



**Armando Borges de Castilhos Junior**  
**Lisete Celina Lange**  
**Luciana Paulo Gomes**  
**Neide Pessin**  
**(organizadores)**

**Alternativas de Disposição de**  
**Resíduos Sólidos Urbanos para**  
**Pequenas Comunidades**  
**(coletânea de trabalhos técnicos)**



**REDE COOPERATIVA DE PESQUISAS**

**Alternativas de Disposição de  
Resíduos Sólidos Urbanos para  
Pequenas Comunidades**  
(coletânea de trabalhos técnicos)

*INSTITUIÇÕES PARTICIPANTES*  
**UFSC, UFMG, UNISINOS, UCS**



Copyright © 2002 ABES – RJ

1ª Edição – tiragem: 1.000 exemplares

*Projeto gráfico, revisão, editoração eletrônica e fotolitos:*

RiMa Artes e Textos

Rua Conselheiro João Alfredo, 175 – Jd Paraíso

CEP 13561-110 – São Carlos-SP

Fone: (0xx16) 272-5269 Fax: (0xx16) 272-3264

www.rimaeditora.com.br e-mail: rmartes@terra.com.br

*Coordenadores*

Armando Borges de Castilhos Junior

Lisete Celina Lange

Luciana Paulo Gomes

Neide Pessin

**Alternativas de Disposição de Resíduos Sólidos Urbanos  
para Pequenas Comunidades (coletânea de trabalhos  
técnicos) / Armando Borges de Castilhos Junior,  
Lisete Celina Lange, Luciana Paulo Gomes, Neide  
Pessin (organizadores). Rio de Janeiro : RiMa,  
ABES, 2002.**

**104 p.**

**Projeto PROSAB.**

**ISBN: 85-86552-35-6**

- 1. Resíduos urbanos. 2. Aterro sanitário.**
- 3. Digestão anaeróbia. 4. Líquidos lixiviados.**
- 5. Transporte de contaminantes.**



## **Armando Borges de Castilhos Junior (organizadores)**

### **Coordenadores institucionais do projeto**

Armando Borges de Castilhos Junior  
Universidade Federal de Santa Catarina – UFSC  
Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental  
Laboratório de Pesquisas em Resíduos Sólidos – LARESO

Lisete Celina Lange  
Universidade Federal de Minas Gerais

Luciana Paulo Gomes  
Universidade do Vale do Rio dos Sinos – UNISINOS  
Centro de Ciências Exatas e Tecnológicas

Neide Pessin  
Universidade de Caxias do Sul  
Instituto de Saneamento Ambiental

### **Consultores**

Jurandy Povinelli  
Escola de Engenharia de São Carlos – EESC-USP  
Departamento de Hidráulica e Saneamento

Viviana Maria Zanta Baldochi  
Universidade Federal da Bahia  
Escola Politécnica, Departamento de Hidráulica e Saneamento



## ORGANIZADORES

### **Armando Borges de Castilhos Junior**

Universidade Federal de Santa Catarina – UFSC  
Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental  
Laboratório de Pesquisas em Resíduos Sólidos – LARESO  
Campus Universitário – Bairro Trindade  
CEP 88040-970 Florianópolis – SC  
Fone (48) 331-7097 Fax (48) 331-9823 E-mail: [borges@ens.ufsc.br](mailto:borges@ens.ufsc.br)

### **Lisete Celina Lange**

Universidade Federal de Minas Gerais  
Avenida do Contorno, 842 – 7º andar – Centro  
CEP 31110-060 Belo Horizonte – Minas Gerais  
Fone (31) 3238-1039 Fax (31) 3238-1879 E-mail: [lisete@desa.ufmg.br](mailto:lisete@desa.ufmg.br)

### **Luciana Paulo Gomes**

Universidade do Vale do Rio dos Sinos – UNISINOS  
Centro de Ciências Exatas e Tecnológicas  
Av. Unisinos, 950  
CEP 93030-040 São Leopoldo – RS  
Fone (51) 590-3333 ramal 1783 Fax (51) 590-8177 E-mail: [lugomes@euler.unisinos.br](mailto:lugomes@euler.unisinos.br)

### **Neide Pessin**

Universidade de Caxias do Sul  
Instituto de Saneamento Ambiental  
Rua Francisco Getúlio Vargas, 1130  
CEP 95001-970 Caxias do Sul – RS  
Fone: (54) 218-2507 E-mail: [npessin@ucs.tche.br](mailto:npessin@ucs.tche.br)



## **GRUPO COORDENADOR DO PROSAB**

Prof. Jurandyr Povinelli – EESC  
jpovinel@sc.usp.br

Prof. Cícero O. de Andrade Neto – UFRN  
cicero@ct.ufrn.br

Deíza Lara Pinto – CNPq  
dcorrea@sc.usp.br

Wilson Auerswald – CNPq  
Wilson\_Auerswald@sirius.cnpq.br

Marcos Helano Montenegro – CAESB  
marcoshelano@yahoo.com

Anna Virgínia Machado – ABES  
annav@ax.apc.org

Sandra Bondarowsky – CAIXA  
cbarroso@ruralrj.com.br

Dalmo Albuquerque Lima – MCT  
dalmo@mct.gov.br

Elisabete Pinto Guedes – FINEP  
epguedes@finep.gov.br

Célia Maria Poppe de Figueiredo  
cmfigue@finep.gov.br

# Apresentação

---

Os municípios brasileiros, em sua maioria, possuem grande demanda por sistemas urbanos de saneamento de resíduos sólidos urbanos. Dados recentes (IBGE, 2000) demonstram que no Brasil ainda persiste a deposição em “lixões” como forma mais comum de destinação final dos resíduos sólidos coletados, o que implica a ocorrência de problemas sociais, econômicos, sanitários, de poluição e de contaminação do meio.

Dentre os municípios, as pequenas comunidades tentam equacionar os problemas ambientais decorrentes da destinação final inadequada, muitas vezes com grandes dificuldades, por apresentarem carências de recursos técnicos e financeiros. Por outro lado, a área de conhecimento científico em resíduos sólidos, mais especificamente no que concerne às alternativas de disposição final de resíduos sólidos urbanos, apresenta inúmeras lacunas e questões a serem, respectivamente, preenchidas e respondidas.

Neste contexto, esta “Coletânea de Trabalhos Técnicos” cumpriu, com mérito, a missão a que se propôs: gerar conhecimento, com qualidade e rigor científico, e atender a uma demanda premente de nossa sociedade ao disponibilizar alternativas tecnológicas eficazes e acessíveis às comunidades de pequeno porte.

Os artigos científicos apresentados fornecem relevantes contribuições, obtidas em experimentos em escala de laboratório e real, pertinentes ao projeto, implantação e operação de aterros para comunidades de pequeno porte, enfocando aspectos que abrangem, entre outros tópicos, desde a metodologia de análise de parâmetros físico-químicos, técnicas operacionais como a recirculação dos líquidos lixiviados até o desenvolvimento de um Sistema de Apoio à Decisão para Seleção de Áreas.

Ressalta-se que esta publicação é um dos produtos da rede de pesquisa formada pela UFSC, UNISINOS, UCS e UFMG sobre o tema “Alternativas de Disposição de Resíduos Sólidos Urbanos para Pequenas Comunidades”, do Edital 3 desenvolvido no âmbito do Programa de Pesquisa em Saneamento Básico – PROSAB, induzido e fomentado pela Financiadora de Estudos e Projetos (FINEP), pelo Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq) e pela Caixa Econômica Federal (CAIXA).

Finalmente, aproveito a oportunidade para congratular-me com os autores por esta excelente publicação e expressar minha satisfação em poder apresentá-la a todos que buscam a melhoria da qualidade de vida em nosso país.

*Prof<sup>a</sup>. Viviana Maria Zanta Baldochi\**

Universidade Federal da Bahia, Escola Politécnica, Departamento de Hidráulica e Saneamento.  
Rua Aristides Novis, 02, 4<sup>o</sup> andar, Federação  
Salvador, BA, CEP 40210-630

---

\*Engenheira Civil, com ênfase em Engenharia Urbana pela UFSCar, Mestre em Hidráulica e Saneamento pela EESC-USP, Doutora em Engenharia, na Área de Concentração Hidráulica e Saneamento. Pós-doutorado em Resíduos Sólidos na EESC-USP. Prof<sup>a</sup>. Adjunta do Departamento de Hidráulica e Saneamento da Escola Politécnica da Universidade Federal da Bahia.

# Sumário

## Tema 1

### Concepção de Sistemas de Disposição Final para Municípios de Pequeno Porte

1. Sistema de Apoio à Decisão (SAD) em Seleção de Áreas de Aterros Sanitários para Pequenas Comunidades .....	03
2. Concepção e Implantação de Células Piloto de Aterramento de Resíduos Sólidos .....	13
3. Trincheiras em Série para Disposição Final de Resíduos Sólidos Urbanos .....	19
4. Implantação e Operação de um Aterro Sustentável para Pequena Comunidade.....	29

## Tema 2

### Geração, Recirculação de Líquidos Percolados e Controle da Digestão Anaeróbia

5. Balanço Hídrico em Aterros de Resíduos Sólidos Urbanos – Escala Experimental de Laboratório.....	39
6. Monitoramento do Processo de Digestão Anaeróbia dos Resíduos Sólidos Dispostos em Duas Células Piloto de Aterramento .....	47
7. Monitoramento da Recirculação de Líquidos Lixiviados em Sistemas de Disposição Final de Resíduos Sólidos Urbanos .....	55
8. Estudo Comparativo de Metodologias para Análises Físico-químicas de Resíduos Sólidos Urbanos.....	67

## Tema 3

### Estudo da Contaminação por Líquidos Percolados em Sistemas de Disposição Final

9. Estudo da Retenção de Poluentes Veiculados por Lixiviados de Aterro Sanitário em Solos Argilosos .....	77
10. Estudo do Transporte de Contaminantes em Meios Porosos Aplicados a Aterros de Disposição de Resíduos Sólidos Urbanos.....	85



## Tema 1

---

# Concepção de sistemas de disposição final para municípios de pequeno porte

Artigos (UFSC, UCS, UNISINOS, UFMG)

1. Sistema de Apoio à Decisão (SAD) em Seleção de Áreas de Aterros Sanitários para Pequenas Comunidades.
2. Concepção e Implantação de Células Piloto de Aterramento de Resíduos Sólidos.
3. Trincheiras em Série para Disposição Final de Resíduos Sólidos Urbanos.
4. Implantação e Operação de um Aterro Sustentável para Pequena Comunidade.

# SISTEMA DE APOIO À DECISÃO (SAD) EM SELEÇÃO DE ÁREAS DE ATERROS SANITÁRIOS PARA PEQUENAS COMUNIDADES

**Sebastião Roberto Soares,<sup>1</sup> Giancarlo Lupatini<sup>2</sup> e Armando Borges de Castilhos Júnior<sup>3</sup>**

<sup>1</sup>Engenheiro Sanitarista pela Universidade Federal de Santa Catarina, Doutor pelo Institut National des Sciences Appliquées de Lyon, França, Professor do Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental da Universidade Federal de Santa Catarina

<sup>2</sup>Engenheiro Civil pela Pontifícia Universidade Católica do Paraná, 1999, Mestre em Engenharia Sanitária e Ambiental pela Universidade Federal de Santa Catarina

<sup>3</sup>Engenheiro Sanitarista pela Universidade Federal de Santa Catarina, Doutor em Gestão e Tratamento de Resíduos pelo Institut National des Sciences Appliquées de Lyon, França, Pós-doutorado pela Ecole Nationale Supérieure des Mines de Paris, ISIGE/ENSMP, Professor Adjunto IV do Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental da Universidade Federal de Santa Catarina, UFSC, Supervisor do Laboratório de Pesquisas em Resíduos Sólidos, LARESO

## RESUMO

O presente trabalho tem por objetivo o desenvolvimento de um sistema de apoio à decisão na perspectiva de atender aos profissionais das pequenas prefeituras envolvidos em questões relacionadas à escolha de áreas para implantação de aterros sanitários. A solução proposta utiliza-se dos princípios de apoio à decisão por intermédio da análise multicritério e sistemas a base de conhecimento. O desenvolvimento do sistema compreendeu certo número de atores (especialistas, o agente cognitivo e o técnico em informática) e etapas (aquisição de conhecimentos, estruturação dos conhecimentos, codificação, avaliação). Os conhecimentos adquiridos na primeira etapa da pesquisa foram encadeados e instanciados na forma de fluxogramas, os quais conduziram ao desenvolvimento de versão informatizada do sistema. O modelo obtido permitiu, por intermédio de suas funções, triar preliminarmente áreas inadequadas, verificar a adequação de uma área, realizar avaliações comparativas entre áreas segundo critérios (ambientais, de engenharia e/ou econômicos) e ponderações definidos pelo usuário e fornecer elementos de apoio para dimensionamento do empreendimento (vida útil e projeções de resíduos). Verificou-se que a implantação de aterros sanitários é formada por um conjunto finito de conhecimentos (técnicos, ambientais e econômicos), os quais podem ser estruturados de maneira a apoiar as decisões de um usuário não especialista. O desenvolvimento do sistema permitiu, além da aquisição de conhecimentos prevista, a criação de novos conhecimentos referentes à tomada de decisão multicritério no âmbito da escolha de áreas para implantação de aterros sanitários.

*Palavras-chave:* resíduos urbanos, escolha de áreas para aterros sanitários, sistemas de apoio à decisão.

## INTRODUÇÃO

Atualmente, os dados disponíveis no Brasil (IBGE, 2002) indicam que apenas 30,3% das unidades de disposição final de resíduos no Brasil são formas sanitariamente adequadas de tratamento de resíduos. Para verificar as dificuldades que representa a dispersão geográfica em termos de focos de poluição relativa à produção de resíduos nos municípios brasileiros, aproximadamente 73% destes apresentam população de até 20.000 habitantes (IBGE, 2002).

Particularmente no que se tange à utilização dos aterros sanitários como forma de disposição final de resíduos sólidos nas pequenas comunidades, pode-se considerar esse método como de grande aplicabilidade devido à facilidade operacional e pequenos custos, quando comparado com outras técnicas de disposição de resíduos urbanos. Igualmente, todas as técnicas tradicionais de gerenciamento necessitam complementarmente do aterro sanitário, na medida em que aproximadamente 30% de materiais devem ser deposi-

tados em aterro sanitário (cinzas e escórias no caso da incineração e materiais não reaproveitados no processo de compostagem). Neste processo entende-se que a escolha do local onde será implantado o aterro sanitário tem influência direta sobre os possíveis impactos ambientais, sociais e econômicos decorrentes dessa implantação. Desta maneira, a fim de que a escolha feita venha garantir as melhores condições de proteção da qualidade ambiental e da saúde pública e para atender aos interesses da comunidade, faz-se necessário o avanço em várias dimensões do processo, entre as quais citam-se a científica e a política.

Do ponto de vista científico, algumas questões referentes à escolha de áreas para implantação de aterros sanitários ainda precisam ser respondidas. Ao longo do tempo, diversas abordagens são correntemente utilizadas, mostrando-se eficazes quando aplicadas pelos especialistas. Entretanto, grande parte desses conhecimentos ainda permanece distante da realidade das pequenas comunidades, as quais dispõem de recursos técnicos e financeiros insuficientes. A

importância do desenvolvimento deste trabalho justifica-se pela necessidade de que as pequenas comunidades disponham, na primeira linha de ação, de uma ferramenta materializada sob a forma de um software, com função de apoiar o usuário na tomada de decisões envolvendo a escolha de áreas para implantação de aterros sanitários.

## OBJETIVOS

### *Geral*

- Desenvolver um sistema de apoio à decisão na perspectiva de atender aos profissionais das pequenas comunidades envolvidos nas questões relacionadas à escolha de áreas para implantação de aterros sanitários.

### *Específicos*

- Adquirir conhecimentos referentes à escolha de áreas para implantação de aterros sanitários e apoio à decisão por intermédio de sistemas.
- Criar um modelo de representação dos conhecimentos adquiridos, orientado para resolução da problemática.
- Codificar o modelo criado, visando materializar o mesmo na forma de um protótipo informatizado.
- Avaliar o protótipo, verificando a correta execução das funções previstas no modelo.

## METODOLOGIA

O desenvolvimento do sistema proposto compreendeu certo número de atores e etapas de trabalho. Entre esses atores distinguem-se as fontes de conhecimentos ou especialistas (responsável pela transferência e validação dos conhecimentos do problema), o agente cognitivo (responsável pela extração, formalização e validação dos conhecimentos no sistema) e o técnico em informática (encarregado da codificação e encadeamento dos conhecimentos). As etapas envolvidas no desenvolvimento do sistema compreenderam: aquisição de conhecimentos, estruturação dos conhecimentos, codificação e avaliação, as quais são descritas a seguir. A etapa de aquisição dos conhecimentos constituiu a maior parte do trabalho de realização do sistema proposto, a qual teve por

finalidade a representação de conhecimentos por intermédio de modelos de resolução de problemas qualitativos (Krivine & David, 1992). Grande parte da aquisição de conhecimentos baseou-se na análise de documentos levantados por intermédio de pesquisa bibliográfica e na reconstrução pessoal (interação realizador–especialista). A estruturação dos conhecimentos ou modelagem foi realizada por refinamentos sucessivos em duas fases principais: a) construir um modelo conceitual e b) instanciar o modelo.

A construção do modelo consistiu na identificação de três categorias de conhecimento: a descrição do conhecimento estático do tema (parâmetros fornecidos); o papel desses parâmetros na resolução do problema (raciocínio); e as etapas do raciocínio e a maneira de atingir os objetivos. “Instanciar” o modelo conceitual, por sua vez, consistiu em “preencher-lo”, ou incluir nele os conhecimentos necessários para atingir os objetivos da etapa de raciocínio. Assim, a modelagem de um conhecimento foi realizada progressivamente pela decomposição de “objetivos a atingir”.

Especificamente para o sistema proposto, os conhecimentos isolados foram encadeados sob a forma de fluxograma, servindo de base de verificação da lógica do processo. A terceira etapa consistiu na codificação dos conhecimentos adquiridos e modelados. Essa etapa, realizada pelo técnico em informática, consistiu na tradução e na estruturação dos modelos em uma linguagem apropriada ao ambiente informático adotado.

A avaliação consistiu na última etapa do desenvolvimento do sistema. Avaliar um sistema é uma ação que pode ser realizada sobre vários de seus componentes: os resultados, o raciocínio, a base de conhecimentos, a interface usuário-máquina etc. Por essa razão, a avaliação de sistemas a base de conhecimentos é objeto ainda de várias proposições metodológicas. Soares (1994), por exemplo, propõe uma avaliação realizada em três etapas: avaliação técnica (verifica ao longo do desenvolvimento se o sistema obedece às especificações do caderno de encargos), avaliação pragmática (verifica o impacto do sistema sobre o desempenho humano) e, finalmente, avaliação subjetiva (julgamento a respeito da convivibilidade do sistema). Neste contexto realizou-se a etapa relativa à avaliação técnica do sistema.

## DESENVOLVIMENTO E APLICAÇÕES

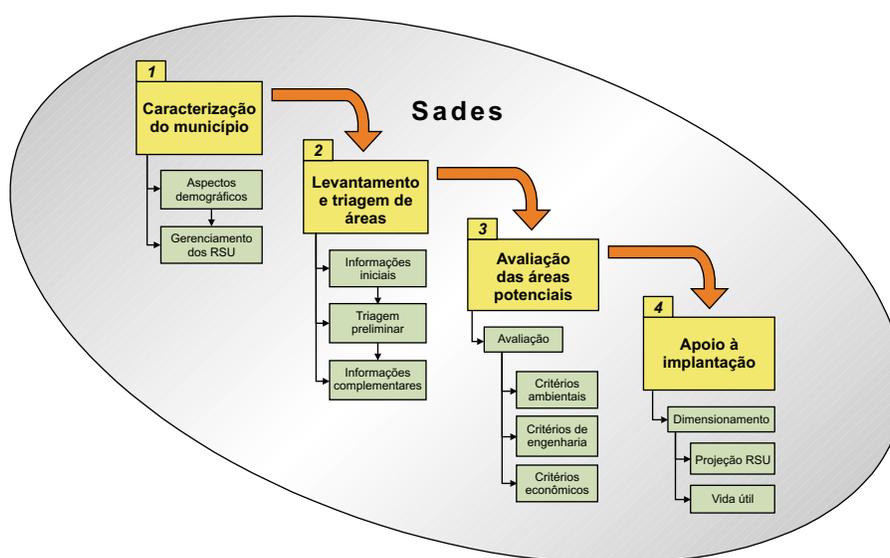
Os resultados obtidos são apresentados segundo as etapas metodológicas propostas:

### *Conhecimentos Adquiridos e Estruturados*

A aquisição de conhecimentos foi guiada segundo três temas principais: I – Aterros Sanitários, II – Escolha de Áreas para Aterros Sanitários e III – Sistemas de Apoio à Decisão (Sistemas a Base de Conhecimento e Avaliação Multicritério). Os dois primeiros temas abordaram os conhecimentos necessários à condução do processo de escolha de áreas, enquanto o último tema refere-se aos conhecimentos relativos ao desenvolvimento do próprio sistema e apoio multicritério à decisão.

**Modelo conceitual** A solução proposta parte da possibilidade de incorporar o mesmo modelo de conhecimento utilizado pelos especialistas em um programa computacional, permitindo que os usuários “não especialistas” sejam encaminhados pela resolução dos problemas por intermédio da aplicação correta do mesmo modelo (Ludvigsen, 1987). Com base nos conhecimentos adquiridos e nas necessidades dos usuários, foi estabelecida uma solução em termos de modelo conceitual para o sistema, apresentada na Figura 1.

1. Caracterização do município: compreende a etapa inicial de cadastro dos dados referentes aos aspectos demográficos e gerenciamento dos resíduos urbanos (serviço de coleta, aspectos quantitativos, disposição final) no município. O conhecimento destes dados na etapa inicial do processo permite avaliação mais realista das necessidades do município, além de servir de base para qualquer ação referente ao gerenciamento dos resíduos sólidos urbanos no município.
2. Levantamento e triagem de áreas: uma vez levantadas as informações básicas a respeito do município, inicia-se a etapa de seleção de áreas propriamente dita. Esta etapa do sistema compreende duas fases ou funções principais ao usuário: a avaliação preliminar das áreas pretendidas (com base em informações iniciais e critérios de triagem) e o cadastro das informações complementares para as áreas classificadas como potenciais.
3. Avaliação das áreas potenciais: possibilita a avaliação das áreas potenciais por intermédio do cruzamento das informações das áreas cadastradas na base de dados com as referências contidas na base de conhecimentos. Nesta etapa são disponibilizadas duas funções ao usuário: avaliar o desempenho de uma



**Figura 1** Solução proposta para o modelo conceitual.

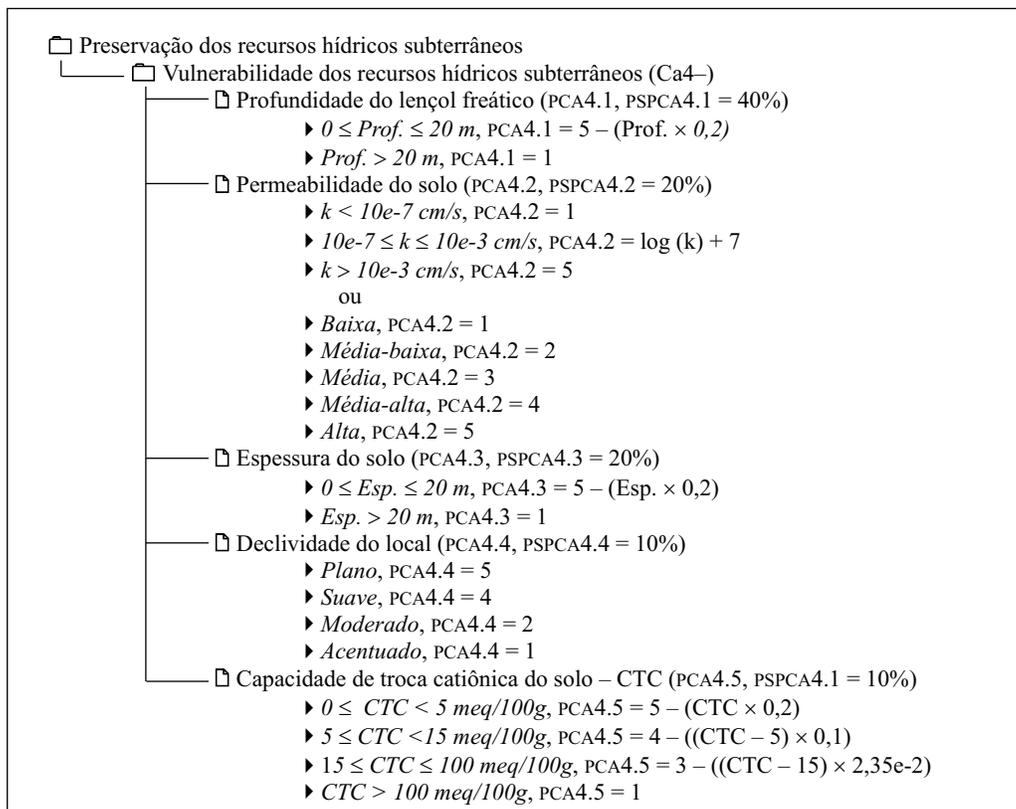
área isolada (adequação) ou proceder a uma avaliação comparativa (classificação) entre áreas. Tal procedimento baseia-se em uma metodologia de estruturação multicritério desenvolvida com exclusividade para o modelo proposto, permitindo ao usuário a análise das alternativas locais segundo três grupos de critério: ambientais (capacidade natural das áreas em atenuar os possíveis impactos ambientais negativos); de engenharia (complexidade técnica envolvida e tempo incidente sobre as diversas fases do aterro sanitário); e econômicos (principais custos variáveis com a escolha locacional relacionados às fases de implantação e operação do aterro sanitário). Para a avaliação final, o usuário deve informar sua preferência ou importância relativa intra-critérios por intermédio de um sistema de ponderações.

4. Apoio à implantação: a última etapa do sistema fornece elementos de apoio para o dimensionamento do aterro com base no cruzamento das informações referentes ao município, gerenciamento dos resíduos

e características físicas das áreas escolhidas. O sistema informa automaticamente a vida útil dos locais selecionados (utilizada também como parâmetro de avaliação na etapa anterior) ou a projeção de resíduos para um período desejado.

**Modelo instanciado** A partir do estabelecimento de uma solução para o modelo conceitual, partiu-se para a etapa de instanciação. Desta maneira foram definidos os conhecimentos e os métodos necessários para atingir os objetivos propostos no modelo conceitual. Esta etapa de estruturação dos conhecimentos foi caracterizada por diversos refinamentos do modelo, em virtude da aquisição e da criação de novos conhecimentos e da correção das deficiências encontradas no mesmo.

As Figuras 2 e 3 apresentam, respectivamente, um exemplo do detalhamento e da hierarquização final dos parâmetros estáticos do sistema e da representação dinâmica dos conhecimentos formalizados na forma de fluxograma.



**Figura 2** Exemplo do detalhamento e hierarquização dos parâmetros estáticos do sistema.

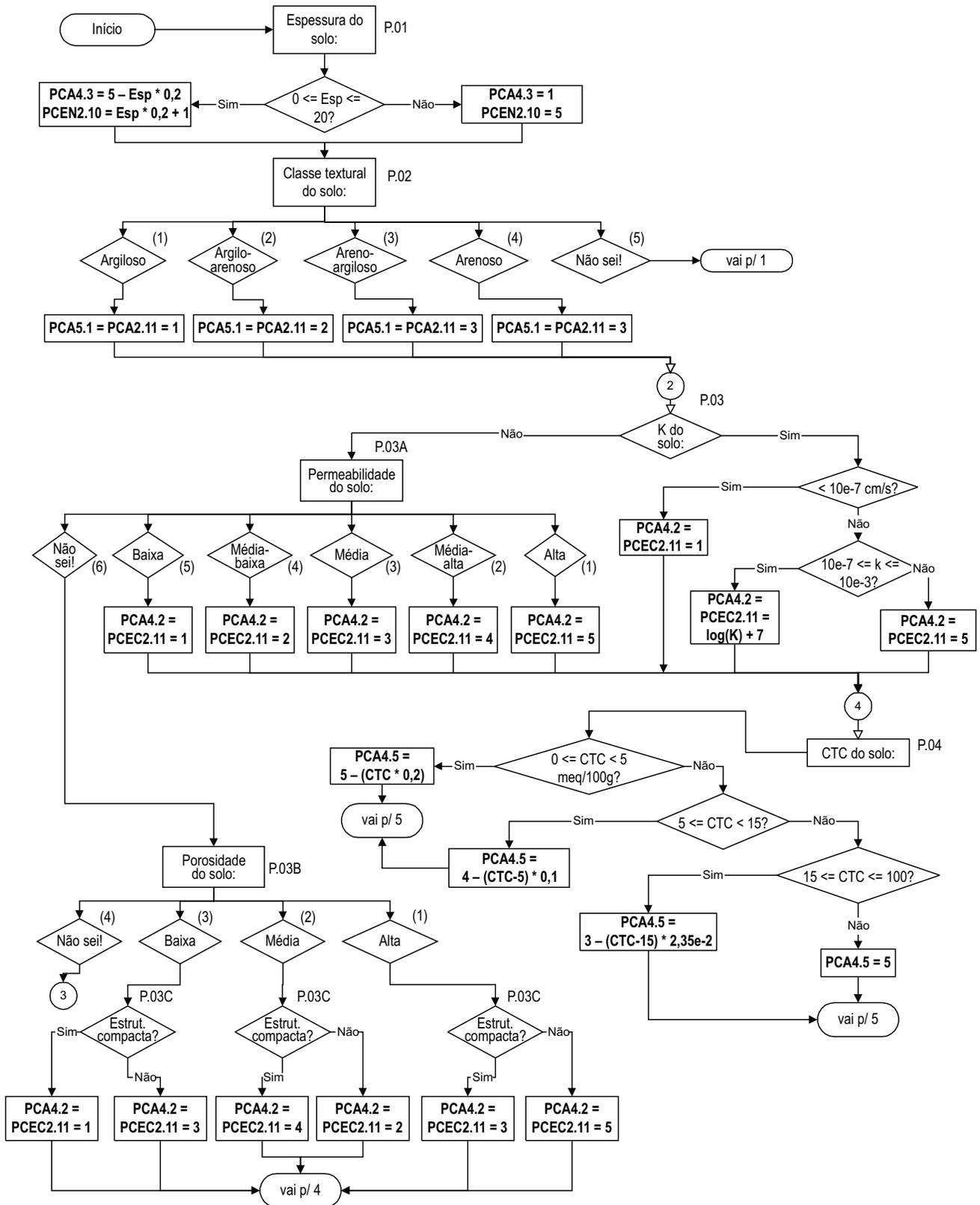


Figura 3 Representação dinâmica dos conhecimentos na forma de fluxogramas.

### Conhecimentos Codificados

**Tecnologia adotada** O desenvolvimento do sistema baseou-se em duas ferramentas principais. Para o desenvolvimento do software propriamente dito, optou-se pela programação em Visual Basic em virtude de sua funcionalidade e tradição no mercado. O desenvolvimento em Visual Basic permite ampla integração com banco de dados (Access, SQL Server, entre outros), servidores internet (ISS) e com o sistema operacional Windows amplamente divulgado atualmente. O fator mais positivo a ser destacado dessa ferramenta é sua característica de desenvolvimento componetizado (Activex), possibilitando a construção de uma estrutura aberta para reutilizações futuras em novos ambientes (WEB, por exemplo) e para o possível crescimento do sistema. Para o armazenamento de dados, optou-se pela estrutura segura e leve propiciada pelo Microsoft Access. O banco de dados em Access

suporta bem o número de operação e usuários proposto pelo sistema. Outra característica positiva da ferramenta é o suporte a SQL e multiusuários. Na seqüência, as Figuras 4 a 10 demonstram os resultados obtidos na fase de codificação.

### Avaliação

A avaliação do sistema ocorreu em duas etapas: a primeira, realizada ainda na fase de estruturação dos conhecimentos (modelagem conceitual), consistiu em analisar a sensibilidade e verificar a coerência das avaliações emitidas pelo modelo. A segunda etapa, realizada durante e após a codificação do modelo, consistiu em verificar tecnicamente a correspondência entre o protótipo informatizado e o modelo conceitual estruturado. Esta etapa foi caracterizada pela interação com o técnico em informática para os refinamentos e correções encontrados.



**Figura 4** Tela de abertura e menu com funções principais.

**Figura 5** Interface referente à etapa de caracterização do município.

**Figura 6** Interface referente ao cadastro das informações complementares da etapa de levantamento e triagem de áreas.

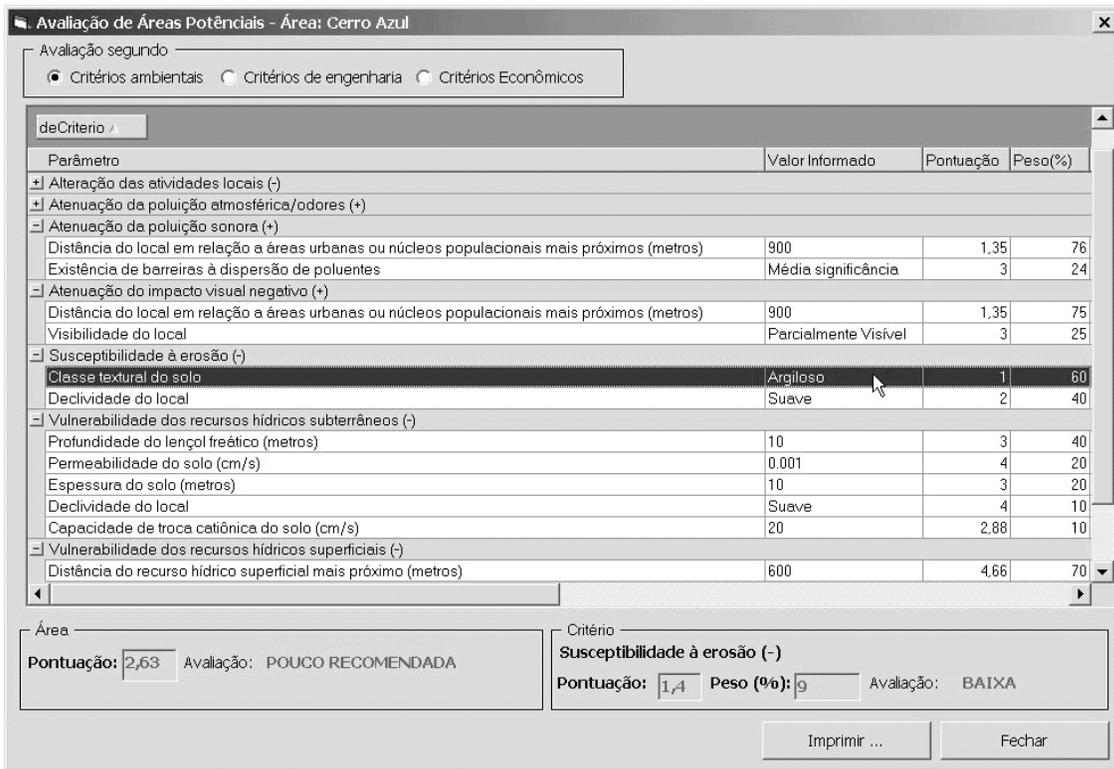


Figura 7 Exemplo de avaliação da adequação de uma área emitida pelo sistema.

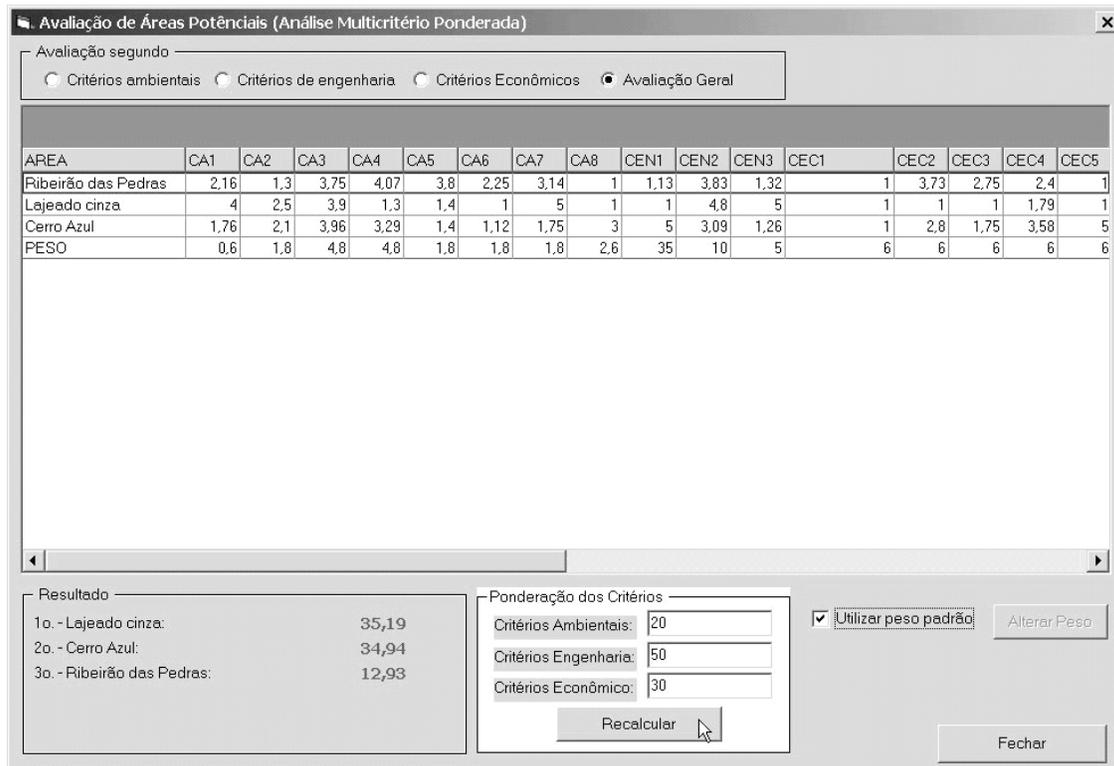


Figura 8 Exemplo dos resultados de uma avaliação comparativa entre áreas.

Figura 9 Interface de entrada da ponderação de critérios para avaliação entre áreas.

População urbana atual: 20000 habitantes  
 Taxa de crescimento populacional: 2,42% ao ano

Gerenciamento dos R.S.U  
 Coleta convencional  
 Taxa de atendimento do serviço: 80%  
 Taxa de crescimento do serviço: 0% ao ano

Ano	População(hab)	P.P.C (kg/habxdia)	R.S.U (kg/dia)	tx.Desvio C.E (%)	R.S.U.C.C (%)	Tx.Atend. C.C (%)	R.S.U Disp.Final (kg/dia)	R.S.U Disp.Fin.
1	20484	0,46	9422,64	0	9422,64	80	7538,11	
2	20980	0,47	9860,6	0	9860,60	80	7888,48	
3	21487	0,48	10313,76	0	10313,76	80	8251,01	
4	22007	0,5	11003,5	0	11003,50	80	8802,8	
5	22540	0,51	11495,4	0	11495,40	80	9196,32	
6	23085	0,52	12004,2	0	12004,20	80	9603,36	
7	23644	0,53	12531,32	0	12531,32	80	10025,06	
8	24216	0,55	13318,8	0	13318,80	80	10655,04	
9	24802	0,56	13889,12	0	13889,12	80	11111,3	
10	25403	0,58	14733,74	0	14733,74	80	11786,99	
11	26017	0,59	15350,03	0	15350,03	80	12280,02	
12	26647	0,61	16254,67	0	16254,67	80	13003,74	
13	27292	0,62	16921,04	0	16921,04	80	13536,83	

Dimensionamento  
 Projeção R.S.U  
 Vida útil

Área: Cerro Azul  
 Capacidade volumétrica: 10895m3

Calcular Exporta Excel... Fechar

Figura 10 Exemplo de resultado referente ao cálculo da vida útil para uma área potencial.

## CONSIDERAÇÕES FINAIS

Os sistemas de apoio à decisão, por definição, depositam grande responsabilidade nos dados informados pelo usuário. Entretanto, por intermédio da utilização contínua do sistema, espera-se melhora no desempenho de um interventor num processo de escolha de áreas, em virtude dos seguintes aspectos:

- O encaminhamento do usuário em um processo racional de tomada de decisão multicritério, ao qual não é exigido conhecimento aprofundado desta especialidade.
- Permitir ao usuário conhecer quais são os dados e informações relevantes para o processo e de que maneira estes devem ser organizados a fim de ser obtida a maior eficácia.
- Fornecimento de elementos de apoio por intermédio de rotinas especialistas para definição de parâmetros desconhecidos pelo usuário.
- Permitir ao usuário por intermédio das funções disponibilizadas, a triagem preliminar de áreas inadequadas, verificar a adequação de uma área, realizar avaliações comparativas entre áreas segundo critérios (ambientais, de engenharia e/ou econômicos) e ponderações definidas pelo usuário e fornecer elementos de apoio para dimensionamento do empreendimento (vida útil e projeções de resíduos).

O protótipo desenvolvido demonstrou que a implantação de aterros sanitários é formada por um conjunto finito de conhecimentos (técnicos, ambientais e econômicos), os quais podem ser estruturados de maneira a apoiar as decisões de um usuário não especialista. Neste sentido, o desenvolvimento do sistema permitiu, além da aquisição de conhecimentos prevista, a criação de novos conhecimentos referentes à tomada de decisão multicritério no âmbito da escolha de áreas para implantação de aterros sanitários.

## REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- IBGE. *Pesquisa Nacional de Saneamento Básico 2000*. Disponível em: <[http://www.ibge.gov.br/home/estatistica/populacao/condicaodevida/pnsb/lixo\\_coletado/lixo\\_coletado109.shtm](http://www.ibge.gov.br/home/estatistica/populacao/condicaodevida/pnsb/lixo_coletado/lixo_coletado109.shtm)>. Acesso em: 14 mai. 2002.
- KRIVINE J. P.; DAVID, J. M. *L'acquisition des connaissances vue comme un processus de modélisation: méthode et outils*. Intellecta, 1992.
- LUDVIGSEN, P. J. *Development of knowledge based expert systems to aid in hazardous waste management*. 1987. Tese (Doctor of Philosophy, Civil and Environmental Engineering) – Utah State University, Utah.
- SOARES, S. R. *Conception et évaluation d'un système à base de connaissances pour l'élimination de déchets*. 1994. Thèse (Doctorat) – Institut National des Sciences Appliquées de Lyon, Lyon.

# CONCEPÇÃO E IMPLANTAÇÃO DE CÉLULAS PILOTO DE ATERRAMENTO DE RESÍDUOS SÓLIDOS

Neide Pessin,<sup>1</sup> Arthur Roberto Silva,<sup>2</sup> Suzana Maria De Conto,<sup>3</sup>  
Cláudia Teixeira Panarotto<sup>4</sup> e Lademir Luiz Beal<sup>5</sup>

<sup>1</sup>Bióloga, Mestre em Hidráulica e Saneamento pela EESC/USP, Doutoranda em Biologia Ambiental pela Universidade de León-Espanha, Professora do Departamento de Engenharia Química e Pesquisadora do Instituto de Saneamento Ambiental da Universidade de Caxias do Sul, Caxias do Sul, RS, Brasil

<sup>2</sup>Químico, Mestre em Hidráulica e Saneamento pela EESC/USP, Doutorando em Hidráulica e Saneamento pela EESC/USP, Colaborador do Instituto de Saneamento Ambiental da Universidade de Caxias do Sul, Caxias do Sul, RS, Brasil

<sup>3</sup>Engenheira Química, Mestre em Hidráulica e Saneamento pela EESC/USP, Doutora em Educação pela UFSCar, Professora do Departamento de Engenharia Química e Diretora do Instituto de Saneamento Ambiental da Universidade de Caxias do Sul, Caxias do Sul, RS, Brasil

<sup>4</sup>Bióloga, Mestre em Recursos Hídricos e Saneamento pela UNICAMP, SP, Doutora em Engenharia Civil pela Université de Sherbrooke (Québec, Canadá), Professora do Departamento de Engenharia Química e Pesquisadora do Instituto de Saneamento Ambiental da Universidade de Caxias do Sul, Caxias do Sul, RS, Brasil

<sup>5</sup>Engenheiro Químico, Mestre em Recursos Hídricos e Saneamento e Doutorando em Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental pelo IPH/Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Professor do Departamento de Engenharia Química e Pesquisador do Instituto de Saneamento Ambiental da Universidade de Caxias do Sul, Caxias do Sul, RS, Brasil

## RESUMO

Com vistas a estudar o comportamento do processo de degradação dos resíduos sólidos dispostos em sistemas de aterramento, foram implantadas duas células experimentais com distintas formas de impermeabilização e selamento superior: uma com solo natural (solo argiloso), por ora denominada C1, e outra com manta de polietileno de alta densidade, denominada C2. Essas células foram implantadas com sistemas de drenagem e tratamento de lixiviados, drenagem e tratamento de gases, drenos-testemunho, sistemas de impermeabilização e sistema de cobertura. Os resíduos dispostos foram provenientes de dois bairros da cidade de Caxias do Sul, RS, sendo que cada célula recebeu aproximadamente 35 toneladas de resíduos com 58% de materiais orgânicos putrescíveis dispostos aproximadamente por um período de 360 dias.

*Palavras-chave:* resíduos sólidos domésticos, digestão anaeróbia, células de aterramento.

## INTRODUÇÃO

O aterramento de resíduos sólidos no solo constitui-se num dos métodos mais antigos de disposição final, sendo ainda no Brasil a forma de destinação final mais utilizada. Segundo o IBGE (2000), 30,5% dos resíduos sólidos domésticos são dispostos a céu aberto ou lixões, 22,3%, em aterros controlados e 47,1% têm disposição adequada na forma de aterro sanitário. Os aterros sanitários modernos incorporam uma série de aspectos de projeto e operação, de modo a minimizar ao máximo os impactos ambientais decorrentes da fase de implantação, operação e encerramento. O aterro sanitário deve constituir-se, entre outros aspectos, de sistema de drenagem superficial, sistema de drenagem e tratamento de lixiviados, impermeabilização inferior e superior e sistemas de drenagem e tratamento de gases. No Brasil, observa-se que a maioria dos aterros de resíduos não possui critérios de implantação, operação e de monitoramento ou, simplesmente, os gestores públicos não os adotam, dificultando, desta forma,

o monitoramento dos líquidos percolados e gases gerados no processo de digestão anaeróbia dos resíduos dispostos.

Nesse sentido, foram implantadas, no Campus da Universidade de Caxias do Sul, duas células piloto de aterramento de resíduos sólidos, visando avaliar diferentes tipos de impermeabilização, bem como monitorar o processo de digestão dos resíduos confinados nessas células. Em uma das células foi utilizada impermeabilização natural (solo argiloso) e na outra, impermeabilização sintética (PEAD) no fundo, lateral e topo. Os resíduos dispostos em ambas as células foram obtidos da coleta regular de dois bairros residenciais da cidade de Caxias do Sul, RS, escolhidos com base nos dados de eficiência do processo de segregação dos resíduos na fonte e tempo de implantação da coleta seletiva no setor. Isso porque interessava a disposição de resíduos com elevados percentuais de material orgânico putrescível. Cada célula recebeu, em média, 35 toneladas de resíduos sólidos, que foram implantadas com sistemas de

drenagem e tratamento de líquidos percolados, drenagem e tratamento de gases, dreno-testemunho, sistemas de impermeabilização e sistema de cobertura. Na área em que as células foram implantadas instalaram-se três piezômetros de monitoramento das águas subsuperficiais, um a montante e dois a jusante, com o intuito de monitorar a qualidade dessas águas na área de influência das células.

Ambas as células estão sendo monitoradas em relação à geração e às características físico-químicas dos lixiviados com vistas à avaliação do grau de estabilização da matéria orgânica aterrada. No presente trabalho são apresentados os estudos preliminares, concepção de implantação das células piloto e o levantamento quali-quantitativo dos resíduos sólidos dispostos nas mesmas.

## METODOLOGIA

### *Estudos Preliminares*

Os estudos realizados no sentido de atender aos critérios legais do licenciamento ambiental e à implantação criteriosa das células piloto foram:

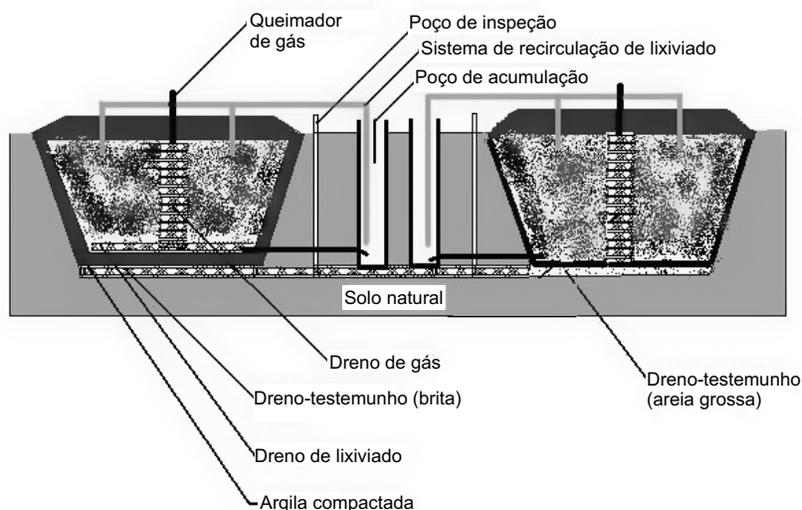
- Caracterização geotécnica da área:
  - ✓ Realização do teste de permeabilidade (Norma ABNT 7229/1993).
  - ✓ Classificação dos solos ASTM Standard D2487-69.
- Avaliação do substrato em profundidade e posicionamento da superfície freática:
  - ✓ Sondagem geotécnica.
  - ✓ Perfuração e instalação de três poços de monitoramento.
- Laudo de cobertura vegetal da área.
- Licenciamento ambiental da área para implantação de sistema de disposição final de resíduos.

### *Concepção de Implantação das Células Piloto de Aterramento*

Na Figura 1 é apresentado o desenho esquemático relativo ao projeto de implantação das células experimentais e os detalhes construtivos que foram implementados ao longo de sua execução.

A concepção de implantação das células apresentadas na Figura 1 atendeu às etapas:

- Escavação do local: foi executada na forma de uma base de tronco piramidal.
- Drenos-testemunho: foram executados em brita nº 4, sob a camada impermeabilizante, para a detecção de eventuais vazamentos. Já o poço de inspeção foi confeccionado em tubo de PVC 100 mm, perfurado na porção final, em contato com o colchão drenante. Cabe ressaltar que o colchão drenante da célula C2 constituiu-se de areia grossa.
- Sistemas de impermeabilização: na célula C1 foi utilizado solo argiloso compactado no fundo e nas laterais, com espessura média de 0,80 cm. A célula C2 foi impermeabilizada no fundo e nas laterais utilizando-se geomembrana de polietileno de alta densidade (PEAD), com espessura de 1 mm.
- Drenos de lixiviados: no fundo das células experimentais foram executados os drenos de líquidos lixiviados com brita 4 e inclinação de 2%. Esses drenos foram implantados para conduzir os líquidos ao poço de captação, sendo que a conexão entre os drenos e o poço de captação foi executada com tubulação de PVC (100 mm).
- Poços de captação de lixiviados: foram confeccionados com tubos de concreto armado, diâmetro de 1,0 m, e revestidos com PEAD, e destinam-se ao armazenamento temporário, acompanhamento da geração (volume) e coleta de lixiviados ao longo do processo de degradação dos resíduos.
- Drenos de gases: foram executados verticalmente com brita 4, diâmetro de 0,50 m, tendo ao centro um tubo de PVC perfurado com diâmetro de 0,50 m. Os drenos de gases foram implantados para permitir o escape dos gases até o queimador tipo “flare”.
- Sistema de recirculação de lixiviados: para realização das recirculações periódicas foram utilizados tubos de PVC de 50 cm de diâmetro e 1 metro de comprimento, instalados em três pontos a partir da superfície das células. Eles estão conectados a mangueiras, que por sua vez estão conectadas à bomba de recirculação de líquidos instalada junto aos poços de captação de lixiviados.



**Figura 1** Esquema das células experimentais implantadas no Campus da Universidade de Caxias do Sul, Caxias do Sul, RS.

### ***Levantamento Quali-quantitativo dos Resíduos e Preenchimento das Células Experimentais***

Para o preenchimento das células foram utilizados resíduos procedentes de um setor residencial da cidade de Caxias do Sul, RS, com sistema de coleta diferenciada implementado a mais de dois anos. Para a obtenção do total de resíduos dispostos em cada célula, foi realizada a pesagem e o controle de todas as cargas. Em seguida, os resíduos sólidos coletados foram transferidos para uma área previamente preparada com lona plástica. O caminhão descarregou os resíduos em quatro montes e procedeu-se ao rompimento de sacos. As amostras de resíduos sólidos foram retiradas de cinco pontos (topo e quatro laterais) de cada monte e transferidas para quatro tonéis de 200 litros cada. Em seguida, os tonéis foram despejados sobre uma lona plástica, iniciando-se o processo de mistura e quarteamento da amostra. De um montante de 800 litros foram efetuados dois quarteamentos (com descarte vis-à-vis) até a obtenção de uma amostra de 200 litros ou 100 kg. Concluído o quarteamento, na amostra de 200 litros procedeu-se à identificação de todos os componentes presentes na mesma. Os componentes foram diferenciados nas seguintes categorias: matéria orgânica putrescível; plástico; papel/papelão; vidro; metal ferroso; metal não-ferroso; pano, trapo, couro e borracha; madeira; contaminante biológico;

contaminante químico; pedra, terra e cerâmica; e diversos. Os resíduos foram descarregados em cada uma das células, espalhados e compactados manualmente por meio de soquetes. Cabe observar que as células foram preenchidas no período de 24 a 31 de maio de 2001.

## **DESENVOLVIMENTO E APLICAÇÃO**

### ***Estudos Preliminares***

Com base na execução dos estudos de caracterização geotécnica, relacionados na Tabela 1, constatou-se que, quanto à granulometria, os solos amostrados podem ser classificados como predominantemente argilo-siltosos. A classificação foi baseada na granulometria das amostras e nos coeficientes de infiltração obtidos, os quais ficaram na faixa de 25 a 35 L/m<sup>2</sup> a cerca de 1,5 m da superfície do terreno. Com base nesses dados, pode-se considerar que os solos que compõem o substrato da área são similares àqueles classificados pelo Sistema Unificado de Classificação dos Solos (ASTM STANDARD D287-69) como pertencentes ao grupo CH com substancial plasticidade e elevada compactação.

Em função da realização das sondagens e avaliação do substrato em profundidade, pode-se generalizar que na área foram identificados três substratos litológicos, nesta seqüência:

- Primeira camada: constituição siltico-argilosa (até 3,0 m de profundidade).
- Segunda camada: transição solo/rocha (2 m de espessura).
- Terceira camada: rocha sã estendendo-se a partir da base anterior.

Quanto à superfície freática, pode-se inferir que a mesma está condicionada ao meio fraturado, exis-

tindo a possibilidade, no entanto, de aparecer alguma acumulação de água na interface rocha alterada e o topo rochoso.

A fim de observar tal possibilidade, foram perfurados e construídos três poços de monitoramento até oito metros de profundidade cada. Nesse sentido, pode-se concluir que o nível freático, importante para as interações com o meio e na disseminação de poluentes, está relativamente profundo na área.

**Tabela 1** Classificação do solo e coeficiente de infiltração das amostras obtidas na área de implantação das células.

Ponto	Profundidade do ensaio (metros)	Característica do solo no ponto ensaiado	Tempo de infiltração (minutos)	Coef. infiltração (L/m <sup>3</sup> x dia)*	Coeficiente de permeabilidade (cm/s)
1	1,6	Solo argiloso-siltoso	Aproxim. 13'	Em torno de 25	2,89 x 10 <sup>-5</sup>
2	1,5	Solo argiloso-siltoso	Aproxim. 12'	Em torno de 35	4,05 x 10 <sup>-5</sup>

### **Levantamento Quali-quantitativo dos Resíduos Dispostos nas Células Experimentais**

Na Tabela 2 estão relacionadas as dimensões finais das células piloto e volumes correspondentes dos resíduos dispostos nas mesmas.

Em cada célula experimental foram dispostas aproximadamente 35 toneladas de resíduos sólidos, sendo que, em ambas, os percentuais médios correspondentes às composições gravimétricas foram obtidos a partir de quatro amostragens dos resíduos. Nas Figuras 2 e 3 estão representadas as composições gravimétricas médias dos resíduos dispostos em cada uma das células piloto. O teor de umidade dos resíduos aterrados em ambas as células foi de 50%. Cabe observar que para a célula C1, do total de resíduos aterrados, 56,7% constituem-se de matéria orgânica putrescível e 6,7%, de papel/papelão. Por sua vez, na célula C2 (PEAD) foram dispostos resíduos com 58,7% de matéria orgânica putrescível e 7,4% de papel e papelão.

### **CONSIDERAÇÕES FINAIS**

As duas células piloto implantadas estão sendo monitoradas com o objetivo de avaliar o processo de digestão anaeróbia dos resíduos dispostos, adotando-se procedimentos de recirculação de líquidos percolados para a aceleração da degradação baseados em

critérios como índice pluviométrico e testes de atividade metanogênica.

Além do monitoramento de lixiviados, o monitoramento das águas subsuperficiais amostradas nos piezômetros instalados na área constitui-se em importante ferramenta de controle do grau de impacto das células na área de entorno. Após 600 dias de aterramento será realizada coleta e análise de amostras dos resíduos dispostos, o que possibilitará inferir sobre as condições para a reabertura das células e reutilização do local do aterro, bem como o estado de conservação dos materiais empregados para a impermeabilização.

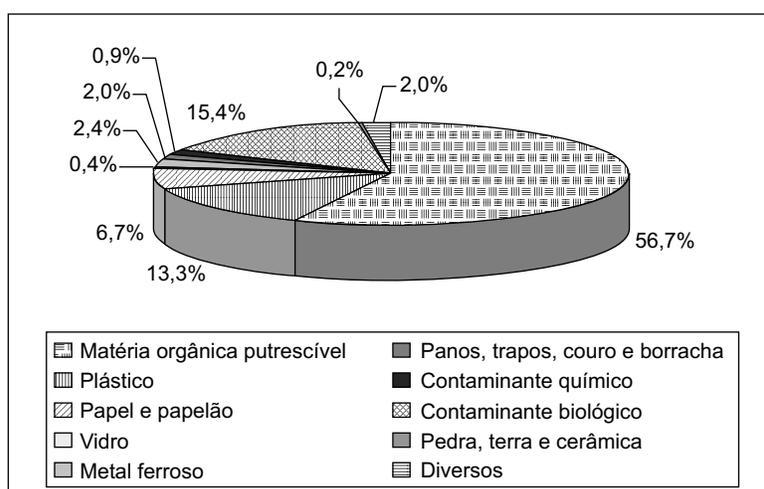
**Agradecimentos** Ao PROSAB (Programa de Pesquisa em Saneamento Básico), por intermédio da FINEP, CNPq, Caixa Econômica Federal e ABES, pela oportunidade de trabalho e pelo inestimável auxílio financeiro, uma vez que este projeto foi executado no âmbito do mesmo. Nossos agradecimentos também à Napéia Consultoria Ambiental, à COMTERRA Terraplanagens e à Companhia de Desenvolvimento de Caxias do Sul, pelo apoio concedido ao projeto.

### **REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS**

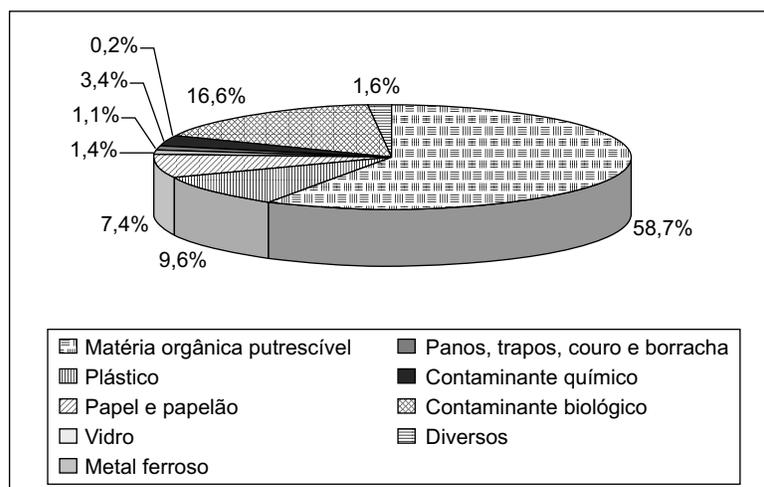
IBGE. *Pesquisa Nacional de Saneamento Básico 2000*. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. Disponível em: <<http://www.ibge.gov.br/ibge/presidencia/noticias/>>. Acesso em: 27 mar. 2002.

**Tabela 2** Dimensões das células experimentais C1 e C2 implantadas com base na concepção descrita.

Dimensões	Unidade	Célula C1 (argila)	Célula C2 (PEAD)
Profundidade	m	4,18	4,30
Lado (base)	m	2,63	3,60
Lado (topo)	m	7,65	10,05
Rampa	m	3,73	4,35
Área inferior (base)	m <sup>2</sup>	6,89	12,96
Área superior (topo)	m <sup>2</sup>	58,52	101,00
Volume	m <sup>3</sup>	163,85	179,00



**Figura 2** Composição gravimétrica média obtida dos resíduos dispostos na célula experimental C1 (argila).



**Figura 3** Composição gravimétrica média obtida dos resíduos dispostos na célula experimental C2 (PEAD).

# TRINCHEIRAS EM SÉRIE PARA DISPOSIÇÃO FINAL DE RESÍDUOS SÓLIDOS URBANOS

Luciana Paulo Gomes,<sup>1</sup> Marcelo Oliveira Caetano,<sup>2</sup> Aldrim Vargas de Quadros,<sup>3</sup> Camila Costa Dutra,<sup>4</sup> Fernanda Comassetto,<sup>5</sup> Leonardo Stoduto<sup>6</sup> e Fábio de Oliveira<sup>7</sup>

<sup>1</sup>Professora Titular da Universidade do Vale do Rio dos Sinos, Centro de Ciências Exatas e Tecnológicas, Coordenadora do Projeto da UNISINOS no PROSAB

<sup>2</sup>Aluno do Curso de Engenharia Civil da UNISINOS, Bolsista de Iniciação Científica (CNPq)

<sup>3</sup>Aluno do Curso de Biologia da UNISINOS, Bolsista de Iniciação Científica (CNPq)

<sup>4</sup>Aluna do Curso de Engenharia de Alimentos da UNISINOS, Bolsista de Iniciação Científica (CNPq)

<sup>5</sup>Aluna do Curso de Biologia da UNISINOS, Bolsista de Iniciação Científica (FAPERGS)

<sup>6</sup>Aluno do Curso de Engenharia Civil da UNISINOS, Bolsista de Iniciação Científica (UNISINOS)

<sup>7</sup>Aluno do Curso de Engenharia Civil da UNISINOS

## RESUMO

Este trabalho apresenta os resultados da pesquisa, em andamento, em termos de dimensionamento prático, com análise econômica do sistema de disposição proposto e plano de monitoramento ambiental para a área. A pesquisa desenvolvida no município de Presidente Lucena, RS, poderá subsidiar municípios com características semelhantes ao estudado a elaborar projeto e operar o sistema dentro de condições ambientalmente adequadas. Para propor o sistema de trincheiras em série dividiu-se o trabalho em estudos preliminares, nos quais se avaliaram as características do município, dos resíduos sólidos urbanos e da área já em utilização no município de Presidente Lucena, e em outra etapa, posterior, o projeto foi desenvolvido e implantado. A proposta executada de monitoramento ambiental, dos recalques e dos líquidos lixiviados gerados também é apresentada.

*Palavras-chave:* resíduos sólidos, disposição final, gerenciamento.

## INTRODUÇÃO

Este trabalho apresenta os resultados da pesquisa, em andamento, em termos de dimensionamento prático, com análise econômica do sistema de disposição proposto e plano de monitoramento ambiental para a área. A pesquisa é desenvolvida no município de Presidente Lucena, RS, e poderá subsidiar municípios com características semelhantes ao estudado a elaborar projeto e operar o sistema dentro de condições ambientalmente adequadas.

## METODOLOGIA

### *Estudos Preliminares*

#### **Características do Município**

Presidente Lucena fica distante 65 km de Porto Alegre e congrega hoje uma população de 2.100 habitantes, basicamente todos descendentes de alemães. A economia é representada prioritariamente pela agricultura (hortifrutigranjeiros) e indústrias do setor de calçados, schmier (geléia de frutas), madeiras e malhas.

A Tabela 1 apresenta algumas características do município de Presidente Lucena, segundo o censo de

2000. A importância desses dados está no fato de que a alternativa de disposição final aqui proposta seja também válida para municípios com características semelhantes a estas.

#### **Características dos Resíduos Sólidos Urbanos**

Para obtenção das características dos resíduos aterrados no sistema foram realizadas três caracterizações físicas com o material coletado em Presidente Lucena. Uma delas verificou a composição dos resíduos que efetivamente foram dispostos nas trincheiras e as outras, o material total gerado na cidade e encaminhado para a usina de reciclagem.

Os componentes foram segregados em: matéria orgânica putrescível; plásticos; papel e papelão; vidros, metais; panos, couros e borrachas; contaminante biológico; contaminante químico; e diversos. Considerou-se “contaminante biológico”: papel higiênico, cotonetes, algodão, curativos, gazes e panos com sangue, fraldas descartáveis, absorventes higiênicos, seringas e lâminas de barbear; “contaminante químico”: pilhas, medicamentos, lâmpadas, inseticida (moscas, baratas e mosquitos), raticida, colas em geral, cosméticos, vidros de esmalte, embalagens de produtos químicos, latas de

óleo de motor, latas com tintas, embalagens pressurizadas e canetas com carga; e “diversos”: todo o material não passível de identificação para compor os outros grupos anteriormente citados (Pessin et al., 2002).

A metodologia previu a abertura de todos os saquinhos de resíduos sólidos do caminhão de coleta. O material foi misturado com posterior enchimento de quatro tonéis de 200 litros aproximadamente. O conteúdo dos quatro tonéis foi espalhado em lona plástica e realizaram-se dois quarteamentos, restando

amostra de mais ou menos 100 kg. A amostra foi segregada nos componentes anteriormente citados, cada componente foi pesado e as porcentagens em relação ao total foram obtidas.

Para o caso da caracterização dos resíduos sólidos gerados no município, procedeu-se à média dos dois exames realizados (cada caracterização correspondeu a um dia diferente de coleta e em locais distintos do município, representando a população total da cidade e possíveis variações temporais nos resíduos gerados).

**Tabela 1** Município de Presidente Lucena – Censo 2000.

<b>Características</b>	<b>Valores levantados</b>
Área da unidade territorial (km <sup>2</sup> )	49
Pessoas residentes	2.069
Domicílios particulares permanentes	579
Domicílios particulares permanentes – com banheiro ou sanitário – esgotamento sanitário – rede geral	28 domicílios (4,8%)
Domicílios particulares permanentes – forma de abastecimento de água – rede geral	498 domicílios (86,0%)
Domicílios particulares permanentes – destino de resíduos sólidos – coletado	496 domicílios (85,7%)
Matrículas – ensino fundamental	393 matrículas

*Fonte:* IBGE, 2002.

### **Características da Área de Reciclagem e Disposição Final dos Resíduos Sólidos Urbanos**

**Localização** A área, de propriedade da prefeitura, está distante, em média, 5,5 km do centro da cidade. No local escolhido não há moradores no entorno, não provocando maiores problemas com os vizinhos. As áreas adjacentes são utilizadas para agricultura e reflorestamento.

**Vias de acesso** As estradas que levam ao local de disposição final são de chão batido, mas em bom estado de conservação e as inclinações são leves. Dessa forma, o tráfego do caminhão de resíduos sólidos por esse trajeto é eficiente, mesmo em épocas de chuvas.

**Condições geotécnicas** As Tabelas 2 e 3 apresentam as características do solo local, dados necessários para o projeto do sistema proposto.

**Clima** As Figuras 1, 2 e 3 apresentam características climatológicas da região de Presidente Lucena. O tempo zero nos gráficos corresponde ao dia 28/maio/2001.

### **Confirmação da Área Utilizada pelo Município**

A etapa inicial do projeto consistiu na confirmação do local atual de disposição de resíduos sólidos urbanos do município. A metodologia utilizada foi desenvolvida no projeto da UNISINOS no Tema IV do PROSAB 2 e é detalhada em Gomes et al. (2001). Nessa etapa, dados do meio físico foram levantados, com apoio do SIG desenvolvido pela equipe, de forma a obter o diagnóstico ambiental preliminar da área. Essa avaliação inicial respaldou as alternativas técnicas do projeto a ser executado.

O SIGLIXO foi empregado, com algumas simplificações, em função da ausência de determinados dados fornecidos pela prefeitura de

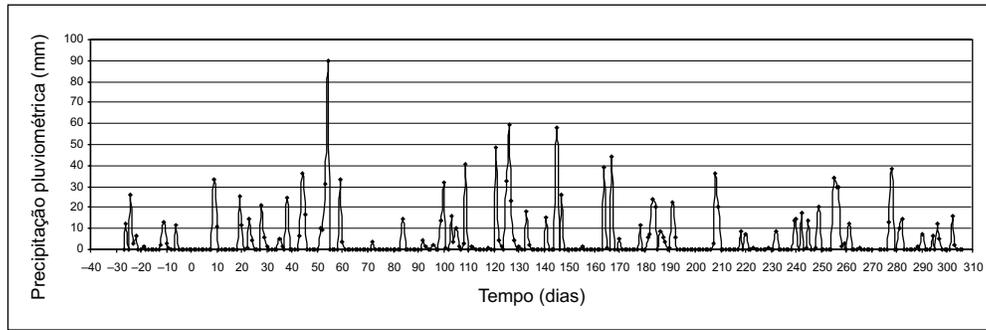
Presidente Lucena. As etapas de trabalho executadas foram: 1. levantamento de dados de gerenciamento de resíduos no município, dados da área e dados ambientais; 2. entrada de dados no sistema SIGLIXO; 3. análise e diagnóstico; e 4. organização dos resultados.

**Tabela 2** Ensaios com o solo local.

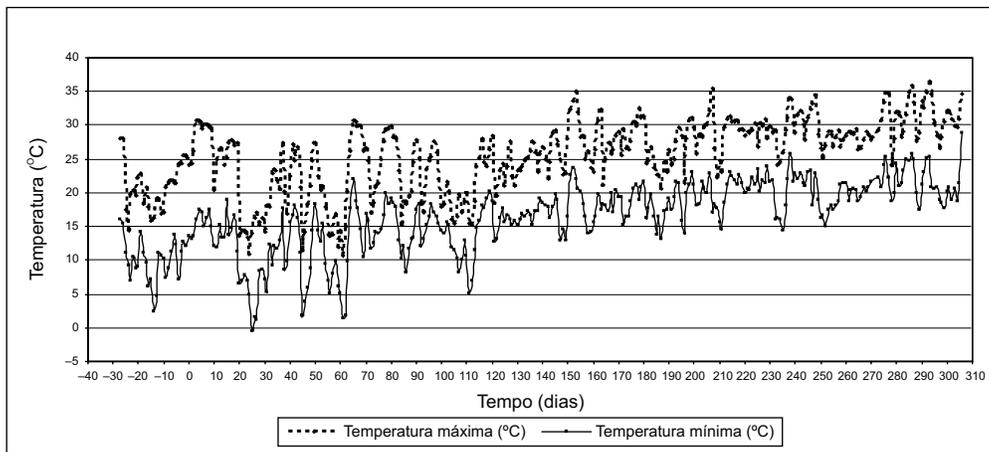
<b>Ensaio</b>	<b>Resultado</b>
Umidade média	= 50,63%
Peso específico natural	= 1,61 g/cm <sup>3</sup>
Peso específico aparente seco	= 1,07 g/cm <sup>3</sup>
Peso específico relativo dos grãos	= 2,53 g/cm <sup>3</sup>
Densidade relativa dos grãos	= 1,07
Índice de vazios	= 1,36
Porosidade	= 0,58%
Coefficiente de permeabilidade	= 8,01 x 10 <sup>-4</sup> cm/s
Limite de plasticidade	= 48,15%
Limite de liquidez	= 77,99%
Classificação do solo (segundo HRB – Highway Research Board)	= solo argiloso de alta compressibilidade

**Tabela 3** Análise granulométrica.

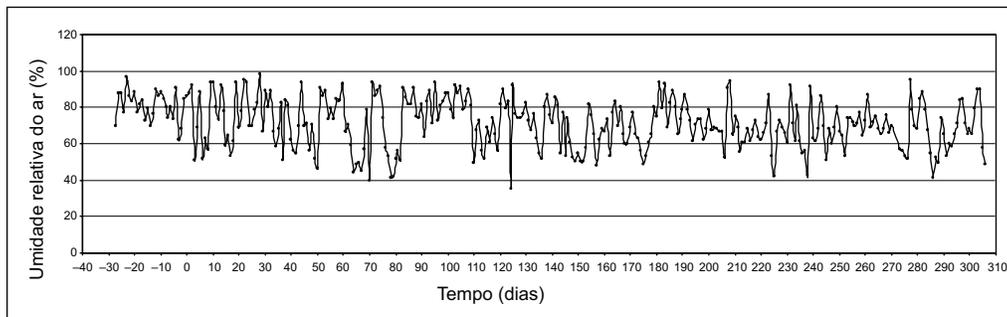
<b>Material</b>	<b>Resultado (%)</b>
Argila (< 0,002 mm)	27,00
Silte (0,002-0,06 mm)	12,00
Areia fina (0,06-0,2 mm)	9,00
Areia média (0,2-0,6 mm)	8,00
Areia grossa (0,6-2 mm)	3,61
Pedregulho fino (2-6 mm)	34,69
Pedregulho médio (6-20 mm)	5,70
Pedregulho grosso (20-60 mm)	0,00
Total	100



**Figura 1** Precipitação pluviométrica. *Fonte:* Estação Meteorológica de Ivoti.



**Figura 2** Temperatura. *Fonte:* Estação Meteorológica de Ivoti.



**Figura 3** Umidade relativa do ar. *Fonte:* Estação Meteorológica de Ivoti.

## **Projeto e Implantação**

### **Projeto**

Com base nas características do município, nos resíduos gerados e nas condições do local disponível, elaborou-se projeto técnico do sistema de trincheiras em série.

A construção e infra-estrutura básica do sistema proposto (construção das trincheiras, movimentação de terra, sistema de impermeabilização, sistema de drenagem e sistema de recirculação de líquidos lixiviados) foi contrapartida da prefeitura, sempre sob a orientação e coordenação da UNISINOS.

### **Plano de Monitoramento Ambiental**

#### **Impacto Ambiental**

Para acompanhamento dos impactos ambientais foram perfurados poços de monitoramento do lençol freático na área. Foram perfurados um poço a montante e três a jusante das trincheiras, localizados conforme fluxo subsuperficial de água. O serviço foi terceirizado, sendo que a definição dos locais dos poços ficou a cargo da equipe do projeto.

#### **Recalques**

Os trabalhos topográficos consistiram na elaboração da base cartográfica plani-altimétrica da área de estudo e no monitoramento dos recalques nas valas.

O mapeamento plani-altimétrico da área de estudo foi realizado com Estação Total Leica 605L, obtendo-se as coordenadas espaciais de todos os detalhes relevantes (extremidades das valas, construções, limites, poços, marcos existentes). Os dados de campo foram processados nos aplicativos de Topografia: Civil 7 Softdesk e Surfer 6.04, por meio dos quais foram gerados o modelo numérico do terreno e as curvas de nível.

As coordenadas locais (x,y,z) medidas com a estação total foram transformadas para as coordenadas UTM (E,N,h) utilizando um par de receptores GPS Leica 9400. A carta do município, dessa forma, está georreferenciada e amarrada ao mapeamento sistemático brasileiro. O processamento dos dados GPS foi realizado no aplicativo SKI da Leica e a edição final da planta foi realizada no AutoCAD 14. Finalmente, foi executado marco de concreto (*benchmark*) no local para apoio (nível zero) dos trabalhos de levantamento dos recalques.

### **Monitoramento do Efluente Gerado nas Trincheiras**

O líquido lixiviado gerado em cada trincheira foi monitorado semanalmente (exceto para metais, com frequência mensal). O monitoramento indicou quando esse líquido devia ser recirculado para a próxima trincheira, bem como quando o mesmo estava apto, do ponto de vista ambiental, a ser descartado no meio ambiente, sem que ocorressem impactos ambientais (conforme legislação federal e estadual vigente).

### **Análise Econômica do Sistema**

Realizou-se a análise econômica do empreendimento, como subsídio a outras prefeituras de porte similar e com características de resíduos gerados parecidas.

## **DESENVOLVIMENTO E APLICAÇÃO**

### **Caracterização Física dos Resíduos Sólidos Urbanos**

Os resultados indicaram variação (% em peso úmido) dos resíduos coletados no município e aqueles que efetivamente foram considerados rejeitos e aterrados nas trincheiras (Tabela 4). Denota-se dessa observação que os sistemas de disposição final estão diretamente ligados ao gerenciamento adotado no município, e que, portanto, os dimensionamentos e estruturas propostas podem variar em função deste.

Em Presidente Lucena, há grande preocupação com a reciclagem dos materiais descartados. Primeiro, pelo fato de se observar que a parcela “restos de alimentos” não é maior porque a comunidade já reaproveita o material nos próprios pontos geradores (nas residências). Segundo, pela existência da Usina de Triagem (atualmente encontra-se em construção uma nova usina, com financiamento federal). As trincheiras (e a pesquisa da UNISINOS) vieram a se somar nesse processo, na medida em que agora existe disposição adequada dos rejeitos.

### **Confirmação da Área**

A partir da análise da situação do município, com o auxílio do SIGLIXO, considerou-se adequada a atual área de triagem e descarte dos RSU gerados em Presidente Lucena.

### **Construção e Operação**

Foram construídas três trincheiras para disposição dos resíduos gerados e posterior recirculação

**Tabela 4** Características dos resíduos sólidos em Presidente Lucena.

<b>Componente</b>	<b>Resíduos gerados (%) (base úmida)</b>	<b>Resíduos aterrados nas trincheiras (%) (base úmida)</b>
Matéria orgânica putrescível	45,0	50,0
Plásticos	8,0	14,0
Papel/papelão	11,0	2,0
Vidros	1,5	–
Metais	1,5	–
Panos/couros/borrachas	5,0	13,0
Contaminante biológico	24,0	14,0
Contaminante químico	2,0	4,5
Diversos	2,0	2,5

do líquido lixiviado entre elas. As dimensões de cada trincheira corresponderam à possibilidade de recebimento de aproximadamente dois meses de resíduos da comunidade. Foi considerado que, dos 1.960 kg de resíduos semanais coletados, 69% seriam dispostos nas trincheiras (há uma usina de triagem no local). O sistema de disposição não utiliza a compactação dos resíduos, sendo a densidade utilizada de 145 kg/m<sup>3</sup>, o que resultou em dimensões médias para cada trincheira, de formato trapezoidal, de 4 x 7 x 3 metros (largura, comprimento, altura). As laterais são inclinadas (1:2), tendo-se adotado o formato trapezoidal em função da proteção da manta de impermeabilização e também pelas características do solo local (Tabelas 2 e 3).

A altura das valas correspondeu às alturas médias empregadas em aterros sanitários e sistema de disposição final para células de resíduos sólidos. Não foi adotado o procedimento de cobrimento intermediário,

sendo executada apenas a cobertura final das trincheiras com solo local compactado (40 cm).

Na trincheira 1 foi colocada manta de PVC antes da cobertura final, contudo, nas outras duas, para facilitar a recirculação do líquido lixiviado, esse procedimento não foi adotado, finalizando-se as trincheiras apenas com uma camada de solo compactado. Justifica-se, também, a manta na trincheira 1 devido ao fato de que, nessa vala, não houve cobertura dos resíduos (telhado) durante a operação, o que resultou em umidade muito maior dos resíduos. A manta teve então o objetivo de evitar a entrada de maior quantidade de água no sistema.

O sistema de impermeabilização escolhido foi o uso de manta plástica de PEAD de 0,8 mm para impermeabilização de fundos e laterais. A espessura da manta foi, propositalmente, menor do que a normalmente adotada (1 mm), pois se teve por objetivo verificar a eficiência desta.

**Tabela 5** Características da brita utilizada na pesquisa.

<b>Ensaio</b>	<b>Norma</b>	<b>Resultado</b>
Granulometria	NBR 7217/87	Módulo de finura = 7,3
	NBR 7211/83	Brita 1
Massa específica	NBR 9937/87	2,81 g/cm <sup>3</sup>
Massa unitária	NBR 7251/82	1,398 g/cm <sup>3</sup>
		Volume de vazios = 7,53 dm <sup>3</sup>
		Índice de vazios = 50,2%

O custo da manta de 0,8 mm é 20% menor que a de 1 mm, por isso, se a eficiência for comprovada, a adoção da mesma poderá ser efetivamente considerada em projetos futuros.

Complementando o sistema de impermeabilização, executou-se o sistema de drenagem de líquidos lixiviados, que consistiu em um leito de 30 cm de brita 1 em toda a extensão do fundo da trincheira. A inclinação de fundo foi de 1%. Essa concepção de drenagem visou aumentar a área superficial com o uso de brita para facilitar a ação dos microrganismos degradadores. Acredita-se que uma camada drenante maior permitirá maior área de contato dos microrganismos com o material a ser degradado que se encontra no líquido lixiviado. A Tabela 5 apresenta dados referentes à brita utilizada no sistema.

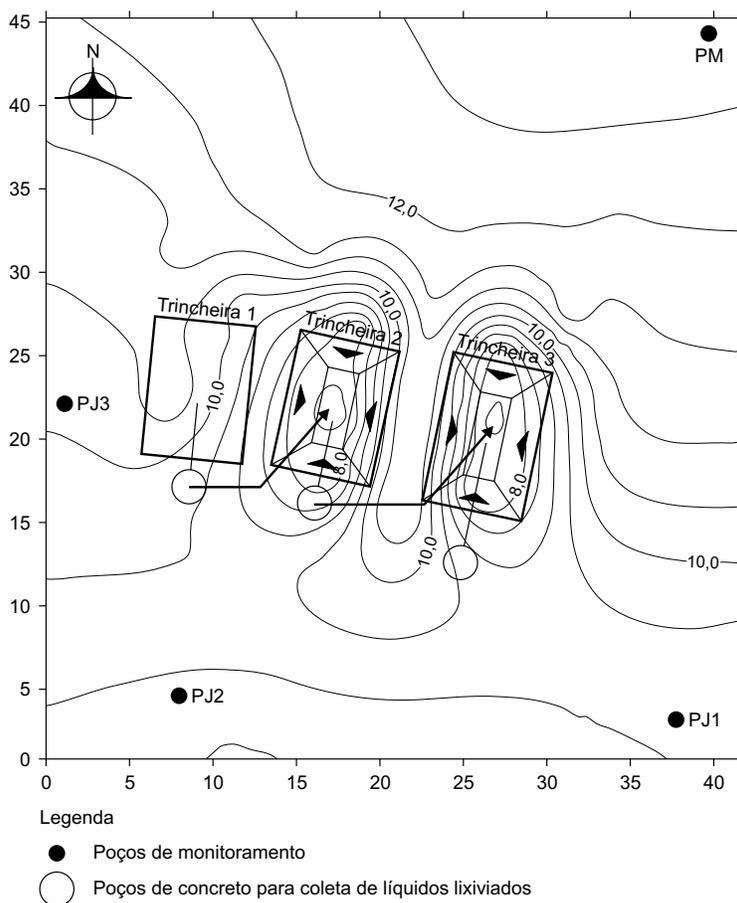
Uma canalização de PVC perfurado (40 mm) foi colocada no meio da brita como sistema para escoamento de líquidos lixiviados para o exterior da

trincheira, permitindo tanto a coleta de amostras como para o procedimento de recirculação.

A canalização de líquidos lixiviados passou pela manta PEAD por meio de um flange. O sistema foi finalizado dentro de um tubo de concreto de 1 metro de diâmetro, no qual estava instalado o registro para retirada do líquido. Essa localização foi adotada de acordo com a planialtimetria do local. O local escolhido foi o ponto mais baixo na área, de forma a permitir que os líquidos escoassem da trincheira por gravidade, sem a necessidade de bombeamento.

### Recirculação

De posse dos dados de precipitação, calcularam-se os valores de recirculação de líquidos lixiviados, sendo considerado 20% da precipitação local média o volume a ser recirculado no período de seca e 5% para a época de chuvas.



**Figura 4** Sistema implantado em Presidente Lucena.

Esses valores foram adotados, sendo um dos objetivos desta pesquisa comprová-los, em termos de eficiência medida pela redução da carga orgânica presente nos líquidos lixiviados e pelo monitoramento de parâmetros da digestão anaeróbia dos resíduos aterrados. Para o caso de Presidente Lucena, onde a precipitação média mensal é de 151 mm e com trincheiras de dimensões de (4 x 7) metros, os valores recirculados foram de 845 L no período de seca (dezembro-maio) e 215 L no período de chuva (junho-novembro).

Essa recirculação no início foi realizada manualmente com auxílio de baldes, e depois, devido às dificuldades com os grandes volumes, passou-se a utilizar bomba gasolina-óleo. O custo do equipamento poderia ser um empecilho para a prefeitura, contudo, ressalta-se a facilidade da operação com esse sistema e que a recirculação, para este caso, teve frequência quinzenal, permitindo a utilização do equipamento em outras atividades no município. A Figura 4 ilustra a

localização das trincheiras, os poços de monitoramento e a recirculação de líquido lixiviado.

### **Plano de Monitoramento Ambiental**

**Poços de monitoramento** A investigação geotécnica do terreno foi executada com trado de 150 mm de diâmetro e cavadeira para identificar o tipo de solo existente na área, consistência do material perfurado, profundidade das camadas encontradas e profundidade do nível d'água. Foi realizada ainda a classificação das camadas perfuradas de acordo com a nomenclatura da ABNT. A Tabela 6 apresenta as características encontradas nos quatro poços perfurados.

Após execução da perfuração, foram confeccionados os piezômetros com tubo de PVC rígido, com 100 mm de diâmetro, e trecho ranhurado variável, que funcionou como filtro, captando a água. A largura das ranhuras foi de 2 mm a 3 mm. Como pré-filtro, foi utilizada areia lavada de grãos quartzosos, ocupando o espaço entre o filtro e o solo.

**Tabela 6** Características do solo e lençol freático encontradas na perfuração dos poços de monitoramento.

Poço montante	Poço jusante 1	Poço jusante 2	Poço jusante 3
Profundidade = 2,00 m e água = 1,24 m	Profundidade = 0,94 m e água = SECO	Profundidade = 1,90 m e água = SECO	Profundidade = 1,20 m e água = 1,15 m
Camada superficial vegetal (aproximadamente 0,15 metro de espessura).	Camada superficial vegetal (aproximadamente 0,10 metro de espessura).	Aterro (material proveniente de limpeza de terreno a montante para a execução das valas (espessura = 0,50 metro)).	Camada superficial vegetal (aproximadamente 0,15 metro de espessura).
Argila arenosa marrom de consistência média (0,45 metro de espessura).	Argila arenosa marrom de consistência média (0,30 metro de espessura).	Argila arenosa marrom variegada de consistência rija (1,35 metro de espessura).	Argila arenosa marrom de consistência média (0,30 metro de espessura).
Alteração de rocha basáltica cor cinza variegada, com compactação até profundidade onde foi impenetrável ao trado, devido à alteração de rocha basáltica muito compacta (aproximadamente 2,0 metros).	Argila arenosa vermelha com pedras de rocha basáltica, consistência rija (aproximadamente 0,94 metro), após é impenetrável ao trado, provável rocha basáltica.	Alteração de rocha basáltica, cor cinza variegada, compacta (espessura = 1,90 metro), após é impenetrável ao trado, provável rocha basáltica ou matacão de basalto.	Argila arenosa amarela de consistência rija (0,70 metro de espessura). Alteração de rocha basáltica, cor cinza variegada, compacta (espessura = 1,20 metro), após é impenetrável ao trado, provável rocha basáltica ou matacão de basalto.

Na extremidade inferior do tubo, foi colocado um tampão soldado, que tem a função de evitar a entrada de material sólido no piezômetro. Na extremidade superior do tubo (entrada do poço), foi instalado um tampão removível com um pequeno orifício no mesmo, para evitar pressões dentro do tubo que pudessem dificultar a remoção do tampão.

**Tabela 7** Descrição dos custos com a implantação e operação do sistema.

<b>Etapa</b>	<b>Custo (R\$)</b>
Serviços preliminares	3.060,00
Movimento de terra	185,00
Sistema de impermeabilização e drenagem do líquido lixiviado	2.820,00
Telhado (eucalipto e manta de PVC, reaproveitável)	170,00
Cobertura final	90,00
Poços de monitoramento da área	2.000,00
Caracterização de solo e brita	300,00
Recirculação de líquido lixiviado (para recirculação manual)	75,00
<b>Total</b>	<b>8.700,00</b>

O filtro (trecho ranhurado) foi envolto por uma tela de náilon a fim de evitar o entupimento das ranhuras. Como selo, com a função de vedar o espaço anular em torno do tubo de revestimento foi utilizada bentonita, e como material de preenchimento, aproveitou-se a argila pouco arenosa existente nas proximidades, a fim de fixar o tubo de revestimento e dificultar a penetração de líquidos provenientes da superfície.

**Amostras** As coletas de amostras de água nos poços foram realizadas semanalmente e os parâmetros analisados foram: pH, nitrogênio total, nitrogênio amoniacal, fosfato, sólidos totais, sólidos suspensos, sólidos suspensos voláteis e DQO.

Além destes, mensalmente, análises de metais (Fe, Cd, Cr, Pb e Zn) foram realizadas, sempre com metodologia para coleta, preservação e análises segundo APHA/AWWA/WPCF (1996).

### **Análise Econômica**

A Tabela 7 apresenta uma síntese das despesas com a construção do sistema. Foram três trincheiras com recirculação de líquido lixiviado da primeira para a segunda e desta para a terceira. A quantidade de resíduos aterrados foi de aproximadamente 43.500 kg durante um período de 7 meses.

### **CONSIDERAÇÕES FINAIS**

O sistema de disposição final de resíduos sólidos urbanos projetado para Presidente Lucena vem sendo operado desde o final de maio/2001 a contento. Os resultados do monitoramento ambiental indicaram que o sistema é adequado, não se tendo observado impactos na área.

O tratamento proposto para os líquidos lixiviados (pré-tratamento nas trincheiras e recirculação) também estão sendo monitorados, com resultados promissores em termos de eficiência obtida.

Para Presidente Lucena, a área tem possibilidade de execução de outras trincheiras, mantendo-se o mesmo sistema de monitoramento ambiental. Desta forma, o custo de novas trincheiras seria de R\$ 6.700,00.

**Agradecimentos** Agradecemos aos financiadores do projeto, FINEP, CNPq, CEF e UNISINOS, e à prefeitura de Presidente Lucena.

### **REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS**

AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION; AMERICAN WATER WORKS ASSOCIATION; WATER POLLUTIONS CONTROL FEDERATION. *Standard methods for the examination of water and wastewater*. 19. ed. Washington: APHA, 1996.

GOMES, L. P.; COELHO, O. W.; ERBA, D. A.; VERONEZ, M. Critérios de seleção de áreas para disposição final de resíduos sólidos. In: ANDREOLI, C. V. (Coord.). *Resíduos sólidos do saneamento: processamento, reciclagem e disposição final*. São Carlos: RiMa Editora, ABES, 2001. p. 145-163.

PESSIN, N.; DE CONTO, S. M.; QUISSINI, C. S. Diagnóstico preliminar da geração de resíduos sólidos domésticos em sete municípios de pequeno porte da região do Vale do Cai/RS. In: SIMPÓSIO INTERNACIONAL DE QUALIDADE AMBIENTAL, 2002, Porto Alegre. *Anais...* Porto Alegre, 2002.

# IMPLANTAÇÃO E OPERAÇÃO DE UM ATERRO SUSTENTÁVEL PARA PEQUENA COMUNIDADE

**Liséte Celina Lange,<sup>1</sup> Gustavo Ferreira Simões,<sup>2</sup> Cynthia Fantoni  
Alves Ferreira<sup>3</sup> e Florence Vasconcelos B. Silva<sup>4</sup>**

<sup>1</sup>Química, Doutora em Tecnologia Ambiental pela Universidade de Londres, Inglaterra, Professora Adjunta do Depto. de Engenharia Sanitária e Ambiental da Universidade Federal de Minas Gerais (UFMG), Belo Horizonte, MG, Brasil

<sup>2</sup>Engenheiro Civil, Doutor em Engenharia Civil pela Pontifícia Universidade Católica do Rio de Janeiro, Professor Adjunto do Depto. de Engenharia de Transportes e Geotecnia da Universidade Federal de Minas Gerais (UFMG), Belo Horizonte, MG, Brasil

<sup>3</sup>Engenheira Civil, Especialista em Gestão Ambiental, Bolsista DTI pelo CNPq e Pesquisadora Vinculada ao Depto. de Engenharia Sanitária e Ambiental e ao Depto. de Engenharia de Transportes e Geotecnia da Universidade Federal de Minas Gerais (UFMG), Belo Horizonte, MG, Brasil

<sup>4</sup>Graduanda em Engenharia Civil, Bolsista IC pelo CNPq Vinculada ao Depto. de Engenharia Sanitária e Ambiental e ao Depto. de Engenharia de Transportes e Geotecnia da Universidade Federal de Minas Gerais (UFMG), Belo Horizonte, MG, Brasil

## RESUMO

A inexistência de um modelo adequado de gestão para os resíduos sólidos urbanos nas prefeituras tem criado sérios problemas, os quais comprometem o meio ambiente e, conseqüentemente, a qualidade de vida da população. Sabe-se que no Brasil, segundo o IBGE, 80% dos municípios utilizam lixões, lembrando que dentro de um programa de limpeza pública a atividade de disposição final, por ser a última na seqüência do gerenciamento, depara-se com escassez dos recursos humanos e econômicos, sendo ponto crítico nesse tipo de serviço. O aterro sanitário seria a forma de disposição final mais aceitável, contudo há falta de auto-suficiência tecnológica, econômica e humana das comunidades, levando-as à inércia em sua tomada de decisão. Este artigo apresenta um estudo para o desenvolvimento de metodologias apropriadas para o planejamento, implantação, operação e monitoramento de um aterro sustentável em escala real na cidade de Catas Altas, MG, município com aproximadamente 4.500 habitantes, onde a disposição final dos resíduos acontecia em um lixão a céu aberto associada à queima, sem nenhum acompanhamento técnico. Os trabalhos realizados ao longo do projeto visaram à remediação do antigo lixão e ao desenvolvimento de metodologias que garantam a sustentabilidade do aterro sob a ótica da viabilidade técnica, econômica, ambiental e social. A seguir serão descritos os estudos preliminares envolvendo levantamento de dados sobre o município, caracterização dos resíduos e diagnóstico da área do lixão, como também as metodologias, materiais e equipamentos desenvolvidos e testados no planejamento, implantação e operação do aterro. Os resultados indicaram que o aterro sustentável proposto tem grande aplicabilidade em municípios de pequeno porte. A sustentabilidade econômica foi demonstrada por um custo de R\$ 6,00 hab/ano; a sustentabilidade ambiental, por melhorias efetuadas na área previamente degradada pelo lixão e por boas operações de drenagem, compactação, cobertura do resíduo etc.; a sustentabilidade sanitária por melhorias em saúde pública trazidas a seus operadores e à população como um todo; e, finalmente, a sustentabilidade técnica pela capacitação de corpo técnico e resgate da consciência cidadã.

*Palavras-chave:* aterros, resíduos sólidos, saúde pública, saneamento.

## INTRODUÇÃO

Em todo o mundo, a destinação final inadequada dos resíduos sólidos tem sido vista como um dos principais problemas da atualidade. Países economicamente desenvolvidos deparam-se com um resíduo cada vez mais complexo em sua constituição e com conseqüentes problemas relativos a seu tratamento. No Brasil, como em tantos outros países ditos em desenvolvimento, a globalização tem induzido, mesmo nos pequenos

e particularmente pobres aglomerados do interior, a um sem número de resíduos sintéticos cuja simples deposição sobre o solo, freqüentemente associada à queima a céu aberto, implica significativo impacto ambiental e riscos à saúde pública.

No Estado de Minas Gerais, de forma semelhante aos demais Estados brasileiros, 80% dos municípios apresentam população inferior a 20.000 habitantes, vivendo à margem dos recursos financeiros para executarem obras do porte de um aterro sanitário, além

da falta de vontade política das administrações municipais.

O presente trabalho teve por intuito contribuir com essas comunidades, elaborando um estudo de implantação e operação de um aterro sustentável, em escala real, para a cidade de Catas Altas, MG. Desta forma, realizou-se um estudo de novas metodologias, alternativas de materiais, equipamentos e procedimentos operacionais a serem utilizados nos empreendimentos. Neste estudo foram estabelecidas metodologias de projeto, implantação e operação de aterros adequadas à realidade de pequenas comunidades, sempre visando ao funcionamento ininterrupto dos empreendimentos. Este projeto também procurou se concentrar na capacitação das pessoas que futuramente serão as responsáveis pelas áreas de disposição final, uma vez que outro grande problema enfrentado em nosso país é a falta de recursos humanos para operar essas áreas de disposição final para resíduos sólidos urbanos.

## METODOLOGIA

Para o desenvolvimento do trabalho foi realizada uma série de estudos preliminares, com o levantamento de informações sobre o município, sua população e sistema de limpeza urbana. Procedeu-se também à caracterização do resíduo municipal e da área do antigo lixão, envolvendo estudos topográficos, geotécnicos e hidrológicos. A partir daí, foram definidos critérios para seleção e escolha da área para a disposição final dos resíduos.

O próximo passo consistiu na elaboração do projeto básico do aterro, determinando-se o método de operação a ser utilizado, as dimensões de projeto e o layout preliminar da ocupação da área.

Na etapa de implantação e operação do aterro, foi feita a remediação da área do antigo lixão, testada uma série de equipamentos e procedimentos para a rotina operacional diária e desenvolvidos os sistemas para drenagem de gases e líquidos percolados e os poços para monitoramento de lixiviado e solo.

O treinamento dos operadores do aterro tem sido feito continuamente, para garantir que todo o processo de disposição final dos resíduos aconteça de forma eficaz e ininterrupta, englobando os aspectos técnicos, de saúde e higiene.

## DESENVOLVIMENTO E APLICAÇÃO

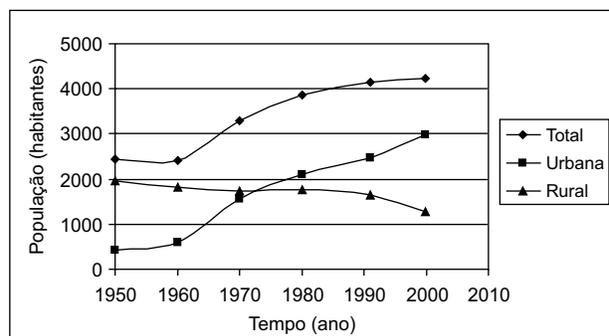
### *Estudos Preliminares*

Aterros para pequenas comunidades são obras de pequeno porte, mas necessitam de planejamento de todas as etapas iniciais com base em critérios de engenharia.

No presente projeto procedeu-se à caracterização do sistema de limpeza urbana do município, envolvendo todas as etapas: acondicionamento, coleta, transporte e disposição final. A área utilizada para a disposição final foi avaliada sob os aspectos da geologia, geotecnia, hidrologia e topografia.

**Caracterização do município** Catas Altas situa-se a 118 km de Belo Horizonte, entre as cidades de Santa Bárbara e Mariana, e ocupa uma área de 240,27 km<sup>2</sup>. A cidade apresenta rico legado cultural e a grandiosidade da Serra do Caraça. A principal atividade econômica da cidade gira em torno da indústria extrativista de minério de ferro. A população da cidade evoluiu nas últimas décadas, como mostra a Figura 1.

Todos os resíduos gerados, incluindo os domésticos e os municipais, eram acondicionados em latões, coletados em dias alternados por um caminhão-caçamba, dispostos e queimados a céu aberto, como mostrado na Figura 2. Não foi observada a presença de catadores no antigo lixão e, com exceção das latinhas de alumínio, nenhum outro material era submetido à reciclagem no município.



**Figura 1** Crescimento populacional de Catas Altas, MG, nas últimas décadas.



**Figura 2** Disposição final (situação anterior à intervenção).

**Caracterização dos resíduos** Para estimar a taxa média de geração diária dos Resíduos Sólidos Urbanos (RSU) de Catas Altas, procedeu-se, durante duas semanas, a uma série de pesagens dos resíduos que chegavam para ser dispostos na área do antigo lixão. A geração diária estimada para Catas Altas foi de 1.250 kg/dia.

Considerando que o serviço de coleta atende a 90% da população urbana e que o núcleo urbano tem aproximadamente 3.000 habitantes, a cota de geração *per capita* média foi estimada em 470 g/hab.dia.

Para obter a composição gravimétrica do RSU, utilizou-se a metodologia do quarteamento (Pessin, 2001). Depois de descarregar todo o montante relativo a um dia de coleta, o resíduo foi continuamente separado até obter uma amostra de aproximadamente 200 kg. Os componentes dessa amostra foram classificados nas seguintes categorias: matéria orgânica putrescível, plástico, papel/papelão, vidro, metal ferroso, metal não ferroso, pano/trapo/couro/borracha, madeira, contaminante biológico, contaminante químico, pedra, terra/cerâmica. O resultado da composição gravimétrica está apresentado na Tabela 1.

**Caracterização da área do lixão** O local utilizado para a disposição final dos resíduos sólidos não pertence a nenhuma área de proteção ambiental ou de mananciais, não existindo um plano diretor urbano na cidade que venha a restringir o uso e a ocupação atual ou futura da área por um aterro. A área se situa fora do aglomerado urbano, estando a uma distância de 4 km do centro gerador de resíduo.

**Tabela 1** Composição gravimétrica dos resíduos de Catas Altas.

<b>Categoria</b>	<b>%</b>
Matéria orgânica putrescível	51
Plástico	14
Papel e papelão	8
Vidro	2
Metal ferroso	2
Metal não-ferroso	–
Pano, trapo, couro e borracha	3
Madeira	3
Contaminante biológico	12
Contaminante químico	–
Terra e cerâmica	4
Outros	1

Segundo estudo topográfico, sua área totaliza 38.132,75 m<sup>2</sup>, com declividades variando de 0 a 20% em 61% de seu total e o corpo d'água mais próximo se localizando a cerca de 800 m.

Um completo estudo geotécnico foi realizado, incluindo caracterização do solo, determinação da permeabilidade e realização de testes de transporte de contaminantes. O solo foi classificado como um silte argiloso, com permeabilidade obtida em testes de laboratório e de campo variando de 10<sup>-3</sup> a 10<sup>-4</sup> m/s, em profundidades de 1,5 m e 3 m, respectivamente. Não foi detectada a presença do lençol freático até uma profundidade de 7 m.

### **Seleção da Área**

O próximo passo na etapa dos estudos preliminares consistiu em avaliar a possibilidade de implantar o novo aterro na área do antigo lixão. Uma metodologia simplificada para a seleção de áreas para disposição de RSU foi utilizada. A metodologia consistiu num sistema de pontuação, no qual são considerados aspectos como a distância do centro gerador, condições de acesso, características do solo, proximidade de corpos d'água, disponibilidade de material de cobertura, visibilidade, topografia, propriedade do terreno e custo de desapropriação. Considerando que a área previamente utilizada como lixão atendeu à maioria dos aspectos considerados, optou-se por continuar operando

na mesma área, porém com completa remediação e ações como o isolamento, a limpeza, a revegetação e a suspensão da queima dos resíduos.

### Elaboração do Projeto Básico

Considerando a topografia da área e a pequena taxa de geração diária, optou-se por adotar o método de operação em trincheiras. Este método permite o uso do material escavado como cobertura diária e final dos resíduos e, no caso dos aterros manuais, torna a operação mais simples se comparada com o método em rampa (Jaramillo, 1991). Este último aspecto é fundamental, dada a escassez de equipamentos e mão-de-obra qualificada em pequenas comunidades.

Adotando vida útil de três meses para cada trincheira, período adequado considerando-se o custo da escavação mecânica (Tchobanouglos et al., 1997; Rushbrook & Pugh, 1999), foram calculadas as dimensões da trincheira utilizando-se os seguintes parâmetros:

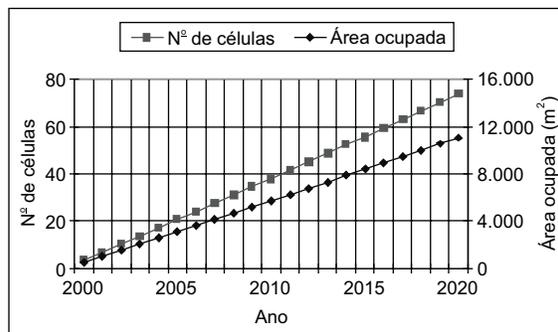
- População urbana atendida: 3.000 habitantes
- Geração *per capita* diária: 470 g/hab.dia
- Densidade do resíduo solto: 235 kg/m<sup>3</sup>
- Densidade do resíduo compactado: 500 kg/m<sup>3</sup>
- Fator de material de cobertura: 25% do volume de resíduos aterrados

A trincheira tem formato piramidal com as seguintes dimensões:

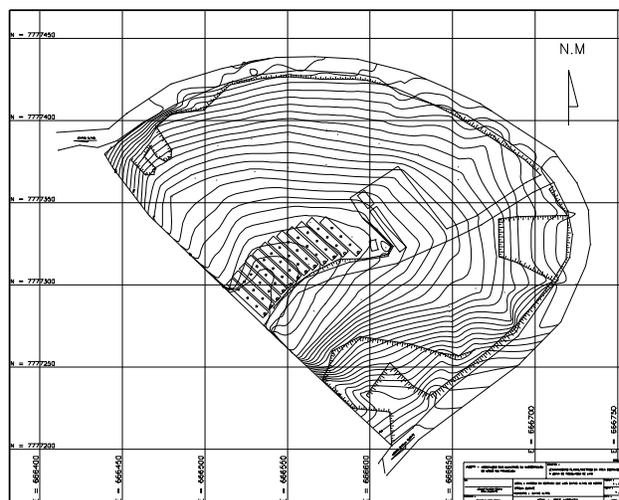
- Altura: 3 m (função do equipamento utilizado)
- Largura do topo: 5 m
- Largura da base: 3 m
- Comprimento: 30 m

Considerando as dimensões e a taxa de geração citadas e um crescimento populacional linear da população atendida pelo serviço de coleta, a vida útil mínima do aterro foi estimada em 15 anos, ocupando aproximadamente 40% da área que apresenta declividades favoráveis à construção e operação das trincheiras. Essa estimativa não leva em consideração os recalques da massa de resíduo nem a diminuição do montante de resíduos a serem dispostos, devido aos processos de reciclagem e compostagem, que serão implementados em futuro próximo no município. A evolução da ocupação da área e o layout preliminar do aterro, com a locação inicial das trincheiras, casa de

apoio e vias de acesso, estão apresentados nas Figuras 3 e 4, respectivamente.



**Figura 3** Evolução da ocupação da área e do número de células do aterro.



**Figura 4** Layout preliminar do aterro.

### Implantação e Operação do Aterro

Primeiramente foram executados a limpeza e o isolamento da área, com imediata suspensão da queima do resíduo. Providenciou-se a construção de uma casa de apoio e a melhoria das vias de acesso (Figuras 5 e 6).

Dadas as características geotécnicas da área, como a profundidade do lençol freático, associadas à ausência de recursos financeiros, optou-se por usar como sistema de impermeabilização da base da trincheira uma camada de solo natural compactado manualmente no lugar de geossintéticos.



**Figuras 5 e 6** Casa de apoio e melhoria das vias de acesso.

Embora a camada de solo compactado não impeça a contaminação das águas subterrâneas, o monitoramento não indicou geração de lixiviado durante o primeiro ano de operação. Testes de laboratório (equilíbrio em lote e teste da coluna) utilizados para avaliar parâmetros do transporte de contaminantes indicaram grande potencial de retenção da contaminação para o solo local, especialmente para metais pesados.

Um sistema simples e de baixo custo para a drenagem de gases e lixiviados foi construído, utilizando-se tubos de PVC e garrafas PET perfuradas. Tubos de PVC para a coleta de amostras de lixiviado e solo também foram instalados com o objetivo de monitoramento. A cobertura final consistiu em uma camada de 50 cm de argila compactada.

Construiu-se uma cobertura temporária (Figura 7), semelhante às coberturas utilizadas para resíduos perigosos, com o objetivo de minimizar a infiltração das águas de chuva e desta maneira diminuir a geração de lixiviado e também facilitar o procedimento operacional diário. A cobertura foi construída com materiais de baixo custo, como o bambu e o eucalipto, muito abundantes na região. Além disso, ela pode ser montada e desmontada em aproximadamente 4 horas, mostrando-se, eficiente e garantindo boa operação, especialmente em dias chuvosos.

Uma série de procedimentos e equipamentos para a operação diária foi testada. As operações de descarga, espalhamento, compactação e cobertura foram continuamente aperfeiçoadas, buscando-se melhorar o desempenho dos funcionários e erradicar problemas

relativos ao mau cheiro, proliferação de vetores, incêndios e poluição visual. As camadas de resíduo e cobertura diária têm espessura de 30 e 10 cm, respectivamente. Atenção especial foi dada à fase de compactação, envolvendo a avaliação da eficiência do processo. Dois tipos de compactadores manuais foram testados: um soquete e um rolo (Figura 8). A eficiência obtida com um rolo de 160 kg foi de aproximadamente 30% em relação ao resíduo não compactado.

#### ***Avaliação Econômica***

Dois tipos de custo foram considerados na análise. O primeiro avaliou a construção, operação e fechamento de cada trincheira, incluindo a mão-de-obra. Para geração diária de 1.250 kg, foi obtido um custo de R\$ 30,00 por tonelada de resíduo disposto. O segundo custo avaliado abrangeu toda a infra-estrutura do aterro, incluindo, além da mão-de-obra, os equipamentos. Com essa segunda parcela, o custo estimado é de R\$ 6,00 por habitante/ano, o que mostra a viabilidade econômica do aterro.

#### ***Mão-de-obra Local***

Os operadores do aterro sustentável de Catas Altas receberam treinamento que envolveu aspectos técnicos, de saúde e higiene. Eles receberam orientações para todas as fases de construção e operação e, graças a isso, atualmente o aterro sustentável de Catas Altas é operado de forma autônoma pelo município.



**Figura 7** Sistema de cobertura temporária e operação de descarga.

Atualmente, uma campanha de educação ambiental acontece no município, objetivando principalmente dar suporte ao processo de coleta seletiva, reciclagem e compostagem que se deseja implantar.

### CONSIDERAÇÕES FINAIS

Muitas experiências com aterros em pequenas comunidades falharam no Brasil, principalmente por não apresentarem sustentabilidade técnica e econômica. Bons projetos são desenvolvidos, contudo, na maioria das vezes, não são adequados à realidade das pequenas comunidades e, após serem implementados, são deixados a cargo das autoridades municipais, que normalmente não possuem técnicos para continuar operando o aterro. O método operacional da Unidade de Disposição Final de Resíduos Sólidos de Catas



**Figura 8** Compactação da cobertura final com o rolo compactador manual.

Altas foi definido com sucesso (Figuras 9 e 10), por intermédio de treinamento da mão-de-obra, da execução adequada das diretrizes traçadas e da comprovação da funcionalidade das metodologias desenvolvidas especificamente para tal empreendimento.

A capacitação dos funcionários viabilizou a correta execução das obras físicas na área do aterro e o desenvolvimento de uma rotina de trabalho eficaz e ininterrupta.

A remediação da antiga área e a implantação do aterro segundo critérios de engenharia adequados foram devidamente efetuados, o que permitiu o enquadramento do aterro no objetivo inicial de construção de aterros de resíduos sólidos urbanos voltados para pequenas comunidades, salientando-se aqui as melhorias sob o ponto de vista de saúde pública para a comunidade.



**Figuras 9 e 10** Aterro sustentável de Catas Altas (situação atual).

Este estudo apresentou aspectos de fundamental importância, uma vez que foi executado em escala real para um município que retrata a realidade da maioria dos municípios de pequeno porte, portanto, os dados e demandas gerados pelo presente projeto podem servir de base para o desenvolvimento de projetos semelhantes para outras comunidades, lembrando que as características das mesmas deverão ser criteriosamente analisadas.

**Agradecimentos** Agradecemos muito ao PROSAB (Programa de Pesquisa em Saneamento Básico) por intermédio da FINEP, CNPq, CEF e ABES, pela oportunidade de trabalho e pelo inestimável auxílio financeiro, uma vez que este projeto foi executado no âmbito do mesmo.

Por fim, nossos agradecimentos à Prefeitura de Catas Altas, por seu empenho, presteza e desejo de mudança, especialmente nas pessoas do Sr. Prefeito José Hosken, Sr. Geraldo Queiroz e Eng. Carlos Magno de Melo, e também ao Eng. Eustáquio Luiz Alves Ferreira, por sua presteza em auxiliar a equipe nos mais diferentes trabalhos.

## REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. solo – análise granulométrica. Rio de Janeiro, 1984.

\_\_\_\_\_. *NBR 7180*: solo – determinação do limite de plasticidade. Rio de Janeiro, 1984.

\_\_\_\_\_. *NBR 8419*: Apresentação de projetos de aterros sanitários de resíduos sólidos urbanos. Rio de Janeiro, 1992.

\_\_\_\_\_. *NBR 8849*: Apresentação de projetos de aterros controlados de resíduos sólidos urbanos. Rio de Janeiro, 1985.

INSTITUTO DE PESQUISAS TECNOLÓGICAS. *Lixo municipal*: manual de gerenciamento integrado. São Paulo: IPT, CEMPRE, 2000. 370 p.

JARAMILLO, J. Resíduos sólidos municipales: guia para el diseño, construcción y operación de rellenos sanitarios manuales. *Programa de Salud Ambiental* – serie técnica, Pan American Health Organization, Washington, D.C., U.S., n. 28, 214 p., 1998.

PESSIN, N. *Relatório PROSAB*. Universidade de Caxias do Sul, 2001.

RUSHBROOK, P.; PUGH, M. *Solid waste landfills in middle-and lower income countries* – a technical guide to planning, design, and operation. Washington: The World Bank, 1999. 248 p.

TCHOBANOGLIOUS, G.; THEISEN, H.; ELIASSEN, R. *Solid wastes: engineering principles and management issues*. USA: Mc-Graw Hill, Inc, 1977. 621 p.



## Tema 2

---

# Geração, Recirculação de Líquidos Percolados e Controle da Digestão Anaeróbia

Artigos (UFSC, UCS, UNISINOS, UFMG)

5. Balanço Hídrico em Aterros de Resíduos Sólidos Urbanos – Escala Experimental de Laboratório.
6. Monitoramento do Processo de Digestão Anaeróbia dos Resíduos Sólidos Dispostos em Duas Células Piloto de Aterramento.
7. Monitoramento da Recirculação de Líquidos Lixiviados em Sistemas de Disposição Final de Resíduos Sólidos Urbanos.
8. Estudo Comparativo de Metodologias para Análises Físico-químicas de Resíduos Sólidos Urbanos.

# BALANÇO HÍDRICO EM ATERROS DE RESÍDUOS SÓLIDOS URBANOS ESCALA EXPERIMENTAL DE LABORATÓRIO

**Péricles Alves Medeiros,<sup>1</sup> Joel Dias da Silva<sup>2</sup> e Armando Borges de Castilhos Júnior<sup>3</sup>**

<sup>1</sup>Engenheiro Civil pela Universidade Federal de Santa Maria, UFSM, Doutorado em Ingeniería de Caminos Canales y Puertos pela Universidad Politécnica de Madrid, U.P.MADRID, Espanha, Prof. Adjunto do Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental da Universidade Federal de Santa Catarina, UFSC

<sup>2</sup>Engenheiro Sanitarista pela Universidade Federal de Mato Grosso, Bolsista do CNPq/FINEP/PROSAB III, Mestre em Engenharia Ambiental pela Universidade Federal de Santa Catarina, Doutorando em Engenharia Ambiental pela Universidade Federal de Santa Catarina

<sup>3</sup>Engenheiro Sanitarista pela Universidade Federal de Santa Catarina, Doutor em Gestão e Tratamento de Resíduos pelo Institut National des Sciences Appliquées de Lyon, França, Pós-doutorado pela Ecole Nationale Supérieure des Mines de Paris, ISIGE/ENSMP, Professor Adjunto IV do Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental da Universidade Federal de Santa Catarina, UFSC, Supervisor do Laboratório de Pesquisas em Resíduos Sólidos, LARESO

## RESUMO

O balanço hídrico de uma instalação experimental constituída de três células preenchidas com resíduos urbanos, simulando um aterro sanitário, foi monitorado diariamente durante seus primeiros 12 meses. O volume interno disponível de cada uma das células foi de 6,19 m<sup>3</sup>. Dentro das mesmas, sobre um adequado sistema de drenagem, os resíduos urbanos foram compactados manualmente. Como cobertura final usou-se uma camada de areia grossa. O modelo ficou exposto a céu aberto, submetendo-se à chuva e evaporação naturais. O fluxo diário de percolado medido comportou-se de modo semelhante a um hidrograma de escoamento superficial de bacia hidrográfica real. Após cada evento de chuva, o correspondente pico do hidrograma de saída nos drenos ocorreu com retardo de aproximadamente 1 dia, e seu tempo de base durou de 3 a 9 dias. Devido ao tipo de solo de cobertura utilizado e sua capacidade de infiltração, o presente trabalho é, para resíduos sólidos urbanos, grau de compactação e clima, um caso-limite de máxima geração de lixiviados. Os volumes acumulados dos lixiviados acompanharam aproximadamente o regime de chuvas ocorrido. Até o quinto mês, a umidade da massa de resíduos cresceu ligeiramente. Nos meses subsequentes, manteve-se praticamente estável. A evaporação real no solo não saturado de cobertura foi medida por pesagens sucessivas em um pequeno modelo reduzido. O projeto dos equipamentos e a metodologia empregada mostraram-se plenamente satisfatórios, obtendo-se consistente e contínua série histórica diária dos parâmetros principais do balanço hídrico.

*Palavras-chave:* balanço hídrico, lixiviado, resíduos urbanos.

## INTRODUÇÃO

A produção de lixiviados e sua relação com os demais parâmetros do método do balanço hídrico aplicado em aterros sanitários têm sido relativamente bastante estudadas (Fungaroli & Steiner, 1971; Fenn et al., 1975; Gee, 1981; Capelo Neto et al., 1999), mas ainda há lacunas de conhecimento a serem preenchidas. Uma correta previsão da produção desses líquidos é importante para o projeto do sistema de drenagem de lixiviados produzidos nos aterros sanitários, bem como para técnicas operacionais de recirculação. Da mesma forma, as estações de tratamento também necessitam desse fundamental parâmetro tanto para seu projeto como para a operação. Fungaroli & Steiner (1971) estudaram em laboratório o comportamento de resíduos domésticos em um lisímetro prismático de 3,96 m de altura, com área em planta de 1,83 x 1,83 = 3,34 m<sup>2</sup>. O material da parede era aço com isolamento térmico de fibra de vidro. A altura real dos resíduos foi de 2,44 m, sendo cobertos com uma

camada de solo de 0,61 m. Acima da camada de solo havia um fechamento, cujo objetivo era o de não permitir a entrada natural da chuva. Porém, a cada semana, um volume de água era adicionado, simulando a média das chuvas da região. O tempo de observação foi de 18 meses.

Os autores apresentaram, entre outros resultados, a variação da geração de lixiviados e as quantidades de água adicionada em função do tempo. No momento do enchimento, os resíduos sólidos apresentaram 16,2% de umidade. Como consequência, nos primeiros 200 dias, o volume de percolado produzido foi insignificante e somente começou a ser apreciável após 1 ano. Fenn et al. (1975), por intermédio da Agência Americana de Proteção Ambiental (EPA/US), desenvolveram um modelo matemático baseado no balanço hídrico para previsão da geração de lixiviados. O balanço hídrico completo considera nove parâmetros, a saber: evapotranspiração potencial e real, escoamento superficial, infiltração, umidade, variação da umidade, diferença entre infiltração e evapotranspiração

potencial, somatório dos valores negativos desse último parâmetro e percolação.

Gee (1981) comparou resultados de produção de lixiviado de um aterro real com simulações feitas pelo método do balanço hídrico. Os erros encontrados entre as simulações e os dados coletados foram, respectivamente, de 94% e 107%. Capelo Neto et al. (1999) monitoraram a produção de lixiviados em um aterro sanitário real em Caucaia, no Ceará. Os resultados observados semanalmente foram confrontados com simulações matemáticas feitas tanto pelo “método suíço” como pelo balanço hídrico. Os dois modelos matemáticos não se mostraram adequados ao caso. Outros pesquisadores têm realizado estudos tanto em laboratório com em campo. Como as metodologias, equipamentos, escalas, frequências de observação etc. não são as mesmas, uma adequada comparação nem sempre é tarefa fácil.

### OBJETIVO

Avaliar a quantidade gerada de lixiviados em uma instalação experimental de aterro sanitário, empregando-se o método do balanço hídrico. A avaliação é realizada por intermédio do monitoramento contínuo e diário, durante um ano hidrológico completo,

em três células de mesmas características. Foram medidos também os parâmetros meteorológicos pertinentes para completar o balanço hídrico. Por meio dessa observação, a possível variação dos resultados e/ou sua consistência foram apreciadas.

### METODOLOGIA

Para este trabalho experimental construíram-se três células iguais em blocos de concreto com parede dupla na metade inferior da altura total. Cada célula tem como dimensões internas para largura, comprimento e altura, respectivamente, 1,54 m, 1,57 m e 2,56 m. Cada célula foi preenchida com 0,15 m de brita na base para drenagem inferior, de 2,00 m de resíduos sólidos compactados, e, na camada superior, 0,30 m de areia de cobertura, existindo acima dessa areia uma folga de 0,11 m. Dessa forma, o volume real dos resíduos sólidos aterrados em cada célula foi de 4,83 m<sup>3</sup>, totalizando um volume de 14,51 m<sup>3</sup>. Um tubo de drenagem inferior, com diâmetro interno de 50 mm e declividade igual a 4%, possui fendas transversais de 8 mm de largura que atingem até a metade do diâmetro do tubo, espaçadas no sentido longitudinal, a cada 2 cm, e sua função é realizar o recolhimento do percolado gerado. As Figuras 1 e 2 mostram a vista geral e superior da instalação.



**Figura 1** Vista geral da instalação experimental simulando um aterro sanitário.



**Figura 2** Vista superior da instalação experimental.

Para a medição da pluviometria diária, um pluviômetro (260 mm de diâmetro na abertura superior) foi construído e aferido no próprio local. A evaporação real do solo de cobertura foi medida por intermédio de sucessivas pesagens, com frequência aproximadamente semanal, em um pequeno modelo reduzido cilíndrico com diâmetro externo de 200,3 mm e altura de 700 mm contendo 300 mm de areia grossa de cobertura, 300 mm de

resíduos sólidos e um reservatório inferior (Figura 3). Considerou-se como sendo constante a evaporação diária entre duas pesagens sucessivas. A precipitação incidente nesse modelo também foi considerada na determinação da evaporação real ocorrida. Para validação e comparação dos resultados de evaporação obtidos, foi utilizado um pequeno tanque evaporimétrico de diâmetro interno igual a 214 mm e com altura de 250 mm.



**Figura 3** Piloto experimental de medição da evaporação.

Para este estudo, considera-se que os fatores de maior variabilidade foram: características dos resíduos sólidos, grau de compactação, tipo de solo de cobertura e clima. Os resíduos sólidos utilizados são provenientes de Capoeiras e São João, bairros de classe média de Florianópolis, SC, e foram coletados no dia 11 de maio de 2001. Considerou-se como instante inicial do experimento aquele correspondente à data do enchimento das células, ou seja, o dia 12 de maio de 2001. Os resíduos foram compactados dentro das células pelo método manual, com pesos específicos finais dos resíduos sólidos para as células 1, 2 e 3 iguais a 325,21 kgf/m<sup>3</sup>, 298,29 kgf/m<sup>3</sup> e 343,93 kgf/m<sup>3</sup>, respectivamente.

O solo de cobertura escolhido foi areia grossa da região, igualmente usada nas três células. O escoamento superficial foi monitorado diariamente por intermédio de drenos e tubulações colocados no solo de cobertura. A infiltração diária não foi observada, mas calculada como diferença entre chuva observada e escoamento superficial observado. Quanto ao clima, optou-se por um experimento aberto, exposto ao tempo, valorizando assim as séries históricas de chuva e evaporação em vez do uso de chuva artificial em ambiente fechado. O local escolhido para a construção do modelo foi o campus da Universidade Federal de Santa Catarina, UFSC, em Florianópolis, SC. A umidade da massa de resíduos das células (U) foi determinada em laboratório, secando-se a amostra a 105°C durante o enchimento das mesmas, considerado “dia zero”. O valor determinado corresponde à água isenta de qualquer sólido. Esse valor é utilizado inicialmente. Essa variável, a partir do “dia 1”, foi considerada como *incógnita* e calculada pelas expressões do balanço hídrico, que gerarão um valor de percolado com sólidos em suspensão e dissolvidos:

$$Ut(i) = Ut$$

$$(i - 1) + P_i \cdot A - ESC_i - k_1 (E_i \cdot A) - PERC_i \cdot k_2 \quad (1)$$

$$Ut = U_r + U_s \quad (2)$$

$$INF_i = P_i \cdot A - ESC_i \quad (3)$$

$$Ut_o = Hr_o \cdot (\gamma_r_o \cdot Vr_o) + Hs_o \cdot (\gamma_s_o \cdot Vs_o) \quad (4)$$

$$Hr_o = (Wr_{ho} - Wr_{so})/Wr_{ho} \quad (5)$$

$$Hs_o = (Ws_{ho} - Ws_{so})/Ws_{ho} \quad (6)$$

em que:

r = índice referente à resíduos sólidos.

s = índice referente ao solo de cobertura.

<sub>i</sub> = subíndice referente ao intervalo de tempo = 1 dia.

<sub>o</sub> = subíndice referente ao “dia zero”, dia do enchimento das células com resíduos e solo de cobertura: 12/mayo/2001.

t = índice referente a “total” (resíduos sólidos + solo de cobertura).

<sub>h</sub> = subíndice referente a úmido.

<sub>s</sub> = subíndice referente a seco.

Ut<sub>(i)</sub> = umidade total, no tempo <sub>i</sub> em 1 célula, em litros.

Ut<sub>(i-1)</sub> = idem, no tempo anterior, em litros.

P<sub>i</sub> = precipitação no tempo <sub>i</sub>, em 1 célula, em dm.

E<sub>i</sub> = evaporação do solo de cobertura (medida em um pequeno piloto), no tempo <sub>i</sub>, em 1 célula, em dm.

ESC<sub>i</sub> = escoamento superficial, no tempo <sub>i</sub>, em 1 célula, em litros.

A = área em planta de 1 célula = 241,780 dm<sup>2</sup>.

INF<sub>i</sub> = infiltração no tempo <sub>i</sub>, em 1 célula, em litros.

PERC<sub>i</sub> = volume de lixiviado, incluindo volume de material degradado, no tempo <sub>i</sub>, em 1 célula, em litros.

k<sub>2</sub> = coeficiente menor que 1,00 que retira de PERC<sub>i</sub> todo o volume de material degradado.

k<sub>1</sub> = coeficiente menor que 1,00 que retira de E<sub>i</sub> todo o volume de gases arrastados junto com a evaporação.

Ut<sub>o</sub> = volume total de água, no “dia zero”, em 1 célula, em litros (equivalente ao peso em kgf).

Hr<sub>o</sub> = teor de umidade do lixo, no “dia zero”, adimensional.

γ<sub>s\_o</sub> = peso específico aparente úmido (kgf/m<sup>3</sup>) de amostra de solo de cobertura, no “dia zero”.

Vr<sub>o</sub> = volume de lixo, no “dia zero”, em 1 célula, em m<sup>3</sup>.

Vs<sub>o</sub> = volume do solo de cobertura, no “dia zero”, em m<sup>3</sup>.

Wr<sub>ho</sub> = peso úmido da amostra de resíduos, no “dia zero”, em kgf.

Wr<sub>so</sub> = peso seco em estufa, de amostra de resíduos, no “dia zero”, em kgf.

$W_{s_{ho}}$  = peso úmido de amostra de solo de cobertura, no “dia zero”, em kgf.

$W_{s_{so}}$  = peso seco em estufa, de amostra de solo de cobertura, no “dia zero”, em kgf.

H = teor de umidade de uma amostra.

Os coeficientes  $k_1$  e  $k_2$  descritos anteriormente serão considerados preliminarmente iguais a 1. É importante salientar, portanto, que, da variável que indica o volume do lixiviado do presente método, propo-sitalmente não foram subtraídos os sólidos nem a matéria orgânica. Dessa forma, prioriza-se o volume total drenado (líquido + sólidos em suspensão) que é justamente o utilizado nos cálculos do sistema de drenagem, bem como no dimensionamento dos tanques da estação de tratamento.

## DESENVOLVIMENTO E APLICAÇÃO

Esta análise de dados se refere aos primeiros 12 meses de monitoramento diário e ininterrupto desde 13 de maio de 2001 (“dia 1”) até 12 de maio de 2002 (“dia 365”). Como resultado geral, avalia-se que a instalação experimental e a metodologia aplicada funcionaram adequadamente. Foi obtida uma consistente e representativa série histórica diária de dados do balanço hídrico.

### Caracterização do Lixo e do Solo de Cobertura

O procedimento de amostragem seguido foi o recomendado pela CETESB (1990), no qual utiliza-se o processo de quarteamento. Nele, a amostra bruta é dividida em quatro partes iguais, sendo tomadas duas partes opostas entre si para constituir uma nova amostra, descartando-se as duas partes restantes, processo este repetido até que se obtenha o volume desejado. Assim, a composição gravimétrica média dos resíduos apresentou 57,56% de resíduos orgânicos, 9,94% de plásticos moles, 2,42% de plásticos duros, 6,85% de papel, 3,09% de papelão, 8,69% de fraldas e resíduos sanitários, entre outros componentes. Os detalhes da composição podem ser observados na Tabela 1.

O teor médio de umidade inicial dos resíduos sólidos urbanos foi de 55,2% e o da areia de cobertura, 4,75%, ambos em peso. O peso específico aparente úmido do solo de cobertura resultou em 1.350 kgf/m<sup>3</sup>. A correspondente curva granulométrica, apresentada na Figura 4, apresentou  $d_{50} = 0,75$  mm e o coeficiente

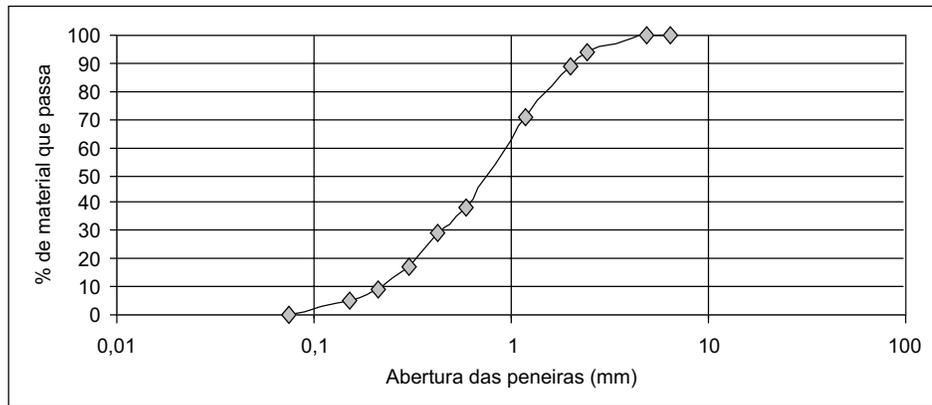
**Tabela 1** Composição gravimétrica dos resíduos urbanos.

Produto	Peso (kg)	Percentual total (%)
Resíduo orgânico	34,45	57,56
Papel	4,1	6,85
Papelão	1,85	3,09
Plástico mole	5,95	9,94
Plástico duro	1,45	2,42
Vidro	0,70	1,17
Multicamadas	0,70	1,17
Alumínio	0,30	0,50
Ferro	0,40	0,67
Madeira	1,20	2,01
Trapos e couro	2,80	4,68
Tóxicos (pilhas, lâmpadas)	0,05	0,08
Fraldas e lixo sanitário	5,20	8,69
Inertes	0,30	0,50
Rejeitos	0,40	0,67
TOTAL	59,85	100,00

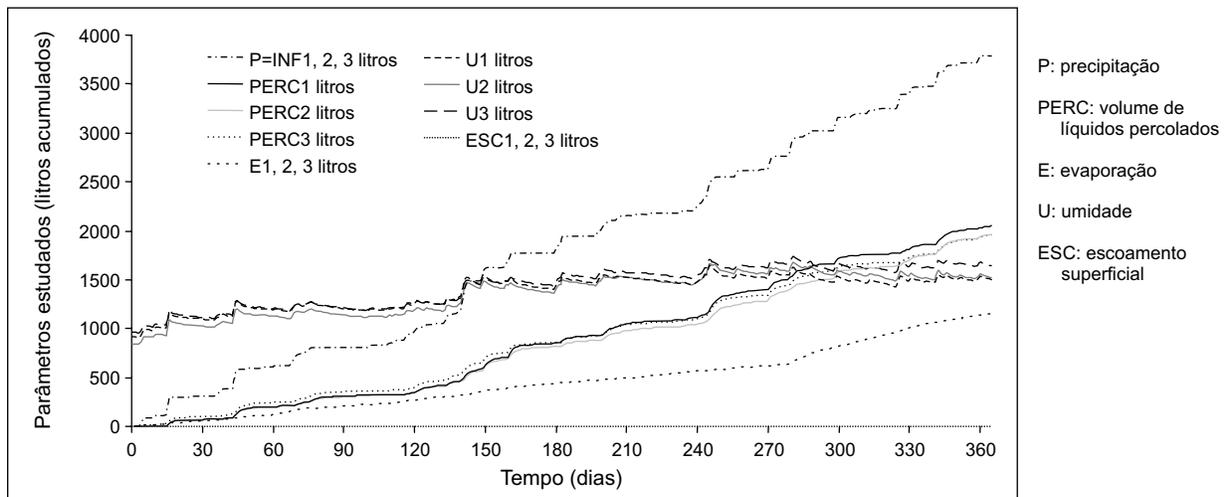
de uniformidade  $d_{60}/d_{10} = 4,27$ , classificando-se o solo de cobertura como “areia grossa”. As umidades totais (resíduos sólidos urbanos + areia de cobertura) “Ut” no tempo zero foram: 914,58, 842,72 e 964,55 litros, respectivamente, para as células 1, 2 e 3.

### Escoamento Superficial/Infiltração

Como pode ser observado, nos primeiros 12 meses, o escoamento superficial não ocorreu. Um ensaio na areia grossa de cobertura revelou uma capacidade de infiltração inicial de aproximadamente 680 mm/h. Segundo Nerilo (1999), a máxima intensidade de chuva já registrada na região ocorreu no município vizinho de Paulo Lopes, SC, com 424,1 mm/h, para um período de retorno de 100 anos e duração de 5 minutos. Este trabalho trata, portanto, de um caso-limite de máxima produção de percolado (para esse resíduo sólido urbano, compactação e clima), em que a infiltração é sempre igual à precipitação. A Figura 5 mostra a infiltração como sendo igual à precipitação, bem como o escoamento superficial como sendo uma linha horizontal sempre na ordenada zero. Apresenta ainda a evolução de todos os outros parâmetros detalhados na seqüência.



**Figura 4** Curva granulométrica do solo de cobertura.



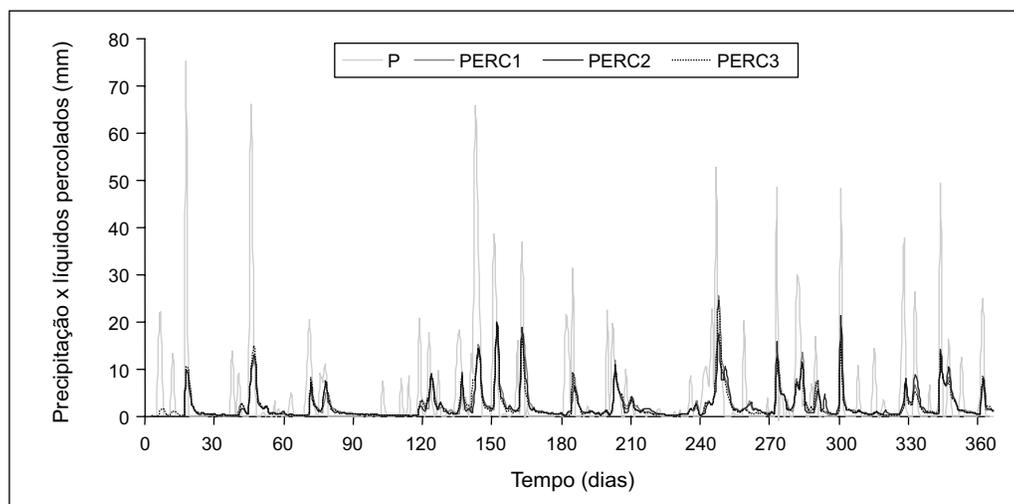
**Figura 5** Balanço hídrico geral das células.

## Lixiviados

O fluxo de lixiviados comporta-se similarmente a um hidrograma de escoamento superficial de bacia hidrográfica real. De maneira geral, a evolução acumulada da produção de percolado acompanha aproximadamente a frequência das chuvas ocorridas, como pode ser observado na Figura 6, já que o pico de líquidos percolados produzidos não correspondeu aos picos da precipitação. Conforme explicações de Bengtsson et al. (1994), enquanto a capacidade de campo não é atingida em todas as partes de um aterro sanitário, parte da água que percola entre os resíduos aterrados poderá ficar armazenada nos mesmos.

Este fato confirma igualmente os estudos de Ehrig (1983), no qual foi observado que, em algumas

partes do aterro, a umidade que infiltra pelo material de superfície pode acumular-se e ser armazenada por anos antes que qualquer líquido percole do aterro. A quantidade potencial do percolado que poderá ser gerada em um aterro sanitário específico é a quantidade de umidade excedente da capacidade de campo do aterro. Após cada evento de chuva, o correspondente pico do hidrograma de saída nos drenos ocorreu com retardo de aproximadamente 1 dia, e seu tempo de base durou de 3 a 9 dias. Os totais acumulados de percolado foram de 2.051,22, 1.963,56 e 1.959,94 litros, respectivamente, para as células 1, 2 e 3. A diferença percentual máxima entre células foi de apenas 4,5%, o que consolida a reprodutibilidade do experimento nas três células.



**Figura 6** Variação da produção de líquidos percolados em função da precipitação.

### Outros Parâmetros

A umidade total (resíduos sólidos urbanos + solo de cobertura) na média das 3 células cresceu de 907,28 (“dia zero”) para 1.554,36 litros (“dia 365”), devido à exposição das células às variações climáticas. Nos 12 meses de monitoramento, o pluviômetro registrou um total acumulado de 1.569 mm. A precipitação média da região está próxima de 1.683 mm/ano. O inverno tende a ser seco com médias mensais de aproximadamente 70 a 100 mm/mês e o verão, mais úmido, com 130 a 220 mm/mês, aproximadamente. A evaporação real do solo nu (modelo reduzido) resultou, no mesmo período, em 478 mm acumulados. Essa foi considerada a evaporação real válida para as 3 células. Em média, representou aproximadamente 35% da evaporação do pequeno tanque evaporimétrico já citado. Essa proporção foi considerada razoável, pois no experimento nem sempre se tem a máxima disponibilidade de umidade existente nos tanques. Não foram apresentados resultados de evaporação de tanque “classe A”, pois a estação climatológica mais próxima está a 17 km de distância. Além disso, a região tem ilhas, lagoas, montanhas e continente próximos, não permitindo, pois, a simples transferência das observações daquela estação para o local do experimento. Dessa forma, os resultados apresentados são válidos para os primeiros 12 meses, havendo nesse período um balanço positivo entre chuva e evaporação equivalente a 1.091 mm.

Os resultados deste trabalho são válidos para a região de Florianópolis, SC, desde que entendidos como um caso-limite superior de geração de percolado.

### Comparação com o Método Suíço

É bastante oportuna uma comparação dos resultados obtidos com o conhecido “Método Suíço”. Trata-se de um modelo simples de previsão da vazão média de lixiviados cuja fórmula é

$$Q = P \cdot A \cdot K \cdot 1/t \quad (7)$$

em que:

Q = vazão média de líquido percolado (L/s)

t = 31.536.000 seg. (1 ano)

P = precipitação anual média, em mm

A = área do aterro sanitário em m<sup>2</sup>

K = coeficiente empírico adimensional

Valores de K recomendados:

- Aterros de fraca compactação (de 400 a 700 kg/m<sup>3</sup>): K = 0,25 a 0,50
- Aterros de forte compactação (maior que 700 kg/m<sup>3</sup>): K = 0,15 a 0,25

As observações principais são:

- O cálculo das vazões pelo “Método Suíço”, em média, superestimou em aproximadamente 19% as vazões médias observadas.

- Por outro lado, subestima as vazões máximas observadas (picos do hidrograma) avaliando-as como sendo aproximadamente 12% de seu valor real.
- O valor médio do coeficiente “K” real medido nas três células foi de aproximadamente 0,42. Portanto, 84% do máximo valor normalmente recomendado de K, que é 0,50 para o grau de compactação obtido.
- O valor de precipitação anual média foi de 1.683 mm, considerando os valores da série histórica do período de 1971 a 1997 medidos nos postos próximos de São José e do aeroporto Hercílio Luz.

Essa análise indicou que o cálculo de vazões de lixiviados em aterros sanitários pelo Método Suíço apresenta deficiências, visto que o mesmo superestima vazões médias e subestima vazões de pico.

### CONSIDERAÇÕES FINAIS

As recomendações preliminares deste trabalho servem para o tipo de lixo utilizado, grau de compactação e para o inverno seco da região de Florianópolis, SC. Se o aterro projetado sofrer outro regime de chuvas e evaporações, com outros tipos de lixo e solo de cobertura, bem como maior compactação, o problema torna-se mais complexo. De qualquer forma, os resultados apresentados servem como primeira referência por se tratar, como já foi dito, de um caso-limite superior, com vazões máximas de PERC para as características da presente pesquisa. Uma tentativa de resumir a influência dos outros fatores seria considerar apenas os cinco mais importantes, tais como:

1. Precipitação anual média: (P).
2. Diâmetro de 50% do solo de cobertura: ( $d_{50}$ ).
3. Características principais do lixo (teores de mat. orgânica e umidade): (MO; U).
4. Evaporação: (E).
5. Grau de compactação do lixo (ou peso específico): (g).

Os três primeiros parâmetros são diretamente proporcionais às vazões de líquidos percolados e os dois últimos são inversamente proporcionais. Assim, uma primeira relação qualitativa, de caráter preliminar e aproximado, pode ser:

$$\text{PERC} = f(P \cdot d_{50} \cdot \text{MO} \cdot U) / (E \cdot \gamma) \quad (8)$$

O presente trabalho está longe de ter extensão suficiente para determinar a função (8) proposta. De qualquer forma, serve como indicação de um caminho que pode ser seguido por futuras pesquisas.

**Agradecimentos** Agradecemos ao programa PROSAB, à FINEP, pelo financiamento desta pesquisa, ao CNPq, pela concessão de bolsas, e também à COMCAP de Florianópolis, SC, pelo grande auxílio e colaboração (Eng. Edmar Arruda). Também ao Prof. Dr. Marciano Maccarini do Laboratório de Mecânica dos Solos, do Departamento de Engenharia Civil da Universidade Federal de Santa Catarina.

### REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- CAPELO NETO, J.; MOTA, S.; SILVA, F. J. A. Geração de percolado em aterro sanitário no semi-árido nordestino: uma abordagem quantitativa. *Revista Engenharia Sanitária e Ambiental*, v. 4, n. 3, p. 160-167, 1999.
- BENGTSSON, L.; BENDZ, D.; HOGLAND, W.; ROSQVIST, H.; AKESSON, M. Water balance for landfills of different age. *Journal of Hydrology*, n. 158, p. 2003-2217, 1994.
- CETESB – COMPANHIA DE TECNOLOGIA E SANEAMENTO AMBIENTAL. *Resíduos domésticos: tratamento*. São Paulo, 1990.
- EHRIG, H. J. *Quality and quantity of sanitary landfill leachate*. Waste Management & Research I, 1983, p. 53-68.
- FENN, D. G.; HANLEY, K. J.; DeGEORE, T. V. *Use of water balance method for predicting leachate generation for solid waste disposition sites*. Cincinnati: U.S. Environment Protection Agency Report n. EPA/530/SW 168, 1975.
- FUNGAROLI, A. A., STEINER, R. L. Laboratory study of the behavior of a sanitary landfill. *Journal of the Water Pollution Control Federation*, v. 43, n. 2, p. 252-267, feb. 1971.
- GEE, J. R. *Prediction of leachate accumulation in sanitary landfills*. Madison: Applied Research & Practice on Municipal and Industrial Waste, 4<sup>th</sup> Conference, p. 170 (21), Sept. 28-30, 1981.
- NERILO, N. *Pluviometria e chuvas intensas no Estado de Santa Catarina*. 1999. Dissertação (Mestrado) – Programa de Pós-graduação em Engenharia Ambiental, UFSC, Florianópolis.

# MONITORAMENTO DO PROCESSO DE DIGESTÃO ANAERÓBIA DOS RESÍDUOS SÓLIDOS DISPOSTOS EM DUAS CÉLULAS PILOTO DE ATERRAMENTO

Neide Pessin,<sup>1</sup> Suzana Maria De Conto,<sup>2</sup> Cláudia Teixeira Panarotto,<sup>3</sup> Isalmar Brustolin,<sup>4</sup>  
Janaína Ribeiro Velho,<sup>5</sup> Juliano César Rizzi<sup>5</sup> e Kiara Chies Franzoloso<sup>5</sup>

<sup>1</sup>Bióloga, Mestre em Hidráulica e Saneamento pela EESC, USP, Doutoranda em Biologia Ambiental pela Universidade de León, Espanha, Professora do Departamento de Engenharia Química e Pesquisadora do Instituto de Saneamento Ambiental da Universidade de Caxias do Sul, Caxias do Sul, RS

<sup>2</sup>Engenheira Química, Mestre em Hidráulica e Saneamento pela EESC, USP, Doutora em Educação pela UFSCar, Professora do Departamento de Engenharia Química e Diretora do Instituto de Saneamento Ambiental da Universidade de Caxias do Sul, Caxias do Sul, RS

<sup>3</sup>Bióloga, Mestre em Recursos Hídricos e Saneamento pela UNICAMP, SP, Doutora em Engenharia Civil pela Université de Sherbrooke (Québec, Canadá), Professora do Departamento de Engenharia Química e Pesquisadora do Instituto de Saneamento Ambiental da Universidade de Caxias do Sul, Caxias do Sul, RS

<sup>4</sup>Engenheira Química, Especialista em Tratamento de Resíduos Industriais: Sólidos, Líquidos e Gasosos pela PUC, RS, Responsável Técnica pelo Laboratório de Saneamento Ambiental da Universidade de Caxias do Sul, Caxias do Sul, RS

<sup>5</sup>Graduando em Engenharia Ambiental, Bolsista ITI/CNPq

## RESUMO

O referido estudo visa apontar indicadores do processo de digestão anaeróbia de resíduos sólidos domésticos confinados em células de aterramento. Para tanto, foram implantadas duas células de aterramento de resíduos sólidos com distintas formas de impermeabilização e selamento superior: uma com solo natural (solo argiloso) e outra com manta de polietileno de alta densidade. Essas células foram implantadas com sistemas de drenagem e tratamento de lixiviados, drenagem e tratamento de gases, drenos-testemunho, sistemas de impermeabilização e sistema de cobertura. Os resíduos dispostos foram provenientes de dois bairros da cidade de Caxias do Sul, RS, sendo que cada célula recebeu aproximadamente 35 toneladas de resíduos com 58% de material orgânico putrescível. A análise dos dados obtidos em ambas as células, após 360 dias de disposição, permite afirmar que a composição química e a variação dos líquidos percolados gerados correspondem à fase acidogênica do processo de estabilização dos resíduos, porém as células apresentam comportamento distinto em relação a alguns parâmetros monitorados.

*Palavras-chave:* resíduos sólidos domésticos, digestão anaeróbia, aterro sanitário, lixiviados.

## INTRODUÇÃO

Os aterros podem ser considerados sistemas biológicos predominantemente anaeróbios, sendo que muitos estudos realizados nesses sistemas enfocaram a dinâmica do processo de digestão anaeróbia, enfatizando as transformações físicas, químicas e biológicas ocorridas nos resíduos dispostos. Os modelos propostos para a compreensão do processo de digestão anaeróbia foram elaborados levando-se em conta dados qualitativos sobre a produção de lixiviados e biogás (Augenstein & Pacey, 1991; Rees, 1980; Farquhar & Rovers, 1973; Barlaz & Ham, 1989; Fuller et al., 1979). Tais modelos foram formulados considerando que a produção e a composição de lixiviados e de gás metano são influenciadas por diferentes fatores, tais como o tipo e a idade do resíduo, as condições climáticas e hidrológicas da área, as técnicas de operação do sistema, entre outros. No entanto, a dinâmica do processo de digestão anaeróbia associada a fatores ambientais

e a fatores operacionais provocam a sobreposição de fases de estabilização, refletindo nas características dos lixiviados. A sobreposição de fases pode impedir a detecção e a interpretação correta da evolução das mesmas. Assim, a observação da variação dos parâmetros, ao longo do tempo, pode ser considerada representativa para o estabelecimento da evolução do processo de estabilização dos resíduos dispostos.

Visando avaliar os fatores interferentes no processo de digestão anaeróbia foram implantadas na Cidade Universitária da Universidade de Caxias do Sul duas células de aterramento de resíduos sólidos, para analisar diferentes tipos de impermeabilização, bem como monitorar o processo de digestão dos resíduos confinados nessas células. Em uma das células foi utilizada impermeabilização natural (solo argiloso), e na outra, impermeabilização sintética (PEAD). Os resíduos dispostos em ambas as células foram obtidos da coleta regular de dois bairros residenciais da cidade de Caxias do Sul, escolhidos com base na eficiência

do processo de segregação dos resíduos na fonte, com vistas a dispor percentuais elevados de matéria orgânica putrescível nas células.

As células foram implantadas com sistemas de drenagem e tratamento de lixiviados, drenagem e tratamento de gases, dreno testemunho, sistemas de impermeabilização e sistema de cobertura. Cada célula recebeu em média 35 toneladas de resíduos sólidos. Na área em que as células foram implantadas instalaram-se três piezômetros de monitoramento das águas subterráneas, um a montante e dois a jusante, com o intuito de monitorar a qualidade dessas águas na área de influência das células. Ambas as células estão sendo monitoradas quanto à geração de lixiviados e às características físico-químicas do chorume, com vistas à avaliação do grau de estabilização da matéria orgânica aterrada, sendo que no presente trabalho são apresentados os dados relativos ao monitoramento dos líquidos percolados gerados nas células piloto.

## METODOLOGIA

### *Concepção de Implantação das Células Piloto de Aterramento*

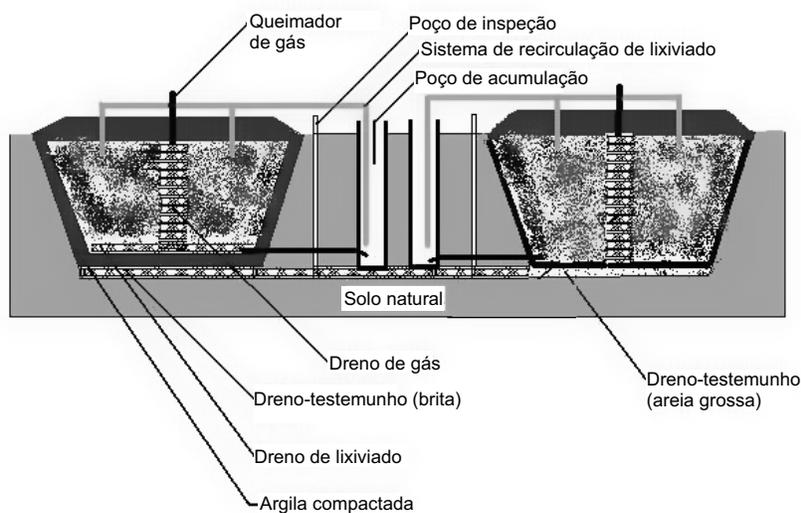
Na Figura 1 é apresentado o desenho esquemático relativo ao projeto de implantação das células experimentais e os detalhes construtivos que foram implementados ao longo de sua execução.

A implantação das células experimentais seguiu basicamente a concepção de implantação representada na Figura 1, sendo que a célula denominada C1 foi totalmente impermeabilizada no fundo, lateral e topo com solo argiloso, e a célula denominada C2 foi impermeabilizada no fundo, lateral e topo com manta sintética (manta de polietileno de alta densidade).

A área de implantação das células foi alvo de estudos preliminares, a fim de realizar a caracterização geotécnica e litológica da área e entorno da mesma, com o objetivo de classificar o solo e avaliar a superfície freática da área.

### *Levantamento Quali-quantitativo dos Resíduos e Preenchimento das Células Experimentais*

Para o preenchimento das células foram utilizados resíduos procedentes de um setor residencial da cidade de Caxias do Sul, RS, com sistema de coleta diferenciada implementado há mais de dois anos. Para a obtenção do total de resíduos dispostos em cada célula, foi realizada a pesagem e o controle de todas as cargas. Depois, os resíduos sólidos coletados foram transferidos para uma área previamente preparada com lona plástica. O caminhão descarregou os resíduos em quatro montes e procedeu-se ao rompimento dos sacos. As amostras de resíduos sólidos foram retiradas de cinco pontos (topo e quatro laterais) de cada monte e transferidas para quatro tonéis de 200 litros cada.



**Figura 1** Desenho esquemático das células experimentais implantadas no Campus da Universidade de Caxias do Sul, Caxias do Sul, RS.

Em seguida, os tonéis foram despejados sobre uma lona plástica, iniciando-se o processo de mistura e quarteamento da amostra. De um montante de 800 litros foram efetuados dois quarteamentos (com descarte vis-à-vis) até a obtenção de uma amostra de 200 litros ou 100 kg. Concluído o quarteamento, na amostra de 200 litros procedeu-se à identificação de todos os componentes presentes na mesma. Os componentes foram diferenciados nas seguintes categorias: matéria orgânica putrescível; plástico; papel/papelão; vidro; metal ferroso; metal não-ferroso; pano, trapo, couro e borracha; madeira; contaminante biológico; contaminante químico; pedra, terra e cerâmica; e diversos. Os resíduos foram descarregados em cada uma das células, espalhados e compactados manualmente (utilização de soquetes). Cabe observar que as células foram preenchidas no período de 24 a 31 de maio de 2001.

Cada célula experimental recebeu em média 35 toneladas de resíduos sólidos, sendo que em ambas os percentuais médios correspondentes às composições gravimétricas foram obtidos a partir de quatro amostragens nos resíduos dispostos. O teor de umidade dos resíduos aterrados em ambas as células foi de 50%. Cabe observar que para a célula C1 (argila), do total de resíduos aterrados, 56,7% constitui-se de matéria orgânica putrescível e 6,7%, de papel/papelão. Já na célula C2 (PEAD), os resíduos dispostos possuíam 58,7% de matéria orgânica putrescível e 7,4% de papel e papelão.

### ***Monitoramento do Processo de Digestão Anaeróbia dos Resíduos Dispostos nas Células/Monitoramento dos Lixiviados***

As amostras de lixiviado foram coletadas nos poços de captação interligados às redes de drenagem de cada célula de aterramento. Esses poços são destinados ao armazenamento temporário dos lixiviados. As amostragens dos lixiviados das células foram realizadas no poço de captação de cada célula, a partir de junho de 2001, com frequência semanal de coleta. Essas amostras foram coletadas com o auxílio de uma garrafa coletora e acondicionadas em garrafas plásticas previamente lavadas com solução de ácido clorídrico e água destilada. As análises foram desenvolvidas no Laboratório de Saneamento do Instituto de Saneamento Ambiental da Universidade de Caxias do Sul. Os parâmetros determinados foram: pH, alcalinidade total,

sólidos totais, sólidos suspensos, sólidos dissolvidos, DQO (Demanda Química de Oxigênio), DBO (Demanda Bioquímica de Oxigênio), cloretos, nitrogênio total, nitrogênio amoniacal, fósforo total e ácidos orgânicos totais. Os teores de metais nos lixiviados, como cádmio, cromo, ferro, chumbo e zinco, são determinados mensalmente. Os procedimentos analíticos utilizados para o desenvolvimento dessas análises foram os mesmos recomendados por Standard Methods for Examination of Water and Wastewater (APHA et al., 1998). Na Tabela 1 estão relacionadas as metodologias utilizadas na determinação da composição qualitativa dos lixiviados coletados e das águas dos piezômetros.

## **DESENVOLVIMENTO E APLICAÇÃO**

Paralelamente ao acompanhamento do processo de digestão anaeróbia dos resíduos, foram monitorados os índices pluviométricos semanais, bem como as temperaturas médias de cada período. Os índices pluviométricos foram obtidos na estação experimental próxima ao Campus da Universidade de Caxias do Sul, Caxias do Sul, RS, e os dados estão apresentados juntamente com as curvas de variação da concentração de DQO dos lixiviados das células. Os resíduos foram dispostos em ambas as células há 360 dias, com intervalo de oito dias de selamento de uma célula para outra.

A geração de lixiviados nas células experimentais iniciou-se aos 50 e 30 dias de aterramento nas células C1 e C2, respectivamente. O total de líquidos gerados, considerando o tempo de aterramento de 365 dias, foi de aproximadamente 1.000 litros na célula C1 e 200 litros na célula C2.

Analisando-se as Figuras 2 e 3 é importante destacar que os parâmetros para os lixiviados da célula C1 apresentaram a seguinte variação:

- pH entre 5,3 e 7,5;
- teores de DQO entre 2.500 e 32.000 mgO<sub>2</sub>/L;
- teores de DBO entre 1.000 e 20.000 mgO<sub>2</sub>/L;
- teores de alcalinidade total entre 1.600 e 5.500 mg/L;
- teores de ácidos orgânicos totais entre 900 e 9.000 mg/L;
- teores de sólidos totais entre 5.000 e 21.000 mg/L;
- Teores de nitrogênio total de 170 a 470 mg/L.

**Tabela 1** Metodologias para determinação dos parâmetros físico-químicos analisados nos lixiviados amostrados.

Parâmetros físico-químicos	Método
Metais pesados: Fe, Cd, Pb e Zn	Espectrometria de absorção atômica/ar acetileno com prévio ataque ácido <sup>(1)</sup>
Metais pesados: Cr	Espectrometria de absorção atômica/ar acetileno-óxido nitroso com prévio ataque ácido <sup>(1)</sup>
pH	Método eletrométrico <sup>(1)</sup>
Alcalinidade total	Método da titulação potenciométrica até pH predeterminado <sup>(1)</sup>
Nitrogênio total	Método da determinação do N na forma de amônia por nesslerização ou titulação <sup>(1)</sup>
Nitrogênio amoniacal	Método da destilação prévia e nesslerização ou titulação <sup>(1)</sup>
Fosfato	Método do ácido ascórbico <sup>(1)</sup>
Sólidos totais e sólidos suspensos	Método gravimétrico <sup>(1)</sup>
Cloretos	Método argentométrico <sup>(1)</sup>
DQO	Refluxo fechado e colorimetria/espectrofotometria <sup>(1)</sup>
Nitrato	Método do ácido fenoldissulfônico <sup>(2)</sup>

(1) Análises realizadas conforme o Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater – 20 th.

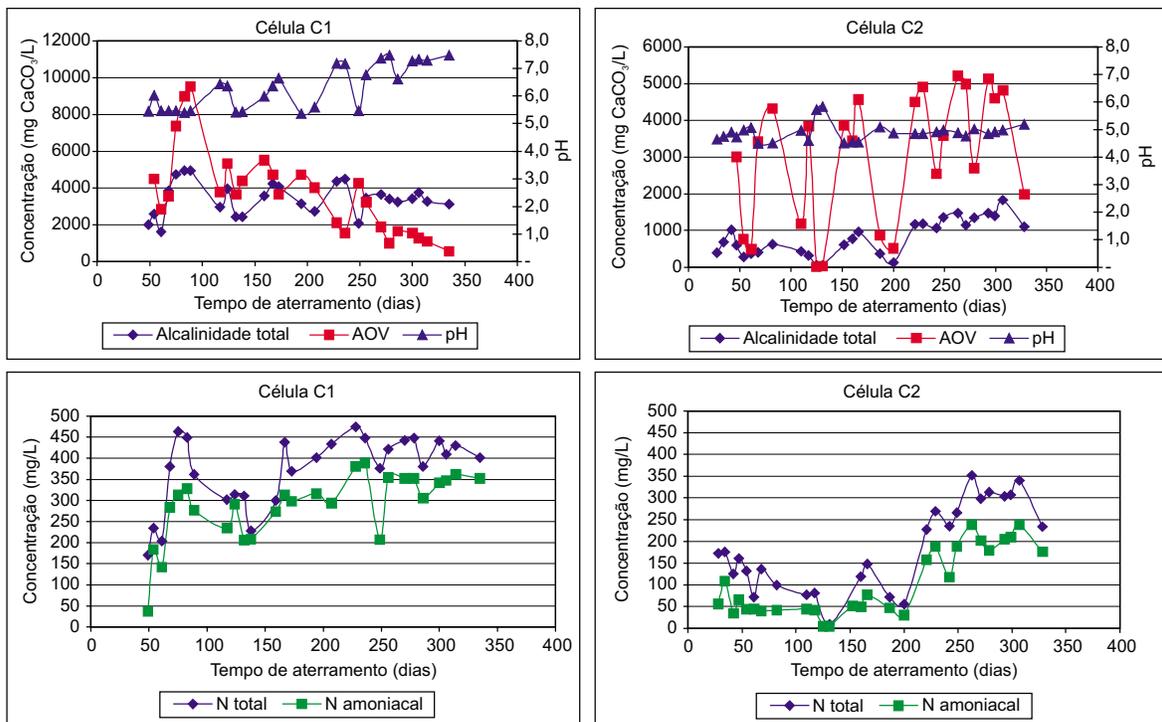
(2) Análises realizadas conforme o NBR 12620, 1992.

Analisando-se as Figuras 2 e 3 é importante destacar que os parâmetros dos lixiviados da célula C2 apresentaram a seguinte variação:

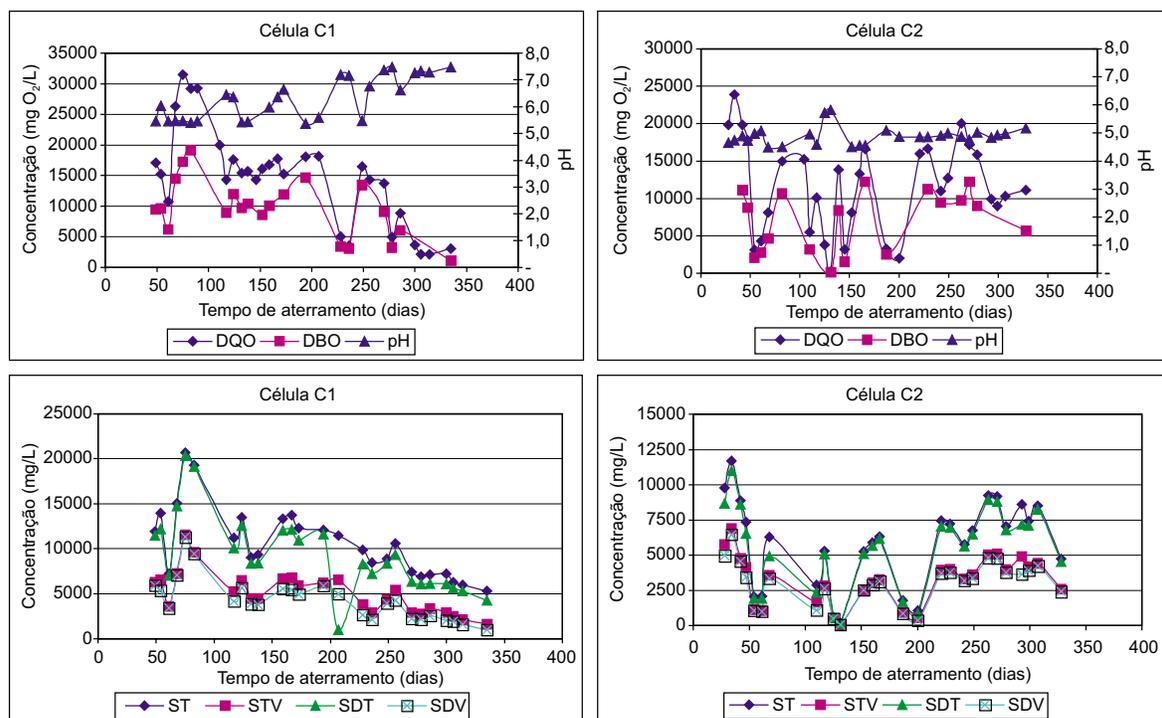
- pH entre 4,5 e 6,0;
- teores de DQO entre 1.000 e 25.000 mgO<sub>2</sub>/L;
- teores de DBO entre 500 e 14.000 mgO<sub>2</sub>/L;
- teores de alcalinidade total entre 100 e 2.000 mg/L;
- teores de ácidos orgânicos voláteis entre 100 e 5.200 mg/L;
- teores de sólidos totais entre 800 e 12.000 mg/L;
- teores de nitrogênio total de 25 a 350 mg/L.

Convém ressaltar que os sólidos totais, tanto para a célula C1 quanto para a célula C2, apresentaram-se na forma predominante de sólidos dissolvidos, verificando-se baixa concentração de sólidos em suspensão. Os sólidos totais, bem como os dissolvidos, foram constituídos praticamente de 50% de sólidos voláteis e 50% de fixos. Essa porcentagem de sólidos voláteis é característica de “lixiviado novo”, com alta concentração de substâncias orgânicas passíveis de biodegradação. Essa característica foi a mais evidente até 250 dias de aterramento, em ambas as células.

Nas Figuras 2 e 3 são apresentados alguns dos parâmetros físico-químicos determinados a partir dos lixiviados gerados ao longo do tempo de aterramento nas células C1 (argila) e C2 (PEAD). É pertinente a comparação do processo de degradação entre as células implantadas, uma vez que a célula C1 foi totalmente impermeabilizada com argila e a célula C2 foi impermeabilizada com PEAD, fato que poderia influenciar diretamente, por exemplo, o contingente de água que entraria em contato com os resíduos e, por consequência, a composição e o volume dos lixiviados gerados. Com base nos dados apresentados pode-se constatar que a variação dos lixiviados ao longo do tempo de aterramento é muito similar nas duas células implantadas, ou seja, as principais oscilações nas concentrações se dão no mesmo período de tempo, porém apresentando intervalos distintos de variação. Os lixiviados gerados pela célula C1 caracterizaram-se por apresentar teores de DQO, DBO, alcalinidade total, ácidos orgânicos totais, sólidos totais, entre outros, superiores aos teores obtidos nos líquidos percolados da célula C2. Além disso, o intervalo de variação do pH também se apresentou distinto, sendo mais elevado para a célula C1.



**Figura 2** Variação da composição dos lixiviados das células C1 e C2 em relação aos teores de alcalinidade total, ácidos orgânicos totais, pH e nitrogênio total e amoniacal ao longo do tempo de aterramento dos resíduos.

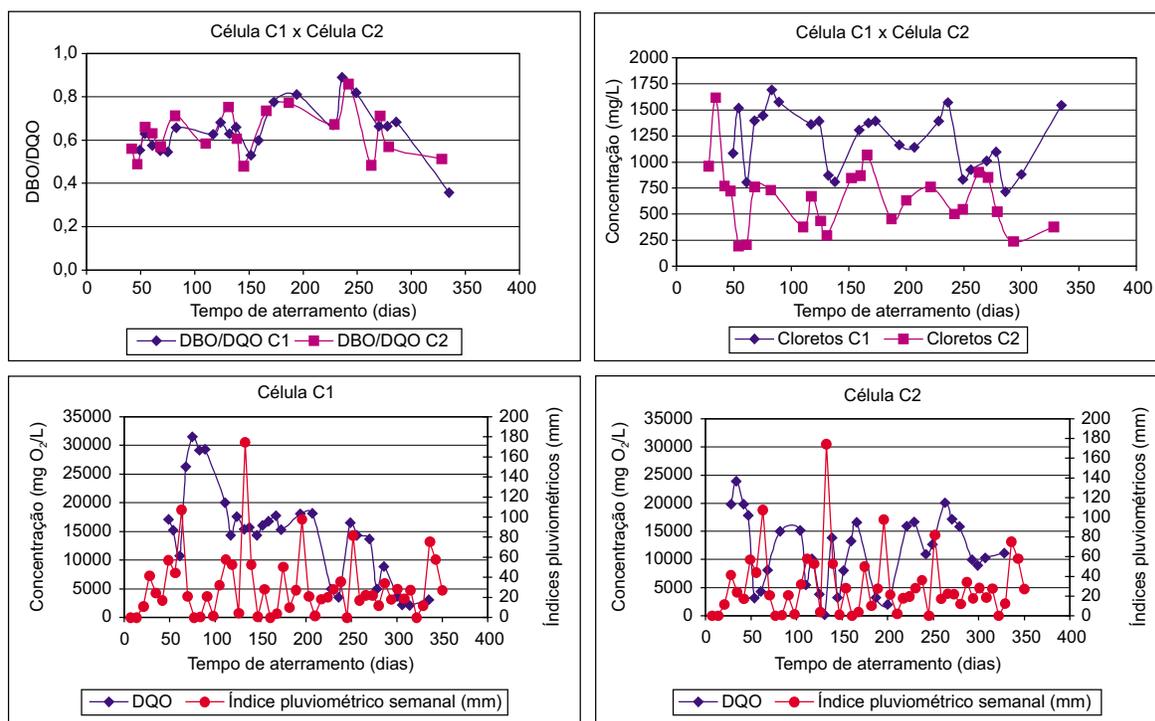


**Figura 3** Variação da composição dos lixiviados das células C1 e C2 em relação aos teores de DQO, DBO, pH e sólidos, ao longo do tempo de aterramento dos resíduos.

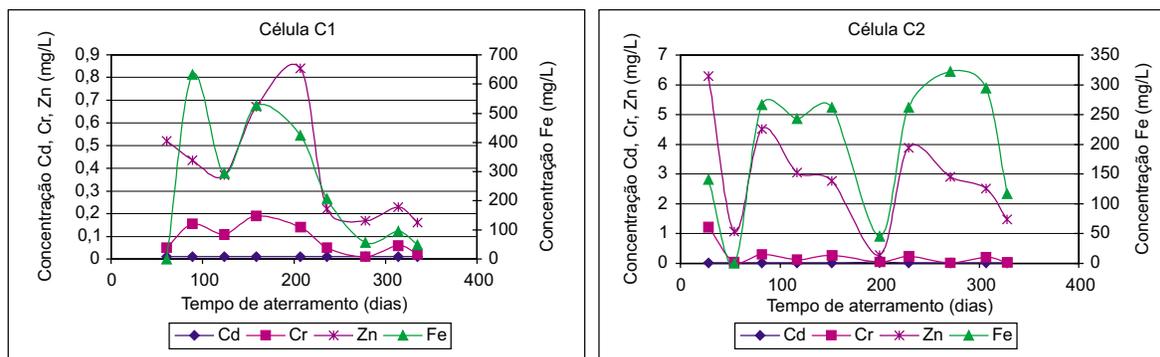
Assim, por intermédio da observação dos dados obtidos para ambas as células, pode-se observar que a composição química e a variação dos lixiviados gerados correspondem à fase acidogênica do processo de digestão anaeróbia dos resíduos dispostos (Tchobanoglous et al., 1993). Além disso, os intervalos de variação da composição dos lixiviados obtidos para as células implantadas são típicos de aterros jovens.

A diferenciação das fases também pode ser observada por meio da relação DBO:DQO, relação

que, quando utilizada, minimiza os efeitos de diluição causados pela infiltração de água. O valor de referência DBO:DQO = 0,4 define a mudança de fase da digestão anaeróbia, sendo que valores acima de 0,4 referem-se à fase acidogênica e inferiores a 0,4 indicam a predominância da fase metanogênica (Robinson, 1989). Para as células implantadas, os valores obtidos para ambas as células são semelhantes e definem claramente a fase ácida do processo de decomposição dos resíduos.



**Figura 4** Variação da concentração de DQO dos lixiviados gerados nas células C1 e C2 em relação à ocorrência de chuvas ao longo do tempo de aterramento dos resíduos.



**Figura 5** Variação da composição dos lixiviados das células C1 e C2 em relação à ocorrência de metais Cd, Cr, Zn e Fe ao longo do tempo de aterramento dos resíduos.

## CONSIDERAÇÕES FINAIS

A evolução dos processos biológicos que ocorrem no interior do aterro, bem como a idade e a composição dos resíduos dispostos, influencia as características do lixiviado gerado. Os valores obtidos para os parâmetros físico-químicos analisados nos lixiviados indicam a degradação da matéria orgânica nas duas células piloto.

A partir da análise dos resultados apresentados é possível constatar que:

- O teor de matéria orgânica, expressa em termos de DQO, DBO<sub>5</sub> e nitrogênio orgânico, apresentou-se elevado, estando o processo de biodegradação na fase ácida. A tendência de comportamento desses parâmetros é a diminuição progressiva ao longo do tempo de aterramento, até restar materiais de difícil biodegradabilidade.
- A relação DBO<sub>5</sub>/DQO foi de 0,5 a 0,8, confirmando a fase ácida de degradação dos resíduos.
- A concentração de metais foi elevada devido à predominância do ambiente ácido, que favorece a solubilização dos íons metálicos.
- A relação DBO/DQO e a quantidade de ácidos orgânicos totais apresentaram-se elevadas, caracterizando as células de aterramento como “aterros jovens”.

Em razão da elevada concentração de matéria orgânica e metais, o lixiviado de aterros sanitários constitui-se num poluente extremamente agressivo ao ambiente. As concentrações de metais obtidas nos lixiviados amostrados na célula C1 apresentam-se em consonância com os padrões de emissão requeridos pelo órgão ambiental, com exceção das concentrações de ferro. Isto provavelmente se deve ao tipo de cobertura final utilizada nessa célula, ou seja, solo argiloso. Já as concentrações de metais detectadas no lixiviado da célula C2 encontram-se acima dos padrões de emissão, o que pode estar relacionado ao tipo de cobertura utilizado (sintética) e, conseqüentemente, ao menor contingente de água que infiltra na mesma, o que implicaria a manutenção de um ambiente mais ácido comparado com a célula C2.

As concentrações elevadas de metais e as concentrações elevadas de DQO obtidas nos lixiviados

amostrados na célula C2 são indicativas de que o processo de digestão anaeróbia está inibido, encontra-se em fase menos avançada do processo de digestão anaeróbia.

Então, parece que a diferenciação do processo de digestão anaeróbia nas células piloto se deve à influência do tipo de cobertura final, uma vez que este fato implica o contingente de água a infiltrar em cada uma das células e, conseqüentemente, a solubilização dos materiais. Ressalta-se, ainda, que a intervenção no processo de degradação em ambas as células é realizada por meio da recirculação de lixiviados, o que tem por objetivo compensar os baixos índices de umidade principalmente na célula C2 e o tratamento do líquido percolado das células.

**Agradecimentos** Ao PROSAB (Programa de Pesquisa em Saneamento Básico), por intermédio da FINEP, CNPq, Caixa Econômica Federal e ABES, pela oportunidade de trabalho e pelo inestimável auxílio financeiro, uma vez que este projeto foi executado no âmbito do mesmo. Nossos agradecimentos também à Nápeia Consultoria Ambiental, à COMTERRA Terraplanagens e à Companhia de Desenvolvimento de Caxias do Sul, pelo apoio concedido ao projeto.

## REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. *NBR 12620*: águas: determinação do nitrato: métodos do ácido cromotrópico e do ácido fenoldissulfônico. Rio de Janeiro, 1992.
- APHA; AWWA; WPCF. *Standard methods for the examination of water and wastewater*. 20. ed. Washington: Joint Editorial, 1998.
- AUGENSTEIN, D.; PACEY, J. *Modeling landfill methane generation*. 1991. Trabalho apresentado no Sardinia 91 – Third International Landfill Symposium, 1991.
- BARLAZ, M. A.; HAM, K. Mass-balance analysis of anaerobically decomposed refuse. *Journal of Environmental Engineering*, v. 115, p. 1088-1102, 1989.
- FARQUHAR, G. J.; ROVERS, F. A. Gas production during refuse decomposition. *Water, Air and Soil Pollution*, v. 2, p. 483-495, 1973.
- FULLER, W. R.; ALESII, B. A.; CARTER, G. E. Behaviour of municipal solid waste leachate – composition variations. *Journal Environmental Science Health Letters*, n. 14, p. 461-485, 1979.
- INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA – IBGE. *Pesquisa nacional de saneamento básico 2000*. Disponível em: <<http://www.ibge.gov.br/ibge/presidencia/noticias/>>. Acesso em: 27 mar. 2002.

PESSIN, N.; SILVA, A. R.; MANDELLI, S. M. de C.; BRUSTOLIN, I.; PANAROTTO, C. *Contribuição do monitoramento ambiental para o entendimento do processo de estabilização de resíduos sólidos domiciliares em Aterros Sanitários*. 2000. Trabalho apresentado no Simpósio Luso-Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, Porto Seguro, BA, abr. 2000.

REES, J. F. Optimization of methane production and refuse decomposition in landfills by temperature control. *Journal of Chemical Technology and Biotechnology*, v. 30, p. 458-465, 1980.

ROBINSON, H. D. The development of methanogenic conditions within landfill waste and effects on leachate quality. In: INTERNATIONAL LANDFILL SYMPOSIUM, 2., 1989. *Proceedings...* Sardinia, 1989.

TCHOBANOGLIOUS, G.; THEISEN, H.; VIGIL, S. *Integrated solid waste management: engineering principles and management issues*. United States of America: McGraw-Hill, 1993.

# MONITORAMENTO DA RECIRCULAÇÃO DE LÍQUIDOS LIXIVIADOS EM SISTEMAS DE DISPOSIÇÃO FINAL DE RESÍDUOS SÓLIDOS URBANOS

Luciana Paulo Gomes,<sup>1</sup> Diego Alfonso Erba,<sup>2</sup> Rosana Filomena Vazoller,<sup>3</sup> Aldrim Vargas de Quadros,<sup>4</sup> Marcelo Oliveira Caetano,<sup>5</sup> Camila Costa Dutra,<sup>6</sup> Fernanda Comassetto,<sup>7</sup> Leonardo Stoduto<sup>8</sup> e Fábio de Oliveira<sup>9</sup>

<sup>1</sup>Professora Titular da Universidade do Vale do Rio dos Sinos, Centro de Ciências Exatas e Tecnológicas, Coordenadora do Projeto da UNISINOS no PROSAB

<sup>2</sup>Professor Titular da Universidade do Vale do Rio dos Sinos, Centro de Ciências Exatas e Tecnológicas Pesquisador da UNISINOS no PROSAB

<sup>3</sup>Professora da Universidade de São Paulo, Consultora da UNISINOS no PROSAB

<sup>4</sup>Aluno do Curso de Biologia da UNISINOS, Bolsista de Iniciação Científica (CNPq)

<sup>5</sup>Aluno do Curso de Engenharia Civil da UNISINOS, Bolsista de Iniciação Científica (CNPq)

<sup>6</sup>Aluna do Curso de Engenharia de Alimentos da UNISINOS, Bolsista de Iniciação Científica (CNPq)

<sup>7</sup>Aluna do Curso de Biologia da UNISINOS, Bolsista de Iniciação Científica (FAPERGS)

<sup>8</sup>Aluno do Curso de Engenharia Civil da UNISINOS, Bolsista de Iniciação Científica (UNISINOS)

<sup>9</sup>Aluno do Curso de Engenharia Civil da UNISINOS

## RESUMO

Está em desenvolvimento no município de Presidente Lucena, RS, projeto de pesquisa que constou de etapas de diagnóstico ambiental, projeto e monitoramento de sistema de disposição final de resíduos sólidos urbanos. O sistema executado foi trincheiras em série com recirculação de líquidos lixiviados entre elas. Neste artigo, apresentam-se os resultados do monitoramento realizado pela UNISINOS visando ao acompanhamento do processo de digestão anaeróbia. Este trabalho traz resultados em termos de contagem total microbiana ao longo do processo de biodegradação, recalques medidos nas trincheiras e parâmetros de monitoramento da digestão anaeróbia e da área em geral, já que análises da água subsuperficial (poços de monitoramento) no entorno das trincheiras também foram efetuadas.

*Palavras-chave:* resíduos sólidos, disposição final, digestão anaeróbia, líquido lixiviado, monitoramento.

## INTRODUÇÃO

Presidente Lucena dista 65 km de Porto Alegre e congrega hoje 2.100 habitantes, basicamente todos descendentes de alemães. A economia é representada prioritariamente pela agricultura (hortifrutigranjeiros) e indústrias do setor de calçados, schmier (geléia de frutas), madeiras e malhas.

O município possui licença de instalação, fornecida pela FEPAM (órgão ambiental do Estado do Rio Grande do Sul), para uma usina de reciclagem de resíduos sólidos urbanos, e o projeto da UNISINOS complementa o gerenciamento de resíduos sólidos urbanos.

Esta pesquisa possibilitará avanços significativos, prevendo-se resultados inovadores na compreensão da digestão anaeróbia de resíduos sólidos urbanos, o que facilitará sobremaneira a implantação segura de projetos semelhantes. O monitoramento do sistema traz respostas sobre a potencialidade dessa alternativa de disposição final de resíduos em pequenas comunidades.

Inicialmente, são apresentadas as características dos resíduos sólidos urbanos gerados em Presidente Lucena e, depois, o sistema adotado para disposição

final desse material. Por fim, indica-se o plano de monitoramento ambiental proposto, com resultados obtidos e discussão.

## METODOLOGIA

### *Características dos Resíduos Sólidos Urbanos*

Presidente Lucena é um município do interior do Rio Grande do Sul, recém-emancipado, atualmente com aproximadamente 2.100 habitantes. São gerados e coletados apenas 133 gramas de resíduos sólidos por habitante diariamente.

Outros resíduos sólidos gerados são reaproveitados (embalagens) ou reciclados (matéria orgânica putrescível para compostagem) nas próprias residências, não necessitando da disposição final no sistema proposto. Dos 1.960 kg de resíduos sólidos coletados semanalmente, 31% são segregados na usina de reciclagem do município e vendidos para reciclagem.

Desta forma, restam da ordem de 6.100 kg de resíduos mensais para serem dispostos nas trincheiras. A caracterização física desses resíduos aterrados está indicada na Tabela 1.

**Tabela 1** Características dos resíduos sólidos no sistema de disposição final em Presidente Lucena.

Componente	Resíduos aterrados nas trincheiras (%) (base úmida)
Matéria orgânica putrescível	50,0
Plásticos	14,0
Papel/papelão	2,0
Vidros	–
Metais	–
Panos/couros/borrachas	13,0
Contaminante biológico	14,0
Contaminante químico	4,5
Diversos	2,5

Fonte: Gomes et al., 2002.

### **Sistema de Disposição Final: Trincheiras em Série**

No primeiro semestre de 2001, a equipe da UNISINOS participante do PROSAB 3, Tema III, projetou e a prefeitura de Presidente Lucena executou o sistema para disposição final de resíduos sólidos urbanos constituído de três trincheiras. As dimensões médias de cada trincheira são de (4 x 7 x 3) metros (largura, comprimento, altura). As laterais são inclinadas (1:2), tendo-se adotado o formato trapezoidal em função da proteção da manta de impermeabilização e também pelas características do solo local.

O sistema de disposição não utiliza a compactação dos resíduos nem coberturas intermediárias do material aterrado. Considerando-se a densidade de aterramento da ordem de 145 kg/m<sup>3</sup>, obteve-se volume de resíduos em cada trincheira de 100 m<sup>3</sup>, o que resultou em 14.500 kg, ou seja, cada trincheira possuiu um período de operação (preenchimento) da ordem de 70 dias.

O sistema de impermeabilização executado utilizou membranas de PEAD de 0,8 mm para impermeabilização de fundos e laterais. A drenagem de líquidos lixiviados consistiu em um leito de 0,3 m de brita 1 em todo o fundo da trincheira, com inclinação de fundo de 1%. Uma canalização de PVC perfurado (40 mm) foi colocada no meio da brita como sistema para o escoamento dos líquidos lixiviados para fora da trincheira, sendo utilizada tanto para amostragens como para recirculação. A canalização de líquidos lixiviados passou pela manta PEAD por meio de um flange, sen-

do interligado a um registro para retirada do líquido em uma caixa de passagem constituída por um tubo de concreto de 1 metro de diâmetro. Essa caixa de passagem foi localizada no ponto mais baixo da área, de forma a permitir que o escoamento para fora da trincheira ocorresse por gravidade, sem a necessidade de bombeamento.

Considerou-se 20% da precipitação local média o volume de líquidos lixiviados a ser recirculado no período de seca e 5% para a época de chuvas. Para o caso de Presidente Lucena, com precipitação média mensal de 151 mm e trincheiras com dimensões de (4 x 7) metros, os valores recirculados foram de 845 L no período de seca (dezembro-maio) e 215 L no período de chuva (junho-novembro), com frequência quinzenal.

Essa recirculação no início foi realizada manualmente com auxílio de baldes, e depois, devido às dificuldades com os grandes volumes, passou-se a utilizar bomba gasolina-óleo. O método de recirculação foi o da rega, permitindo, assim, alguma evaporação do líquido lixiviado no momento da recirculação e posterior escoamento superficial na trincheira, permeando pela camada de cobertura final e atingindo os resíduos sólidos aterrados.

### **Monitoramento**

Para monitorar possíveis impactos ambientais ou, ainda, verificar a eficiência do sistema de impermeabilização proposto, foram perfurados um poço a mon-

tante e três a jusante das trincheiras, localizados conforme fluxo subsuperficial de água.

As coletas de amostras de água nos poços foram realizadas com frequência semanal, sendo os parâmetros analisados: pH, nitrogênio total, nitrogênio amoniacal, fosfato, sólidos totais, sólidos suspensos, sólidos suspensos voláteis e DQO. Além destes, mensalmente, análises de metais (Fe, Cd, Cr, Pb e Zn) foram realizadas, sempre com metodologia para coleta, preservação e análises segundo APHA/AWWA/WPCF (1996).

Coletas de líquido lixiviado gerado nas trincheiras também foram realizadas para acompanhamento da digestão anaeróbia. Além dos parâmetros físico-químicos anteriormente citados, amostras desse líquido para exames microbiológicos foram coletadas e encaminhadas ao laboratório de microbiologia de resíduos da UNISINOS. Frascos de antibiótico (10 mL) lacrados sob atmosfera ( $N_2$ ), com tampa de borracha de butila e lacre de alumínio, foram utilizados para armazenar as amostras a serem examinadas sob microscopia. As amostras eram transferidas do balde coletor para os frascos de antibiótico empregando-se seringas de insulina estéreis. No retorno ao laboratório, a atmosfera de  $N_2$  era substituída por  $N_2/CO_2$ . O frasco era, então, mantido sob temperatura ambiente e na ausência de luz, até a observação microscópica, sem preservação alguma.

Cada amostra de líquido lixiviado, de cada uma das trincheiras, foi examinada com o objetivo de quantificar os microrganismos presentes nas diversas fases da digestão anaeróbia.

De cada amostra foi preparada uma lâmina e duas gotas do líquido lixiviado foram examinadas. Algumas considerações são necessárias neste momento: 1. foi determinado experimentalmente o volume de uma gota de líquido lixiviado, ou seja, 0,01 mL; 2. cada lamínula foi subdividida em nove campos (8 x 8) mm. No aumento utilizado na observação microscópica, cada campo representa aproximadamente 400 subcampos, ou um campo de visualização de  $\pm 0,02$  mm (20  $\mu$ m) de diâmetro (Figura 1).

A observação microscópica (microscopia de luz, sob a ordem de magnitude de 1.000x) foi realizada percorrendo todos os nove campos, com exame em termos de predominância em todos os subcampos. Em média, para cada lâmina são fotografados todos os campos, com fotos que indicam a predominância

observada em cada um deles. A partir dessas fotos realizou-se a contagem de microrganismos totais, resultado da média das contagens em cada campo fotografado por lamínula. A média das contagens em cada lamínula é considerada o resultado final da contagem daquela amostra.

Para confirmação dessa metodologia de contagem, realizou-se a contagem em 25 subcampos em determinada amostra em vez de apenas uma foto por campo. Determinaram-se a média, o desvio-padrão e o coeficiente de variação. O resultado indicou CV da ordem de 20%, o que é usual em trabalhos na área. Desta forma definiu-se a metodologia de fotografar uma única vez em cada campo, considerando-se a mesma representativa daquela área de observação na lamínula.

Complementando o monitoramento, recalques nas trincheiras foram semanalmente medidos. O monitoramento foi realizado por três métodos: Nivelamento Geométrico Simples e de Alta Precisão, utilizando Níveis e Réguas adequados; Nivelamento Trigonométrico, mediante uma Estação Total; e Nivelamento com GPS topográfico.

Foram efetuadas seis medidas em cada trincheira, três na parte da frente, ou seja, em locais mais distantes do poço de captação de líquidos lixiviados, e outras três na parte de trás, ou seja, mais próximas ao poço de captação. Finalmente, médias desses resultados foram obtidas de forma a determinar os recalques das trincheiras.

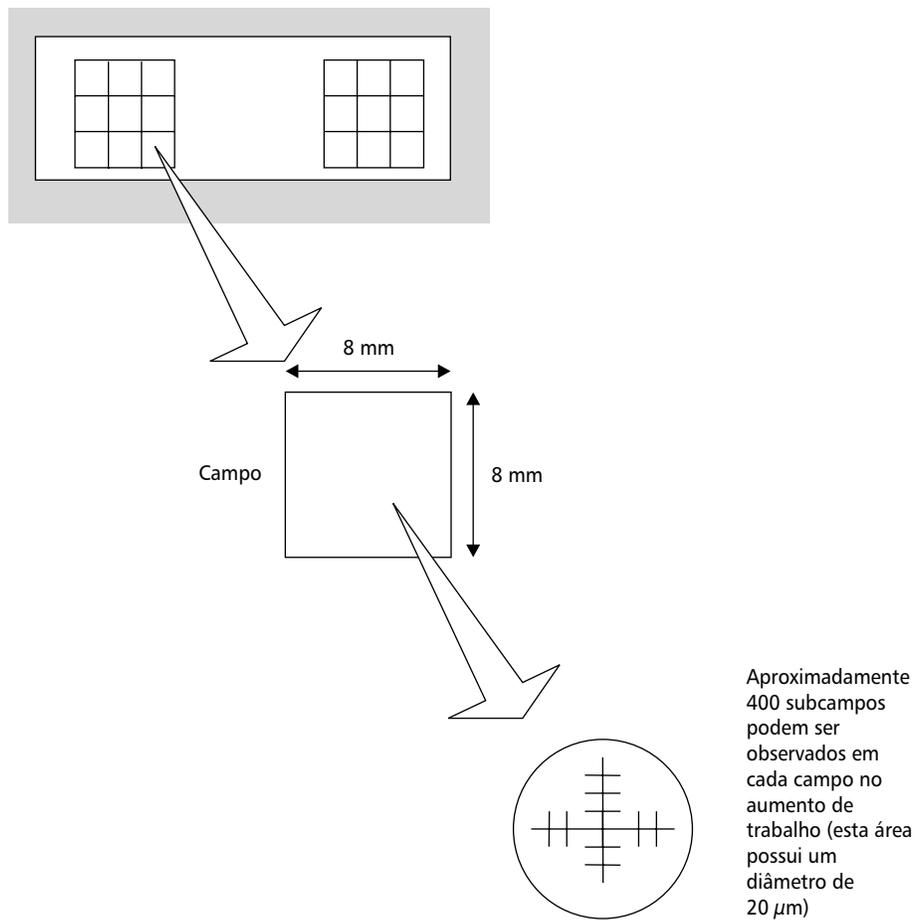
## DESENVOLVIMENTO E APLICAÇÃO

### *Recirculação*

A Tabela 2 indica as recirculações efetuadas com o líquido lixiviado gerado na Trincheira 1 para a Trincheira 2. Os volumes recirculados e a frequência diferem dos propostos na metodologia porque, na realidade, o processo de recirculação foi sendo avaliado ao longo da operação das trincheiras. A partir de maio/2002 é que as recirculações efetivamente entraram em regime normal de operação.

### *Digestão Anaeróbia e Monitoramento Ambiental*

A Tabela 3 apresenta os valores máximos permitidos para disposição de efluentes em corpos d'água no Rio Grande do Sul.



**Figura 1** Esquema representativo da amostragem para a contagem de microrganismos.

**Tabela 2** Características determinadas durante as recirculações de líquido lixiviado gerado na trincheira 1 (T1) para a trincheira 2 (T2).

Data da recirculação	Tempo de aterramento T1 (dias)	Tempo de aterramento T2 (dias)	Precipitação na data da recirculação (mm)	Precipitação do mês da recirculação (mm)	Volume (L) de líquido lixiviado da T1 recirculado para T2	Método
05/10/2001	127	60	1,7	210,7	250	Manual
17/12/2001	200	133	0,0	98,2	1000	Bomba elétrica
27/02/2002	272	205	0,0	130,1	1620	Bomba gasol. óleo
04/03/2002	277	210	0,0	127,7	1350	Bomba gasol. óleo
11/03/2002	284	217	0,0	127,7	1350	Bomba gasol. óleo
18/03/2002	291	224	6,3	127,7	1080	Bomba gasol. óleo
25/03/2002	298	231	0,0	127,7	1080	Bomba gasol. óleo
01/04/2002	305	238	3,4	31,90	1080	Bomba gasol. óleo
08/04/2002	312	245	0,0	31,90	1080	Bomba gasol. óleo
15/04/2002	319	252	0,40	31,90	1080	Bomba gasol. óleo

*Obs. 1:* Nessas datas, as duas trincheiras estavam fechadas (com cobertura final), com exceção do dia 5/10/2001 para a trincheira 2, que estava em operação, mas com cobertura (telhado) sobre ela.

*Obs. 2:* Precipitação média mensal em Presidente Lucena: 151 mm.

**Tabela 3** Padrões de emissão de efluentes líquidos.

Parâmetros	Valores máximos permitidos VMP (mg/L)
pH (adimensional)	6,0-8,5
Sólidos suspensos	200,0
Fosfato (fosfato total)	1,0
Nitrogênio total	10,0
DQO	450,0
Metais:	
Fe	10,0
Cd	0,1
Cr	0,5
Pb	0,5
Zn	1,0

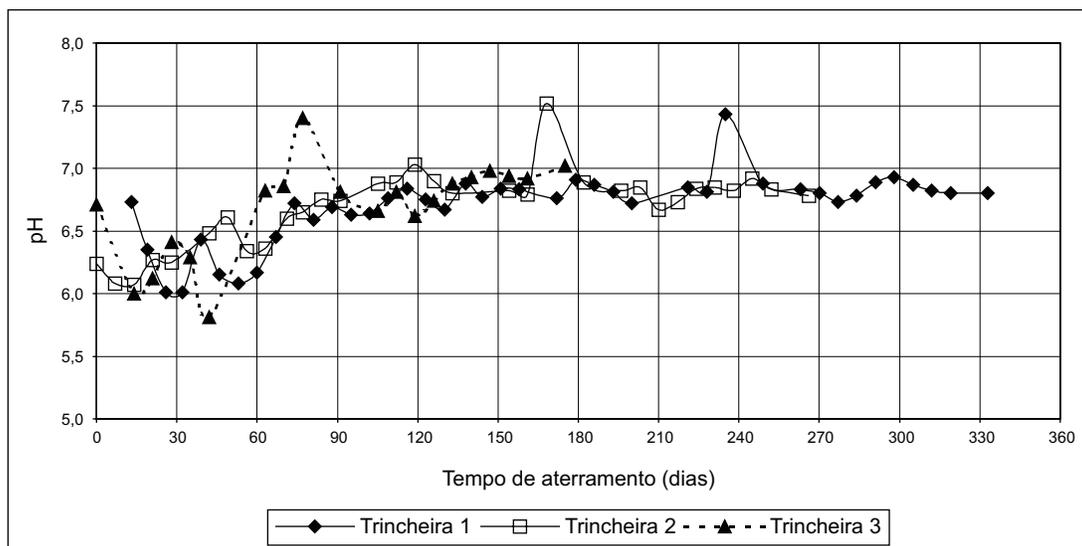
Fonte: SSMA, 1989.

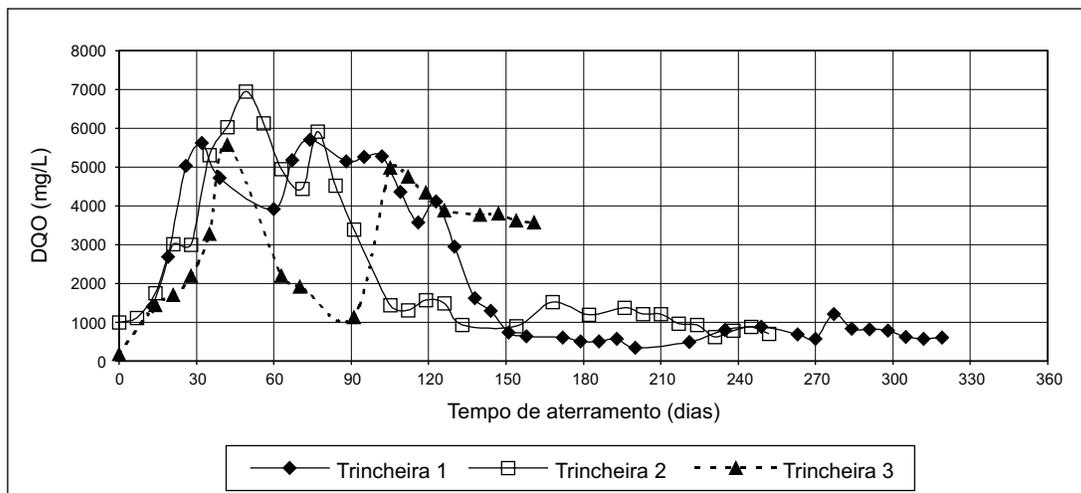
Os gráficos apresentados referem-se a alguns dos parâmetros avaliados em relação ao tempo de aterramento dos resíduos (Figuras 2 a 8).

No monitoramento dos poços não foi observado qualquer valor acima dos permitidos, indicando bom

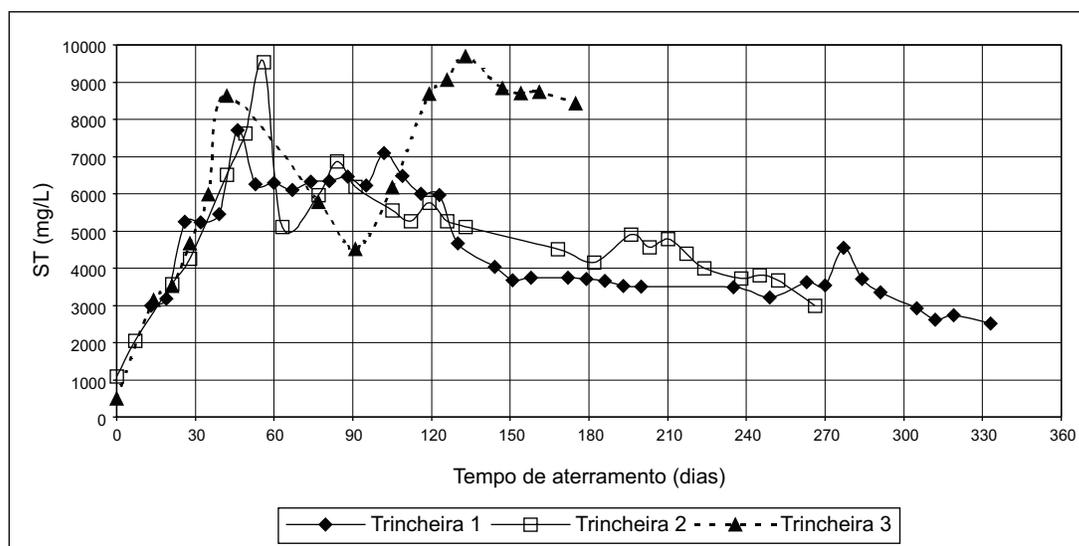
funcionamento do sistema de impermeabilização das trincheiras.

A Figura 9 apresenta os resultados das contagens realizadas nas amostras microscópicas com o líquido lixiviado das três trincheiras.

**Figura 2** Comportamento do pH do líquido lixiviado gerado nas trincheiras.



**Figura 3** Comportamento da demanda química de oxigênio do líquido lixiviado gerado nas trincheiras.



**Figura 4** Comportamento de sólidos totais do líquido lixiviado gerado nas trincheiras.

### Recalques

Inicialmente, foram testadas as eficiências de medição dos equipamentos GPS, Nível Automático e Estação Total. Do ponto de vista métrico, o Nível foi o instrumento que forneceu dados com maior precisão, permitindo detectar movimentos verticais da ordem de milímetros. Em termos operacionais, o método de Nivelamento Geométrico Simples aplicado nesta pesquisa foi eficiente pelo fato de a diferença de nível entre o ponto de referência de nível RN e os pontos de monitoramento localizados sobre as valas

ser inferior a 4 metros, o que corresponde ao comprimento da régua. Nos casos em que a diferença apontada é maior que os 4 metros, deve ser aplicado o método de Nivelamento Geométrico Composto.

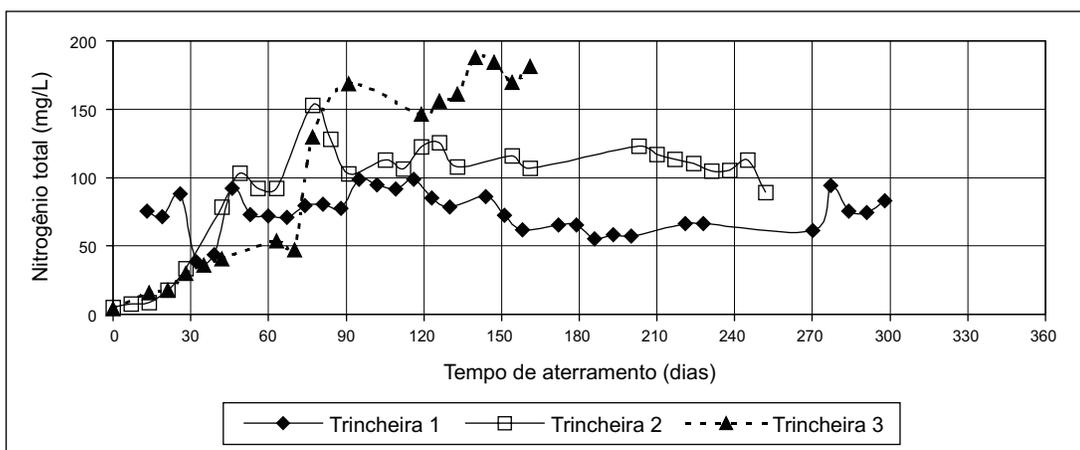
A Estação Total teve comportamento similar ao Nível em termos métricos, permitindo também medir deslocamentos verticais da ordem de milímetros. Sua utilização na pesquisa serviu para comprovar a semelhança de precisão entre os nivelamentos Geométrico (realizado com Nível) e Trigonométrico (realizado com Estação Total). A grande vantagem

desse instrumento se dá quando os pontos de monitoramento se encontram muito distantes do RN (mais de 70 metros) ou a um desnível maior que 4 metros. Nesses casos, a Estação Total é muito mais versátil.

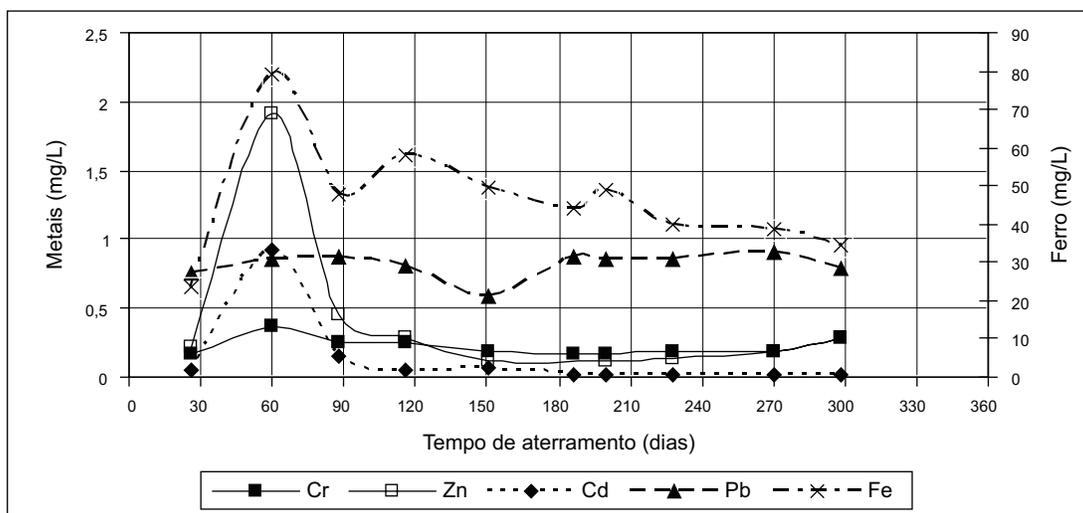
O par de receptores GPS topográficos utilizado na pesquisa não foi eficiente na determinação de altitudes (distâncias verticais em relação ao nível médio do mar), porém apresentou desempenho satisfatório na medição de diferenças de nível. A média aritmética das diferenças entre as altitudes dos pontos de moni-

toramento obtidas após o pós-processamento dos dados GPS e as do Nível realizadas no mesmo dia foi da ordem de centímetro.

O erro em parte é atribuído ao próprio instrumento (precisão intrínseca), considerando-se, porém, que a maior componente provém da distância existente entre o ponto Base (RN01 da rede de referência da UNISINOS) e os pontos de monitoramento localizados na área de estudo, distantes aproximadamente 35 km entre si.



**Figura 5** Comportamento de nitrogênio total do líquido lixiviado gerado nas trincheiras.



**Figura 6** Comportamento de metais do líquido lixiviado gerado na trincheira 1.

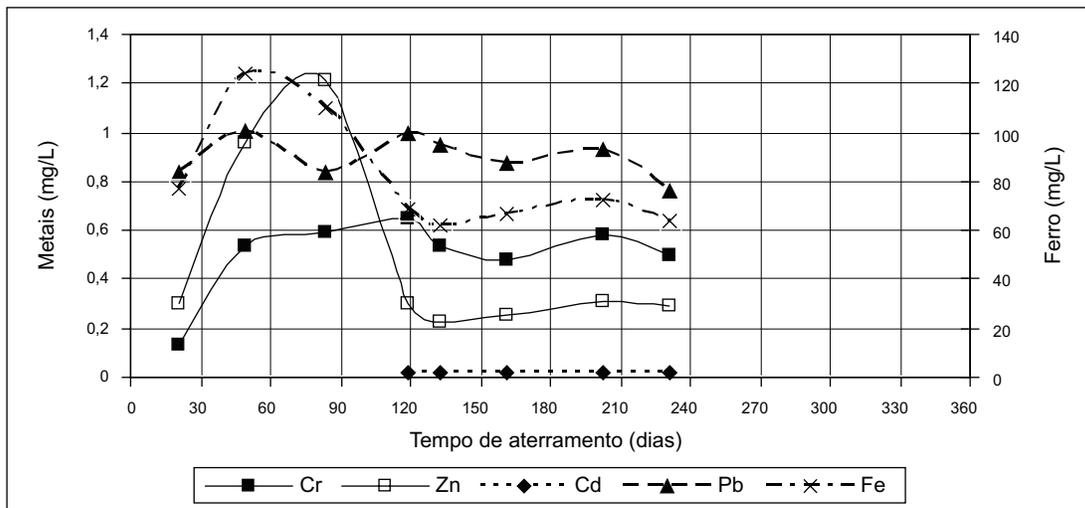


Figura 7 Comportamento de metais do líquido lixiviado gerado na trincheira 2.

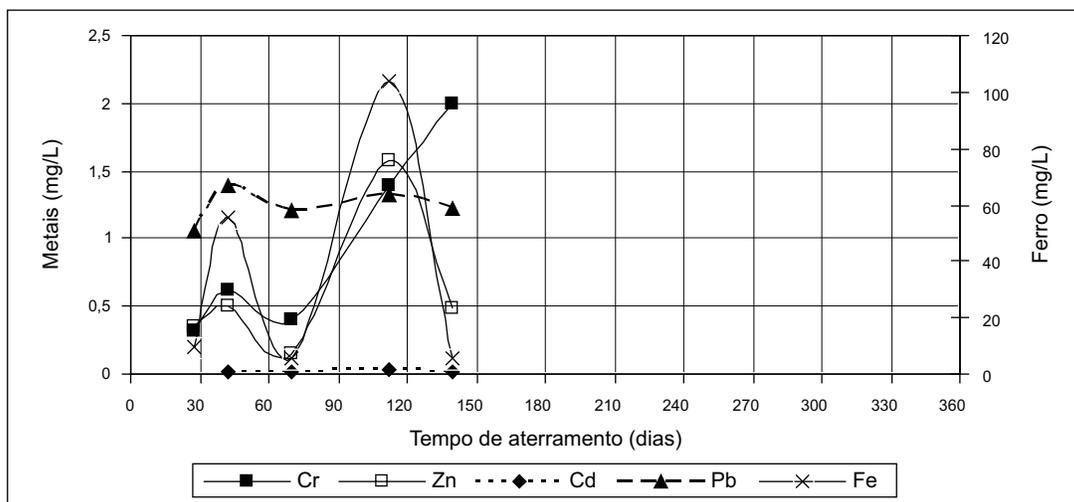
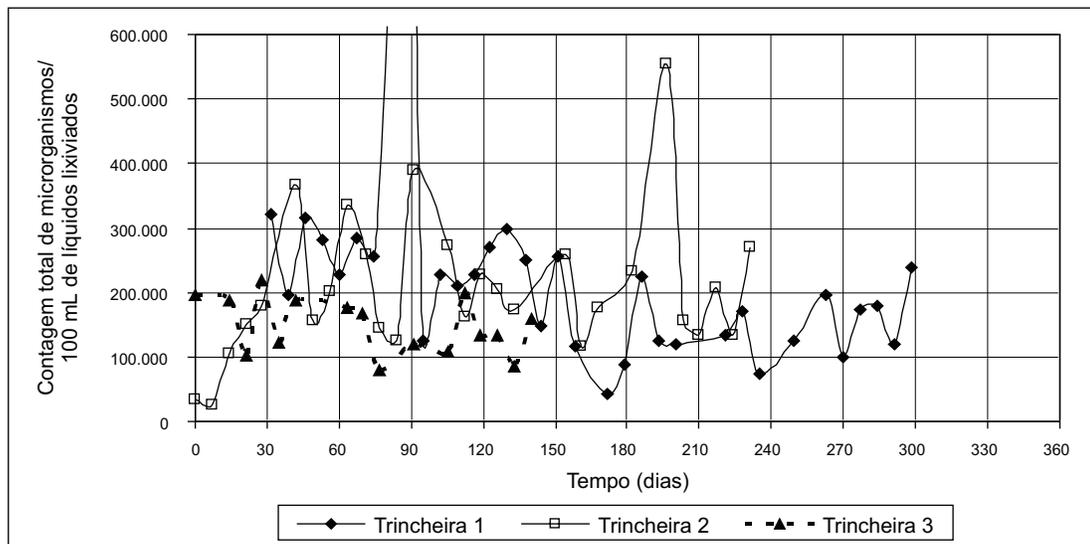


Figura 8 Comportamento de metais do líquido lixiviado gerado na trincheira 3.

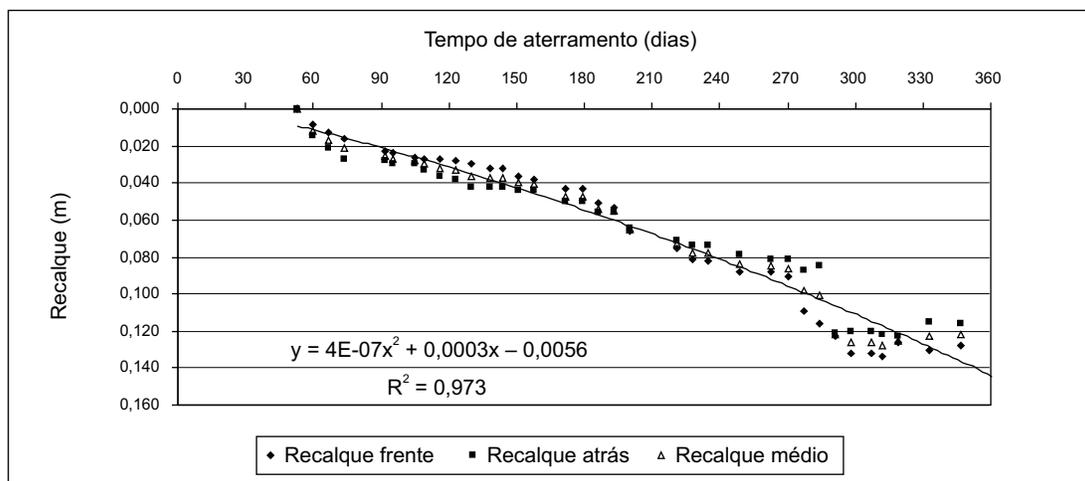
As Figuras 10 a 13 apresentam os resultados gráficos para os dois equipamentos utilizados na segunda parte do trabalho: Nível Automático e Nível de Alta Precisão. Para o período em que os dois equipamentos foram trabalhados conjuntamente observaram-se valores de recalques totais médios:

- Trincheira 1
  - ✓ Nível Automático: Recalque = 0,011 m
  - ✓ Nível de Alta Precisão: Recalque = 0,01365 m

- Trincheira 2
    - ✓ Nível Automático: Recalque = 0,025 m
    - ✓ Nível de Alta Precisão: Recalque = 0,03040 m
- O recalque total medido para as duas trincheiras já fechadas foi de:
- Trincheira 1 (308 dias de aterramento): recalque = 0,137 m
  - Trincheira 2 (189 dias de aterramento): recalque = 0,119 m.



**Figura 9** Contagem total de microrganismos no líquido lixiviado gerado nas trincheiras.



**Figura 10** Recalque da trincheira 1 pelo método do Levantamento com Nível Automático.

### CONSIDERAÇÕES FINAIS

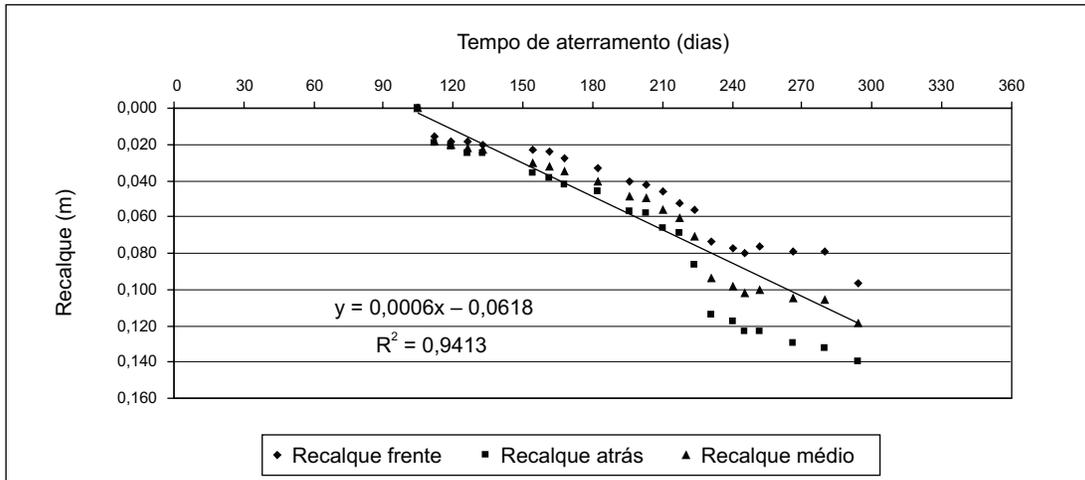
Um dos principais objetivos desta pesquisa foi avaliar a operação de sistemas de disposição final de resíduos sólidos urbanos com recirculação de líquidos lixiviados. Esses líquidos, em nenhum momento, sofreram algum tipo de tratamento, à exceção daquele realizado dentro da própria trincheira, no leito de brita. A Tabela 4 indica, no detalhe, o que ocorreu com o parâmetro DQO, por exemplo, antes e depois de cada recirculação.

Observa-se que o simples fato de retirar o líquido lixiviado da trincheira 1 para efetuar a recirculação já foi suficiente para que houvesse diminuição dos valores medidos na próxima amostragem.

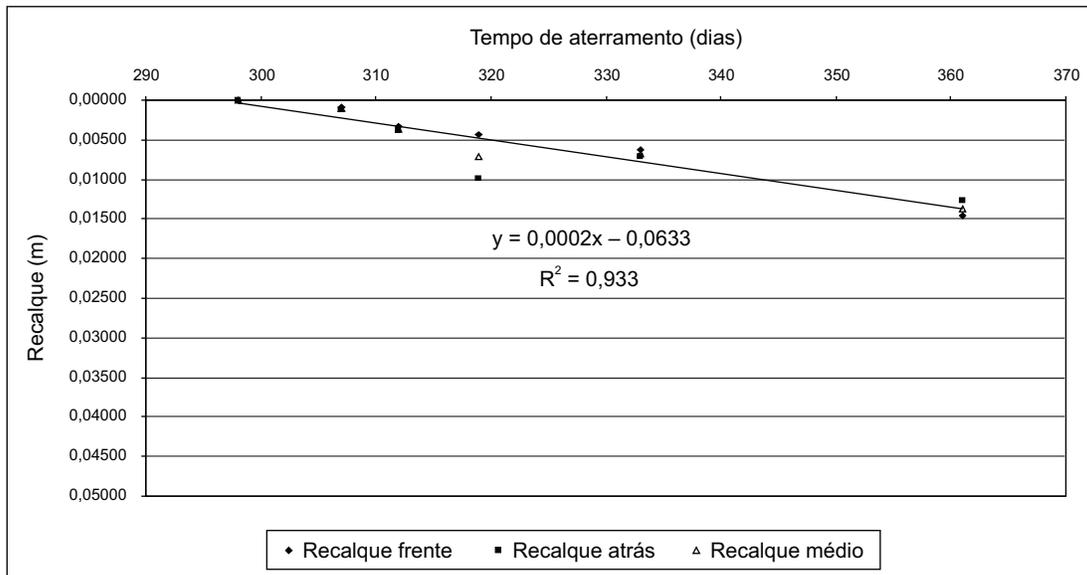
É visível a aceleração do processo de degradação na trincheira 2 com recirculação. Com 25% menos tempo de aterramento que a trincheira 1 (67 dias), a remoção de DQO já é da ordem de 88,5% desde a primeira recirculação. A Tabela 5 apresenta o mesmo raciocínio, agora com os dados de recalques nas trincheiras 1 e 2. O recalque total medido ao final de maio/

2002, nas trincheiras 1 e 2, respectivamente, foi de 0,137 m ou 0,362 mm/dia e 0,119 m ou 0,357 mm/dia. Ressalte-se que a trincheira 2 possui 252 dias de resíduos aterrados e a trincheira 1, 361 dias de aterramento, sendo que aquela já possui praticamente a

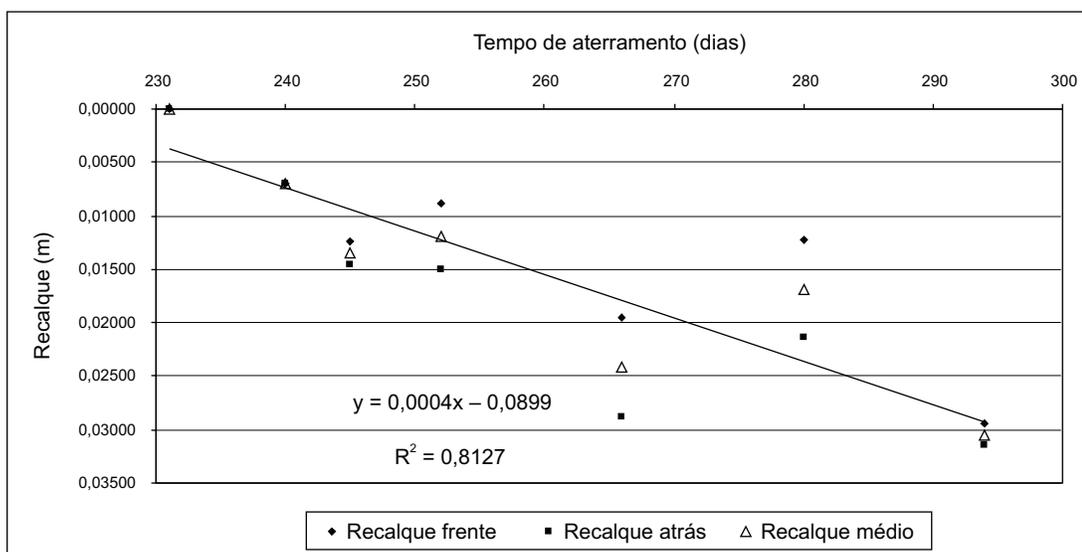
mesma velocidade de abatimento (mm/dia) desta. Em redução de área para disposição final, representam (somados os recalques das duas trincheiras) cinco dias em média de geração de lixo em Presidente Lucena, ou aproximadamente 1.044 kg de resíduos.



**Figura 11** Recalque da trincheira 2 pelo método do Levantamento com Nível Automático.



**Figura 12** Recalque da trincheira 1 pelo método do Levantamento com Nível de Alta Precisão.



**Figura 13** Recalque da trincheira 2 pelo método do Levantamento com Nível de Alta Precisão.

**Tabela 4** Monitoramento da recirculação (líquido lixiviado da trincheira 1 para a trincheira 2) com base no parâmetro DQO.

Data da recirculação e volume de líquido lixiviado	Tempo de aterramento da trincheira 1	DQO (mg/L) do líquido lixiviado da trincheira 1	Tempo de aterramento da trincheira 2	DQO (mg/L) do líquido lixiviado da trincheira 2
05/10/2001 – 250 L	127 dias	2950	60 dias	6132
05/11/2001 – 400 L	158 dias	645	91 dias	3401
27/02/2002 – 1620 L	272 dias	572	205 dias	1210
04/03/2002 – 1350 L	277 dias	1213	210 dias	1210
11/03/2002 – 1350 L	284 dias	832	217 dias	970
18/03/2002 – 1080 L	291 dias	823	224 dias	941
25/03/2002 – 1080 L	298 dias	783	231 dias	628
01/04/2002 – 1080 L	305 dias	623	238 dias	788
08/04/2002 – 1080 L	312 dias	572	245 dias	883
15/04/2002 – 1080 L	319 dias	609	252 dias	708

Atualmente, o monitoramento do processo continua em andamento, contudo, os dados preliminares são animadores em termos de eficiência da recirculação de líquido lixiviado. Tem-se observado que os líquidos lixiviados estão tendendo a se manter em valores abaixo dos limites exigidos pelo órgão ambiental.

Verifica-se também que o sistema de impermeabilização proposto está servindo a contento, pois não

existem alterações substanciais nos poços de monitoramento da área. Pretende-se continuar a operação e o monitoramento do sistema, tendo-se, até o momento, bons indicativos de que o processo de trincheiras em série com recirculação de líquidos lixiviados, para disposição de resíduos sólidos urbanos com características similares ao de Presidente Lucena, é viável e pode ser experimentado em municípios com características semelhantes ao estudado.

**Tabela 5** Monitoramento da recirculação (líquido lixiviado da trincheira 1 para a trincheira 2) diante do parâmetro Recalques (Nível Automático).

Data da recirculação e volume de líquido lixiviado	Dias de aterramento na trincheira 1	Recalque na trincheira 1		Dias de aterramento na trincheira 2	Recalque na trincheira 2	
		m	mm/dia		m	mm/dia
05/10/2001 – 250 L	127	0,033	0,2598	60		0
05/11/2001 – 400 L	158	0,041	0,2595	91		0
27/02/2002 – 1620 L	272	0,086	0,3162	205	0,05	0,244
04/03/2002 – 1350 L	277	0,098	0,3538	210	0,056	0,267
11/03/2002 – 1350 L	284	0,101	0,3556	217	0,061	0,281
18/03/2002 – 1080 L	291	0,122	0,4192	224	0,071	0,317
25/03/2002 – 1080 L	298	0,126	0,4228	231	0,094	0,407
01/04/2002 – 1080 L	305	0,126	0,4131	238	0,098	0,412
08/04/2002 – 1080 L	312	0,128	0,4103	245	0,102	0,416
15/04/2002 – 1080 L	319	0,125	0,3918	252	0,1	0,397
27/05/2002	361	0,137	0,3795	252	0,119	0,472
Média aritmética			0,362			0,357

**Agradecimentos** Agradecemos aos financiadores do projeto, FINEP, CNPq, CEF e UNISINOS, e à prefeitura de Presidente Lucena.

### REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION; AMERICAN WATER WORKS ASSOCIATION & WATER POLLUTIONS CONTROL FEDERATION. *Standard methods for the examination of water and wastewater*. 19. ed. Washington: APHA, 1996.
- GOMES, L. P.; COELHO, O. W.; ERBA, D. A.; VERONEZ, M. Critérios de seleção de áreas para disposição final de resíduos sólidos. In: ANDREOLI, C. V. (Coord.). *Resíduos sólidos do saneamento: processamento, reciclagem e disposição final*. São Carlos: RiMa Editora, ABES, 2001. p. 145-163.
- GOMES, L. P.; CAETANO, M. O.; DUTRA, C. C.; COMASSETTO, F.; STODUTO, L.; OLIVEIRA, F.; QUADROS, A. V. Trincheiras em série para disposição final de resíduos sólidos urbanos. In: CASTILHOS Jr., A. B. de; LANGE, C. L.; GOMES, L. P.; PESSIN, N. (Orgs.). *Alternativas de disposição final de resíduos sólidos urbanos em pequenas comunidades: coletânia de trabalhos técnicos*. São Carlos: RiMa Editora, ABES, 2002. p. 19-27.

# ESTUDO COMPARATIVO DE METODOLOGIAS PARA ANÁLISES FÍSICO-QUÍMICAS DE RESÍDUOS SÓLIDOS URBANOS

Liséte Celina Lange,<sup>1</sup> Gustavo Ferreira Simões,<sup>2</sup> Cynthia Fantoni Alves Ferreira,<sup>3</sup> Douglas William Emanuel Alves Santana<sup>4</sup> e Lucas Naves Garcia<sup>5</sup>

<sup>1</sup>Química, Doutora em Tecnologia Ambiental pela Universidade de Londres, Inglaterra, Professora Adjunta do Depto. de Engenharia Sanitária e Ambiental da Universidade Federal de Minas Gerais (UFMG), Belo Horizonte, MG, Brasil

<sup>2</sup>Engenheiro Civil, Doutor em Engenharia Civil pela Pontifícia Universidade Católica do Rio de Janeiro, Professor Adjunto do Depto. de Engenharia de Transportes e Geotecnia da Universidade Federal de Minas Gerais (UFMG), Belo Horizonte, MG, Brasil

<sup>3</sup>Engenheira Civil, Especialista em Gestão Ambiental, Bolsista DTI pelo CNPq e Pesquisadora Vinculada ao Depto. de Engenharia Sanitária e Ambiental e ao Depto. de Engenharia de Transportes e Geotecnia da Universidade Federal de Minas Gerais (UFMG), Belo Horizonte, MG, Brasil

<sup>4</sup>Técnico em Química (CEFET/MG), Graduando em Química, Bolsista IC pelo CNPq Vinculado ao Depto. de Engenharia Sanitária e Ambiental da Universidade Federal de Minas Gerais (UFMG), Belo Horizonte, MG, Brasil

<sup>5</sup>Graduando em Engenharia Química, Bolsista IC pelo CNPq Vinculado ao Depto. de Engenharia Sanitária e Ambiental da Universidade Federal de Minas Gerais (UFMG), Belo Horizonte, MG, Brasil

## RESUMO

Para bom gerenciamento dos resíduos sólidos urbanos e sua avaliação quanto ao potencial de degradação, várias análises físico-químicas deverão ser efetuadas. Há uma infinidade de métodos analíticos e instrumentais para tais análises, cada um atendendo a uma condição de espaço, complexidade, verba, precisão e objetivo. O presente trabalho apresenta a normalização de metodologias já existentes para a determinação do pH, teor de umidade, teor de carbono, sólidos totais voláteis e sólidos totais fixos, visando à padronização dos futuros trabalhos desenvolvidos na área de monitoramento e pesquisa.

*Palavras-chave:* análises físico-químicas, monitoramento, resíduos sólidos urbanos, aterros.

## INTRODUÇÃO

A gestão integrada dos resíduos sólidos urbanos é hoje imprescindível para a obtenção e manutenção de boa qualidade de vida de uma comunidade. Inserido na atual problemática global do descarte seguro e adequado dos resíduos sólidos urbanos, o conhecimento da produção, constituição física e química, bem como de outras características dos resíduos sólidos coletados, constitui-se em fator fundamental para a orientação e planejamento dos sistemas de gerenciamento dos resíduos sólidos. Neste ponto surgem dificuldades elementares que devem ser rapidamente sanadas, de como, por exemplo, efetuar corretamente análises físico-químicas, uma vez que a literatura específica existente é escassa e imprecisa. Neste trabalho serão discutidas e normalizadas metodologias para pH, teor de umidade, teor de carbono, sólidos totais voláteis e sólidos totais fixos. Ao contrário do que ocorre nas análises de água e efluentes líquidos, não há métodos consagrados e adotados universalmente, de fontes como o “Standard Methods for the Examination of Water and Waste Water”, para análises laboratoriais de resíduos sólidos urbanos. O que se encontra na literatura

são métodos analíticos adaptados de outras áreas de conhecimento que muitas vezes não fornecem resultados satisfatórios devido à natureza física e química heterogênea dos resíduos sólidos urbanos.

### *pH de Resíduos Sólidos Urbanos*

É um importante parâmetro de acompanhamento do processo de decomposição dos resíduos sólidos urbanos, indicando a evolução da degradação microbológica da matéria orgânica e a evolução global do processo de estabilização da massa de resíduos. Baixos valores de pH em resíduos já em decomposição podem significar a presença de elevada concentração de ácidos graxos voláteis, o que pode acarretar a inibição da atividade ou o crescimento de bactérias metanogênicas. Os ácidos graxos voláteis são constituídos principalmente pelos ácidos acético, propiônico, butírico, valérico e isovalérico, formados nas duas primeiras etapas dos processos anaeróbios: hidrólise e acidogênese. Nos processos anaeróbios, em razão das reações de hidrólise, há grande produção de substâncias de caráter ácido, o que tende a baixar o valor do pH de acordo com a capacidade tamponante do meio. Tal capacidade tamponante é resultado da alcalinidade, que pode ser

entendida como o conteúdo total de substâncias que, ao reagirem com os íons  $H^+$  excedentes, mantêm o pH inalterado. As principais espécies responsáveis pela alcalinidade são os íons bicarbonatos, carbonatos, hidróxidos e compostos nitrogenados.

O pH pode afetar o processo de biodigestão anaeróbia de forma direta, quando interfere nas atividades enzimáticas, ou de forma indireta, quando influencia a toxicidade de algum composto alterando o potencial de oxirredução do meio. Segundo Egreja Filho (1996), o tempo de contato entre as fases sólida e líquida deve ser suficiente para que a extração das espécies de natureza ácida e/ou básica integrantes da massa de resíduos ocorra de forma a se estabelecerem todos os equilíbrios envolvidos na concentração final dos íons  $H^+$ .

Entretanto, levando-se em conta a característica de biodegradabilidade do analito, o tempo de contato não deve ser demasiadamente longo para que ocorram processos fermentativos que podem alterar o resultado da análise. Ainda, se houver sólidos em suspensão no extrato, a absorção de tais partículas no eletrodo com o tempo pode influenciar o valor lido.

### ***Teor de Umidade de Resíduos Sólidos Urbanos***

O teor de umidade dos resíduos sólidos urbanos fornece dado preliminar para a estimativa do tempo para geração de lixiviado, uma vez que este se forma quando a massa de resíduos atinge a capacidade de campo, ou seja, quando a massa de resíduos atinge a saturação de umidade pela soma de sua umidade natural e da água percolada oriunda de precipitações e demais infiltrações.

Este parâmetro, para o caso de resíduos sólidos frescos, depende da composição inicial do material, das condições climáticas locais e da forma da coleta urbana. Para resíduos já aterrados, além das condições já citadas, depende também do processo de operação do aterro, da taxa de decomposição, da profundidade dos resíduos e da eficiência e funcionamento dos sistemas de coleta de líquidos percolados, impermeabilização e drenagem das águas superficiais. Se o objetivo da secagem for o pré-tratamento das amostras para demais análises químicas, como o teor de nitrogênio ou outra substância volátil, recomenda-se a utilização de temperaturas da ordem de 105 a 110°C (Egreja Filho, 1996).

### ***Teor de Carbono, Sólidos Voláteis e Sólidos Fixos***

Uma das formas de acompanhamento da evolução da degradação dos resíduos sólidos urbanos é o ensaio de calcinação, que fornece informações sobre o teor de matéria orgânica, assim como a inferência do teor de carbono. Esse parâmetro, juntamente com o conteúdo total de nitrogênio, por meio da relação C:N, indica a fase de bioestabilização em que a massa de resíduo se encontra. A importância dessa relação vem do fato de que tais macronutrientes são fundamentais para o crescimento e desenvolvimento microbiológico. O carbono representa o material energético necessário à ativação da síntese celular e o nitrogênio é o material básico para a constituição do material celular sintético. Portanto, a relação C:N pode ser utilizada como indicadora de fases do processo de bioestabilização. O teor de matéria orgânica é dado pela percentagem de massa perdida durante a calcinação em relação à massa total original.

Dados termogravimétricos de resíduos sólidos urbanos encontrados na literatura (Egreja Filho, 1996) indicam que, a 480°C, começa a ocorrer a queima total da amostra do resíduo sólido fresco e, a aproximadamente 660°C, pode-se garantir que todas as substâncias suscetíveis foram calcinadas. Os valores estudados para temperatura (440°C, 550°C e 650°C) e quantidade de resíduos (1,0, 5,0 e 10,0 g) são os mais encontrados na literatura pertinente a ensaios de calcinação. Apesar de haver referências sobre a duração do ensaio, este deve durar até que o peso da(s) amostra(s) calcinada(s) atinja constância ponderal, devendo-se efetuar, quando necessário, retorno da amostra à mufla na mesma temperatura de trabalho até que tal condição seja alcançada.

## **METODOLOGIA**

A metodologia adotada para realização do objetivo proposto, que é o de padronizar métodos físico-químicos para análise de resíduos sólidos urbanos, divide-se em duas etapas:

1. Amostragem
2. Otimização de métodos para análise de resíduos sólidos urbanos

Para atender ao item 2, estudaram-se vários métodos para selecionar procedimentos que influenciassem

a resposta do parâmetro a ser medido, tais como relevância do método, simplicidade, facilidade operacional, custo, entre outros. Após a seleção do método, avaliaram-se as condições e procedimentos selecionados, variando-os com base na literatura, e, por fim, usaram-se critérios como erro da medida e facilidade de execução para avaliação das respostas obtidas.

### ***Amostragem***

Os resíduos sólidos coletados foram transferidos para uma área previamente preparada com lona plástica e separados em quatro montes. As amostras de resíduos sólidos foram retiradas de cinco pontos (topo e quatro laterais) de cada monte, sendo transferidas para quatro tonéis de 200 litros cada, momento em que os sacos de resíduos foram rompidos para o preenchimento dos tonéis. Em seguida, o conteúdo dos tonéis foi despejado sobre uma lona plástica, iniciando-se o processo de mistura e quarteamento da amostra. O quarteamento deve-se dar com descarte vis-à-vis até a obtenção de uma amostra de 200 litros (Pessin, 2001).

Para a amostra de 200 litros obtida fez-se a segregação dos componentes presentes nas categorias: matéria orgânica putrescível; plástico; papel/papelão; vidro; metal ferroso; metal não-ferroso; pano/trapo/couro/borracha; madeira; contaminante biológico; contaminante químico; pedra/terra/cerâmica; diversos; e, quando necessário, serviços de resíduo de saúde.

As amostras foram acondicionadas em saco plástico devidamente lacrado e imediatamente enviadas ao laboratório e conservadas a temperatura de 4°C.

### ***Otimização de Métodos para Análise de Resíduos Sólidos Urbanos***

#### **Determinação dos Melhores Valores para o Tempo de Agitação, Massa de Amostra e Relação Massa da Amostra/Volume de Extrator para Medida do pH de Resíduos Sólidos Urbanos**

O método básico consiste em manter uma amostra fresca do resíduo em contato com um solvente, no caso, água deionizada isenta de CO<sub>2</sub>, por certo período. O extrato obtido é então separado da fase sólida e seu pH é medido com um pHmetro digital. Como pré-tratamento da massa da amostra, a fim de que não se perca a característica de estado natural do analito, esta deve ser picada manualmente com o auxílio de uma tesoura reforçada, desde que não se

percam grandes frações de líquido durante o processo, dependendo da natureza do material, até que se obtenham pedaços não maiores que dois centímetros, e finalmente homogeneizada. Tal procedimento visa, além de garantir maior representatividade da amostra, proporcionar melhor condição de agitação da mistura amostra/extrator. As variáveis que influenciam o processo foram identificadas como sendo: o tempo e a forma de contato dos resíduos com o extrator; a relação entre a massa da amostra e o volume do extrator; o modo de separação das fases sólida e líquida; e o tipo de extrator.

Primeiramente, o extrator escolhido foi água destilada/deionizada isenta de CO<sub>2</sub> dissolvido. Água destilada/deionizada foi escolhida por sua pureza e por possuir pH neutro, propriedade que não afetaria a lixiviação das espécies de interesse constituintes do analito para tal análise. A opção pela ausência de CO<sub>2</sub> dissolvido se justifica pelo fato de este ser um gás relativamente abundante na atmosfera e razoavelmente solúvel em água à temperatura ambiente. Uma vez dissolvido em meio aquoso, a substância reage com a água, formando ácido carbônico e alterando o pH do meio. Vale ressaltar que vários autores recomendam a utilização de uma solução de eletrólitos como extrator. A ação de tais eletrólitos, como KCl e CaCl<sub>2</sub>, pode ser explicada pela presença de cátions polivalentes adsorvidos na fase sólida, que passam para a solução por permuta com o cátion da solução extratora, provocando hidrólise ácida e diminuindo o pH do meio (Egreja Filho, 1996). Sabe-se que a influência de cátions polivalentes da solução extratora nesse processo é mais acentuada que de cátions monovalentes.

A relação entre a massa da amostra e o volume de água destilada/deionizada deve ser tal que não prejudique o processo de agitação e que haja volumes abundantes de extrator entre as partes da amostra. Egreja Filho (1996) relata que, quando o pH é medido em água, a diferença entre os resultados obtidos de relações diferentes é pouco significativa, pressupondo-se, portanto, que a fixação rigorosa da relação massa de amostra/volume de extrator se torna desnecessária. Essa tendência também foi verificada no presente trabalho. A amostra sólida deve ser mantida em contato com a fase líquida sob agitação constante, a fim de proporcionar melhor contato entre as fases ao mesmo tempo em que se realiza a homogeneização do extrato. A fração líquida é, então, separada da fração sólida

por filtração convencional, com papel de filtro qualitativo em funil de vidro, e recolhida em um béquer limpo e seco.

Procedimentos de separação baseados na decantação dos sólidos suspensos podem originar erros na medida do pH, pois, além de ocorrer adsorção de partículas sólidas no eletrodo, podem demorar a ponto de ocorrer reações fermentativas no extrato, alterando seu estado original.

Os tempos de agitação utilizados foram de 1, 3, 5, 8 e 10 minutos. As massas de amostra analisadas foram 10, 50 e 100 g. As relações massa de amostra/volume de extrator estudadas foram 1:10, 1:15 e 1:20.

As análises foram realizadas em triplicata e o erro da medida correspondeu ao desvio-padrão das médias de cada grupo amostral.

### **Determinação dos Melhores Valores de Temperatura de Secagem e Massa de Amostra para Análise do Teor de Umidade de Resíduos Sólidos Urbanos**

O método básico consiste em manter uma amostra fresca de *lixo*, de massa conhecida, em uma estufa a temperatura constante, de modo que não ocorra degradação da matéria orgânica e que a secagem seja eficiente durante determinado período. A amostra é então novamente pesada e a diferença entre a massa inicial e a massa final corresponde ao teor de umidade em porcentagem. O tempo necessário para a realização da análise é o tempo gasto para que a amostra atinja peso constante.

A análise efetuada consiste na variação dos principais parâmetros que influenciam o processo de secagem. São eles: massa da amostra e temperatura de secagem. As massas da amostra não podem ser demasiadamente pequenas, para que não se perca a representatividade da amostra, nem muito grandes, para que a determinação não demore muito e para evitar a realização de uma única análise por vez. A temperatura de secagem não deve ser baixa a ponto de ocorrer secagem incompleta ou alta o suficiente para que ocorra a degradação da matéria orgânica ou a perda de outros compostos orgânicos voláteis durante a secagem.

Dados termogravimétricos indicam que a secagem de resíduo fresco deve ser efetuada na faixa de temperatura entre 110 e 150°C para a determinação do teor de umidade.

A amostra foi previamente picada, manualmente, com a utilização de tesouras reforçadas, e homogeneizada, para garantir maior representatividade. Deve-se tomar cuidado na etapa de cominuição para que as partes da amostra a serem picadas não percam líquidos agregados durante o processo. Chama-se a atenção para a possibilidade de que pequenas partes do resíduo ou frações de líquido se projetem ao serem picadas.

As temperaturas de secagem utilizadas foram de 65, 105 e 150°C. As massas de amostra analisadas foram 50, 100 e 150 g, pesadas em balança de três braços com precisão de 0,05 g. O tempo de secagem foi fixado em 24 horas para garantir secagem completa. As análises foram realizadas em triplicata e o erro da medida correspondeu ao desvio-padrão das médias individuais. A determinação do teor de umidade de amostras frescas de resíduos sólidos urbanos deve ser realizada no menor intervalo de tempo possível entre a coleta da amostra e a análise em laboratório, pois, mesmo se conservada a temperatura de 4°C, ocorre decomposição da matéria orgânica, ocasionando liberação de fração da água de constituição que dificilmente é extraída na faixa de temperatura em questão, o que pode deturpar o resultado real.

### **Otimização dos Valores de Massa Amostral, Tempo e Temperatura de Calcinação para Análises do Teor de Carbono, Sólidos Voláteis e Sólidos Fixos de Resíduos Sólidos Urbanos**

Para a obtenção das amostras analíticas, deve-se realizar a secagem conforme o item “Determinação dos Melhores Valores de Temperatura de Secagem e Massa de Amostra para Análise do Teor de Umidade de Resíduos Sólidos Urbanos”. A fração remanescente da secagem é passada por um moinho de facas e posteriormente por um moinho de bolas para a obtenção de amostras com área superficial e representatividade maiores. A massa de resíduo, seco e cominuído, é ainda peneirada em malha de 20 mesh a fim de manter a granulometria da amostra constante. Por fim, a amostra resultante é acondicionada em sacos plásticos vedados e mantida em dessecador para evitar a absorção da umidade do ar. Para a presente análise foi tomada como amostra analítica apenas pequena fração do material.

O método básico amplamente encontrado na literatura consiste em calcinar em mufla a(s) amostra(s)

contida(s) em cápsulas de porcelana. Os resultados são obtidos pela diferença de massa antes e após a calcinação.

O estudo efetuado consistiu na variação dos principais parâmetros que influenciam o processo de calcinação, como a massa amostral, o tempo e a temperatura de calcinação. As variações realizadas em tais parâmetros foram: massas de 1,0000, 5,0000 e 10,0000 g da amostra analítica, pesadas em balança analítica, obtida conforme procedimento descrito no tópico “Amostragem”, temperaturas de 440, 550 e 650°C e intervalos de tempo suficientes para que ocorra constância ponderal na massa das amostras.

As amostras foram inicialmente calcinadas por duas horas, depois de alcançada a temperatura de trabalho, e retiradas da mufla. As amostras foram resfriadas em dessecador e então pesadas em balança analítica, retornando para a mufla, à mesma temperatura de trabalho, por mais uma hora. Novamente, depois de resfriadas em dessecador e pesadas, compararam-se os pesos obtidos nas calcinações, encerrando-se a análise se houver discrepância de no máximo  $\pm 0,002$  g da calcinação anterior, conforme recomendado por Egreja Filho (1996). Caso contrário, procede-se a mais uma hora de calcinação nas mesmas condições e assim por diante até que a condição de constância seja alcançada.

As cápsulas de porcelana, ou cadinhos, utilizadas nas análises devem ser prévia e adequadamente preparadas para receber as amostras. Devem ser calcinadas, ainda vazias, à temperatura em que serão realizadas as análises, para eliminar qualquer tipo de impureza que porventura venham a conter. Os cadinhos vazios e com as amostras, antes e após a calcinação, devem ser cuidadosamente pesados em balança analítica e os pesos têm de ser anotados. É importante salientar que os cadinhos sempre devem ser resfriados em dessecador antes de efetuadas as pesagens. A precisão durante as pesagens é de fundamental importância na obtenção de quaisquer resultados fidedignos de sólidos e/ou teor de carbono obtidos por intermédio do ensaio de calcinação. Em relação ao início do aquecimento da amostra, alguns autores sugerem que se mantenha a porta da mufla entreaberta durante a fase inicial da análise. Tal procedimento, porém, acarreta grande desperdício de energia, podendo até comprometer a integridade do próprio aparelho. Dois são os procedimentos mais adequados: o aquecimento gradual

da mufla, contendo a amostra com o cadinho tampado, a partir da temperatura ambiente até a temperatura de trabalho, o que pode ser inviável quando há grande volume de análises a realizar; e a pré-calcinação do cadinho entreaberto em bico de gás anteriormente à colocação da amostra na mufla já na temperatura de trabalho.

Tanto o aquecimento gradual da amostra na mufla quanto a pré-calcinação em bico de gás são importantes para evitar que a amostra se inflame no interior da mufla e perca matéria sólida na forma de fuligem (Egreja Filho, 1996). O procedimento adotado neste trabalho foi o de aquecimento gradual da amostra na mufla até a temperatura de trabalho com incrementos de 50°C a cada 30 minutos.

Ao se submeterem as amostras a temperaturas de calcinação mencionadas, a fração orgânica é oxidada, volatilizando parte da massa, restando apenas a fração inerte. A porcentagem de sólidos voláteis representa uma estimativa do conteúdo de matéria orgânica biodegradável no resíduo, ao passo que os sólidos não voláteis (fixos ou inertes) representam a matéria inorgânica ou mineral.

Mais uma vez, a divergência dos métodos descritos na literatura é ampla, sendo assim, este trabalho teve por critério a busca de uma metodologia simples e eficiente. Observou-se que os detalhes do procedimento experimental são os mais preocupantes. Segundo Egreja Filho (1996), ao considerar que a proporção do teor de carbono na matéria volatilizada é fixa (56% a 58%), os resultados do teor de carbono são determinados por inferência a partir da determinação dos sólidos voláteis. Utilizam-se, então, fatores de correção que não expressam o teor real de carbono, uma vez que este varia em função de uma série de parâmetros, inclusive a composição da matéria-prima.

No Brasil, um fator muito utilizado, e que será adotado por este trabalho, é 1,8. Alguns autores sugerem, porém, 1,78, 1,72 ou até 2,0 para tal fator de correção. O fator pode, ainda, ser determinado e corrigido para o resíduo gerado em cada região por intermédio de análises químicas periódicas do teor de carbono e pelo cálculo  $\%C: \%Sólidos\ Voláteis$  (Methods of Analysis of Sewage Sludge, Solid Waste and Compost – WHO International Reference Centre for Wastes Disposal, Switzerland, 1978). As análises foram feitas em triplicata a fim de minimizar erros grosseiros e estimar o grau de precisão das medidas.

## DESENVOLVIMENTO E APLICAÇÃO

### pH

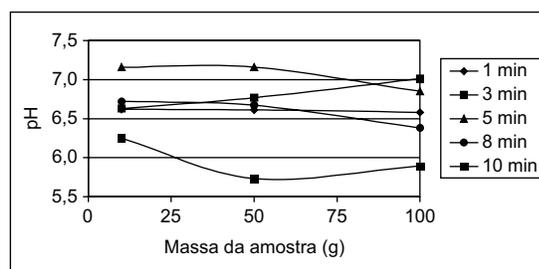
Os resultados obtidos para o pH de amostras frescas de resíduos sólidos urbanos são apresentados nas Figuras 1 e 2.

Para melhor avaliação dos resultados obtidos, algumas considerações devem ser mencionadas. Convém aqui ressaltar a ocorrência de alguns fatos durante a realização das análises que podem ter, de alguma forma, afetado o resultado final. Primeiramente, como pode ser notado por simples observação da metodologia, a realização de toda a batelada de análises, necessária para alcançar o objetivo deste trabalho, que é o estudo e a determinação dos melhores parâmetros para análise do pH de resíduos sólidos urbanos, demandou grande quantidade de amostras assim como grande período de tempo. Em consequência, devido à natureza e à fonte do analito, várias amostras individualmente distintas, mas estatisticamente representativas, tiveram de ser coletadas em dias diferentes. A retirada do gás carbônico dissolvido na água destilada/deionizada por ebulição também pode ter influenciado alguma medida isoladamente, pois houve certa dificuldade em obter volume desse item, uma vez que, depois de fervida, a água destilada/deionizada deve ser resfriada e utilizada à temperatura ambiente. Ou seja, durante o resfriamento e/ou estocagem, certa fração desconhecida de  $\text{CO}_{2(g)}$  pode ter se dissolvido novamente na água, alterando sensivelmente seu pH. Em relação às características individuais das várias amostras coletadas, o fato mais marcante, mas que também ilustra a heterogeneidade característica dos resíduos sólidos urbanos, foi que a amostra relativa ao tempo de agitação de

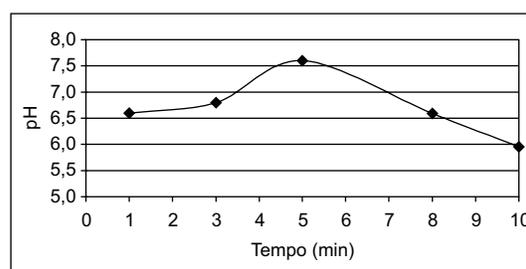
5 minutos (vide Figura 1) apresentava porcentagem de papel/papelão acima da média, o que resultou em pH maior que os demais. Da mesma forma, a amostra com a qual foi realizada as análises referentes a dez minutos de agitação (vide Figura 2) apresentou grande teor de matéria orgânica facilmente putrescível, iniciando seu processo de decomposição prematuramente, apesar dos cuidados com a conservação. As reações de hidrólise características dessa fase da decomposição tendem a abaixar o pH da amostra.

Analisando-se o comportamento da variação do pH dos resíduos sólidos urbanos em função do tempo de agitação (Figura 1), especialmente para as amostras de composição semelhante, oito minutos de agitação já foram suficientes para que se atingisse o equilíbrio entre as fases líquida e sólida. Em relação à massa da amostra e ao volume do extrator, não foi observada influência significativa do parâmetro no resultado final do pH.

Deve-se atentar também ao fato de que tal relação precisa propiciar boa condição de agitação entre as fases, ou seja, relações baixas dificultam a agitação. Assim, levando-se em consideração as condições já citadas, a manutenção de representatividade adequada da amostra, as observações e experiências práticas do processo e os resultados obtidos, a escolha para este parâmetro foi uma relação de 1:20 para a massa da amostra e o volume do extrator (água destilada/deionizada isenta de  $\text{CO}_2$ ), sugerindo-se a relação de 50 g de amostra para 1.000 ml do extrator. Resumidamente, os resultados foram: 8 minutos de agitação constante e moderada; 50 g de amostra devidamente preparada e conservada; e 1.000 ml de água deionizada isenta de  $\text{CO}_2$  à temperatura ambiente.



**Figura 1** pH em função da massa da amostra e do tempo de agitação.

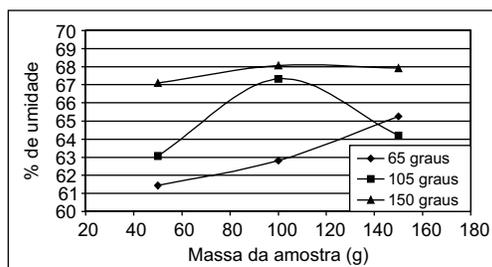


**Figura 2** pH médio em função do tempo de agitação.

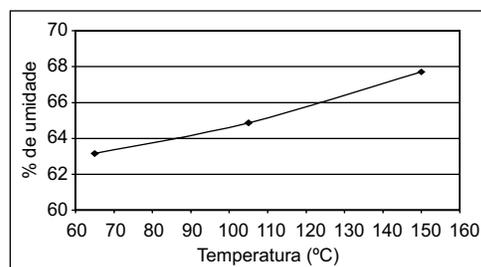
### Teor de Umidade

Os valores do teor de umidade obtidos estão representados nas Figuras 3 e na Figura 4.

Analisando-se o comportamento da variação do teor de umidade dos resíduos sólidos em função dos parâmetros apresentados por intermédio das Figuras 3 e 4, pode-se concluir que, à temperatura de 65°C, a secagem da amostra foi incompleta, uma vez que com o incremento na temperatura o teor de umidade tendeu a aumentar. Porém, a 150°C, observou-se evolução mais acentuada da fase vapor, o que pode ter arrastado grande quantidade de outros compostos orgânicos insolúveis em água e/ou menos voláteis, resultando no maior teor de umidade encontrado. A grande variação do teor de umidade apresentada na Figura 3 para a temperatura de 105°C deveu-se, provavelmente, a variações naturais em razão, principalmente, da heterogeneidade do analito, uma vez que partes da amostra possuem teores de umidade individuais bastante acima da média, como, por exemplo, restos de frutas cítricas.



**Figura 3** Teor de umidade em função da massa da amostra e da temperatura de secagem.



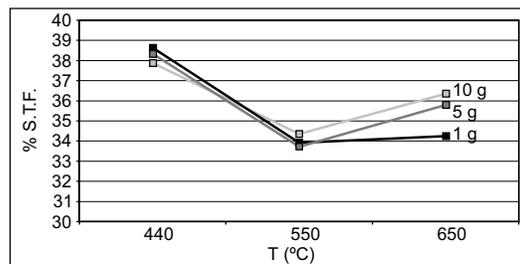
**Figura 4** Teor de umidade médio *versus* temperatura de secagem.

Finalmente, analisando-se as Figuras 3 e 4 e observando-se o desvio-padrão das análises, pode-se concluir que a melhor metodologia para a determinação do teor de umidade de resíduos sólidos urbanos seria utilizando (100 ± 2) g da amostra na temperatura de (105 ± 5)°C por 24 horas. Segundo Egreja Filho (1999), o tempo mínimo para a determinação do teor de umidade de resíduos sólidos urbanos, assim como de composto, é aquele para o qual o peso final obtido seja estatisticamente constante.

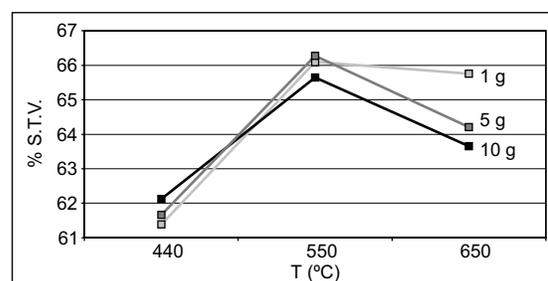
### Teor de Carbono, Sólidos Voláteis e Sólidos Fixos

A temperatura ideal para realizar a calcinação pode ser observada nas Figuras 5, 6 e 7, que mostram as curvas termogravimétricas dos sólidos totais voláteis, fixos e do teor de carbono.

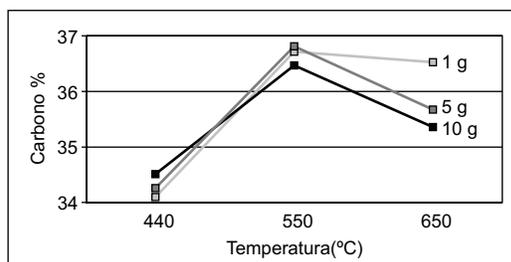
Nelas, pode-se observar que, à temperatura de 550°C, houve queima total da amostra, sendo que após 2 horas de calcinação obteve-se constância ponderal da massa das amostras.



**Figura 5** Distribuição termogravimétrica dos sólidos totais voláteis.



**Figura 6** Distribuição termogravimétrica dos sólidos totais fixos.



**Figura 7** Distribuição termogravimétrica de teor de carbono.

Na busca da massa ideal, pode-se recomendar 5 g, pois trata-se de quantidade de fácil manuseio, como observado na prática, sendo a massa que produziu o menor desvio na temperatura ideal de calcinação (550°C). Em relação ao tempo de calcinação, em duas horas já se obteve a constância requerida a 550°C, enquanto a 440°C foram necessárias três horas, como explicado anteriormente.

Portanto, as principais conclusões foram: 5,0000 g da amostra obtida conforme o item “Amostragem” calcinada durante duas horas, sempre com mais uma hora para confirmação do resultado, a 550°C.

### CONSIDERAÇÕES FINAIS

A importância do desenvolvimento de metodologias específicas para análise de resíduos sólidos urbanos é notória, sendo que a discrepância dos vários métodos, alguns impróprios para este propósito, hoje utilizados por instituições de pesquisa e monitoramento ambiental é um obstáculo recorrente ao aperfeiçoamento desta área de estudo cada vez mais importante e requisitada. O desenvolvimento de tais metodologias para análise específica de resíduos sólidos urbanos e a uniformização de tais métodos são um passo decisivo para a consolidação do desenvolvimento de tecnologias próprias para o descarte adequado e ambientalmente seguro dos mesmos.

**Agradecimentos** Agradecemos muito ao PROSAB (Programa de Pesquisa em Saneamento Básico), por intermédio da FINEP, CNPq, CEF e ABES, pela oportunidade de trabalho e pelo inestimável auxílio financeiro, uma vez que este projeto foi executado no âmbito do mesmo. Por fim, nossos agradecimentos à Prefeitura de Catas Altas, por seu empenho, presteza e desejo de mudança, especialmente nas pessoas do Prefeito José Hosken, Sr. Geraldo Queiroz e Engenheiro Carlos Magno de Melo.

### REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

APHA, AWWA, WEF. *Standard methods for examination of water and wastewater*. 18. ed. Washington, 1992.

AMERICAN SOCIETY FOR TESTING AND MATERIALS. *Standard test method for pH of peat materials*. Pennsylvania, U.S.: ASTM, 1990. (D 2976 – 71).

\_\_\_\_\_. *Standard test methods for moisture, ash, and organic matter of peat and other organic soils*. Pennsylvania, U.S.: ASTM, 1990. (D 2974 – 87).

BARROS, R. T. V. *Resíduos sólidos*. Belo Horizonte: Escola de Engenharia da UFMG, 2000.

CENTRO TECNOLÓGICO DE SANEAMENTO BÁSICO. *Técnica de abastecimento e tratamento de água*. São Paulo: CETESB, 1995.

EGREJA FILHO, F. B. *Relatório de atividades de consultoria junto à superintendência de limpeza urbana de Belo Horizonte*. Belo Horizonte: CODEPRO, 1996. (BRA/93-105).

FLECK, E. et al. A metodologia de monitoramento ambiental e operacional dos aterros sanitários de Porto Alegre e municípios conveniados. In: CONGRESSO INTERAMERICANO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 27., 2000, Porto Alegre. *Anais...* Porto Alegre, 2000.

LOPES, W. S. et al. Avaliação do processo de bioestabilização anaeróbia de resíduos sólidos. In: CONGRESSO INTERAMERICANO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 27., 2000, Porto Alegre. *Anais...* Porto Alegre, 2000.

PESSIN, N. *Relatório PROSAB*. Universidade de Caxias do Sul, 2001.

REZENDE, A. A. P. *Estudo e avaliação de um processo de reciclagem e compostagem dos resíduos sólidos urbanos*. Belo Horizonte, 1991.

WORLD HEALTH ORGANIZATION. *International Reference Centre For Wastes Disposal: methods of analysis of sewage, sludge, solid wastes and compost*. Dübendorf: WHO, 1978.



### Tema 3

---

## Estudo da contaminação por líquidos percolados em sistemas de disposição final

Artigos (UFSC e UFMG)

9. Estudo da Retenção de Poluentes Veiculados por Lixiviados de Aterro Sanitário em Solos Argilosos.
10. Estudo do Transporte de Contaminantes em Meios Porosos Aplicados a Aterros de Disposição de Resíduos Sólidos Urbanos.

# ESTUDO DA RETENÇÃO DE POLUENTES VEICULADOS POR LIXIVIADOS DE ATERROS SANITÁRIOS EM SOLOS ARGILOSOS

**José Carlos Oliveira,<sup>1</sup> Elivete Carmem Clemente Prim<sup>2</sup> e Armando Borges de Castilhos Júnior<sup>3</sup>**

<sup>1</sup>Geólogo pela Universidade do Vale do Rio dos Sinos, Rio Grande do Sul, Doutor em Geologia pela Universidade Federal da Bahia, UFBA, Professor Adjunto I do Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental da UFSC

<sup>2</sup>Engenheira Sanitarista pela Universidade Federal de Santa Catarina, Mestre em Engenharia Ambiental pela Universidade Federal de Santa Catarina, Pesquisadora DTI do CNPq pelo PROSAB, no Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental da UFSC

<sup>3</sup>Engenheiro Sanitarista pela Universidade Federal de Santa Catarina, Doutor em Gestão e Tratamento de Resíduos pelo Institut National des Sciences Appliquées de Lyon, França, Pós-doutorado pela Ecole Nationale Supérieure des Mines de Paris, ISIGE, ENSMP, Professor Adjunto IV do Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental da Universidade Federal de Santa Catarina, UFSC, Supervisor do Laboratório de Pesquisas em Resíduos Sólidos, LARESO

## RESUMO

Os solos argilosos são, em geral, utilizados como impermeabilizantes nos aterros sanitários, porém, dependendo do tipo de argilomineral contido no solo, da concentração do argilomineral, do tipo de contaminante e do mecanismo que está atuando sobre eles, diferentes reações químicas podem ocorrer. Os mecanismos de retenção de vários elementos químicos presentes nos lixiviados de aterro sanitário foram estudados em experimentos com permeâmetros, utilizando amostras de solos argilosos, e, como líquido percolante, alíquotas de solução com algumas características semelhantes à dos lixiviados de aterro sanitário. Os experimentos realizados mostraram que em solos aparentemente diferentes os resultados foram semelhantes, tanto em relação ao coeficiente de permeabilidade quanto à retenção dos poluentes pelos solos. Os resultados, porém, não foram totalmente conclusivos, principalmente quanto ao comportamento anômalo dos nitratos e à excessiva retenção dos cloretos, entre outros dados.

*Palavras-chave:* aterro sanitário, argilas, impermeabilizantes, retenção de poluentes.

## INTRODUÇÃO

Para garantir as condições de segurança de um aterro sanitário e seus vetores de poluição (lixiviados e gases) em relação aos seres vivos, criaram-se diferentes tipos de estruturas com a finalidade de proteger o meio ambiente que o envolve. Entre os métodos de proteção, destacam-se aqueles relacionados à impermeabilização do solo subjacente ao aterro, visando preservar os recursos hídricos subterrâneos e superficiais. O material geralmente empregado como camada impermeabilizante na base dos aterros sanitários são os solos argilosos. O trabalho de Rocca (1993) mostrou que os solos argilosos são usados como meio de proteção ambiental por ter propriedades físicas, biofísicas, bioquímicas e geoquímicas que atuam como mecanismos capazes de reter os elementos poluentes que o permeiam. A grande dificuldade na compreensão científica desses mecanismos é identificar quais reações ocorrem com os diferentes poluentes, por quanto tempo ou, até mesmo, como se pode melhorar o poder atenuador. Em torno dessas questões iniciou-se um estudo sobre a retenção de contaminantes nos solos argilosos relacionados ao emprego destes como impermeabilizantes em aterros sanitários.

## OBJETIVOS

Tendo em vista as questões anteriormente esboçadas, os objetivos deste trabalho foram traçados:

1. Comparar dois tipos de solos de origens diferentes, com textura e estrutura distintas.
2. Analisar a retenção química de certos elementos químicos presentes nos líquidos lixiviados de aterro sanitário.
3. Avaliar possíveis alterações no coeficiente de permeabilidade das amostras de solo durante a percolação dos líquidos testados.
4. Avaliar quantitativamente os elementos retidos pelo solo argiloso.

## METODOLOGIA

A condutividade hidráulica e a verificação da retenção dos contaminantes por solos argilosos foram determinadas a partir de experimentos de fluxo com carga constante. Para isso, foram projetados e construídos seis permeâmetros de paredes fixas. O sistema consiste em um reservatório do tipo “garrafa de Mariote” com uma saída para o líquido na parte inferior

e apenas uma entrada de ar através de um tubo. A base desse tubo é que determina o nível potenciométrico. Foram escolhidos dois tipos de solos naturais autóctones: um solo de origem basáltica, muito argiloso, predominante no Sul e Sudoeste do Brasil, e um solo de origem granítica, pouco argiloso e comum nas

regiões de embasamento cristalino (EMBRAPA, 1999). Quando observados macroscopicamente, esses solos apresentaram características físico-químicas distintas, tais como textura, granulometria e teor de argila. Em função dessas características esperava-se encontrar coeficientes de permeabilidade diferentes (Figura 1).



Solo de origem basáltica



Solo de origem granítica

**Figura 1** Solos utilizados nos experimentos.

Utilizaram-se como líquido percolante amostras sintéticas constituídas pelos valores médios de vários elementos e substâncias químicas encontrados na literatura sobre composição quali-quantitativa de lixiviados de aterros sanitários. Os lixiviados de aterros sanitários geralmente têm alta concentração de cloretos, o que justificou a utilização de uma concentração maior desse elemento em relação aos demais na amostra sintética preparada. Nos experimentos com carga constante mediu-se o volume coletado num determinado tempo. As amostras do filtrado foram coletadas e preservadas para posterior análise química.

Esses dados determinaram as concentrações dos elementos químicos e dos líquidos utilizados nos experimentos. O comportamento dos metais pesados potencialmente tóxicos foi estudado por vários autores, entre eles Batchelder & Mather (1998), que concluíram que o principal mecanismo de atenuação dos metais pesados é a precipitação nos primeiros cinco centímetros do topo da camada de argila, comportamento diferente da solução iônica. Optou-se então por avaliar os metais pesados separadamente, o que determinou o preparo de duas amostras sintéticas: uma de metais pesados,

denominada de solução MP, e outra com cátions e ânions, chamada de solução CA (Tabela 1).

Os solos foram compactados com teor de umidade ótima ( $h_{ot}$ ) realizado de acordo com ensaio de Proctor Normal-PN-ABNT-NBR 6457/86, utilizando o equipamento de compactação para ensaio de CBR que fornece um peso e uma altura. Baseando-se na fórmula de energia, determinou-se teoricamente o número de golpes, camadas e volume de amostra (o número de golpes calculados teoricamente foi igual a 12). Executou-se, então, o ensaio e, com as dimensões do corpo de prova compactado, determinou-se a massa específica aparente seca (MEA) do solo. Comparou-se o resultado teórico calculado com o resultado da MEA determinado pelo ensaio PN. Verificou-se que os resultados estavam próximos dos valores teóricos e repetiu-se o ensaio, modificando o número de golpes aplicados no solo até chegar ao valor da MEA do ensaio PN que se caracteriza como um solo compactado dentro dos parâmetros de MEA e  $h_{ot}$  encontrado no ensaio de PN. Estabeleceu-se, assim, o método de compactação padronizado que foi empregado na montagem das células dos permeômetros.

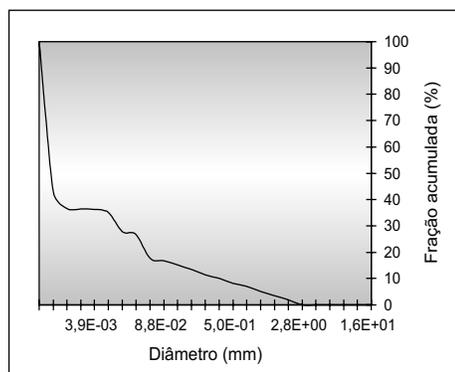
**Tabela 1** Concentração dos reagentes empregados para elaboração das amostras sintéticas MP e CA.

Parâmetros	Concentração (mg/L)	Reagente usado	
Cd	20,00	3CdSO <sub>4</sub> 8H <sub>2</sub> O	Solução MP
Cu	20,00	CuSO <sub>4</sub> 5H <sub>2</sub> O	
Pb	20,00	NiSO <sub>4</sub> 6H <sub>2</sub> O	
Ni	20,00	ZnSO <sub>4</sub> 7H <sub>2</sub> O	
Zn	20,00	PbNO <sub>3</sub>	
Na	1500,00	NaCl	Solução CA
Mg	1100,00	MgSO <sub>4</sub> 7H <sub>2</sub> O	
Ca	1500,00	CaCl <sub>2</sub> 2H <sub>2</sub> O	
Cl <sup>-</sup>	4500,01	NaCl + CaCl <sub>2</sub> 2H <sub>2</sub> O + NH <sub>4</sub> Cl	
NO <sub>3</sub>	10,00	KNO <sub>3</sub>	
SO <sub>4</sub>	1100,00	MgSO <sub>4</sub> 7H <sub>2</sub> O	
NH <sub>4</sub>	20,00	NH <sub>4</sub> Cl	

## DESENVOLVIMENTO E APLICAÇÕES

### Análise dos Solos

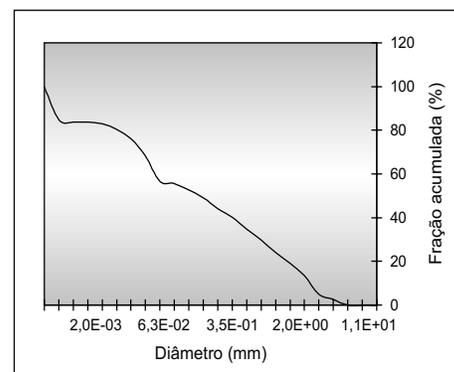
**Ensaio de caracterização** Os resultados das análises granulométricas de caracterização dos solos revelaram que os solos originados de rochas basálticas (solo B) possuem maior concentração de fração fina (88% da amostra é constituída de silte e argila – Figura 2a). Por sua vez, os solos originados de rochas graníticas (solo G) são mal selecionados, com grãos variando do tamanho argila a grânulos (solo bem graduado – Figura 2b).



**Figura 2a** Curva granulométrica do solo originado de rochas basálticas.

No ensaio de proctor normal constatou-se que o solo B necessitou de um teor de 34% de água para atingir o teor de umidade ótimo ( $h_{ot}$ ), resultando numa MEA para o solo seco de 1,34 g/cm<sup>3</sup>. O solo G necessitou de menor quantidade de água, 14% para  $h_{ot}$ , obtendo-se uma MEA de 1,82%.

A massa específica do solo que equivale à densidade real dos grãos foi de 2,30 g/cm<sup>3</sup> para o solo G e 2,69 g/cm<sup>3</sup> para o solo B, resultados compatíveis com as respectivas mineralogias de suas rochas de origem (Tabela 2).



**Figura 2b** Curva granulométrica do solo originado de rochas graníticas.

**Tabela 2** Caracterização dos solos de origem granítica e basáltica.

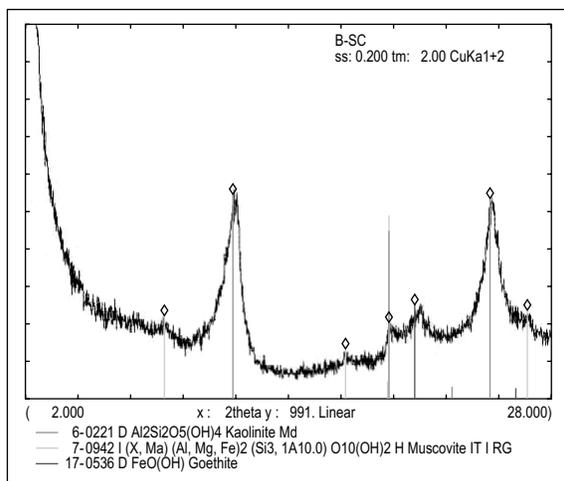
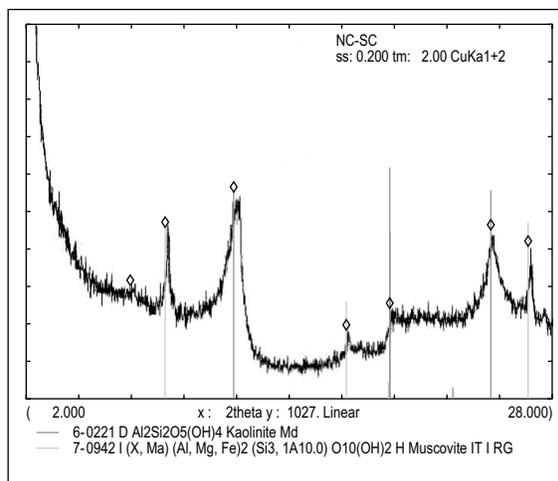
Parâmetro	Norma/método	Solo granítico	Solo basáltico
Massa específica (g/cm <sup>3</sup> )	ASTM D2487-67	2,299	2,692
Análise granulométrica	NBR7181 (1984)	Areia siltosa	Silte argiloso
Limite de plasticidade (%)	NBR 7180 (12/1981)	NP	56
Limite de liquidez (%)	NBR6459 (10/1984)	NL	86
pH	Boletim Técnico 31 EMATER-PR	5,0	4,7
Matéria orgânica (%)	Medição por eletrodo	0,0	0,5
CTC (cmol/L)	Oxidação da matéria orgânica	4,74	12,94

**Análise de difratometria ao raios X (DR-X)** Conforme apresentado nas Figuras 3a e 3b, as amostras do solo basáltico e granítico foram muito semelhantes em relação à composição dos argilominerais. O principal argilomineral é a caulinita, que é um mineral argiloso silicatado formado pelo empilhamento de unidades cristalográficas constituídas de uma lâmina tetraedral de silício e oxigênio e uma lâmina octaedral de alumínio e hidroxilas. O plano de oxigênio em uma das superfícies externas da caulinita é chamado de superfície siloxana. A substituição isomórfica de cátions vizinhos pode criar um déficit de cargas positivas. Esse déficit é responsável pela adsorção de água e íons.

Observou-se também a moscovita nas amostras, cujo teor foi mais representativo no solo granítico. Entretanto, esse mineral é quimicamente pouco reativo (Santos, 1975). O solo proveniente da rocha basáltica apresentou goethita, cuja estrutura é formada de planos

de átomos de oxigênio e hidroxila, e empacotamento denso hexagonal ao longo de eixo X com íons de Fe<sup>3+</sup>, responsável pela coloração avermelhada da amostra do solo basáltico. Essa foi a principal característica de diferenciação de cor entre as amostras. Com base em estudos de espectroscopia infravermelha, verificou-se que a goethita também contribui para a adsorção de íons (Fontes et al., 2001).

**Análise química** A análise química dos solos revelou coerência com a composição química provável da rocha que deu origem a esses solos. Um dos parâmetros mais importantes para essa pesquisa é a capacidade de troca catiônica (CTC). De acordo com a Tabela 2, o solo de origem granítica apresentou uma CTC em torno de 5 meq/100 g e o solo de origem basáltica, um valor próximo de 13 meq/100 g. A análise do DR-X mostrou que o principal argilomineral dos solos analisados é a caulinita.

**Figura 3a** DR-X do solo basáltico.**Figura 3b** DR-X do solo granítico.

A diferença de CTC entre os solos pode estar associada à presença da goethita ou de alguma característica intrínseca da caulinita contida no solo basáltico, visto que os limites da CTC observados nos solos estudados foram compatíveis com aqueles mencionados por Santos (1975) e Mila (1982), que apresentaram as capacidades de trocas para algumas famílias de argilominerais, tais como a caulinita (3 a 15 meq/100 g), a ilita (10 a 70 meq/100 g) e a montmorilonita (80 a 150 meq/100 g).

#### *Análise dos Líquidos (soluções percolantes)*

Os resultados das análises químicas dos líquidos antes e após o ensaio de percolação indicaram queda significativa na concentração dos elementos estudados, como apresentado nas Figuras 4 a 7. Esse comportamento foi similar no ensaio de permeâmetro com o solo B, tanto para a solução de íons como para a solução de metais pesados. No ensaio com o solo G, o comportamento também apresentou resultados semelhantes. Após a queda inicial da concentração observou-se aparente estabilização dos elementos ao longo do tempo. Os cátions, em maior ou menor grau, estão sujeitos à troca de íons por adsorção em argila e silte. A facilidade relativa da troca é variável e pode ser representada, por exemplo, pela série:  $\text{Li}^+ < \text{Na}^+ < \text{K}^+ < \text{Ca}^{2+} < \text{Sr}^{2+} < \text{Ba}^{2+}$  (potencial de retenção crescente). Entre os elementos estudados e de acordo com essa série, o  $\text{Na}^+$  troca menos íons que o  $\text{Ca}^{2+}$ . Os resultados experimentais mostraram tendência de

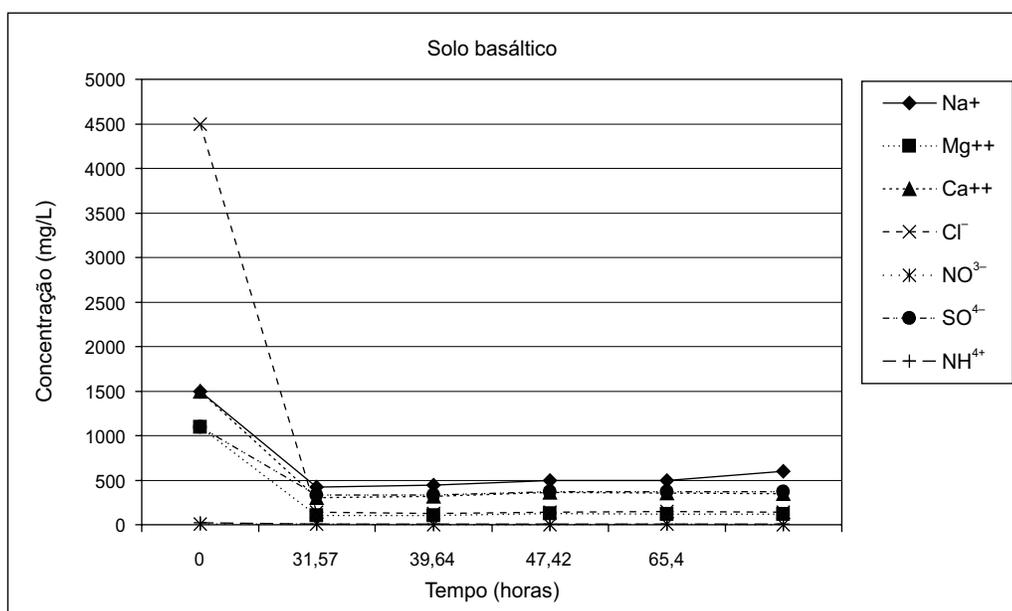
retenção de poluentes, porém não são conclusivos. Ressalta-se o comportamento anômalo dos nitratos e a excessiva retenção dos cloretos, o que teoricamente não se justifica. Os cloretos têm pouca afinidade com os minerais e muita afinidade com a água, o que torna esse elemento um indicador. No trabalho de Chen & Wang (1996), o íon  $\text{Cl}^-$  foi escolhido como indicador, pois, segundo os autores, esse íon não é facilmente adsorvido pelo solo, é difícil de se decompor.

#### *Análise da Condutividade Hidráulica*

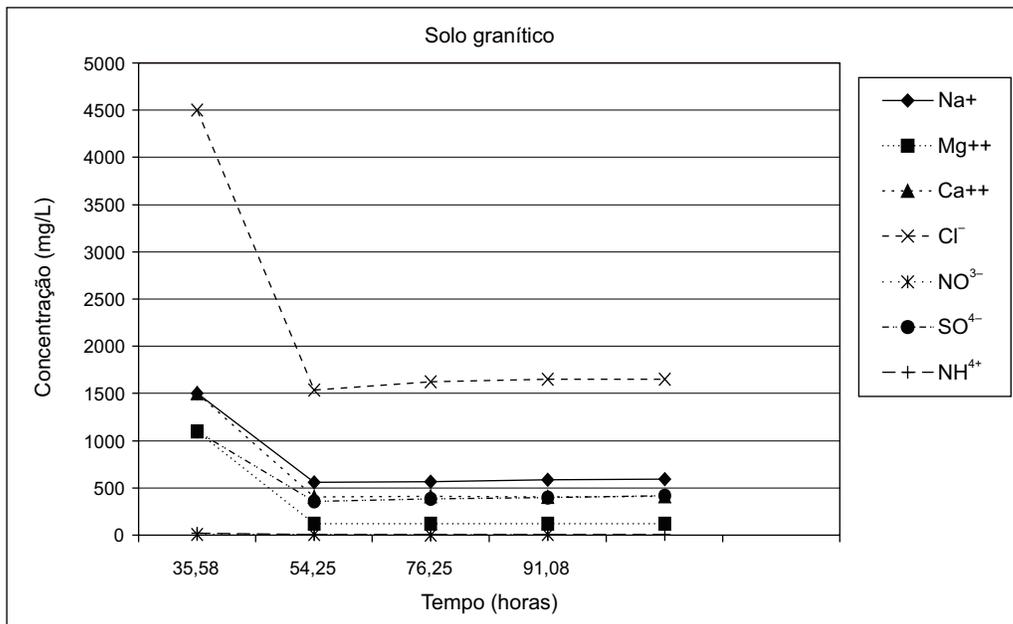
A análise da condutividade hidráulica surpreendentemente apresentou valores muito semelhantes para os dois tipos solos estudados, apesar das sensíveis diferenças estruturais e granulométricas entre os mesmos. Esses resultados podem ser visualizados graficamente (Figuras 8 e 9).

### CONSIDERAÇÕES FINAIS

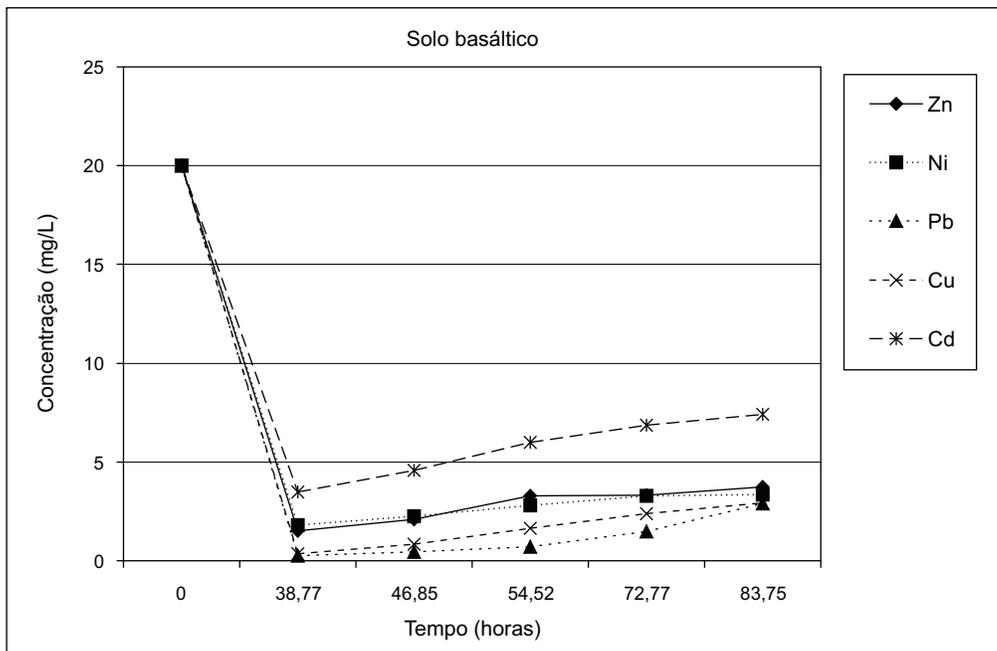
Concluiu-se que a simples análise visual de um solo não é suficiente para determinar a capacidade de impermeabilização do mesmo. O ensaio de permeabilidade é um procedimento simples e deve ser realizado no solo do local do aterro sanitário, podendo este ser propício como camada impermeabilizante. Tal procedimento poderá acarretar sensível economia na construção de camadas impermeabilizantes, evitando-se o transporte de argilas de locais distantes do aterro.



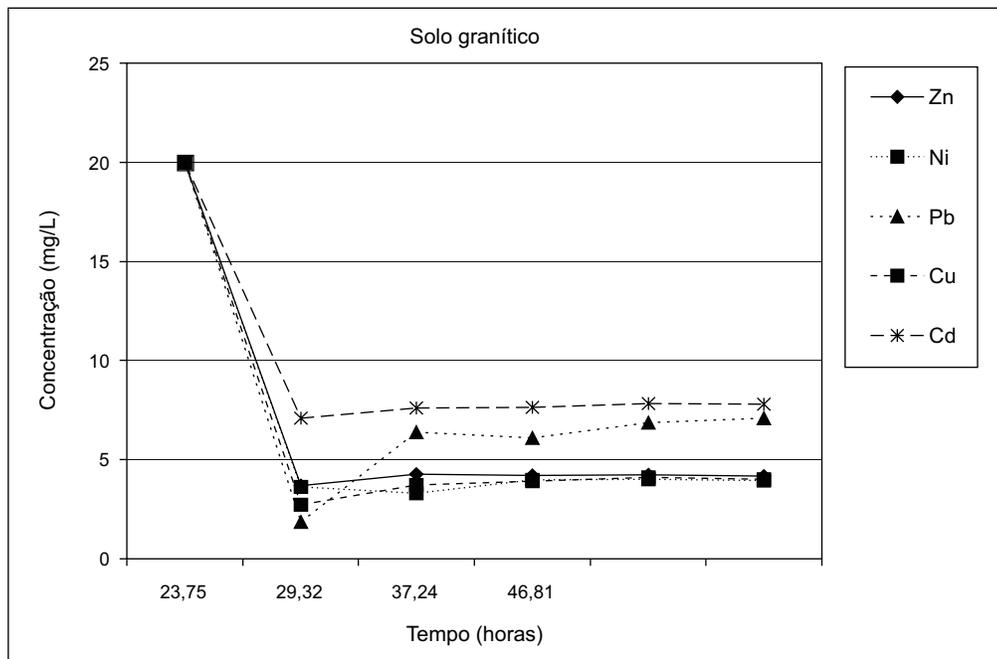
**Figura 4** Decaimento da concentração das substâncias químicas presentes na solução CA para a amostra do solo basáltico em ensaio de permeâmetro.



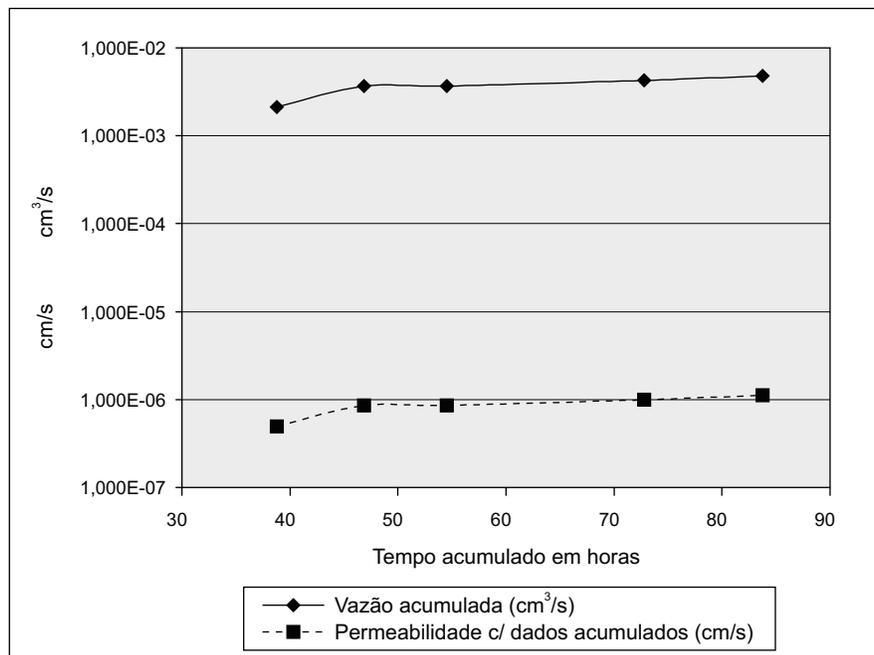
**Figura 5** Decaimento da concentração das substâncias químicas presentes na solução CA para a amostra do solo granítico em ensaio de permeâmetro.



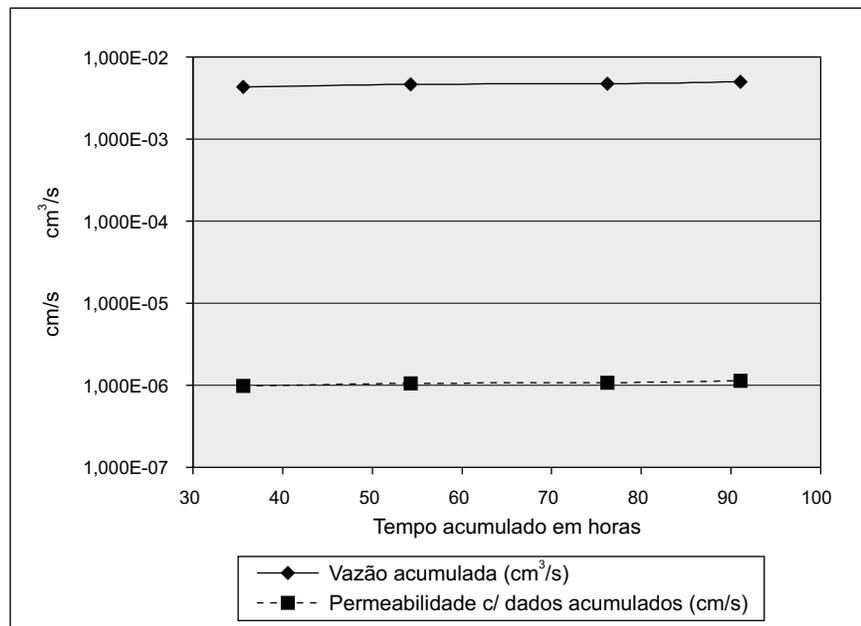
**Figura 6** Decaimento da concentração das substâncias químicas presentes na solução MP para a amostra do solo basáltico em ensaio de permeâmetro.



**Figura 7** Decaimento da concentração de substâncias químicas presentes na solução MP para a amostra do solo granítico em ensaio de permeâmetro.



**Figura 8** Variação da vazão e da condutividade hidráulica em solo basáltico.



**Figura 9** Variação da vazão e da condutividade hidráulica do solo granítico.

A capacidade de retenção dos íons e metais pelos solos estudados é visível, porém faz-se necessário um estudo com a percolação dos líquidos por períodos mais longos, pois se nota tendência de aumento nas concentrações dos mesmos ao longo do tempo. Os resultados experimentais, mesmo mostrando tendência na retenção de elementos e substâncias potencialmente poluentes, presentes nos líquidos lixiviados de aterros sanitários, não são totalmente conclusivos, ressaltando o comportamento anômalo dos nitratos e a excessiva retenção dos cloretos, o que teoricamente não se justifica, pois os cloretos têm pouca afinidade com os minerais e muita afinidade com a água.

**Agradecimentos** Este trabalho tem o apoio dos seguintes organismos: MCT, FINEP, PROSAB, CNPq, CEF e UFSC.

## REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. *NBR 6457*: amostras de solo: preparação para ensaios de compactação e ensaios de caracterização. Agosto de 1986.

BAGCHI, A. Design of natural attenuation landfills. *Journal of Environmental Engineering*, v. 109, n. 4, p. 800-811, 1983.

BARRES, M. et al. Etude bibliographique sur les lixiviats produits par la mise en decharge de dechets industriels – impacts réels des décharges ou dépôts de déchets industriels sur le sol et le sous-sol. In: XII/ENV, 20., 1986. *Rapport Final*. Commission des Communautés Europeennes.

BATCHELDER, M.; MATHER, J. D. *Mineralogical and chemical changes in mineral liners in contact with landfill leachate*. Waste Management & Research, 1998.

CHEN, P. H.; WANG, C. Y. Investigation into municipal waste leachate in the unsaturated zone of red soil. *Environmental International*, v. 23, n. 2, p. 237-245, 1997.

EMBRAPA, CENTRO NACIONAL DE PESQUISA DE SOLOS. *Sistema brasileiro de classificação de solos*. Rio de Janeiro: Embrapa Solos, 1999.

FONTES, M. C. et al. Eletroquímica das partículas coloidais e sua relação com a mineralogia de solos altamente intemperizados. *Scientia Agrícola*, v. 58, n. 3, p. 627-646, jul./set. 2001.

MILA, J. S. *Impact des décharges industriels sur la pollution du domaine souterrain*. 1982. 207 f. These (Docteur de 3e Cycle) – L'Université Pierre et Marie Curie, Ecole des Mines, Paris.

ROCCA, A. C. C. et al. *Resíduos sólidos industriais*. 2. ed. São Paulo: CETESB, 1993. p. 135-166, 183-184.

SANTOS, P. S. *Tecnologia da argilas*. São Paulo: Editora da Universidade de São Paulo, 1975. p. 1-802.

# ESTUDO DO TRANSPORTE DE CONTAMINANTES EM MEIOS POROSOS APLICADO A ATERROS DE DISPOSIÇÃO DE RESÍDUOS SÓLIDOS URBANOS

Liséte Celina Lange,<sup>1</sup> Gustavo Ferreira Simões,<sup>2</sup> Cynthia Fantoni  
Alves Ferreira<sup>3</sup> e Hosmanny Mauro Goulart Coelho<sup>4</sup>

<sup>1</sup>Química, Doutora em Tecnologia Ambiental pela Universidade de Londres, Inglaterra, Professora Adjunta do Depto. de Engenharia Sanitária e Ambiental da Universidade Federal de Minas Gerais (UFMG), Belo Horizonte, MG, Brasil

<sup>2</sup>Engenheiro Civil, Doutor em Engenharia Civil pela Pontifícia Universidade Católica do Rio de Janeiro, Professor Adjunto do Depto. de Engenharia de Transportes e Geotecnia da Universidade Federal de Minas Gerais (UFMG), Belo Horizonte, MG, Brasil

<sup>3</sup>Engenheira Civil, Especialista em Gestão Ambiental, Bolsista DTI pelo CNPq e Pesquisadora Vinculada ao Depto. de Engenharia Sanitária e Ambiental e ao Depto. de Engenharia de Transportes e Geotecnia da Universidade Federal de Minas Gerais (UFMG), Belo Horizonte, MG, Brasil

<sup>4</sup>Graduando em Engenharia Civil, Bolsista IC pelo CNPq Vinculado ao Depto. de Engenharia Sanitária e Ambiental e ao Depto. de Engenharia de Transportes e Geotecnia da UFMG, Belo Horizonte, MG, Brasil

## RESUMO

O trabalho apresenta os resultados de um programa experimental que teve por objetivo a determinação em laboratório dos parâmetros de transporte de contaminantes (metais pesados) em amostras de solos da área do Aterro de Disposição de Resíduos Sólidos Urbanos do Município de Catas Altas, MG. Inicialmente faz-se uma breve revisão dos mecanismos de transporte de contaminantes no solo, apresentando-se as equações que governam o processo e os ensaios comumente utilizados para a determinação dos parâmetros. O equipamento desenvolvido para a realização do ensaio de coluna, as metodologias utilizadas e os resultados dos ensaios são apresentados e discutidos.

*Palavras-chave:* transporte de contaminantes, contaminação dos solos, resíduos sólidos urbanos, aterros.

## INTRODUÇÃO

Os aterros de resíduos sólidos urbanos são obras de engenharia que exigem cuidados especiais visando à minimização dos impactos ambientais que sua implantação e operação provocam. Se tais procedimentos preventivos não forem corretamente executados, os aterros tornam-se grandes fontes potenciais de contaminação do ar, do solo e das águas subterrâneas.

Dentre as possíveis formas de contaminação, destaca-se a causada pela infiltração de espécies de metais em solução. Esses contaminantes, no caso de aterros de resíduos sólidos, têm origem nos líquidos percolados. A interação de metais com solos é muito complexa, uma vez que a adsorção e a troca iônica de argilo minerais, as reações com ânions insolubilizados presentes no solo e a complexação de substâncias húmicas da fração orgânica do solo podem ocorrer simultaneamente.

São inúmeros os fenômenos que controlam o transporte de contaminantes em meios porosos, onde o contaminante considerado é a massa de alguma substância tóxica dissolvida (poluente) movendo-se com algum fluido (água) nos vazios do meio poroso (solo), seja ele saturado ou não (Nobre, 1987).

O movimento de poluentes não depende apenas do fluxo do fluido no qual essas substâncias estão dissolvidas, mas sim de mecanismos que, por sua vez, dependem de processos físicos, químicos e biológicos aos quais as substâncias são submetidas.

Os mecanismos físicos de transporte de contaminantes são: advecção, mistura mecânica ou dispersão e difusão molecular.

A **advecção** é o mecanismo de transporte ocasionado pelo fluxo de água, uma vez que com o deslocamento da água os contaminantes (solutos) presentes na mesma se movem na direção das linhas de fluxo, sem alterar sua concentração na solução, com uma velocidade que, em princípio, é igual à velocidade média linear da água (Fetter, 1993). A **mistura mecânica** é decorrente da dispersão em canais individuais, do desenvolvimento de velocidades médias diferentes em canais diferentes, devidas à variação das dimensões dos poros ao longo das linhas de fluxo, e do desvio da trajetória das partículas em decorrência da tortuosidade, reentrâncias e interligações entre os canais (Bear, 1972). A dispersão que ocorre na direção do fluxo é chamada de dispersão longitudinal e a que ocorre na direção normal ao fluxo é chamada de dispersão transversal. Em razão do gradiente de concentração

existente em um fluido, ocorre o transporte de contaminantes por **difusão molecular** ou simplesmente difusão, ou seja, o soluto em água desloca-se de uma área de maior concentração para outra de menor concentração. Este fenômeno ocorre independente da velocidade do fluido, mas é acentuado pela turbulência resultante dos mecanismos de mistura mecânica (Elbachá, 1989).

O processo de difusão molecular não pode ser separado da dispersão mecânica no fluxo de água pelo solo. Esses dois processos são combinados para definir um parâmetro chamado de **coeficiente de dispersão hidrodinâmica**,  $D$ . A dispersão hidrodinâmica é o aspecto macroscópico dos movimentos das moléculas e íons dissolvidos e dos vários fenômenos físicos e químicos que ocorrem dentro dos poros (Bear, 1972).

Quanto aos mecanismos químicos, diversos processos podem ocorrer dependendo do solo e da solução contaminada, em cada situação. Geralmente, essas reações causam **retardamento** do fenômeno de transporte de poluentes em solos. As reações de **adsorção-desorção** e **precipitação-dissolução** podem causar transferência real de poluente da fase líquida para a fase sólida. Os outros processos, **óxido-redução**, **complexação** e **quelação**, podem atuar afetando a disponibilidade dos poluentes para os processos de transferência ou alterando a forma do poluente, aumentando ou diminuindo seus efeitos de contaminação. As atividades biológicas também podem atuar em processos de transferência ou como processo de óxido-redução.

Em geral, transferências para a fase sólida não são permanentes, e alterações do ambiente químico do solo podem resultar num aumento da mobilidade de poluentes transferidos para a fase sólida (Nobre, 1987).

A grandeza que quantifica os fenômenos de sorção em solos é o fator de retardamento,  $R$ , que é a razão entre a velocidade do fluido percolante e a velocidade da frente de contaminação. Seu valor pode ser retirado diretamente da curva característica de transporte obtida a partir de **ensaios de coluna** realizados em laboratório.

O fator de retardamento, usado para avaliar a capacidade de retenção do solo, é uma característica do solo em relação a determinada substância e depende da atividade do solo, da concentração inicial da substância na solução contaminada, do pH da solução, da temperatura e da velocidade de percolação, entre outros fatores.

Comumente, a sorção é quantificada geoquimicamente pelo coeficiente de distribuição  $K_d$  ou pela função de distribuição  $K_f$  (apud Fetter, 1993), que é essencialmente uma medida de afinidade de determinado poluente em relação a um solo específico. Tais coeficientes também atuam como indicadores da mobilidade de um poluente num fluxo subsuperficial, por isso eles têm sido muito utilizados na modelagem da migração de massa em meios porosos (apud Nobre, 1987).

Os coeficientes  $K_d$  e  $K_f$  normalmente são determinados em ensaios de equilíbrio em lote, realizados em laboratório. Os ensaios utilizam uma suspensão de solo na qual, variando a concentração inicial da substância na solução, mede-se a quantidade desta que é sorvida pelas partículas do solo em suspensão. A relação entre a massa sorvida por unidade de massa de sólidos secos ( $S_c$ ) e a concentração da substância que permanece em solução ( $C$ ), depois de atingido o equilíbrio, pode ser representada graficamente através de curvas denominadas isotermas de sorção.

É importante salientar que a solução contaminada, utilizada no laboratório, deve possuir as mesmas características químicas do fluido no campo para que os coeficientes obtidos sejam representativos.

O procedimento recomenda que vários ensaios sejam realizados com soluções de diferentes concentrações do poluente de forma a definir uma relação entre a concentração adsorvida e a concentração do poluente na solução. Se essa relação é linear, o coeficiente angular da reta é dado como o coeficiente de distribuição  $K_d$ ; se for não linear, a correlação é dada por uma função de distribuição  $K_f$ . Cada poluente tem seu  $K_d$  ou  $K_f$  característico para um solo específico.

Como a sorção normalmente se processa a temperatura constante, as curvas obtidas e suas expressões matemáticas equivalentes são chamadas de isotermas de sorção.

### *Modelo Unidimensional do Transporte de Poluentes em Meios Porosos*

#### **Equação Diferencial Que Descreve o Transporte de Solutos**

A maioria dos modelos de transporte de poluentes em solos é fundamentada nos princípios da conservação de massa, energia e momento. Dependendo da complexidade da geometria, as equações dos modelos de transporte exigem a utilização de métodos numéricos para sua resolução, tais como o método de diferenças

finitas e o método de elementos finitos. Qualquer que seja o método utilizado para analisar um caso de contaminação de um aquífero, os parâmetros dessas equações devem ser previamente conhecidos.

O modelo advecção/dispersão hidrodinâmica é o mais utilizado na análise de transporte de poluentes em meios porosos e também foi utilizado neste trabalho. Por meio desse modelo foi implementada uma modelagem para obtenção dos parâmetros da equação do transporte de contaminantes em meios porosos, no caso de fluxo unidimensional, a partir dos resultados de ensaios de laboratório. Para o modelo adotado, a equação que descreve o transporte de substâncias dissolvidas no meio poroso é a equação da advecção/dispersão hidrodinâmica, a qual inclui o efeito dos processos de retardamento, já citados anteriormente. A Equação 1 expressa o transporte de contaminantes em solo saturado, homogêneo, em condição de fluxo permanente, para o caso unidimensional (Huyakorn & Pinder, 1983).

$$\frac{\partial C}{\partial t} = D_L \frac{\partial^2 C}{\partial x^2} - V_x \frac{\partial C}{\partial x} - K_f \frac{\rho_d}{n} \frac{\partial C}{\partial t} \quad (1)$$

em que:  $C$  = concentração de soluto ( $\text{kg/m}^3$ );  $D_L$  = coef. de dispersão hidrodinâmica longitudinal ( $\text{cm}^2/\text{s}$ );  $n$  = porosidade do solo;  $V_x$  = velocidade linear média ou velocidade de percolação intersticial ( $\text{cm/s}$ );  $K_f$  = função de distribuição da substância entre as fases sorvida e dissolvida; e  $\rho_d$  = densidade do solo seco ( $\text{g/cm}^3$ ).

### Solução Analítica

Para o caso de concentração constante do poluente ( $C_0$ ) na entrada de uma coluna contendo uma amostra de solo saturado, na condição de fluxo permanente e unidimensional, as condições de contorno são descritas matematicamente como:  $C(x, 0) = 0$  para  $x \geq 0$ ;  $C(0, t) = C_0$  para  $t \geq 0$ ;  $C(\infty, t) = 0$  para  $t \geq 0$ . Para essas condições de contorno, a solução da Equação 1 é (Ogata & Banks, 1961):

$$\frac{C}{C_0} = \frac{1}{2} \operatorname{erfc} \left( \frac{(x - V't)}{2(D't)^{1/2}} \right) + \exp \left( \frac{V'}{D'} \right) \operatorname{erfc} \left( \frac{(x + V't)}{2(D't)^{1/2}} \right) \quad (2)$$

em que  $\operatorname{erfc}$  = função complementar de erro.

## METODOLOGIA

### *Ensaios para Obtenção dos Parâmetros de Transporte de Contaminantes em Meios Porosos*

#### **Ensaio de Equilíbrio em Lote (Batch Test)**

Para realização dos ensaios de equilíbrio em lote foram utilizadas soluções individuais dos seguintes metais pesados: cádmio, cobre, cromo, chumbo, ferro e zinco. As soluções foram misturadas com porções de solo natural coletadas na área do Aterro de Disposição de Resíduos Sólidos Urbanos do Município de Catas Altas, MG, na proporção 1:10 em peso seco. As soluções foram preparadas por diluição de soluções-padrão (concentração = 1.000 mg/L) em água destilada e deionizada em concentrações crescentes de 5, 10, 20, 50, 100, 200, 500 e 1.000 mg/L. Os ensaios foram realizados em duplicatas para todas as concentrações e o tempo de agitação adotado foi de 2 horas.

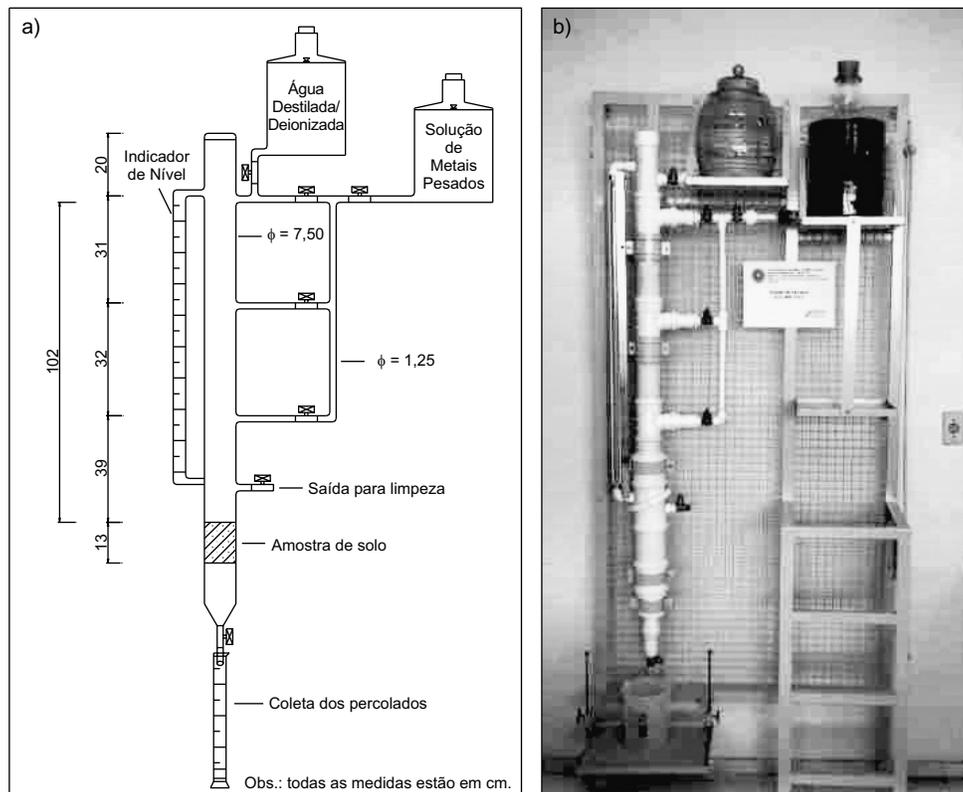
Os ensaios foram executados segundo a norma ASTM D4319-93 e as determinações das concentrações dos metais nas soluções foram realizadas por Espectrofotometria de Absorção Atômica.

#### **Ensaio de Coluna**

Para a realização dos ensaios de coluna foram coletadas amostras indeformadas de solo natural (amostras cilíndricas com 7,0 cm de diâmetro e 13,0 cm de altura) da área do Aterro de Disposição de Resíduos Sólidos Urbanos do Município de Catas Altas, MG.

Os ensaios de coluna foram executados em um equipamento desenvolvido no Laboratório de Resíduos Sólidos da Escola de Engenharia da UFMG (Figuras 1a e 1b). O equipamento permite realizar ensaios com variação de carga hidráulica; neste trabalho foram utilizadas cargas hidráulicas de 39 cm e 102 cm.

A solução aquosa utilizada nos experimentos foi constituída pelos seguintes metais pesados: cádmio ( $\text{Cd}^{2+}$ ), cromo ( $\text{Cr}^{3+}$ ), cobre ( $\text{Cu}^{2+}$ ), chumbo ( $\text{Pb}^{2+}$ ) e zinco ( $\text{Zn}^{2+}$ ), obtidos a partir de reações de solubilização, apresentadas na Tabela 1. As análises químicas para determinação da concentração desses metais foram realizadas por um Espectrofotômetro de Absorção Atômica.



**Figuras 1a e 1b** Esquema e foto do equipamento para realização dos Ensaio de Coluna.

**Tabela 1** Características dos sais utilizados à obtenção de metais pesados.

Metal pesado	Características do sal de origem – marca Vetec			
	Fórmula	Peso molecular (g/mol)	Teor de pureza (%)	Concentração inicial (mg/L)
Cd <sup>2+</sup>	Cd(NO <sub>3</sub> ) <sub>2</sub> ·4H <sub>2</sub> O	308,48	99	170
Cr <sup>3+</sup>	Cr(NO <sub>3</sub> ) <sub>3</sub> ·9H <sub>2</sub> O	400,15	98	170
Cu <sup>2+</sup>	Cu(NO <sub>3</sub> ) <sub>2</sub>	241,60	99	155
Pb <sup>2+</sup>	Pb(NO <sub>3</sub> ) <sub>2</sub>	331,21	99	170
Zn <sup>2+</sup>	Zn(NO <sub>3</sub> ) <sub>2</sub> ·6H <sub>2</sub> O	297,48	98	165

Para interpretação mais adequada dos resultados de ensaios, é conveniente obter uma solução em termos de volume percolado e volume de vazios da amostra.

Dessa forma, desprezando o segundo termo do lado direito da Equação 2, esta pode ser reescrita na forma (Equação 3):

$$\frac{C}{C_0} = \frac{1}{2} \operatorname{erfc} \left\{ \frac{\left(1 - \frac{V}{V_v R}\right)}{2 \left( \sqrt{\frac{D'V}{L}} \sqrt{\frac{V}{V_v R}} \right)} \right\} \quad (3)$$

em que:  $L$  = comprimento da amostra (cm);  $V$  = volume acumulado de percolado ( $\text{cm}^3$ );  $V_v$  = volume de vazios da amostra ( $\text{cm}^3$ ); e  $R$  = fator de retardamento.

## DESENVOLVIMENTO E APLICAÇÃO

### Ensaio de Equilíbrio em Lote

Os resultados dos ensaios de Equilíbrio em Lote são apresentados na Figura 2. As curvas mostradas foram ajustadas segundo o modelo de Freundlich ( $S_c = K_f C^N$ ) para todos os metais, exceto o Cr, para o qual o melhor ajuste foi linear ( $S_c = K_d C$ ).

A partir dos valores de  $K_d$ ,  $K_f$  e  $N$  obtidos pelo ajuste da curva de cada metal pesado é possível determinar o

fator de retardamento ( $R$ ) por intermédio das isotermas linear e de Freundlich. A Figura 3 apresenta as curvas de variação do fator de retardamento de cada metal em relação às respectivas concentrações de equilíbrio. Os resultados mostraram que o solo estudado apresentou boa capacidade de retenção de metais pesados, em especial o cromo. Dentro da faixa de concentrações estudada, as isotermas de Freundlich mostraram-se adequadas, com exceção do cromo, para o qual foi utilizado o ajuste linear. A partir dos dados apresentados pela Figura 3, pode-se observar a tendência do fator de retardamento diminuir com o aumento da concentração de equilíbrio, pois o solo está tendendo a atingir sua capacidade de retenção, conforme explicado anteriormente.

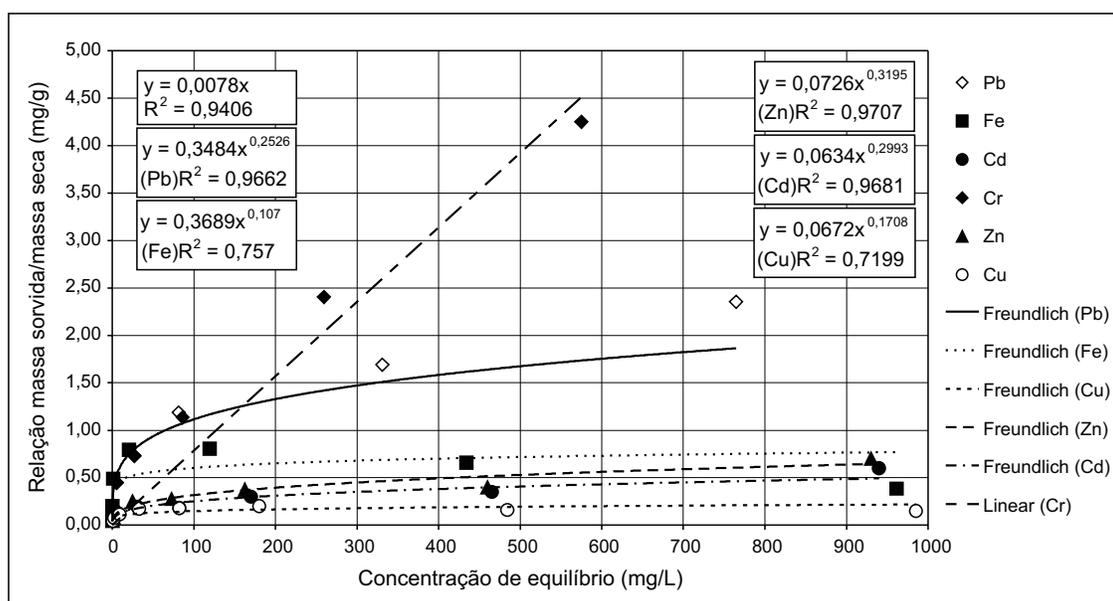


Figura 2 Isotermas de sorção ( $T = 23,5^\circ\text{C}$ ).

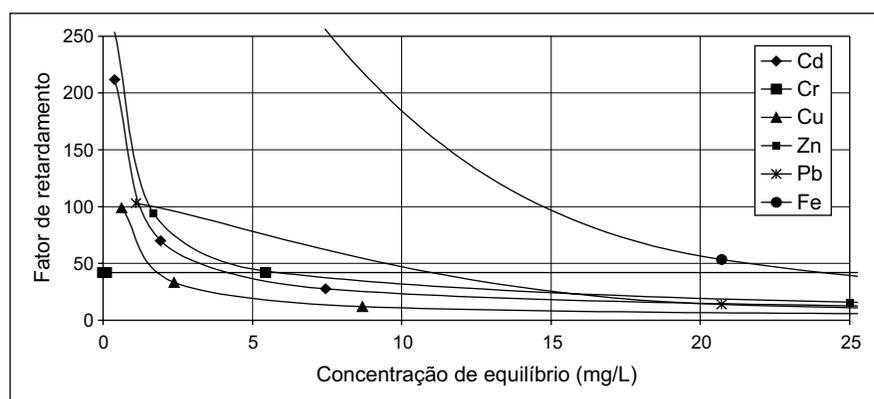


Figura 3 Variação do fator de retardamento.

Deve-se observar que o fator de retardamento depende da velocidade de percolação. As curvas mostradas na Figura 3 apresentam valores-limite máximos, correspondentes à velocidade nula, já que no ensaio de equilíbrio em lote não ocorre fluxo através do solo. Além disso, como o solo está em suspensão no ensaio, a superfície exposta onde ocorrem as reações de sorção é a maior possível, sendo máximas as oportunidades de interação. Em uma amostra de solo natural, parte da superfície das partículas está em contato com outras partículas, diminuindo a superfície disponível para a sorção (Yong et al., 1992).

É importante salientar que, nos ensaios de equilíbrio em lote, não se consegue distinguir os mecanismos responsáveis pela retenção dos metais, como adsorção, precipitação ou complexação. Em geral, a adsorção é um fenômeno rápido, enquanto as reações de complexação envolvendo a matéria orgânica do solo ocorrem mais lentamente. Portanto, a variação do tempo de agitação é de fundamental importância para compreensão dos fenômenos que se processam em cada um dos metais pesados ensaiados.

### Ensaio de Coluna

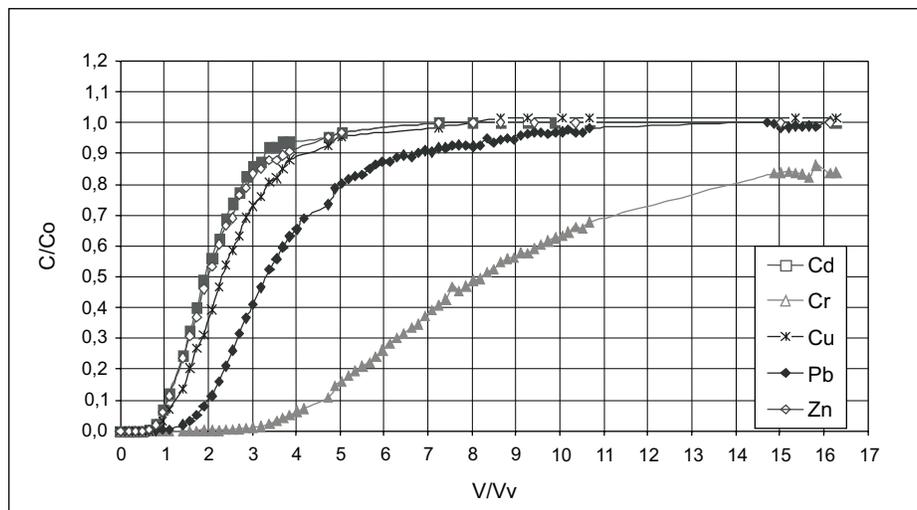
As Figuras 4 e 5, a seguir, apresentam as curvas características de transporte dos metais estudados, obtidas a partir de Ensaio de Coluna.

Pode-se observar na Figura 5, cuja carga hidráulica é igual a 102 cm, que as curvas são caracterizadas por exibir maior velocidade de percolação e, conseqüentemente, aumento mais rápido da relação  $C/C_0$ , se comparadas com as curvas mostradas na Figura 4, cuja carga hidráulica é igual a 39 cm.

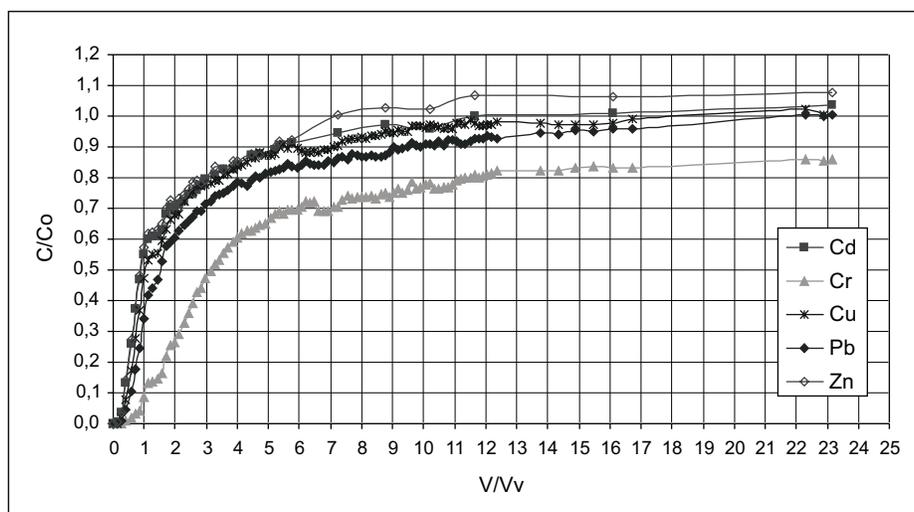
A Tabela 2 apresenta os valores dos fatores de retardamento obtidos a partir das Figuras 4 e 5 para os metais analisados.

Observou-se aumento do fator de retardamento com a diminuição da velocidade, devido ao menor gradiente hidráulico, indicando que os processos de sorção não atingem o equilíbrio nessas velocidades. Verificou-se nos ensaios que, como esperado, o coeficiente de dispersão hidrodinâmica é tanto maior quanto maior é a velocidade de percolação, conforme mostrado na Tabela 3.

A obtenção dos coeficientes de dispersividade longitudinal ( $\alpha_L$ ) e de difusão efetiva ( $D^*$ ) está diretamente relacionada à velocidade de fluxo, sendo esta proporcional ao gradiente hidráulico. Embora o equipamento possibilite a realização de ensaios com cargas hidráulicas variáveis e venha funcionando de forma adequada, observou-se que essas variações não são suficientes para permitir a obtenção de tais coeficientes, representando, desta forma, limitação física do equipamento.



**Figura 4** Curvas características do transporte (carga hidráulica = 39 cm).



**Figura 5** Curvas características do transporte (carga hidráulica = 102 cm).

**Tabela 2** Fatores de retardamento dos metais.

Ensaio de Coluna Carga hidráulica (cm)	Fator de retardamento (R)				
	Cd	Cr	Cu	Pb	Zn
39	1,92	8,25	2,30	3,35	2,00
102	0,90	3,23	1,05	1,49	0,88

**Tabela 3** Coeficiente de dispersão hidrodinâmica dos metais (valores médios obtidos).

Velocidade de percolação – v (cm/s) ( $10^{-3}$ )	Coeficiente de dispersão hidrodinâmica – D ( $\text{cm}^2/\text{s}$ ) ( $10^{-3}$ )				
	Cd	Cr	Cu	Pb	Zn
1,188	4,89	5,50	8,50	7,89	2,00
1,064	1,35	2,09	1,29	1,18	1,22

## CONSIDERAÇÕES FINAIS

Os resultados obtidos neste trabalho permitem observar um significativo potencial de retenção de metais pesados nos solos da área em estudo, especialmente para o Cr, reforçando a necessidade de incrementar estudos dessa natureza no desenvolvimento de projetos e no monitoramento de aterros de disposição de resíduos sólidos urbanos.

Observou-se também que, com o aumento da concentração de equilíbrio, houve diminuição do fator de retardamento, como previsto pela literatura.

Os parâmetros obtidos poderão ser utilizados em simulações numéricas e analíticas da previsão do

avanço das plumas de contaminação geradas pela implantação de aterros de disposição de resíduos sólidos urbanos.

**Agradecimentos** Agradecemos muito ao PROSAB (Programa de Pesquisa em Saneamento Básico), por intermédio da FINEP, CNPq, CEF e ABES, pela oportunidade de trabalho e pelo inestimável auxílio financeiro, uma vez que este projeto foi executado no âmbito do mesmo. Por fim, nossos agradecimentos vão para a Prefeitura de Catas Altas, por seu empenho, presteza e desejo de mudança, especialmente nas pessoas do Prefeito José Hosken, Sr. Geraldo Queiroz e Eng. Carlos Magno de Melo, e também para o consultor Eng. Eustáquio Luiz Alves Ferreira, por sua presteza em auxiliar a equipe nos mais diferentes trabalhos.

**REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS**

- BEAR, J. *Dynamics of fluids in porous media*. U.S.: American Elsevier Publishing Company, Inc., 1972. 764 p.
- ELBACHÁ, A. T. *Estudo da influência de alguns parâmetros no transporte de massa em solos argilosos*. 1989. 178 f. Dissertação (Mestrado) – Departamento de Engenharia Civil, PUC-RIO, Rio de Janeiro, RJ.
- FETTER, C. W. *Contaminant hydrogeology*. New York, U.S.: Macmillian Publish Company, 1993. 458 p.
- HUYARKORN, P. S.; PINDER, G. F. *Computational methods in subsurface flow*. New York, U.S.: Academic Press, Inc., 1983. 473 p.
- NOBRE, M. M. M. *Estudo experimental do transporte de poluentes em solos argilosos compactados*. 1978. 214 f. Dissertação (Mestrado) – Departamento de Engenharia Civil, PUC-RIO, Rio de Janeiro, RJ.
- OGATA, A.; BANKS, R. B. *A solution of the differential equation of longitudinal dispersion in porous media*. U.S.: Geol. Surv. Prof. Paper 411-A, 1961. (apud Nobre, 1987).
- YONG, R. N. et al. *Principles of contaminant transport in soils. Development in geotechnical engineering*. The Netherlands: 73, Elsevier Science Publishers B.V., 1992. 327 p. (apud Fetter, 1993).