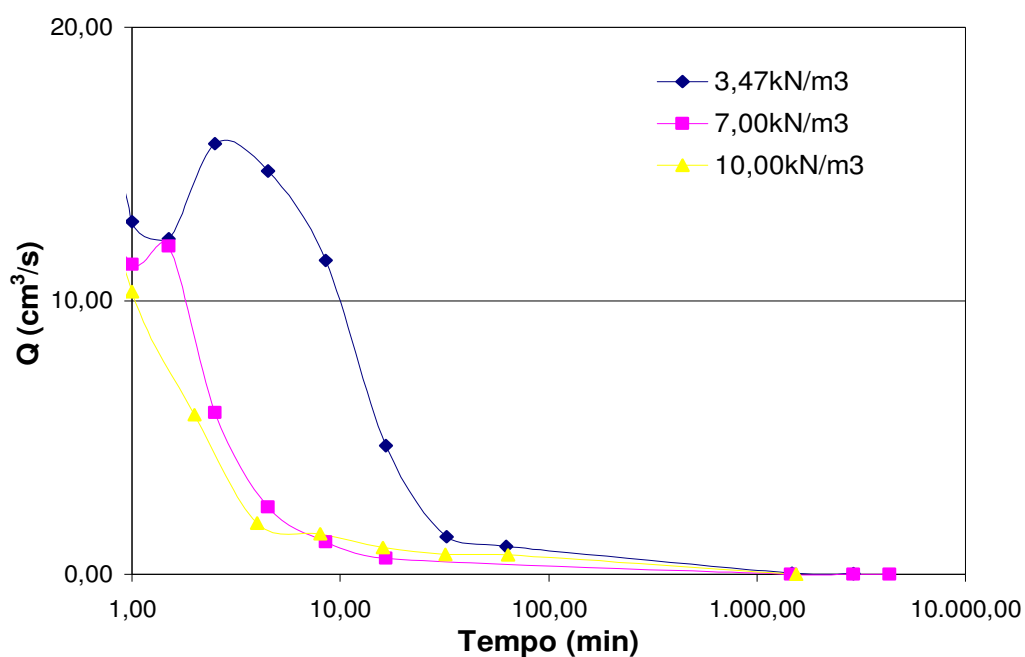


FIGURA 12 - Comportamento da curva da vazão em função do tempo para determinação da capacidade de campo dos resíduos sólidos novos.

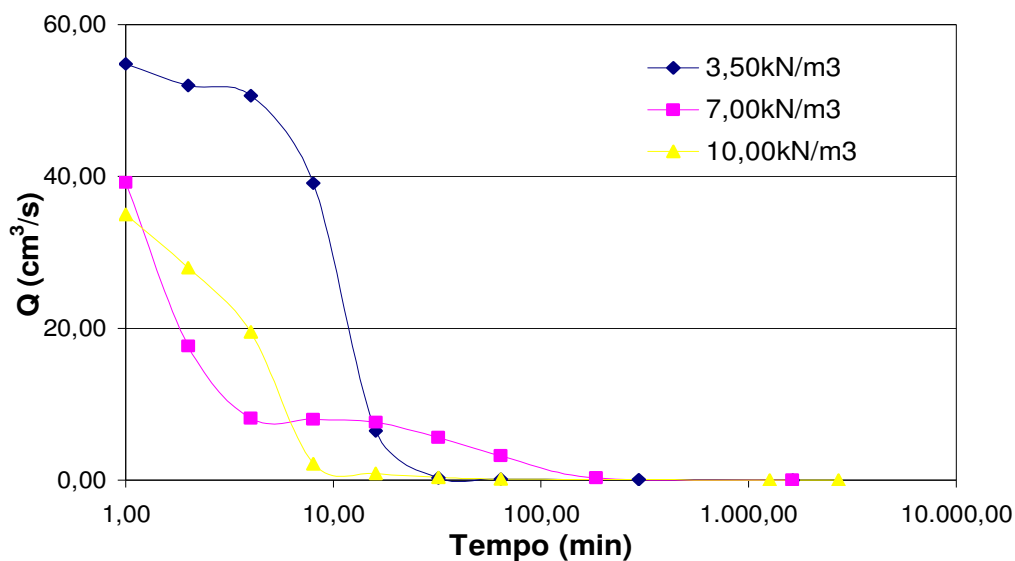


FIGURA 13 - Comportamento da curva da vazão em função do tempo para determinação da capacidade de campo dos resíduos sólidos velhos.

O cálculo da capacidade de campo foi realizado a partir das Equações 3.4 e 3.5, sendo conhecido o valor do teor de umidade inicial. Na Tabela 12 sintetizam-se os valores encontrados.

O comportamento da capacidade de campo com o peso específico está apresentado na Figura 14.

TABELA 12 – Valores da capacidade de campo dos RSU.

<b>CAPACIDADE DE CAMPO</b>						
	<b>RSU NOVOS</b>			<b>RSU VELHOS</b>		
$\gamma$ (kN/m <sup>3</sup> )	<b>3,47</b>	<b>7,00</b>	<b>10,00</b>	<b>3,50</b>	<b>7,00</b>	<b>10,00</b>
$w_i$ (%)	42,57	65,02	65,48	27,24	31,45	51,94
$\gamma_d$ (kN/m <sup>3</sup> )	2,43	4,24	6,04	2,75	5,23	6,58
$w_\theta$ (%)	61,76	59,21	65,83	32,58	28,83	29,25
$\Theta$ (%)	15,30	25,59	40,55	8,96	15,08	19,25

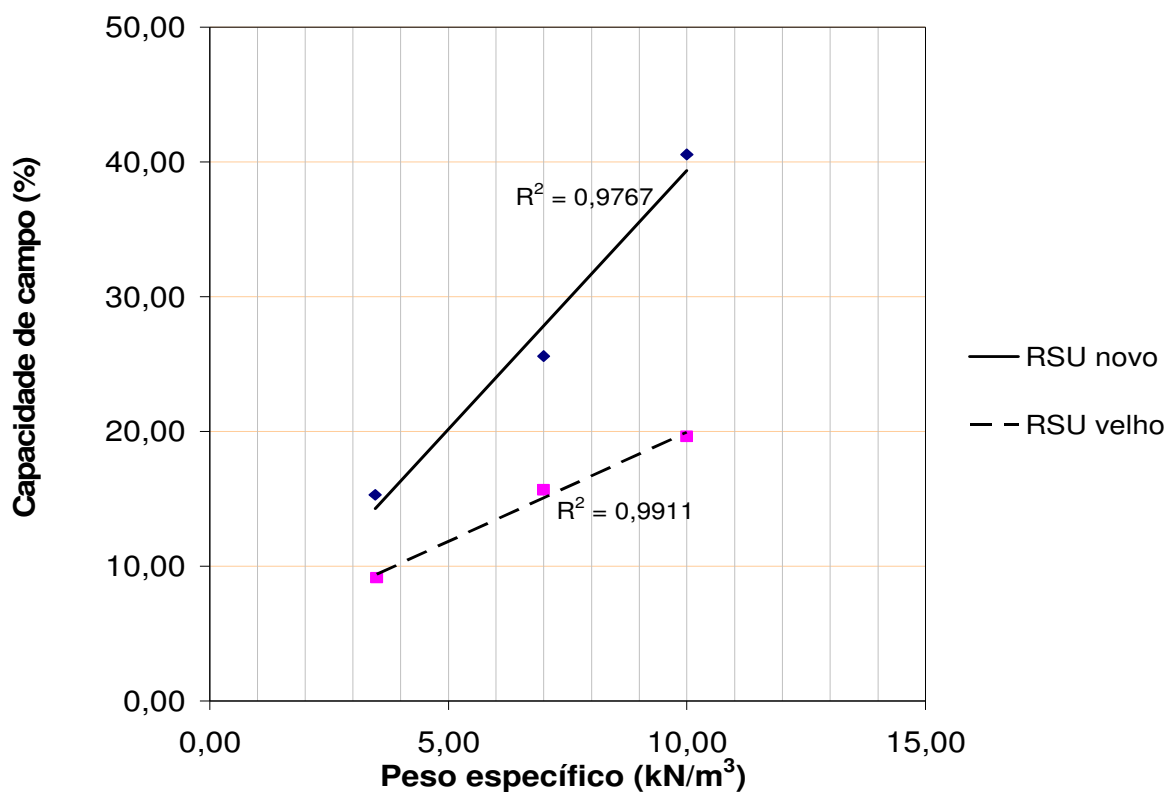


FIGURA 14 - Comportamento da capacidade de campo em função do peso específico.

Observa-se que a capacidade de campo aumenta com o peso específico, tanto para os RSU novos quanto velhos. Os maiores valores foram observados para os RSU novos, isto é, para aqueles que estão em estágio de decomposição menos avançado e que contêm, portanto, grande quantidade de matéria orgânica. A literatura apresenta valores extremos para capacidade de campo de RSU, desde 10% a 55%. Os valores encontrados nesse trabalho variam entre 15% e 40% para os RSU novos e 9% a 20% para os velhos.

#### 4.5 TEOR DE SÓLIDOS VOLÁTEIS DOS RESÍDUOS SÓLIDOS URBANOS

Os ensaios de teor de sólidos voláteis evidenciam que quanto mais novos os RSU maior o percentual de TSV, indicando maior quantidade de matéria orgânica a ser degradada. Na Tabela 13 resumem-se os valores encontrados. Esses valores encontram-se em acordo com os reportados na literatura: de 50 a 65% para os RSU novos e de 8 a 20% para os RSU velhos.

Os resultados apresentados foram obtidos a partir da média aritmética de duas determinações, através da Equação 3.7.

TABELA 13 – Teor de sólidos voláteis nos RSU, de acordo com a metodologia de Lelis (1998).

<b>TEOR DE SÓLIDOS VOLÁTEIS</b>				
	<b>RSU NOVOS</b>		<b>RSU VELHOS</b>	
FRASCO	A	B	A	B
PESO INICIAL (g)	2,000	2,003	2,002	2,002
PESO FINAL (g)	1,200	1,218	1,820	1,828
TSV (%)	66,67	64,45	10,00	9,52
TSVmédio (%)	65,56		9,76	

#### 4.6 CONTEÚDO DE MATÉRIA ORGÂNICA DOS RESÍDUOS SÓLIDOS URBANOS

Os resultados da determinação da matéria orgânica, através da metodologia de Matos (2006) estão apresentados na Tabela 14. Os resultados foram determinados a partir da média aritmética de duas determinações, com base nos valores obtidos nos ensaios de determinação do teor de carbono.

TABELA 14 – Conteúdo de matéria orgânica nos RSU, de acordo com a metodologia de Matos (2006).

<b>MATÉRIA ORGÂNICA</b>		
	<b><i>RSU NOVOS</i></b>	<b><i>RSU VELHOS</i></b>
M.O. (%)	62,65	4,55

Comparando-se os valores do teor de sólidos voláteis e os de conteúdo de matéria orgânica observa-se a proximidade dos resultados, comprovando que as duas metodologias são eficientes para mostrar a quantidade de matéria orgânica que ainda há para ser degradada nos RSU.

#### **4.7 TEOR DE CARBONO DOS RESÍDUOS SÓLIDOS URBANOS**

Os percentuais de carbono são os apresentados na Tabela 15, de acordo com a metodologia de Matos (2006), e como é obtido a partir de uma correlação com os valores da matéria orgânica, mantém a relação dos TSV. Também são apresentados os valores obtidos através das metodologias de Lelis (1998) e Lima (1995).

TABELA 15 – Teor de carbono dos RSU, de acordo com as metodologias de Matos (2006), Lima (1995) e Lelis (1998).

<b>TEOR DE CARBONO</b>		
	<b><i>RSU NOVOS</i></b>	<b><i>RSU VELHOS</i></b>
COT(%) (Matos, 2006)	36,34	2,64
COT(%) (Lima, 1995)	32,78	1,32
COT(%) (Lelis, 1998)	36,42	5,42

Comparando-se os valores apresentados para os RSU novos nas Tabelas 13 e 14 com os da Tabela 15, observa-se que as relações C/TSV e C/MO são iguais, respectivamente, a 0,56 e 0,58, pouco maiores do que o valor

$B=0,5$  proposto por Lima (1995), e mais próximos aos valores determinados pela metodologia de Lelis (1998).

#### 4.8 TEOR DE NITROGÊNIO DOS RESÍDUOS SÓLIDOS URBANOS

Os valores de teor nitrogênio determinados utilizando a metodologia proposta por Matos (2006) encontram-se na Tabela 16. Observa-se que quanto mais novos, maior o percentual de nitrogênio nos RSU, indicando maior quantidade de matéria orgânica a ser degradada.

Os valores de teor de nitrogênio encontrados divergem dos encontrados na literatura, mas mantêm a característica de serem maiores para RSU mais novos.

TABELA 16 – Teor de nitrogênio dos RSU, de acordo com a metodologia de Matos (2006).

<b>TEOR DE NITROGÊNIO</b>		
	<b><i>RSU NOVO</i></b>	<b><i>RSU VELHO</i></b>
N (%) (Matos, 2006)	0,94	0,14

TABELA 17 – Relação C/N dos RSU.

<b>RELAÇÃO C/N</b>		
	<b><i>RSU NOVO</i></b>	<b><i>RSU VELHO</i></b>
C/N (Matos, 2006)	38,78	18,7

A relação C/N indica que os RSU velhos encontram-se mais estabilizados do que os novos, como era esperado, pois, de acordo com os dados encontrados da literatura, essa razão diminui com o tempo.

#### 4.9 CAPACIDADE DE TROCA CATIÔNICA DOS RESÍDUOS SÓLIDOS URBANOS

Na Tabela 18 resumem-se os valores de CTC determinados segundo a metodologia proposta por Matos (2006). Esses valores são mais baixos para os RSU novos, conforme esperado, já que esses resíduos contêm maior percentual de carbono, e aumentam com o tempo, corroborando dados encontrados na literatura.

TABELA 18 – Teor de CTC dos RSU de acordo com a metodologia de Matos (2006).

<b>TEOR DE CTC</b>		
	<b><i>RSU NOVO</i></b>	<b><i>RSU VELHO</i></b>
CTC (cmolc/kg)	130,21	170,21

## 5 CONCLUSÕES E SUGESTÕES

### 5.1 CONCLUSÕES

Nesse trabalho foram apresentados os resultados de ensaios em resíduos sólidos urbanos executados em permeâmetro de grandes dimensões, com carga constante. Determinaram-se a condutividade hidráulica e a capacidade de campo para RSU com diferentes pesos específicos e estados de decomposição. As principais conclusões obtidas foram:

- A composição gravimétrica dos RSU pesquisados é semelhante à composição média dos resíduos sólidos urbanos brasileiros;
- O permeâmetro mostrou-se adequado à realização dos ensaios, pois os valores encontrados referentes à condutividade hidráulica e capacidade de campo são condizentes com os relatados na literatura;
- O coeficiente de permeabilidade decresce com o aumento do peso específico devido à diminuição dos espaços vazios, poros, pelos quais o líquido presente flui;
- O coeficiente de permeabilidade apresentou ligeiro crescimento para os RSU mais velhos, isto é, em estado mais avançado de decomposição;
- A ordem de grandeza do coeficiente de permeabilidade foi de  $10^{-5}$  m/s, compatível com dados relatados na literatura;

- A capacidade de campo aumenta com o aumento do peso específico e diminui com a evolução da decomposição dos RSU, o que pode ser atribuído à mineralização dos RSU, que tendem a reter menor quantidade de água;
- Os valores da capacidade de campo encontram-se em acordo com os reportados na literatura, variando de 15,30 a 40,55% para os resíduos novos e de 8,96 a 19,25%, para os velhos;
- Os teores de sólidos voláteis e de matéria orgânica são mais elevados em RSU mais novos. As duas metodologias utilizadas se mostraram satisfatórias;
- Os teores de carbono dos RSU novos encontram-se em acordo com valores, em torno de 30%, encontrados na literatura. Entretanto, os teores dos RSU velhos são muito divergentes entre si, dificultando o estabelecimento de uma relação entre eles;
- Os teores de carbono dos RSU novos têm valores mais próximos quando comparados os resultados obtidos através da metodologia de Lelis (1998) e Matos (2006);
- Os teores de nitrogênio apresentaram valores compatíveis com os encontrados na literatura e mantiveram a tendência de decréscimo com o tempo;
- A relação C/N foi maior para os RSU novos, comprovando que a mesma diminui com o passar do tempo, por ocasião da formação de compostos mais estáveis;
- A capacidade de troca catiônica (CTC) foi maior para os RSU em avançado estado de decomposição, confirmando que a CTC aumenta com o tempo e que o teor de carbono é maior para um menor valor de CTC, conforme reportado na literatura.

## 5.2 SUGESTÕES

Como sugestões para continuidade dos estudos dos parâmetros geotécnicos de RSU podem ser apontadas:

- Automatizar as leituras de vazão de percolado, tanto para a determinação do coeficiente de permeabilidade quanto para a determinação da capacidade de campo;
- Realizar um maior número de ensaios, possibilitando, dessa forma, a repetibilidade com mesma densidade e mesmo estágio de decomposição;
- Realizar maior número de ensaios de caracterização química, para avaliar a influência dos materiais constituintes dos RSU na sua decomposição e, por conseqüência, sua influência na condutividade hidráulica;
- Realizar ensaios de granulometria nos resíduos para melhor caracterização da influência das dimensões das partículas nos parâmetros estudados.

## 6 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

1. Aguiar, A. B. *Ensaio de permeabilidade in situ em aterros de resíduos sólidos urbanos*. Dissertação de mestrado. Rio de Janeiro: UFRJ, 67p., 2001.
2. Alcântara, P. B. *Avaliação da influência da composição de resíduos sólidos urbanos no comportamento de aterros simulados*. Tese de doutorado. Recife: UFPE, 364p., 2007.
3. Azevedo, R. F., Carvalho, A. R., Marques, E. A., Azevedo, I. D. *Propriedades geotécnicas dos resíduos do aterro sanitário de Santo André, São Paulo, Brasil*. Anais do VIII Congresso Nacional de Geotecnia em Portugal, v. 4, Portugal, pp. 1885-1895, 2002.
4. Barreira, L. P., Philippi Junior, A., Rodrigues, M. S. *Usinas de compostagem do estado de São Paulo: qualidade dos compostos e processos de produção*. Revista Engenharia Sanitária e Ambiental. Vol.11, nº. 4, pp. 385-393, 2006.

5. Barros, H. L. *Estudo de balanço hídrico em aterro sanitário por meio de lisímetros de grandes dimensões*. Dissertação de mestrado. Viçosa: UFV, 112p., 2004.
6. Beaven R. & Powrie W. *Determination of the Hydrogeological and Geotechnical Properties of Refuse using a large Scale Compression Cell*. Proceeding of the 5th Sardinia International Landfill Symposium, S. Margherita Di Pula, Cagliari. Vol II, p. 745-760, 1995.
7. Borgatto, A. V. A. *Estudo do Efeito Fibra e da Morfologia na Estabilidade de Aterros Sanitários de Resíduos Sólidos Urbanos*. Dissertação de mestrado. Rio de Janeiro: UFRJ, 157p., 2006.
8. Calle, J. A. C. *Comportamento Geomecânico de Resíduos Sólidos Urbanos*. Tese de doutorado. Rio de Janeiro: UFRJ, 160p., 2007.
9. Carvalho, A. R. *Percâmetro: um novo equipamento para medidas de parâmetros geotécnicos de resíduos sólidos. Desenvolvimento e aplicação no aterro sanitário de Santo André – São Paulo*. Dissertação de mestrado. Viçosa: UFV, 120p., 2002.
10. Carvalho, A. R. *Desenvolvimento de um equipamento para a determinação de parâmetros geotécnicos de resíduos sólidos*. Tese de doutorado. Rio de Janeiro: UFRJ, 160p., 2006.
11. Castilhos Júnior, A. B. de. (coord.) *Alternativa de disposição de resíduos sólidos urbanos para pequenas comunidades*. Rio de Janeiro, RIMA/ABES, 104p., 2002.
12. Catapreta, C. A. A. & Simões, G. F. *Monitoramento ambiental, operacional e geotécnico de aterros sanitários*. In: Anais do VI Congresso

Brasileiro de Geotecnia Ambiental e V Simpósio Brasileiro de Geossintéticos, 2007, Recife/Pernambuco.

13. Chen, T. & Chynoweth, D. P. *Hydraulic conductivity of compacted municipal solid waste*. Bioresource Technology. Vol.51, pp. 205-212, 1995.
14. Cintra, I. S., Costa, B. M. P., Libânio, P. A. C., Chernicaró, C. A. de L. *Proposta de metodologia para caracterização de resíduos sólidos urbanos*. In: 22º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, 2003, Joinville/Santa Catarina. Anais do 22º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental. Campo Grande, 2003.
15. Corrêia Sobrinho, N. L. *Análise do Balanço Hídrico em Aterros Sanitários*. Dissertação de Mestrado. Viçosa: UFV, 123p., 2000.
16. Craig, R. F. *Soil Mechanics*. Chapman e Hall, London, UK. Fifth Edition, 427p., 1995.
17. D'Almeida, M. L. O.; Vilhena, A. (Coord.). *Lixo Municipal – Manual de Gerenciamento Integrado*. São Paulo: IPT/CEMPRE, 370p., 2000.
18. De Lamare Neto, A. *Resistência ao Cisalhamento de Resíduos Sólidos Urbanos e de Materiais Granulares*. Tese de Doutorado. Rio de Janeiro: UFRJ, 190p. 2004.
19. Dixon, N. & Jones, D. R. V. *Engineering properties of municipal solid waste*. Geotextiles and geomembranes. Vol.25, nº. 3, pp. 205-212, 2005.

20. Durmusoglu, E., Sanchez, I. M., Corapcioglu, M. Y. *Permeability and compression characteristics of municipal solid waste samples*. Journal Environmental Geology. Vol.50, nº. 6, 773-786, 2006.
21. Fucale, S. P. & Jucá, J. F. T. *Estudo da resistência à penetração dinâmica (SPT) em aterros de resíduos sólidos urbanos*. In: XXVIII Congresso Interamericano de Ingeniería Sanitaria y Ambiental, 2002, Cancún / México. Anais do XXVIII Congresso Interamericano de Ingeniería Sanitaria y Ambiental. Cancún, 2002.
22. Fucale, S. P. & Jucá, J. F. T. *Importância da caracterização de resíduos sólidos urbanos nas análises das propriedades mecânicas: experiência alemã*. VII Congresso Brasileiro de Geotecnia Ambiental. Anais... Recife: REGEO, 2007.
23. Gabr, M. A. & Valero, S. N. *Geotechnical Properties os Municipal Solid Waste*. Gotechnical Testing Journal, GT JODJ. Vol. 18, nº 2, p. 241-251, 1995.
24. Gomes, F. P. *Curso de Estatística Experimental*. 12ª ed., 1987.
25. Golueke, C. G. *Biological processing: composting and hidrolisis*. In: Handbook of solid waste management. New York: Van Nostrand Reinholds, p. 197-225, 1977.
26. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE). *PNSB – Pesquisa Nacional de Saneamento Básico 2000*. Disponível em [www.ibge.gov.br](http://www.ibge.gov.br). Acessado em: junho/2007.
27. Jucá, J. F. T. *Disposição final dos resíduos sólidos urbanos no Brasil*. V Congresso Brasileiro de Geotecnia Ambiental. Anais... Porto Alegre:

REGEO, pp. 443-470, 2003.

28. Jucá, J. F. T., Cabral, J. J. P. S., Monteiro, V. E. D., Santos, S. M. & Perrier Jr., G. S. *Geotechnics of a municipal solid waste landfill in Recife, Brazil*. Proceedings of the International Symposium on Recent Development in Soil and Pavement Mechanics, Rio de Janeiro, Brazil, pp. 429-436, 1997.
29. Jucá, J. F. T., Mariano, M. O. H., Melo, V. L. A. de. *Recalques e decomposição da material orgânica em aterros de resíduos sólidos na região metropolitana do Recife*. In: 20º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, 1999, João Pessoa/Paraíba. Anais do 20º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental. João Pessoa, 1999.
30. Knochenmus, G., Wojnarowicz, M. & Van Impe, W. F. *Stability of Municipal Solid Wastes*. In: Proc. Of the Third International Congress on Environmental Geotechnics, Lisboa, Portugal, Sêco e Pinto (ed.), Balkema, Rotterdam, ISBN 90 5809 006x, p. 977 – 1000, 1998.
31. Lambe, T. W. & Whitman, R. V. *Soil Mechanics, SI Version*. John Wiley e Sons, New York, USA, 553p., 1979.
32. Landva, A. O. & Clark, J. I. *Geotechnics of waste fills – theory and practice*. In Geotechnics of waste fills. Eds Landva and Knowles. Baltimore: ASTM Special Publication, 1990.
33. Lelis, M. de P. N. *Influência da umidade na velocidade de degradação e no controle de impactos ambientais da compostagem*. Dissertação de mestrado. Belo Horizonte: UFMG, 160p., 1998.

34. Libânio, P. A. C., Costa, B. M. P., Cintra, I. S., Chernicaró, C. A. de L. *Avaliação da variação temporal da condutividade hidráulica em resíduos sólidos urbanos*. In: 22º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, 2003, Joinville/Santa Catarina. Anais do 22º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental. Joinville, 2003.
35. Lima, L. M. Q. *Lixo: Tratamento e Biorremediação*. 2ª ed., São Paulo, 265p., 1995.
36. Lima, A. L. de, Jucá, J. F. T., Brito, A. R. de, Melo, M. C. de. *Estudos comparativos de diferentes metodologias para determinação de umidade e sólidos voláteis aplicadas em resíduos sólidos urbanos*. In: VI Simpósio Ítalo Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, 2002, Vitória/Espírito Santo.
37. Lins, E. A. M. *A utilização da capacidade de campo na estimativa do percolado gerado no aterro da Muribeca*. Dissertação de mestrado. Recife: UFPE, 125p., 2003.
38. Lins, E. A. M. & Jucá, J. F. T. *A utilização da capacidade de campo na estimativa do percolado gerado no aterro da Muribeca*. In: 23º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, 2005, Campo Grande/Mato Grosso do Sul. Anais do 23º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental. Campo Grande, 2005.
39. Machado, S. L., Carvalho, M. de F., Dourado, K. A., Rocha, M. B., Lopes, C. L. *Estudo da compressibilidade de resíduos sólidos urbanos da região metropolitana de Salvador - BA*. In: 23º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, 2005, Campo Grande/Mato Grosso do Sul. Anais do 23º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental. Campo Grande, 2005a.

40. Machado, S. L., Carvalho, M. de F., Nascimento, J. C. F. do, Dourado, K. A. *Estudo do comportamento mecânico de de resíduos sólidos urbanos sob a influência da biodegradabilidade.* In: 23º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, 2005, Campo Grande/Mato Grosso do Sul. Anais do 23º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental. Campo Grande, 2005b.
41. Mahler, C. F. & Aguiar, A. B. *Determinação da permeabilidade in situ em aterros de resíduos sólidos.* In: 21º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, 2001, João Pessoa/Paraíba. Anais do 21º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental. João Pessoa, 2001.
42. Marques, A. C. M. *Compactação e compressibilidade de resíduos sólidos urbanos.* Tese de doutorado. São Paulo: USP, 408p., 2001.
43. Manassero, M.; Van Impe, W.F. & Bouazza, A. "Waste Disposal and Containment." In: *Proc. of the Second International Congress on Environmental Geotechnics*, Preprint of special lectures, Osaka, Japan, A.Balkema, v.3, p.1425-1474, 1996.
44. Matos, A. T. de. *Práticas de qualidade do meio físico ambiental.* Caderno Didático nº. 34, Departamento de Engenharia Agrícola. Viçosa, 64p., 2006.
45. Oweis, I. S. & Khera, R. "Criteria for geotechnical construction of sanitary landfills." In: *Proc. of the International Symposium on Environmental Geotechnology*, Allentown, USA, p.205-222, 1986.

46. Pinto, C. de S. *Curso Básico de Mecânica dos Solos*. São Paulo, Segunda Edição, 355p., 2002.
47. Rezende, F. A. de. *Aceleração do processo de compostagem de resíduos sólidos: avaliação de fertilizante obtido em uma usina de compostagem no litoral norte da Bahia*. Dissertação de mestrado. Salvador: UFBA, 68p., 2005.
48. Ribeiro, A. G. C. *Determinação de parâmetros de resistência de resíduos sólidos urbanos por meio de retro-análises de testes de grandes dimensões*. Dissertação de mestrado. Viçosa: UFV, 100p., 2007.
49. Rodella, J. C. & Alcarde, A. A. *Avaliação de materiais orgânicos empregados como fertilizantes*. Revista Scientia Agrícola. Vol.51, nº. 3, pp. 556-562, 1994.
50. Silveira, A. M. M. *Estudo do peso específico de resíduos sólidos urbanos*. Dissertação de mestrado. Rio de Janeiro: UFRJ, 101p., 2004.
51. Simões, G. F., Lobato, L. C. S., Martins, H. L., Catapreta, C. A. A. *Aplicação de um Modelo Tridimensional de Avaliação de Balanço Hídrico em Aterros de Disposição Final de Resíduos Sólidos Urbanos*. In: 23º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, 2005, Campo Grande/Mato Grosso do Sul. Anais do 23º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental. Campo Grande, 2005.
52. Sowers, G. F. *Settlement of waste disposal fills*. Proc., 8<sup>TH</sup> International Conference on Soil Mechanics and Foundation Engineering, Moscou, Rússia. Vol.22, pp. 207-210, 1973.

53. Tchobanoglous, G., Theisen, H., Vigil, S. A. *Integrated solid waste management – engineering principles and management issues*. New York, 1993.
54. Vaidya, R. D. *Solid Waste Degradation, Compaction and Water Holding Capacity*. Dissertação de mestrado. Virginia: Instituto Politécnico da Virginia, USA, 71p., 2002.
55. Verbrugge, J. C. *La geomecanique dès dechets menagers* Faculte dès Sciences Appliquées, Université de Liège, Belgique, pp. 1-79, 2000.
56. Willians, S. (Ed.). *Official methods of analysis of the association of official analytical chemists*. 14 Ed. Arlington: AOCA, 1141p., 1984.
57. WHO. International Reference Center For Waste Disposal. *Methods of analysis of sewage sludge solid waste and compost*. Switzerland, 1979.
58. Zornberg, J. G., Jernigan, B. L., Sanglerat, T. R., Cooley, B. H. *Retention of free liquids in landfills undergoing vertical expansion*. Journal of Geotechnical and Geoenvironmental Engineering, ASCE. Vol.125, nº. 7, pp. 583-594, 1999.