



**BRUNO CESAR MORTATTI**

**DETERMINAÇÃO DA CONDUTIVIDADE HIDRÁULICA E ANÁLISE  
QUÍMICA DO LIXIVIADO DE RESÍDUOS SÓLIDOS URBANOS  
UTILIZANDO PERMEÂMETROS DE GRANDES DIMENSÕES**

**CAMPINAS**

**2013**





**NÚMERO: 470/2013**

**UNIVERSIDADE ESTADUAL DE CAMPINAS  
INSTITUTO DE GEOCIÊNCIAS**

**BRUNO CESAR MORTATTI**

**“DETERMINAÇÃO DA CONDUTIVIDADE HIDRÁULICA E ANÁLISE  
QUÍMICA DO LIXIVIADO DE RESÍDUOS SÓLIDOS URBANOS UTILIZANDO  
PERMEÂMETROS DE GRANDES DIMENSÕES”**

**ORIENTADORA: PROF<sup>ª</sup>. DR<sup>ª</sup>. SUELI YOSHINAGA PEREIRA**

**DISSERTAÇÃO DE MESTRADO APRESENTADA  
AO INSTITUTO DE GEOCIÊNCIAS DA  
UNICAMP PARA OBTENÇÃO DO TÍTULO DE  
MESTRE EM GEOCIÊNCIAS NA ÁREA DE  
GEOLOGIA E RECURSOS NATURAIS**

**ESTE EXEMPLAR CORRESPONDE À VERSÃO FINAL  
DA DISSERTAÇÃO DEFENDIDA PELO ALUNO BRUNO  
CESAR MORTATTI E ORIENTADO PELA PROF<sup>ª</sup>. DR<sup>ª</sup>.  
SUELI YOSHINAGA PEREIRA**

---

**CAMPINAS**

**2013**

Ficha catalográfica  
Universidade Estadual de Campinas  
Biblioteca do Instituto de Geociências  
Cássia Raquel da Silva - CRB 8/5752

M841d Mortatti, Bruno Cesar, 1985-  
Determinação da condutividade hidráulica e análise química do lixiviado de resíduos sólidos urbanos utilizando permeômetros de grandes dimensões / Bruno Cesar Mortatti. – Campinas, SP : [s.n.], 2013.

Orientador: Sueli Yoshinaga Pereira.  
Dissertação (mestrado) – Universidade Estadual de Campinas, Instituto de Geociências.

1. Condutividade hidráulica. 2. Resíduos sólidos. 3. Biodegradação. I. Pereira, Sueli Yoshinaga, 1961-. II. Universidade Estadual de Campinas. Instituto de Geociências. III. Título.

Informações para Biblioteca Digital

**Título em outro idioma:** Determination of hydraulic conductivity and chemical analysis of municipal solid waste leachate using large dimensions permeameters

**Palavras-chave em inglês:**

Hydraulic conductivity

Solid waste

Biodegradation

**Área de concentração:** Geologia e Recursos Naturais

**Titulação:** Mestre em Geociências

**Banca examinadora:**

Sueli Yoshinaga Pereira [Orientador]

Ricardo Perobelli Borba

Claudio Fernando Mahler

**Data de defesa:** 06-09-2013

**Programa de Pós-Graduação:** Geociências



**UNICAMP**

**UNIVERSIDADE ESTADUAL DE CAMPINAS  
INSTITUTO DE GEOCIÊNCIAS  
PÓS-GRADUAÇÃO EM GEOCIÊNCIAS NA  
ÁREA DE GEOLOGIA E RECURSOS NATURAIS**

**AUTOR:** Bruno Cesar Mortatti

**"DETERMINAÇÃO DA CONDUTIVIDADE HIDRÁULICA E ANÁLISE QUÍMICA DO  
LIXIVIADO DE RESÍDUOS SÓLIDOS URBANOS UTILIZANDO  
PERMEÂMETROS DE GRANDES DIMENSÕES"**

**ORIENTADORA:** Profa. Dra. Sueli Yoshinaga Pereira

Aprovado em: 06/ 09 / 2013

**EXAMINADORES:**

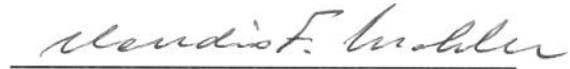
Profa. Dra. Sueli Yoshinaga Pereira

Prof. Dr. Ricardo Perobelli Borba

Prof. Dr. Cláudio Fernando Mahler

  
\_\_\_\_\_- Presidente

  
\_\_\_\_\_

  
\_\_\_\_\_

Campinas, 06 de setembro de 2013



**Dedico esta dissertação à minha avó Maria Aparecida Servidor Mortatti**  
*(in memoriam)*



## AGRADECIMENTOS

Aos meus pais Jefferson e Vera, duas “estrelas” que vêm me orientando desde muito cedo pelos caminhos da vida. Ao meu irmão Caio, minha fonte inesgotável de admiração.

À minha namorada Simone, responsável pelo meu eterno sorriso. Obrigado por estar ao meu lado em mais esta jornada.

À Prof<sup>ª</sup>. Dr<sup>ª</sup>. Sueli, pela orientação e pela confiança depositada em mim ao longo dos anos de convivência. Agradeço também pela sua importante contribuição ao meu desenvolvimento pessoal e profissional.

À Prof<sup>ª</sup>. Dr<sup>ª</sup>. Miriam, que tenho a honra de trabalhar junto desde o meu trabalho de conclusão de curso, pelo constante apoio e principalmente pelo exemplo de profissionalismo.

Aos queridos amigos de todas as horas: Alexandre, Amarildo, Danilo, Eric, Fábio, Felipe, José Henrique, Paulo e Rogério.

À todos os companheiros da graduação pelo apoio e amizade. Deixo aqui registrado um agradecimento especial à todos os componentes da turma 05 do curso de Ciências da Terra da Unicamp. Aos muitos colegas da pós-graduação, especialmente aos membros da sala 15.

Aos meus camaradas do grupo de pesquisas em geotecnia ambiental: Giuliano, Jorge, Julio, Marcelo, Mariane e Renata. Que muito me ensinaram ao longo deste mestrado.

Ao pessoal do LABSAN, em especial à Lúcia e ao Enelton, agradeço pela ajuda na realização dos ensaios, pelo aprendizado e pelo profissionalismo de altíssimo nível.

Ao grupo do Laboratório de Isótopos Estáveis do CENA/USP, nas figuras do Prof. Dr. Jefferson, Prof. Dr. Helder, Ana Paula e Graziela, agradeço pela possibilidade da realização dos ensaios e pelo auxílio prestado durante esses.

À todos aqueles que me auxiliaram na tarefa de confecção dos permeâmetros, nas diversas fases experimentais e campanhas de caracterização de resíduos, entre esses: Angélica, Barbara, Benê, Carlão, Ingrid, Jeferson, Larissa, Lídia, Líria, Luis e especialmente Trinchinato.

À todos os meus colegas de moradia, em especial aos atuais: Joaquim, Omar e Renan.

Aos parceiros da equipe de basquete da Unicamp, pelos inesquecíveis momentos vividos dentro e fora das quadras.

Aos funcionários do Instituto de Geociências da Unicamp pela prazerosa convivência.

Aos integrantes da secretaria de pós-graduação do Instituto de Geociências da Unicamp, especialmente nas figuras da Valdirene e da Gorete, pela alta competência no exercício da profissão, além da costumeira simpatia e constante promoção da integração entre alunos, professores e funcionários.

E por fim, agradeço à CAPES pela concessão da bolsa.



“A mente que se abre a uma nova ideia jamais voltará ao seu tamanho original.”

Oliver Wendell Holmes



## SÚMULA CURRICULAR

Bruno Cesar Mortatti graduou-se bacharel em Geologia pela Universidade Estadual de Campinas (Unicamp) em 2011. Durante a graduação concluiu projeto de iniciação científica (PIBIC/CNPq), na área de Geologia/Geomorfologia, sob a orientação da Prof<sup>a</sup>. Dr<sup>a</sup>. Regina Célia de Oliveira, sob o tema “A Dinâmica das Encostas no Município de São Vicente-SP”. Em seu trabalho de conclusão de curso apresentou o estudo intitulado "Caracterização físico-química dos solos e comportamento dos contaminantes da vinhaça por processo de difusão", sob a orientação da Prof<sup>a</sup>. Dr<sup>a</sup>. Sueli Yoshinaga Pereira. Ao fim da graduação, ingressou no curso de mestrado na mesma instituição, no programa de pós-graduação em Geociências, na área de Geologia e Recursos Naturais. No período em que cursou a pós-graduação trabalhou com a determinação da condutividade hidráulica de resíduos sólidos urbanos utilizando permeâmetros de grandes dimensões.





UNIVERSIDADE ESTADUAL DE CAMPINAS  
INSTITUTO DE GEOCIÊNCIAS

**DETERMINAÇÃO DA CONDUTIVIDADE HIDRÁULICA E ANÁLISE QUÍMICA  
DO LIXIVIADO DE RESÍDUOS SÓLIDOS URBANOS UTILIZANDO  
PERMEÂMETROS DE GRANDES DIMENSÕES**

**RESUMO**

Dissertação de Mestrado

**Bruno Cesar Mortatti**

Dois permeâmetros de carga constante e grandes dimensões, com 0,057 e 0,042 metros cúbicos, respectivamente, foram utilizados em laboratório, sob condições controladas, para as determinações das condutividades hidráulicas saturadas de Resíduos Sólidos Urbanos (RSU) coletados no Aterro Sanitário Delta A, localizado na cidade de Campinas-SP. Duas fases experimentais foram delineadas envolvendo diferentes parâmetros como composição gravimétrica e grau de compactação. Para cada fase experimental foram realizados vários ensaios para as determinações das condutividades hidráulicas saturadas em função dos tempos de operação dos permeâmetros e levantamento das principais variáveis físicas envolvidas neste processo, como teor de umidade, capacidade de campo, carga hidráulica e vazão. Simultaneamente, os lixiviados oriundos de cada ensaio realizado foram coletados e monitorados pelas análises dos principais parâmetros e espécies químicas para avaliação das etapas envolvidas no processo de biodegradação dos RSU. As condutividades hidráulicas saturadas, determinadas nos ensaios realizados, variaram de  $1,6E-02$  a  $5,7E-05$  m/s em função dos diferentes graus de compactação. Algumas variáveis químicas se mostraram eficientes na identificação das etapas de biodegradação, como potencial redox, ácidos orgânicos voláteis, nitrogênio amoniacal, acetato e carbono total dissolvido. O comportamento dessas variáveis em função dos tempos de operação permitiu a identificação das etapas acidogênica/acetogênica na biodegradação dos RSU.

**Palavras-chaves:** Condutividade Hidráulica, Resíduo Sólido Urbano, Biodegradação.





UNIVERSITY OF CAMPINAS  
INSTITUTE OF GEOSCIENCES

**DETERMINATION OF HYDRAULIC CONDUCTIVITY AND CHEMICAL  
ANALYSIS OF MUNICIPAL SOLID WASTE LEACHATE USING LARGE  
DIMENSIONS PERMEAMETERS**

**ABSTRACT**

Master's Dissertation

**Bruno Cesar Mortatti**

Two constant load and large dimensions permeameters, with 0.057 and 0.042 cubic meters, respectively, were used in laboratory, under controlled conditions, for the determination of saturated hydraulic conductivity of Municipal Solid Waste (MSW) collected in the Delta A Sanitary Landfill, located at city of Campinas-SP. Two experimental phases were outlined involving different parameters such as gravimetric composition and degree of compression. For each experimental phase were carried out various tests for the determination of saturated hydraulic conductivity as a function of the operation times of the permeameters and physical survey of the main variables involved in this process, such as, moisture content, field capacity, hydraulic head and volumetric flow rate. Simultaneously, the leachates coming of each test performed were collected and monitored by the analysis of the main parameters and chemical species for evaluation of the steps involved in the biodegradation of MSW. The saturated hydraulic conductivities, determined in tests, ranged from 1.6E-02 to 5.7E-05 m/s for different degrees of compression. Some chemical variables such as redox potential, volatile fatty acids, ammoniac nitrogen, acetate and dissolved total carbon, were effective in identifying the stages of biodegradation. The behavior of these variables as a function of time of operation allowed the identification of the acidogenic/acetogenic steps in the biodegradation of the MSW.

**Keywords:** Hydraulic Conductivity, Municipal Solid Waste, Biodegradation.



## SUMÁRIO

LISTA DE FIGURAS .....	xxii
LISTA DE TABELAS .....	xxiii
<b>1. INTRODUÇÃO .....</b>	<b>1</b>
<b>2. OBJETIVOS .....</b>	<b>3</b>
2.1 OBJETIVO GERAL .....	3
2.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS .....	3
<b>3. REVISÃO DE LITERATURA .....</b>	<b>5</b>
3.1 DEFINIÇÕES: RESÍDUOS SÓLIDOS E RESÍDUOS SÓLIDOS URBANOS .....	5
3.2 CLASSIFICAÇÃO DOS RESÍDUOS SÓLIDOS .....	5
3.3 MÉTODOS EMPREGADOS NA DESTINAÇÃO FINAL DOS RSU .....	6
3.3.1 VAZADOURO A CÉU ABERTO (LIXÃO) .....	6
3.3.2 ATERROS CONTROLADOS .....	7
3.3.3 ATERROS SANITÁRIOS .....	8
3.4 PROPRIEDADES FÍSICAS DOS RSU .....	9
3.4.1 COMPOSIÇÃO GRAVIMÉTRICA .....	9
3.4.2 TEOR DE UMIDADE GRAVIMÉTRICO .....	9
3.5 PROPRIEDADES HIDRO-GEOMECÂNICAS DOS RSU .....	10
3.5.1 ENSAIOS DE CAPACIDADE DE CAMPO EM RSU .....	10
3.5.2 ENSAIOS DE CONDUTIVIDADE HIDRÁULICA EM RSU .....	11
3.6 CARACTERÍSTICAS FÍSICO-QUÍMICAS DO MATERIAL LIXIVIADO DOS RSU .....	13
<b>4. MATERIAIS E MÉTODOS .....</b>	<b>15</b>
4.1 COMPOSIÇÃO GRAVIMÉTRICA DOS RSU .....	15
4.1.1 PRIMEIRA FASE EXPERIMENTAL .....	15
4.1.2 SEGUNDA FASE EXPERIMENTAL .....	15
4.2 CONFECÇÃO E MONTAGEM DOS PERMEÂMETROS .....	16
4.3 PREENCHIMENTO DOS PERMEÂMETROS COM O RSU .....	19

4.4	DETERMINAÇÃO DO TEOR DE UMIDADE DOS RSU .....	19
4.5	DETERMINAÇÃO DA CAPACIDADE DE CAMPO DOS RSU .....	19
4.6	DETERMINAÇÃO DA CONDUTIVIDADE HIDRÁULICA SATURADA DOS RSU.....	20
4.7	ANÁLISES QUÍMICAS DO LIXIVIADO .....	22
4.7.1	PARÂMETROS FÍSICO-QUÍMICOS .....	22
4.7.2	CÁTIONS E ÂNIONS PRINCIPAIS .....	22
4.7.3	METAIS DISSOLVIDOS .....	22
4.7.4	CARBONO TOTAL DISSOLVIDO E ASSINATURA ISOTÓPICA.....	23
<b>5.</b>	<b>RESULTADOS E DISCUSSÃO .....</b>	<b>25</b>
5.1	COMPOSIÇÃO GRAVIMÉTRICA PARA CARACTERIZAÇÃO DAS AMOSTRAS DE RSU.....	25
5.2	DETERMINAÇÃO DO TEOR DE UMIDADE DOS RSU .....	29
5.3	DETERMINAÇÃO DA CAPACIDADE DE CAMPO DOS RSU .....	30
5.4	DETERMINAÇÃO DA CONDUTIVIDADE HIDRÁULICA SATURADA DOS RSU.....	30
5.5	ANÁLISES QUÍMICAS DO LIXIVIADO .....	38
5.5.1	PARÂMETROS FÍSICO-QUÍMICOS .....	38
5.5.2	CÁTIONS E ÂNIONS PRINCIPAIS .....	47
5.5.3	METAIS DISSOLVIDOS .....	49
5.5.4	CARBONO TOTAL DISSOLVIDO E ASSINATURA ISOTÓPICA.....	52
<b>6.</b>	<b>CONCLUSÕES .....</b>	<b>57</b>
	REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS .....	59
	ANEXOS.....	63

## LISTA DE FIGURAS

- Figura 3.1 - Principais etapas que envolvem a construção de um aterro sanitário: 1 - Escavação da vala; 2 - Compactação do solo e colocação da geomembrana com camada drenante (brita) superior; 3 - Colocação das calhas de concreto para condução do lixiviado; 4 - Cercamento da área do aterro; 5 - Instalação do sistema de captação de gases; 6 - Definição das camadas de aterramento; 7 - Sistema de tratamento do lixiviado; 8 - Monitoramento da deposição de RSU; 9 - Instalação do setor administrativo local e 10 - Fechamento do aterro com inserção da camada de cobertura.....	8
- Figura 4.1 - Vista frontal dos permeâmetros durante o processo de montagem.....	17
- Figura 4.2 - Montagem final do ensaio com os permeâmetros.....	18
- Figura 5.1 - Variabilidade da condutividade hidráulica saturada em função do tempo de operação para a primeira fase experimental, permeâmetros PG e PP.....	34
- Figura 5.2 - Variabilidade da condutividade hidráulica saturada em função do tempo de operação para a segunda fase experimental, permeâmetros PG e PP.....	36
- Figura 5.3 - Coeficientes de condutividade hidráulica em função do peso específico obtidos na literatura para experimentos com RSU, sob diferentes condições metodológicas, em comparação com os resultados obtidos no presente estudo.....	37
- Figura 5.4 - Distribuição das concentrações dos parâmetros físico-químicos pH, Condutividade Elétrica e Potencial Redox para o lixiviado da primeira fase experimental, referentes aos permeâmetros PG e PP, em função do tempo de operação.....	40
- Figura 5.5 - Distribuição das concentrações dos parâmetros físico-químicos Alcalinidade Total, Ácidos Orgânicos Voláteis (AOV), Nitrogênio Amoniacal e Demanda Química de Oxigênio (DQO) para o lixiviado da primeira fase experimental, referentes aos permeâmetros PG e PP, em função do tempo de operação.....	41
- Figura 5.6 - Distribuição das concentrações dos parâmetros físico-químicos pH, Condutividade Elétrica e Potencial Redox para o lixiviado da segunda fase experimental, referentes aos permeâmetros PG e PP, em função do tempo de operação.....	45
- Figura 5.7 - Distribuição das concentrações dos parâmetros físico-químicos Alcalinidade Total, Ácidos Orgânicos Voláteis (AOV), Nitrogênio Amoniacal e Demanda Química de Oxigênio (DQO) para o lixiviado da segunda fase experimental, referentes aos permeâmetros PG e PP, em função do tempo de operação.....	46
- Figura 5.8 - Distribuição das concentrações dos principais cátions e ânions em função do tempo de operação determinados para os lixiviados dos RSU da segunda fase experimental para o permeâmetro PP.....	48
- Figura 5.9 - Distribuição das concentrações de Fe e Al, em função do tempo de operação, determinadas para os lixiviados dos RSU da segunda fase experimental para o permeâmetro PP.....	50

- Figura 5.10 - Distribuição das concentrações de Pb, Mn e Si, em função do tempo de operação, determinadas para os lixiviados dos RSU da segunda fase experimental para o permeâmetro PP.....51
- Figura 5.11 - Distribuição das concentrações de Cu, Ba e Cd, em função do tempo de operação, determinadas para os lixiviados dos RSU da segunda fase experimental para o permeâmetro PP.....51
- Figura 5.12 - Distribuição das concentrações de CTD e pH, em função do tempo de operação, determinadas para os lixiviados dos RSU da segunda fase experimental para o permeâmetro PP.....54
- Figura 5.13 - Distribuição das concentrações de CTD e  $\delta^{13}\text{CTD}$ , em função do tempo de operação, determinadas para os lixiviados dos RSU da segunda fase experimental para o permeâmetro PP.....55

## LISTA DE TABELAS

- Tabela 3.1 - Destino final dos resíduos sólidos, por unidades de destino dos resíduos no Brasil. Período 1989-2008.....	6
- Tabela 3.2 - Capacidade de Campo em aterros de RSU para diversos autores.....	10
- Tabela 3.3 - Condutividades hidráulicas (K) de RSU obtidas por diversos autores sob diferentes metodologias.....	12
- Tabela 3.4 - Fases de degradação para os resíduos sólidos dispostos em aterros.....	13
- Tabela 5.1 - Composição gravimétrica dos RSU para caracterização das amostras utilizadas na primeira fase experimental, com o permeâmetro PG.....	25
- Tabela 5.2 - Composição gravimétrica dos RSU para caracterização das amostras utilizadas na primeira fase experimental, com o permeâmetro PP.....	26
- Tabela 5.3 - Composição gravimétrica dos RSU para caracterização das amostras utilizadas na segunda fase experimental, com o permeâmetro PG.....	27
- Tabela 5.4 - Composição gravimétrica dos RSU para caracterização das amostras utilizadas na segunda fase experimental, com o permeâmetro PP.....	28
- Tabela 5.5 - Ensaio do teor de umidade (w) para o permeâmetro PG.....	29
- Tabela 5.6 - Ensaio do teor de umidade (w) para o permeâmetro PP.....	29
- Tabela 5.7 - Parâmetros determinados para os cálculos das condutividades hidráulicas saturadas dos RSU para a primeira fase experimental com permeâmetro PG.....	30
- Tabela 5.8 - Parâmetros determinados para os cálculos das condutividades hidráulicas saturadas dos RSU para a primeira fase experimental com permeâmetro PP.....	31
- Tabela 5.9 - Parâmetros determinados para os cálculos das condutividades hidráulicas saturadas dos RSU para a segunda fase experimental com permeâmetro PG.....	32
- Tabela 5.10 - Parâmetros determinados para os cálculos das condutividades hidráulicas saturadas dos RSU para a segunda fase experimental com permeâmetro PP.....	33
- Tabela 5.11 - Resultados das análises físico-químicas do lixiviado dos RSU para a primeira fase experimental com o permeâmetro PG.....	38
- Tabela 5.12 - Resultados das análises físico-químicas do lixiviado dos RSU para a primeira fase experimental com o permeâmetro PP.....	39
- Tabela 5.13 - Resultados das análises físico-químicas do lixiviado dos RSU para a segunda fase experimental com o permeâmetro PG.....	42

- Tabela 5.14 - Resultados das análises físico-químicas do lixiviado dos RSU para a segunda fase experimental com o permeâmetro PP.....43
- Tabela 5.15 - Resultados das análises químicas dos principais cátions e ânions para os lixiviados dos RSU, em função do tempo de operação, para a segunda fase experimental com os permeâmetros PP e PG.....47
- Tabela 5.16 - Resultados das análises químicas dos principais metais dissolvidos para os lixiviados dos RSU, em função do tempo de operação, para a segunda fase experimental com os permeâmetros PP e PG.....49
- Tabela 5.17 - Resultados das análises químicas e isotópicas para o carbono total dissolvido (CTD) do lixiviado dos RSU para a segunda fase experimental com os permeâmetros PP e PG, incluindo os resultados de alcalinidade total (Alc. Tot.) e carbono orgânico dissolvido (COD) calculado.....53

## 1. INTRODUÇÃO

O desenvolvimento tecnológico, o crescimento industrial, o acelerado processo de urbanização e o crescimento populacional transformaram o espaço geográfico brasileiro (Frésca 2007). Ainda segundo o mesmo autor, o incentivo à troca e o investimento em produtos descartáveis, levaram a um aumento significativo da geração de resíduos sólidos. Há uma década a taxa de geração diária de Resíduo Sólido Urbano (RSU) no país era de aproximadamente 0,68 kg/hab. (Ministério das Cidades 2003). Dados mais recentes apontam uma elevação nessa taxa, de modo que em 2009 atingiu-se a marca diária de 0,77 kg/hab. (Troschinetz & Mihelcic 2009).

Frente ao que foi exposto, o grande desafio está em promover uma adequada destinação final para tais resíduos, uma vez que esses, se dispostos de maneira inadequada no ambiente podem implicar numa grande variedade de problemas ambientais e sanitários, tais como: contaminação do solo, das águas subterrâneas e superficiais, poluição do ar, assim como a proliferação de vetores (insetos, roedores entre outros) causadores de inúmeras doenças.

Diante das crescentes taxas de geração, a disposição dos RSU no solo é frequentemente adotada, dando início ao processo de aterramento. De acordo com a forma de disposição dos resíduos no solo, temos: vazadouros a céu aberto (popularmente conhecidos como lixões), aterros controlados e aterros sanitários.

A composição dos RSU sofre alterações conforme as características da população e as estações do ano. Dessa forma, a fim de evitar problemas de instabilidade nos aterros é de fundamental importância a determinação das propriedades hidro-geomecânicas dos RSU baseadas em dados locais como composição dos resíduos e clima.

Tendo em vista o que foi apresentado, a construção de células experimentais que simulam as condições de campo nas quais são submetidos os RSU podem servir de ferramenta para a obtenção das propriedades geomecânicas desses resíduos. A execução desses protótipos em escala real apresenta-se como um procedimento bastante representativo e adequado para a avaliação do comportamento hidro-geomecânico dos RSU, frente à alta heterogeneidade do material e à dificuldade de representar em laboratório todos os aspectos inerentes ao aterro sanitário (Marques *et al.* 2003).

Assim sendo, diversos pesquisadores têm desenvolvido trabalhos incluindo monitoramento e instrumentações em aterros sanitários existentes ou a construção de células experimentais de grandes dimensões. Alguns autores (Marques *et al.* 2003 e Simões & Catapreta

2012), entre outros, incluem a concepção e construção de células experimentais, onde são controladas e monitoradas as condições de construção e operação, bem como as condições ambientais.

Através deste embasamento é possível identificar as propriedades hidro-geomecânicas dos RSU como a condutividade hidráulica, capacidade de campo, compressibilidade e resistência ao cisalhamento, as quais por sua vez, formam um conjunto importante de ferramentas para elaboração do projeto e monitoramento de aterros sanitários (Reddy *et al.* 2009).

A determinação da condutividade hidráulica dos RSU constitui-se num importante parâmetro para o dimensionamento da rede de drenagem do lixiviado e sua recirculação.

## **2. OBJETIVOS**

### **2.1 OBJETIVO GERAL**

Determinação da condutividade hidráulica saturada de amostras de RSU, destinadas ao aterro sanitário municipal de Campinas-SP, com a utilização de permeômetros de grandes dimensões à carga constante.

### **2.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS**

- Avaliar a condutividade hidráulica saturada das amostras de RSU em função do seu peso específico;
- Avaliar o comportamento da condutividade hidráulica saturada das amostras de RSU em função do seu tempo de biodegradação;
- Monitorar os principais parâmetros físico-químicos do lixiviado dos RSU e estabelecer, quando possível, suas relações com as fases de biodegradação desses resíduos.



### **3. REVISÃO DE LITERATURA**

#### **3.1 DEFINIÇÕES: RESÍDUOS SÓLIDOS E RESÍDUOS SÓLIDOS URBANOS**

Segundo a norma brasileira 10.004 da Associação Brasileira de Normas Técnicas (ABNT 2004), os Resíduos Sólidos são definidos como: *“resíduos nos estados sólido e semi-sólido, que resultam de atividades de origem industrial, doméstica, hospitalar, comercial, agrícola, de serviços e de varrição. Ficam incluídos nesta definição os lodos provenientes de sistemas de tratamento de água, aqueles gerados em equipamentos e instalações de controle de poluição, bem como determinados líquidos cujas particularidades tornem inviável o seu lançamento na rede pública de esgotos ou corpos de água, ou exijam para isso soluções técnicas e economicamente inviáveis, em face à melhor tecnologia disponível”*.

Quanto aos RSU, a Política Nacional de Resíduos Sólidos (Lei Federal nº 12.305), sancionada no dia 02 de agosto de 2010, define-os como *“resíduos sólidos gerados por residências, domicílios, estabelecimentos comerciais, prestadores de serviços e os oriundos dos serviços públicos de limpeza urbana e manejo de resíduos sólidos, que por sua natureza ou composição tenham as mesmas características dos gerados nos domicílios”*.

#### **3.2 CLASSIFICAÇÃO DOS RESÍDUOS SÓLIDOS**

A mesma norma brasileira (NBR 10.004), citada anteriormente, também propõe uma “Classificação de Resíduos Sólidos”, na qual os resíduos são divididos em classes distintas de acordo com suas características, sendo:

- Resíduos Classe I: Perigosos (apresentam características de periculosidade, tais como: inflamabilidade, corrosividade, reatividade, toxicidade ou patogenicidade);
- Resíduos Classe II: Não perigosos; tais resíduos são subdivididos em outras duas classes, Resíduos Classe II A (não inertes) e Resíduos Classe II B (inertes).

De acordo com essa classificação, os RSU se enquadram na classe II A.

Adicionalmente, a Política Nacional de Resíduos Sólidos, em seu artigo 11º (inciso I) classifica os resíduos sólidos quanto à sua origem em: resíduos sólidos urbanos, resíduos sólidos industriais, resíduos sólidos de serviços de saúde, resíduos sólidos rurais e resíduos sólidos especiais ou diferenciados.

### 3.3 MÉTODOS EMPREGADOS NA DESTINAÇÃO FINAL DOS RSU

A disposição adequada dos RSU constitui-se num grande desafio para os municípios brasileiros, especialmente para as grandes regiões metropolitanas. Segundo a Pesquisa Nacional de Saneamento Básico (PNSB 2008), realizada pelo IBGE (Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística), mais da metade dos resíduos sólidos ainda são destinados aos vazadouros a céu aberto (lixões), situação esta encontrada em 50,8% dos municípios brasileiros abrangidos pela pesquisa. Por outro lado, este percentual vem caindo ao longo de quase duas décadas e parte da parcela de resíduos até então destinadas aos lixões vem sendo redirecionada para os aterros sanitários, que por sua vez, apresentou um crescimento de mais de 25% para o mesmo período analisado (Tabela 3.1).

Tabela 3.1 - Destino final dos resíduos sólidos, por unidades de destino dos resíduos no Brasil. Período 1989-2008.

Fonte: Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística - (IBGE 2008).

Ano	Destino final dos resíduos, por unidades de destino (%)		
	Vazadouro a céu aberto	Aterro Controlado	Aterro Sanitário
1989	88,2	9,6	1,1
2000	72,3	22,3	17,3
2008	50,8	22,5	27,7

Frente a crescente carga de resíduos produzida, existem diversas formas de disposição que podem ser empregadas em sua destinação final, entre elas: vazadouro a céu aberto (lixão), aterro controlado e aterro sanitário.

#### 3.3.1 VAZADOURO A CÉU ABERTO (LIXÃO)

A prática de disposição dos RSU em vazadouros a céu aberto, popularmente conhecida por lixão, é considerada a forma mais simples de destinação de resíduos no solo, uma vez que essa não carece de critérios geotécnicos elaborados nem de um planejamento extensivo. Tal prática é responsável pela geração de inúmeros passivos ambientais, resultando em situações que representam perigo à saúde humana, especialmente para as populações que vivem nas cercanias destas áreas.

Segundo Naime & Garcia (2004), dentre os variados problemas de ordem ambiental e de saúde pública oriundos do emprego dessa prática estão:

- Contaminação do solo;
- Contaminação das águas superficiais e subterrâneas: o lixiviado carrega substâncias através do perfil do solo podendo atingir o nível d'água subterrâneo, estendendo a contaminação aos aquíferos;
- Poluição do ar: ocorre através da liberação de gases, entre estes, o metano (CH<sub>4</sub>), oriundo do processo de biodegradação dos resíduos promovido pelos microorganismos (bactérias);
- Proliferação de vetores: a forma de disposição dos resíduos nos lixões, sem nenhuma camada de solo de cobertura, estimula a proliferação de vetores (moscas, mosquitos, baratas, ratos entre outros), gerando maus odores e a possibilidade de disseminação de uma série de doenças, situação esta agravada quando ocorre a presença de catadores em contato direto com tais resíduos.

Localmente pode ocorrer a presença de animais (criação de porcos), focos de incêndio (causados pelos gases gerados na decomposição dos resíduos) e eventos de escorregamentos (devido a formação de pilhas de resíduos muito íngremes, sem seguir qualquer embasamento técnico).

### **3.3.2 ATERROS CONTROLADOS**

Os aterros controlados podem ser situados num limite intermediário entre os vazadouros a céu aberto (lixões) e os aterros sanitários. Diferentemente dos aterros sanitários, neste método de disposição não ocorre o tratamento do lixiviado (chorume), tampouco sua drenagem muito menos é efetuada a queima do biogás.

Na disposição dos RSU em aterros controlados são tomadas algumas precauções como:

- Recobrimento diário dos resíduos com camadas de solo argiloso (evitando a exposição do lixo a céu aberto, trabalhando dessa forma, na contenção de vetores associados à sua exposição);
- Promoção da compactação da massa de resíduos.

Entretanto, tal prática não apresenta qualquer impermeabilização de base, possibilitando assim a infiltração do lixiviado (chorume) nas camadas de solo subjacentes, causando contaminação do solo e também das águas subterrâneas, a depender da proximidade com o lençol freático.

### 3.3.3 ATERROS SANITÁRIOS

Segundo a ABNT (1987), o aterro sanitário é definido como “*forma de disposição final de resíduos urbanos no solo, através do confinamento em camadas cobertas com material inerte, geralmente solo, segundo normas operacionais específicas, de modo a evitar danos ou riscos à saúde pública e à segurança, minimizando os impactos ambientais*”.

O método de disposição final dos RSU em aterros sanitários é o mais adequado em relação aos demais supracitados, uma vez que este atende a critérios de engenharia e normas operacionais específicas, proporcionando o confinamento dos resíduos através da compactação e recobrimento diário com camada de solo, evitando o desenvolvimento de ciclos de moscas e mosquitos. Os subprodutos resultantes da decomposição dos resíduos, como o lixiviado (chorume) e os gases emitidos passam por tratamento a fim de minimizar os impactos causados ao ambiente e se possível, promover sua recirculação ou reutilização para outros fins como a geração de energia.

As etapas de construção e a constituição geral de um aterro sanitário podem ser observadas na Figura 3.1.

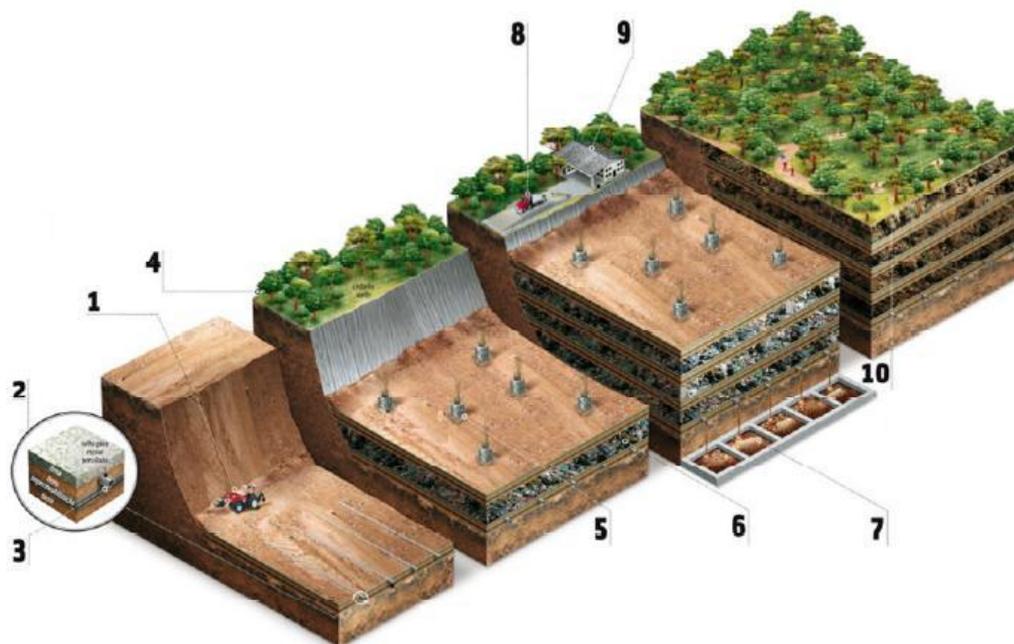


Figura 3.1 - Principais etapas que envolvem a construção de um aterro sanitário: 1 - Escavação da vala; 2 - Compactação do solo e colocação da geomembrana com camada drenante (brita) superior; 3 - Colocação das calhas de concreto para condução do lixiviado; 4 - Cercamento da área do aterro; 5 - Instalação do sistema de captação de gases; 6 - Definição das camadas de aterramento; 7 - Sistema de tratamento do lixiviado; 8 - Monitoramento da deposição de RSU; 9 - Instalação do setor administrativo local e 10 - Fechamento do aterro com inserção da camada de cobertura.

Fonte: Salustiano (2012), modificado a partir de Autossustentável (2010).

### **3.4 PROPRIEDADES FÍSICAS DOS RSU**

#### **3.4.1 COMPOSIÇÃO GRAVIMÉTRICA**

O RSU possui composição gravimétrica extremamente heterogênea, devido ao grande número de variáveis que influenciam na obtenção de tal parâmetro, tais como: fatores sociais, econômicos, culturais, climáticos e geográficos.

A composição gravimétrica dos RSU da população brasileira vem sofrendo alterações ao longo dos últimos anos, dados do IPT/CEMPRE (2000) mostram que a mais de uma década os percentuais eram de 65% de matéria orgânica, 25% de papel, 4% de metal, 3% de plástico e 3% de vidro. Dados compilados pelo IBGE (2010), a partir da média de 93 estudos de caracterização física realizados entre os anos de 1995 e 2008, apontam as seguintes características para a composição gravimétrica média da população brasileira: 51% de matéria orgânica, 13% de papel, 3% de metal, 14% de plástico, 2% de vidro e outros 17%.

Um estudo mais aprofundado acerca da composição gravimétrica dos RSU possibilita, por sua vez, uma escolha mais adequada das técnicas de disposição final e seleção dos processos de tratamento que são empregados para esses resíduos. Entretanto, a nível nacional, o país ainda carece de maiores estudos acerca da composição gravimétrica dos resíduos aqui gerados.

#### **3.4.2 TEOR DE UMIDADE GRAVIMÉTRICO**

O teor de umidade gravimétrico é definido pela relação entre a massa úmida e a massa seca da amostra sob análise.

Segundo Borgatto (2006), o teor de umidade dos RSU depende da sua composição gravimétrica, condições climáticas, procedimentos operacionais do aterro, taxa de decomposição biológica e eficiência do sistema de drenagem do lixiviado e gases.

De acordo com Nascimento (2011), no aterro sanitário, o teor de umidade pode variar significativamente entre um ponto e outro, tornando-se relevante a obtenção do perfil de umidade com a profundidade, o qual pode ser obtido com sonda de nêutrons ou secagem de amostras representativas em estufa.

Jucá *et al.* (1997) apresentaram valores entre 32 e 52% para profundidades de 2 e 8 metros, respectivamente, para análises realizadas no aterro da Muribeca em Recife-PE.

### 3.5 PROPRIEDADES HIDRO-GEOMECÂNICAS DOS RSU

#### 3.5.1 ENSAIOS DE CAPACIDADE DE CAMPO EM RSU

Segundo Tchobanoglous *et al.* (1993) a capacidade de campo em RSU é definida como a quantidade máxima de água que pode ficar retida na massa de RSU aterrada em oposição à ação da força da gravidade, sendo expressa como o teor de umidade correspondente. Trata-se do máximo conteúdo que é retido em um meio poroso sem produzir percolação descendente (El-Fadel *et al.* 2002).

A capacidade de campo pode ser expressa em termos volumétricos (volume de água/volume total da amostra) ou gravimétricos em base seca (massa de água/massa seca de RSU) ou em base úmida (massa de água/massa total da amostra).

Devido a heterogeneidade dos materiais que compõem os RSU, a medida da capacidade de campo é dificultada em função das diferentes composições, idades, graus de degradação e densidades as quais são submetidos os resíduos.

Conforme observado por Azevedo *et al.* (2002), resíduos mais velhos vão se tornando mais mineralizados e tendem a reter menos umidade que os resíduos mais novos.

Na Tabela 3.2 são apresentados alguns valores de capacidade de campo volumétrica segundo diversos autores.

Tabela 3.2 - Capacidade de Campo em aterros de RSU para diversos autores.

Fonte: Yuen *et al.* (2001).

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

### 3.5.2 ENSAIOS DE CONDUTIVIDADE HIDRÁULICA EM RSU

A condutividade hidráulica é a razão entre o fluxo e o gradiente hidráulico na equação de Darcy, sendo definida como o fluxo volumétrico de água através do solo para um gradiente hidráulico unitário (Ferreira 2006). Em termos gerais, essa definição pode ser estendida para qualquer fluido que percole algum meio em direção a um gradiente hidráulico unitário.

De acordo com Silveira (2004), a condutividade hidráulica dos RSU é definida como a característica que quantifica a maior ou menor facilidade de um líquido fluir pelos espaços vazios existentes entre as partículas sólidas desses resíduos.

Conforme descrito em Rocha (2008), segundo a análise dos trabalhos de Beaven & Powrie (1995), conclui-se que ensaios utilizando carga constante, executados em amostras de grandes dimensões, indicam que o fluxo através de RSU saturados pode ser caracterizado pela Lei de Darcy:

$$Q = K \times i \times A \quad (1)$$

sendo  $Q$  a vazão do fluido percolante ( $m^3/s$ ),  $K$  a condutividade hidráulica ( $m/s$ ),  $i$  o gradiente hidráulico ( $m$ ) e  $A$  a área da seção transversal ao fluxo ( $m^2$ ).

Sendo a água o fluido percolante, segundo Craig (1995), a condutividade hidráulica ( $K$ ) 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:

$$K = k \times \frac{\gamma_w}{\eta} \quad (2)$$

em que  $k$  é a permeabilidade intrínseca do meio ( $m^2$ ),  $\gamma_w$  é o peso específico da água ( $g/m^2s^2$ ) e  $\eta$  representa a viscosidade do líquido ( $g/ms$ ).

Na literatura, ainda não existe uma padronização dos métodos utilizados na determinação da condutividade hidráulica em RSU. Desta forma, faz-se necessário adaptar, inovar, e aperfeiçoar ensaios, equipamentos e métodos.

Na Tabela 3.3 pode ser observada uma síntese dos resultados da condutividade hidráulica ( $K$ ) de RSU encontrados na literatura, para vários autores e diversas metodologias.

Tabela 3.3 - Condutividades hidráulicas (K) de RSU obtidas por diversos autores sob diferentes metodologias.  
 Fonte: Dados extraídos a partir dos trabalhos de Manassero *et al.* (1996), Carvalho (1999), Schueler (2005) e Rocha (2008).

<b>Referência</b>	<b>K (m/s)</b>	<b>Metodologia</b>
Fungaroli & Steiner (1979)	$2,0 \times 10^{-4}$ a $1,0 \times 10^{-5}$	Lisímetro
Landva & Clark (1980)	$4,0 \times 10^{-6}$ a $1,0 \times 10^{-7}$	Ensaio de campo
Oweis & Khera (1986)	$1,0 \times 10^{-5}$ a $2,6 \times 10^{-5}$	Laboratório
Brandi (1990)	$2,0 \times 10^{-6}$ a $7,0 \times 10^{-6}$	Ensaio de campo com carga variável
Oweis <i>et al.</i> (1990)	$1,5 \times 10^{-6}$	Ensaio de campo com carga variável
Brandl (1994)	$5,0 \times 10^{-4}$ a $1,0 \times 10^{-6}$	Laboratório
Beaven & Powrie (1995)	$1,0 \times 10^{-4}$ a $1,0 \times 10^{-5}$	Laboratório (pressão de confinamento de 0 a 600 kPa)
Blengino <i>et al.</i> (1996)	$3,0 \times 10^{-6}$ a $3,0 \times 10^{-7}$	Ensaio de campo com carga variável
Santos <i>et al.</i> (1994)	$1,0 \times 10^{-7}$	Ensaio <i>in situ</i> em furo de sondagem
Mahler & Aguiar (2001)	$1,1 \times 10^{-6}$ a $9,4 \times 10^{-7}$	Ensaio de campo (permeâmetro de Guelph)
Carvalho (2002)	$9,5 \times 10^{-6}$	Laboratório (percâmetro)
Jang <i>et al.</i> (2002)	$2,9 \times 10^{-7}$	Laboratório
Barros (2004)	$7,9 \times 10^{-6}$	Laboratório (permeâmetro)
Durmusoglu <i>et al.</i> (2006)	$1,2 \times 10^{-4}$ a $4,7 \times 10^{-6}$	Laboratório (pressão de confinamento de 123,0 e 369,0 kPa)
Calle (2007)	$1,6 \times 10^{-5}$	Laboratório (percâmetro)

Com base nos valores de K extraídos a partir da literatura (tabela acima), sob diferentes abordagens metodológicas e distintas representatividades amostrais, verificamos que a condutividade hidráulica apresentou um extenso campo de variação, com valores entre  $10^{-4}$  até  $10^{-7}$  m/s, refletindo as condições de realização de cada ensaio, a heterogeneidade e a complexidade dos RSU.

### 3.6 CARACTERÍSTICAS FÍSICO-QUÍMICAS DO MATERIAL LIXIVIADO DOS RSU

Segundo a norma brasileira 15.849 da ABNT (2010), o lixiviado é definido como o “líquido resultante da infiltração de águas pluviais no maciço de resíduos, da umidade dos resíduos e da água de constituição de resíduos orgânicos liberada durante sua decomposição no corpo do aterro sanitário”.

A degradação dos resíduos para a formação do lixiviado é resultado da combinação de processos físico-químicos, químicos e biológicos que atuam no interior do aterro (Alves & Bertollo 2012). Com base no trabalho de Pohland & Harper (1985), Brito Filho (2005) sumariza cinco fases de degradação para os resíduos dispostos em aterros, sendo elas:

Tabela 3.4 - Fases de degradação para os resíduos sólidos dispostos em aterros.

Fonte: Brito Filho (2005).

1ª FASE (FASE INICIAL)	2ª FASE (FASE DE TRANSIÇÃO)	3ª FASE (FORMAÇÃO ÁCIDA)	4ª FASE (FERMENTAÇÃO METANOGÊNICA)	5ª FASE (MATURAÇÃO FINAL)
Aterramento dos resíduos nas células e início do acúmulo de umidade;	Capacidade de retenção em água dos resíduos é ultrapassada e inicia-se a formação lixiviados;	Os ácidos graxos voláteis (AVGs) se tornam preponderantes nos lixiviados;	Produtos intermediários que apareceram na fase ácida são transformados em metano e dióxido de carbono em excesso;	Estabilização dos componentes orgânicos disponíveis os resíduos e solubilizados nos lixiviados;
Compactação inicial dos resíduos e fechamento das células do aterro;	Passagem de condições aeróbias para anaeróbias. O receptor de elétrons passa do O <sub>2</sub> para os nitratos e sulfatos;	Diminuição do pH se produz com mobilização e possível complexação de espécies metálicas;	Crescimento do pH a valores mais elevado, controlado pela capacidade tampão do sistema;	Concentrações em nutrientes inicialmente elevadas se tornam limitantes;
Deteção das primeiras mudanças dos diferentes parâmetros de degradação dos resíduos.	Concentrações de metabólitos intermediários (AGVs) surgem nos lixiviados;	Consumo de N <sub>2</sub> e fósforo (P) para o crescimento dos microrganismos;	-Potencial de oxidação-redução se encontra em valores baixos e consumo importante de nutrientes;	Produção de gases entra em queda acentuada e, em seguida, cessa;
	Tendências perceptíveis de instalação de condições redutoras no meio.	Deteção do H <sub>2</sub> e influência na natureza dos produtos intermediários formados.	Fenômenos de complexação e precipitação de metais continuam a ocorrer;	O <sub>2</sub> e espécies oxidadas reaparecem lentamente e um aumento do potencial redox é observado;
			Carga orgânica dos lixiviados decresce e a produção de gases aumenta proporcionalmente.	Matérias orgânicas resistentes a biodegradação são convertidas em moléculas como ácidos húmicos.

O lixiviado de aterros sanitários representa um fator de risco para o meio ambiente, uma vez que apresenta altas concentrações de matéria orgânica, bem como quantidades consideráveis de metais pesados (Barros 2004). Segundo o mesmo autor, o monitoramento de líquidos lixiviados torna-se uma ferramenta de grande importância para o acompanhamento do processo de estabilização de resíduos e análise dos riscos ambientais associados ao seu manejo.

## **4. MATERIAIS E MÉTODOS**

O presente item expõe o desenvolvimento metodológico para análise dos principais parâmetros relacionados com a determinação da condutividade hidráulica saturada em RSU, oriundos do aterro sanitário Delta A, utilizando permeâmetros de carga constante de grandes dimensões. Os ensaios com permeâmetros foram realizados em duas fases experimentais distintas. A primeira fase envolveu amostras de RSU destinadas ao aterro sanitário Delta A, de composição gravimétrica aleatória, enquanto que para a segunda fase as amostras de RSU foram coletadas dentro de uma célula experimental instrumentada e executada no aterro sanitário Delta A, seguindo os percentuais característicos do lixo gerado pelo município de Campinas, fundamentados através de uma extensiva campanha de caracterização gravimétrica de resíduos realizada pelos membros do grupo de estudos em geotecnia ambiental.

### **4.1 COMPOSIÇÃO GRAVIMÉTRICA DOS RSU**

#### **4.1.1 PRIMEIRA FASE EXPERIMENTAL**

No dia 01/02/2012 foram amostrados aleatoriamente cerca de 120 kg de RSU diretamente da deposição desses no aterro sanitário Delta A. O material coletado foi prontamente transportado até o Laboratório de Protótipos da Unicamp, sendo posteriormente caracterizado em termos de seus principais componentes: matéria orgânica, plástico (duro e mole), fralda, papel, *tetra-pack*, metal, vidro, alumínio, madeira e outros (engloba os materiais não abrangidos pelas categorias anteriores). Após homogeneização e quarteamento, o material coletado foi inserido e compactado nos permeâmetros até atingir um peso específico determinado para cada caso.

#### **4.1.2 SEGUNDA FASE EXPERIMENTAL**

No dia 09/10/2012 foram amostrados aleatoriamente cerca de 80 kg de RSU diretamente da deposição na célula experimental localizada dentro dos limites do aterro sanitário Delta A. O material coletado foi prontamente transportado para o laboratório e caracterizado de acordo com os percentuais característicos do lixo gerado pelo município de Campinas, tais percentuais foram obtidos ao longo de 22 ensaios que compuseram a campanha de caracterização gravimétrica citada no item 4. Com base no que foi exposto, os RSU foram separados em termos de seus principais componentes: matéria orgânica, papel, papelão, plástico duro, plástico mole, metal,

vidro, *tetra-pack*, fralda, diversos (materiais de composição mista, ou seja, pertencentes ao mesmo tempo a mais de uma categoria) madeira, tecido, perigosos, entulho e poda. As amostras também foram homogeneizadas e quarteadas, inseridas e compactadas nos permeâmetros até atingir um peso específico determinado para cada caso.

#### **4.2 CONFECÇÃO E MONTAGEM DOS PERMEÂMETROS**

Foram confeccionados dois permeâmetros que consistem em células tubulares cilíndricas de PVC, um deles com 100 cm de altura, denominado no presente estudo de permeâmetro grande (PG) e o outro com 80 cm, denominado permeâmetro pequeno (PP), ambos com diâmetro de 30 cm e espessura de parede de 1 cm, conforme descrito por Rocha (2008). Para a vedação dos permeâmetros foram usinadas, em torno mecânico, quatro placas de acrílico com dimensões de 40 cm<sup>2</sup> e espessura de 2,5 cm, que serviram como “tampas” para os tubos de PVC (Figura 4.1). O PVC e o acrílico foram escolhidos com o intuito de se evitar qualquer tipo de reação com o RSU ensaiado.

Ao longo das bordas das tampas existiam ranhuras, onde um anel do tipo *O-ring* foi inserido para facilitar o encaixe e a vedação das tampas acrílicas com o corpo de PVC dos permeâmetros. Os anéis foram vedados com silicone para garantir a estanqueidade dos permeâmetros ao longo dos experimentos. As duas tampas fecharam a peça cilíndrica por meio de seis longos varões rosqueados, fixados às mesmas por meio de porcas e arruelas. A presença dos varões rosqueados visou distribuir melhor as tensões ao longo da placa acrílica.



Figura 4.1 - Vista frontal dos permeômetros durante o processo de montagem.

No centro de cada uma das tampas, superiores e inferiores, foram colocados espigões a fim de possibilitar a entrada de água e a saída e coleta do lixiviado durante os ensaios. Adicionalmente, distribuídos ao longo dos corpos dos permeômetros, espaçados a cada 15 cm para o PG e a cada 20 cm para o PP, foram instalados cinco espigões, como pontos de prova que, conectados por meio de tubulações a um painel, possibilitaram a leitura de cargas piezométricas em diferentes pontos da amostra (Figura 4.2). Para as tubulações foram utilizadas mangueiras de silicone, visando mais uma vez, evitar qualquer tipo de reação com o RSU ensaiado.

O painel piezométrico consiste de uma tábua de madeira de aproximadamente 2,5 metros de comprimento e 0,30 metros de largura. Ao longo do comprimento da tábua, foram fixadas folhas de papel milimetrado até a altura de aproximadamente 2,40 m. Desta forma, foi traçada uma escala de 0 até 2350 mm (com início próximo à base do suporte de ferro e fim próximo à base do reservatório), com intervalos de 50 milímetros entre cada medida, de modo a apontar os níveis de lixiviado alcançados nos diferentes pontos ao longo do corpo de prova.

Um suporte de ferro foi feito sob medida, para que os permeômetros pudessem ser encaixados na parte inferior, e em sua parte superior foi colocado um reservatório de água, composto por uma bombona de 200 litros de volume, a qual mantida cheia, fornecia carga constante de água para a realização dos ensaios de condutividade hidráulica.

Na parte inferior do reservatório de água foi colocado um registro (representado no diagrama pelos círculos vermelhos com um “X”), este por sua vez, foi ligado a um “T”, e em cada uma de suas extremidades, outro registro foi adicionado.

A Figura 4.2 apresenta o diagrama ilustrativo da montagem final do aparato experimental com os permeômetros PG e PP.

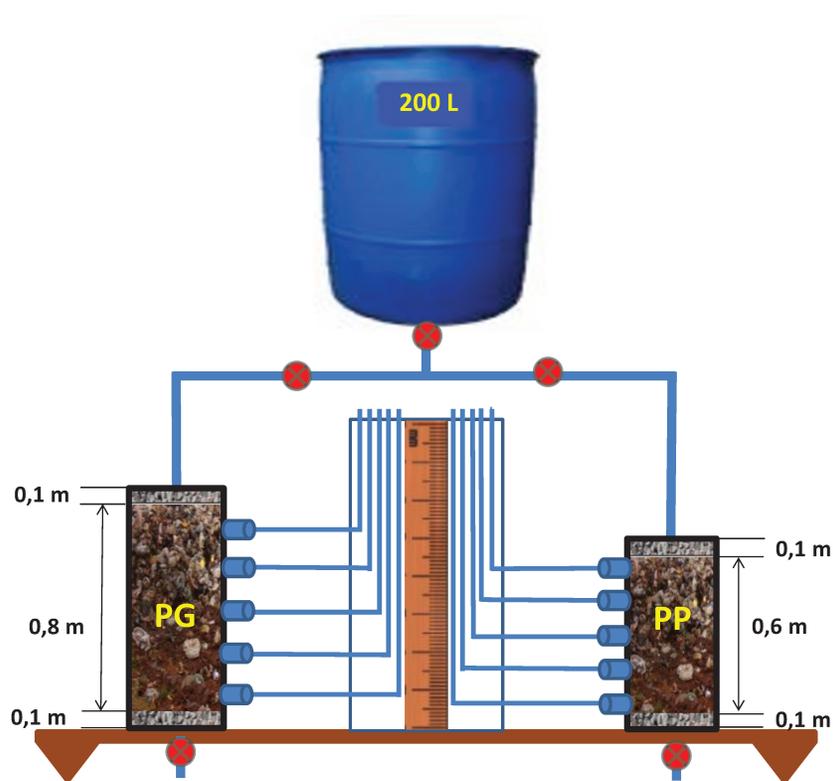


Figura 4.2 - Montagem final do ensaio com os permeômetros.

No diagrama acima, os dois registros situados na parte inferior de cada permeômetro representaram os pontos de coleta para análise dos lixiviados oriundos dos ensaios de condutividade hidráulica dos RSU.

### 4.3 PREENCHIMENTO DOS PERMEÂMETROS COM O RSU

Na base de cada permeâmetro, antes da colocação do RSU, foi colocada uma camada de brita de 10 cm de espessura (Figura 4.2), com o intuito de formação de uma camada drenante na base do corpo dos permeâmetros, o mesmo procedimento foi executado para o topo do corpo de prova.

Utilizando a equação tradicional de densidade (densidade = massa/volume) foi possível encontrar as massas necessárias dos RSU por camada, para atender os pesos específicos empregados em cada montagem experimental, uma vez que os volumes de cada permeâmetro eram conhecidos.

### 4.4 DETERMINAÇÃO DO TEOR DE UMIDADE DOS RSU

As determinações dos teores de umidade gravimétricos dos RSU oriundos do aterro sanitário Delta A, durante a segunda fase experimental, foram realizadas de acordo com a equação (3):

$$w = \frac{M_u - M_s}{M_u} \times 100 \quad (3)$$

sendo:  $w$  = teor de umidade gravimétrico,  $M_u$  = massa bruta úmida e  $M_s$  = massa bruta seca, obtida em estufa a 65°C até a obtenção de peso constante.

### 4.5 DETERMINAÇÃO DA CAPACIDADE DE CAMPO DOS RSU

As determinações da capacidade de campo dos RSU oriundos do aterro sanitário Delta A, durante a segunda fase experimental, foram realizadas de acordo com as equações (4) e (5):

$$\theta = \frac{\gamma_d \times w_\theta}{\gamma_w} \quad (4)$$

sendo:  $\Theta$  = capacidade de campo (%),  $\gamma_d$  = peso específico seco (kN/m<sup>3</sup>),  $w_\theta$  = teor de umidade gravimétrico à capacidade de campo (%) e  $\gamma_w$  = peso específico da água (kN/m<sup>3</sup>).

$$\gamma_d = \frac{\gamma_t}{1 + \frac{w_i}{100}} \quad (5)$$

sendo:  $\gamma_d$  = peso específico seco ( $\text{kN/m}^3$ ),  $\gamma_t$  = peso específico total ( $\text{kN/m}^3$ ) e  $w_i$  = teor de umidade gravimétrico inicial (%).

#### **4.6 DETERMINAÇÃO DA CONDUTIVIDADE HIDRÁULICA SATURADA DOS RSU**

As condutividades hidráulicas saturadas dos RSU, durante as fases experimentais um e dois, foram determinadas em laboratório por meio de ensaios envolvendo os permeâmetros à carga constante PG e PP.

Após a etapa de preenchimento dos permeâmetros com o RSU, foi verificado se todos os espigões estavam com suas saídas desobstruídas, caso contrário a leitura de suas cargas hidráulicas pontuais seria prejudicada.

Assim sendo, deu-se início ao processo de saturação utilizando a água do reservatório suspenso. Os permeâmetros foram saturados da base em direção ao topo de seus corpos de prova (fluxo de água ascendente), utilizando uma mangueira de silicone onde uma de suas extremidades estava conectada ao registro do reservatório e a outra extremidade conectada ao registro inferior do permeâmetro em processo de saturação. A saturação se dava por encerrada quando as leituras das cargas hidráulicas nos diferentes pontos do permeâmetro apontavam valores constantes para os cinco espigões.

Uma vez finalizado o processo de saturação do permeâmetro, pequenas modificações na montagem experimental foram realizadas para dar início ao ensaio de condutividade hidráulica saturada. Uma das extremidades de uma mangueira de silicone foi anexada ao registro do reservatório, visando fornecer uma carga hidráulica constante durante a realização do ensaio, enquanto que a outra extremidade da mangueira foi acoplada ao espigão situado no topo do corpo de prova.

O ensaio de condutividade hidráulica saturada foi iniciado com a abertura do registro inferior (Figura 4.2) do permeâmetro sob análise, sendo que um volume fixo de lixiviado foi coletado, aproximadamente 0,3 litros para os ensaios realizados durante a primeira fase experimental e cerca de 5 litros para os ensaios realizados durante a segunda fase experimental, essa diferença ocorreu pela necessidade de um maior volume de amostra para a realização de

ensaios químicos adicionais durante a segunda fase experimental. Uma vez pré-estabelecido o volume de lixiviado a ser coletado, foi computado o tempo necessário para que tal volume fosse obtido, resultando assim no cálculo da vazão instantânea para cada ensaio realizado. Coletado o volume pré-estabelecido e anotado o tempo necessário para sua coleta, prontamente verificou-se os níveis das cargas hidráulicas no painel piezométrico, obtendo assim os valores para cada um dos 5 pontos de análise ( $h_1$ ,  $h_2$ ,  $h_3$ ,  $h_4$  e  $h_5$ ) ao longo do corpo do permeâmetro analisado.

O coeficiente de condutividade hidráulica ( $K$ ) foi calculado pela Lei de Darcy, de acordo com a equação (6):

$$k = Q \times i \times A \quad (6)$$

sendo:  $Q$  = vazão do lixiviado ( $m^3/s$ ),  $K$  = coeficiente de condutividade hidráulica do RSU ( $m/s$ ),  $i$  = gradiente hidráulico ( $m$ ) =  $\Delta h/\Delta L$ , onde  $\Delta h$  = variação da carga hidráulica entre os pontos analisados,  $\Delta L$  = distância vertical entre os pontos analisados e  $A$  = área da seção transversal do permeâmetro utilizado ( $m^2$ ).

A equação (6) pode ser simplificada conforme descrito na equação (7):

$$K = \frac{\Delta V}{(\Delta t \times i \times A)} \quad (7)$$

sendo:  $\Delta V/\Delta t$  = representação da variação do volume de lixiado em um determinado intervalo de tempo.

Os coeficientes de condutividade hidráulica ( $K$ ) foram calculados para cada intervalo entre os pontos de prova, com consequente obtenção de um valor médio para cada uma das fases experimentais e permeâmetros PG e PP.

## **4.7 ANÁLISES QUÍMICAS DO LIXIVIADO**

### **4.7.1 PARÂMETROS FÍSICO-QUÍMICOS**

As análises físico-químicas das amostras dos lixiviados dos RSU relativos aos ensaios utilizando os permeômetros PG e PP, foram realizadas para pH, alcalinidade, ácidos orgânicos voláteis (AOV), potencial redox, condutividade elétrica, demanda química de oxigênio (DQO) e nitrogênio amoniacal após a coleta do lixiviado junto ao registro inferior de cada permeômetro (Figura 4.2). Imediatamente após a coleta, as amostras (de aproximadamente 1 L) eram conduzidas ao Laboratório de Saneamento da Unicamp e os ensaios para os parâmetros físico-químicos supracitados eram realizados de acordo com o Standard Methods for the Examination of Water and Waste Water (APHA 1998). O método utilizado para determinação de AOV foi o mesmo descrito por DiLallo & Albertson (1961), enquanto para a determinação da alcalinidade, o método utilizado foi o descrito por Ripley *et al.* (1986).

### **4.7.2 CÁTIOS E ÂNIOS PRINCIPAIS**

As análises dos cátions e ânions principais das amostras dos lixiviados dos RSU relativos aos ensaios utilizando os permeômetros PG e PP, foram realizadas para  $\text{Na}^+$ ,  $\text{NH}_4^+$ ,  $\text{K}^+$ ,  $\text{Mg}^{2+}$ ,  $\text{Ca}^{2+}$  e  $\text{Ac}^-$ ,  $\text{Cl}^-$ ,  $\text{NO}_2^-$ ,  $\text{PO}_4^{3-}$ ,  $\text{SO}_4^{2-}$ , respectivamente, por cromatografia iônica usando um *Dionex ICS 90* no Laboratório de Isótopos Estáveis do CENA/USP. Todas as amostras passaram por processo de filtração (filtros millipore acetato 0,45  $\mu\text{m}$ ).

### **4.7.3 METAIS DISSOLVIDOS**

Os principais metais dissolvidos presentes nas amostras dos lixiviados dos RSU relativos aos ensaios utilizando os permeômetros PG e PP, foram determinados por ICP-OES da marca *Thermo Scientific*, junto ao Instituto de Química da USP/São Carlos, sendo os metais analisados os seguintes: Fe, Cd, Cu, Ni, Co, Sr, Al, Zn, Si, Mn, Ba e Pb. Todas as amostras foram previamente digeridas com ácido nítrico e peróxido de hidrogênio até clarificação da amostra e redução do volume para 5 ml, posteriormente foram avolumadas em balão até o volume inicial de 50 ml com água Milli-Q.

#### 4.7.4 CARBONO TOTAL DISSOLVIDO E ASSINATURA ISOTÓPICA

As concentrações do carbono total dissolvido, bem como as assinaturas isotópicas do  $\delta^{13}\text{C}$  das amostras dos lixiviados dos RSU relativos aos ensaios utilizando os permeâmetros PG e PP, foram determinadas por cromatografia gasosa acoplada ao espectrômetro de massas ANCA-SL da PDZ Europa Scientific, no laboratório de Isótopos Estáveis do CENA/USP. Todas as amostras passaram por filtros de fibra de vidro (0,3-0,6  $\mu\text{m}$ ) e 50  $\mu\text{L}$  das amostras foram colocadas em cápsulas de estanho e analisadas diretamente. Todas as análises foram realizadas em triplicata e expressas em termos de  $\delta$  (‰), de acordo com a equação 8, em função do padrão internacional PDB (*Cretaceous carbonate fossil Bellemnitella americana from Peedee Formation in South Carolina, USA*):

$$\delta \text{ (‰)} = [(R_s/R_a) - 1] \cdot 1000 \quad (8)$$

onde  $R_s$  e  $R_a$  representam a razão isotópica  $^{13}\text{C}/^{12}\text{C}$  do padrão e amostra respectivamente.



## 5. RESULTADOS E DISCUSSÃO

### 5.1 COMPOSIÇÃO GRAVIMÉTRICA PARA CARACTERIZAÇÃO DAS AMOSTRAS DE RSU

Conforme descrito no item 4.1.1 foi realizada a composição gravimétrica para a caracterização das amostras de RSU para a primeira fase experimental. As Tabelas 5.1 e 5.2, respectivamente, apresentam os resultados dessa primeira classificação utilizados nos experimentos com os permeômetros PG e PP.

Tabela 5.1 - Composição gravimétrica dos RSU para caracterização das amostras utilizadas na primeira fase experimental, com o permeômetro PG.

<b>Composição Gravimétrica PG</b>		
<b>Categorias</b>	<b>(Massa) (kg)</b>	<b>(Massa) (%)</b>
Matéria Orgânica	16,48	46,00
Plástico (Duro e Mole)	5,54	15,50
Fralda	5,09	14,20
Papel	4,71	13,20
<i>Tetra-Pack</i>	0,62	1,70
Metal	0,45	1,30
Vidro	0,40	1,20
Alumínio	0,05	0,10
Madeira	0,03	0,10
Outros	2,40	6,70
<b>Total</b>	<b>35,80</b>	<b>100,00</b>

Tabela 5.2 - Composição gravimétrica dos RSU para caracterização das amostras utilizadas na primeira fase experimental, com o permeâmetro PP.

<b>Composição Gravimétrica PP</b>		
<b>Categorias</b>	<b>(Massa) (kg)</b>	<b>(Massa) (%)</b>
Matéria Orgânica	14,19	46,0
Plástico (Duro e Mole)	4,77	15,5
Fralda	4,38	14,2
Papel	4,05	13,2
<i>Tetra-Pack</i>	0,53	1,7
Metal	0,39	1,3
Vidro	0,38	1,2
Alumínio	0,04	0,1
Madeira	0,03	0,1
Outros	2,07	6,7
<b>Total</b>	<b>30,82</b>	<b>100,00</b>

Pode ser destacado que a variável massa (%) dentro da composição gravimétrica dos permeâmetros PG e PP, correspondeu à classificação dos RSU aleatórios obtido no aterro sanitário Delta A, e dessa forma as quantidades dos diferentes materiais puderam ser calculadas para um massa total bruta de 35,80 e 30,82 kg, respectivamente.

A categoria com maior percentual na amostra aleatória de RSU foi a matéria orgânica (MO) com 46.0%, estando esse valor próximo aos encontrados por outros pesquisadores brasileiros: Mancini *et al* (2007) encontraram 54,0% de MO para o resíduo da cidade de Indaiatuba-SP e Maciel & Jucá (2011) obtiveram 48,1% de MO no resíduo da cidade de Recife-PE. Segundo Calle (2007), os RSU brasileiros apresentam-se com taxa da ordem de 50 a 60% de matéria orgânica, típicas de países em desenvolvimento.

Da mesma forma, como descrito no item 4.1.2, as amostras de RSU também foram caracterizadas para a realização da segunda fase experimental, conforme observado nas Tabelas 5.3 e 5.4.

Tabela 5.3 - Composição gravimétrica dos RSU para caracterização das amostras utilizadas na segunda fase experimental, com o permeâmetro PG.

<b>Composição Gravimétrica PG</b>		
<b>Categorias</b>	<b>(Massa) (kg)</b>	<b>(Massa) (%)</b>
Matéria Orgânica	12,1	42,8
Papel	2,7	9,4
Papelão	1,0	3,5
Plástico Duro	1,0	3,6
Plástico Mole	2,6	9,3
Metal	0,4	1,3
Vidro	0,5	1,9
<i>Tetra-Pack</i>	0,4	1,3
Fralda	1,5	5,3
Diversos	1,7	6,1
Madeira	0,2	0,9
Tecido	1,1	3,8
Perigosos	1,3	4,6
Entulho	0,5	1,9
Poda	1,3	4,5
<b>Total</b>	<b>28,3</b>	<b>99,9</b>

Tabela 5.4 - Composição gravimétrica dos RSU para caracterização das amostras utilizadas na segunda fase experimental, com o permeâmetro PP.

<b>Composição Gravimétrica PP</b>		
<b>Categorias</b>	<b>(Massa) (kg)</b>	<b>(Massa) (%)</b>
Matéria Orgânica	13,4	42,8
Papel	2,9	9,4
Papelão	1,1	3,5
Plástico Duro	1,1	3,6
Plástico Mole	2,9	9,3
Metal	0,4	1,3
Vidro	0,6	1,9
Tetra Pack	0,4	1,3
Fralda	1,6	5,3
Diversos	1,9	6,1
Madeira	0,3	0,9
Tecidos	1,2	3,8
Perigosos	1,4	4,6
Entulho	0,6	1,9
Poda	1,4	4,5
<b>Total</b>	<b>31,3</b>	<b>100,0</b>

Os resultados observados são referentes aos RSU característicos da célula experimental que representa o lixo do município de Campinas, podendo dessa forma, em função das porcentagens dos diferentes materiais, serem calculados os respectivos pesos a partir dos totais brutos de 28,3 e 31,3 kg, respectivamente. Pode ser destacado, nessa composição gravimétrica, a presença da categoria “perigosos” (4,6%), a mesma não observada na caracterização com amostras aleatórias, o que justifica a importância da extensiva campanha de caracterização detalhada como a realizada na segunda fase experimental, referente ao lixo do município de Campinas. O mesmo pode ser verificado para as categorias “poda”, “entulho”, “tecidos”, presentes somente na segunda etapa experimental, ou seja, suas inclusões são fruto da caracterização de detalhe.

## 5.2 DETERMINAÇÃO DO TEOR DE UMIDADE DOS RSU

Conforme descrito no item 4.4, os teores de umidade gravimétricos do RSU referentes aos ensaios realizados durante a segunda fase experimental para a montagem do permeâmetro PG podem ser observados na Tabela 5.5.

Tabela 5.5 - Ensaio do teor de umidade (w) para o permeâmetro PG.

<b>Amostra</b>	<b>1</b>	<b>2</b>	<b>3</b>	<b>4</b>	<b>5</b>	<b>6</b>	<b>7</b>	<b>8</b>
<b>Massa úmida (g)</b>	616,67	658,43	309,87	677,02	865,6	498,17	343,2	219,94
<b>Massa seca (g)</b>	217,16	223,00	156,15	241,66	329,15	206,66	159,56	124,95
<b>w (%)</b>	64,8	66,1	49,6	64,3	62,0	58,5	53,5	43,2
<b>w<sub>médio</sub> (%)</b>	57,8							

Na Tabela 5.6 são apresentados os valores dos teores de umidade gravimétricos referentes aos ensaios realizados durante a segunda fase experimental para a montagem com o permeâmetro PP.

Tabela 5.6 - Ensaio do teor de umidade (w) para o permeâmetro PP.

<b>Amostra</b>	<b>1</b>	<b>2</b>	<b>3</b>	<b>4</b>
<b>Massa úmida (g)</b>	237,6	254,3	419,9	190,2
<b>Massa seca (g)</b>	132,3	158,0	194,2	139,9
<b>w (%)</b>	44,3	37,9	53,8	26,4
<b>w<sub>médio</sub> (%)</b>	40,6			

O teor de umidade gravimétrico está relacionado principalmente com a água de constituição do RSU, com a decomposição da matéria orgânica, bem como com os aportes atmosféricos, sendo assim, é de se esperar uma grande variação de umidade entre os diferentes constituintes gravimétricos do RSU, principalmente os ligados com a matéria orgânica. Os valores médios obtidos para a umidade gravimétrica do RSU referente ao permeâmetro PG, de 57,8% e os valores médios obtidos para o permeâmetro PP de 40,6%, se mostraram de acordo com os obtidos na literatura, conforme os trabalhos de Jucá *et al.* (1997) e Carvalho (1999).

### 5.3 DETERMINAÇÃO DA CAPACIDADE DE CAMPO DOS RSU

A determinação da capacidade de campo dos RSU oriundos do aterro sanitário Delta A, durante a segunda fase experimental para o permeâmetro PP foi realizada de acordo com o descrito no item 4.5, após o término dos ensaios de condutividade hidráulica (K). O resultado obtido foi de 36%, correspondendo ao peso específico total de 7,2 kN/m<sup>3</sup>. Esse resultado se mostrou similar aos obtidos Rocha (2008), de 15 a 40% para RSU novos, em experimentos correlatos.

### 5.4 DETERMINAÇÃO DA CONDUTIVIDADE HIDRÁULICA SATURADA DOS RSU

Os resultados das condutividades hidráulicas saturadas dos RSU oriundos do aterro sanitário Delta A, obtidos durante as fases experimentais um e dois, envolvendo os permeâmetros à carga constante PG e PP, podem ser observados nas Tabelas 5.7, 5.8, 5.9 e 5.10.

Tabela 5.7 – Parâmetros determinados para os cálculos das condutividades hidráulicas saturadas dos RSU para a primeira fase experimental com permeâmetro PG.

<b>Condutividade Hidráulica Saturada (<math>K_{sat}</math>) - Primeira Fase - Permeâmetro Grande (PG)</b>								
<b>Ensaio</b>	<b>Data</b>	<b>T<sub>op</sub> (dias)</b>	<b>V<sub>a</sub> (m<sup>3</sup>)</b>	<b>T<sub>a</sub> (s)</b>	<b>Q (m<sup>3</sup>/s)</b>	<b>A (m<sup>2</sup>)</b>	<b>ΔL (m)</b>	<b>K<sub>sat</sub>med. (m/s)</b>
1	13/2/2012	13	0,0003	258	1,2E-06	0,07	0,2	2,3E-05
2	14/2/2012	14	0,0003	112	2,7E-06	0,07	0,2	4,8E-05
3	23/2/2012	23	0,0003	197	1,5E-06	0,07	0,2	5,8E-05
4	28/2/2012	28	0,0003	240	1,3E-06	0,07	0,2	8,0E-05
5	1/3/2012	30	0,0003	264	1,1E-06	0,07	0,2	3,9E-05
6	6/3/2012	35	0,0003	204	1,5E-06	0,07	0,2	4,0E-05
7	8/3/2012	37	0,0003	300	1,0E-06	0,07	0,2	3,7E-05
8	13/3/2012	42	0,0003	200	1,5E-06	0,07	0,2	2,2E-05
9	15/3/2012	44	0,0003	201	1,5E-06	0,07	0,2	2,3E-05
10	20/3/2012	49	0,0003	147	2,0E-06	0,07	0,2	2,9E-05
11	26/3/2012	55	0,0003	115	2,6E-06	0,07	0,2	5,5E-05
12	29/3/2012	58	0,0003	92	3,3E-06	0,07	0,2	4,7E-05
13	3/4/2012	63	0,0003	39	7,7E-06	0,07	0,2	4,4E-05
14	10/4/2012	70	0,0003	36	8,3E-06	0,07	0,2	1,3E-04
15	17/4/2012	77	0,0003	64	4,7E-06	0,07	0,2	1,3E-04
16	24/4/2012	84	0,0003	130	2,3E-06	0,07	0,2	3,0E-05
17	8/5/2012	98	0,0003	330	9,1E-07	0,07	0,2	1,3E-04
<b>Peso específico total = 6,2 kN/m<sup>3</sup></b>							<b>Média</b>	<b>5,7E-05 ± 2,4E-08</b>

T<sub>op</sub> = Tempo de Operação; V<sub>a</sub> = Volume Amostrado; T<sub>a</sub> = Tempo de Amostragem; A = Área da seção transversal do permeâmetro PG; ΔL = distância fixa entre os pontos de prova.

Tabela 5.8 - Parâmetros determinados para os cálculos das condutividades hidráulicas saturadas dos RSU para a primeira fase experimental com permeâmetro PP.

<b>Condutividade Hidráulica Saturada (<math>K_{sat}</math>) - Primeira Fase - Permeâmetro Pequeno (PP)</b>								
<b>Ensaio</b>	<b>Data</b>	<b>T<sub>op</sub></b> <b>(dias)</b>	<b>V<sub>a</sub></b> <b>(m<sup>3</sup>)</b>	<b>T<sub>a</sub></b> <b>(s)</b>	<b>Q</b> <b>(m<sup>3</sup>/s)</b>	<b>A</b> <b>(m<sup>2</sup>)</b>	<b>ΔL</b> <b>(m)</b>	<b>K<sub>sat</sub>med.</b> <b>(m/s)</b>
1	13/2/2012	13	0,0003	254	1,2E-06	0,07	0,15	9,8E-06
2	14/2/2012	14	0,0003	103	2,9E-06	0,07	0,15	1,1E-05
3	23/2/2012	23	0,0003	89	3,4E-06	0,07	0,15	1,7E-05
4	28/2/2012	28	0,0003	108	2,8E-06	0,07	0,15	9,0E-05
5	1/3/2012	30	0,0003	179	1,7E-06	0,07	0,15	2,7E-05
6	6/3/2012	35	0,0003	165	1,8E-06	0,07	0,15	2,7E-05
7	8/3/2012	37	0,0003	194	1,5E-06	0,07	0,15	1,6E-05
8	13/3/2012	42	0,0003	189	1,6E-06	0,07	0,15	2,2E-05
9	15/3/2012	44	0,0003	158	1,9E-06	0,07	0,15	3,4E-05
10	20/3/2012	49	0,0003	108	2,8E-06	0,07	0,15	7,5E-06
11	26/3/2012	55	0,0003	143	2,1E-06	0,07	0,15	3,2E-05
12	29/3/2012	58	0,0003	96	3,1E-06	0,07	0,15	4,0E-05
13	3/4/2012	63	0,0003	86	3,5E-06	0,07	0,15	5,2E-05
14	10/4/2012	70	0,0003	167	1,8E-06	0,07	0,15	2,5E-05
15	17/4/2012	77	0,0003	121	2,5E-06	0,07	0,15	1,7E-05
16	24/4/2012	84	0,0003	63	4,8E-06	0,07	0,15	4,2E-05
17	8/5/2012	98	0,0003	159	1,9E-06	0,07	0,15	1,5E-05
<b>Peso específico total = 7,1 kN/m<sup>3</sup></b>							<b>Média</b>	<b>2,8E-05 ± 6,5E-09</b>

T<sub>op</sub> = Tempo de Operação; V<sub>a</sub> = Volume Amostrado; T<sub>a</sub> = Tempo de Amostragem; A = Área da seção transversal do permeâmetro PP; ΔL = distância fixa entre os pontos de prova.

Tabela 5.9 - Parâmetros determinados para os cálculos das condutividades hidráulicas saturadas dos RSU para a segunda fase experimental com permeâmetro PG.

<b>Condutividade Hidráulica Saturada (<math>K_{sat}</math>) - Segunda Fase - Permeâmetro Grande (PG)</b>									
<b>Ensaio</b>	<b>Data</b>	<b>T<sub>op</sub> (dias)</b>	<b>V<sub>a</sub> (m<sup>3</sup>)</b>	<b>T<sub>a</sub> (s)</b>	<b>Q (m<sup>3</sup>/s)</b>	<b>A (m<sup>2</sup>)</b>	<b>ΔL (m)</b>	<b>K<sub>sat</sub> médio (m/s)</b>	<b>Desvio Padrão (m/s)</b>
1	29/1/2013	5	0,005	117	4,3E-05	0,07	0,2	1,9E-02	2,8E-04
2	31/1/2013	7	0,005	93	5,4E-05	0,07	0,2	1,8E-02	6,6E-04
3	7/2/2013	14	0,005	87	5,7E-05	0,07	0,2	2,6E-02	5,5E-04
4	14/2/2013	21	0,005	118	4,2E-05	0,07	0,2	1,9E-02	3,0E-04
5	21/2/2013	28	0,005	112	4,5E-05	0,07	0,2	2,2E-02	1,2E-04
6	26/2/2013	33	0,005	101	5,0E-05	0,07	0,2	2,8E-02	0,0E+00
7	5/3/2013	40	0,005	107	4,7E-05	0,07	0,2	1,8E-02	3,1E-04
8	12/3/2013	47	0,005	91	5,5E-05	0,07	0,2	1,7E-02	3,2E-04
9	19/3/2013	54	0,005	157	3,2E-05	0,07	0,2	1,5E-02	1,1E-04
10	26/3/2013	61	0,005	118	4,2E-05	0,07	0,2	8,5E-03	6,5E-05
11	2/4/2013	68	0,005	111	4,5E-05	0,07	0,2	1,3E-02	2,2E-04
12	9/4/2013	75	0,005	186	2,7E-05	0,07	0,2	9,3E-03	1,5E-04
13	16/4/2013	82	0,005	181	2,8E-05	0,07	0,2	9,1E-03	6,1E-05
14	23/4/2013	89	0,005	128	3,9E-05	0,07	0,2	5,6E-03	6,0E-05
<b>Peso específico total = 4,9 kN/m<sup>3</sup></b>						<b>Média</b>		<b>1,6E-02</b>	<b>2,3E-04</b>

T<sub>op</sub> = Tempo de Operação; V<sub>a</sub> = Volume Amostrado; T<sub>a</sub> = Tempo de Amostragem; A = Área da seção transversal do permeâmetro PG; ΔL = distância fixa entre os pontos de prova.

Tabela 5.10 - Parâmetros determinados para os cálculos das condutividades hidráulicas saturadas dos RSU para a segunda fase experimental com permeâmetro PP.

<b>Condutividade Hidráulica Saturada (<math>K_{sat}</math>) - Segunda Fase - Permeâmetro Pequeno (PP)</b>									
<b>Ensaio</b>	<b>Data</b>	<b><math>T_{op}</math> (dias)</b>	<b><math>V_a</math> (<math>m^3</math>)</b>	<b><math>T_a</math> (s)</b>	<b><math>Q</math> (<math>m^3/s</math>)</b>	<b><math>A</math> (<math>m^2</math>)</b>	<b><math>\Delta L</math> (m)</b>	<b><math>K_{sat}</math> médio (m/s)</b>	<b>Desvio Padrão (m/s)</b>
1	18/10/2012	9	0,005	1704	2,9E-06	0,07	0,15	3,1E-04	3,1E-07
2	25/10/2012	16	0,005	1508	3,3E-06	0,07	0,15	3,6E-04	7,9E-07
3	1/11/2012	23	0,005	1611	3,1E-06	0,07	0,15	1,8E-03	2,3E-05
4	8/11/2012	30	0,005	1110	4,5E-06	0,07	0,15	9,8E-04	7,9E-06
5	14/11/2012	36	0,005	1260	4,0E-06	0,07	0,15	1,3E-03	1,5E-05
6	22/11/2012	44	0,005	1221	4,1E-06	0,07	0,15	9,7E-04	5,2E-06
7	29/11/2012	51	0,005	1304	3,8E-06	0,07	0,15	9,8E-04	9,3E-06
8	6/12/2012	58	0,005	1054	4,7E-06	0,07	0,15	6,8E-04	2,8E-06
9	13/12/2012	65	0,005	1072	4,7E-06	0,07	0,15	1,2E-03	1,2E-05
10	20/12/2012	72	0,005	1117	4,5E-06	0,07	0,15	7,3E-03	5,8E-04
11	10/1/2013	93	0,005	601	8,3E-06	0,07	0,15	2,0E-02	4,6E-03
12	17/1/2013	100	0,005	1034	4,8E-06	0,07	0,15	2,3E-03	3,3E-05
13	24/1/2013	107	0,005	892	5,6E-06	0,07	0,15	6,3E-04	6,1E-07
14	31/1/2013	114	0,005	606	8,3E-06	0,07	0,15	1,0E-03	2,1E-06
15	7/2/2013	121	0,005	686	7,3E-06	0,07	0,15	5,2E-04	1,5E-06
16	14/2/2013	128	0,005	675	7,4E-06	0,07	0,15	1,2E-03	5,2E-06
17	21/2/2013	135	0,005	462	1,1E-05	0,07	0,15	7,7E-04	3,1E-06
18	26/2/2013	140	0,005	519	9,6E-06	0,07	0,15	1,3E-03	1,0E-05
19	5/3/2013	147	0,005	668	7,5E-06	0,07	0,15	5,4E-04	1,5E-06
20	12/3/2013	154	0,005	518	9,7E-06	0,07	0,15	4,6E-04	4,7E-07
21	19/3/2013	161	0,005	580	8,6E-06	0,07	0,15	5,7E-04	5,7E-08
22	26/3/2013	168	0,005	616	8,1E-06	0,07	0,15	8,5E-03	6,6E-04
23	2/4/2013	175	0,005	672	7,4E-06	0,07	0,15	4,3E-03	1,7E-04
24	9/4/2013	182	0,005	714	7,0E-06	0,07	0,15	1,7E-02	3,2E-03
25	16/4/2013	189	0,005	646	7,7E-06	0,07	0,15	1,8E-02	4,0E-03
26	23/4/2013	196	0,005	804	6,2E-06	0,07	0,15	1,5E-02	2,6E-03
<b>Peso específico total = 7,2 kN/m<sup>3</sup></b>							<b>Média</b>	<b>4,2E-03</b>	<b>6,1E-04</b>

$T_{op}$  = Tempo de Operação;  $V_a$  = Volume Amostrado;  $T_a$  = Tempo de Amostragem;  $A$  = Área da seção transversal do permeâmetro PP;  $\Delta L$  = distância fixa entre os pontos de prova.

Conforme observado na Tabela 5.7, nessa primeira fase experimental foram realizados 17 ensaios para a determinação da condutividade hidráulica saturada dos RSU, obtidos a partir de amostragens aleatórias do aterro sanitário Delta A, localizado no município de Campinas-SP. A condutividade hidráulica saturada média para os ensaios realizados foi de  $5,7E-05 \pm 2,4E-08$  m/s,

com um valor máximo de  $1,3E-04$  m/s e mínimo de  $8,0E-05$  m/s, considerando um peso específico total constante de  $6,2$  kN/m<sup>3</sup>, o qual representa a compactação submetida aos RSU no permeâmetro PG, enquanto que, para o permeâmetro PP (Tabela 5.8), o resultado obtido para a condutividade hidráulica saturada média foi de  $2,8E-05 \pm 6,5E-09$  m/s, com um valor máximo de  $1,1E-05$  m/s e mínimo de  $9,8E-06$  m/s, para um peso específico total constante de  $7,1$  kN/m<sup>3</sup>.

Comparando os valores obtidos das condutividades hidráulicas saturadas com os diferentes pesos específicos totais dos RSU em cada permeâmetro, foi possível verificar o relacionamento inverso entre condutividade hidráulica e peso específico total, conforme já observado na literatura (Rocha 2008 e Chen & Chynoweth 1995).

A Figura 5.1 ilustra a variabilidade da condutividade hidráulica saturada em função do tempo de operação para a primeira fase experimental considerando os diferentes pesos específicos totais dos RSU em cada permeâmetro. As condutividades hidráulicas saturadas obtidas para o permeâmetro PG, em função do tempo, foram quase sempre superiores às obtidas para o permeâmetro PP, ao longo dos ensaios realizados, confirmando a influência inversa dos pesos específicos totais nas condutividades hidráulicas dos RSU, embora tais valores se mostraram da mesma ordem de grandeza.

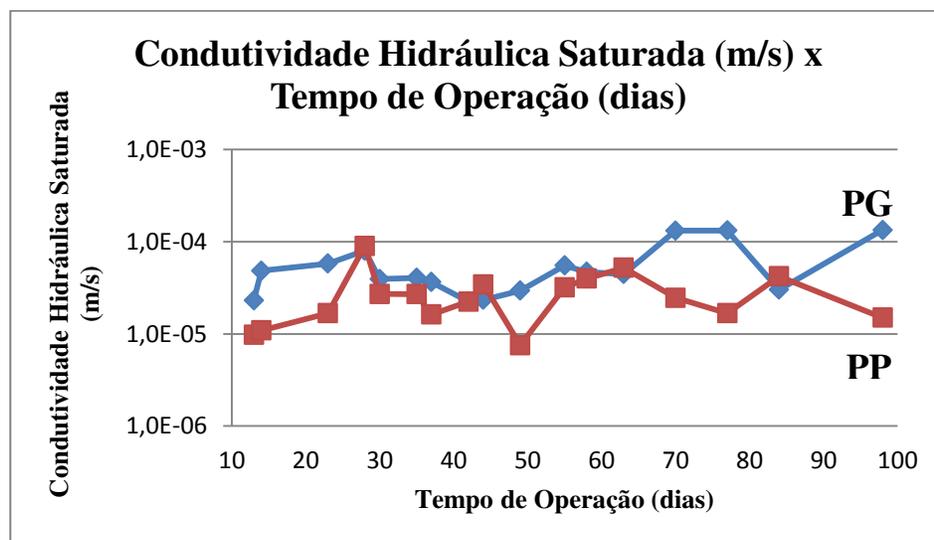


Figura 5.1 - Variabilidade da condutividade hidráulica saturada em função do tempo de operação para a primeira fase experimental, permeâmetros PG e PP.

Na segunda fase experimental foram realizados quatorze ensaios relativos ao permeâmetro PG e vinte e seis ensaios para o permeâmetro PP, visando as determinações das condutividades hidráulicas saturadas dos RSU, obtidas a partir de amostragens dentro da célula experimental localizada nos limites do aterro sanitário Delta A, no município de Campinas-SP. A condutividade hidráulica saturada média para os ensaios realizados com o permeâmetro PG (Tabela 5.9) foi calculada como sendo de  $1,6E-02 \pm 2,3E-04$  m/s, com um valor máximo de  $2,8E-02$  m/s e mínimo de  $5,6E-03$  m/s, considerando um peso específico total constante de  $4,9 \text{ kN/m}^3$ , o qual representa a compactação submetida aos RSU no permeâmetro PG, enquanto que para o permeâmetro PP (Tabela 5.10) o resultado obtido para a condutividade hidráulica saturada média foi de  $4,2E-03 \pm 6,1E-04$  m/s, com um valor máximo de  $2,0E-02$  m/s e mínimo de  $3,1E-04$  m/s, para um peso específico total constante de  $7,2 \text{ kN/m}^3$ .

A Figura 5.2 ilustra a variabilidade da condutividade hidráulica saturada em função do tempo de operação, para a segunda fase experimental, considerando os respectivos pesos específicos totais dos RSU em cada permeâmetro. Os valores de condutividade hidráulica saturada, para o permeâmetro PG, mostraram uma tendência de diminuição ao longo do tempo de operação, enquanto que o permeâmetro PP apresentou uma distribuição relativamente homogênea, exceto para os ensaios realizados aos 72, 93, 182, 189 e 196 dias de operação, com valores superiores a  $1,0E-02$  m/s. Tais ocorrências evidenciaram a possibilidade da formação de caminhos preferenciais do lixiviado ao longo do permeâmetro, criando prováveis bolsões gasosos momentâneos criando condições para o aparecimento de zonas particulares de baixo peso específico total (baixa compactação), justificando os aumentos observados das condutividades hidráulicas saturadas, nesses casos. Isso reforça a necessidade de realização de vários ensaios para determinação da condutividade hidráulica saturada ao longo do tempo de operação dos permeâmetros, afim de que seja obtida uma melhor representatividade da quantificação desse importante parâmetro.

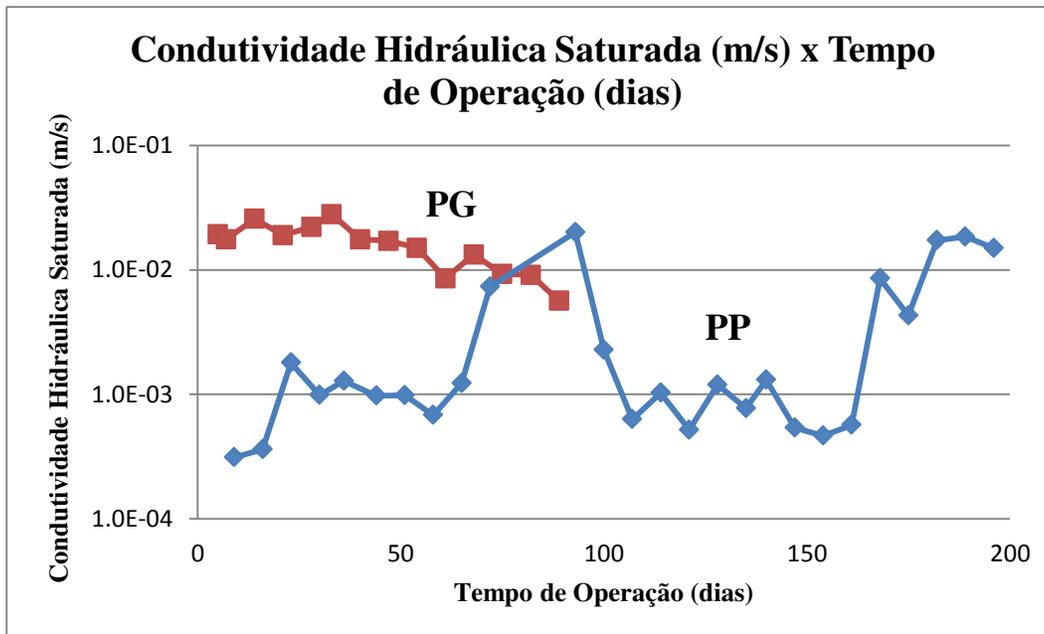


Figura 5.2 - Variabilidade da condutividade hidráulica saturada em função do tempo de operação para a segunda fase experimental, permeâmetros PG e PP.

De uma maneira geral, as condutividades hidráulicas saturadas obtidas para o permeômetro PG foram superiores às obtidas para o permeômetro PP, em função, principalmente, dos diferentes pesos específicos totais entre os dois permeâmetros ( $4,9 \text{ kN/m}^3$  para PG e  $7,2 \text{ kN/m}^3$  para PP).

Os resultados obtidos no presente trabalho, para os valores de condutividade hidráulica saturada dos RSU em ensaios com permeâmetros de grandes dimensões, se mostraram de uma maneira geral, bastante similares com os observados na literatura. Dentro das mesmas condições de compactação ( $7,0 \text{ kN/m}^3$ ) o resultado de condutividade hidráulica saturada, observado por Rocha (2008) para o RSU em aterro controlado em Minas Gerais, foi de  $3,34\text{E-}05 \text{ m/s}$ , muito similar ao resultados obtidos durante a primeira fase experimental do presente estudo, com valores de  $5,7\text{E-}05$  e  $2,8\text{E-}05 \text{ m/s}$ , respectivamente para os permeâmetros PG e PP. Essas similaridades também são confirmadas pelos resultados obtidos por Owies & Khera (1986), com condutividades hidráulicas saturadas variando de  $1,5\text{E-}04$  a  $7,1\text{E-}06 \text{ m/s}$ , respectivamente para compactações de  $5,6$  a  $11,2 \text{ kN/m}^3$ .

As condutividades hidráulicas saturadas, referentes à segunda fase experimental, apresentaram resultados de  $1,6\text{E-}02$  para o permeômetro PG e  $4,2\text{E-}03$  para o permeômetro PP, com os respectivos peso específicos totais ou compactações de  $4,9$  e  $7,2 \text{ kN/m}^3$ . Os resultados

obtidos para os permeâmetros PG e PP se mostraram superiores aos obtidos na literatura, embora tais comparações possam ser um tanto subjetivas, principalmente em função das representatividades amostrais, disposição e características das diferentes composições gravimétricas dos RSU. Conforme pode ser observado ainda, Rocha (2008) reporta uma compilação de valores de condutividade hidráulica em RSU apresentados por diversos autores, variando de 1,5E-02 m/s a 2,9E-07.

A Figura 5.3 apresenta uma coletânea dos principais resultados das condutividades hidráulicas, em função dos pesos específicos, em experimentos com RSU de acordo com diferentes ensaios metodológicos, presentes na literatura.

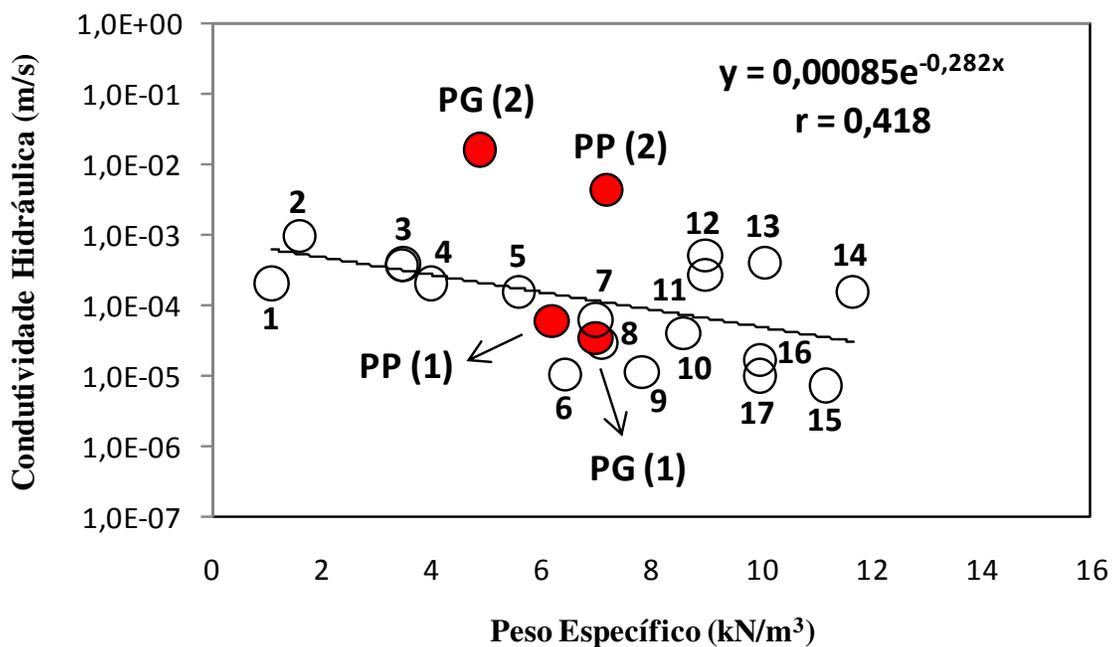


Figura 5.3 - Coeficientes de condutividade hidráulica em função do peso específico obtidos na literatura para experimentos com RSU, sob diferentes condições metodológicas, em comparação com os resultados obtidos no presente estudo: 1 e 4 - Fungaroli & Steiner (1979); 2 - Chen & Chynoweth (1995); 3, 7, 8, 16 e 17 - Rocha (2008); 5, 6, 9, 14 e 15 - Owies & Khera (1986); 10, 11 e 12 - Manassero *et al.* (1996); 13 - Landva & Clark (1990); PG (1), PP (1), PG (2) e PP (2) - resultados da primeiras e segundas fases experimentais do presente estudo.

Pode ser observado que os resultados médios obtidos para as condutividades hidráulicas saturadas para os RSU advindos do aterro sanitário Delta A (Campinas-SP), com a utilização de permeâmetros de grandes dimensões PG e PP, tanto na primeira quanto na segunda fase experimental, se mostraram dentro do campo de variabilidade verificado na literatura, mesmo

considerando as diferentes condições dos ensaios realizados. Fica visível uma tendência de diminuição da condutividade hidráulica em função do aumento do peso específico dos RSU, mesmo que a significância da correlação exponencial empregada seja considerada moderada.

## 5.5 ANÁLISES QUÍMICAS DO LIXIVIADO

### 5.5.1 PARÂMETROS FÍSICO-QUÍMICOS

Em conformidade com o descrito no item 4.7.1, as análises físico-químicas das amostras dos lixiviados dos RSU durante os ensaios com os permeômetros PG e PP, para pH, potencial redox (P. Redox), condutividade elétrica (C.E.), alcalinidade total (Alc. Tot.), ácidos orgânicos voláteis (AOV), nitrogênio amoniacal (N-NH<sub>3</sub>) e demanda química de oxigênio (DQO), foram realizadas para a primeira e segunda fases experimentais em função de seus respectivos tempos de operação.

As Tabelas 5.11 e 5.12 apresentam os resultados das análises físico-químicas do lixiviado para a primeira fase experimental utilizando os permeômetros PG e PP, respectivamente. Durante essa primeira fase experimental foram realizados oito ensaios para cada permeômetro, com tempos de operação de 27 a 83 dias para ambos.

Tabela 5.11 - Resultados das análises físico-químicas do lixiviado dos RSU para a primeira fase experimental com o permeômetro PG.

<b>Ensaio Físico-Químico do Lixiviado - Primeira Fase - Permeômetro Grande (PG)</b>									
<b>Ensaio</b>	<b>Data</b>	<b>T<sub>op</sub></b>	<b>pH</b>	<b>P. Redox</b>	<b>C. E.</b>	<b>Alc. Tot.</b>	<b>AOV</b>	<b>N-NH<sub>3</sub></b>	<b>DQO</b>
		(dias)		(mV)	(mS/cm)	(mg CaCO <sub>3</sub> /L)	(mg HAc/L)	(mg/L)	(mg O <sub>2</sub> /L)
1	28/02/2012	27	5,1	-82,9	8,2	3742,5	9271,4	*	26802,0
2	06/03/2012	34	5,2	-82,0	6,7	4491,0	9740,9	605,0	28043,0
3	13/03/2012	41	5,1	-83,3	6,4	3243,5	7628,4	534,7	27795,0
4	20/03/2012	48	5,2	-117,8	4,0	2894,2	8215,2	450,2	21590,0
5	26/03/2012	54	5,2	-143,5	2,8	2644,7	5516,0	1069,3	20598,0
6	03/04/2012	62	5,2	-152,8	2,0	2095,8	3872,9	281,4	14145,0
7	17/04/2012	76	5,4	-146,9	1,7	1447,1	3520,8	985,0	13401,0
8	24/04/2012	83	5,2	-126,6	1,4	1796,4	2699,3	215,0	92070,0

\* O ensaio não foi realizado, T<sub>op</sub> = Tempo de Operação.

Tabela 5.12 - Resultados das análises físico-químicas do lixiviado dos RSU para a primeira fase experimental com o permeâmetro PP.

<b>Ensaio Físico-Químico do Lixiviado - Primeira Fase - Permeâmetro Pequeno (PP)</b>									
<b>Ensaio</b>	<b>Data</b>	<b>T<sub>op</sub></b>	<b>pH</b>	<b>P. Redox</b>	<b>C. E.</b>	<b>Alc. Tot.</b>	<b>AOV</b>	<b>N-NH<sub>3</sub></b>	<b>DQO</b>
		(dias)		(mV)	(mS/cm)	(mg CaCO <sub>3</sub> /L)	(mg HAc/L)	(mg/L)	(mg O <sub>2</sub> /L)
1	28/02/2012	27	5,5	-156,6	9,4	5389,2	9975,6	*	30276,0
2	06/03/2012	34	5,6	-145,0	7,9	6337,3	11266,6	1055,3	31517,0
3	13/03/2012	41	5,5	-138,9	9,6	6038,0	11384,0	492,4	28291,0
4	20/03/2012	48	5,6	-174,0	6,3	5788,4	10562,4	1111,5	37721,0
5	26/03/2012	54	5,6	-187,7	4,8	5938,1	10093,0	1027,1	38466,0
6	03/04/2012	62	5,6	-203,8	3,6	5638,7	9975,6	1069,3	29532,0
7	17/04/2012	76	5,0	-205,3	3,3	4441,1	8802,0	337,7	30773,0
8	24/04/2012	83	5,5	-188,7	2,9	5339,3	9036,7	970,8	71720,0

\* O ensaio não foi realizado, T<sub>op</sub> = Tempo de Operação.

Em termos de pH foi possível observar valores, variando de 5,1 a 5,4 para o permeâmetro PG e de 5,0 a 5,6 para o PP, mostrando para ambos os casos, uma distribuição constante ao longo do tempo de operação, enquanto que a condutividade elétrica e o potencial redox diminuíram em função do tempo de operação para ambos os permeâmetros, de 8,2 a 1,4 mS/cm para o PG e 9,6 a 2,9 mS/cm para o PP e o potencial redox de -82,0 a -152,8 mV para o PG e -138,9 a -205,3 mV para o PP, respectivamente (Figura 5.4).

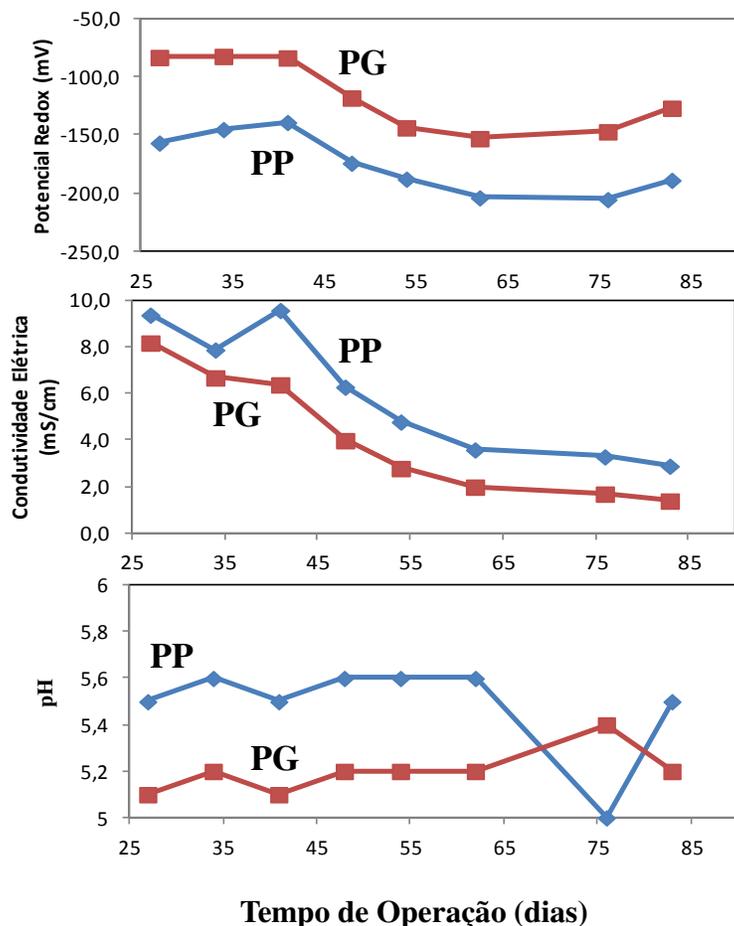


Figura 5.4 - Distribuição das concentrações dos parâmetros físico-químicos pH, Condutividade Elétrica e Potencial Redox para o lixiviado da primeira fase experimental, referentes aos permeâmetros PG e PP, em função do tempo de operação.

A Figura 5.5 ilustra os comportamentos dos demais parâmetros físico-químicos, Alcalinidade Total, AOV, Nitrogênio Amoniacal e DQO, também referentes a primeira fase experimental com os permeâmetros PG e PP, em função do tempo de operação. Foi possível observar um comportamento semelhante entre a Alcalinidade Total e AOV no sentido de diminuição com o aumento do tempo de operação, embora com elevadas concentrações de Alcalinidade Total em ambos os permeâmetros, de 4491,0 e 6337,3 mg CaCO<sub>3</sub>/L para PG e PP, respectivamente, e AOV, de 9740,9 e 11384,0 mg Hac/L, respectivamente. O Nitrogênio Amoniacal se mostrou bastante variável, com concentrações elevadas em ambos os permeâmetros (1069,3 mg/L para o PG e 1111,5 mg/L para o PP, durante os ensaios intermediários de 55 e 45 dias, respectivamente. Tais aumentos bruscos podem estar associados

com a hidrólise das proteínas e formação do nitrogênio amoniacal, conforme também observado por Kjeldsen *et al.* (2002), o que indica uma possível ocorrência de processo de mineralização do nitrogênio.

Em termos de DQO, as distribuições das concentrações foram similares ao longo do tempo de operação para ambos os permeâmetros, se mostrando mais concentrado para o PP. Ao final dos tempos de operação, as concentrações de DQO apresentaram valores máximos de 92070,0 e 71720,0 mg O<sub>2</sub>/L, respectivamente. Os comportamentos dos parâmetros AOV e DQO indicam uma possível ocorrência da fase acidogênica de degradação dos RSU, como também verificado por Kjeldsen *et al.* (2002) em trabalhos correlatos.

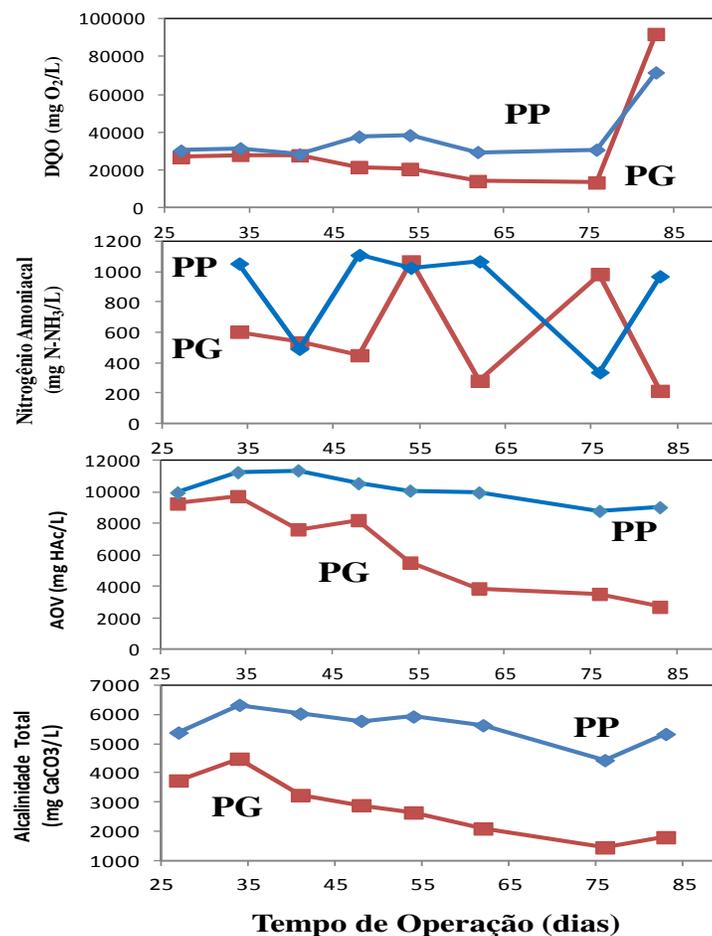


Figura 5.5 - Distribuição das concentrações dos parâmetros físico-químicos Alcalinidade Total, Ácidos Orgânicos Voláteis (AOV), Nitrogênio Amoniacal e Demanda Química de Oxigênio (DQO) para o lixiviado da primeira fase experimental, referentes aos permeâmetros PG e PP, em função do tempo de operação.

As Tabelas 5.13 e 5.14 apresentam os resultados das análises físico-químicas do lixiviado para a segunda fase experimental utilizando os permeômetros PG e PP, respectivamente. Durante essa segunda fase experimental foram realizados quatorze ensaios com tempos de operação de 5 a 89 dias para o permeômetro PG e vinte e seis ensaios com tempos de operação de 9 a 196 dias para o permeômetro PP.

Tabela 5.13 – Resultados das análises físico-químicas do lixiviado dos RSU para a segunda fase experimental com o permeômetro PG.

<b>Ensaio Físico-Químico do Lixiviado – Segunda Fase – Permeômetro Grande (PG)</b>									
<b>Ensaio</b>	<b>Data</b>	<b>T<sub>op</sub></b>	<b>pH</b>	<b>P. Redox</b>	<b>C. E.</b>	<b>Alc. Tot.</b>	<b>AOV</b>	<b>N-NH3</b>	<b>DQO</b>
		(dias)		(mV)	(mS/cm)	(mg CaCO <sub>3</sub> /L)	(mg Hac/L)	(mg/L)	(mg O <sub>2</sub> /L)
1	29/1/2013	5	5,4	-186,9	7,6	172,5	242,8	34,2	*
2	31/1/2013	7	5,4	-230,7	1,3	366,0	575,3	9,0	2333,0
3	07/02/2013	14	5,4	44,7	0,5	122,0	146,6	36,1	546,0
4	14/2/2013	21	5,2	4,0	0,3	146,4	191,8	*	422,0
5	21/2/2013	28	5,0	-41,0	0,8	195,2	327,1	24,9	1241,0
6	26/2/2013	33	4,9	-11,3	0,6	154,8	203,0	16,8	844,0
7	05/03/2013	40	4,9	-19,3	1,1	129,0	417,4	20,8	2333,0
8	12/3/2013	47	4,9	-21,0	0,5	141,9	328,3	8,1	943,0
9	19/3/2013	54	4,9	78,1	0,4	90,3	574,6	13,4	2266,0
10	26/3/2013	61	4,8	98,8	0,4	69,0	246,2	9,4	612,0
11	02/04/2013	68	4,8	40,3	0,4	96,8	259,9	8,1	655,0
12	09/04/2013	75	4,7	*	0,4	58,1	526,7	7,4	511,0
13	16/4/2013	82	4,7	-69,0	1,0	98,4	328,3	12,3	665,0
14	23/4/2013	89	4,8	72,2	0,3	14,4	191,5	5,7	1447,0

\* O ensaio não foi realizado, T<sub>op</sub> = Tempo de Operação.

Tabela 5.14 – Resultados das análises físico-químicas do lixiviado dos RSU para a segunda fase experimental com o permeâmetro PP.

<b>Ensaio Físico-Químicos do Lixiviado - Segunda Fase - Permeâmetro Pequeno (PP)</b>									
<b>Ensaio</b>	<b>Data</b>	<b>T<sub>op</sub></b>	<b>pH</b>	<b>P. Redox</b>	<b>C. E.</b>	<b>Alc. Tot.</b>	<b>AOV</b>	<b>N-NH3</b>	<b>DQO</b>
		(dias)		(mV)	(mS/cm)	(mg CaCO <sub>3</sub> /L)	(mg Hac/L)	(mg/L)	(mg O <sub>2</sub> /L)
1	18/10/2012	9	5,7	-308,0	13,8	3233,0	6065,0	*	*
2	25/10/2012	16	5,8	-392,0	9,9	3324,5	3686,5	290,4	13345,0
3	01/11/2012	23	5,3	-177,0	11,4	5002,0	7848,7	379,3	26699,0
4	08/11/2012	30	5,4	-167,0	10,5	3172,0	4875,7	375,8	16130,0
5	14/11/2012	36	5,3	-194,0	8,0	2041,2	3270,3	1708,0	11783,0
6	22/11/2012	44	5,4	-184,0	9,9	2472,5	5169,4	410,0	15509,0
7	29/11/2012	51	5,4	-168,5	2,2	2041,2	3448,7	273,3	17683,0
8	06/12/2012	58	5,3	-45,4	5,2	1215,0	1546,0	273,3	7745,0
9	13/12/2012	65	5,3	-192,4	7,3	1555,2	3567,6	358,7	12093,0
10	20/12/2012	72	5,2	-96,8	7,1	1263,6	3329,8	256,2	10120,0
11	10/01/2013	93	5,3	-9,7	3,1	777,6	3329,8	68,3	59065,0
12	17/01/2013	100	5,2	-127,1	3,0	874,8	2021,6	189,6	2928,0
13	24/01/2013	107	5,2	-81,1	3,2	777,6	1664,9	180,6	5509,0
14	31/01/2013	114	5,3	-114,3	2,8	729,0	2084,9	117,4	5162,0
15	07/02/2013	121	5,2	-91,7	2,2	747,5	1542,2	117,4	4666,0
16	14/02/2013	128	5,2	-48,8	2,2	632,5	1428,0	36,1	3425,0
17	21/02/2013	135	5,2	-83,8	1,6	460,0	1199,5	63,9	2531,0
18	26/02/2013	140	5,2	-4,9	1,1	425,7	609,1	43,0	1836,0
19	05/03/2013	147	5,1	-67,1	1,2	348,3	643,0	41,7	2171,0
20	12/03/2013	154	5,1	-49,8	1,1	361,2	643,0	33,6	2035,0
21	19/03/2013	161	5,2	-14,5	0,9	309,6	259,9	28,2	2482,0
22	26/03/2013	168	5,1	-48,3	0,8	374,1	492,5	23,5	1514,0
23	02/04/2013	175	5,1	-98,6	1,1	283,8	615,6	24,2	1762,0
24	09/04/2013	182	5,0	-80,0	1,0	270,9	526,7	21,8	1477,0
25	16/04/2013	189	5,1	-106,3	1,4	438,6	882,4	30,5	2122,0
26	23/04/2013	196	5,1	-84,4	0,9	321,6	629,3	19,2	1725,0

\* O ensaio não foi realizado; T<sub>op</sub> = Tempo de Operação.

A Figura 5.6 ilustra a diminuição dos valores de pH para o permeâmetro PG ao longo do tempo de operação, de 5,4 a 4,7, diferentemente do observado para o permeâmetro PP que se mostrou constante ao longo dos ensaios (em torno de 5,3). A condutividade elétrica para o permeâmetro PP apresentou uma tendência de diminuição em função do tempo de operação, variando de 13,8 a 0,8 mS/cm. A mesma tendência não foi observada para o permeâmetro PG,

que apresentou baixos valores de condutividades elétricas ao longo do tempo de operação, embora o ensaio inicial tenha se mostrado com uma concentração de 7,6 mS/cm. Em termos do potencial redox também foi possível verificar um aumento dos valores para o permeâmetro PP em função do tempo de operação, mas permanecendo negativo, confirmando a característica redutora dentro desse permeâmetro. O mesmo não pode ser observado para o permeâmetro PG, onde um predomínio de condições oxidantes (máximo de +98,0 mV) foram verificadas ao longo do tempo de operação. Isso implicou no não atingimento da fase anaeróbica ou acidogênica propriamente dita e conseqüentemente no processo de lixiviação, baixas concentrações relativas à condutividade elétrica (Figura 5.6), alcalinidade total, AOV, nitrogênio amoniacal e DQO (Figura 5.7).

O que pode ser ressaltado em relação aos diferentes comportamentos observados entre os permeâmetros PG e PP, durante a segunda fase de ensaios foi o emprego de diferentes graus de compactação (expressos em função dos pesos específicos totais), o que configurou em diferentes coeficientes de condutividades hidráulicas saturadas, onde no caso do permeâmetro PG foi de  $1,6E-02$  m/s, em comparação com o permeâmetro PP, de  $4,2E-03$  m/s. Em virtude desse cenário, houve um menor tempo de reação entre o RSU e a solução de percolação, comprovado pela comparação entre os tempos médios calculados das amostragens para os ensaios de condutividade hidráulica saturada (Tabelas 5.9 e 5.10), de aproximadamente 2 minutos para o permeâmetro PG e 15 minutos para o permeâmetro PP.

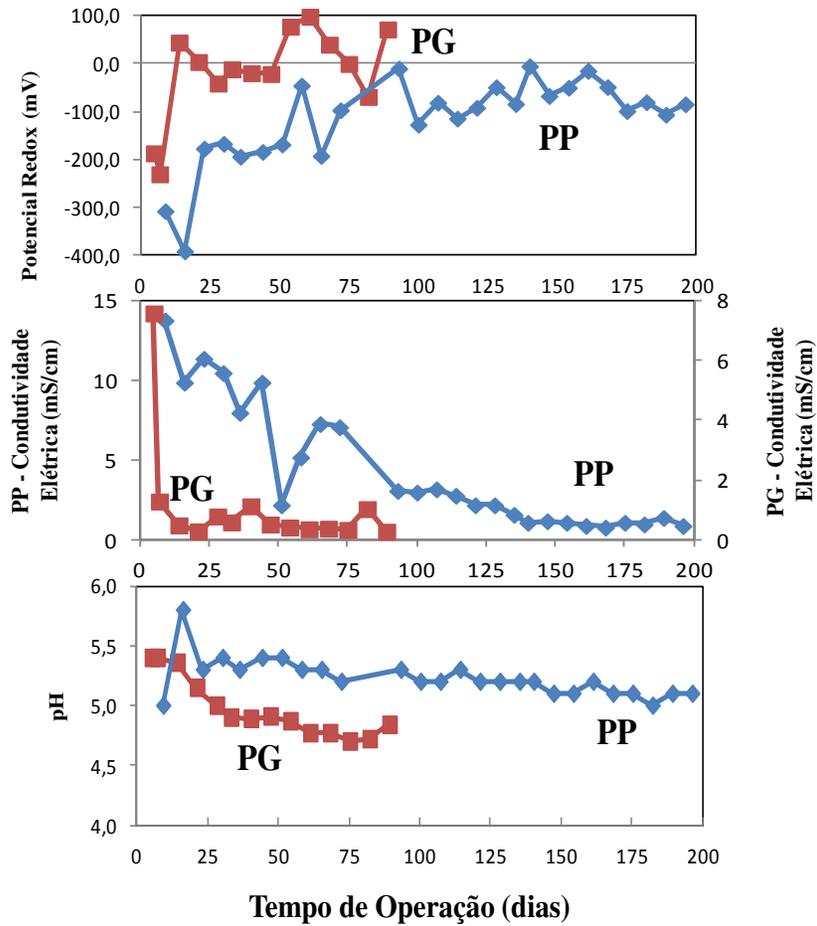


Figura 5.6 - Distribuição das concentrações dos parâmetros físico-químicos pH, Condutividade Elétrica e Potencial Redox para o lixiviado da segunda fase experimental, referentes aos permeâmetros PG e PP, em função do tempo de operação.

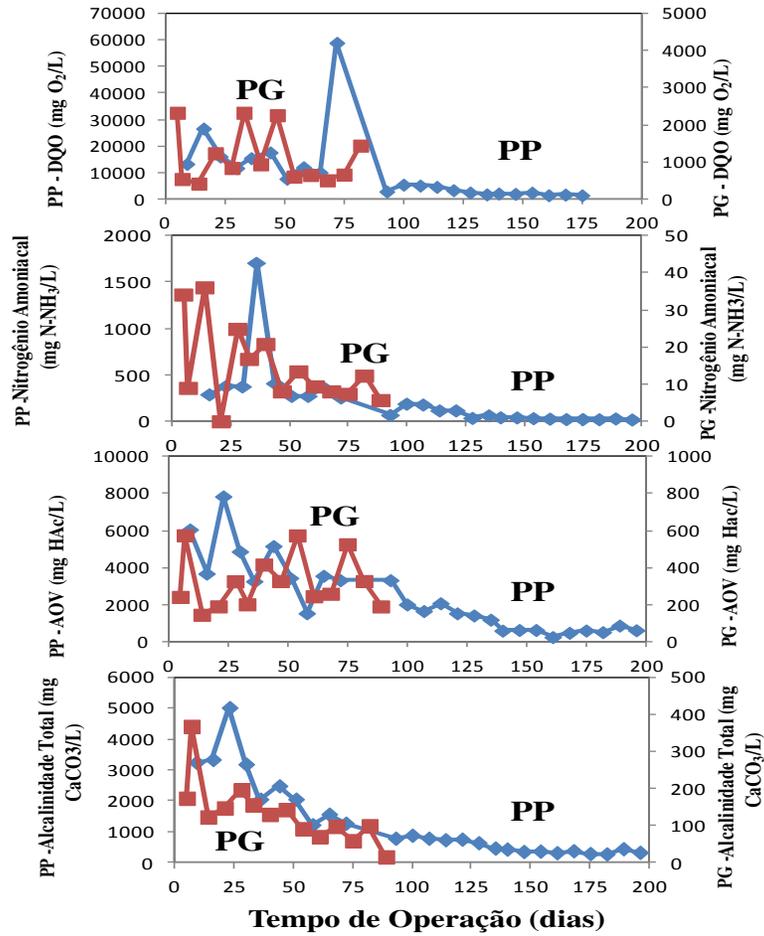


Figura 5.7 - Distribuição das concentrações dos parâmetros físico-químicos Alcalinidade Total, Ácidos Orgânicos Voláteis (AOV), Nitrogênio Amônia e Demanda Química de Oxigênio (DQO) para o lixiviado da segunda fase experimental, referentes aos permeâmetros PG e PP, em função do tempo de operação.

### 5.5.2 CÁTIONS E ÂNIONS PRINCIPAIS

De acordo com o descrito no item 4.7.2, as análises químicas dos principais cátions e ânions das amostras dos lixiviados dos RSU durante os ensaios com os permeâmetros PG e PP, foram realizadas durante a segunda fase experimental em função de seus respectivos tempos de operação. Os resultados dessas análises podem ser observados na Tabela 5.15.

Tabela 5.15 - Resultados das análises químicas dos principais cátions e ânions para os lixiviados dos RSU, em função do tempo de operação, para a segunda fase experimental com os permeâmetros PP e PG.

<b>Análises Químicas do Lixiviado - Segunda Fase - Permeâmetro Pequeno (PP)</b>												
Ensaio	Data	T <sub>op</sub>	Na <sup>+</sup>	NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>	K <sup>+</sup>	Mg <sup>2+</sup>	Ca <sup>2+</sup>	Ac <sup>-</sup>	Cl <sup>-</sup>	NO <sub>2</sub> <sup>-</sup>	PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup>	SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup>
		(dias)	(mg/L)									
1	18/10/2012	9	700,2	155,2	573,6	111,6	2433,9	808,4	917,8	616,0	61,2	348,6
2	25/10/2012	16	551,6	282,2	462,1	71,0	1447,0	961,9	715,7	721,0	71,8	279,2
4	08/11/2012	30	525,0	376,0	406,7	65,1	1331,5	1858,5	643,5	546,1	45,1	282,2
6	22/11/2012	44	427,6	359,4	301,1	48,7	1065,6	1411,2	758,2	388,9	52,0	227,0
10	20/12/2012	72	229,8	219,9	134,7	20,1	613,0	324,0	359,0	210,8	41,0	110,9
14	31/01/2013	114	131,2	101,6	66,5	8,6	471,6	31,7	94,8	227,2	48,5	44,0
18	26/02/2013	140	53,7	28,2	28,5	7,6	211,7	158,4	64,8	80,0	41,2	30,9
22	26/03/2013	168	30,2	7,8	14,7	4,6	170,5	78,0	44,3	34,4	32,1	15,0
<b>Análises Químicas do Lixiviado - Segunda Fase - Permeâmetro Grande (PG)</b>												
2	31/01/2013	7	75,7	16,1	66,9	9,9	173,4	136,1	114,2	44,7	35,6	*
6	26/02/2013	33	31,5	*	14,8	3,6	89,0	6,5	39,9	*	0,5	2,3

T<sub>op</sub> = Tempo de Operação; \*Valores abaixo do limite de detecção.

As concentrações dos cátions principais determinados no lixiviado do permeâmetro PP, apresentaram a seguinte ordem de concentração: Ca<sup>2+</sup> > Na<sup>+</sup> > K<sup>+</sup> > NH<sub>4</sub><sup>+</sup> > Mg<sup>2+</sup>, com ênfase para o Ca<sup>2+</sup> que apresentou um valor máximo no início dos ensaios de 2433,9 mg/L, enquanto que para o Na<sup>+</sup>, K<sup>+</sup>, NH<sub>4</sub><sup>+</sup> e Mg<sup>2+</sup> as concentrações máximas foram de 700,2; 573,6; 155,2 e 111,6 mg/L, respectivamente, enquanto que, para os principais ânions, a seguinte ordem de concentração pôde ser observada: Ac<sup>-</sup> > Cl<sup>-</sup> > NO<sub>2</sub><sup>-</sup> > SO<sub>4</sub><sup>2-</sup> > PO<sub>4</sub><sup>3-</sup>.

A Figura 5.8 ilustra a distribuição das concentrações dos principais cátions e ânions relativos ao permeâmetro PP em função do tempo de operação. Foi possível verificar uma tendência de diminuição das concentrações dessas espécies químicas ao longo do tempo de operação, conforme também observado para a maioria dos parâmetros físico-químicos.

Comportamentos particulares dos íons NH<sub>4</sub><sup>+</sup> e Ac<sup>-</sup>, com o aumento de suas concentrações a partir dos ensaios iniciais, até um máximo de 376,0 e 1858,5 mg/L, respectivamente, durante o ensaio realizado aos 30 dias de operação. Isso indica a possível ocorrência da fase acidogênica na

qual ocorre a formação de compostos simples relacionados à produção de amônia e AOV, confirmado pelos parâmetros físico-químicos da Figura 5.7. Por outro lado, as elevadas concentrações de acetato indicam um possível início da fase acetogênica, ou seja, transição ácido-acetogênica.

As elevadas concentrações de cátions e ânions, assim como a alcalinidade e a condutividade elétrica atestam, de acordo com Farquhar & Rovers (1973) o que pode ser chamado de fase anaeróbica, com a quebra das cadeias orgânicas, produzindo compostos mais simples e aumento na produção do lixiviado.

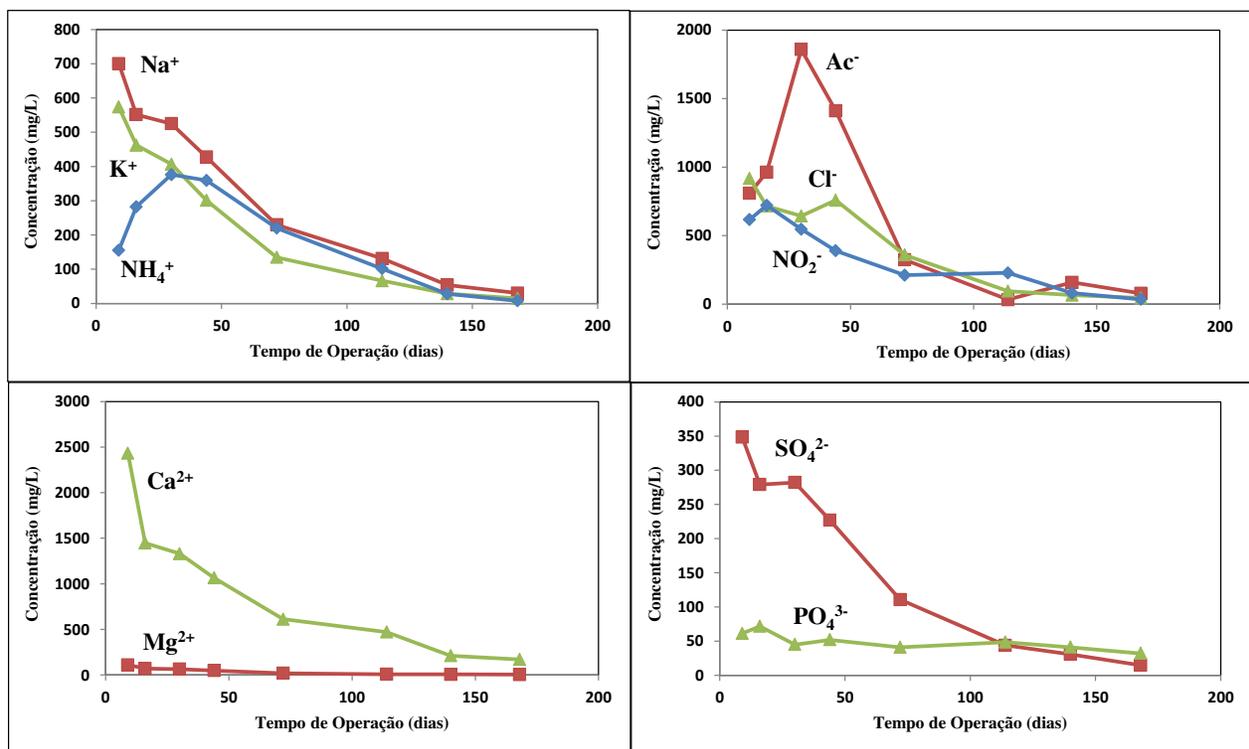


Figura 5.8 - Distribuição das concentrações dos principais cátions e ânions em função do tempo de operação determinados para os lixiviados dos RSU da segunda fase experimental para o permeâmetro PP.

Para o permeâmetro PG, as análises dos principais cátions e ânions do lixiviado dos RSU somente foram realizadas para os ensaios dos dias 7 e 33, servindo apenas como indicativo do comportamento desses íons no lixiviado em questão. Os resultados obtidos mostraram a mesma tendência observada para os parâmetros físico-químicos, de baixas concentrações para as espécies químicas analisadas, comportamento esse já discutido anteriormente.

### 5.5.3 METAIS DISSOLVIDOS

Conforme o descrito no item 4.7.3, as análises químicas dos principais metais dissolvidos presentes nos lixiviados dos RSU durante os ensaios com os permeâmetros PG e PP, foram realizadas durante a segunda fase experimental em função de seus respectivos tempos de operação. Os resultados dessas análises podem ser observados na Tabela 5.16.

Tabela 5.16 - Resultados das análises químicas dos principais metais dissolvidos para os lixiviados dos RSU, em função do tempo de operação, para a segunda fase experimental com os permeâmetros PP e PG.

<b>Metais Dissolvidos no Lixiviado - Segunda Fase - Permeâmetro Pequeno (PP)</b>														
<b>Ensaio</b>	<b>Data</b>	<b>T<sub>op</sub></b>	<b>Fe</b>	<b>Al</b>	<b>Si</b>	<b>Ni</b>	<b>Co</b>	<b>Sr</b>	<b>Pb</b>	<b>Zn</b>	<b>Mn</b>	<b>Cd</b>	<b>Cu</b>	<b>Ba</b>
		(dias)	(mg/L)											
1	18/10/2012	9	52,42	0,72	7,59	0,10	0,03	2,03	60,74	3,97	4,48	0,07	0,91	0,21
2	25/10/2012	16	27,92	0,61	3,77	0,10	0,00	1,20	30,10	0,90	3,43	0,05	0,76	0,25
4	08/11/2012	30	39,33	0,73	3,66	0,10	0,01	1,30	43,53	0,70	3,78	0,05	0,57	0,17
6	22/11/2012	44	37,25	0,71	6,34	0,10	0,02	1,90	42,17	0,90	6,65	0,04	0,58	0,25
10	20/12/2012	72	26,14	0,71	2,52	0,10	0,05	0,98	28,39	0,40	1,81	0,03	0,52	0,16
14	31/01/2013	114	52,97	0,49	2,67	6,86	7,31	116,90	1,55	3,51	0,54	0,02	0,21	0,05
18	26/02/2013	140	18,50	0,49	1,42	4,64	4,39	109,20	0,50	4,21	0,22	0,02	0,20	0,04
22	26/03/2013	168	31,75	0,82	0,90	3,21	4,07	14,93	0,81	4,69	0,34	0,02	0,12	0,04
<b>Metais Dissolvidos no Lixiviado - Segunda Fase - Permeâmetro Grande (PG)</b>														
2	31/01/2013	7	13,38	0,56	1,38	6,11	1,30	122,90	0,31	5,98	0,30	0,02	0,24	0,05
6	26/02/2013	33	25,00	0,59	1,34	6,70	5,13	75,58	0,50	4,84	0,16	0,02	0,17	0,05
10	26/03/2013	61	12,94	0,65	1,16	7,12	5,97	63,84	0,50	3,62	0,09	0,02	0,19	0,04

T<sub>op</sub> = Tempo de Operação.

Os comportamentos observados para as concentrações de Fe e Al, nos lixiviados dos RSU referentes à segunda fase experimental para o permeâmetro PP, se mostraram similares, com distribuição constante ao longo do tempo de operação. As concentrações máximas de Fe e Al foram de 52,97 e 0,82 mg/L, respectivamente (Figura 5.9).

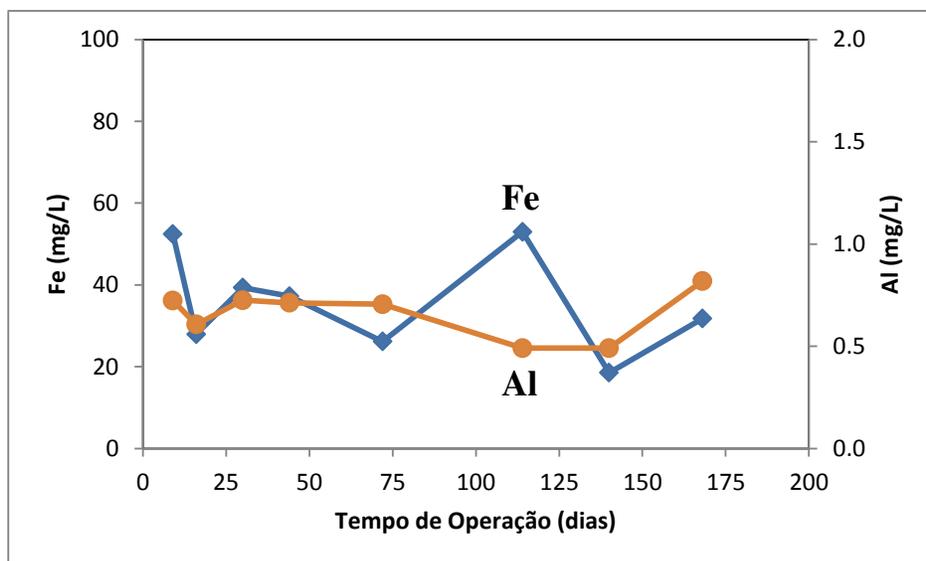


Figura 5.9 - Distribuição das concentrações de Fe e Al, em função do tempo de operação, determinadas para os lixiviados dos RSU da segunda fase experimental para o permeâmetro PP.

A Figura 5.10 ilustra os comportamentos de Pb, Mn e Si, nos lixiviados dos RSU referentes à segunda fase experimental para o permeâmetro PP, evidenciando uma diminuição das concentrações ao longo do tempo de operação, padrão esse característico dos lixiviados do presente estudo. Cabe salientar que essas espécies químicas apresentaram picos de concentração para os ensaios realizados entre 30 e 50 dias, períodos coincidentes com a interface ácido-acetogênica de biodegradação dos RSU, onde a solubilidade dos metais é aumentada, fato este também reportado por Campos (1999).

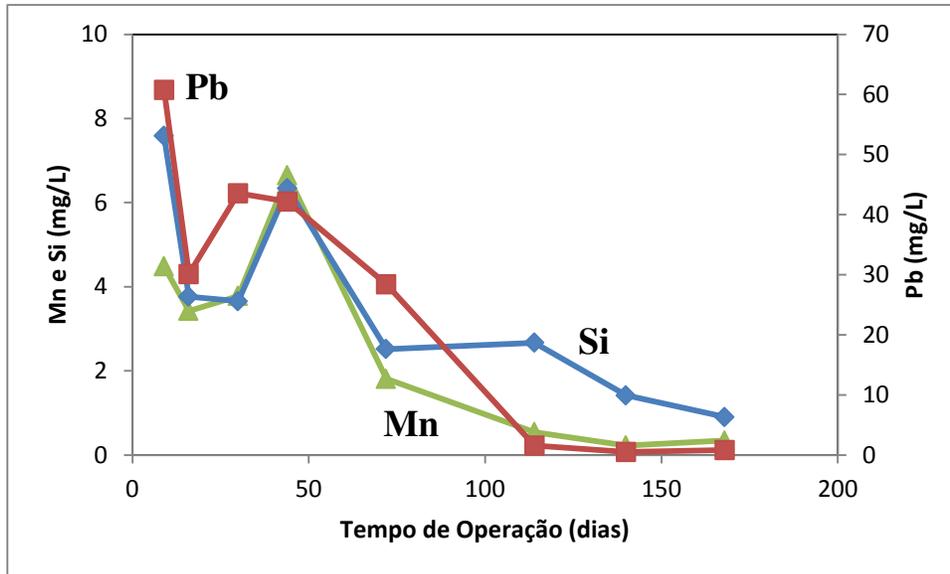


Figura 5.10 - Distribuição das concentrações de Pb, Mn e Si, em função do tempo de operação, determinadas para os lixiviados dos RSU da segunda fase experimental para o permeâmetro PP.

Conforme pode ser observado na Figura 5.11, Cu, Ba e Cd apresentaram comportamentos semelhantes de diminuição da concentração ao longo do tempo de operação, mas pouco representativos em função de suas baixas concentrações.

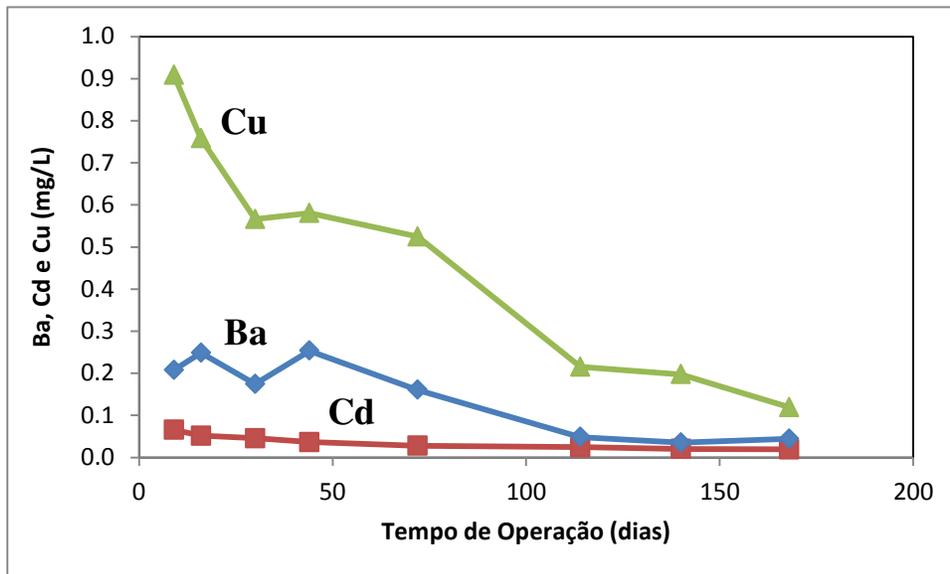


Figura 5.11 - Distribuição das concentrações de Cu, Ba e Cd, em função do tempo de operação, determinadas para os lixiviados dos RSU da segunda fase experimental para o permeâmetro PP.

Conforme também observado na Tabela 5.16, para o permeâmetro PG, apenas 3 ensaios foram amostrados (dias 7, 33 e 61), sendo os resultados analíticos apenas indicativos do comportamento desses metais dissolvidos presentes no lixiviado em questão. Os resultados obtidos mostraram a mesma tendência observada para os parâmetros físico-químicos e principais cátions e ânions, de baixas concentrações para as espécies químicas analisadas, comportamento esse também já discutido anteriormente.

#### **5.5.4 CARBONO TOTAL DISSOLVIDO E ASSINATURA ISOTÓPICA**

As análises químicas e isotópicas realizadas para as determinações do carbono total dissolvido (CTD) e  $\delta^{13}\text{CTD}$  foram realizadas de acordo com o descrito no item 4.7.4, para os ensaios realizados com os permeâmetros PG e PP, durante a segunda fase experimental em função de seus respectivos tempos de operação.

A Tabela 5.17 apresenta os principais resultados, onde também são incluídos, para efeito de avaliação de comportamento os parâmetros alcalinidade total (Alc. Tot.) e carbono orgânico dissolvido (COD) estimado a partir da diferença entre CTD e a alcalinidade total, atribuindo para esta concentração o teor aproximado para o carbono inorgânico dissolvido nas condições de operação dos permeâmetros.

Tabela 5.17 - Resultados das análises químicas e isotópicas para o carbono total dissolvido (CTD) do lixiviado dos RSU para a segunda fase experimental com os permeâmetros PP e PG, incluindo os resultados de alcalinidade total (Alc. Tot.) e carbono orgânico dissolvido (COD) calculado.

<b>Carbono Total Dissolvido do Lixiviado - Segunda Fase - Permeômetro Pequeno (PP)</b>						
<b>Ensaio</b>	<b>Data</b>	<b>T<sub>op</sub></b>	<b>CTD</b>	<b>COD</b>	<b>Alc. Tot.</b>	<b>δ<sup>13</sup>CTD</b>
		(dias)	(mg/L)			(‰)
1	18/10/2012	9	4680,0	1447,0	3233,0	-25,2
2	25/10/2012	16	4150,0	825,5	3324,5	-25,0
4	08/11/2012	30	4500,0	1328,0	3172,0	-24,9
6	22/11/2012	44	4930,0	2457,5	2472,5	-24,9
10	20/12/2012	72	2620,0	1356,4	1263,6	-25,0
14	31/01/2013	114	1460,0	731,0	729,0	-25,3
18	26/02/2013	140	470,0	44,3	425,7	-22,2
22	26/03/2013	168	380,0	5,9	374,1	-23,9
<b>Carbono Total Dissolvido do Lixiviado - Segunda Fase - Permeômetro Grande (PG)</b>						
2	31/01/2013	7	540,0	174,0	366,0	-24,8
6	26/02/2013	33	270,0	115,2	154,8	-22,5

T<sub>op</sub> = Tempo de Operação; CTD = Carbono Total Dissolvido; COD = Carbono Orgânico Dissolvido.

A concentração de CTD referente ao primeiro ensaio realizado após 9 dias de operação foi de 4680,0 mg/L e ao final do experimento (168 dias) a concentração foi da ordem de 380,0 mg/L, mostrando uma diminuição da concentração em função do tempo operacional, assim como para o pH (Figura 5.12). Foi possível verificar o aumento do carbono total dissolvido para os ensaios realizados entre 30 e 50 dias, similarmente ao observado para alguns metais dissolvidos, evidenciando, da mesma forma, a ocorrência da interface ácido-acetogênica de degradação dos RSU, com o aumento da dissolução do carbono.

O COD apresentou a mesma tendência de diminuição ao longo do tempo de operação, partindo de uma máximo de concentração inicial de 1447,0 mg/L (9 dias) até 5,9 mg/L, após 168 dias de operação. Pode ser observado que a carga orgânica dissolvida praticamente desaparece restando apenas o carbono inorgânico dissolvido, composto basicamente de CO<sub>2</sub> livre.

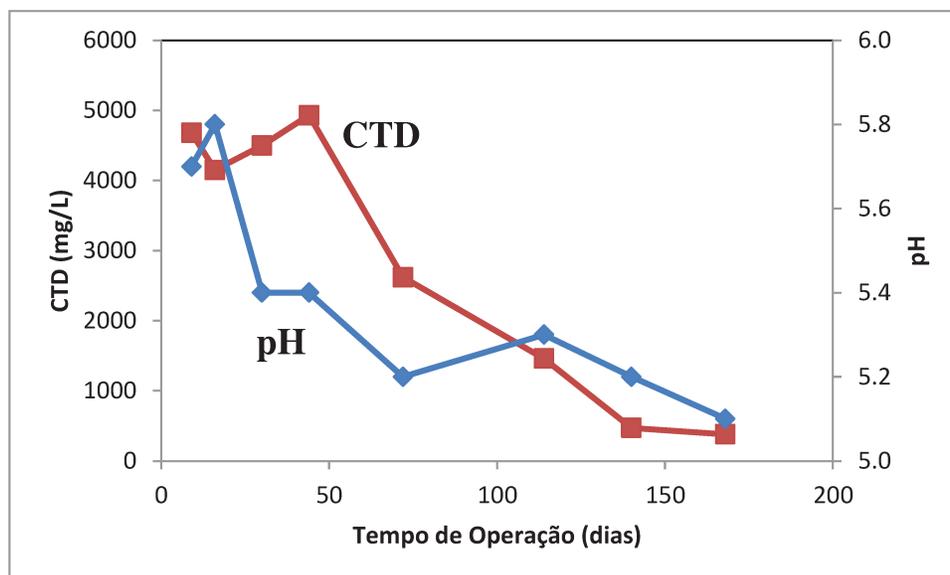


Figura 5.12 - Distribuição das concentrações de CTD e pH, em função do tempo de operação, determinadas para os lixiviados dos RSU da segunda fase experimental para o permeâmetro PP.

A Figura 5.13 ilustra as distribuições das concentrações de CTD e as respectivas assinaturas isotópicas  $\delta^{13}\text{CTD}$ , em função do tempo de operação, determinadas para os lixiviados dos RSU da segunda fase experimental para o permeâmetro PP. Conforme já discutido anteriormente, as concentrações de CTD diminuíram ao longo do tempo e em grande parte deste período (até 114 dias) a assinatura isotópica  $\delta^{13}\text{CTD}$  se manteve em torno de  $-25\text{‰}$ , característica isotópica da celulose. Portanto a degradação da matéria orgânica presente no lixiviado dos RSU analisados, tinha como matriz principal a celulose. Como as fases iniciais de biodegradação dos RSU, hidrólise, acidogênese e acetogênese, envolvem além da lixiviação de compostos hidrolisados como os orgânicos voláteis, nitrogenados entre outros, a liberação de  $\text{CO}_2$ , que para a faixa de pH verificada, ao longo do tempo é a matriz do CTD. Dessa forma, a identificação das fases iniciais de biodegradação dos RSU é dificultada usando esse traçador isotópico, no entanto a partir de 114 dias de operação do permeâmetro PP, observa-se um fracionamento isotópico que eleva o valor de  $\delta^{13}\text{CTD}$  para  $-22,2\text{‰}$ , caindo bruscamente em 168 dias para um valor de  $-23,9\text{‰}$ . Isso indica, após esse período, o possível início da fase metanogênica instável, a qual apresentaria um valor isotópico para o  $\delta^{13}\text{CTD}$  na ordem de  $-30,0$  a  $-40,0\text{‰}$ . Tal possibilidade não pode ser confirmada em função da finalização dos experimentos após os 168 dias de operação.

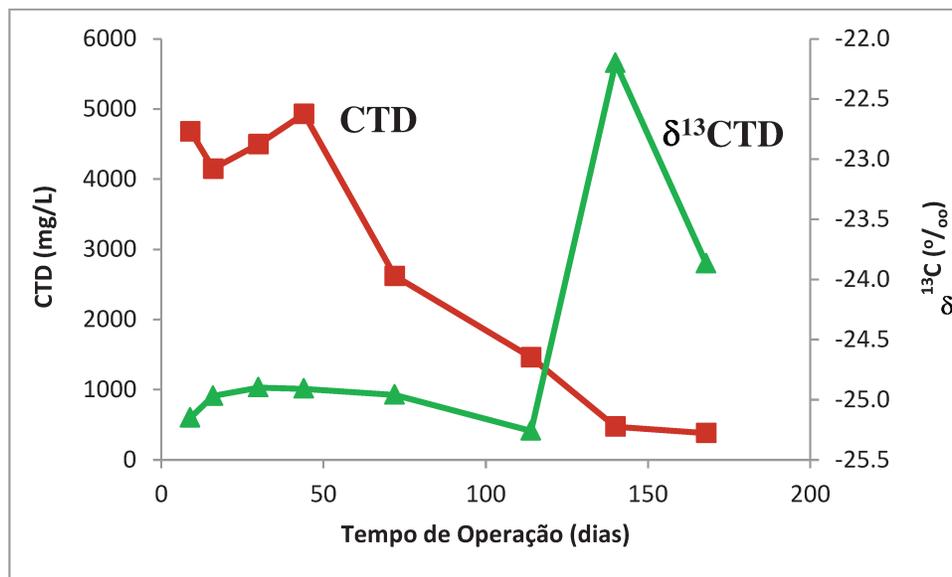


Figura 5.13 - Distribuição das concentrações de CTD e  $\delta^{13}\text{CTD}$ , em função do tempo de operação, determinadas para os lixiviados dos RSU da segunda fase experimental para o permeâmetro PP.

Para o permeâmetro PG, com apenas dois ensaios decorridos aos 7 e 33 dias, não foi possível obter maiores informações a respeito dos comportamentos do CTD e  $\delta^{13}\text{CTD}$  em função da dispersão dos resultados entre esses pontos.



## 6 CONCLUSÕES

A utilização de permeâmetros de grandes dimensões propiciou um levantamento detalhado das condições operantes em estudos de lixiviação de resíduos sólidos urbanos para a determinação da condutividade hidráulica saturada em laboratório, sob condições controladas.

Durante a primeira fase experimental foram realizados 17 ensaios em cada permeâmetro para as determinações das condutividades hidráulicas saturadas, com um tempo de operação de 98 dias para ambos os casos. Para o permeâmetro PG foi obtida uma condutividade hidráulica saturada média de  $2,8 \times 10^{-5}$  m/s, relativa ao peso específico inicial de  $7,1 \text{ kN/m}^3$ , com um coeficiente de variação (CV) de 0,02%, enquanto que para o permeâmetro PP, cujo peso específico inicial foi de  $6,2 \text{ kN/m}^3$ , o valor médio da condutividade foi de  $5,7 \times 10^{-5}$  m/s, com um CV de 0,04%.

Para a segunda fase experimental, os 14 ensaios realizados com permeâmetro PG, com tempo de operação de 89 dias, resultaram numa condutividade hidráulica saturada média de  $1,6 \times 10^{-2}$  m/s para um peso específico inicial de  $4,9 \text{ kN/m}^3$ , com um CV de 1,4%, enquanto para o PP, após 26 ensaios (126 dias) os resultados foram de  $4,2 \times 10^{-3}$  m/s, com um CV de 14,5%, em função do peso específico inicial de  $7,2 \text{ kN/m}^3$ .

As análises químicas dos lixiviados para a avaliação do processo de biodegração dos RSU apresentaram parâmetros eficientes na identificação das principais etapas desse processo, como potencial redox, ácidos orgânicos voláteis, nitrogênio amoniacal, acetato, carbono total dissolvido e  $\delta^{13}\text{C}$  do carbono total dissolvido. O comportamento dessas variáveis em função dos tempos de operação permitiu a identificação das etapas acidogênica e acetogênica na biodegradação dos RSU.

Dentre os resultados obtidos podem ser destacados: a importância da classificação da composição gravimétrica dos RSU; a dependência do grau de compactação na determinação da condutividade hidráulica saturada, associada à realização de vários ensaios; o monitoramento das principais espécies químicas dissolvidas para identificação das etapas de biodegradação dos RSU; o emprego de  $\delta^{13}\text{C}$ , como traçador do processo de biodegradação.

A extrapolação dos resultados obtidos dos diferentes cenários experimentados, sob condições controladas de laboratório, é de fundamental importância na construção do aterro sanitário, disposição e manejo dos resíduos sólidos urbanos, face ao respeito do ambiente,

segurança da população ao material exposto, aproveitamentos dos produtos gerados (gases e chorume) e base nutricional para campos de plantio e ainda principalmente dar um destino adequado, com qualidade ambiental, ao lixo produzido, que só vem aumentando em todo o mundo.

## REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ABNT - ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS 1987. Projeto 1:63-02-001. Rio de Janeiro, Brasil.
- ABNT - ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS 2004. NBR 10.004: Resíduos Sólidos - Classificação. Rio de Janeiro, Brasil.
- ABNT - ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS 2010. NBR 15.849: Resíduos sólidos urbanos - Aterros sanitários de pequeno porte - Diretrizes para localização, projeto, implantação, operação e encerramento. Rio de Janeiro, Brasil.
- Alves C. F. C. & Bertollo R. A. 2012. Geoquímica de águas subterrâneas impactadas por aterros de resíduos sólidos. *Águas Subterrâneas*, **26**(1): 43-64.
- APHA 1998. *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*. American Public Health Association, American Water Works Association, Water Environmental Federation, 20<sup>th</sup> ed. Washington, D.C., USA.
- Autossustentável 2010. Disponível em: <http://www.autossustentavel.com/2010/05/lixoes-aterros-sanitarios-e-30.html>. Acessado em 10 fev 2013.
- Azevedo R. F., Carvalho A. R., Marques E. A., Azevedo I. D. 2002. Propriedades geotécnicas dos resíduos do aterro sanitário de Santo André, São Paulo, Brasil. *In: Anais do VIII Congresso Nacional de Geotecnia em Portugal*. Lisboa, Portugal, p. 1885-1895.
- Barros H. L. 2004. Estudo de balanço hídrico em aterro sanitário por meio de lisímetros de grandes dimensões. Dissertação de Mestrado, Universidade Federal de Viçosa (UFV), 112 p.
- Beaven R. & Powrie W. 1995. Determination of the hydrological and geotechnical properties of refuse using a large scale compression cell. *In: Proc. of the 5th Sardina International Landfill Symposium*. S. Margherita Di Pula, Cagliari, Italy, p. 745-760.
- Borgatto A. V. A. 2006. Estudo do Efeito Fibra e da Morfologia na Estabilidade de Aterros Sanitários de Resíduos Sólidos Urbanos. Dissertação de Mestrado, Instituto Alberto Luiz Coimbra de Pós-Graduação e Pesquisa de Engenharia (COPPE), Universidade Federal do Rio de Janeiro (UFRJ), 157 p.
- Brito Filho L. F. de. 2005. Estudo de gases em aterros de Resíduos Sólidos Urbanos. Dissertação de Mestrado, Instituto Alberto Luiz Coimbra de Pós-Graduação e Pesquisa de Engenharia (COPPE), Universidade Federal do Rio de Janeiro (UFRJ), 218 p.
- Calle J. A. C. 2007. Comportamento geomecânico de resíduos sólidos urbanos. Tese de Doutorado, Instituto Alberto Luiz Coimbra de Pós-Graduação e Pesquisa de Engenharia (COPPE), Universidade Federal do Rio de Janeiro (UFRJ), 160 p.
- Campos H. K. T. 1999. Criança no lixo nunca mais. *Ciência & Ambiente*. Lixo Urbano. Vol. 1, nº18. Universidade Federal de Santa Maria (UFSM), Santa Maria, Rio Grande do Sul, Brasil.
- Carvalho M. F. 1999. Comportamento Mecânico de Resíduos Sólidos Urbanos. Tese de Doutorado, Escola de Engenharia de São Carlos (EESC), Universidade de São Paulo (USP), 300 p.
- Chen T. H. & Chynoweth D. P. 1995. Hydraulic conductivity of compacted municipal solid waste. *Bioresource Technology*, **51**: 205-212.
- Craig R. F. 1995. *Soil Mechanics*. Chapman and Hall, London, UK, 427 pp.

- DiLallo R. & Albertson O. E. 1961. Volatile Acids by Direct Titration. *Water Pollution Control Federation*, **33**: 356-365.
- El-Fadel M., Bou-Zeid E., Chahine W., Alayli B., 2002. Temporal variation of leachate quality from pre-sorted and baled municipal solid waste with high organic and moisture content. *Waste Management*, **22**: 269-282.
- Farquhar G. J. & Rovers F. A. 1973. Gas production during refuse decomposition. *Water, Air and Soil Pollution*. **2**(10): 483-499.
- Ferreira M. A. S. 2006. Aplicação de modelos de avaliação qualitativa e quantitativa dos percolados gerados em um aterro sanitário. Dissertação de Mestrado, Instituto Alberto Luiz Coimbra de Pós-Graduação e Pesquisa de Engenharia (COPPE), Universidade Federal do Rio de Janeiro (UFRJ), 212 p.
- Frésca F. R. C. 2007. Estudo da Geração dos Resíduos Sólidos Domiciliares no Município de São Carlos, SP, a partir da Caracterização Física. Dissertação de Mestrado, Escola de Engenharia de São Carlos (EESC), Universidade de São Paulo (USP), 133 p.
- Fungaroli A. & Steiner R. 1979. Investigation of sanitary landfill behavior. Vol. 1. Final Report EPA – 600-2-79-053a. Washington, D. C. USA.
- IBGE - INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA 2008. Pesquisa Nacional de Saneamento Básico (PNSB) 2010. Rio de Janeiro, Brasil.
- IBGE - INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA 2010. PNRS. Disponível em: [http://www.mma.gov.br/port/conama/reuniao/dir1529/PNRS\\_consultaspublicas.pdf](http://www.mma.gov.br/port/conama/reuniao/dir1529/PNRS_consultaspublicas.pdf). Acessado em 23 nov 2012.
- IPT/CEMPRE - INSTITUTO DE PESQUISAS TECNOLÓGICAS DO ESTADO DE SÃO PAULO 2000. Compromisso Empresarial para a Reciclagem. Lixo Municipal: Manual de Gerenciamento Integrado. 2ª ed. São Paulo.
- Jucá J. F. T., Cabral J. J. P. S., Monteiro V. E. D., Santos S. M., Perrier Jr. C. S. 1997. Geotechnics of a municipal solid waste landfill in Recife, Brazil. *In: Proc. of the International Symposium on Recent Development in Soil and Pavement Mechanics*. Rio de Janeiro, Brazil, p. 429-436.
- Kjeldsen P., Barlaz M.A., Rooker A.P., Baun A., Ledin A., Christensen T. H. 2002 Present and long-term composition of MSW landfill leachate: A review. *Critical reviews in Environmental Science and Technology* **32**: 297-336.
- Knochenmus G., Wojnarowicz M., Van Impe W. F. 1998. Stability of Municipal Solid Wastes. *In: Proc. of the 3rd International Congress on Environmental Geotechnics*. Lisboa, Portugal, p. 977-1000.
- Landva A. O. & Clark J. I. 1990. Geotechnics of Waste Fills - Theory and Practice. ASTM STP 1070. American Society for Testing and Materials, Philadelphia, USA, p. 86-103.
- Maciel F. J. & Jucá J. F. T. 2011. Evaluation of landfill gas production and emissions in a MSW large-scale experimental Cell in Brazil. *Waste Management*, **31**: 966-977.
- Manassero M., Van Impe W. F., Bouazza A. 1996. Waste Disposal and Containment. *In: Proc. of the 2nd International Congress on Environmental Geotechnics*. Osaka, Japan, p. 193-242.
- Mancini S. D., Nogueira A. R., Kagohara D. A., Schwartzman J. A. S., Mattos T. 2007. Recycling potential of urban solid waste destined for sanitary landfills: the case of Indaiatuba, SP, Brazil. *Waste Management & Research* **25**: 517-523.
- Marques A., Filz G., Vilar O. 2003. Composite Compressibility Model for Municipal Solid Waste. *Journal of Geotechnical and Geoenvironmental Engineering*, **129**: 372-378.

- Ministério das Cidades 2003. Dados do Brasil para a 1ª Avaliação Regional 2002 dos Serviços de Manejo de Resíduos Sólidos Municipais nos Países da América Latina e Caribe. Secretaria Nacional de Saneamento Ambiental. Disponível em: <http://www.bvsde.paho.org/bvsacd/cd65/brasil.pdf>. Acessado em 20 ago 2012.
- Naime R. & Garcia A. C. (Eds.) 2004. *Percepção Ambiental e Diretrizes para entender a questão do meio ambiente*. Editora do Centro Universitário Feevale, Novo Hamburgo, 136 p.
- Nascimento J. C. F. 2011. Comportamento mecânico de resíduos sólidos urbanos. Dissertação de Mestrado, Escola de Engenharia de São Carlos (EESC), Universidade de São Paulo (USP), 160 p.
- Oweis I. S. & Khera R. 1986. Criteria for Geotechnical construction of sanitary landfills. *In: Proc. of the International Symposium on Environmental Geotechnology*. Allentown, USA, p. 205-222.
- Pohland F. & Harper S. 1985. Critical review and summary of leachate and gas production from landfills. EPA/600/2-86/073: Washington DC, 182 p.
- Reddy K. R., Hettiarachchi H., Parakalla N. S., Gangathulasi J., Bogner J. E. 2009. Geotechnical properties of fresh municipal solid waste at Orchard Hills Landfill, USA. *Waste Management*, **29**: 952-959.
- Ripley L. E., Boyle W. C., Converse J. C. 1986. Improved Alkalimetric Monitoring for Anaerobic Digestion of High-Strength Wastes. *Water Pollution Control Federation*, **58**: 406-411.
- Rocha E. F. 2008. Determinação da Condutividade Hidráulica e da Capacidade de Campo de Resíduos Sólidos Urbanos. Dissertação de Mestrado, Universidade Federal de Viçosa (UFV), 73 p.
- Salustiano R. E. 2012. Aplicação do modelo HELP na caracterização do Balanço Hidrológico do aterro sanitário Delta A de Campinas/SP. Trabalho de Conclusão de Curso, Instituto de Geociências, Universidade Estadual de Campinas (Unicamp), 89 p.
- Schueler A. S. 2005. Estudo de caso e proposta para classificação de áreas degradadas por resíduos sólidos urbanos. Tese de Doutorado, Instituto Alberto Luiz Coimbra de Pós-Graduação e Pesquisa de Engenharia (COPPE), Universidade Federal do Rio de Janeiro (UFRJ), 223 p.
- Silveira A. M. M. 2004. Estudo do peso específico de resíduos sólidos urbanos. Dissertação de Mestrado, Instituto Alberto Luiz Coimbra de Pós-Graduação e Pesquisa de Engenharia (COPPE), Universidade Federal do Rio de Janeiro (UFRJ), 106 p.
- Simões G. F. & Catapreta C. A. A. 2012. Monitoring and modeling of long-term settlements of an experimental landfill in Brazil. *Waste Management*, **33**: 420-430.
- Tchobanoglous G., Theisen H., Vigil S. (Eds.) 1993. *Integrated Solid Waste Management Engineering Principles and Management Issues*. McGraw-Hill, New York, 949 pp.
- Troschinetz A. M. & Mihelcic J. R. 2009. Sustainable recycling of municipal solid waste in developing countries. *Waste Management*, **29**(2): 915-923.
- Yuen S. T. S., Wang Q. J., Styles J. R., McMahon T. A. 2001. Water balance comparison between a dry and a wet landfill: a full-scale experiment. *Journal of Hydrology*, **251**: 29-48.



## ANEXOS

Artigo publicado nos anais do 28th International Conference on Solid Waste Technology and Management, realizado na cidade de Filadélfia, Pensilvania, EUA, de 10 a 13 de março de 2013.

### **Hydraulic Conductivity of Municipal Solid Waste from Brazil**

**Bruno Cesar Mortatti**  
**Institute of Geosciences**  
**State University of Campinas/Unicamp**

E-mail: [brunomortatti@ige.unicamp.br](mailto:brunomortatti@ige.unicamp.br)

**Barbara Cesar Martins**  
**School of Civil Engineering and Architecture and Urban Design**  
**State University of Campinas/Unicamp**

E-mail: [barbara.ce.martins@gmail.com](mailto:barbara.ce.martins@gmail.com)

**Julio Cesar Beltrame Benatti**  
**School of Civil Engineering and Architecture and Urban Design**  
**State University of Campinas/Unicamp**

E-mail: [jcbbenatti@yahoo.com.br](mailto:jcbbenatti@yahoo.com.br)

**Jorge Luiz da Paixão Filho**  
**School of Civil Engineering and Architecture and Urban Design**  
**State University of Campinas/Unicamp**

E-mail: [jorgepaixao@gmail.com](mailto:jorgepaixao@gmail.com)

**Miriam Gonçalves Miguel**  
**School of Civil Engineering and Architecture and Urban Design**  
**State University of Campinas/Unicamp**

E-mail: [migmiguel@fec.unicamp.br](mailto:migmiguel@fec.unicamp.br)

**Sueli Yoshinaga Pereira**  
**Institute of Geosciences**  
**State University of Campinas/Unicamp**

E-mail: [sueliyos@ige.unicamp.br](mailto:sueliyos@ige.unicamp.br)

## Abstract

In Brazil, the economic development has caused an increasing consumption and consequently an increasing generation of Municipal Solid Waste (MSW). Sanitary landfills have been receiving a great volume of MSW and the obtaining of mechanical and hydraulic parameters becomes essential. This research aims to obtain the hydraulic conductivity of the MSW of a municipal sanitary landfill in Southeastern Brazil. For this propose, hydraulic conductivity tests in laboratory were performed using permeameters in large-scale. MSW samples were collected and submitted to characterization tests and were compacted inside permeameters to achieve the specific gravity field. Every week, during three months, tests were performed to obtain hydraulic conductivity and the leachate samples were collected and submitted to physicochemical tests. As a result, the values of hydraulic conductivity of the MSW were approximately  $10^{-5}$  m/s.

**Key-Words:** Hydraulic Conductivity of the Municipal Solid Waste, Sanitary Landfill, Hydraulic Conductivity Tests, Composition of the Municipal Solid Waste.

## 1. Introduction

As a direct result of increasing industrialization and the changing consumption patterns of society, the generation of municipal solid waste (MSW) has increased significantly. According to ABRELPE (2012), the per capita generation of municipal solid waste in Brazil in 2011 was 1.22 kg/inhab/day.

Based on this, the biggest challenge is to promote the proper disposal to MSW, which in itself is already a very complex issue, especially in the case of developing countries like Brazil.

Thus, the provision of MSW landfill continues to be widely accepted and used because of its low cost (Renou et al., 2008). In Brazil, there is growing construction of sanitary landfills for the disposal of MSW (IBGE, 2008), however the lack of information on waste composition and its hydro-geomechanical properties may compromise the benefits of this treatment system. The hydro-geomechanical properties of MSW as hydraulic conductivity, field capacity, compressibility and shear strength are important for the designing and monitoring of landfills (Reddy et al., 2009). For example, determining the hydraulic conductivity of MSW is important information for the design of leachate drainage and its recirculation (Chen and Chynoweth, 1995, Reddy et al. 2009)

The composition of MSW undergoes changes according to the characteristics of the population and the seasons (Gidarakos et al., 2006), and thus its hydro-geomechanical properties are changed. To avoid problems of instability in mass is critical the determining of the hydro-geomechanical properties of MSW with local data such as composition of MSW and climate (Machado et al., 2010). Based on the above, the purpose of the research was to determine the saturated hydraulic conductivity of MSW disposed in sanitary landfill of the city of Campinas, in southeastern Brazil, considering its density and its biodegradation phase.

## 2 – Materials and methods

### 2.1 - Municipal Solid Waste (MSW) Samples Collection and Characterization

MSW samples were collected from Delta A sanitary landfill located in Campinas city, São Paulo State, Southeastern Brazil. This landfill has 52 hectares and its geographical coordinates are: latitude 22°54'58.35"S and longitude 47°8'48.12"W. Nowadays, Delta A receives about 28,000 tons of waste per month and is in closing phase.

A total of 250 kg of MSW samples were collected from service front and randomly selected. They were stored in plastic bags to allow their transport to laboratory and to avoid moisture loss. MSW samples were disposed in plastic canvas and separated according to their categories: organic matter, paper, diapers and absorbents, recyclable pack, non-ferrous metal, ferrous metal, cloth, glass, plastic, wood and others. Each category was weighted. After that, all the categories were mixed and homogenized, so the final mixture was inserted into the equipment and compacted until reaching a certain unit weight.

### 2.2 The Permeability Tests

The permeability tests were performed according to Brazilian standard (ABNT, 1995). In this research was used two permeameters, one higher permeameter (HP) 100 cm high and one lower permeameter (LP) 80 cm high. Both permeameters consisted of a cylindrical polyvinyl chloride (PVC) of 30 cm diameter, 1cm thick; and two covers of 40 cm diameter and 2 cm thick, according to Rocha *et al.* (2008).

In the center of each cover, superior and inferior, there is a valve that allows the inlet and outlet of water during the tests. Along the external face of the PVC cylinder are 5 holes connected to a panel by silicon hoses to obtain the piezometric charges at different points ( $h_1$ ,  $h_2$ ,  $h_3$ ,  $h_4$  and  $h_5$ ), in order to determine the hydraulic gradient at different sections. Two layers of gravel, one in the base and the other in the top of the compacted MSW, were placed to allow the water and leachate drainage during the tests.

The permeameter can be seen in Figure 1, and the compaction process of MSW in the permeameter can be seen in Figure 2.

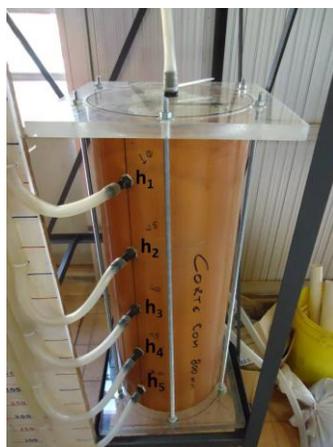


Figure 1 - Permeameter used.



Figure 2 - Compression process inside the permeameter.

The leachate volumes ( $\Delta V$ ) were collected at certain time interval ( $\Delta t$ ). The hydraulic conductivity was calculated according to Darcy's Law (Equation 1):

$$k = \frac{\Delta V}{\Delta t \times i \times A} \quad (1)$$

Where:

i: average hydraulic gradient;

A: cross-sectional area of the sample or permeameter.

The filling of permeameters was held on February 1<sup>st</sup>, 2012 and the densities of the lowest and highest permeameter were, respectively,  $7.27 \text{ kN m}^{-3}$  and  $6.34 \text{ kN m}^{-3}$ . The saturation of the lowest permeameter occurred on February 2<sup>nd</sup>, 2012 and the saturation of the largest permeameter occurred 4 days later. Thus, the tests were started on February 13<sup>th</sup>, 2012, and the last test took place on May 08<sup>th</sup>, 2012.

### 2.3 Physicochemical tests of the Leachate Collected

In order to check the influence of the biodegradation process of MSW on its hydro-geomechanical characteristics, tests of physicochemical characterization of the leachate collected were performed in permeameters during tests of hydraulic conductivity, such as: concentration of volatile fatty acid (VFA), according to DiLallo and Albertson (1961), chemical oxygen demand (COD), ammoniac nitrogen (AN), alkalinity, electrical conductivity (EC), redox potential (RP) and potential hydrogen (pH), according to APHA (1998).

### 3 - Results and Discussion

The gravimetric composition of MSW was obtained on February 1<sup>st</sup>, 2012. It is observed in Table 1 gravimetric composition of sample used for the permeability test.

The category with the highest percentage in the sample of MSW was the organic matter (OM) with 46.01%, this value being close to those found by other Brazilian researchers: Mancini et al (2007) found 54% of OM for the MSW of the city of Indaiatuba- SP and Maciel and Jucá (2011) found 48.1% of OM for the MSW in the city of Recife-PE.

As the composition of MSW is related to various economic and cultural factors of population, changes may occur over time (Maciel and Jucá, 2011). Thus, the low percentage of organic matter found in the city of Campinas MSW can be a feature of their socioeconomic development. A study on the composition of MSW in the city of Chihuahua in Mexico, with a population of 758,791 inhabitants, a little smaller than the population of Campinas 1,080,133 inhabitants (IBGE, 2012) also showed a low percentage of organic matter 45% (Gómez et al. 2009).

One category that can influence the value of hydraulic conductivity of MSW is plastic, because this may block the flow of fluids (Machado et al., 2010). In the sample of MSW (Table 1), the percentage of plastic found was 15.46%, this value, close to those found by Machado et al (2010) for the MSW landfill Bandeirantes of São Paulo (20.9%) and for landfill of Salvador in Bahia (18.7%), both Brazilian cities.

As the composition of municipal solid waste determined in this study is different from the values found by Benatti et al (2012) for the same landfill waste, it is necessary to characterize these wastes in the city of Campinas in more detail and with more samples of all the city's neighborhoods. Only from this thorough analysis it will be possible to establish values for hydraulic conductivity of MSW close to those found in Delta A sanitary landfill.

Table 1: Gravimetric Composition of MSW Sample

Categories	Percentual (%)
Organic Matter	46.01
Plastic (hard and soft)	15.46
Diaper	14.20
Paper	13.15
Tetra-Pack	1.76
Ferrous Metals	1.26
Glass	1.22
Aluminum	0.13
Wood	0.08
Other	6.72

The saturated hydraulic conductivity values ( $k_{sat}$ ) of MSW in function of operation time of the lowest and highest permeameters are reported in Table 2.  $k_{sat}$  values for the MSW with lower permeameter showed little variation over the three-month test. The average of values of  $k_{sat}$  obtained was  $2.85 \times 10^{-5}$  m/s, and the standard deviation ( $\sigma$ ) calculated was  $\pm 2.01 \times 10^{-5}$  m/s and the statistical error associated with the average was  $\pm 1.18 \times 10^{-6}$  m/s. For the highest permeameter the values of  $k_{sat}$  of its MSW did not show significant variations over the tests.

The average values of  $k_{sat}$  obtained was  $5.73 \times 10^{-5}$  m/s, and the standard deviation ( $\sigma$ ) calculated was  $\pm 3.86 \times 10^{-5}$  m/s and the statistical error associated with the average was  $10 \pm 2.27 \times 10^{-6}$  m/s.

The density and composition of the MSW are important parameters in determining the hydraulic conductivity (Chen and Chynoweth, 1995). The density increasing of waste decreased hydraulic conductivity in research by Rocha (2008) and Chen and Chynoweth (1995).

Analyzing the values of hydraulic conductivity of MSW for both permeameters (Table 2), we noticed that the variation of this parameter was not significant. Such fact can be explained by small differences in the densities used in equipment, higher permeameter ( $6.34 \text{ kN m}^{-3}$ ) and lower permeameter ( $7.27 \text{ kN m}^{-3}$ ).

In other works such as Rock (2008) and Chen and Chynoweth (1995), hydraulic conductivity values were evaluated considering the broader values of density for the MSW studied. In this research it was not possible to obtain such a range of densities due to the difficulty in achieving the manual compression process. In future research involving high permeameters, one should avoid the use of manual compression in order to evade these limitations.

A second relevant factor for determining the hydraulic conductivity is the biodegradation of grounded MSW (Reddy et al., 2009). To assess the biodegradation of waste was carried out a characterization of the leachate produced in both permeameters. The values of the physicochemical parameters analyzed for leached from MSW of the lowest and highest permeameters in function of their operation time are illustrated in charts presented in Figures 3 and 4.

Table 2: Values of  $k_{sat}$  MSW over time of permeameters operation

Lower permeameter			Higher permeameter		
Test number	Operation time (days)	$k_{sat}$ (m/s)	Test number	Operation time (days)	$k_{sat}$ (m/s)
1	13	$9.75 \times 10^{-6}$	1	13	$2.31 \times 10^{-5}$
2	14	$1.09 \times 10^{-5}$	2	14	$4.84 \times 10^{-5}$
3	23	$1.67 \times 10^{-5}$	3	23	$5.78 \times 10^{-5}$
4	28	$8.99 \times 10^{-5}$	4	28	$7.96 \times 10^{-5}$
5	30	$2.71 \times 10^{-5}$	5	30	$3.93 \times 10^{-5}$
6	35	$2.70 \times 10^{-5}$	6	35	$4.04 \times 10^{-5}$
7	37	$1.62 \times 10^{-5}$	7	37	$3.65 \times 10^{-5}$
8	42	$2.24 \times 10^{-5}$	8	42	$2.24 \times 10^{-5}$
9	44	$3.43 \times 10^{-5}$	9	44	$2.34 \times 10^{-5}$
10	49	$7.54 \times 10^{-6}$	10	49	$2.94 \times 10^{-5}$
11	55	$3.18 \times 10^{-5}$	11	55	$5.51 \times 10^{-5}$
12	58	$3.98 \times 10^{-5}$	12	58	$4.70 \times 10^{-5}$
13	63	$5.21 \times 10^{-5}$	13	63	$4.44 \times 10^{-5}$
14	70	$2.46 \times 10^{-5}$	14	70	$1.32 \times 10^{-4}$
15	77	$1.67 \times 10^{-5}$	15	77	$1.32 \times 10^{-4}$
16	84	$4.21 \times 10^{-5}$	16	84	$3.02 \times 10^{-5}$
17	98	$1.50 \times 10^{-5}$	17	98	$1.33 \times 10^{-4}$

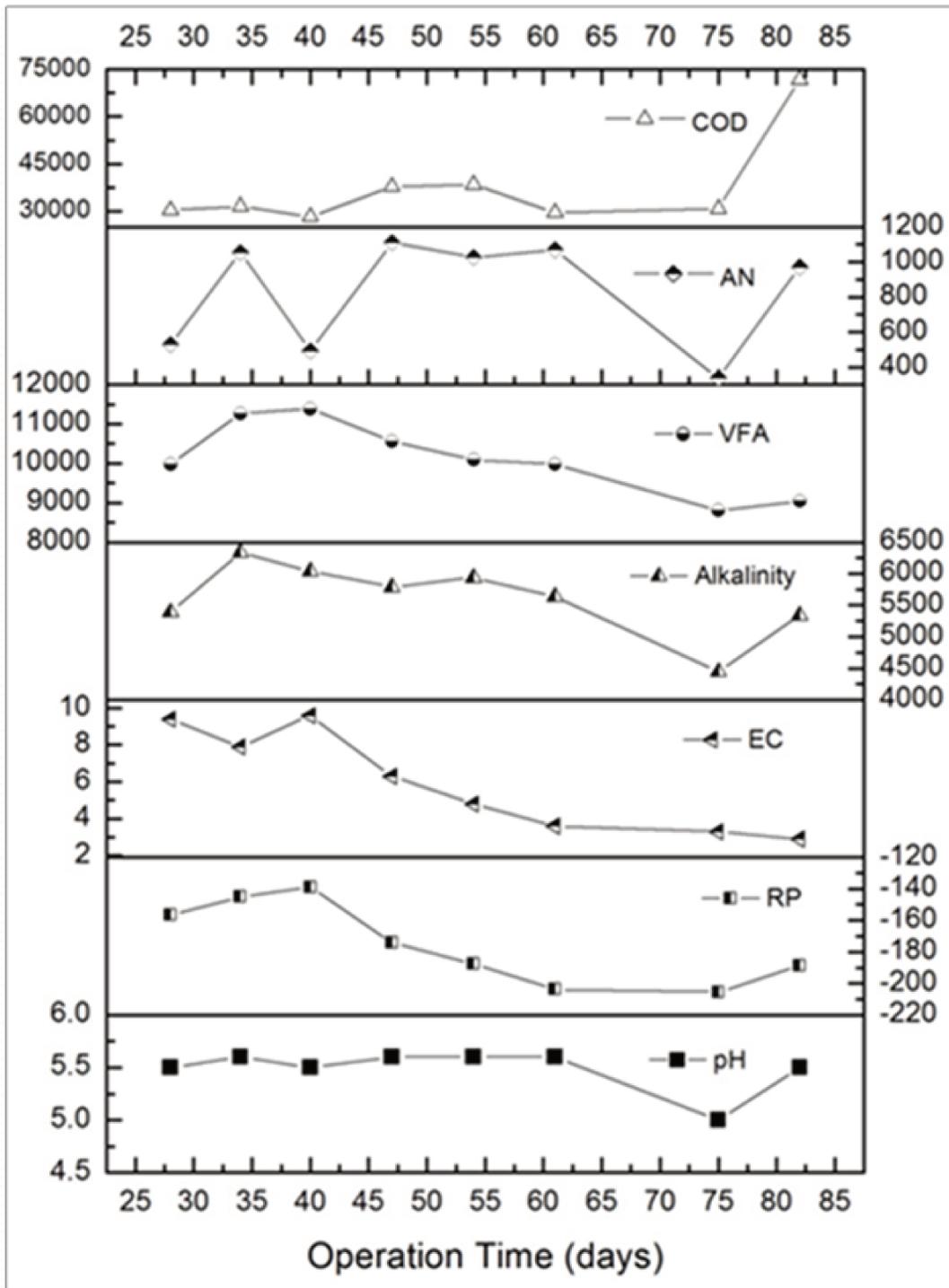


Figure 3 – Physicochemical parameters analyzed for the lowest permeameter.

Legend: COD - Chemical Oxygen Demand (mg O<sub>2</sub> L<sup>-1</sup>), AN - Ammoniac Nitrogen (mg/L), VFA - Volatile Fatty Acids (mg HAc L<sup>-1</sup>), Alkalinity (mg CaCO<sub>3</sub> L<sup>-1</sup>), EC - Electrical Conductivity (mS), RP - Redox Potential (mV) and pH.

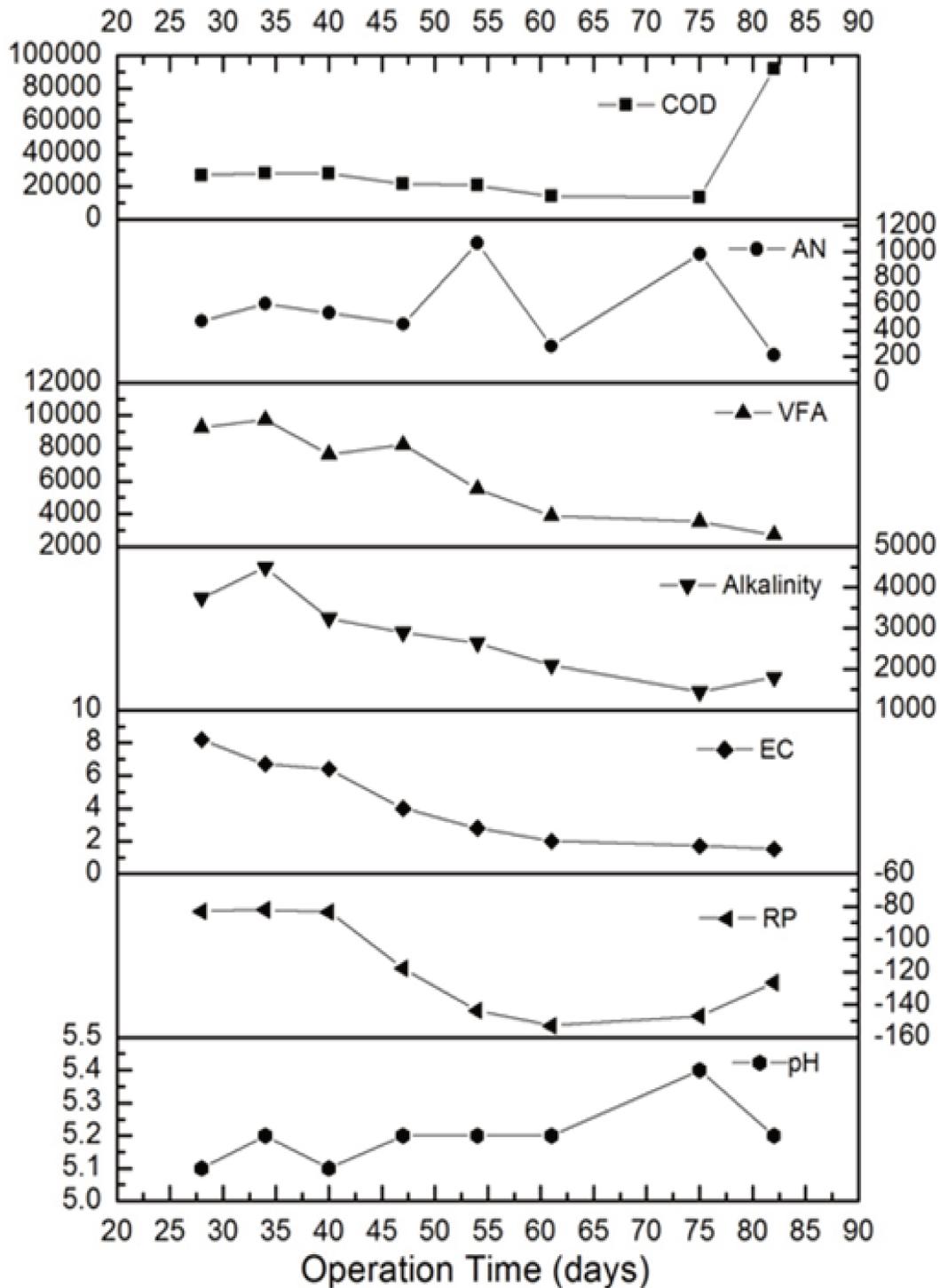


Figure 4 - Physicochemical parameters analyzed for the highest permeameter.

Legend: COD - Chemical Oxygen Demand (mg.O<sub>2</sub>.L<sup>-1</sup>), AN - Ammoniac Nitrogen (mg/L), VFA - Volatile Fatty Acids (mg.HAc.L<sup>-1</sup>), Alkalinity (mg.CaCO<sub>3</sub>.L<sup>-1</sup>), EC - Electrical Conductivity (mS), RP - Redox Potential (mV) and pH.

It is observed in Figures 3 and 4, low pH values for both permeameters and high concentrations of volatile fatty acids (VFA), indicating that the wastes were in the acidogenic stage of biodegradation (Kjeldsen et al. 2002). Additionally, the high values of chemical oxygen demand (COD) were also in compliance with the acidogenic phase.

The short analysis time, about 3 months, prevented the verification of the change to the methanogenic phase, so it was not possible to establish a direct relationship between the influence of biodegradation time of waste and the variation of its hydraulic conductivity.

When comparing the leachate production in both permeameters it is observed that the following physicochemical parameters: COD, VFA, EC and RP showed a similar trend with no significant difference in the composition of MSW of the permeameters studied.

The ammonia nitrogen, unlike organic compounds, showed a trend of increase in its concentration with the increasing age of the waste. The peaks observed concentration in the leachate from both permeameters are due to hydrolysis of proteins and the formation of ammonia nitrogen (Kjeldsen et al. 2002). To determine the change in the degradation phase of waste by the composition of the leachate it is necessary to perform the biological oxygen demand (BOD) to compose the ratio BOD / COD, and high values of this ratio would indicate a young leachate (Wang et al. , 2003.) Other physicochemical parameters of the leachate that corroborate with this are: low values of redox potential (RP) and high concentrations of VFA, according to Wang et al. (2003).

#### **4 – Conclusion**

In this research were presented results of saturated hydraulic conductivity of municipal solid waste (MSW), using two large-scale permeameters. The RSU's lower permeameter showed a saturated hydraulic conductivity of approximately  $2.85 \times 10^{-5}$  m/s and the MSW of the highest permeameter showed a saturated hydraulic conductivity of approximately  $5.73 \times 10^{-5}$  m/s. Relating the values of saturated hydraulic conductivity with different densities of permeameters, a higher hydraulic conductivity for a lower density value was observed. As for the ratio of biodegradation of MSW with the variation of the hydraulic conductivity, it was not possible to establish it directly based on the obtained sample space.

#### **Acknowledgements**

The authors would like to thanks to FAPESP ("Foundation for Research Support of the State of São Paulo") for research supporting (process number 2010/18560-4), TECAM, and Municipal Government of Campinas.

#### **References**

- ABNT - Brazilian Association of Technical Standards. *Determination of Coefficient of Permeability of Granular Soils at Constant Load*. NBR 13292, Rio de Janeiro(in portuguese), 1995.
- ABRELPE- Associação Brasileira de Empresas de Limpeza Pública e Resíduos Especiais. *Panorama de Resíduos Sólidos no Brasil - 2011*. São Paulo: ABRELPE, (in portuguese), 2012.
- APHA - American Public Health Association. *Standard Methods for the Examination of Water and Waste Water*, 20 ed. Washington, D.C., USA, 1998.

- Benatti, J. C. B.; Mortatti, B.C.; Martins, B. C.; Nobre, L. B.;Miguel, M. G.Parameters of Permeability and Compressibility of MSW from Southeastern Brazil. In: *The International Word Solid Waste Congress, 2012, Florença/Itália*. The ISWA World Solid Waste Congress 2012, v. 1, 2012.
- Chen, T. H.; Chynoweth, D. P. Hydraulic conductivity of compacted municipal solid waste. *Bioresource Technology* 51, p. 205-212. 1995.
- Gidakos, E.; Havas, G.; Ntzamilis, P. Municipal solid waste composition determination supporting the integrated solid waste management system in the island of Crete. *Waste Management* 26, p. 668-679, 2006.
- DiLallo, R. and Albertson, O.E. Volatile acids by direct titration, *J. Water Pollution Control Fed.*, 33, 4, 357-365, 1961.
- IBGE. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. *Pesquisa Nacional de Saneamento Básico*. Rio de Janeiro. ISBN 978-85-240-4135-8 (meio impresso); 2008.
- IBGE.Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. <<http://www.ibge.gov.br/cidadesat/link.php?codmun=350950>>. Acesso em 26/11/2012 às 09:40h.
- Kjeldsen, P.; Barlaz, M.A.; Rooker, A.P.; Baun, A.; Ledin, A.; Christensen, T. H. Present and long-term composition of MSW landfill leachate: A review. *Critical reviews in Environmental Science and Technology* 32, p. 297-336, 2002.
- Maciel, F. J.; Jucá, J. F. T. Evaluation of landfill gas production and emissions in a MSW large-scale experimental Cell in Brazil. *Waste Management* 31, p. 966-97, 2011.
- Machado, S. L.; Fard-Karimpour, M.; Shariatmadari, N.; Carvalho, M. F.; Nascimento, J. F. Evaluation of the geotechnical properties of MSW in two Brazilian landfills. *Waste Management* 30, p 2579-2591, 2010.
- Mancini, S. D.; Nogueira, A. R.; Kagohara, D. A.; Schwartzman, J. A. S.; Mattos, T. Recycling potential of urban solid waste destined for sanitary landfills: the case of Indaiatuba, SP, Brazil. *Waste Management & Research* 25, p. 517-523, 2007.
- Reddy, K. R.; Hettiarachchi, H.; Parakalla, N. S.; Gangathulasi, J.; Bogner, J. E.; Geotechnical properties of fresh municipal solid waste at Orchard Hills Landfill, USA. *Waste Management* 29, p. 952-959, 2009.
- Renou, S.; Givaudan, J. G.; Poulain, S.; Dirassouyan, F.; Moulin, P. Landfill leachate treatment: review and opportunity. *Journal of Hazardous Materials* 150, p. 468-493, 2008.
- Rocha, E. F. Determinação da condutividade hidráulica e da capacidade de campo de resíduos sólidos urbanos. Dissertação de mestrado. Viçosa, Minas Gerais. UFV. (in portuguese), 2008.
- Rocha, E.F. da, Azevedo, R.F. de. Determination of Hydraulic Conductivity and Field Capacity of Municipal Solid Waste. *XIV Brazilian Congress of Soil Mechanics and Geotechnical Engineering*. Búzios/RJ. 2008, CD-ROM (in portuguese), 2008.
- Wang, F.; Smith, D. W.; El-Din, M. G. Application of advanced oxidation for landfill leachate treatment -a review.*Journal of environmental & science* 2, p. 413-427. 2003.

Artigo publicado nos anais do ISWA World Solid Waste Congress 2012, realizado na cidade de Firenze, Itália, de 17 a 19 de setembro de 2012.

# Parameters of Permeability and Compressibility of MSW from Southeastern Brazil

Julio, C. B. Benatti  
*State University of Campinas, Campinas, São Paulo, Brazil*

Bruno C. Mortatti  
*State University of Campinas, Campinas, São Paulo, Brazil*

Bárbara C. Martins  
*State University of Campinas, Campinas, São Paulo, Brazil*

Larissa B. Nobre  
*State University of Campinas, Campinas, São Paulo, Brazil*

Miriam G. Miguel  
*State University of Campinas, Campinas, São Paulo, Brazil*

## CONTACT

Contact name: Julio César Beltrame Benatti;  
Organisation: Departamento de Saneamento e Ambiente, Faculdade de Engenharia Civil, Arquitetura e Urbanismo, Universidade Estadual de Campinas – UNICAMP;  
Postal address: Av. Albert Einstein, 951, Campinas, SP, 13083-852, Brazil;  
Telephone: 55 19 3521 2393;  
Facsimile: 55 19 3521 2430;  
E-mail: [jcbbenatti@gmail.com](mailto:jcbbenatti@gmail.com)

## EXECUTIVE SUMMARY

The great demand for construction of the sanitary landfills makes necessary the improvement of studies involving behaviour of municipal solid waste – MSW, and Sanitary Landfills. These studies should consider the characteristics and the age of the disposed waste. Within this context, this paper presents results of permeability and compressibility tests of MSW, performed in the laboratory, using large scale equipments developed for this purpose. For permeability tests, a permeameter with hydraulic variable charge with 30cm diameter and 100cm height was used. For drained compressibility tests, edometric chamber with 50cm diameter and 50cm height was used.

The MSW was taken from the Delta A Sanitary Landfill, located in Campinas, São Paulo State, Brazil. Nowadays, the Delta A Sanitary Landfill receives about 28,000 tonnes of waste per month, and it is in closing stage. Saturated conductivity hydraulic values were obtained at different ages of the MSW, using the same unit weight of sanitary landfill. Primary and secondary compressibility indexes for the MSW were obtained using the values of stress of 10kPa, 20kPa, 40kPa, 80kPa and 160Pa, considering the same initial unit weight of the permeameter test. These permeability and compressibility parameters can be used for the calibration of water balance and compressibility models, respectively, and they are of great importance for the study of behaviour and MSW landfills in southeastern Brazil. Besides, these parameters are compared with values obtained in the national and international literature.

## INTRODUCTION

Nowadays, the shortage of areas to dispose municipal solid waste (MSW) has been a critical problem due to the growing volume of waste generated daily, limiting environmental regulations that restrict the availability of appropriate zones close to the generating centers, and great resistance of the population to accept deposits of MSW in their neighborhood. For these reasons, there is a great need of optimizing the capacity of the sanitary landfills in operation (Oliveira 2002). As a consequence, higher landfills have been built, minimizing the problem related to the shortage of areas, but generating major concerns regarding landfill slope stability and settlements. Therefore, it is of fundamental importance to obtain mechanical properties of MSW, such as permeability and compressibility, to design sanitary landfills. The hydraulic conductivity is also a relevant parameter for water balance studies of the sanitary landfill and, consequently, for the design of the leachate drainage and treatment systems (Carvalho 2002).

The hydraulic conductivity of MSW is an important parameter for the design and operation of sanitary landfills, mainly, for the design of the leachate drainage and treatment systems and slope stability (Borgatto 2006). The hydraulic conductivity of MSW is influenced by compaction procedures, overload applied, compaction degree and waste age (Knochenmusetal 1998). Hydraulic conductivity values are found in technical literature varying between  $10^{-1}$  e  $10^{-5}$  cm/s (Fungaroli & Steiner 1979, Ettala 1987, Landva & Clark 1990, Oweis et al. 1990, Edgers et al. 1992, Gabr & Valero 1995, Durmusoglu et al. 2006).

There are not still standardizations for the tests to determinate the hydraulic conductivity of MSW in Brazil. Some recommended methodologies can be found in technical literature, nonetheless, they have to be adapted, innovated and improved to be applied under other specific conditions.

MSW compressibility and sanitary landfill settlements are very important for the study of the mass stability, the rehabilitation of the disposal area after closure of activities, the design of storm and biogas drainage systems, the lifting of the landfill, and others.

The factors that affect and influence the magnitude of settlements caused by overloading are many and often relate to each other. Among these factors can be highlighted: a) density or initial void ratio of the waste; b) dimension of the landfill; c) stress pathway during and after the waste disposal; d) leachate level and its variation range within the mass; e) environmental conditions such as humidity, temperature, presence of gas; f) waste composition and amount of

biodegradable material; g) presence of system of drainage and extraction gases, and others (Edil et al. 1990, Wallis 1991, Simões & Campos 2002).

The MSW compressibility parameters can be determined by laboratory and field tests and by retro-analysis using experimental landfills. The sanitary landfill compressibility over time can be estimated using the one-dimensional consolidation theory, considering the total vertical displacement composed by two parts: primary and secondary (Sowers 1973).

Several researches have determined MSW compressibility parameters. Rao et al. (1977), Landva & Clark (1990), Garb & Valero (1995), Carvalho (1999) performed compressibility tests in laboratory using MSW to estimate these parameters. Rao et al. (1977), Moore & Pedler (1977), Wall & Zeiss (1995), El-Fadel & Al-Rashed (1998), Marques et al. (2003), Catapreta (2008) obtained these parameters from instrumented experimental landfill. Keene (1977), Grisolia et al. (1993), Carvalho (1999), Sharma (2000) obtained these parameters from monitoring data of the municipal sanitary landfills.

The quantification of properties of waste materials is quite difficult, mainly in the case of heterogeneous materials as MSW. Since there is no generally accepted sampling and testing procedures for MSW, the principles of the general Soil Mechanics are usually applied. However, due to high deformability and microbial decomposition of MSW, application of these principles to MSW is generally problematic. Difficulties with sampling under non-hygienic conditions and the need for large scale samples increase the difficulty of laboratory testing. Although the use of conventional small-scale devices to investigate the physical and mechanical properties of MSW is a common practice (Landva & Clark 1990, Gabr & Valero 1995, Powrie et al. 1998), unconventional large-scale devices have usually been preferred to investigate the hydraulic conductivity, compressibility and other properties of MSW. (Grisolia et al. 1991, Landva et al. 2000, Hudson et al. 2004, Chen et al. 1977, Wall & Zeiss 1995) (Durmusoglu et al. 2006).

Based on all this, the research presents parameters of permeability and compressibility tests in laboratory using municipal sanitary waste from Delta A landfill of Campinas city, São Paulo state, Brazil, such as hydraulic conductivity and compressibility, respectively. The tests were performed on large scale equipments to consider the waste heterogeneity.

## **MATERIAL AND METHODS**

### **MSW Samples Collection and Characterization**

MSW samples were collected from Delta A sanitary landfill located in Campinas city, São Paulo state, Brazil. This landfill is 52 hectares and the geographical coordinates: latitude 22°54'58.35"S e longitude 47° 8'48.12"W. Nowadays, Delta A receives about 28,000 tonnes of waste per month and is in close phase.

A total of 250 kg of MSW samples were collected from service front and randomly selected. They were stored in plastic bags to allow their transport to laboratory and to avoid moisture loss.

MSW samples were disposed in plastic canvas and separated according to their categories: organic matter, paper, diapers and absorbents, recyclable pack, non-ferrous metal, ferrous metal, cloth, glass, plastic, wood and soil. Each category was weighted. After that, all the categories

were mixed and homogenized and the final mixture was inserted into the equipments and compacted until reaching a certain unit weight.

Moisture content and solid unit weight for the MSW were determined according to Nascimento (2007).

### Permeability Test

The permeability tests were performed according to Brazilian standard (ABNT 13292, 1995). The permeameter consisted of a cylindrical of polyvinyl chloride (PVC) of 30 cm diameter, 100 cm long and 1cm thick; and two covers of 40 cm diameter and 2 cm thick, according to Rocha et al. (2010).

In the center of each cover, superior and inferior, there is a valve that allows the inlet and outlet water during the tests. Along the external face of the PVC cylinder there are 5 holes connected in panel by silicon hoses to obtain the piezometric charges at different points (h1, h2, h3, h4 and h5), in order to determine the hydraulic gradient at different sections. The permeameter can be seen in Figure 1.

MSW samples were characterized, homogenized and compacted into the permeameter (Figure 2). The compaction was done at 5 layers until to obtain the unit weight of 10 kN/m<sup>3</sup>. Two layers of gravel, one in the base and other in the top of the compacted RSU, were placed to allow the water and leachate drainage during the tests.



Figure 1 Permeameter used

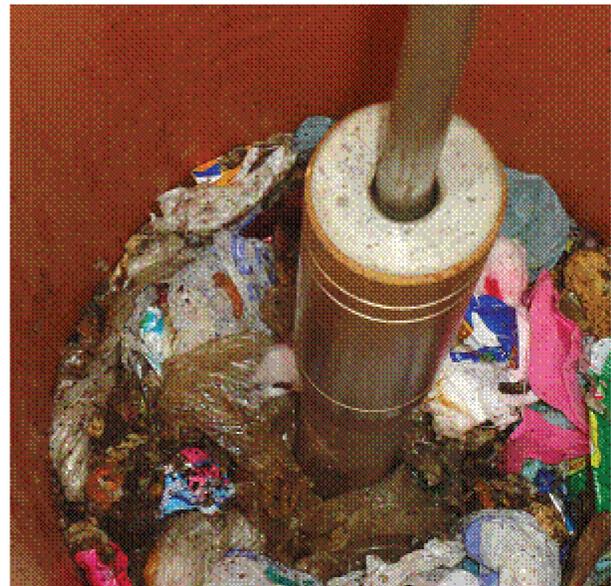


Figure 2 MSW compaction into the permeameter

The leachate volumes ( $\Delta V$ ) were collected at certain time interval ( $\Delta t$ ). The hydraulic conductivity was calculated according to Darcy's Law (Equation 1):

$$k = \frac{\Delta V}{\Delta t \times i \times A} \quad (1)$$

Where:

$i$ : average hydraulic gradient;  $A$ : cross-sectional area of the sample.

The permeameter tests were performed with MSW samples at different ages 1 day, 2 days and 7 days. Hydraulic conductivity was calculated at different points along PVC cylinder, considering the hydraulic charge between these points ( $h_1$  and  $h_2$ ,  $h_2$  and  $h_3$ ,  $h_3$  and  $h_4$ ,  $h_4$  and  $h_5$ , and  $h_1$  and  $h_5$ ).

### Compressibility Test

A large scale edometric chamber was made with 50 cm inside diameter 50 cm high, as shown in Nascimento (2007), to perform the compressibility test with MSW (Figure 3). The equipment has a piston to apply vertical stress in top of the waste into de chamber, and two porous plates, one in the base and the other in the top, for leachate and gases drainage, respectively. The piston is driven by means of compressed air and the vertical stress values are controlled by manometer. The MSW settlements were measured by means of mechanical extensometers with 50 mm and 0.01mm of resolution, located in the piston top.

MSW samples were characterized, homogenized and compacted into the edometric chamber. The compaction was done at 3 layers until obtaining the unit weight of about 10k N/m<sup>3</sup> (Figure 4).

Compressibility tests were performed with the follow stress values: 10 kPa, 20 kPa, 40 kPa, 80 kPa and 160 kPa. Each stress value was applied and sustained for about 15 days.

MSW compressibility was based on one-dimensional consolidation theory propose by Sowers (1973), which considers total settlement of MSW is composed by two parts: one primary and other secondary. The first part refers to immediate settlement due to stress applications, and the second part is associated with strains from mechanical fluency (*creep*) and from MSW biological decomposition.



Figure 3 Edometric chamber



Figure 4 MSW compacted into the edometric chamber

Primary and secondary settlements are obtained by Equations (2) and (3):

$$\Delta H_1 = H \frac{C_c}{1+e_0} \log \frac{\sigma_0 + \Delta\sigma}{\sigma_0}$$

(2)

$$\Delta H_2 = H \frac{C_\alpha}{1+e_0} \log \frac{t_2}{t_1}$$

(3)

Where:

- $\Delta H_1$ : primary settlement of a layer with H thickness;
- $\Delta H_2$ : secondary settlement of a layer with H thickness;
- $e_0$ : MSW initial void ratio;
- $C_c$ : primary compression index;
- $C_\alpha$ : secondary compression index;
- $\sigma_0$ : initial vertical stress at the layer middle;
- $\Delta\sigma$ : additional vertical stress at the layer middle;
- $t_1$ : initial time to obtain secondary settlement;
- $t_2$ : final time to obtain secondary settlement.

Hence, the determinations of the primary compression index ( $C_c$ ) and the secondary compression index ( $C_\alpha$ ) are necessary. The primary compression coefficient ( $C'_c$ ) and secondary compression coefficient ( $C'_\alpha$ ) relate to initial void ratio of MSW and are also calculated.

The primary compression index ( $C_c$ ) and the primary compression coefficient ( $C'_c$ ) values are determined from the graphic void ratio *versus* stress logarithm, which is defined by the compressibility test, using the equations (4) and (5).

$$C_c = \frac{\Delta e}{\Delta \log(\sigma_v)}$$

(4)

$$C'_c = \frac{C_c}{1+e_0}$$

(5)

Where:

- $\sigma_v$ : vertical stress applied;
- $\Delta e$ : difference between final and initial ratio void of the MSW;
- $e_0$ : initial void ratio at each loading pathway;

The secondary compression index ( $C_\alpha$ ) and the secondary compression coefficient ( $C'_\alpha$ ) are determined from the graphic void ratio *versus* time logarithm, which is defined by the compressibility test for each loading pathway, using the equations (6) and (7).

$$C_\alpha = \frac{\Delta e}{\Delta \log(t)} \quad (6)$$

$$C'_\alpha = \frac{C_\alpha}{1 + e_0} \quad (7)$$

## RESULTS AND DISCUSSION

### MSW Gravimetric Composition

MSW gravimetric composition is presented in Table 1. MSW showed average gravimetric moisture content of 116,8 % and average solid unit weight of 17 kN/m<sup>3</sup>.

Table 1 MSW gravimetric composition

Categories	Mass (kg)	Percent (%)
Organic matter	77,55	70,50
Paper	9,10	8,27
Diapers and absorvents	5,10	4,64
Recyclable pack	1,05	0,95
Non-ferrous metal	1,45	1,32
Ferrous metal	0,90	0,82
Tissue	1,60	1,45
Glass	1,80	1,64
Plastic	11,95	10,41
Wood	0	0
Soil	0	0

Typical values for Brazilian waste can be seen in Table 1, such as high organic matter values. Gravimetric moisture content and solid unit weight values obtained were observed in Carvalho (1999), Marques et al. (2003) and Nascimento (2007).

### Permeability Test

MSW saturated hydraulic conductivity values can be observed in Table 2.

Table 2 Results of permeability tests.

Points	Hydraulic conductivity (cm/s)		
	MSW age		
	1 day	2 days	7 days
h1 e h2	4.88x 10 <sup>-3</sup>	1.53x 10 <sup>-3</sup>	3.20x 10 <sup>-2</sup>
h2 e h3	2.13x 10 <sup>-2</sup>	-----	3.54x 10 <sup>-1</sup>
h3 e h4	1.66x 10 <sup>-3</sup>	5.99x 10 <sup>-4</sup>	1.86x 10 <sup>-2</sup>
h4 e h5	1.08x 10 <sup>-4</sup>	4.80x10 <sup>-5</sup>	4.72x10 <sup>-2</sup>
h1 e h5	<b>3.98x 10<sup>-4</sup></b>	<b>1.74x 10<sup>-4</sup></b>	<b>3.34x 10<sup>-3</sup></b>

Saturated hydraulic conductivity values obtained varied between  $10^{-1}$  e  $10^{-4}$  cm/s being in compliance with values obtained in technical literature (Fungaroli & Steiner 1979, Ettala 1987, Landva & Clark 1990, Oweis et al.1990, Edgers et al. 1992, Gabr & Valero 1995; Durmusoglu et al. 2006) and average values were about  $10^{-3}$  cm/s.

Loss of load is not constant along the MSW sample due to its heterogeneity. So, different saturated hydraulic conductivity values were found when distinct cross sections were considered.

Significant different hydraulic conductivity values were not verified regarding MSW age, despite the MSW heterogeneity. This fact indicates the need to perform a large number of tests to obtain representative data and a MSW behavior tendency.

### Compressibility Test

Void ratio *versus* square root of time curves is presented in Figure 5. Void ratio *versus* logarithm vertical stress curve obtained for MSW is presented in Figure 6.

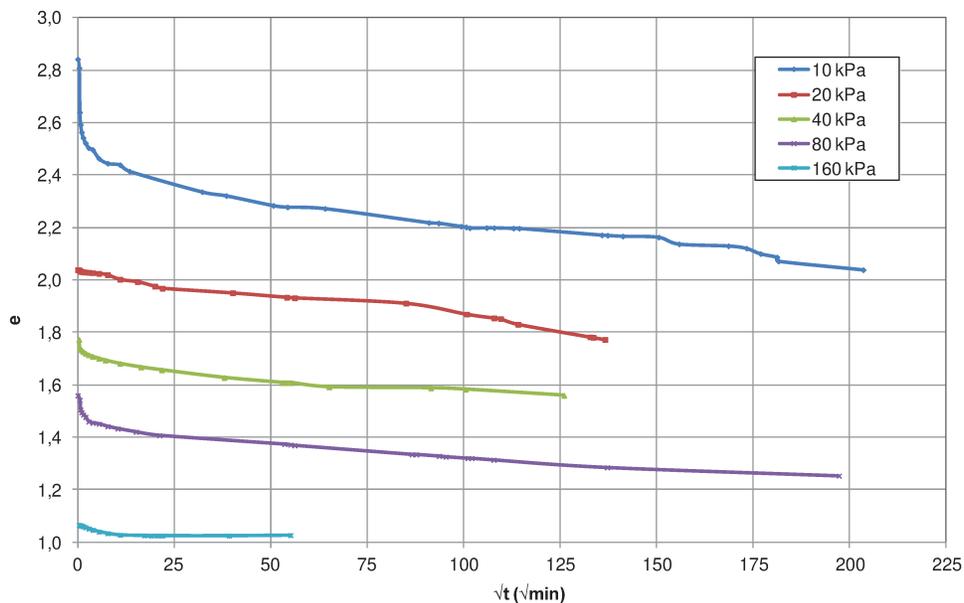


Figure 5 Void ratio *versus* square root of time curves.

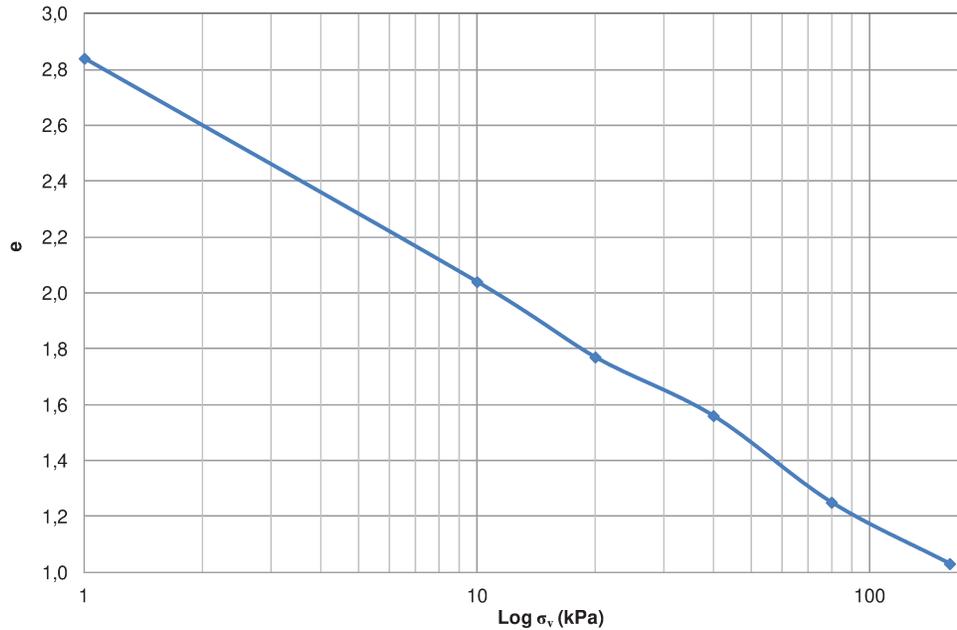


Figure 6 Void ratio *versus* logarithm vertical stress.

Observing the initial stretch of the curves in the Figure 5, the primary compression process for the MSW is relatively quick and finishes in few minutes. At  $t^{1/2}$  values lesser than about  $10 \text{ min}^{1/2}$ , there is a sharp decrease of the void ratio, characterizing the primary settlement of the MSW. After, the decrease of the void ratio becomes linear with the time variation, characterizing the secondary settlement.

This fact can be associated with high permeability of MSW, and hence, with quickly dissipation of pore pressure generated after loading. Peats have similar behavior to MSW, however, the biodegradation influenced less the secondary compression.

The primary compression index value ( $C_c$ ) and the primary compression coefficient value ( $C'_c$ ) of the MSW can be determined from Figure 6. The values obtained were  $C_c = 0,821$  and  $C'_c = 0,214$ . Sowers (1974) proposes that the primary compression coefficient should be between 0,15 and 0,3 values, hence, the value obtained in this research is according of this author. Carvalho (1999) obtained similar values for the primary compression index and coefficient for MSW from southeastern Brazil.

The secondary compression index values ( $C_\alpha$ ) and the secondary compression coefficient values ( $C'_\alpha$ ) of the MSW were determined using the graphics from Figure 5 and are presented in Table 2 regarding the stress applied.

Table 2  $C_\alpha$  e  $C'_\alpha$  values

Stress (kPa)	$C_\alpha$	$C'_\alpha$
10	0,143	0,037
20	0,051	0,017
40	0,038	0,014
80	0,063	0,025
160	0,009	0,005

The  $C_\alpha$  value at stress 10 kPa can be disregarded because in the first load there is interferences due to piston accommodations on MSW sample top into the edometric chamber. The  $C_\alpha$  value at stress 160 kPa can also be disregarded because there were problems with leaks during this loading. Hence, the  $C_\alpha$  values varied between 0.038 and 0.051 and the  $C'_\alpha$  values between 0.015 and 0.025

Sowers (1974) proposes secondary compression coefficient values varying as  $0.052 \pm 0.004$ . The  $C'_\alpha$  values obtained in this research were less than one proposed by Sowers (1974), however, they were similar to values found Carvalho (1999) for MSW from southeastern Brazil.

MSW studied presented high compressibility represented by well defined secondary compression strength and by linear behaviour in relation to time logarithm.

## CONCLUSION

This research presented results from permeability and compressibility tests performed at municipal sanitary waste (MSW) samples collected from sanitary landfill located in Campinas city, São Paulo state, Brazil. The tests were performed with large scale equipments developed in order to study heterogeneous material features constituted of large particles, as MSW.

Saturated hydraulic conductivity values obtained were in the order of  $10^{-3}$  cm/s, being in accordance with other values from technical literature. The influence of waste age on hydraulic conductivity was not available due to small number of tests performed.

The MSW studied presented high compressibility. The primary compression process occurred relatively quickly in few minutes. After this, the linear strains increased with logarithm time expressively, characterizing the secondary compression.

## ACKNOWLEDGEMENTS

The authors would like to thanks to FAPESP (“Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de São Paulo”) for research supporting (process number 2010/18560-4) and for doctor scholarship (process number 2011/06080-0) granted.

## REFERENCES

- ABNT – Brazilian Association of Technical Standards (1995) *Determination of Coefficient of Permeability of Granular Soils at Constant Load*. NBR 13292, Rio de Janeiro (in portuguese).
- Borgatto, A. V. A. *Study of the Effect of Fiber and Morphology in Stability of Landfill Solid Waste*. Thesis (MsC). Rio de Janeiro: UFRJ, 2006, 157p (in portuguese).
- Carvalho, A.R. (2002) *A New Equipment to Measure Geotechnical Parameters of Municipal Solid Waste*. Development and Application on the Sanitary Landfill of Santo André - São Paulo. M.Sc. Thesis. Viçosa, UFV, p. 120. (in portuguese).
- Carvalho, M.F. (1999) *Geotechnical behavior of municipal solid waste*. São Carlos. 300p. Thesis (PhD) – Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo (in portuguese).
- Catapreta, C.A.A. (2008) *Behavior of an experimental landfill: an assessment of the influence of design, construction and operation*. Thesis (PhD). UFMG, 2008 (in portuguese).
- Durmusoglu, E., Sanches, I.M., Corapcioglu, M.Y. (2006) *Permeability and compression characteristics of municipal solid waste samples*. Environ Geol 50: 773–786.
- Edgers, L., Noble, J.J., Williams, E. (1992) *A biological model for long term settlement in landfills*. In: Usmen MA, Acar YB (eds) Environmental geotechnology. Balkema, Rotterdam, pp 177–184.
- Edil, T.B., Ranguette, V.J., Wuellner, W.W. (1990) *Settlement of municipal refuse*. In: LANDVA, A.; KNOWLES, D., eds., Geotechnics of Waste Fills – Theory and Practice, ASTM STP 1070, American Society for Testing and Materials, Philadelphia, p.225-239.
- El-Fadel, M., Al-Rashed, H. (1998) *Settlement in municipal solid waste landfills*. Field scale experiments; II- mathematical modeling Journal of Solid Waste Technology and Management, v.25, n.2, p.89-104.
- Ettala, M. (1987) *Infiltration and hydraulic conductivity at a sanitary landfill*. Aqua Fennica 17:231–237.
- Fungaroli, A.A., Steiner, R.L. (1979) *Laboratory study of the behavior of a sanitary landfill*. J Water Pollut Control Fed 43:252–267.
- Gabr, M.A., Valero, S.N. (1995) *Geotechnical properties of municipal solid waste*. Geotech Test J 18:241–251.
- Grisolia, M., Gasparini, A., Saetti, G.F. (1993) *Survey on waste compressibility*. Proc., 4th International Landfill Symposium - Sardinia 93, S. Margherita di Pula, Cagliari, Italy, p.1447-1456.
- Hudson, A.P., White, J.K., Beaven, R.P., Powrie, W. (2004) *Modelling the compression behaviour of landfilled domestic waste*. Waste Manag 24:259–269.
- Keene, P. (1977) *Sanitary landfill treatment*. Interstate Highway 84. Proc., Conference on Geotechnical Practice for Disposal of Solid Waste Materials, Ann Arbor, Michigan, p.632-644.

Machado, S. L.; Fard-Karimpour, M.; Shariatmadari, N.; Carvalho, M. F.; Nascimento, J. F. Evaluation of the geotechnical properties of MSW in two Brazilian landfills. *Waste Management* 30, p 2579-2591, 2010.

Marques, A.C.M., Filz, G.M., Vilar, O.M. (2003) *Composite compressibility model for municipal solid waste*. Journal of Geotechnical and Geoenvironmental Engineering, 1. 129:4, p. 372-378.

Moore, P.J., Pedler, I.V. (1977) *Some measurements of compressibility of sanitary landfill material*. Proc., 9th International Conference on Soil Mechanics and Foundation Engineering, Specialty Session on Geotechnical Engineering and Environmental Control, Tokyo, Japan, p.319-330.

Nascimento, J.C.F do (2007) *Mechanical Behaviour of Municipal Solid Waste*. Thesis (MsC). Escola de Engenharia de São Carlos/USP. 2007. 160p (in portuguese).

Oliveira, D.A.F. (2002) *Slope Stability of Landfills*. M.Sc. Thesis, Civil and Environmental Engineering Department, Brasilia Federal University, p. 155. (in portuguese).

Oweis, I.S., Smith, D.A., Ellwood, R.B., Greene, D.S. (1990) *Hydraulic characteristics of municipal refuse*. J Geotech Eng 116:539–553.

Powrie, W., Beaven, R.P. (1999) *Hydraulic properties of household waste and implications for landfills*. Inst Civil Eng Geotech Eng J 137:235–247.

Rao, S.K., Moulton, L.K., Seals, R.K. (1977) *Settlement of refuse landfills*. Proc., Conference on Geotechnical Practice for Disposal of Solid Waste Materials, Ann Arbor, Michigan, p.574-598.

Rocha, E.F. da, Azevedo, R.F. de. (2008) *Determination of Hydraulic Conductivity and Field Capacity of Municipal Solid Waste*. XIV Brazilian Congress of Soil Mechanics and Geotechnical Engineering. Búzios/RJ. 2008, CD-Rom (in portuguese).

Simões, G.T., Campos, T.M.P. (2002) *A coupled mechanical and biological model to estimate settlement in solid waste landfill*. Proceedings 4<sup>th</sup> International Symposium on Environmental Geotechnics, Rio de Janeiro, v. 1, pp 283-288.

Sowers, G.F. (1973) *Settlement of waste disposal fills*. Proc., 8TH International Conference on Soil Mechanics and Foundation Engineering, Moscou, Rússia, v.22, p.207- 210.

Wall, D.K., Zeiss, C. (1995) *Municipal landfill biodegradation and settlement*. Journal of Environmental Engineering, ASCE, v.121, n.3, p.214-224.

Wallis, S. (1991) *Factors affecting settlement at landfills sites*. Proc., The Planning and Engineering of Landfills, Midland Geotechnical Society, p.183-186.

<b>Condutividade Hidráulica Saturada (<math>K_{sat}</math>) - Segunda Fase - Permeâmetro Grande (PG)</b>																	
<b>Ensaio</b>	<b>Data</b>	<b>T<sub>op</sub></b> (dias)	<b>V<sub>a</sub></b> (m <sup>3</sup> )	<b>T<sub>a</sub></b> (s)	<b>Q</b> (m <sup>3</sup> /s)	<b>A</b> (m <sup>2</sup> )	<b>ΔL</b> (m)	<b>Δh<sub>1-2</sub></b> (m)	<b>Δh<sub>2-3</sub></b> (m)	<b>Δh<sub>3-4</sub></b> (m)	<b>Δh<sub>4-5</sub></b> (m)	<b>K<sub>sat1-2</sub></b> (m/s)	<b>K<sub>sat2-3</sub></b> (m/s)	<b>K<sub>sat3-4</sub></b> (m/s)	<b>K<sub>sat4-5</sub></b> (m/s)	<b>K<sub>sat med.</sub></b> (m/s)	<b>Des. Pad.</b> (m/s)
1	29/1/2013	5	0,005	117	4,3E-05	0,07	0,2	0,01	0,01	0,01	0,03	0,024	0,024	0,024	0,005	1,9E-02	2,8E-04
2	31/1/2013	7	0,005	93	5,4E-05	0,07	0,2	0,03	0,01	0,01	0,05	0,006	0,030	0,030	0,003	1,8E-02	6,6E-04
3	7/2/2013	14	0,005	87	5,7E-05	0,07	0,2	0,01	0,01	0,01	0,03	0,033	0,033	0,033	0,005	2,6E-02	5,5E-04
4	14/2/2013	21	0,005	118	4,2E-05	0,07	0,2	0,01	0,01	0,01	0,03	0,024	0,024	0,024	0,004	1,9E-02	3,0E-04
5	21/2/2013	28	0,005	112	4,5E-05	0,07	0,2	0,01	0,01	0,01	0,01	0,025	0,025	0,025	0,013	2,2E-02	1,2E-04
6	26/2/2013	33	0,005	101	5,0E-05	0,07	0,2	0,01	0,01	0,01	0,01	0,028	0,028	0,028	0,028	2,8E-02	0,0E+00
7	5/3/2013	40	0,005	107	4,7E-05	0,07	0,2	0,02	0,01	0,02	0,01	0,009	0,026	0,009	0,026	1,8E-02	3,1E-04
8	12/3/2013	47	0,005	91	5,5E-05	0,07	0,2	0,01	0,01	0,01	0,03	0,031	0,016	0,016	0,006	1,7E-02	3,2E-04
9	19/3/2013	54	0,005	157	3,2E-05	0,07	0,2	0,01	0,01	0,01	0,02	0,018	0,018	0,018	0,006	1,5E-02	1,1E-04
10	26/3/2013	61	0,005	118	4,2E-05	0,07	0,2	0,01	0,02	0,01	0,06	0,012	0,008	0,012	0,002	8,5E-03	6,5E-05
11	2/4/2013	68	0,005	111	4,5E-05	0,07	0,2	0,01	0,01	0,02	0,02	0,013	0,026	0,006	0,009	1,3E-02	2,2E-04
12	9/4/2013	75	0,005	186	2,7E-05	0,07	0,2	0,05	0,01	0,01	0,02	0,002	0,015	0,015	0,005	9,3E-03	1,5E-04
13	16/4/2013	82	0,005	181	2,8E-05	0,07	0,2	0,02	0,01	0,01	0,01	0,005	0,008	0,008	0,016	9,1E-03	6,1E-05
14	23/4/2013	89	0,005	128	3,9E-05	0,07	0,2	0,01	0,04	0,02	0,11	0,011	0,003	0,007	0,001	5,6E-03	6,0E-05
<b>Peso específico total = 4,9 kN/m<sup>3</sup></b>						<b>Média</b>										<b>1,6E-02</b>	<b>2,3E-04</b>

T<sub>op</sub> = Tempo de Operação; V<sub>a</sub> = Volume Amostral; T<sub>a</sub> = Tempo Amostral; Q = Vazão; A = Área da seção transversal do permeâmetro PG; ΔL = Distância fixa entre os pontos de prova; Δh<sub>1-2</sub> = Diferença entre as cargas hidráulicas nos pontos analisados; K<sub>sat1-2</sub> = Condutividade hidráulica saturada entre os pontos analisados; K<sub>sat med.</sub> = Condutividade hidráulica média entre todos os pontos analisados; Desv. Pad. = Desvio Padrão.

<b>Condutividade Hidráulica Saturada (<math>K_{sat}</math>) - Segunda Fase - Permeômetro Pequeno (PP)</b>																	
<b>Ensaio</b>	<b>Data</b>	<b>T<sub>op</sub></b> <b>(dias)</b>	<b>V<sub>a</sub></b> <b>(m<sup>3</sup>)</b>	<b>T<sub>a</sub></b> <b>(s)</b>	<b>Q</b> <b>(m<sup>3</sup>/s)</b>	<b>A</b> <b>(m<sup>2</sup>)</b>	<b>ΔL</b> <b>(m)</b>	<b>Δh<sub>1-2</sub></b> <b>(m)</b>	<b>Δh<sub>2-3</sub></b> <b>(m)</b>	<b>Δh<sub>3-4</sub></b> <b>(m)</b>	<b>Δh<sub>4-5</sub></b> <b>(m)</b>	<b>K<sub>sat1-2</sub></b> <b>(m/s)</b>	<b>K<sub>sat2-3</sub></b> <b>(m/s)</b>	<b>K<sub>sat3-4</sub></b> <b>(m/s)</b>	<b>K<sub>sat4-5</sub></b> <b>(m/s)</b>	<b>K<sub>sat</sub></b> <b>med.</b> <b>(m/s)</b>	<b>Des.</b> <b>Pad.</b> <b>(m/s)</b>
1	18/10/2012	9	0,005	1704	2,9E-06	0,071	0,15	0,04	0,35	0,29	0,71	1,8E-04	7,9E-04	8,0E-05	2,0E-04	3,1E-04	3,1E-07
2	25/10/2012	16	0,005	1508	3,3E-06	0,071	0,15	0,03	0,28	0,17	0,13	2,3E-04	1,1E-03	5,3E-05	4,0E-05	3,6E-04	7,9E-07
3	1/11/2012	23	0,005	1611	3,1E-06	0,071	0,15	0,01	0,05	0,02	0,04	1,3E-03	5,9E-03	4,4E-06	1,0E-05	1,8E-03	2,3E-05
4	8/11/2012	30	0,005	1110	4,5E-06	0,071	0,15	0,03	0,13	0,05	0,32	3,8E-04	3,4E-03	1,9E-05	1,4E-04	9,8E-04	7,9E-06
5	14/11/2012	36	0,005	1260	4,0E-06	0,071	0,15	0,03	0,08	0,11	0,18	3,4E-04	4,7E-03	4,1E-05	6,7E-05	1,3E-03	1,5E-05
6	22/11/2012	44	0,005	1221	4,1E-06	0,071	0,15	0,01	0,14	0,04	0,38	8,7E-04	2,9E-03	1,5E-05	1,4E-04	9,7E-04	5,2E-06
7	29/11/2012	51	0,005	1304	3,8E-06	0,071	0,15	0,03	0,10	0,05	0,06	2,7E-04	3,6E-03	1,6E-05	2,0E-05	9,8E-04	9,3E-06
8	6/12/2012	58	0,005	1054	4,7E-06	0,071	0,15	0,04	0,21	0,08	0,68	2,5E-04	2,1E-03	3,6E-05	3,0E-04	6,8E-04	2,8E-06
9	13/12/2012	65	0,005	1072	4,7E-06	0,071	0,15	0,02	0,11	0,14	0,03	6,6E-04	4,2E-03	5,9E-05	1,1E-05	1,2E-03	1,2E-05
10	20/12/2012	72	0,005	1117	4,5E-06	0,071	0,15	0,01	0,02	0,14	0,18	9,5E-04	2,8E-02	5,9E-05	7,4E-05	7,3E-03	5,8E-04
11	10/1/2013	93	0,005	601	8,3E-06	0,071	0,15	0,01	0,01	0,01	0,02	1,8E-03	7,9E-02	3,9E-06	1,6E-05	2,0E-02	4,6E-03
12	17/1/2013	100	0,005	1034	4,8E-06	0,071	0,15	0,01	0,07	0,02	0,05	2,1E-03	7,0E-03	6,8E-06	2,3E-05	2,3E-03	3,3E-05
13	24/1/2013	107	0,005	892	5,6E-06	0,071	0,15	0,01	0,04	0,02	0,06	1,2E-03	3,4E-04	7,9E-04	2,0E-04	6,3E-04	6,1E-07
14	31/1/2013	114	0,005	606	8,3E-06	0,071	0,15	0,01	0,05	0,01	0,08	1,8E-03	3,9E-04	1,8E-03	2,2E-04	1,0E-03	2,1E-06
15	7/2/2013	121	0,005	686	7,3E-06	0,071	0,15	0,01	0,03	0,01	0,05	1,5E-03	1,1E-04	3,4E-04	6,9E-05	5,2E-04	1,5E-06
16	14/2/2013	128	0,005	675	7,4E-06	0,071	0,15	0,01	0,01	0,02	0,01	3,1E-03	7,0E-04	2,3E-04	7,0E-04	1,2E-03	5,2E-06
17	21/2/2013	135	0,005	462	1,1E-05	0,071	0,15	0,01	0,02	0,05	0,02	2,3E-03	3,4E-04	1,1E-04	3,4E-04	7,7E-04	3,1E-06
18	26/2/2013	140	0,005	519	9,6E-06	0,071	0,15	0,01	0,02	0,01	0,01	4,1E-03	2,3E-04	4,5E-04	4,5E-04	1,3E-03	1,0E-05
19	5/3/2013	147	0,005	668	7,5E-06	0,071	0,15	0,01	0,03	0,01	0,05	1,6E-03	1,4E-04	3,5E-04	7,8E-05	5,4E-04	1,5E-06
20	12/3/2013	154	0,005	518	9,7E-06	0,071	0,15	0,02	0,01	0,03	0,02	1,0E-03	4,5E-04	1,5E-04	2,3E-04	4,6E-04	4,7E-07
21	19/3/2013	161	0,005	580	8,6E-06	0,071	0,15	0,04	0,03	0,03	0,05	5,2E-04	7,3E-04	6,1E-04	4,1E-04	5,7E-04	5,7E-08
22	26/3/2013	168	0,005	616	8,1E-06	0,071	0,15	0,01	0,03	0,01	0,02	3,4E-03	3,1E-02	3,8E-06	1,5E-05	8,5E-03	6,6E-04
23	2/4/2013	175	0,005	672	7,4E-06	0,071	0,15	0,01	0,05	0,01	0,01	1,6E-03	1,6E-02	3,5E-06	3,5E-06	4,3E-03	1,7E-04
24	9/4/2013	182	0,005	714	7,0E-06	0,071	0,15	0,01	0,01	0,01	0,02	3,0E-03	6,6E-02	3,3E-06	1,3E-05	1,7E-02	3,2E-03
25	16/4/2013	189	0,005	646	7,7E-06	0,071	0,15	0,02	0,01	0,01	0,03	8,2E-04	7,3E-02	3,7E-06	1,8E-05	1,8E-02	4,0E-03
26	23/4/2013	196	0,005	804	6,2E-06	0,071	0,15	0,02	0,01	0,28	0,05	8,8E-04	5,9E-02	1,6E-04	2,6E-05	1,5E-02	2,6E-03
<b>Peso específico total = 7,2 kN/m<sup>3</sup></b>							<b>Média</b>									<b>4,2E-03</b>	<b>6,1E-04</b>

T<sub>op</sub> = Tempo de Operação; V<sub>a</sub> = Volume Amostral; T<sub>a</sub> = Tempo Amostral; Q = Vazão; A = Área da seção transversal do permeômetro PG; ΔL = Distância fixa entre os pontos de prova; Δh<sub>1-2</sub> = Diferença entre as cargas hidráulicas nos pontos analisados; K<sub>sat1-2</sub> = Condutividade hidráulica saturada entre os pontos analisados; K<sub>sat med.</sub> = Condutividade hidráulica média entre todos os pontos analisados; Desv. Pad. = Desvio Padrão.