



REDE COOPERATIVA DE PESQUISAS

ALTERNATIVAS DE DISPOSIÇÃO DE RESÍDUOS SÓLIDOS URBANOS PARA PEQUENAS COMUNIDADES

INSTITUIÇÕES PARTICIPANTES
UFSC, UFMG, UNISINOS, UCS



Apresentação

Esta publicação é um dos produtos da Rede de Pesquisas sobre o tema *Alternativas de disposição de resíduos sólidos urbanos para pequenas comunidades*, do Programa de Pesquisas em Saneamento Básico – PROSAB – Edital 03, coordenada pelo Prof. Armando Borges de Castilhos Junior do Departamento de Saneamento Ambiental da UFSC.

O objetivo geral do Programa é desenvolver e aperfeiçoar tecnologias nas áreas de águas de abastecimento, águas residuárias e resíduos sólidos que sejam de fácil aplicabilidade, baixo custo de implantação, operação e manutenção e que resultem na melhoria da qualidade de vida da população brasileira, especialmente as camadas menos favorecidas.

Operacionalizado através de redes cooperativas e gerenciado pela FINEP, o PROSAB já lançou 3 editais para a seleção de instituições capacitadas para desenvolver projetos em temas prioritários (1996, 1998 e 2000). Contando com o apoio da ABES, o financiamento do PROSAB é compartilhado pela FINEP, CNPq e CAIXA que alocam recursos para projetos, bolsas de pesquisa e ações de avaliação e divulgação, respectivamente.

A execução das pesquisas de forma cooperada tem permitido a abordagem integrada das ações dentro de cada tema, otimizando a aplicação dos recursos e evitando a duplicidade e a pulverização de iniciativas. As redes integram os pesquisadores das diversas instituições, homogeneizam a informação entre seus integrantes e possibilitam a capacitação permanente de instituições emergentes. No âmbito de cada rede, os projetos das diversas instituições têm interfaces e enquadram-se em uma proposta global de estudos, garantindo a geração de resultados de pesquisa efetivos e prontamente aplicáveis no cenário nacional. A atuação em rede permite, ainda, a padronização de metodologias de análises, a constante difusão e circulação de informações entre as instituições, o estímulo ao desenvolvimento de parcerias e a maximização dos resultados.

As redes de pesquisas são acompanhadas e permanentemente avaliadas por consultores, pelas agências financiadoras e pelo Grupo Coordenador, através de reuniões periódicas, visitas técnicas e seminários anuais.

O PROSAB tem sido divulgado na sua home page (www.finep.gov.br/prosab), e através de diversas publicações em revistas especializadas e da apresentação de trabalhos e participação em mesas redondas nos principais eventos da área de Saneamento Básico. Ao término de cada edital são elaborados livros, manuais e coletânea de artigos versando sobre as tecnologias desenvolvidas, distribuídos gratuitamente para as prefeituras, concessionárias de serviços de saneamento e bibliotecas. Também, são ministrados cursos sobre essas tecnologias em diversas localidades do país.

Ao longo dos últimos 7 anos, o PROSAB vem se destacando na área de Saneamento como modelo de gestão de programa cooperativo e financiamento compartilhado, em função dos resultados já obtidos, quais sejam: desenvolvimento e aperfeiçoamento de diversas tecnologias, produtividade científica, formação e capacitação de recursos humanos especializados, modernização da infra-estrutura de pesquisa e desenvolvimento, consolidação de grupos de pesquisa emergentes, dentre outros.





GRUPO COORDENADOR DO PROSAB

Jurandyr Povinelli – EESC
jpovinel@sc.usp.br

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

Deíza Lara Pinto – CNPq
dlara@cnpq.br

Marcos Helano Montenegro – Ministério das Cidades
marcos.montenegro@idades.gov.br

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

Sandra Helena Bondarovsky – CAIXA
sandra.bondarovsky@caixa.gov.br

Jeanine Ribeiro Claper – CAIXA
jeanine.claper@caixa.gov.br

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

O PROSAB – Edital 3 foi parcialmente financiado com recursos do Fundo de Recursos Hídricos.



**Armando Borges de Castilhos Junior
(coordenador)**

**Resíduos Sólidos Urbanos:
Aterro Sustentável para
Municípios de Pequeno Porte**

**Florianópolis - SC
2003**

Copyright © 2003 ABES - RJ

1ª Edição – tiragem: 1300 exemplares

Projeto gráfico, editoração eletrônica e fotolitos

RiMa Artes e Textos

Rua Conselheiro João Alfredo, 175

CEP 13561-110 – Jardim Paraíso – São Carlos-SP

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

www.rimaeditora.com.br

rmartes@terra.com.br

Coordenador

Armando Borges de Castilhos Junior

Resíduos sólidos urbanos: aterro sustentável
para municípios de pequeno porte /
Armando Borges de Castilhos Junior
(coordenador). -- Rio de Janeiro : ABES,
RiMa, 2003
294 p. : il.
Projeto PROSAB

ISBN 85-86552-70-4

1. Resíduos urbanos. 2. Aterro
sustentável. 3. Digestão anaeróbia.
4. Líquidos lixiviados. I. Castilhos Junior,
Armando Borges de.



Armando Borges de Castilhos Junior *(coordenador)*

Coordenadores de Projeto

Armando Borges de Castilhos Junior – UFSC

Lisete Celina Lange – UFMG

Luciana Paulo Gomes – UNISINOS

Neide Pessin – UCS

Consultores

Jurandy Povinelli – USP

Viviana Maria Zanta – UFBA



Autores

Armando Borges de Castilhos Junior

Universidade Federal de Santa Catarina – UFSC
Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental – ENS
Laboratório de Pesquisas em Resíduos Sólidos – LARESO
Campus Universitário – Bairro Trindade – CEP 88040-970 – Florianópolis, SC
Fone: (48) 331-7097; 331-9597, Ramal: 222 – Fax: (48) 331-9823
E-mail: borges@ens.ufsc.br

Viviana Maria Zanta

Universidade Federal da Bahia – UFBA – Escola Politécnica
Rua Aristides Novis, 02 – Federação – Salvador
CEP 40210-630 – Salvador, BA
Fone: (71) 203-9783
E-mail: zanta@ufba.br

Lisete Celina Lange

Universidade Federal de Minas Gerais – UFMG
Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental
Avenida do Contorno, 842 – 7º andar, Centro
CEP 31110-060 – Belo Horizonte, MG
Fone: (31) 3238-1039 – Fax (31) 3238 1879
E-mail: 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 93030-540 – São Leopoldo, RS
Fone (51) 590 3333, Ramal 1783 e Fax (51) 590 8177
E-mail: lugomes@euler.unisinos.br

Neide Pessin

Universidade de Caxias do Sul – CCET / DENQ
Instituto de Saneamento Ambiental
Rua Francisco Getúlio Vargas, 1130 – Bairro Petrópolis
Caixa Postal 1352 – CEP 95001-970 – Caxias do Sul, RS
Fones: (54) 218-2100; 218-2507 – Ramal: 2509
Fax: (54) 218-2159 – Ramal: 2253
E-mail: npessin@ucs.br

Sumário

Prefácio	XIII
Capítulo 1 – Gerenciamento Integrado de Resíduos Sólidos Urbanos	1
Introdução	1
Resíduos Sólidos Urbanos (RSU) – Aspectos Básicos	3
Definições	3
Aspectos legais e normativos	3
Classificação dos resíduos sólidos	6
Caracterização dos resíduos sólidos	7
Princípios de Gestão e Gerenciamento de Resíduos Sólidos Urbanos	9
Aspectos do Sistema de Gerenciamento Integrado de RSU	10
Atividades técnico-operacionais do sistema de gerenciamento integrado de RSU	12
Plano de gerenciamento integrado de resíduos sólidos urbanos	14
Considerações Finais	16
Referências Bibliográficas	16
Capítulo 2 – Principais Processos de Degradação de Resíduos Sólidos Urbanos	19
Introdução	19
Mecanismos Físico-Químicos de Degradação dos Resíduos Sólidos Urbanos ..	20
Fenômenos de dissolução de minerais: definições, velocidades e limite de solubilidade	20
Exemplos de curvas cinéticas de dissolução	22
Influência de determinados fatores sobre as cinéticas de dissolução	24
Mecanismos Biológicos de Degradação dos Resíduos Sólidos Urbanos	26
Microrganismos predominantes na degradação de resíduos sólidos urbanos	27
Degradação aeróbia de resíduos sólidos urbanos	29
Degradação anaeróbia de resíduos sólidos urbanos	30
Produção de Biogás e Lixiviados	35
Produção de biogás	35
Geração de lixiviados	41
Modelos de Evolução dos Resíduos Sólidos Urbanos: Fases e Parâmetros Indicativos	47
Referências Bibliográficas	50

Capítulo 3 – Projeto, Implantação e Operação de Aterros Sustentáveis de Resíduos Sólidos Urbanos para Municípios de Pequeno Porte	51
Introdução	51
Estudos Preliminares	51
Seleção da Área	54
Critérios ambientais	55
Critérios de uso e ocupação do solo	58
Critérios operacionais	58
Projeto	60
Memorial descritivo	61
Monitoramento das águas do subsolo	65
Memorial técnico	67
Implantação	92
Operação	95
Análise de Custos de Aterros Sustentáveis	97
Considerações Finais	101
Referências Bibliográficas	102
Capítulo 4 – Monitoramento de Aterros Sustentáveis para Municípios de Pequeno Porte	107
Introdução	107
Monitoramento Durante a Fase de Implantação do Projeto	108
Monitoramento de águas do subsolo	109
Monitoramento de águas superficiais	111
Monitoramento Durante a Fase de Operação do Aterro	113
Monitoramento de águas do subsolo e de águas superficiais	116
Monitoramento de lixiviados	116
Monitoramento de biogás	117
Monitoramento de efluentes líquidos do sistema	118
Monitoramento dos resíduos aterrados	119
Monitoramento de recalques	120
Monitoramento Pós-encerramento do Aterro	122
Monitoramento de águas do subsolo e de águas superficiais	122
Monitoramento de efluentes líquidos do sistema	122
Monitoramento de biogás	122
Monitoramento de recalques	122
Monitoramento de Obras de Remediação de Áreas Degradadas pela Disposição Inadequada de Resíduos Sólidos Urbanos	122
Análise dos Dados Obtidos a Partir do Plano de Monitoramento	123
Recomendações Gerais	123

Aplicação de método estatístico no monitoramento de águas do subsolo..	124
Apresentação e interpretação de resultados	128
Monitoramento de lixiviados e de recalques em aterros sustentáveis	131
Considerações finais	138
Referências Bibliográficas	139

Capítulo 5 – Aterro Sustentável: Um Estudo para a Cidade de Catas Altas, MG

143	143
Introdução	143
Estudos Preliminares	144
Levantamento de Dados Gerais	144
Seleção de áreas para implantação do aterro sustentável	149
Projeto, Implantação, Operação e Monitoramento do Aterro Sustentável	156
Projeto do aterro sustentável	156
Implantação do aterro	170
Operação do aterro	174
Monitoramento durante a fase de operação do aterro sustentável	179
Análise de Custos	184
O Gerenciamento Integrado dos Resíduos Sólidos Urbanos (GIRSU)	
Aplicado a Catas Altas, MG	187
Considerações Finais	195
Referências Bibliográficas	196

Apêndice I – Metodologias para Análises Laboratoriais de Resíduos Sólidos Urbanos, Líquidos Lixiviados de Aterros Sanitários e Solos

199	199
Metodologias para Análise de Resíduos Sólidos Urbanos	199
Otimização de metodologias para análise de resíduos sólidos urbanos	199
Metodologias para Análise de Líquidos Lixiviados, Águas	
Superficiais e Águas Subterrâneas	206
Introdução	206
Lixiviados	206
Monitoramento das águas subterrâneas e águas superficiais	212
Metodologias para Análises de Solos	215
Ensaio de caracterização do solo	215
Ensaio de coluna	218
Ensaio de equilíbrio em lote (<i>batch test</i>)	219
Ensaio de difração por raios X	220
Outros ensaios laboratoriais	220
Referências Bibliográficas	221

Apêndice 2 – Transporte de Contaminantes	223
Introdução	223
Transporte de Contaminantes em Meios Porosos Saturados	224
Introdução	224
Processos físicos	224
Processos químicos	227
Modelo unidimensional do transporte de poluentes em meios porosos	231
Comportamento dos Solos Argilosos Utilizados como Impermeabilizantes em Aterros Sanitários Diante da Atenuação de Contaminantes	235
Introdução	235
Os Aquíferos	235
Os solos argilosos usados como impermeabilizantes	236
Mineralogia das argilas	237
Comportamento da atenuação de contaminantes em meios geológicos	243
Estudo de caso: avaliação do comportamento dos solos argilosos utilizados como impermeabilizantes em aterros sanitários diante da atenuação de contaminantes	246
Referências Bibliográficas	253
Apêndice 3 – Método do Balanço Hídrico	257
Histórico do Método do Balanço Hídrico	257
Aplicabilidade e Limitações do Método	258
Balanço Hídrico – Método de Cálculo no Programa do Software SADES	258
Fluxogramas do Método do Balanço Hídrico	260
Fluxograma para cálculo da vazão mensal de lixiviado	261
Fluxograma para cálculo de escoamento superficial (ES)	262
Fluxograma para cálculo da troca de armazenamento de água no solo (AAS)	264
Fluxograma para cálculo da evapotranspiração real (ER)	267
Tabelas Utilizadas no cálculo do Método do Balanço Hídrico	268
Método do Balanço Hídrico: Estudo de Caso da Universidade Federal de Santa Catarina (UFSC)	276
Referências Bibliográficas	279

Prefácio

A questão dos resíduos sólidos no Brasil tem sido amplamente discutida na sociedade, permeando várias áreas do conhecimento: saneamento básico, meio ambiente, inserção social e econômica dos processos de triagem e reciclagem dos materiais e, mais recentemente, ainda de forma insipiente, o aproveitamento energético dos gases provenientes dos aterros. A busca de soluções para a destinação final dos resíduos tem se constituído em grande desafio, sobretudo no que concerne à poluição dos solos, do ar e dos recursos hídricos, bem como à compreensão dos mecanismos de biodegradação da massa de lixo e sua influência no comportamento dos aterros. Esta abordagem permite o desenvolvimento de técnicas mais eficientes para o tratamento de massa de lixo, dos efluentes líquidos e gasosos, além de promover melhor aproveitamento das áreas disponíveis para destinação final dos resíduos sólidos.

Dos 5.561 municípios brasileiros, 73,1% têm população inferior a 20.000 habitantes. Nesses municípios, 68,5% dos resíduos gerados são dispostos em locais inadequados. Em muitos desses municípios faltam recursos humanos especializados e critérios técnicos, econômicos e sociais para tratar a questão dos resíduos sólidos. Este fato tem conduzido a sérios problemas ambientais e de saúde pública, além de ineficiência administrativa. A grande quantidade de resíduos sólidos gerados no Brasil não é compatível com as políticas públicas, com o desenvolvimento tecnológico e com os investimentos para o setor. Há um longo caminho a trilhar em que a capacitação técnica e a conscientização da sociedade são fatores determinantes. Nesse sentido, este livro é uma resposta da comunidade científica e tecnológica, em especial de um conjunto de universidades que trabalharam em rede de pesquisa no Edital 3 do PROSAB, a investimentos públicos na pesquisa, com respostas claras e diretas para as questões referentes à sustentabilidade de aterros de resíduos sólidos e, conseqüentemente, à qualidade de vida da população de municípios de pequeno porte.

A relevância do tema “Aterro Sustentável para Municípios de Pequeno Porte” constitui-se em tecnologia apropriada que associa a simplicidade operacional, baseada em procedimentos científicos, à flexibilidade necessária para compatibilizar o projeto, a operação, os requisitos ambientais e as potencialidades locais. Os principais tópicos abordados se referem ao gerenciamento integrado dos resíduos sólidos urbanos, enfatizando-se a participação ativa e cooperativa do governo, da iniciativa privada e da sociedade civil organizada. Em seguida, são apresentados cientificamente os processos de degradação dos resíduos, além de detalhes de projeto, implantação, operação e monitoramento de aterros para municípios de

pequeno porte. Estudos de casos em municípios de pequeno porte fazem a associação da abordagem teórica com a análise experimental. Como apêndices são apresentados temas de grande relevância em nosso meio técnico, tais como as metodologias para análises laboratoriais de resíduos sólidos urbanos, a teoria do transporte de contaminantes e o método do balanço hídrico.

Finalmente, salienta-se que os resultados apresentados neste livro são fruto de pesquisa científica e tecnológica desenvolvida com grande profundidade, associando-se a teoria a uma análise experimental e aplicações em casos reais. Esses aspectos fazem deste livro uma das melhores ferramentas didáticas disponíveis em nossa literatura técnica, cumprindo a missão que se propôs ao gerar conhecimento para atender às demandas prementes de nossa sociedade.

*Prof. José Fernando Thomé Jucá**

Centro de Tecnologia e Geociências, Universidade Federal de Pernambuco

* Engenheiro Civil pela UFPE e doutor pela Universidad Politécnica de Madrid, coordenador do Grupo de Resíduos Sólidos – GRS/UFPE (<http://www.ufpe.br/grs>).

Capítulo 1

Gerenciamento Integrado de Resíduos Sólidos Urbanos

Viviana Maria Zanta e Cynthia Fantoni Alves Ferreira

Introdução

Uma das atividades do saneamento ambiental municipal é aquela que contempla a gestão e o gerenciamento integrado de resíduos sólidos urbanos (GIRSU), tendo por objetivo principal propiciar a melhoria ou a manutenção da saúde, isto é, o bem-estar físico, social e mental da comunidade. Os termos *gestão* e *gerenciamento*, em geral, adquirem conotações distintas para grande parte dos técnicos que atuam na área de resíduos sólidos urbanos, embora possam ser empregados como sinônimos. O termo *gestão* é utilizado para definir decisões, ações e procedimentos adotados em nível estratégico (Lima, 2001), enquanto o *gerenciamento* visa à operação do sistema de limpeza urbana (Projeto BRA/922/017, 1996 *apud* Lima, 2001).

Assim, por exemplo, pode-se afirmar que a prioridade dada à redução de resíduos ou a determinada tecnologia de destinação final é uma tomada de decisão em nível de gestão. Lembrando-se de que para viabilizar esta tomada de decisão é imprescindível estabelecer as condições políticas, institucionais, legais, financeiras, sociais e ambientais necessárias. Por sua vez, os aspectos tecnológicos e operacionais relacionados a determinado programa de redução na fonte ou à implementação de um aterro de disposição de resíduos, o que envolve também os fatores administrativos, econômicos, sociais, entre outros, são de atribuição do gerenciador do sistema de limpeza urbana.

O gerenciamento de resíduos sólidos urbanos deve ser integrado, ou seja, deve englobar etapas articuladas entre si, desde a não geração até a disposição final, com atividades compatíveis com as dos demais sistemas do saneamento ambiental, sendo essencial a participação ativa e cooperativa do primeiro, segundo e terceiro setor, respectivamente, governo, iniciativa privada e sociedade civil organizada.

Segundo a Pesquisa Nacional de Saneamento Básico (PNSB), realizada pelo Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE, 2002), a população brasileira é de aproximadamente 170 milhões de habitantes, produzindo diariamente cerca de 126 mil toneladas de resíduos sólidos. Quanto à destinação final, os dados relativos

às formas de disposição final de resíduos sólidos distribuídos de acordo com a população dos municípios, obtidos com a PNSB (IBGE, 2002), indicam que 63,6% dos municípios brasileiros depositam seus resíduos sólidos em “lixões”, somente 13,8% informam que utilizam aterros sanitários e 18,4% dispõem seus resíduos em aterros controlados, totalizando 32,2 %. Os 5% dos entrevistados restantes não declaram o destino de seus resíduos.

Verifica-se também que a destinação mais utilizada ainda é o depósito de resíduos sólidos a céu aberto na maioria dos municípios com população inferior a 10.000 habitantes, considerados de pequeno porte, correspondendo a cerca de 48% dos municípios brasileiros. Nesses municípios, 63,6% dos resíduos sólidos coletados são depositados em lixões, enquanto 16,3% são encaminhados para aterros controlados.

O depósito de resíduos sólidos a céu aberto ou lixão é uma forma de deposição desordenada sem compactação ou cobertura dos resíduos, o que propicia a poluição do solo, ar e água, bem como a proliferação de vetores de doenças. Por sua vez, o aterro controlado é outra forma de deposição de resíduo, tendo como único cuidado a cobertura dos resíduos com uma camada de solo ao final da jornada diária de trabalho com o objetivo de reduzir a proliferação de vetores de doenças.

A predominância dessas formas de destinação final pode ser explicada por vários fatores, tais como: falta de capacitação técnico-administrativa, baixa dotação orçamentária, pouca conscientização da população quanto aos problemas ambientais ou mesmo falta de estrutura organizacional das instituições públicas envolvidas com a questão nos municípios, o que acaba refletindo na inexistência ou inadequação de planos de GIRSU.

Para reverter essa situação, uma das ações possíveis é a busca de alternativas tecnológicas de disposição final sustentável, entendida como aquela que atente para as condições peculiares dos municípios de pequeno porte quanto às dimensões ambiental, sócio-cultural, política, econômica e financeira, e que, simultaneamente, seja integrada às demais etapas do GIRSU. Com este objetivo aborda-se neste capítulo o contexto do GIRSU no qual se insere a alternativa tecnológica para município de pequeno porte denominada ATERRO SUSTENTÁVEL. A concepção desta tecnologia, apresentada nos capítulos posteriores, busca:

- o manejo ambientalmente adequado de resíduos sólidos urbanos;
- a capacitação técnica das equipes responsáveis pelo projeto, operação, monitoramento e encerramento do aterro;
- a geração de emprego e renda;
- custos adequados à realidade sócio-econômica dos municípios; e
- o efetivo envolvimento dos atores políticos e institucionais e da população local.

Resíduos Sólidos Urbanos (RSU) – Aspectos Básicos

Definições

Segundo a norma brasileira NBR 10004, de 1987 – Resíduos sólidos – classificação, resíduos sólidos são:

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

Essa definição torna evidente a diversidade e complexidade dos resíduos sólidos. Os resíduos sólidos de origem urbana (RSU) compreendem aqueles produzidos pelas inúmeras atividades desenvolvidas em áreas com aglomerações humanas do município, abrangendo resíduos de várias origens, como residencial, comercial, de estabelecimentos de saúde, industriais, da limpeza pública (varrição, capina, poda e outros), da construção civil e, finalmente, os agrícolas. Dentre os vários RSU gerados, são normalmente encaminhados para a disposição em aterros sob responsabilidade do poder municipal os resíduos de origem domiciliar ou aqueles com características similares, como os comerciais, e os resíduos da limpeza pública.

No caso dos resíduos comerciais, estes podem ser aceitos para coleta e disposição no aterro desde que autorizado pelas instituições responsáveis pelo GRSU. Ressalta-se que o gerenciamento de resíduos de origem não domiciliar, como é, por exemplo, o caso dos resíduos de serviço de saúde ou da construção civil, são igualmente de responsabilidade do gerador, estando sujeitos a legislação específica vigente. A composição dos RSU domésticos é bastante diversificada, compreendendo desde restos de alimentos, papéis, plásticos, metais e vidro até componentes considerados perigosos por serem prejudiciais ao meio ambiente e à saúde pública.

Aspectos legais e normativos

Além da Constituição Federal, o Brasil já dispõe de uma legislação ampla (leis, decretos, portarias, etc.) que, por si só, não tem conseguido equacionar o problema do GRSU. A falta de diretrizes claras, de sincronismo entre as fases que compõem o sistema de gerenciamento e de integração dos diversos órgãos envolvidos com a elaboração e aplicação das leis possibilitam a existência de algumas lacunas e ambigüidades, dificultando o seu cumprimento.

Nas diferentes esferas governamentais, ainda são iniciativas recentes ou inexistem leis específicas de Políticas de Gestão de Resíduos Sólidos que estabeleçam objetivos, diretrizes e instrumentos em consonância com as características sociais, econômicas e culturais de Estados e municípios. Alguns dos principais instrumentos legais e normativos de interesse para o tema são citados e comentados brevemente.

A Constituição Federal, promulgada em 1988, estabelece em seu artigo 23, inciso VI, que “compete à União, aos Estados, ao Distrito Federal e aos Municípios proteger o meio ambiente e combater a poluição em qualquer das suas forma”. No artigo 24, estabelece a competência da União, dos Estados e do Distrito Federal em legislar concorrentemente sobre “(...) proteção do meio ambiente e controle da poluição” (inciso VI) e, no artigo 30, incisos I e II, estabelece que cabe ainda ao poder público municipal “legislar sobre os assuntos de interesse local e suplementar a legislação federal e a estadual no que couber”. A Lei Federal nº 6.938, de 31/8/81, que dispõe sobre a Política Nacional de Meio Ambiente, institui a sistemática de Avaliação de Impacto Ambiental para atividades modificadoras ou potencialmente modificadoras da qualidade ambiental, com a criação da Avaliação de Impacto Ambiental (AIA). A AIA é formada por um conjunto de procedimentos que visam assegurar que se realize exame sistemático dos potenciais impactos ambientais de uma atividade e de suas alternativas. Também no âmbito da Lei nº 6.938/81 ficam instituídas as licenças a serem obtidas ao longo da existência das atividades modificadoras ou potencialmente modificadoras da qualidade ambiental (IPT/Cempre, 2000).

A Lei de Crimes Ambientais (Brasil, nº 9605 de fevereiro de 1998) dispõe sobre as sanções penais e administrativas derivadas de condutas e atividades lesivas ao meio ambiente e dá outras providências. Em seu artigo 54, parágrafo 2º, inciso V, penaliza o lançamento de resíduos sólidos, líquidos ou gasosos em desacordo com as exigências estabelecidas em leis ou regulamentos. No parágrafo 3º do mesmo artigo, a lei penaliza quem deixar de adotar, quando assim o exigir a autoridade competente, medidas de precaução em caso de risco de dano ambiental grave ou irreparável.

Outras legislações federais de interesse são:

- Resolução Conama nº 005, de 31 de março de 1993 – Dispõe sobre o tratamento de resíduos gerados em estabelecimentos de saúde, portos e aeroportos e terminais ferroviários e rodoviários.
- Lei ordinária 787, de 1997 – Dispõe sobre o Programa de Prevenção de Contaminação por Resíduos Tóxicos, a ser promovido por empresas fabricantes de lâmpadas fluorescentes, de vapor de mercúrio, vapor de sódio e luz mista e dá outras providências.
- Resolução Conama nº 237, de 19 de dezembro de 1997 – Estabelece norma geral sobre licenciamento ambiental, competências, listas de atividades sujeitas a licenciamento, etc.

- Resolução Conama nº 257, de 30 de junho de 1999 – Define critérios de gerenciamento para destinação final ambientalmente adequada de pilhas e baterias.
- Resolução Conama nº 283/2001 – Dispõe sobre o tratamento e a destinação final dos resíduos dos serviços de saúde. Esta resolução visa aprimorar, atualizar e complementar os procedimentos contidos na Resolução Conama n.05/93 e estender as exigências às demais atividades que geram resíduos de serviços de saúde.

Da normalização técnica da Associação Brasileira de Normas Técnicas (ABNT) são citadas somente algumas mais específicas ao tema tratado:

- NBR 7039, de 1987 – Pilhas e acumuladores elétricos – Terminologia.
- NBR 7500, de 1994 – Símbolos de riscos e manuseio para o transporte e armazenamento de materiais.
- NBR 7501, de 1989 – Transporte de produtos perigosos – Terminologia.
- NBR 9190, de 1993 – Sacos plásticos – Classificação.
- NBR 9191, de 1993 – Sacos plásticos – Especificação.
- NBR 9800, de 1987 – Critérios para lançamento de efluentes líquidos industriais no sistema coletor público de esgoto sanitário – Procedimento.
- NBR 10004, de 1987 – Resíduos sólidos – Classificação.
- NBR 10005 – Lixiviação de resíduos.
- NBR 10006 – Solubilização de resíduos.
- NBR 10007 – Amostragem de resíduos.
- NBR 11174, de 1990 – Armazenamento de resíduos classe II, não-inertes, e III, inertes – Procedimentos.
- NBR 12245, de 1992 – Armazenamento de resíduos sólidos perigosos – Procedimentos.
- NBR 12807, de 1993 – Resíduos de serviço de saúde – Terminologia.
- NBR 12808, de 1993 – Resíduos de serviço de saúde – Classificação.
- NBR 12809, de 1993 – Manuseio de resíduos de serviço de saúde – Procedimento.
- NBR 13055, de 1993 – Sacos plásticos para acondicionamento de lixo – Determinação da capacidade volumétrica.
- NBR 13221, de 1994 – Transporte de resíduos – Procedimento.
- NBR 13463, de 1995 – Coleta de resíduos sólidos – Classificação.
- NBR 8419, de 1992 – Apresentação de projetos de aterros sanitários de resíduos sólidos urbanos.

- NBR 13896, de 1997 – Aterros de resíduos não perigosos – Critérios para projeto, implantação e operação.

Deve-se ressaltar que, até o momento, não há legislação específica sobre o procedimento de licenciamento ambiental ou da ABNT para aterros de disposição de resíduos em município de pequeno porte. Esta falta de regulamentação faz com que alguns órgãos ambientais questionem a adoção de tecnologias como a do aterro sustentável, que, apoiado em métodos científicos, apresente a simplificação de alguma etapa clássica de dimensionamento ou de operação sem implicar a redução da eficácia da solução.

Classificação dos resíduos sólidos

Há vários tipos de classificação dos resíduos sólidos que se baseiam em determinadas características ou propriedades identificadas. A classificação é relevante para a escolha da estratégia de gerenciamento mais viável. A norma NBR 10004, de 1987, trata da classificação de resíduos sólidos quanto a sua periculosidade, ou seja, característica apresentada pelo resíduo em função de suas propriedades físicas, químicas ou infectocontagiosas, que podem representar potencial de risco à saúde pública e ao meio ambiente. De acordo com sua periculosidade os resíduos sólidos podem ser enquadrados como:

Classe I – resíduos perigosos

São aqueles que apresentam periculosidade, conforme definido anteriormente, ou uma das características seguintes: inflamabilidade, corrosividade, reatividade, toxicidade ou patogenicidade.

Classe II – não-inertes

São aqueles que não se enquadram na classe I ou III. Os resíduos classe II podem ter as seguintes propriedades: combustibilidade, biodegradabilidade ou solubilidade em água.

Classe III – inertes

São aqueles que, por suas características intrínsecas, não oferecem riscos à saúde e ao meio ambiente. Além disso, quando amostrados de forma representativa, segundo a norma NBR 10007, e submetidos a um contato estático ou dinâmico com água destilada ou deionizada, a temperatura ambiente, conforme teste de solubilização segundo a norma NBR 10006, não têm nenhum de seus constituintes solubilizados a concentrações superiores aos padrões de potabilidade da água, conforme listagem nº 8, constante do Anexo H da NBR 10004, excetuando-se os padrões de aspecto, cor, turbidez e sabor.

Caracterização dos resíduos sólidos

As características quali-quantitativas dos resíduos sólidos podem variar em função de vários aspectos, como os sociais, econômicos, culturais, geográficos e climáticos, ou seja, os mesmos fatores que também diferenciam as comunidades entre si. Em relação aos aspectos biológicos, os resíduos orgânicos podem ser metabolizados por vários microrganismos decompositores, como fungos e bactérias, aeróbios e/ou anaeróbios, cujo desenvolvimento dependerá das condições ambientais existentes. Além desses microrganismos, os resíduos sólidos podem apresentar microrganismos patogênicos, como os resíduos contaminados por dejetos humanos ou de animais domésticos, ou certos tipos de resíduos de serviços de saúde.

O conhecimento das características químicas possibilita a seleção de processos de tratamento e técnicas de disposição final. Algumas das características básicas de interesse são: poder calorífico, pH, composição química (nitrogênio, fósforo, potássio, enxofre e carbono) e relação teor de carbono/nitrogênio, sólidos totais fixos, sólidos voláteis e teor de umidade. No Apêndice 1 apresenta-se estudo comparativo com sugestões para a padronização dos métodos analíticos empregados para resíduos sólidos. Por outro lado, no que se refere ao planejamento e dimensionamento de todas as etapas do GRSU, também é útil conhecer a densidade aparente dos resíduos, isto é, a relação entre massa e volume, como também sua compressibilidade, proporção de redução em volume dos resíduos sólidos.

A determinação da composição gravimétrica dos resíduos é outro dado essencial. No caso dos resíduos de origem domiciliar e comercial, normalmente dispostos em aterros, os componentes comumente discriminados na composição gravimétrica são: matéria orgânica putrescível, metais ferrosos, metais não ferrosos, papel, papelão, plásticos, trapos, vidro, borracha, couro, madeira, entre outros. Na literatura são apresentados diferentes métodos para realizar a composição gravimétrica dos resíduos sólidos, a maior parte com base no quarteamento da amostra, conforme a NBR 10007/ABNT (1987). O método utilizado nas pesquisas abordadas neste livro é o descrito por Pessin *et al.* (2002). Nesse método escolhe-se a procedência do veículo ou veículos coletores de acordo com critérios de representatividade. Os resíduos coletados são descarregados no solo. Procede-se então ao rompimento do maior número sacos de resíduos, sendo coletadas quantidades em cinco pontos, uma no topo e quatro nas laterais do monte de resíduos, de modo a preencher quatro tonéis de 200 litros cada. Os tonéis preenchidos são despejados sobre uma lona plástica, iniciando-se a mistura e o quarteamento da amostra, ou seja, a divisão em quatro partes do total de 800 litros de resíduos dispostos. Duas das partes obtidas pelo quarteamento, e localizadas em posição diametralmente opostas são descartadas. Repete-se a mistura e o quarteamento das partes restantes, obtendo-se uma amostra final de 200 litros ou de 100 kg.

Nessa amostra realizam-se a separação e a pesagem dos materiais por componentes presentes na mesma. Os componentes são diferenciados nas seguintes categorias: matéria orgânica putrescível; plástico; papel/papelão; vidro; metal ferroso; metal não ferroso; pano, trapo, couro e borracha; madeira; contaminante biológico e contaminante químico; pedra, terra e cerâmica; e diversos. Deve-se sempre explicitar o teor de umidade presente, uma vez que o peso dos resíduos orgânicos é determinado em condição úmida. Na Tabela 1.1, apresentam-se exemplos de materiais que podem compor cada categoria, observando-se a grande diversidade de materiais.

Tabela 1.1 Exemplos básicos de cada categoria de resíduos sólidos urbanos.

Categoria	Exemplos
Matéria orgânica putrescível	Restos alimentares, flores, podas de árvores.
Plástico	Sacos, sacolas, embalagens de refrigerantes, água e leite, recipientes de produtos de limpeza, esponjas, isopor, utensílios de cozinha, látex, sacos de ráfia.
Papel e papelão	Caixas, revistas, jornais, cartões, papel, pratos, cadernos, livros, pastas.
Vidro	Copos, garrafas de bebidas, pratos, espelho, embalagens de produtos de limpeza, embalagens de produtos de beleza, embalagens de produtos alimentícios.
Metal ferroso	Palha de aço, alfinetes, agulhas, embalagens de produtos alimentícios.
Metal não-ferroso	Latas de bebidas, restos de cobre, restos de chumbo, fiação elétrica.
Madeira	Caixas, tábuas, palitos de fósforos, palitos de picolé, tampas, móveis, lenha.
Panos, trapos, couro e borracha.	Roupas, panos de limpeza, pedaços de tecido, bolsas, mochilas, sapatos, tapetes, luvas, cintos, balões.
Contaminante químico	Pilhas, medicamentos, lâmpadas, inseticidas, raticidas, colas em geral, cosméticos, vidro de esmaltes, embalagens de produtos químicos, latas de óleo de motor, latas com tintas, embalagens pressurizadas, canetas com carga, papel-carbono, filme fotográfico.
Contaminante biológico	Papel higiênico, cotonetes, algodão, curativos, gazes e panos com sangue, fraldas descartáveis, absorventes higiênicos, seringas, lâminas de barbear, cabelos, pêlos, embalagens de anestésicos, luvas.
Pedra, terra e cerâmica	Vasos de flores, pratos, restos de construção, terra, tijolos, cascalho, pedras decorativas.
Diversos	Velas de cera, restos de sabão e sabonete, carvão, giz, pontas de cigarro, rolhas, cartões de crédito, lápis de cera, embalagens longa-vida, embalagens metalizadas, sacos de aspirador de pó, lixas e outros materiais de difícil identificação.

Fonte: Adaptado de Pessin, *et al.* (2002).

Além dos aspectos qualitativos é necessário determinar a quantidade de resíduos produzidos por dia (ton/dia; m³/dia) e a produção per capita (ton/hab.dia), dados a serem empregados nas fases de planejamento e dimensionamento do GIRSU. A quantidade exata de resíduos gerados é de difícil determinação pelo fato de esta sofrer interferências do armazenamento, da reutilização ou reciclagem e do descarte em locais clandestinos, que acabam por desviar parte do fluxo de materiais antes do descarte dos resíduos por seu gerador em local de domínio público, ou seja, aquele onde a responsabilidade pelos resíduos passa a ser do poder público. Em razão dessas interferências, na prática, determina-se a quantidade de resíduos sólidos coletados.

A quantidade de resíduos coletada pode ser obtida com base em dados já existentes fornecidos pelo setor responsável da Prefeitura Municipal ou empregando-se métodos estimativos baseados na expectativa de crescimento populacional, na produção per capita de resíduos sólidos e no crescimento da demanda dos serviços de limpeza urbana. Outra forma de obter essa informação é por meio de levantamentos de campo. Estes podem adotar diferentes procedimentos, como, a seleção de domicílios por classes sócio-econômicas e a subsequente pesagem das quantidades coletadas ou a seleção de áreas de coleta representativas, obtendo-se a carga transportada por cada veículo coletor em cada viagem realizada ou ainda medindo-se por cubagem os resíduos coletados a cada viagem. Em qualquer uma dessas alternativas deve-se estabelecer o período de amostragem e a época do ano em que será efetuada e realizar o tratamento estatístico cabível dos dados obtidos.

Princípios de Gestão e Gerenciamento de Resíduos Sólidos Urbanos

As diretrizes das estratégias de gestão e gerenciamento de resíduos sólidos urbanos buscam atender aos objetivos do conceito de prevenção da poluição, evitando-se ou reduzindo a geração de resíduos e poluentes prejudiciais ao meio ambiente e à saúde pública. Desse modo busca-se priorizar, em ordem decrescente de aplicação: a redução na fonte, o reaproveitamento, o tratamento e a disposição final. No entanto cabe mencionar que a hierarquização dessas estratégias é função das condições legais, sociais, econômicas, culturais e tecnológicas existentes no município, bem como das especificidades de cada tipo de resíduo.

A redução na fonte pode ocorrer por meio de mudanças no produto, pelo uso de boas práticas operacionais e/ou pelas mudanças tecnológicas e/ou de insumos do processo. A estratégia de reaproveitamento engloba as ações de reutilização, a reciclagem e a recuperação (Valle, 2001). Observa-se que no reuso o resíduo está pronto para ser reutilizado, enquanto a reciclagem exige um processo transformador com emprego de recursos naturais e possibilidade de geração de resíduos, embora possa estar sendo produzido um bem de maior valor agregado. Por último, têm-se as ações de tratamento

e disposição final, que buscam assegurar características mais adequadas ao lançamento dos resíduos no ambiente.

As ações de gerenciamento podem ser promovidas por meio de instrumentos presentes em políticas de gestão. Segundo Milanez (2002), os instrumentos econômicos compreendem os tributos, subsídios ou incentivos fiscais; os instrumentos voluntários, as iniciativas individuais; e os instrumentos de comando e controle, as leis, normas e punições.

A Figura 1.1 apresenta simplificada as etapas da cadeia de fluxo de resíduos sólidos, podendo-se observar quando e por quem as ações de gerenciamento visando ao reaproveitamento podem ser implementadas. Na primeira etapa, contendo as fases de produção e consumo do produto, as estratégias preventivas ou corretivas são de responsabilidade do próprio gerador (domínio privado), enquanto na segunda, a que abrange o descarte do resíduo pelo consumidor em local público, o resíduo e as responsabilidades passam a ser do poder municipal (domínio público). Observa-se que o reaproveitamento dos resíduos não é total, frente às tecnologias existentes atualmente, existindo sempre uma parcela que deverá ser encaminhada à destinação final em ambos os domínios.

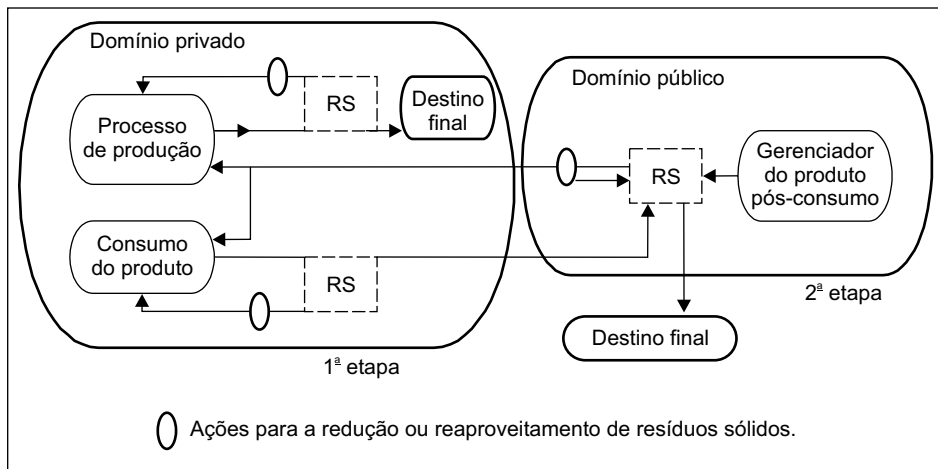


Figura 1.1 Etapas passíveis de aplicação de ações visando à prevenção da poluição.

Aspectos do Sistema de Gerenciamento Integrado de RSU

As instituições responsáveis pelo sistema de GIRSU devem contar com a existência de uma estrutura organizacional que forneça o suporte necessário ao

desenvolvimento das atividades do sistema de gerenciamento. A concepção desse sistema abrange vários subsistemas com funções diversas, como de planejamento estratégico, técnico, operacional, gerencial, recursos humanos, entre outros.

Esta concepção é condicionada pela disponibilidade de recursos financeiros e humanos, como também pelo grau de mobilização e participação social. Para municípios de pequeno porte observa-se muitas vezes uma organização hierárquica construída com base no princípio da especialização funcional, no qual a cadeia de comando flui do topo para a base da organização, como ilustrado pela Figura 1.2.

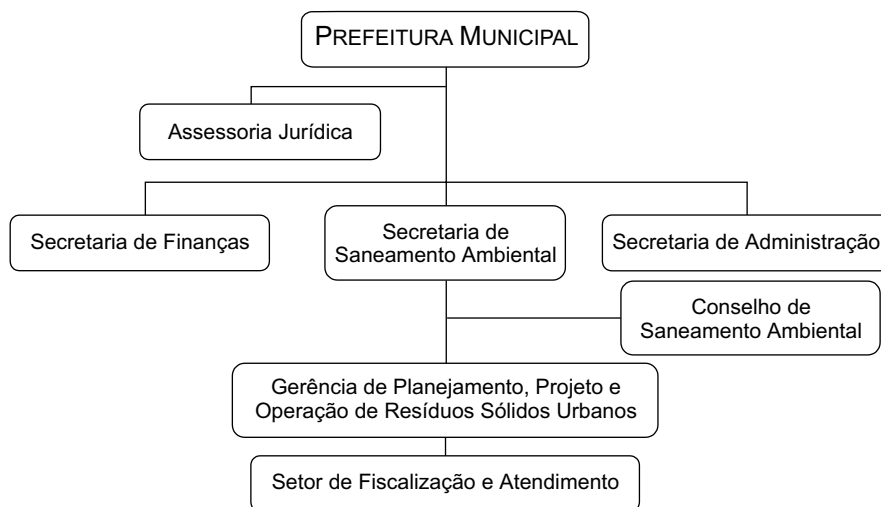


Figura 1.2 Exemplo de estrutura organizacional do sistema de gerenciamento integrado de RSU para um município de pequeno porte.

Nesse exemplo observa-se que o sistema de GIRSU constitui-se em uma das gerências da Secretaria de Saneamento Ambiental da Prefeitura Municipal, assistida pelo Conselho de Saneamento Ambiental, formado por segmentos representativos da comunidade, com função de contribuir com a proposição e o controle do GIRSU. A essa gerência de resíduos sólidos urbanos com atribuição técnica de planejamento, projeto e operação, está subordinado o setor de fiscalização e atendimento, ao qual compete a fiscalização do desempenho das atividades e a comunicação com a população quanto a demandas e esclarecimentos, não possuindo estruturas próprias de suporte jurídico, financeiro e administrativo.

Alguns aspectos do arranjo institucional, como normas municipais para a limpeza urbana, a capacitação técnica continuada dos profissionais e sua motivação para o melhor desempenho de suas atribuições e a existência de um canal de comunicação a fim de possibilitar a participação social nos processos decisórios, ouvir e atender

demandas, divulgar os serviços prestados, bem como permitir a formação de consciência coletiva sobre a importância da limpeza pública por meio da educação ambiental, quando implementados, favorecem a melhoria dos serviços prestados.

Atividades técnico-operacionais do sistema de gerenciamento integrado de RSU

O sistema de GIRSU pode ser composto por atividades relacionadas às etapas de geração, acondicionamento, coleta e transporte, reaproveitamento, tratamento e destinação final. Na etapa de geração de resíduos sólidos, alteração no padrão de consumo da sociedade que promova a não geração, incentive o consumo de produtos mais apropriados ambientalmente ou mesmo o compartilhamento de bens contribui para melhoria da condição de vida da comunidade. Ainda nessa etapa, a ação de segregar os resíduos com base em suas características possibilitará a valorização dos resíduos e maior eficiência das demais etapas subsequentes de gerenciamento por evitar a contaminação de quantidades significativas de materiais reaproveitáveis em decorrência da mistura de resíduos.

O acondicionamento dos resíduos sólidos, por sua vez, deve ser compatível com suas características quali-quantitativas, facilitando a identificação e possibilitando o manuseio seguro dos resíduos, durante as etapas de coleta, transporte e armazenamento. A coleta e o transporte consistem nas operações de remoção e transferência dos resíduos sólidos urbanos para um local de armazenamento, processamento ou destinação final. Essa atividade pode ser realizada de forma seletiva ou por coleta dos resíduos misturados.

A coleta dos resíduos misturados, denominada de regular ou convencional, é realizada, em geral, no sistema de porta em porta ou ainda, em áreas de difícil acesso, por meio de pontos de coleta onde são colocados contêineres basculantes ou intercambiáveis. A coleta seletiva é a coleta de materiais segregados na fonte de geração passíveis de serem reutilizados, reciclados ou recuperados. Pode ser realizada de porta em porta com veículos coletores apropriados ou por meio de Postos de Entrega Voluntária (PEVs) dos materiais segregados.

O dimensionamento da frota de veículos coletores empregados para o transporte é estabelecido com base nas características quali-quantitativas dos resíduos a serem coletados e da área de coleta, como, por exemplo, o tipo de sistema viário, pavimentação, topografia, iluminação e outras. Vários tipos de veículos coletores podem ser utilizados, como caminhões compactadores, caminhões basculantes, caminhões com carroceria de madeira aberta, veículos utilitários de médio porte, caminhões-baú ou carroças. Independentemente do tipo de coleta a ser adotado, a educação ambiental é peça fundamental para a aceitação e confiabilidade nos serviços prestados, motivando a participação da comunidade.

O reaproveitamento e o tratamento dos resíduos são ações corretivas cujos benefícios podem ser a valorização de resíduos, ganhos ambientais com a redução do uso de recursos naturais e da poluição, geração de emprego e renda e aumento da vida útil dos sistemas de disposição final. Essas ações devem ser precedidas de estudos de viabilidade técnica e econômica, uma vez que fatores como qualidade do produto e mercado consumidor podem ser restritivos ao uso de algumas dessas alternativas.

Essas ações, quando associadas à coleta seletiva, ganham maior eficiência por utilizarem como matéria-prima resíduos de melhor qualidade. Os resíduos coletados também podem ter maior valor agregado se beneficiados por meio de procedimentos como segregação por tipo de materiais constituintes, lavagem, trituração, peneiramento, prensagem e enfardamento de acordo com as exigências do mercado consumidor. Para os resíduos sólidos urbanos gerados em pequenos municípios destacam-se as seguintes formas de reaproveitamento e tratamento de resíduos:

- *Reciclagem* – processo de transformação dos resíduos com o objetivo de inseri-los novamente como matéria-prima na cadeia produtiva.
- *Reutilização* – uso direto dos resíduos como produto, necessitando, por exemplo, no caso de embalagens de vidro, de procedimentos de limpeza, como lavagem e/ou esterilização.
- *Recuperação* – extração de certas substâncias do resíduo. No caso de reforma ou conserto de resíduos volumosos, como móveis ou eletrodomésticos descartados, pode-se entender este procedimento como forma de recuperação.
- *Tratamento da fração orgânica por processos biológicos* – (1) compostagem: processo de conversão aeróbia da matéria orgânica tendo por produto final um condicionador do solo, denominado composto; ou (2) digestão anaeróbia: estabilização da matéria orgânica e produção de biogás constituído, principalmente, por gás metano e dióxido de carbono.

Os resíduos gerados pelas formas de reaproveitamento e tratamento são encaminhados à destinação final. Para municípios de pequeno porte a disposição final dos RSU deve ser realizada segundo técnicas de engenharia de modo a não prejudicar o meio ambiente e a saúde pública. Algumas técnicas recomendadas na literatura para municípios de pequeno porte são: aterro em valas (Cetesb, 1997), aterro sanitário simplificado (Fiuza *et al.*, 2002) e aterro manual (Jaramillo, 1991).

O principal objetivo dessas formas de disposição final é a confinamento de resíduos sólidos associada a procedimentos operacionais simplificados e ao uso do método de escavação por trincheiras. Esse método pode ser aplicado a terrenos planos ou com baixa declividade. As trincheiras são executadas na forma trapezoidal, com taludes cuja inclinação depende das características de estabilidade do solo. A largura de cada trincheira pode variar de 3 a 6 metros, enquanto o comprimento é função da quantidade de resíduos a ser disposta em determinado período de tempo.

O aterro sustentável constitui-se em tecnologia que, além da simplicidade operacional, alicerçada em procedimentos científicos, possui a flexibilidade necessária para compatibilizar sua concepção, projeto e operação com os requisitos ambientais e as potencialidades locais. Outro aspecto considerado na tecnologia do aterro sustentável é a capacitação das equipes de profissionais envolvidos bem como a efetiva incorporação da atividade pelo órgão gestor e pela comunidade, propiciando a manutenção adequada do padrão de operação. A Figura 1.3 apresenta algumas das atividades operacionais de GIRSU relativas aos RSU domésticos e àqueles oriundos dos serviços de limpeza pública que abrangem, neste exemplo, atividades de varrição, capina, raspagem, poda, limpeza de feiras e limpeza de boca-de-lobo.

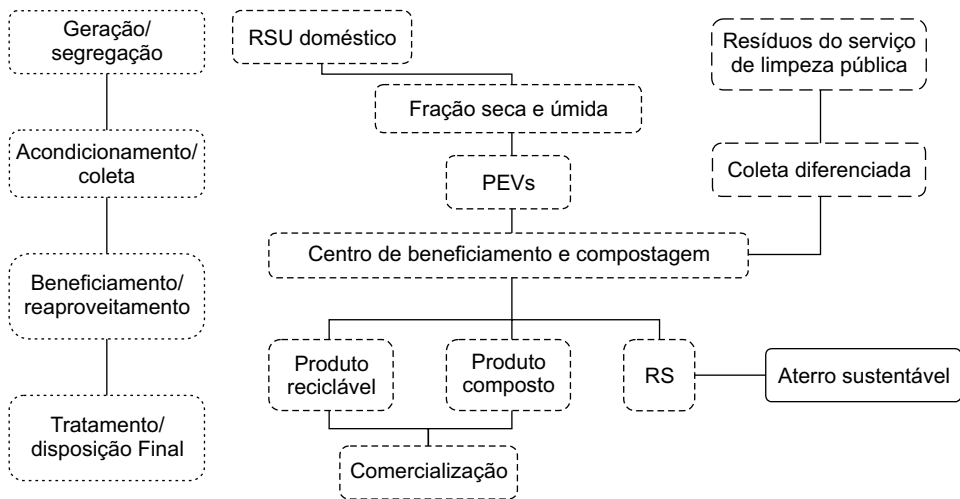


Figura 1.3 Exemplo de algumas atividades operacionais relacionadas aos resíduos sólidos domésticos e de limpeza pública.

Plano de gerenciamento integrado de resíduos sólidos urbanos

De acordo com o Ministério do Meio Ambiente (Brasil, 2001):

“o plano de gerenciamento é um documento que apresenta a situação atual do sistema de limpeza urbana, com a pré-seleção das alternativas mais viáveis, com o estabelecimento de ações integradas e diretrizes sob os aspectos ambientais, econômicos, financeiros, administrativos, técnicos, sociais e legais para todas as fases de gestão dos resíduos sólidos, desde a sua geração até a destinação final”.

Considerando essa definição, no plano de gerenciamento deve haver um diagnóstico da situação atual que apresente os aspectos institucionais, legais, administrativos, financeiros, sociais, educacionais, operacionais e ambientais do sistema de limpeza pública, com também informações gerais sobre o município. As informações relativas ao município abrangem a coleta de dados sobre os aspectos geográficos, sócio-econômicos, de infra-estrutura urbana e da população atual, flutuante e prevista. Em relação ao sistema de limpeza pública são informações de interesse:

- Características quantitativas e qualitativas dos resíduos sólidos urbanos.
- Identificação e análise das disposições legais existentes, incluindo contratos de execução de serviços de limpeza urbana municipal por terceiros.
- Identificação e descrição da estrutura administrativa (organização e alocação de recursos humanos).
- Identificação, levantamento e caracterização da estrutura operacional dos serviços prestados (infra-estrutura física, procedimentos e rotinas de trabalho).
- Identificação dos aspectos sociais (presença de catadores na disposição final, coleta informal, existência de cooperativas ou associações).
- Identificação, levantamento e caracterização da estrutura financeira do serviço de limpeza urbana (remuneração e custeio, investimentos, controle de custos).
- Identificação e caracterização de ações ou programas de educação ambiental.

Depois da obtenção e da sistematização de dados e informações, é possível realizar um diagnóstico em que sejam identificados os problemas, as deficiências e as lacunas existentes e suas prováveis causas. Esta primeira fase subsidiará a elaboração do prognóstico contendo a concepção e o desenvolvimento do plano de gerenciamento. A concepção, as proposições e as alternativas apresentadas no plano fundamentam-se em princípios e diretrizes de políticas públicas existentes ou a serem propostas que precisam estar claramente mencionadas no texto do plano. O plano de gerenciamento deve contemplar:

- O modelo tecnológico, sua estrutura operacional e estratégia de implantação com as devidas justificativas e com definição de metas e prazos.
- A estrutura financeira e estudos econômicos com a definição das fontes de captação dos recursos necessários à implantação e operacionalização do sistema previsto pelo plano (organograma, remuneração e custeio).
- A proposição de uma estrutura organizacional e jurídica necessária ou a adequação da estrutura existente, com a inserção da participação e do controle social.
- Planos que promovam a inserção social para os grupos sociais envolvidos.
- Programas e ações de atividades de educação ambiental.

- Monitoramento dos programas de gestão empregando-se como ferramentas indicadores que resumem de forma inteligível e comparável uma série de informações, como os de desempenho, os econômico-financeiros e os sócio-econômicos e ambientais.

Considerações Finais

O GIRSU exige articulação e integração entre os sistemas político, empresarial e da sociedade civil organizada para a superação dos fatores restritivos ao equacionamento da questão dos resíduos sólidos urbanos em municípios de pequeno porte.

Como em grande parte dos municípios de pequeno porte essa situação é precária, priorizam-se, muitas vezes, como metas a serem atingidas a curto prazo, a implementação de procedimentos e tecnologias corretivas, como o aterro sustentável, a fim de assegurar a saúde da comunidade e minimizar os impactos negativos associados ao manejo e disposição inadequada dos resíduos sólidos urbanos.

As metas propostas para médio e longo prazo, em geral, visam obter os meios técnicos e financeiros necessários para executar programas de caráter preventivo da poluição, Busca-se implementar alternativas de redução e reaproveitamento de resíduos, sensibilizando e promovendo a participação da sociedade nessas ações, bem como consolidando as competências do órgão gestor, de modo a alcançar a universalização e a máxima qualidade e eficácia das atividades de GIRSU.

Referências Bibliográficas

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. *NBR 10004*: resíduos sólidos: classificação. Rio de Janeiro, 1987.

_____. *NBR 10005*: lixiviação de resíduos: procedimento. Rio de Janeiro, 1986.

_____. *NBR 10006*: solubilização de resíduos: procedimento. Rio de Janeiro, 1987.

_____. *NBR 10007*: amostragem de resíduos: procedimento. Rio de Janeiro, 1986.

_____. *NBR 8849*: apresentação de projetos de aterros controlados de resíduos sólidos urbanos. Rio de Janeiro, 1983.

_____. *NBR 13896*: aterros de resíduos não perigosos: critérios para projeto, implantação e operação. Rio de Janeiro, 1997.

_____. *NBR 8419*: apresentação de projetos de aterros sanitários de resíduos sólidos urbanos. Rio de Janeiro, 1983.

_____. *NBR 7.039*: pilhas e acumuladores elétricos: terminologia. Rio de Janeiro, 1987.

- ____. *NBR 7.500*: símbolos de riscos e manuseio para o transporte e armazenamento de materiais. Rio de Janeiro, 1994.
- ____. *NBR 7.501*: transporte de produtos perigosos: terminologia. Rio de Janeiro, 1989.
- ____. *NBR 9.190*: sacos plásticos: classificação. Rio de Janeiro: ABNT, 1993.
- ____. *NBR 9191*: sacos plásticos: especificação. Rio de Janeiro: ABNT, 1993.
- ____. *NBR 9800*: critérios para lançamento de efluentes líquidos industriais no sistema coletor público de esgoto sanitário: procedimento. Rio de Janeiro: ABNT, 1987.
- ____. *NBR 11174*: armazenamento de resíduos classe II – não-inertes e III – inertes: procedimentos. Rio de Janeiro, 1990.
- ____. *NBR 12245*: armazenamento de resíduos sólidos perigosos: procedimentos. Rio de Janeiro: ABNT, 1992.
- ____. *NBR 12807*: resíduos de serviço de saúde: terminologia. Rio de Janeiro: ABNT, 1993.
- ____. *NBR 12808*: resíduos de serviço de saúde: classificação. Rio de Janeiro, 1993.
- ____. *NBR 12809*: manuseio de resíduos de serviço de saúde: procedimento. Rio de Janeiro, 1993.
- ____. *NBR 13055*: sacos plásticos para acondicionamento de lixo: determinação da capacidade volumétrica. Rio de Janeiro: ABNT, 1993.
- ____. *NBR 13221I*: transporte de resíduos: procedimento. Rio de Janeiro, 1994.
- ____. *NBR 13463*: coleta de resíduos sólidos: classificação. Rio de Janeiro, 1995.
- BRASIL. Lei nº 6938, de 31 de agosto de 1981. Dispõe sobre a Política Nacional do Meio Ambiente, seus fins e mecanismos de formulação, e dá outras providências.
- ____. Lei ordinária 787, de 1997 – Dispõe sobre o Programa de Prevenção de Contaminação por Resíduos Tóxicos, a ser promovido pelas empresas fabricantes de lâmpadas fluorescentes, de vapor de mercúrio, vapor de sódio e luz mista e dá outras providências.
- Conselho Nacional do Meio Ambiente. Resolução nº 005, de 1993. Estabelece definições, classificação e procedimentos mínimos para o gerenciamento de resíduos sólidos oriundos de serviços de saúde, portos e aeroportos, terminais ferroviários e rodoviários.
- ____. Resolução nº 237 de 1997. Dispõe sobre o sistema de licenciamento ambiental, a regulamentação de seus aspectos na forma do estabelecido na Política Nacional de Meio Ambiente, estabelece critério para o exercício da competência para o licenciamento a que se refere o art. 10 da lei nº 6938/81.
- ____. _____. Resolução nº 257, de 1999. Disciplina o descarte e o gerenciamento ambientalmente adequado de pilhas e baterias usadas n que tange à coleta, reutilização, reciclagem, tratamento ou disposição final.

- _____. _____. Resolução nº 283, de 2001. Dispõe sobre o tratamento e a disposição final de resíduos de serviços de saúde.
- COMPANHIA DE TECNOLOGIA DE SANEAMENTO AMBIENTAL. *Aterro em valas*. São Paulo: CETESB. 1997. (Apostilas Ambientais).
- FIUZA, J. M.; FONTES, M. T.; CRUZ, C. S. Nova tendência de disposição final de resíduos sólidos no estado da Bahia: Aterro Sanitário Simplificado. In: SIMPÓSIO ÍTALO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 2002, Vitória, ES. *Anais...* local: ABES, 2002.
- INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. Pesquisa Nacional de Saneamento Básico. Rio de Janeiro, 2002. CD-ROM.
- INSTITUTO DE PESQUISAS TECNOLÓGICAS. *Lixo municipal*: manual de gerenciamento integrado. 2. ed. São Paulo, 2000. 370 p.
- JARAMILLO, J. *Resíduos sólidos municipales*: guía para el diseño, construcción y operación de rellenos sanitarios manuales. Washington: Pan American Health Organization, 1991. 214 p. (Serie Técnica, 28).
- LIMA, J. D. *Gestão de resíduos sólidos urbanos no Brasil*. Rio de Janeiro: ABES, 2001. 267 p.
- MILANEZ, B. *Resíduos sólidos e sustentabilidade*: princípios, indicadores e instrumentos de ação. 2002. 207 p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Urbana) – Universidade Federal de São Carlos.
- _____. Ministério do Meio Ambiente. Edital nº 12 de 2001. Fomento a Projetos de Gestão Integrada de Resíduos Sólidos Urbanos. FNMA.
- PESSIN, N; DE CONTO, S. M.; QUISSINI, C. S. Diagnóstico preliminar da geração de resíduos sólidos em sete municípios de pequeno porte da região do Vale do Caí, RS. In: SIMPÓSIO INTERNACIONAL DE QUALIDADE AMBIENTAL. 2002, Porto Alegre. *Anais...* Porto Alegre: Pontifícia Universidade Católica do Rio Grande do Sul, 2002.
- VALLE, C. E. do. *Qualidade ambiental*: o desafio de ser competitivo protegendo o meio ambiente. 3. ed. São Paulo: Pioneira Administração e Negócio, 2001.

Capítulo 2

Principais Processos de Degradação de Resíduos Sólidos Urbanos

Armando Borges de Castilhos Jr., Péricles Alves Medeiros, Ioana Nicoleta Firta, Giancarlo Lupatini e Joel Dias da Silva

Introdução

Atualmente, o método de tratamento de resíduos sólidos urbanos mais utilizado, e que apresenta menor custo, consiste em sua estocagem no solo por intermédio da técnica de aterro sanitário. Os resíduos sólidos urbanos acumulados continuamente em aterros não são, contudo, inativos.

Essa mistura de uma grande variedade química, sob a influência de agentes naturais (chuva e microrganismos), é objeto de evoluções complexas, constituídas pela superposição de mecanismos físicos, químicos e biológicos. Além da dissolução dos elementos minerais e do carreamento pela água de percolação das finas partículas e do material solúvel, o principal responsável pela degradação dos resíduos é a bioconversão da matéria orgânica em formas solúveis e gasosas. O conjunto desses fenômenos conduz à geração de metabólitos gasosos e ao carreamento pela água de moléculas muito diversas, as quais originam os vetores da poluição em aterro sanitário: o biogás e os lixiviados.

A evolução dos resíduos sólidos urbanos em aterro sanitário constitui-se, portanto, em fenômeno global que conduz, via de regra, à formação de lixiviados e de biogás. Assim, a título de visualização pode-se verificar na Figura 2.1 os principais impactos ao ambiente decorrentes da disposição no solo de resíduos sólidos urbanos.

O processo de degradação dos compostos orgânicos e inorgânicos é um fenômeno constituído essencialmente pela superposição de mecanismos *biológicos* e *físico-químicos*, catalisados pelo fator água, presente nos resíduos pela umidade inicial e pela águas das precipitações que ocorrem quando estes estão dispostos em aterro sanitário. O esquema da Figura 2.2 resume os fenômenos que ocorrem.

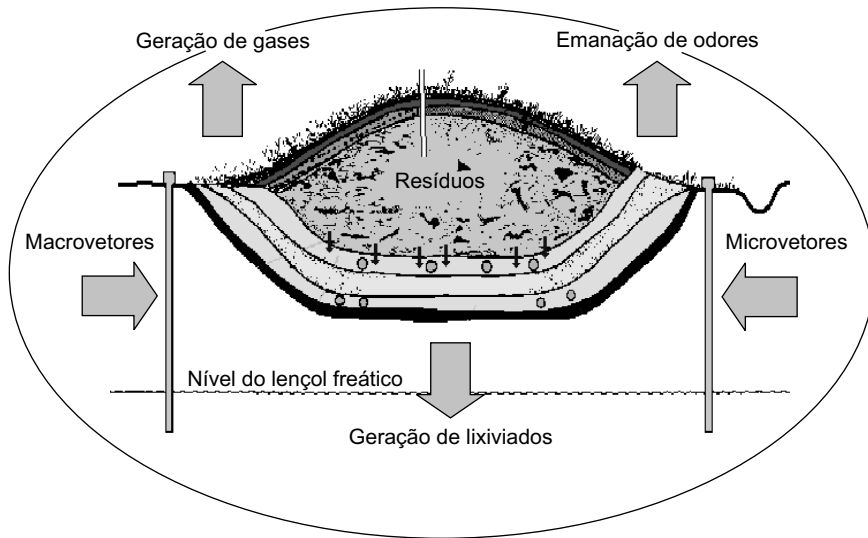


Figura 2.1 Principais impactos ambientais resultantes da disposição de resíduos em aterro sanitário.

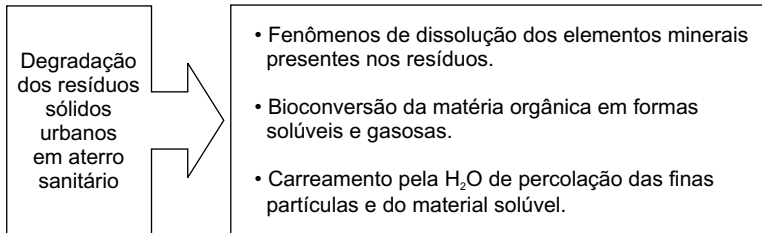


Figura 2.2 Esquema geral do processo de degradação dos resíduos sólidos urbanos.

Na perspectiva de conhecer os mecanismos de degradação dos resíduos sólidos urbanos em aterro sanitário, são apresentados a seguir os principais fenômenos físicos, químicos e biológicos que regem a degradação dos materiais residuais em aterro sanitário.

Mecanismos Físico-Químicos de Degradação dos Resíduos Sólidos Urbanos

Fenômenos de dissolução de minerais: definições, velocidades e limite de solubilidade

Serão aqui considerados, resumidamente, os principais fenômenos que ocorrem no processo de transferência dos elementos químicos de um mineral para uma solução

aquosa. Inicialmente, é importante verificar que a dissolução de uma substância sólida, originando um soluto cuja composição é idêntica àquela do sólido dissolvido, é chamada de dissolução estequiométrica.

A dissolução é não estequiométrica no caso contrário. Outrossim, a dissolução é chamada seletiva no caso em que a composição superficial do sólido evolui em conseqüência de solubilização preferencial de determinados elementos. A dissolução não pode ser ao mesmo tempo estequiométrica e seletiva.

Por outro lado, pode-se classificar o modo seletivo de dissolução em: modo congruente e não congruente. A dissolução congruente implica uma dissolução estequiométrica ou não, porém sem crescimento de uma segunda fase sólida na solução. No caso de uma dissolução não congruente, as espécies solubilizadas poderão reagir entre elas para formar uma nova fase insolúvel. Finalmente, os fenômenos de dissolução podem ocorrer em sistemas abertos ou fechados, sendo que a dissolução em sistema fechado implica que as substâncias ficam no reator do início ao fim do fenômeno. Em sistema aberto, trocas de massa e energia podem ocorrer entre os componentes do sistema e o meio exterior.

Os elementos minerais presentes na composição dos resíduos sólidos urbanos são objeto de processos físico-químicos de dissolução, cujos fatores determinantes da solubilização das espécies químicas são apresentados esquematicamente na Figura 2.3.

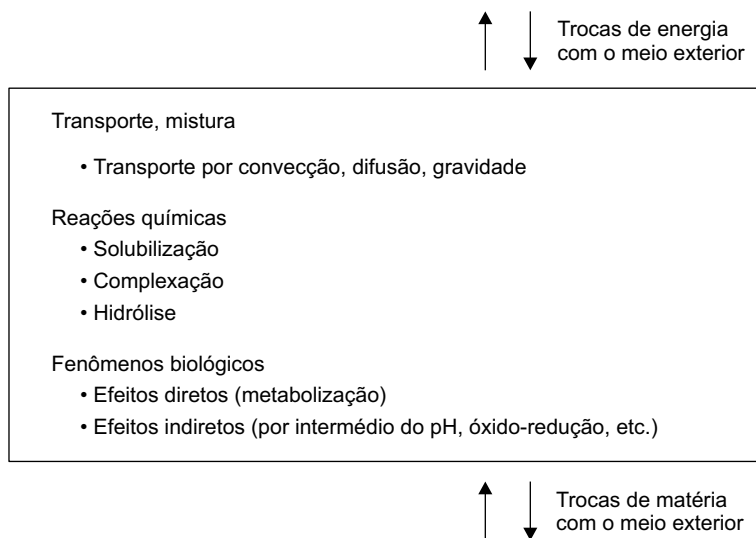


Figura 2.3 Processos físico-químicos de dissolução dos minerais.

A dissolução dos elementos minerais é assimilável a uma reação química descrita por uma equação estequiométrica, indicando de um lado os reativos e de outro os produtos. A velocidade global de dissolução será aquela de uma reação química de dissolução ou aquela de evacuação dos produtos a partir da interface reacional sólido-líquido até a solução. Dois casos de cinética de dissolução são observados: a controlada pela reação química e a controlada por fenômenos de transporte.

- Cinética controlada pela reação química: neste caso, que é o mais simples mas também o menos freqüente, o fenômeno de dissolução é descrito pelas leis cinéticas da reação química correspondente, ou seja, pelo conhecimento das constantes que intervêm na expressão da equação cinética da reação. A velocidade de dissolução é definida, portanto, como a velocidade de mudança de concentração de uma espécie química determinada na solução em contato com o sólido.
- Cinética controlada por fenômenos de transporte: na medida em que a dissolução obedece a uma lei cinética expressa em função da concentração dos produtos em solução, ela pressupõe a evacuação dos produtos da reação. À temperatura constante, a dissolução ocorre segundo duas modalidades: a etapa de dissolução propriamente dita e a difusão das espécies químicas da interface para a solução. Assim, a velocidade de uma dissolução congruente dependerá da cinética da reação heterogênea na superfície do mineral, da velocidade de transporte da matéria entre a interface mineral-solução, da massa da solução, da velocidade das reações homogêneas no interior do solvente e da formação de íons complexos.

Em geral, para toda espécie em solução em um volume definido de solvente existe, a uma temperatura dada, quantidade limitada de solubilidade além da qual o mineral não pode mais ser dissolvido. É a solubilidade máxima, ou seja, a quantidade máxima do mineral que pode ser dissolvida em um certo volume de líquido a uma temperatura definida. A solução desse mineral assim constituída é dita saturada.

Exemplos de curvas cinéticas de dissolução

Finalmente, a análise das formas das curvas cinéticas de dissolução pode fornecer informações sobre os fenômenos em ação, quando na dissolução de sólidos de composição e comportamento simples, como é o caso de certos minerais componentes dos resíduos sólidos urbanos.

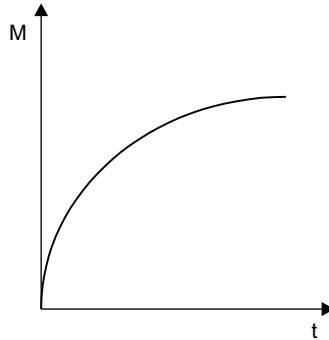


Figura 2.4 Curva com desprendimento inicial: certas curvas cinéticas extrapoladas ao tempo $t = 0$ não passam pela origem. Como é evidente que no instante inicial a dissolução não havia começado, este fato indica que essas curvas se devem a fenômenos muito rápidos nos primeiros minutos. Ocorrem trocas de íons na interface mineral-solução. Tal fenômeno pode ter origem na trituração de resíduos.

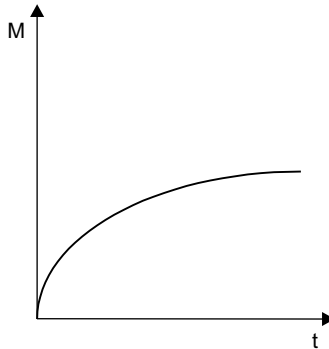


Figura 2.5 Curva cinética parabólica: este fenômeno pode ser consequência do fato de a dissolução ser controlada por uma variação irreversível da superfície do sólido. Um exemplo é o caso da difusão através de uma camada superficial, enriquecida em um componente dado, limitando a reação.

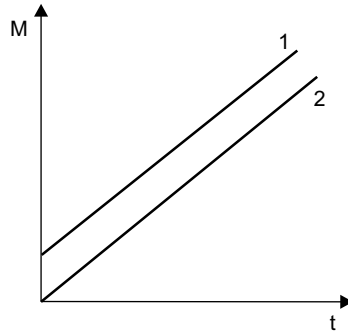


Figura 2.6 Curva cinética linear: esta forma é muito rara, mas pode ser encontrada no caso em que há formação de uma camada residual superficial. Se esta desaparece tão logo ela se forme por dissolução, a curva cinética será uma reta que não passam pela origem. Por outro lado, se a reação é lenta, descrevendo o início da dissolução, a curva cinética será uma reta que passa pela origem.

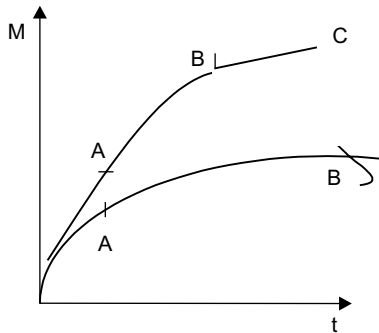


Figura 2.7 Curva cônica: estas curvas podem resultar de uma dissolução em que ocorrem duas reações químicas sucessivas ou de uma dissolução controlada por um fenômeno de transporte.

Influência de determinados fatores sobre as cinéticas de dissolução

Influência das características do sólido

A quantidade de matéria solubilizada, ao final de determinado tempo, é proporcional à superfície de interação entre o mineral e a solução. Dois casos podem ser considerados segundo a localização da dissolução em relação à massa do sólido: caso de um material não poroso atacado uniformemente em sua superfície e de um material atacado em sua massa. Em certos casos, as características da superfície externa

do material são diferentes das características de sua massa, alterando assim a cinética de dissolução.

Influência da composição da solução

A composição da solução pode induzir certas reações parasitas em nível do sólido, susceptíveis de inibir a dissolução. Assim, a velocidade de dissolução pode ser fortemente reduzida pela adsorção de íons minerais ou de moléculas orgânicas que se localizam na interface sólido-líquido. As características físico-químicas do meio desempenham também papel importante na solubilização de numerosas espécies minerais. Os principais fatores que afetam esse fenômeno são: pH, potencial de óxido-redução, complexação, temperatura:

- pH: é um fator-chave para a dissolução de certos elementos minerais quando do contato líquido-sólido. Ele pode afetar a solubilidade por deslocamento do equilíbrio físico-químico no qual intervêm os íons H^+ ou OH^- , por reação química direta destes íons sobre a matéria sólida e por influência sobre o estado de óxido-redução do sistema. O pH dos lixiviados de aterro sanitário é controlado pela presença de metabólitos da fermentação dos resíduos orgânicos ou pela solubilização das espécies químicas a partir dos resíduos não orgânicos.
- Capacidade tampão: é a propriedade do meio aquoso de conservar seu pH sob a ação de quantidades moderadas de ácidos ou de bases fortes. Esta capacidade tampão resulta da presença de ácidos ou bases fracas e de suas bases ou ácidos conjugados. No interior de um aterro sanitário, a capacidade tampão ácido-base pode implicar não somente as espécies químicas em solução mas igualmente a fase sólida.
- Potencial de óxido-redução: os equilíbrios de óxido-redução raramente são atingidos no ambiente de um aterro sanitário. Esta situação se deve ao fato que as reações de óxido-redução consideradas são em geral lentas e sob a dependência mais ou menos direta de microrganismos presentes no aterro.
- Complexação: o caso mais típico é o da complexação dos metais. Os íons metálicos se combinam com compostos não metálicos (ácidos ou bases) chamados de ligantes por meio de ligações covalentes. Em um aterro sanitário, os ligantes mais comuns são certos ânions (cloretos, fosfatos, sulfatos), nitrogênio, ácidos húmicos e os aminoácidos. Em geral, as reações de complexação determinam aumento da concentração em metais a níveis superiores aos de sua solubilidade normal.
- Temperatura: a solubilidade de numerosas espécies minerais tende a crescer com a temperatura (valor do produto de solubilidade). Entretanto, certos compostos presentes nos lixiviados (sulfato de cálcio) diminuem em solubilidade com aumento de temperatura. No que se refere à cinética das reações, pode-se citar como ordem de grandeza uma duplicação da velocidade de reação cada vez que a temperatura aumenta em $10^{\circ}C$.

Mecanismos Biológicos de Degradação dos Resíduos Sólidos Urbanos

Os mecanismos biológicos de degradação dos resíduos sólidos urbanos em aterro sanitário são implementados a partir da presença de microrganismos heterótrofos, os quais oxidam substratos orgânicos para suas necessidades energéticas. Os metabolismos predominantes são o metabolismo aeróbio e anaeróbio, os quais estão condicionados à disponibilidade de oxigênio gasoso de origem atmosférica nas camadas de resíduos (Borges de Castilhos, 2000).

No metabolismo aeróbio, os microrganismos se desenvolvem em presença de oxigênio molecular ou excepcionalmente incorporado a elementos minerais (nitratos). Os principais microrganismos são as bactérias, as leveduras e os fungos. No metabolismo anaeróbio, os microrganismos se desenvolvem na ausência de oxigênio, podendo, entretanto, ser tolerados (anaeróbios facultativos) ou não (anaeróbios estritos). Os principais microrganismos são as bactérias.

Por outro lado, os gases gerados no processo biológico de decomposição dos resíduos em um aterro sanitário, de acordo com diversos pesquisadores do tema, são: amoníaco, dióxido de carbono, monóxido de carbono, hidrogênio, ácido sulfídrico, metano, nitrogênio e oxigênio, assim como ácidos graxos voláteis. O dióxido de carbono e o metano são os principais gases produzidos pela decomposição anaeróbia dos componentes. A Tabela 2.1 resume os principais efeitos da atividade microbiológica sobre os resíduos sólidos urbanos em aterro sanitário (Borges de Castilhos, 2000).

Tabela 2.1 Efeitos da atividade microbiológica sobre os resíduos sólidos urbanos.

Tipos de efeitos	Natureza dos Efeitos
Efeitos diretos	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Geração de produtos solúveis: <ul style="list-style-type: none"> • minerais • orgânicos ▪ Geração de produtos gasosos ▪ Produção de biomassa em excesso
Efeitos indiretos	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Efeitos sobre as condições de meio: <ul style="list-style-type: none"> • pH • óxido-redução • temperatura e influência destas condições sobre: <ul style="list-style-type: none"> solubilização da matéria sólida precipitação de espécies ▪ Reações químicas e físico-químicas dos produtos com o resíduo ou seus produtos

Microrganismos predominantes na degradação de resíduos sólidos urbanos

A heterogeneidade dos resíduos sólidos urbanos implica importante diversidade microbiana, permitindo a ocorrência das mais variadas reações. Verificam-se o consumo de substratos e a obtenção de produtos dessas degradações, que por sua vez se tornam substratos de outras populações, gerando novos produtos. Desta intrincada corrente de reações realizadas por microrganismos presentes na massa de resíduos sólidos resulta o que se denomina de degradação dos resíduos. A partir da finalização da etapa de degradação microbiana pode-se:

- coletar e utilizar posteriormente os gases gerados;
- tratar e utilizar os lixiviados na recirculação desses sistemas (processo que será discutido no Capítulo 3 como alternativo e eficiente para o tratamento de lixiviados em aterros sustentáveis); e, finalmente,
- reaproveitar a área, tanto para a deposição de mais resíduos como para outros usos futuros.

O entendimento das reações e das correlações microbianas em aterros sustentáveis está diretamente relacionado às velocidades de degradação dos resíduos sólidos e, ainda, à qualidade do lixiviado, à produção de biogás e, conseqüentemente, aos cuidados ambientais de toda a área de disposição final. Outrossim, ocorre a degradação dos mais variados compostos, alguns inclusive de origem xenobiótica (compostos não disponíveis pela natureza, portanto, de origem sintética, produzidos pelo homem), conforme apresentado na Tabela 2.2. Nos resíduos sólidos urbanos (RSU) encontram-se, muitas vezes, colas e removedores de tintas (contêm cloreto de metileno e xileno), colas (contêm tricloroetileno), tintas (contêm tolueno) e baterias (contêm chumbo e cádmio).

As comunidades microbianas presentes em sistemas de disposição final de RSU incluem bactérias hidrolíticas e fermentativas, acidogênicas, acetogênicas e archeas metanogênicas, além de bactérias redutoras de sulfato e protozoários. Apenas na fase inicial, durante e logo após a deposição dos resíduos nos aterros, observam-se condições adequadas de crescimento de microrganismos aeróbios. O restante da degradação se dá sob ambiente anaeróbio. Na etapa aeróbia predominam fungos, streptomices e bactérias fotossintéticas. Consórcios microbianos presentes em sistemas anaeróbios de aterramento de resíduos são responsáveis pela seqüência das etapas de degradação: hidrólise de polímeros, fermentação de ácidos orgânicos e mineralização final dos resíduos com a etapa de metanogênese.

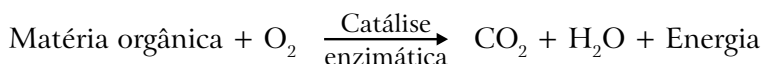
Tabela 2.2 Compostos orgânicos xenobióticos mais freqüentemente observados em lixiviados de aterros.

Compostos	Varição (mg/L)
<i>Hidrocarbonetos Aromáticos</i>	
Benzeno	1-1.630
Tolueno	1-12.300
Xileno	4-3.500
Etilbenzeno	1-1.280
Trimetilbenzeno	4-250
Naftaleno	0,1-260
<i>Hidrocarbonetos Halogenados</i>	
Clorobenzeno	0,1-110
1,2-Diclorobenzeno	0,1-32
1,4-Diclorobenzeno	0,1-16
1,1,1-Tricloroetano	0,1-3.810
Tricloroetileno	0,7-750
Tetracloroetileno	0,1-250
Cloreto de metileno	1,0-64
Clorofórmio	1,0-70
<i>Fenóis</i>	
Fenol	1-1.200
Cresol	1-2.100
<i>Pesticidas</i>	
Mecoprop (ácido 2-(2-metil-4-clorofenoxi) propiônico)	2,0-90
<i>Outros</i>	
Acetona	6-4.400
Dietilftalato	10-660
Di- <i>n</i> -butilftalato	5,0-15
Tetrahidrofurano	9-430
Tri- <i>n</i> -butilfosfato	1,2-360

Fonte: Christensen *et al.*, 2001.

Degradação aeróbia de resíduos sólidos urbanos

Logo após a cobertura dos resíduos em um aterro sanitário, ainda há a presença de ar e, portanto, de oxigênio, aprisionado no interior da célula confinada. Os microrganismos aeróbios, ou seja, aqueles que utilizam oxigênio na decomposição da matéria orgânica, dão início à primeira das fases do processo de decomposição dos resíduos sólidos urbanos. A matéria orgânica polimérica é, num primeiro momento, submetida à ação de enzimas extracelulares específicas (proteolíticas, celulolíticas, etc.) secretadas por microrganismos ditos hidrolíticos. Os oligômeros e monômeros assim produzidos são em seguida degradados, como segue:



Esta reação libera energia, parte da qual será utilizada para a síntese de novas células quando da multiplicação de microrganismos presentes. Considerando unicamente a oxidação do carbono, a reação global pode então ser descrita como segue:



Essa equação esquematiza uma sucessão de reações que conduzem, a partir de substratos inicialmente presentes, à liberação no meio de uma série de metabólitos intermediários. Segundo a natureza dos substratos degradados, os metabólitos formados podem ser de diferentes espécies. Apresentam-se nas Tabelas 2.3 e 2.4, os principais produtos intermediários e finais do processo de degradação aeróbia e seus efeitos (Borges de Castilhos, 2000).

Tabela 2.3 Produtos intermediários do processo de degradação dos resíduos sólidos urbanos.

Natureza da matéria degradada	Principais classes de produtos intermediários
Proteínas	Polipeptídeos, ácidos aminados
Graxas	Ácidos graxos
Hidratos de carbono	Polissacarídeos, açúcares, aldeídos
Hidrocarbonetos	Ácidos graxos, aldeídos

Os principais efeitos dos metabólitos intermediários são: poluição dos lixiviados, por meio das matérias orgânicas, globalmente medidas por intermédio da DQO, DBO₅ e COT; ação complexante de certos produtos (ácidos aminados e compostos amino-carboxílicos) sobre os metais; e estimulação da atividade biológica (contaminação bacteriana).

Tabela 2.4 Produtos finais do processo de degradação aeróbia dos resíduos sólidos urbanos.

Elementos constituintes da matéria orgânica	Produtos finais da iodegradação aeróbia
H	Água H ₂ O
C	Gás carbônico CO ₂ , bicarbonatos e carbonatos
N	Nitratos NO ₃ ⁻
P	Fosfato PO ₄ ³⁻
S	Sulfatos SO ₄ ⁻
Metais	Seus hidróxidos ou carbonatos.

Igualmente, os principais efeitos dos metabólitos finais são: influência do CO₂, dos carbonatos e dos bicarbonatos sobre o pH do meio aquoso e sua capacidade tampão ácido-base em função do pH; insolubilização dos íons metálicos sob forma de hidróxidos, fosfatos, carbonatos pouco solúveis ou solubilização desses metais; e liberação de elementos eutrofizantes para as águas (nitratos e fosfatos).

A decomposição aeróbia é relativamente curta. Em média, dura aproximadamente um mês, consumindo rapidamente a quantidade limitada de oxigênio presente. De acordo com Lo (1996), em aterros pouco profundos (inferiores a 3 m) ou quando se garante suprimento extra de oxigênio, essa fase pode se estender por um tempo maior. No decorrer da fase, ocorre grande liberação de calor. A temperatura do aterro sobe acima daquela encontrada no ambiente. Os lixiviados produzidos nessa fase apresentarão elevadas concentrações de sais de alta solubilidade dissolvidos no líquido resultante. A elevação da temperatura pode ocasionar, também, a formação de sais contendo metais, pois muitos íons são solúveis em água em temperaturas elevadas. Nessa fase dá-se, também, grande formação de gás carbônico (CO₂) e hidrogênio, particularmente se a umidade no interior da massa de resíduos sólidos urbanos for baixa (Lo, 1996).

Degradação anaeróbia de resíduos sólidos urbanos

Com a diminuição da quantidade de oxigênio, começam a predominar microrganismos anaeróbios facultativos, ou seja, aqueles que preferencialmente não usam oxigênio na decomposição da matéria orgânica, podendo, porém, utilizá-lo. Segundo Foresti *et al.* (1999), essas bactérias, primeiramente, convertem o material orgânico particulado, como a celulose e outros materiais putrescíveis, em compostos dissolvidos, num processo denominado hidrólise ou liquefação (primeira fase). O tamanho dos polímeros orgânicos (glúcídios, lipídeos, protídeos, etc.) é muito importante para a penetração no interior das células bacterianas. Eles podem somente ser degradados sob a ação de enzimas hidrolíticas extracelulares (celulases, hemicelulases, etc.).

Os oligômeros e os monômeros assim formados, de tamanho suficientemente pequeno para penetrar no interior das células, são então metabolizados. A passagem pela membrana citoplasmática se faz por duas vias: difusão passiva segundo o gradiente de concentração ou por transporte ativo das proteínas membranáceas. No interior das células, esses substratos são metabolizados, em função do equipamento enzimático da célula, em ácidos orgânicos, cetonas, álcoois, NH_3 , H_2 e CO_2 . É a fase de acidificação. De um ponto de vista bioquímico, percebe-se que a hidrólise e a fase ácida constituem duas etapas distintas.

Por outro lado, microbiologicamente, verifica-se que as bactérias não conseguem sobreviver somente da fase de hidrólise, visto que tudo acontece no exterior da célula. São, portanto, as mesmas bactérias que realizam as duas fases, agrupadas por esta razão em uma só fase. Essas bactérias são anaeróbias estritas ou facultativas, porém em sua maioria são anaeróbias estritas. Essa segunda fase se caracteriza, portanto, por ser um processo bioquímico pelo qual as bactérias obtêm energia pela transformação da matéria orgânica hidrolisada, contudo, sem ocorrer nenhuma estabilização da matéria orgânica. Durante essa fase, que pode durar alguns anos, são produzidas quantidades consideráveis de compostos orgânicos simples e de alta solubilidade, principalmente ácidos graxos voláteis. Os metabólitos finais das bactérias hidrolíticas acidogênicas são excretas das células e entram em solução no meio. Eles passam, então, a ser substratos das bactérias acetogênicas. Com exceção das bactérias homoacetogênicas, todas as acetogênicas produzem o hidrogênio como metabólito obrigatório (em inglês, OHPA – Obligate Hydrogen Producing Acetogenic). A existência destas bactérias foi comprovada por Bryant em 1967.

Na terceira fase, dentre os principais ácidos graxos produzidos, encontram-se o ácido acético (produção preponderante do ácido acético) e também grandes quantidades de nitrogênio amoniacal. Esses ácidos se misturam com o líquido que percola pela massa de resíduo sólido, fazendo com que seu pH caia para valores entre 4 e 6. O caráter ácido dessa mistura ajuda na solubilização de materiais inorgânicos, podendo apresentar altas concentrações de ferro, manganês, zinco, cálcio e magnésio. Os valores baixos de pH favorecem, também, o aparecimento de maus odores, com a liberação de gás sulfídrico (H_2S), amônia (NH_3) e outros gases causadores de maus odores (Lima, 1995). Os lixiviados produzidos nessa fase apresentam grande quantidade de matéria orgânica. Têm, portanto, alta demanda bioquímica de oxigênio (DBO), valor usado para indicar a concentração de matéria orgânica em um dado volume líquido. Nessa fase, têm valores de DBO superiores a 10 g/L. Outro indicador da quantidade de compostos orgânicos em um líquido é a demanda química de oxigênio (DQO).

Dividindo-se o valor da DBO dos lixiviados pelo valor da DQO dos mesmos, obtêm-se valores relativamente altos, usualmente superiores a 0,7. Esses valores denotam que os lixiviados são relativamente biodegradáveis. Na quarta e última fase, os compostos orgânicos simples formados na fase acetogênica são consumidos por

bactérias estritamente anaeróbias, denominadas bactérias metanogênicas, que dão origem ao metano (CH_4) e ao gás carbônico (CO_2). Essas bactérias metanogênicas desenvolvem-se preferencialmente em valores de pH próximos do neutro ($\text{pH} = 7,0$), entre 6,6 e 7,3. Com o consumo dos ácidos voláteis simples produzidos na fase anterior, o valor do pH, que era ácido, começa a subir, favorecendo o aparecimento desse tipo de bactéria; porém, esta é bastante sensível. O fluxograma geral do processo de decomposição anaeróbio é mostrado na Figura 2.8 (Borges de Castilhos, 2000).

Uma vez estabelecido o equilíbrio no pH, qualquer acúmulo de ácido pode provocar queda na quantidade de bactérias metanogênicas, prejudicando o processo de decomposição dessa fase. Estando o pH próximo do neutro, reduz-se a solubilização de compostos inorgânicos, diminuindo a condutividade dos lixiviados, grandeza que caracteriza a capacidade do líquido de conduzir corrente elétrica (IPT/Cempre, 2000). Enquanto o consumo dos ácidos voláteis simples faz o pH subir, a DBO dos lixiviados, por sua vez, começa a baixar.

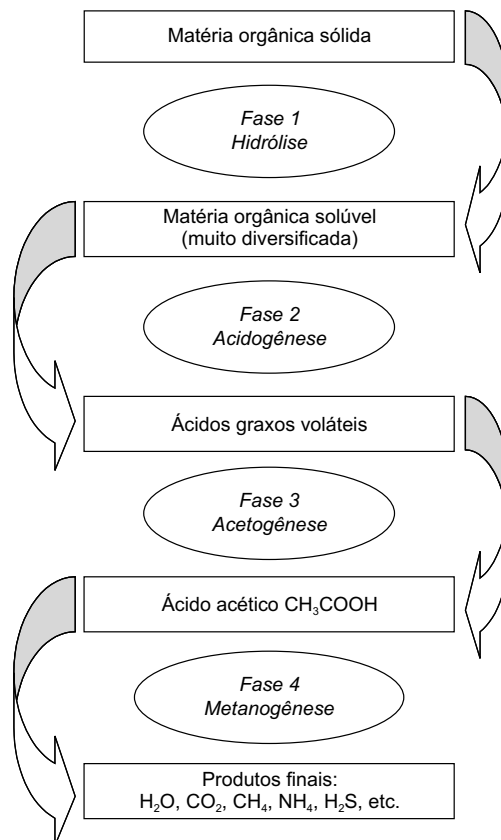


Figura 2.8 Fluxograma do processo de decomposição anaeróbia dos resíduos sólidos urbanos.

Nessa condição, a divisão do valor da DBO pelo valor da DQO resulta em valores mais baixos, o que significa menor capacidade de biodegradação dos lixiviados. Isso se explica pelo fato de que, nessas condições, há nos lixiviados acúmulo de substâncias que são de difícil degradação biológica, como os ácidos fúlvicos e húmicos, originários da decomposição de material vegetal. Esses compostos também contribuem sobremaneira para a coloração escura dos lixiviados.

Os produtos intermediários da degradação anaeróbia são os ácidos graxos voláteis (AGVs) e seus principais efeitos são o impacto sobre o pH quando existe acúmulo dos ácidos graxos voláteis, geração de poluição global da fase aquosa pelas matérias orgânicas e ação complexante de certos metabólitos. Quanto aos metabólitos finais da degradação anaeróbia, pode-se verificar os principais na Tabela 2.5.

Tabela 2.5 Produtos finais do processo de degradação anaeróbia dos resíduos sólidos urbanos.

Elementos constituintes da matéria orgânica	Produtos finais da biodegradação aeróbia
H	Água H ₂ O, H ₂ S e CH ₄
C	Gás carbônico CO ₂ e CH ₄
N	Nitratos NH ₄
O	Gás carbônico CO ₂
S	S ⁻² , H ₂ S
Metais	Seus sulfetos

Os principais efeitos são: a influência do CO₂, dos bicarbonatos e carbonatos sobre o pH do meio aquoso e sua capacidade ácido-básica, a possível insolubilização dos metais sob a forma de sulfetos muito pouco solúveis, a complexação do cobre pelos íons NH₄⁺ e a emissão eventual de maus odores.

Embora essa divisão do processo de digestão anaeróbia em fases facilite bastante o entendimento dos fenômenos de estabilização biológica dos resíduos sólidos urbanos e seus impactos sobre a composição dos lixiviados e das emissões gasosas, na prática, durante a vida de um aterro, essas fases não são tão bem definidas. Isto ocorre na medida em que sempre há o aterramento de resíduos sólidos novos, causando grande variabilidade na idade do material disposto, não sendo difícil encontrar as três fases ocorrendo simultaneamente em um único aterro. Finalmente, resumem-se a seguir os principais parâmetros da digestão anaeróbia relacionados aos resíduos sólidos urbanos: natureza do substrato, temperatura e pH.

Natureza do substrato

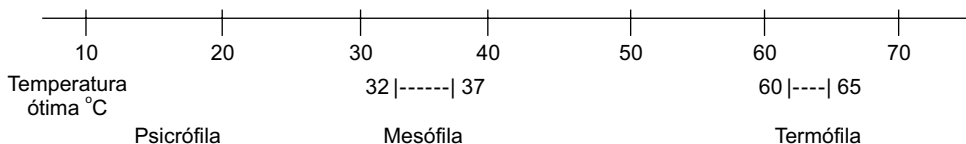
Os substratos nutritivos devem prover fontes de alimento aos microrganismos (elementos químicos que constituem o material celular e os necessários às atividades enzimáticas), particularmente os oligo-elementos (elementos minerais que em fracas doses são indispensáveis às reações enzimáticas), como cálcio, magnésio, potássio, sódio, zinco, ferro, cobalto, cobre, molibdênio e manganês. Em fortes concentrações, esses elementos têm efeito inibidor sobre o processo de fermentação. Por outro lado, os elementos majoritários (carbono, nitrogênio, oxigênio, fósforo e enxofre) têm importância fundamental no rendimento dos gases de fermentação (Tabela 2.6).

Tabela 2.6 Concentrações e fator de inibição do processo de fermentação.

Íons	Concentração (mg/l)		
	Estimulante	Inibidora	
		Fraco	Forte
Sódio Na ⁺	100 a 200	3.500 a 5.500	8.000
Potássio K ⁺	200 a 400	2.500 a 4.500	12.000
Cálcio Ca ⁺	100 a 200	2.500 a 4.500	8.000
Magnésio Mg ⁺⁺	75 a 150	1.000 a 1.500	3.000
Nitrogênio NH ₄ ⁺	5 a 200	1.500 a 3.000	3.000
Sulfetos S ⁻	–	menos de 200	200
Ni ⁺⁺ , Cr ⁶⁺ , Zn ⁺⁺ e Pb ⁺⁺	–	–	1

Temperatura

A atividade enzimática das bactérias depende estreitamente da temperatura, visto que é conhecido que alterações bruscas de temperatura causam desequilíbrio nas culturas envolvidas, principalmente nas bactérias formadoras de metano. Em torno de 10°C essa atividade é muito reduzida e, acima de 65°C, as enzimas são destruídas pelo calor. Os estudos da evolução dos resíduos sólidos urbanos demonstram que as temperaturas ideais para a produção gasosa são:



pH

A concentração em íons OH^- no meio exterior tem grande influência sobre o crescimento dos microrganismos. Na digestão anaeróbia, observam-se duas fases sucessivas: a primeira se caracteriza por diminuição do pH em patamares próximos de 5,0 e a segunda, por aumento do pH e sua estabilização em valores próximos da neutralidade. A redução do pH se deve à ação das bactérias acidogênicas, as quais liberam rapidamente ácidos graxos voláteis. As bactérias metanogênicas (que têm taxas de crescimento mais fracas que as primeiras) se instalam progressivamente e induzem à elevação do pH por intermédio da catálise do ácido acético.

Produção de Biogás e Lixiviados

Produção de biogás

A produção do hidrocarboneto saturado mais simples, o metano, é um fenômeno presente na natureza ao longo dos tempos. O denominado “gás dos pântanos” foi descoberto por Shirley em 1667 e o reconhecimento do metano como um de seus componentes foi definido por Volta em 1776 (Pinheiro, 2002). Posteriormente, em 1883, Ulysse Gayon, aluno de Louis Pasteur, realizou a primeira fermentação anaeróbia produzindo 100 litros de gás por metro cúbico de uma mistura de esterco e água. Uma das primeiras unidades semi-industriais de produção data de 1895, no Reino Unido, onde foi construído um digestor de lodos obtidos por decantação de esgotos domésticos da cidade de Exeter. O gás produzido era usado na iluminação das ruas da cidade.

Atualmente, o Brasil conta com alternativas para aumentar sua diversidade energética e compor uma matriz energética com novas fontes renováveis de energia. Essas fontes renováveis, como o biogás, encontram-se principalmente no âmbito de pesquisas, e por intermédio de sua utilização promoveriam maior diversidade no suprimento energético e favoreceriam desenvolvimento econômico e social mais sustentável no país. Lima (1995). Por outro lado, é importante salientar que esses gases, segundo o MCT (1997), fazem atualmente parte do grupo dos “gases do efeito estufa” (GEEs), pois por intermédio de diversas tecnologias pode-se atualmente traçar uma ligação entre as ações antropogênicas e a influência desses gases na atmosfera, principalmente sob a forma de aquecimento.

O gás metano é considerado um gás combustível e suas emissões correspondem, segundo o MCT, 19% das emissões antrópicas dos GEEs. De acordo com o IPCC (1996), o metano natural corresponde a apenas 20% das emissões e as atividades humanas são responsáveis pelos 80% restantes, sendo que uma fração de 20% é oriunda da produção e uso de combustíveis fósseis. Após a confirmação de que, dentre as emissões mundiais de metano, cabem aos aterros sanitários controlados e aos lixões cerca de 8%, a preocupação com o gerenciamento do setor de resíduos sólidos e com a questão do aquecimento global aumentaram vertiginosamente nos últimos 10 anos (Cetesb, 2001).

Em relação à estrutura dos aterros sanitários, o controle da emissão de biogás reduz a chance de instabilidade do aterro, minimiza a migração desses gases para áreas adjacentes ao aterro, ocasionando infiltrações nos sistemas de esgoto, e melhora o bem-estar da população vizinha ao aterro, graças à redução dos odores produzidos pela emissão de mercaptanas e compostos com enxofre (Cetesb, 1997). O gráfico da Figura 2.9 demonstra a distribuição global das fontes de metano segundo o MCT (1997).

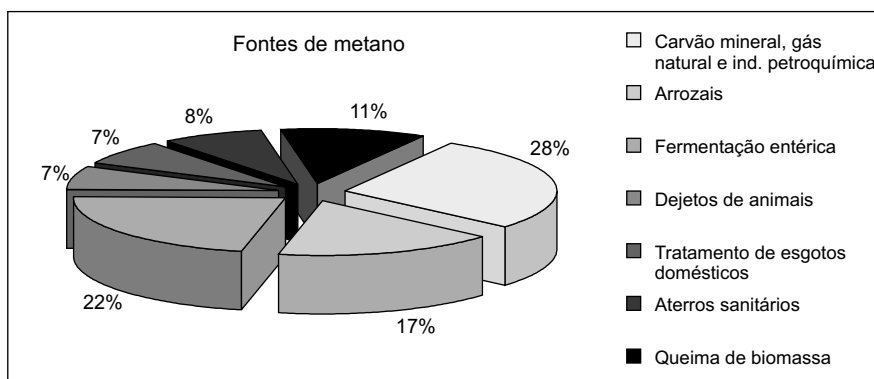


Figura 2.9 Distribuição global das fontes de metano (adaptado de MCT, 1997).

A fim de avaliar o potencial de risco da produção de gás a partir dos resíduos sólidos urbanos, é necessário conhecer a composição, as características e as propriedades desses gases. Geralmente, os gases que compõem o gás de aterros sanitários compreendem metano, dióxido de carbono, gás sulfídrico, oxigênio, hidrogênio, mercaptanas, propano, butano e outros compostos. Keller (1988) indica em seus estudos que os gases de aterro sanitário contêm seis classes de compostos: hidrocarbonetos saturados e insaturados, álcoois orgânicos e hidrocarbonetos ácidos, hidrocarbonetos aromáticos, compostos halogenados, compostos sulfurados (mercaptanas) e compostos inorgânicos. A título de exemplo, a Tabela 2.7 apresenta os resultados de composição dos gases de um aterro sanitário da Califórnia.

Outrossim, um estudo de Allen *et al.* (1997) apresenta os resultados de análises de gás em sete aterros sanitários da Inglaterra. Nesse estudo, são identificados 140 compostos orgânicos voláteis (COVs), dos quais 90 são detectados nos gases de todos os aterros sanitários amostrados. Os grupos de compostos e concentrações observados são: alcanos (302-1543 mg m⁻³), compostos aromáticos (94-1906 mg m⁻³), cicloalcanos (80-487 mg m⁻³), terpenos (35-652 mg m⁻³), álcoois e cetonas (2-2069 mg m⁻³) e compostos halogenados (327-1239 mg m⁻³).

Tabela 2.7 Composição dos gases do aterro sanitário de Mountain View, Califórnia, EUA.

Gás	Unidade
Metano (CH ₄)	44,03 %
Dióxido de carbono (CO ₂)	34,20 %
Hidrogênio (H ₂)	
Oxigênio (O ₂)	0,52 %
Monóxido de carbono (CO)	
Azoto (N ₂)	20,81 %
Gás sulfídrico (H ₂ S)	
Amoníaco (NH ₃)	1,7 a 3,9 ppm
Mercaptanas sulfuradas	0 a 1,42 ppm
Propano (C ₃ H ₈)	7 ppm
Butano (C ₄ H ₁₀)	4 ppm
Tolueno	50 a 90 ppm
Benzeno	80 a 110 ppm

As variações observadas na concentração dos gases de aterro sanitário são atribuídas às diferenças de composição dos resíduos e ao estágio dos processos de decomposição destes. Finalmente, é importante observar que em três dos sete gases de aterro sanitário monitorados foi detectada a presença de organoclorados em concentrações próximas de 250 mg·m⁻³. O cloreto, em concentrações detectadas na ordem de > 0,1 a 87 mg mg m⁻³, foi o composto mais tóxico encontrado nesses gases. Em termos de propriedades, verifica-se que o metano apresenta as características mostradas na Tabela 2.8.

Tabela 8 Principais propriedades físicas do gás metano.

Propriedade	Valor	Unidade
Massa molar	16	g
Densidade específica	0,554	kcal/mol
Peso do gás seco	645	g/m ³
Peso do gás liquefeito	350	g/litro
Inflamabilidade no ar	5 a 15	% em volume
Poder calorífico	8.900 a 9.700	kcal/ m ³
Temperatura de ignição espontânea	573	°C
Solubilidade em água a 20°C	3,38	% em volume gás
Ponto de ebulição	- 116,7	°C

A geração de gás em aterro sanitário é afetada por diversas variáveis, entre as quais se podem citar: natureza dos resíduos, umidade presente nos resíduos, estado físico dos resíduos (tamanho das partículas), potencial hidrogeniônico (pH), temperatura, nutrientes, capacidade-tampão e taxa de oxigenação. É importante lembrar que esses fatores são os responsáveis pelo desenvolvimento do processo de digestão anaeróbia de substratos orgânicos. Numerosos estudos sobre a produção de biogás foram realizados por diferentes pesquisadores. Esses estudos, desenvolvidos em condições de laboratório ou em campo, são caracterizados, sobretudo, por protocolos experimentais diversificados, tornando delicada a tarefa de exploração de resultados e de estabelecimento de correlações entre os trabalhos.

Entretanto, as observações efetuadas em laboratório ou em células simulando aterros sanitários reais proporcionam indicações representativas da produção de biogás nessas instalações. Um resumo de estudos realizado é apresentado no Tabela 2.9.

Tabela 2.9 Taxas de produção de biogás em experimentos laboratoriais.

Autor	Condições experimentais	Resultados (m ³ kg ⁻¹ MS)
Merz, 1964	Resíduos sólidos urbanos triturados, reatores não estanques ao ar, reatores compostos de 8 tonéis de 208 litros, 9 a 11 meses de duração do estudo.	0,0023 0,0129
Merz & Stone, 1964	Teor de umidade elevado a 54% (peso úmido), reator composto de tanques de aço de 38 m ³ , temperatura de 19 a 49°C, duração do estudo de 900 dias.	0,0055
Rasmawamy, 1970	Resíduos reconstituídos, teor em umidade de 60°C, adição de nutrientes no meio, 12 reatores de 1 litro, temperaturas de 25, 35 e 55°C, duração do estudo de 4 a 8 semanas.	0,001 à 0,183
Rovers & Farquhar, 1970	Resíduos não triturados, simulação de pluviometria, 4 reatores cilíndricos (3 com $\phi = 1,8$ m e h = 4,3 m, e 1 com $\phi = 1,2$ m e h = 2,3 m), temperaturas de 7 a 20°C, 190 dias de duração.	0,0065
Pfeffer, 1974	Resíduos submetidos à redução de granulometria, adição de nutrientes, lodos e meio tamponado, 8 reatores de 15 litros, temperatura de 35°C, 4 a 30 dias de duração do estudo.	0,14 à 0,24
Cooney e Wise, 1975	90% de resíduos triturados e 10% de lodos urbanos, reatores em polipropileno de 50 L, temperaturas de 37 e 65°C, 60 a 90 dias de duração do estudo.	0,28
Augestein, 1976	Resíduos triturados, adição de lodos e meio tamponado, 2 reatores de 57 litros preenchidos com 37,4 kg de resíduos úmidos, temperatura de 37°C, 690 dias de duração do estudo.	0,25

Tabela 2.9 Taxas de produção de biogás em experimentos laboratoriais. (Continuação.)

Autor	Condições experimentais	Resultados (m ³ kg ⁻¹ MS)
Walsh & Kinman, 1979	Simulação da pluviometria anual, reatores de diâmetro igual a 1,8 m e altura igual a 3,7 m, o experimento compreendeu 2.100 dias de duração.	0,003 a 0,018
Buivid <i>et al.</i> , 1981	Estudo desenvolvido com 30 reatores e variabilidade dos diferentes teores em água, umidade, granulometria das partículas, adição de tampões, nutrientes, etc.	0,001 a 0,23
Dewalle & Chian, 1978	Resíduos triturados, diferentes valores de umidade, granulometria e densidade, 18 reatores de 18 litros, temperatura de 17 a 26°C, 300 dias de duração do estudo.	0,001 a 0,018
Myers, 1979	Resíduos não triturados, umidade de 29% (peso seco), 04 reatores (2 com $\phi = 0,9$ m e h = 1,8 m, e 2 com $\phi = 1,8$ m e h = 3,7 m), temperatura de 25°C, 100 dias de duração do estudo.	0,054 a 0,007
Pohland, 1980	Resíduos triturados (6,4 a 7,6 cm), 2 células de 3,0 m ² x 5,2 m de altura (concreto), temperatura ambiente, 699 dias de duração do estudo.	0,007

As diferenças observadas entre os diversos resultados apresentados na Tabela 2.9 são essencialmente função das variações na composição dos resíduos utilizados, umidade, pluviometria, uso de nutrientes e tampões, etc. Por outro lado, no que se refere à produção de biogás em aterros sanitários, as taxas de produção são mais difíceis de avaliar. O método mais empregado para determinar as quantidades de gás produzido consiste em mensurar os volumes emitidos através dos poços de captação, a partir da massa de resíduos. Esse método requer a impermeabilização da superfície e da lateral dos aterros a fim de assegurar que todo o gás produzido seja drenado pelos poços. A Tabela 2.10 apresenta os resultados de produção obtidos em alguns aterros sanitários dos Estados Unidos, a título de comparação.

Tabela 2.10 Taxa de produção de gás em aterros sanitários.

Aterro sanitário	Quantidade de resíduos (10 ⁶ kg)	Superfície (10 ⁶ m ²)	Numero de poços	Altura dos poços (m)	Taxa de produção (m ³ kg ⁻¹ ano ⁻¹)
Azuza	6.350	0,30	41	48,7	0,002
Mountain View	3.628	1,01	33	13,3	0,008
Sheldon-Arletta	5.450	0,16	14	33,0	0,014
Palos Verdes	18.143	0,17	12	45,7	0,001
Scholl canyon	4.500	0,18	27	56,1	0,006

A previsão da geração de biogás é de fundamental importância para estimar o balanço energético e econômico de instalações de recuperação de gás. Diferentes métodos são utilizados para esta previsão, como os métodos estequiométricos e modelos matemáticos.

Métodos estequiométricos

A produção teórica de biogás pode ser estimada por meio da formulação de hipóteses sobre a composição química dos resíduos sólidos urbanos e pela aplicação da equação de Buswell para a metanogênese. Fórmulas químicas globais ou por componentes podem ser utilizadas para essa finalidade: $C_{99}H_{149}O_{59}N$ (resíduos sólidos urbanos), $C_{203}H_{334}O_{138}N$ (papel, resíduos de jardim e madeira) e $C_6H_{10}O_5$ (celulose). Rees (1980) estimou a produção teórica de biogás a partir dos resíduos sólidos urbanos com base na composição de polímeros naturais presentes nos resíduos. Tomando por base a produção teórica de CH_4 e CO_2 a partir de carboidratos, lipídios e proteínas, uma produção de gás com $0,4 \text{ m}^3 \text{ kg}^{-1}$ de resíduos foi prevista pelo autor.

Modelos matemáticos

Modelos matemáticos foram igualmente desenvolvidos para descrever a produção de biogás em aterros sanitários. Esses modelos são formulados essencialmente sobre técnicas usuais de ajuste de curvas teóricas sobre resultados experimentais. Para Ehrig (1984), a produção acumulada de gás por unidade de massa é descrita por uma cinética de primeira ordem igual a $G_t = G_c (1 - e^{-kt})$, em que G_t é a produção total de gás no tempo t , G_c , a produção máxima de gás, t é o tempo (em anos) e k , a constante de degradação ($\ln 20$ semivida).

Modelos mais sofisticados foram desenvolvidos na perspectiva de prever a produção de gás nos aterros sanitários, como o modelo unidimensional de Findikakis & Leckie (1979) para produção e fluxo de CO_2 , CH_4 e N_2 através dos resíduos aterrados. Igualmente, Lu & Kunz (1981) propuseram um modelo no qual as medições de pressão e variações de pressão causadas pelo deslocamento do biogás são utilizadas para calcular a produção e a permeabilidade dos fluxos gasosos.

As diferentes utilizações possíveis para o biogás de aterro sanitário dependem da adequação entre as características da produção (vazão, pressão, PCI, regularidade) e as condições impostas pelo utilitário desses gases. Igualmente, um parâmetro importante é a distância entre o local de produção e de utilização, a qual deve ser a menor possível. Dependendo do caso, o gás será utilizado diretamente como combustível térmico, como fonte de produção de energia mecânica ou, ainda, na fabricação de outro produto energético como vapor ou eletricidade. A solução mais simples é adicionar o biogás de aterro sanitário a um outro gás já distribuído (por exemplo, gás natural).

Neste caso, as utilizações são predeterminadas, ou seja, aquelas da rede existente. Esta solução apresenta a vantagem de ser pouco exigente em relação às características da produção, sendo que:

- a diluição em um gás mais rico, com vazão importante, resulta em péssima qualidade do biogás;
- a irregularidade da produção é compensada pela rede do gás natural e, portanto, não implica prejuízos para os consumidores;
- os aparelhos de utilização podem ser adaptados à qualidade do gás resultante da mistura.

Entretanto, o problema é encontrar um utilitário que esteja localizado proximamente do local de produção a fim de evitar custos importantes de implantação de canalizações.

Geração de lixiviados

O processo de percolação em aterros sanitários é definido como a quantidade de água que excede a capacidade de retenção da umidade do material alterado representado pelos resíduos sólidos (Tchobanoglous *et al.*, 1993). Nesse sentido, os lixiviados são resultado do processo de infiltração da água pela cobertura do solo de um aterro sanitário. As características do solo usado como material de cobertura dos resíduos sólidos são importantes, pois, dependendo do tipo desses materiais, a infiltração e a percolação dos líquidos são favorecidas ou não (Senges, 1969).

Os lixiviados são definidos como os líquidos provenientes de três fontes principais: umidade natural dos resíduos sólidos, água de constituição dos diferentes materiais que sobram durante o processo de decomposição e líquido proveniente de materiais orgânicos pelas enzimas expelidas pelas bactérias (Reichert, 2000). O movimento dos líquidos percolados no solo ocorre verticalmente na zona não saturada e, dependendo do fluxo de água subterrânea, na zona saturada (Mota, 1999). O conhecimento da hidrologia da área delimitada para posicionamento de um aterro é muito importante para avaliar se os lixiviados representarão um perigo de poluição das águas. Dentre os mais importantes aspectos a serem avaliados estão:

- localização e movimento da água subterrânea;
- escoamento de água superficial;
- existência de coleções superficiais de água;
- estudo da precipitação e da evapotranspiração, parâmetros que estão influenciando a quantidade de água que se infiltra no solo e forma o lixiviado.

Igualmente, o conhecimento dos volumes de lixiviados gerados em aterros sanitário é essencial para a definição dos processos de implantação de sistemas de tratamento dos lixiviados e destinação, sistema de coleta e remoção dos lixiviados. Esses volumes são função da precipitação na área do aterro, da evapotranspiração, da declividade e tipo de solo de cobertura utilizado no aterro, da capacidade da camada superficial de reter água, da capacidade de absorção em água dos resíduos sólidos e da capacidade de infiltração do solo de cobertura e dos resíduos sólidos dispostos em aterro sanitário (Rocca *et al.*, 1993). O ciclo hidrológico representa uma globalização simplificada das interações complexas dos fenômenos meteorológicos, biológicos, químicos e geológicos (Wanielista, *et al.*, 1997). O movimento da água da superfície, do subterrâneo e da vegetação para a atmosfera e de volta para Terra sob forma de precipitação define a trajetória do ciclo hidrológico. O ciclo é o processo natural de evaporação, condensação, precipitação, detenção e escoamento superficiais, infiltração, percolação da água no solo nos aquíferos, escoamentos fluviais e interações entre esses componentes (Righetto, 1998). O ciclo hidrológico pode ser descrito a partir do vapor de água presente na atmosfera, o qual em determinadas condições meteorológicas condensa e forma as microgotículas de água que em razão da turbulência natural se mantêm suspensas no ar. O agrupamento das microgotículas forma um aerossol que é representado pelas nuvens. Os parâmetros do balanço hídrico podem ser assim resumidos:

Precipitação: em hidrologia, a precipitação é entendida como toda água que provém do meio atmosférico e atinge a superfície terrestre (ABRH, 1993). Diferentes formas de precipitações são neblina, chuva, granizo, saraiva, orvalho, geada e neve, formas que se diferenciam em função do estado em que a água se encontra. A formação das precipitações está ligada à ascensão das massas de ar. A movimentação das massas depende de fatores como a convecção térmica, o relevo e a ação frontal da massa (Pinto *et al.*, 1976). A medição da precipitação geralmente é realizada com pluviômetros instalados na região estudada, ou se utiliza o dado de pluviometria fornecido pelas estações situadas nas proximidades dos aterros analisados.

Evaporação: o processo de evaporação é definido como a taxa de transferência para a atmosfera, da fase líquida para a fase de vapor, da água contida em um reservatório natural qualquer ou em um domínio definido na escala experimental (ABRH, 1989). A evaporação da água para a atmosfera depende de vários fatores, entre os quais as condições climatológicas e de relevo, a umidade, a velocidade do vento, a disponibilidade de água e energia, a vegetação e as características do solo (Gleick, 2000). A evaporação é medida por meio de um modelo experimental em escala reduzida instalado na proximidade do aterro sanitário.

Escoamento superficial: o escoamento superficial representa a parte do ciclo hidrológico que estuda o deslocamento das águas de superfície da Terra (Pinto *et al.*, 1976). Conhecido também sob a denominação de deflúvio superficial, é a lamina de água formada pelo excesso de água da chuva que não é infiltrado no solo e que se

acumula inicialmente nas pequenas depressões do microrrelevo (Righetto, 1998). O escoamento superficial sobre o solo saturado é formado por pequenos filetes de água que em razão da gravidade está escoando para os pontos mais baixos do solo. Se a água que escoar pela superfície encontra uma superfície de solo não saturado pode se infiltrar novamente. Vários fatores podem afetar o processo de escoamento superficial, e os principais seriam a declividade do terreno e as características de infiltração do solo. Os valores medidos de escoamento superficial são obtidos aplicando-se o coeficiente de escoamento superficial (C') às medidas mensais de precipitação. $ES = C' \times P$, em que $C' = \alpha \times C$, C depende do tipo de solo e da declividade, e α depende da estação do ano. Os valores são mostrados na Tabela 2.11.

Tabela 2.11 Valores do coeficiente de escoamento superficial (C').

Tipo de solo	Declividade (%)	Coeficiente (α)	
		Estação seca	Estação úmida
Arenoso $C = 0,30$	0 a 2	0,17	0,34
	2 a 7	0,34	0,50
Argiloso $C = 0,40$	0 a 2	0,33	0,43
	2 a 7	0,45	0,55

Fonte: Rocca *et al.* (1993).

Infiltração: o processo de infiltração é definido como o fenômeno de penetração da água nas camadas do solo, movendo-se impulsionada pela gravidade para as cotas mais baixas, através dos vazios, até atingir uma camada suporte, formando a água do solo (Pinto *et al.*, 1976). Como o solo é um meio poroso, toda precipitação se infiltra até o solo chegar ao estado de saturação superficial. Em seu estudo Martins (1976) destaca três fases para o processo de infiltração: fase de intercâmbio, fase de descida e fase de circulação. A Tabela 2.12 apresenta algumas equações existentes na literatura para o cálculo da infiltração. Os infiltrômetros são os aparelhos utilizados para a determinação direta da capacidade de infiltração local dos solos. Há dois tipos de aparelhos: um com aplicação da água por inundação, denominado simplesmente infiltrômetro, e outro com aplicação da água por aspersão, conhecido como simulador de chuva. Os aparelhos são tubos cilíndricos curtos, de chapa metálica, com diâmetro variando entre 200 e 900 mm, cravados na posição vertical no solo, de maneira que reste uma pequena altura livre sobre o solo (Pinto *et al.* 1976). Pode ser utilizado um ou dois tubos concêntricos: o tubo é colocado no solo até uma profundidade maior ou igual à da penetração da água, para evitar o erro causado pela dispersão lateral da água. Dividindo a taxa de aplicação da água adicionada pela área de seção transversal do tubo determina-se a capacidade de infiltração que decai exponencialmente com o tempo. No final de duas ou três horas, a capacidade de infiltração se estabiliza na infiltração básica (" f_c " de Horton).

Tabela 2.12 Equações empíricas para o cálculo da infiltração.

GREEN-AMPT	$f = c(k+z)/z$
PHILLIP	$f = 1/2 k t^{-1/2} + c$
KOSTIAKOV BRANCH	$f = a k t^{a-1}, t < t_c$
$f = c, t < t_c$	$f = a k t^{a-1} + c$
KOSTIAKOV (modificada)	$f = a k t^{a-1}$
SCS	$f = a k e^{-1t} + c$
HORTON	$= k t_c (A \tan(t/t_c))^{-1/2} / (2(t_c^2 + t^2) + c)$
COLLIS-GEORGE	
$f =$ taxa de infiltração,	
$k, c, t_c =$ constantes	

Evapotranspiração: o processo de evapotranspiração representa a soma total de água de superfície que retorna à atmosfera (solo, gelo, neve e vegetação). É a soma entre o processo de evaporação e de transpiração. O processo de transpiração é influenciado pelos seguintes fatores ambientais: estação, temperatura, radiação solar, umidade relativa e velocidade do vento. As estações do ano associadas às condições solares afetam a temperatura das folhas das plantas e, conseqüentemente, o processo de transpiração (Lu *et al.*, 1981). Em decorrência das dificuldades para medir separadamente o processo de evaporação e transpiração, em geral as perdas de água da atmosfera são expressas como a evapotranspiração total.

Finalmente, quanto aos métodos para estimar o volume de lixiviados produzidos em um aterro sanitário são explicitados tomando por base o balanço hidrológico. Os mais empregados são o método do balanço hídrico e o método suíço.

Método do balanço hídrico

Uma das mais completas equações de balanço hídrico encontrado na literatura é apresentada a seguir:

$$L = W_p + W_{SR} + W_{IR} + W_D + W_{GW} - R - E - \Delta S_S - \Delta S_R$$

em que:

- L – volume de lixiviado;
- W_p – entrada em decorrência da precipitação;
- W_{SR} – entrada de água pluvial ou de fora da área do aterro;
- W_{IR} – entrada de irrigação ou recirculação;
- W_D – contribuição de água em decorrência da composição dos resíduos;

- W_{GW} – infiltração pela base;
- R – escoamento superficial;
- E – evapotranspiração;
- ΔS_S – variação da umidade armazenada no solo de cobertura;
- ΔS_R – variação da umidade armazenada nos resíduos sólidos.

Em geral, os parâmetros W_D e W_{GW} podem ser desprezíveis ou até ser considerados iguais a zero, graças às técnicas modernas de impermeabilização inferior dos aterros (Reichert, 2000). Para o armazenamento da água no solo, inicialmente se multiplica a quantidade de água disponível por metro de solo pela profundidade da zona de vazões, considerada igual à espessura da camada de cobertura. A Tabela 2.13 apresenta os valores da quantidade de água disponível em função do tipo de solo de cobertura.

Tabela 2.13 Umidade do solo (mm H₂O/m de solo).

Tipo de solo	Capacidade de campo	Ponto de murchamento	Água disponível
Solo arenoso	200	50	150
Solo siltoso	300	100	200
Solo argiloso	375	125	250

Fonte: Rocca et al., (1993).

Método suíço

O método suíço estima o volume de lixiviado de acordo com a seguinte expressão:

$$Q = \frac{1}{t} \cdot P \cdot A \cdot K$$

em que:

- Q – vazão média de lixiviado (L/s).
- P – precipitação média anual (mm);
- A – área do aterro (m²);
- t – número de segundos em um ano (s);
- K – coeficiente que depende do grau de compactação dos resíduos (valores tabelados).

Na Tabela 2.14 apresenta-se uma planilha que pode ser empregada como modelo para cálculo dos volumes de lixiviados em aterros sanitários de pequeno porte, utilizando-se o método do balanço hídrico.

Tabela 2.14 Cálculo do balanço hídrico para instalações de aterros sanitários.

Parâmetro (mm)	Meses												
	Jan	Fev	Mar	Abr	Mai	Jun	Jul	Ago	Set	Out	Nov	Dez	Anual
EP													
P													
C'													
ES													
I													
I - EP													
Σ Neg (I-EP)													
AS													
AAS													
ER													
PER													
Tipo de solo:													
Declividade:													

EP – evapotranspiração potencial;

P – índice de precipitação pluviométrica;

C' – escoamento superficial;

I – infiltração;

AS – armazenamento de água no solo;

AAS – troca de armazenamento de água no solo;

ER – evapotranspiração real;

Per – lixiviado

Σ Neg (I - EP) representa a perda potencial de água acumulada e a quantidade de água armazenada no solo que é perdida pela evapotranspiração. É calculado somando-se em cada mês somente o valor negativo de (I - EP). Para valores de (I - EP) positivos serão atribuídos o valor zero à soma Σ Neg (I - EP). Aos valores positivos de (I-EP), que representam adições na quantidade de água armazenada, devem ser somados os valores de (AS) no mês anterior a partir do último mês que apresente valor negativo de (I - EP), até que se atinja a capacidade de campo. Qualquer excesso no valor de (AS) em relação à capacidade de campo se transforma em lixiviado. A evapotranspiração real (ER) representa a quantidade real de perda de água durante certo mês. Para os meses em que a infiltração é maior que a evapotranspiração potencial, $(I-EP) > 0$, a evapotranspiração ocorre em seu máximo nível, sendo igual a (EP). Nos meses em que a infiltração é menor que a evapotranspiração potencial, $(I-EP) < 0$, a evapotranspiração real é condicionada ao grau de umidade do solo, e é calculada pela seguinte expressão: $ER = EP + [(I - EP) - AAS]$. O cálculo do volume de lixiviado é feito pela seguinte expressão: $PER = P - ES - AAS - ER$.

Modelos de Evolução dos Resíduos Sólidos Urbanos: Fases e Parâmetros Indicativos

A degradação dos resíduos sólidos urbanos em aterro sanitário é um processo longo, função da velocidade de degradação dos diferentes substratos, e seqüencial, em razão dos metabolismos distintos que se sucedem ou se superpõem. Alguns modelos globais de degradação foram desenvolvidos na perspectiva de demonstrar as diferentes etapas que conduzem à estabilização dos resíduos. Um primeiro modelo foi proposto por Farquhar & Rovers em 1973, identificando quatro fases para a produção de biogás (Figura 2.10).

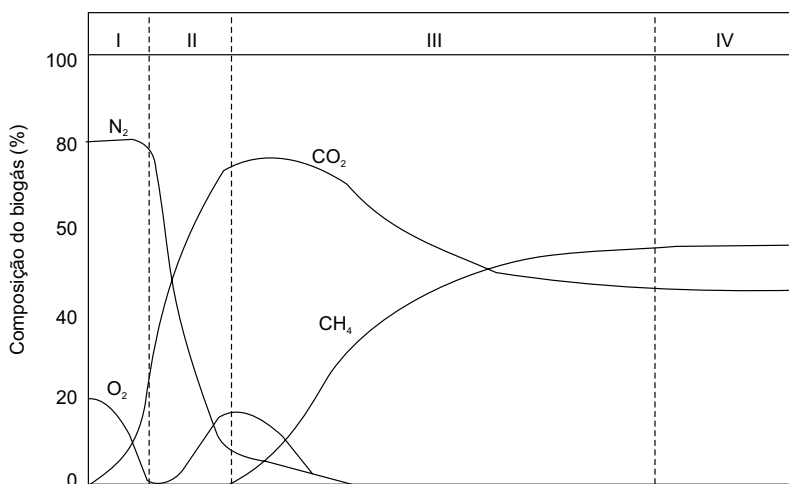


Figura 2.10 Modelo de produção de biogás em aterros sanitários.

Rees (1980) propôs a adição de uma quinta fase ao modelo de Farquhar & Rovers. Nesse modelo, além dos gases, são ilustradas curvas teóricas de degradação da celulose e dos ácidos graxos voláteis (Figura 2.11).

Igualmente, em um modelo proposto por Stanforth *et al.* em 1979, a degradação dos resíduos em aterro sanitário se efetuará em uma fase aeróbia e em uma fase anaeróbia que por sua vez se desenvolverá em duas etapas, conforme a Figura 2.12.

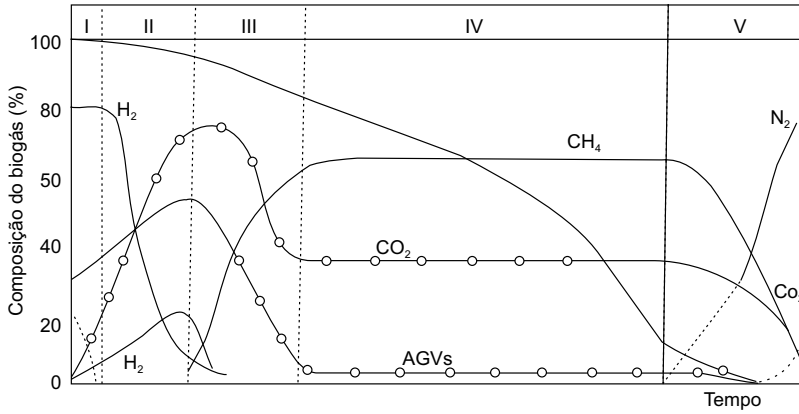


Figura 2.11 Modelo de evolução dos resíduos em aterros sanitários.

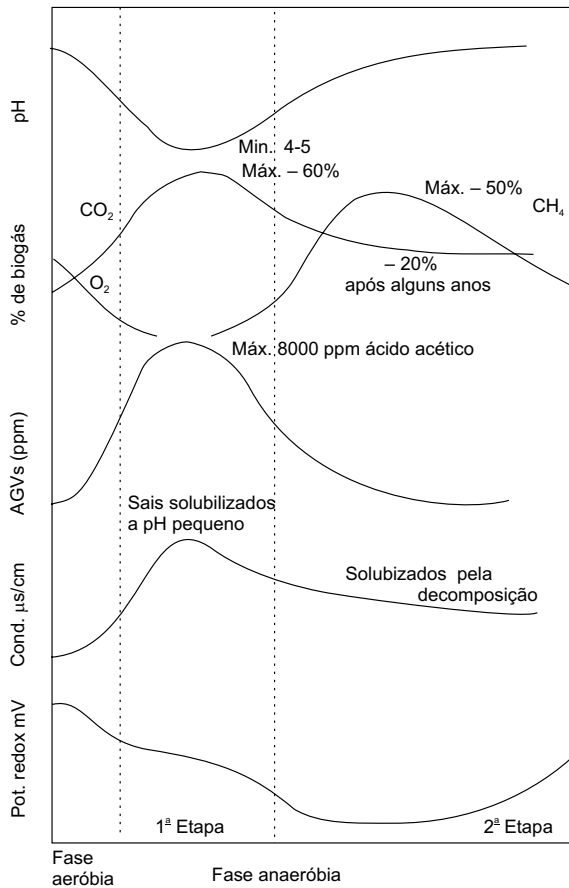


Figura 2.12 Modelo teórico de degradação dos resíduos em aterros sanitários.

Finalmente, Pohland & Harper (1985) propuseram cinco fases para avaliar a estabilização dos resíduos em aterro em função do tempo. Essas fases são manifestações da evolução dos resíduos, cuja variação da qualidade e da quantidade dos lixiviados e gases produzidos são os parâmetros indicativos. As diferentes fases são descritas a seguir:

	<ul style="list-style-type: none"> • Aterramento dos resíduos nas células e início do acúmulo de umidade.
Fase 1 Fase inicial	<ul style="list-style-type: none"> • Compactação inicial dos resíduos e fechamento das células do aterro.
	<ul style="list-style-type: none"> • Detecção das primeiras mudanças nos diferentes parâmetros de degradação dos resíduos.
	<ul style="list-style-type: none"> • Capacidade de retenção em água dos resíduos é ultrapassada e inicia-se a formação de lixiviados.
	<ul style="list-style-type: none"> • Passagem de condições aeróbias para anaeróbias. O acceptor de elétron passa do oxigênio para os nitratos e sulfatos.
Fase 2 Fase de transição	<ul style="list-style-type: none"> • Concentrações importantes de metabólitos intermediários (AGVs) aparecem nos lixiviados.
	<ul style="list-style-type: none"> • Tendências perceptíveis de instalação de condições redutoras no meio.
	<ul style="list-style-type: none"> • Os ácidos graxos voláteis se tornam preponderantes nos lixiviados.
Fase 3 Formação ácida	<ul style="list-style-type: none"> • Diminuição do pH se produz, com mobilização e possível complexação de espécies metálicas.
	<ul style="list-style-type: none"> • Consumo de nitrogênio e fósforo para o crescimento dos microrganismos.
	<ul style="list-style-type: none"> • Detecção do hidrogênio e influência na natureza dos produtos intermediários formados.
	<ul style="list-style-type: none"> • Produtos intermediários que apareceram na fase ácida são transformados em metano e dióxido de carbono em excesso.
	<ul style="list-style-type: none"> • Crescimento do pH até valores mais elevados, controlado pela capacidade tampão do sistema.
Fase 4 Fermentação metanogênica	<ul style="list-style-type: none"> • Potencial de óxido – redução se encontra em valores baixos e consumo importante de nutrientes.
	<ul style="list-style-type: none"> • Fenômenos de complexação e precipitação de metais continuam a ocorrer.
	<ul style="list-style-type: none"> • Carga orgânica dos lixiviados decresce e a produção de gases aumenta proporcionalmente.
	<ul style="list-style-type: none"> • Estabilização dos componentes orgânicos disponíveis os resíduos e solubilizados nos lixiviados.
	<ul style="list-style-type: none"> • Concentrações em nutrientes inicialmente elevadas se tornam limitantes.
Fase 5 Maturação final	<ul style="list-style-type: none"> • Produção de gases entra em queda acentuada e, em seguida, cessa.
	<ul style="list-style-type: none"> • Oxigênio e espécies oxidadas reaparecem lentamente e aumento do potencial redox é observado.
	<ul style="list-style-type: none"> • Matérias orgânicas resistentes à biodegradação são convertidas em moléculas como ácidos húmicos.

Referências Bibliográficas

- ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE RECURSOS HÍDRICOS. *Hidrologia: ciência e aplicação*. [s.l.]: Editora da UFRGS/ Edusp, 1993.
- ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE RECURSOS HÍDRICOS. *Engenharia hidrológica*. Editora da UFRJ, v. 2, 1989.
- GLEICK, P. H.; ADAMS, D.B. *The report of the water sector team of the national assessment of the potential consequences of climate: variability and change*, 2000.
- LU, J. C. S.; EICHENBERG, B.; STEARNS, R. J. Leachate from municipal landfills, production and Management. *Pollution Technology Review*, New Jersey: Noyes Publications, n. 119, 1981.
- MOTA, S.. Urbanização e meio ambiente. Rio de Janeiro: ABES, 1999.
- NERILO, N. *Pluviometria e chuvas intensas no Estado de Santa Catarina*. 1999. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental) – Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis.
- PINTO, N. L. S. *et al. Hidrologia básica*. São Paulo: Editora Edgard Blucher, 1976.
- REICHERT, G. A. *Aterro sanitário, projeto, implantação e operação*. Porto Alegre: ABES, 2000.
- RIGHETTO, A. M. *Hidrologia e recursos hídricos*. São Carlos: EESC-USP, 1998.
- ROCCA, A. C. *et al. Resíduos sólidos industriais*. São Paulo: Cetesb, 1993.
- SENGES, G. H. 1969. *Limpeza urbana: métodos e sistemas*. Rio de Janeiro: Instituto Nacional de Assistência aos Municípios, 1969.
- TCHOBANOGLOUS, G.; THEISEN, H.; VIGIL, S. A. *Integrated solid waste management: engineering principles and management issues*. [s.l.]: McGraw-Hill, 1993.
- WANIELISTA, M.; KERSTEN, R.; EAGLIN, R. *Hydrology: water quantity and quality control*. [s.l.]: John Wiley & Sons, 1997.

Capítulo 3

Projeto, Implantação e Operação de Aterros Sustentáveis de Resíduos Sólidos Urbanos para Municípios de Pequeno Porte

Luciana Paulo Gomes e Flávia Burmeister Martins

Introdução

Em municípios de pequeno porte, em razão da pequena quantidade de resíduos gerados diariamente, é possível considerar sistemas de disposição final simples, como a operação em trincheiras. Aterros sustentáveis, com variações em termos de características de implantação ou na operação, foram estudados nos dois últimos anos pela Rede de Pesquisa em Saneamento Básico – PROSAB, no tema III – Resíduos Sólidos.

Para dissertar sobre essas tecnologias, dividiu-se este capítulo em: estudos preliminares, seleção de áreas, projeto, implantação e operação. A intenção é que o leitor possa, seguindo esses passos, ir elaborando seu método de gerenciamento da área de disposição final de resíduos sólidos urbanos no município.

Estudos Preliminares

Os estudos preliminares visam levantar as informações necessárias para a escolha do tipo de sistema que será adotado. Igualmente, servem de embasamento para o controle posterior ao longo de todo o monitoramento da operação de aterramento dos resíduos na área. Basicamente pode-se dividir esses estudos em duas partes: na *caracterização do município* e no *diagnóstico do gerenciamento de resíduos sólidos* utilizado. A importância desses estudos já foi tratada no Capítulo 1, segue-se, neste momento, ao detalhamento técnico de cada um.

Em termos de características do município que interessam para um projeto de aterro sustentável de resíduos sólidos urbanos, pode-se citar dados sobre a população, sobre as atividades sócio-econômicas predominantes e a infraestrutura da prefeitura para os serviços de saneamento básico.

É preciso conhecer o número de habitantes, a previsão de crescimento populacional, o poder aquisitivo da comunidade, o índice de escolaridade e outros hábitos que definam o tipo de comunidade que habita a cidade e gera os resíduos que posteriormente serão dispostos no meio ambiente. Estas informações, se ausentes na prefeitura, são facilmente obtidas no site do Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE) www.ibge.gov.br. Justifica-se o conhecimento das características da população já que trabalhos anteriores (Gomes, 1989) apontam que a geração de resíduos está diretamente relacionada ao número de habitantes e ao tipo de população, ou melhor, aos hábitos de vida da comunidade.

Para os estudos preliminares é importante ainda um diagnóstico do gerenciamento de resíduos sólidos em andamento no município. Todas as etapas, da geração ao destino final, devem ser levantadas. O levantamento de dados qualitativo e quantitativo sobre as atividades de gestão em voga é fundamental para adequado planejamento de melhorias no sistema. São fundamentais informações sobre geração per capita de resíduos sólidos domésticos, composição gravimétrica destes e serviços de limpeza pública executados. Um questionário básico para esse levantamento é muito útil, e suas principais partes constituintes são:

- *Geração*: A geração per capita é a quantidade de resíduos produzida por cada indivíduo em determinado período (dia, mês, ano). Normalmente é determinada a quantidade coletada (soma dos pesos dos caminhões de coleta menos a tara dos mesmos) dividida pela população que gerou aquela quantidade de resíduos. A composição gravimétrica indica a correspondência entre diferentes componentes do lixo e a quantidade total de resíduos (valores geralmente analisados em termos de peso, em base úmida). A metodologia indicada foi descrita no Capítulo 1. Esta é talvez a mais importante característica a ser levantada na etapa de estudos preliminares. É a partir desses resultados que se optará pelo tipo de aterro sustentável. Comunidades que geram grandes quantidades de restos de alimentos deveriam prever um sistema de compostagem. Assim, se produziria composto orgânico, útil para áreas verdes públicas, por exemplo, e ainda se reduziria o volume a ser descartado nas trincheiras de disposição final.
- *Varrição*: Dados (responsável pelo serviço, número de funcionários na atividade, equipamentos, comprimento de vias, % da cidade que tem o serviço, frequência, volume gerado) sobre o serviço de varrição são importantes porque nesta atividade também são gerados resíduos que serão posteriormente

descartados nas trincheiras, sendo portanto uma quantidade de material a ser considerada no dimensionamento do aterro sustentável.

- *Coleta/transporte*: O tipo de veículo utilizado nesse serviço influencia as etapas posteriores de gerenciamento. Por exemplo, um caminhão compactador não é o mais adequado para uma coleta seletiva, ou mesmo uma coleta regular seguida de triagem. O material previamente separado pela população (ou não) poderá ser misturado dentro do equipamento, chegando à usina de triagem em condições de receber um valor na venda inferior àquele coletado por veículos que acondicionam os materiais separadamente. Nesta etapa do questionário obtêm-se as informações sobre a quantidade (ou volume) gerada por frequência de coleta.
- *Tratamento*: É considerado “tratamento” aquelas alternativas que geram subprodutos nos processos destinados a reduzir a quantidade ou o potencial poluidor dos resíduos sólidos. No caso dos inertes (papel, metais, plásticos, vidros), a reciclagem, embora realizada na indústria e não na usina de triagem, é um exemplo de tratamento. A parcela de restos de alimentos e também os resíduos das atividades de podas de árvores e cortes de grama recebem o tratamento denominado: compostagem. Trata-se de um processo controlado de transformação desses materiais em húmus, sendo realizada pela ação de microrganismos aeróbios presentes no próprio material. Diz-se que é um processo controlado porque são os microrganismos que efetuam a degradação dos resíduos, mas propiciar as melhores condições a eles é tarefa de quem opera as leiras ou pilhas. Faz-se isto monitorando: tamanho das partículas, temperatura, umidade, pH e nutrientes. Maiores detalhes em Pereira Neto (1996) e Kiehl (2002).
- *Destino final*: Finalmente devem ser levantadas as características do sistema empregado atualmente no município para a etapa de destino final dos resíduos sólidos. Interessa conhecer, neste momento, o tipo de processo empregado (aterro sanitário, aterro controlado, lixão), a localização do sistema e a área total ocupada. Além disso, deverá ser feita a caracterização da área e do entorno para, já nesta etapa, conhecer a situação ambiental local. Inicialmente é preciso relacionar a área com o plano diretor municipal e outras leis de uso e ocupação do solo, verificando-se se a área não corresponde a uma unidade de conservação ambiental ou área sob proteção especial, como parques, estações ecológicas, áreas de proteção ambiental, áreas tombadas pelo patrimônio histórico, etc. (SMA/SP, 1991). Outros dados a serem levantados para a caracterização preliminar da área: tipo de solo e geologia local, tipo de cobertura vegetal, recursos hídricos (inclusive nível do lençol freático na área de disposição), ventos predominantes, uso das áreas vizinhas (urbana, rural, agricultura, pecuária, industrial) e relevo. No caso dos recursos hídricos, por ser o bem natural mais importante e finito, é preciso descrever sua utilização para abastecimento público, se for o caso.

O que se observa na situação atual dos municípios brasileiros (como já relatado na Introdução deste livro) e com o preenchimento do questionário anterior, é a precariedade em termos de gerenciamento de resíduos sólidos, principalmente na última etapa – disposição final –, na grande maioria deles. Justifica-se, portanto, a correção dessa situação, com o emprego de sistemas alternativos de disposição final para municípios de pequeno porte, em que tecnologias simples, mas eficientes, poderão ser projetadas, operadas e monitoradas por funcionários da prefeitura sem grande sobrecarga em termos de gastos materiais e humanos, mas com grandes ganhos ambientais.

Um exemplo do Capítulo 5 ilustra todo o levantamento das atividades de gerenciamento de resíduos sólidos realizado no município de Catas Altas, MG como etapa preliminar ao projeto que lá foi implantado pela UFMG dentro das pesquisas do PROSAB.

O estudo preliminar deverá, após este levantamento inicial, concluir sobre a adequação do sistema em uso. Obviamente, se a alternativa atual é um lixão, uma ação minimizadora deverá de imediato ser implementada. Cabe ainda uma avaliação que integre a composição gravimétrica com o aterro sustentável adotado e se foi ou não considerada a existência de triagem e compostagem antes desse sistema. Por fim, deve-se verificar se a área é segura ambientalmente. Sendo assim, a minimização, para o caso de um lixão, poderá ser trabalhada em termos de recuperação dessa área, com execução no mesmo local de sistema de disposição seguro também sanitariamente.

Pode-se notar a importância da escolha correta da área para a disposição final. Como visto anteriormente, é possível recuperar um sistema inadequado de disposição aproveitando-se da mesma área, se esta apresentar as melhores características para esse tipo de atividade.

Seleção da Área

Na verdade esta etapa está contida ainda nos estudos preliminares para a elaboração do projeto de um aterro sustentável. Uma vez que as decisões assumidas nesta etapa influenciarão diversas outras fases tanto do projeto quanto das etapas de implantação e operação, segue-se discussão detalhada dos critérios que deverão ser considerados. Neste sentido, Lupatini (2002) já ressalta que, considerando as diversas fases do ciclo de vida de um aterro sanitário, o local escolhido deve reunir um conjunto de características ao encontro de vários objetivos, entre os quais se destacam:

- Minimizar a possibilidade de existência de impactos ambientais negativos aos meios físico, biótico e antrópico.

- Minimizar os custos envolvidos.
- Minimizar a complexidade técnica para viabilização do aterro.
- Maximizar a aceitação pública ao encontro dos interesses da comunidade.

A seleção de áreas para disposição final de resíduos sólidos pode empregar ferramentas modernas, como é o caso do geoprocessamento, onde se observa importante melhora na qualidade dos resultados e facilidades em toda a operação. A área de conhecimento denominada geoprocessamento, utiliza na manipulação de informação georreferenciada diferentes técnicas, instrumentos, hardware e software, de forma a coletar, armazenar e processar dados geocodificados. A ferramenta de maior destaque dentro do geoprocessamento é o Sistema de Informação Geográfica (SIG), e provavelmente por essa razão muitas vezes os termos são utilizados como sinônimos, sendo que na verdade o segundo está contido no primeiro. (GOMES et al., 2001). Na ausência das ferramentas de geoprocessamento, esta etapa pode ser realizada aplicando-se em uma análise manual os mesmos critérios. O uso do geoprocessamento implica aceleração do processo, não sendo, contudo, exigência básica.

São muitos os critérios de engenharia utilizados na escolha de áreas para disposição final de resíduos sólidos. Esses critérios estão agrupados em: critérios ambientais, critérios que consideram o uso e a ocupação do solo e critérios operacionais. Da análise equilibrada e da inter-relação de todos esses fatores surgirão as alternativas para alocação coerente de áreas para disposição dos resíduos sólidos e para a sua gestão no âmbito municipal, integrando os métodos tradicionais com as novas tecnologias de caracterização e análise ambiental.

Alguns trabalhos já foram realizados com o objetivo de selecionar área para disposição final de resíduos sólidos (Marchetti & Riganti, 1994; Metroplan, 1998; Araújo *et al.*, 1999; Vieira *et al.*, 1999; Gomes *et al.*, 2001; Nascimento, 2001; Lupatini, 2002). Neste capítulo, utiliza-se dessa revisão enfocando a questão de seleção de áreas para municípios de pequeno porte, já que a análise para esses casos pode ser um tanto mais simplificada, mas ainda assim considerando todos os três grupos de critérios anteriormente citados.

É importante ainda discutir-se a escala em que esta etapa será realizada. Estudo de Nascimento (2001) mostrou que a escala 1:50.000 é adequada para esse tipo de análise em âmbito municipal.

Critérios ambientais

A análise inicial deve ser aquela que considera os condicionantes ambientais, já que a disposição de resíduos sólidos urbanos é uma atividade potencialmente

poluidora. Na verdade, a análise de critérios ambientais no município é uma atividade que deveria ser considerada como fundamental para a gestão municipal, não apenas para a gestão de resíduos sólidos, mas para todas as atividades do município. Existindo um diagnóstico ambiental municipal, com delimitação de áreas de interesse ambiental (por exemplo, áreas verdes a serem preservadas e recursos hídricos importantes para abastecimento público e outros usos), torna-se mais fácil posteriormente localizar atividades potencialmente poluidoras. Esse é, na verdade, o primeiro passo para um Plano Diretor Ambiental Municipal. Em termos de gerenciamento de resíduos sólidos, a Tabela 3.1 indica as características ambientais a serem levantadas. Para cada critério serão atribuídos notas e pesos, já que a análise para seleção de áreas deve considerar não apenas todos os critérios envolvidos, mas relacioná-los e compará-los, e, nesse caso, considerar ainda o grau de importância de cada um diante do uso da área para a disposição de resíduos sólidos.

Tabela 3.1 Características ambientais a serem consideradas na seleção de áreas para disposição final de resíduos sólidos urbanos.

Critério	Definição/Justificativas/Observações	Faixa de avaliação	Nota	Peso
Distância de recursos hídricos	No que se refere à proximidade de recursos hídricos foi tomada por padrão a medida mínima de 200 metros de distância. Essa metragem baseia-se no critério de distanciamento que atende à Portaria nº 124 de 20/8/80 do Ministério do Interior, a qual estabelece que “quaisquer indústrias potencialmente poluidoras, bem como as construções ou estruturas que armazenam substâncias capazes de causar poluição hídrica, devem ficar a uma distância mínima de 200 metros de coleções hídricas ou cursos d`água mais próximos”.	< 200 metros	0	3
		200-499 metros	3	
		500-1000 metros	4	
		> 1000 metros	5	
Áreas inundáveis	Segundo o Código Estadual do Meio Ambiente do Rio Grande do Sul, áreas sujeitas a inundações são aquelas que equivalem às várzeas, partindo de uma cota máxima de extravasamento de um corpo d`água em ocorrência de máxima vazão em virtude de grande pluviosidade. Essas áreas são impróprias à disposição de resíduos sólidos em virtude da possibilidade de contaminação dos recursos hídricos pelos líquidos gerados nos sistemas de aterramento.	< cota de cheia	0	3
		cota de cheia – 20% a mais que a cota de cheia	3	
		cota de cheia – 20% a mais que a cota de cheia – 50% a mais que a cota de cheia	4	
		> 50% a mais que a cota de cheia	5	

Tabela 3.1 Características ambientais a serem consideradas na seleção de áreas para disposição final de resíduos sólidos urbanos. (Continuação.)

Critério	Definição/Justificativas/Observações	Faixa de avaliação	Nota	Peso
Geologia – potencial hídrico	As unidades geológicas foram agrupadas de acordo com seu potencial hídrico, considerando-se a crescente preocupação com a escassez de água. A característica de potencialidade hídrica de uma unidade geológica é inversamente proporcional à potencialidade da área em receber resíduos sólidos para disposição final. A existência de fraturas ou falhas no local são fatores de crucial importância. Sugere-se a pontuação 0 (zero) para essas áreas, em decorrência do grande potencial de impacto nas águas locais.	Alto potencial hídrico (exemplo: Botucatu)	0	3
		Médio potencial hídrico (exemplo: Quaternário)	2	
		Baixo potencial hídrico (exemplo: Sanga do Cabral)	4	
Condutividade hidráulica do solo	A condutividade hidráulica (parâmetro que mede a maior ou menor facilidade com que a água percola através de um meio poroso, Azevedo & Albuquerque Filho, 1998). É o critério que verifica a potencialidade de infiltração de líquidos no solo. No caso de um acidente em um aterro sustentável de resíduos sólidos urbanos um local com maior condutividade hidráulica permitirá mais facilmente a passagem do lixiviado pelo solo, potencializando o risco de poluição das águas. Solos com baixa condutividade hidráulica ($<10^{-4}$ cm/s) apresentam maior potencial de utilização como camadas de impermeabilização de laterais e fundo do aterro sustentável.	Infiltração alta: $< 10^{-3}$ cm/s	1	3
		Infiltração média: 10^{-3} - 10^{-4} cm/s	2	
		Infiltração baixa: 10^{-4} - 10^{-5} cm/s	4	
		Infiltração muito baixa: $< 10^{-5}$ cm/s	5	
Profundidade do lençol freático	Embora este dado seja fundamental para a avaliação pretendida, infelizmente poucos são os levantamentos de cotas do lençol freático e dificilmente os municípios dispõem desses valores. A obtenção desses dados dá-se com a execução de sondagens na área (este levantamento permitirá a obtenção de também outros parâmetros de solo e geologia). Outra forma de obter esse dado seria com a Companhia de Abastecimento de Água do município. Se a captação é feita em poços subterrâneos, essa informação deverá existir no banco de dados da empresa.	< 1 m	0	3
		1-2 m	1	
		2-4 m	4	
		> 4 m	5	
Fauna e flora local	Neste item serão avaliadas as áreas sob o enfoque do meio biológico, destacando a existência de espécies indicadoras da qualidade ambiental, de valor científico e econômico, raras e ameaçadas de extinção, e ainda as áreas de preservação permanente.	Presença	0	3
		Ausência	5	

Fonte: Modificado de Gomes *et al.*, 2001.

Critérios de uso e ocupação do solo

Com a mesma proposta de trabalho, a Tabela 3. 2, a seguir, apresenta os critérios relacionados ao uso e ocupação do solo municipal.

Tabela 3.2 Características de uso e ocupação do solo a serem consideradas na seleção de áreas para disposição final de resíduos sólidos urbanos.

Critério	Definição/Justificativas/Observações	Faixa de avaliação	Nota	Peso
Distância de vias	A intensidade de certos impactos ambientais, como ruídos, odores e modificação da paisagem, depende diretamente da distância da fonte poluidora em relação ao receptor. Para a distância de vias foi adotado o valor de 100 metros do eixo de rodovias federais e estaduais, seguindo os trabalhos de Metroplan (1998), Vieira <i>et al.</i> (1999) e Gomes <i>et al.</i> , 2001.	< 100 metros	0	1
		100-499 metros	3	
		500-1000metros	4	
		> 1000 metros	5	
Legislação municipal	Critérios referentes à legislação do município em estudo deverão ser analisados, já que há a possibilidade de que existam leis inclusive mais rigorosas (ou restritivas) que as de âmbito estadual e/ou federal. As especificidades de cada município implicarão posicionamentos diferenciados no que diz respeito às questões ambientais.	Pontuação caso a caso: considerar a gravidade do impacto causado ao meio ambiente		
Distância aos centros urbanos	São dois os fatores (opostos) que interferem nesta característica: primeiro que, quanto mais longe da zona urbana, mais caro será o serviço de transporte. Tem-se adotado a distância máxima de 15 km para resolver esta questão. O segundo fator parte do princípio de que a população não se mostra interessada em possuir um aterro sustentável de resíduos sólidos nas proximidades de sua residência, em razão de possíveis odores, ruídos (incremento do tráfego e operação do aterro), poeira e incômodo visual. A mescla dos dois fatores resultou na pontuação apresentada na coluna ao lado.	100-250 m	1	1
		250-500 m	2	
		500-1000 m	3	
		1000-2000 m	4	
		> 2000 m e ≤ 15000 m	5	
		> 15000 m	4	

Fonte: Modificado de Gomes *et al.*, 2001.

Critérios operacionais

E, finalizando a análise, a última verificação refere-se aos aspectos relacionados às questões operacionais, indicadas na Tabela 3.3.

Tabela 3.3 Características operacionais a serem consideradas na seleção de áreas para disposição final de resíduos sólidos urbanos.

Critério	Definição/Justificativas/Observações	Faixa de avaliação	Nota	Peso
Clinografia (Declividade)	A importância deste critério pode ser verificada em termos de preservação do solo, pois, além de ser um fator restritivo do uso para a disposição de resíduos sólidos urbanos, limita o transporte do material até o local. Considerou-se a classe plana a mais adequada ao uso pretendido, em função das facilidades de implantação dos aterros sustentáveis de resíduos.	Alta: >30%	1	1
		Média: 20-30%	2	
		Baixa: 10-19,9%	3	
		Muito baixa: 3-9,9%	4	
		Plana: <3%	5	
Espessura do solo, horizonte B	Este critério justifica-se pela relevância que esta variável tem na implantação e, principalmente, na operação em relação à disponibilidade na área de material de empréstimo para a confecção das camadas de cobertura e base das trincheiras. O custo de transporte é atualmente fator preponderante, logo a existência no local de solo passível de boa compactação classifica positivamente determinada área. A escolha do horizonte B para este critério se deve ao fato de que a camada A normalmente é retirada nas etapas iniciais de movimentação de terra e obras de infra-estrutura.	< 0,5 m	0	2
		0,5-0,9 m	1	
		1-2 m	3	
		> 2 m	5	
Reaproveitamento da área do lixão	Na medida em que esta é a situação da maioria dos municípios de pequeno porte no país, incluiu-se este critério para reforçar a importância da recuperação da área degradada. Áreas empregadas anteriormente para outros usos, como, por exemplo, pedreiras, podem também ser consideradas neste item, já que necessitam de recuperação ambiental.	Município sem lixão	5	3
		Município com lixão em área pontuada, pelos demais critérios, como adequada (pontuação \geq 49)	5	
		Município com lixão em área pontuada, pelos demais critérios, como inadequada (pontuação < 49)	0	

Fonte: Modificado de Gomes *et al.*, 2001.

Finalmente, outros dois critérios deveriam neste momento interferir na análise da seleção de área para o aterro sustentável: o custo da terra e a vida útil adotada. Se a área escolhida não for de propriedade do município será necessário adquiri-la, com um investimento inicial a ser considerado. Também, já que toda esta avaliação técnica para a localização da área mais adequada é razoavelmente complexa, é interessante que não se escolham áreas com capacidade inferior a 5 anos de geração/disposição de resíduos.

A questão da vida útil está relacionada ao crescimento populacional e à geração de resíduos. Os estudos populacionais incluem o levantamento dos dados históricos de população, via de regra por meio dos dados do IBGE, para em seguida ser efetuada a previsão do crescimento demográfico da cidade. Vários métodos estatísticos são empregados para determinação da projeção populacional. O IBGE utiliza para estimar os contingentes populacionais dos municípios brasileiros a metodologia desenvolvida pelos demógrafos Madeira e Simões (Madeira & Simões, 1972), em que se observa a tendência de crescimento populacional do município, entre dois censos demográficos consecutivos, em relação à mesma tendência de uma área geográfica hierarquicamente superior (área maior). O método requer a existência de uma projeção populacional, que considere a evolução das componentes demográficas (fecundidade, mortalidade e migração), para uma área maior que o município, quer dizer, para a Unidade da Federação, Grande Região ou País. Desta forma, o modelo desenvolvido estaria atrelado à dinâmica demográfica da área maior. Em síntese, o que a metodologia preconiza é que: se a tendência de crescimento populacional do município entre os censos for positiva, a estimativa populacional será maior que a verificada no último levantamento censitário; caso contrário, a estimativa apontará valor inferior ao último censo (IBGE, 2003).

Projeto

Realizados os estudos preliminares, é possível, de posse dos dados anteriormente relacionados, escolher o tipo de sistema que será adotado. Neste momento inicia-se a etapa de “projeto” propriamente dita do aterro sustentável para comunidades de pequeno porte. A escolha da área adequada, considerada a partir dos critérios ambientais e operacionais, leva a um projeto seguro do ponto de vista ambiental e permite que simplificações sejam consideradas no projeto, viabilizando também a questão financeira municipal. Ressalte-se que serão apresentadas simplificações construtivas e operacionais, contudo sem perder a segurança sanitária da proposta. Nos dois últimos anos, pela Rede de Pesquisa em Saneamento Básico – PROSAB, no tema III, foram estudadas as etapas de projeto, implantação, operação e monitoramento de trincheiras para a colocação dos poucos resíduos gerados diariamente em municípios de pequeno porte. Seguem-se, neste momento, com o detalhamento, descrição e discussão das alternativas de projeto adotadas para os aterros sustentáveis.

Memorial descritivo

Esta etapa do projeto resume os estudos preliminares e dá encaminhamento à alternativa de disposição escolhida. Deverá constar das seguintes partes: informações cadastrais, informações sobre os resíduos a serem dispostos na área, caracterização da área, concepção e justificativa do projeto, descrição e especificações dos elementos do projeto, operação e uso futuro da área.

Informações cadastrais

Nas informações cadastrais deverão constar as qualificações dos responsáveis técnicos pela área de disposição de resíduos bem como daqueles que elaborarem o projeto. Ambos deverão ser habilitados perante o Conselho Regional de Engenharia e Arquitetura (CREA).

Informações sobre os resíduos

As informações sobre os resíduos a serem dispostos na área são aquelas já detalhadas nos estudos preliminares, nas etapas de geração (geração per capita e composição gravimétrica), coleta e transporte.

Caracterização da área

A caracterização da área é obtida a partir de: levantamentos topográfico, geológico e geotécnico, climatológico e uso de água e solo. Para o caso de um município de pequeno porte, esses levantamentos deverão prover o projeto de algumas informações, como descritas a seguir.

Levantamento topográfico

O levantamento topográfico planialtimétrico em escala de detalhe (normalmente 1:1000) deve ser realizado com o objetivo de mapear o relevo e os usos da área. No documento cartográfico gerado deverão constar as curvas de nível, a área para a disposição dos resíduos, os acessos, os prédios e as características ambientais importantes (vegetação e recursos hídricos).

Levantamento geológico e geotécnico

Na etapa de Seleção da Área, são realizados levantamentos geológicos, pedológicos e geotécnicos que auxiliam a definição das condições favoráveis e desfavoráveis à implantação do sistema de disposição final na área. Após definida a área, no entanto, uma investigação mais detalhada é realizada para definir com maior precisão o perfil de subsolo local, pois as características do meio influenciam nas definições de projeto dos sistemas de contenção. Parte-se, então para uma definição da litologia local com a verificação de ocorrência de fraturas e/ou falhas nas rochas subjacentes, e do perfil

de subsolo, com a verificação da estratigrafia e variações importantes das características físicas dos solos, tais como espessura, textura, granulometria e condutividade hidráulica. O principal objetivo deste detalhamento é compreender os fatores que condicionam o fluxo de subsuperfície e conhecer as características dos materiais disponíveis visando sua aplicação na construção do sistema de disposição final de RSU. Desta forma, a caracterização geológico-geotécnica permite avaliar o risco de contaminação de um eventual vazamento, selecionar materiais e técnicas mais apropriadas para a execução dos revestimentos minerais, dimensionar os sistemas de drenagem e camadas de revestimento de base e cobertura, identificar o comportamento hidrogeológico e posicionar adequadamente os poços de monitoramento. Na maioria das vezes, a prefeitura local não dispõe desses serviços, sendo necessária a contratação de empresa qualificada.

A investigação geológico-geotécnica é usualmente realizada com base em furos de sondagens que possibilitam avaliar as variações texturais dos materiais de subsuperfície. A sondagem pode ser realizada com trados manuais ou mecanizados, por equipamento de ensaio de penetração (SPT), ou ainda por uma sonda rotativa, aplicável a estratos rochosos.

É prática usual aproveitar a escavação de um furo de sondagem para a construção de um poço de monitoramento ou piezômetros. Por este motivo, o diâmetro da perfuração deve, preferencialmente, ser compatível com a necessidade de instalação de revestimentos permanentes ou com o diâmetro dos poços de monitoramento. Durante a execução da sondagem são coletadas amostras deformadas para a caracterização do material. Idealmente, amostras indeformadas podem também ser retiradas com técnicas especiais (tubos Shelby ou em poços de inspeção de zonas saturadas e não-saturadas).

Alguns índices e informações da engenharia geotécnica são muito úteis ao projeto de disposição final de resíduos sólidos. São informações importantes para o entendimento da degradação e da lixiviação que ocorrem nas trincheiras e também do solo local. Com o conhecimento das características do solo local pode-se escolher o sistema de impermeabilização de laterais e fundos das trincheiras. Dados como teor de umidade, granulometria, textura, consistência, espessura, cor, classificação, peso específico, índice de vazios, condutividade hidráulica, parâmetros de compactação, capacidade de campo, bem como estimativa da capacidade de carga, da compressibilidade e da resistência dos solos são informações que podem ser obtidas em uma campanha de investigação geotécnica. No que se refere aos ensaios de caracterização das amostras de solo, algumas das principais normas técnicas são:

- Análise granulométrica (NBR 7181/84)
- Limite de liquidez (NBR 6459/84)
- Limite de plasticidade (NBR 7180/84)

- Ensaio de permeabilidade (NBR 14545/2000)
- Ensaio de peso específico real dos grãos (NBR 6508/84)

No Apêndice I apresentam-se as metodologias envolvidas com os parâmetros anteriormente citados de forma simplificada.

Levantamento Climatológico:

As características climatológicas locais são importantes para as estimativas de geração de lixiviados. Na verdade, os índices pluviométricos definirão a necessidade ou não de cobertura da área de disposição. Uma região com grandes volumes de chuva indicam uma potencial preocupação com a colocação de telhado na frente de trabalho, de forma a minimizar a entrada de água no sistema. Como visto no Capítulo 2, a parcela mais importante na geração de lixiviado é a precipitação, portanto, a preocupação com a não-entrada de água de chuva nas trincheiras é justificada, significando a minimização dos sistemas de tratamento desses líquidos.

Levantamento de uso de água e solo

Neste item do projeto deverão ser indicados os usos dos recursos hídricos locais, bem como das áreas no entorno do local do aterro sustentável.

Concepção e justificativa do projeto

No memorial descritivo deverá constar ainda a concepção e justificativa do projeto, no qual será apresentado o sistema a ser adotado, incluindo os métodos de operação. No caso de municípios de pequeno porte, a alternativa tratada neste livro é a implantação de aterros sustentáveis, operados em trincheiras.

Elementos do projeto

Os elementos de projeto, no caso das trincheiras, são a seguir descritos e o dimensionamento de cada um é apresentado no memorial técnico.

Sistema de drenagem superficial

O sistema de drenagem superficial tem a função de evitar a entrada de água de escoamento superficial. Como já relatado anteriormente, deve-se evitar a entrada descontrolada de água no sistema de disposição de resíduos. Além de aumentar o volume de lixiviados, o escoamento de águas superficiais gera erosão, o que pode causar a destruição da camada de cobertura e taludes. Para a definição do local e dimensionamento do sistema de drenagem superficial, parte-se dos dados obtidos nos levantamentos topográfico e climatológico.

Sistema de drenagem de lixiviados

Os lixiviados gerados com a degradação dos resíduos nas trincheiras devem ser canalizados para fora do sistema de disposição a fim de receberem o tratamento adequado. A drenagem dos lixiviados pode ser projetada de forma a propiciar a percolação do lixiviado através dos resíduos sólidos. Isto acelera o processo de biodegradação dos resíduos, já que os microrganismos degradadores estão presentes no lixiviado.

Sistema de tratamento de lixiviados

Várias alternativas de tratamento de lixiviados já foram testadas. A grande questão dá conta da quantidade de lixiviado gerada em sistemas menores como os de municípios de pequeno porte. Com uma geração bastante baixa (desde que não ocorra a entrada de muita água de chuva), cabe discutir a necessidade de executar um sistema específico para o tratamento desses líquidos. O certo é que a qualidade do lixiviado gerado corresponde a um efluente altamente poluidor e que não poderá ser descartado no meio ambiente. A legislação ambiental inclui parâmetros máximos para o lançamento de efluentes nos recursos hídricos naturais. O plano de monitoramento será detalhado no Capítulo 4.

Impermeabilização de fundo e de laterais

As trincheiras deverão conter os resíduos aterrados e os líquidos gerados, sem permitir a poluição ambiental. Para tanto deverá ser projetado sistema de impermeabilização de laterais e fundos. Em municípios de pequeno porte, graças ao reduzido volume de resíduos, é possível adotar sistemas simplificados, com redução do custo e adequada segurança. Redução significativa de custo pode ser alcançada para os materiais utilizados na impermeabilização de fundo e das laterais se as características do solo local forem favoráveis à confecção de revestimentos minerais. Significa dizer que, após a caracterização do solo local, pode-se adotar impermeabilização com o próprio solo compactado, desde que as características de permeabilidade sejam adequadas. Não sendo possível a impermeabilização com solo local, o projeto deverá prever a colocação de mantas plásticas.

Sistema de drenagem de gases

Com a degradação dos resíduos dentro das trincheiras pelos microrganismos anaeróbios, formam-se gases, principalmente metano e dióxido de carbono. Para evitar bolsões dentro das trincheiras, o que poderá gerar incêndios locais, além de ocupar área dos resíduos, é necessário projetar um sistema de drenagem de gases. Como os gases encontram-se misturados à massa de resíduos, a drenagem deve ser tanto horizontal quanto vertical, contudo, dependendo do tamanho das trincheiras a drenagem vertical é suficiente, correspondendo a uma simples canalização central,

ou até mesmo à ausência dela, já que os poucos gases gerados são expelidos pelo próprio sistema de drenagem de lixiviados e pela cobertura final.

Sistema de cobertura

O sistema de cobertura (diário, intermediário e final) tem a função de eliminar a proliferação de vetores, diminuir a taxa de formação de lixiviados, reduzir a exalação de odores e impedir a saída descontrolada do biogás. A cobertura diária é realizada ao final de cada jornada de trabalho, já a cobertura intermediária é necessária naqueles locais onde a superfície de disposição ficará inativa por mais tempo, aguardando, por exemplo, a conclusão de um patamar para início do seguinte. A cobertura final tem por objetivo evitar a infiltração de águas pluviais, que resulta em aumento do volume de lixiviado, bem como no vazamento dos gases gerados na degradação da matéria orgânica para a atmosfera. A cobertura final também favorece a recuperação final da área e o crescimento de vegetação. Como camada de cobertura dos resíduos, propõe-se que seja utilizado um solo argilo-arenoso, pois este tipo de material apresenta menor retração por secagem em relação a solos com teores de argila muito elevados.

Monitoramento das águas do subsolo

Faz parte também do projeto das trincheiras o sistema de monitoramento ambiental da área ou, mais especificamente, o monitoramento da qualidade das águas do subsolo. Deverão ser locados e instalados poços de monitoramento na área, segundo especificações da NBR 13895 (ABNT, 1997). O objetivo dessa norma é apresentar as condições para a construção de poços de monitoramento de aquífero freático e dados mínimos para a apresentação de projetos de redes de monitoramento. Quanto à localização dos poços de monitoramento, a NBR 13895/97 define que os poços de monitoramento devem ser em número suficiente e instalados adequadamente de forma que as amostras retiradas representem a qualidade da água existente no aquífero mais alto, na área do aterro. O sistema de poços de monitoramento deve ser constituído de, no mínimo, quatro poços, sendo um a montante e três a jusante no sentido do fluxo de escoamento preferencial do lençol freático. Os poços devem ter diâmetro mínimo suficiente para coleta de amostras serem revestidos e tampados na parte superior para evitar a contaminação das amostras (Figuras 3.1 e 3.2). A amostragem inicia-se pela etapa de esgotamento dos poços, antes da coleta, de forma a aguardar a recuperação do nível estático local. O plano de amostragem está detalhado no Capítulo 4, na seção “Monitoramento de águas do subsolo”.

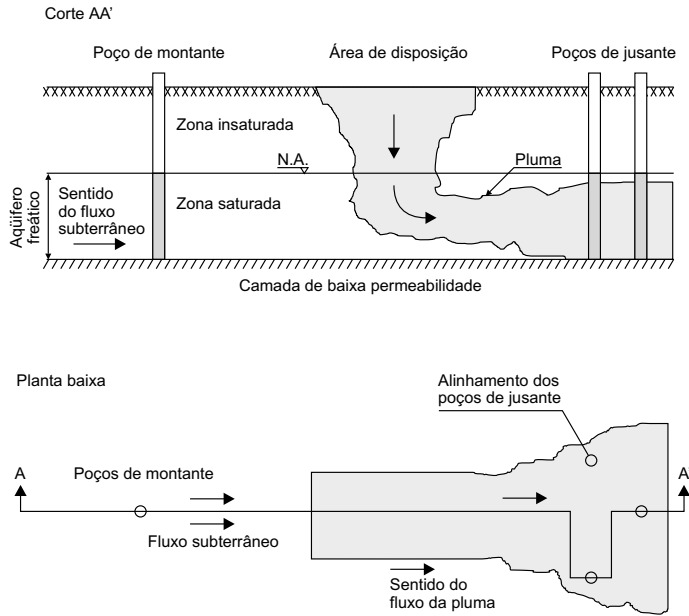


Figura 3.1 Localização da rede de poços de monitoramento. Fonte: Modificado de ABNT, 1997.

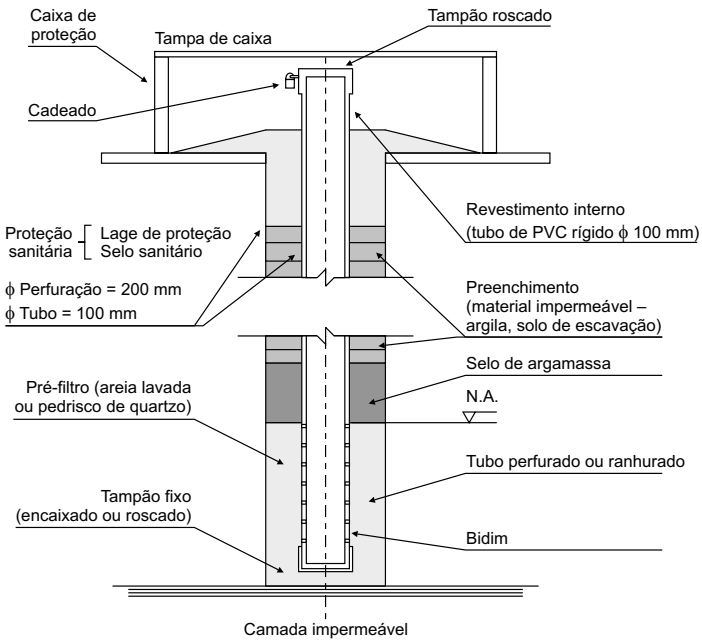


Figura 3.2 Detalhe dos poços de monitoramento. Fonte: Modificado de IBAM, 2001.

Memorial técnico

Para a escolha da tecnologia a ser adotada no município, principalmente no caso daqueles de pequeno porte, é interessante um estudo preliminar de viabilidade econômica. Por exemplo, a adoção de triagem e compostagem antes do aterro sustentável reduzirá o material a ser disposto nas trincheiras. Haverá ganho tanto em área de disposição (somente os rejeitos irão para as trincheiras) quanto pela venda do composto produzido e dos recicláveis comercializáveis. Um exemplo é a situação de Presidente Lucena, RS, onde os 2.069 habitantes geram semanalmente 1.960 kg de resíduos sólidos. Destes, 24% são contaminantes biológicos e 2%, contaminantes químicos, ambos rejeitos que são encaminhados diretamente ao aterro sustentável lá implantado.

Os restantes 74% são divididos em 45% de restos de alimentos e 29% de recicláveis. Os restos de alimentos, 653 kg semanais, poderiam ser transformados em composto, se houvesse esse tipo de tratamento no município. Assim, da parcela “restos de alimentos”, 54% seriam transformados em composto, húmus adequado para o emprego em praças e jardins públicos, por exemplo; 40% são perdidos em transformações químicas e biológicas do processo (calor, água, CO₂); e 6% ficam retidos na peneira (etapa final do processo de compostagem, antes da comercialização do produto). Portanto, apenas 39 kg semanais (rejeitos na peneira) iriam para o aterro sustentável e ainda haveria o ganho dos 352 kg semanais de composto produzido. Os recicláveis são triados antes da disposição final. A eficiência nesta etapa é de 75%, ou seja, dos 798 kg semanais de recicláveis que são coletados, 598 kg semanais são efetivamente vendidos, sendo o restante encaminhado para as trincheiras.

Pode-se discutir o fato de que, hoje, 69,5% (1.362 kg semanais) do material coletado vai para as trincheiras. O gerenciamento poderia ser melhorado com a operação das leiras de compostagem, diminuindo assim os rejeitos para 38,2% (749 kg semanais) e ganhando 18% (352 kg semanais) de composto. Se o custo médio de um composto orgânico atualmente é de R\$ 12,00/kg e o custo da área na região onde está localizado o aterro sustentável em Presidente Lucena é de R\$ 1,20/m², então os ganhos seriam: R\$ 19.000/mês no composto e R\$ 193/mês em economia de área para disposição final (resíduo com baixa compactação, 220 kg/m³, e profundidade da trincheira de 2,5 m). Cabe lembrar que o ganho maior, difícil de ser mensurado, é o ambiental, pelo adequado gerenciamento dos resíduos.

Definida a forma de gerenciamento, passa-se a definições referentes ao aterro sustentável propriamente dito. A escolha do sistema a ser adotado deve levar em conta: o relevo da área, as características do solo, a presença e localização do lençol freático e os dados climatológicos, principalmente os índices de precipitação. O relevo definirá a geometria das trincheiras e o detalhamento do sistema de drenagem superficial. Já o solo e o lençol freático indicarão o sistema de impermeabilização de laterais e fundos a

ser adotado, enquanto as quantidades médias de chuva na região responderão pela exigência ou não de cobertura (telhado) na frente de trabalho. Os dimensionamentos e cálculos pertinentes ao aterro sustentável são apresentados a seguir.

Aterros sustentáveis foram estudados pelas instituições de ensino e pesquisa no âmbito do PROSAB. Os resultados obtidos mostraram que a alternativa é eficiente para municípios de pequeno porte. Também, os elementos estudados, e a seguir detalhados, foram testados em diferentes escalas (UFMG/Catas Altas, Unisinos/Presidente Lucena, UCS/Células piloto e UFSC/Ensaio de laboratório). Os resultados das pesquisas serão apresentados conforme seja necessária explicação das alternativas ora propostas. Outras informações, específicas a cada pesquisa, poderão ser obtidas em: Castilhos Jr. *et al.*, 2002.

Aterros sustentáveis, anteriormente definidos (Capítulo 1), consistem na abertura de trincheiras, onde o resíduo é disposto, que ao fim de uma jornada diária recebe uma camada de cobertura intermediária, feita, preferencialmente, com o solo proveniente da escavação. Deverão ser previstos sistemas para impermeabilização, drenagem de lixiviados e gases, além da cobertura final de todo o sistema.

Terraplanagem (acessos, área em geral)

Com o levantamento topográfico e a definição das áreas propriamente ditas para a disposição dos resíduos pode-se realizar o *layout* da área selecionada. Nesta etapa cria-se a planta baixa, locando as trincheiras, os acessos, a área administrativa e a área de triagem e compostagem (se houver). Também, se necessário, define-se o local para o sistema de tratamento de lixiviados e os poços de monitoramento. A escala para apresentação dessas informações é de detalhe, variando conforme as dimensões da área.

Os acessos deverão ser pensados visando à facilidade na movimentação dos caminhões de coleta e de retirada dos resíduos comercializados. Deverá ser considerado ainda que, mesmo em épocas de chuvas, a entrada desses caminhões se fará necessária, portanto, o material empregado nos acessos deverá comportar esse tráfego, mesmo em condições de grande umidade na região. Esse serviço é esporádico, podendo ser realizado por máquinas da prefeitura deslocadas para a área em caso de necessidade de reparos e na terraplanagem inicial.

Abertura das trincheiras

Trincheiras são escavações feitas no solo para posterior aterramento dos resíduos. O solo retirado do local deverá ser reservado para as coberturas final e intermediárias (a cada jornada de trabalho). A primeira etapa no dimensionamento das trincheiras é o dimensionamento propriamente dito. As trincheiras têm formato prismático, com profundidade que pode variar de 2 a 3 metros. Podem ser do tipo paralelepípedo, em

que as laterais são verticais em relação ao fundo (inclinação 1:1), ou trapezoidal, com laterais um pouco inclinadas (1:2 a 1:3), para o caso de se adotarem mantas plásticas para a impermeabilização.

No dimensionamento das trincheiras adotam-se os seguintes passos:

1. Geração de resíduos: verificar a quantidade de resíduos que será encaminhada diariamente para a disposição final
2. Empregar cobertura intermediária de 10 a 20 cm de solo local, com compactação média (250 a 350 kg/m^3) ou 25% do volume de resíduos a serem aterrados
3. Estimar a vida útil da trincheira (sugere-se de 2 a 4 meses).
4. Decidir a compactação a ser realizada no aterramento dos resíduos (sem compactação a densidade média dos resíduos é da ordem de 100 a 150 kg/m^3 ; para compactação manual: 250 a 350 kg/m^3).
5. Adotar a profundidade da trincheira (sugere-se de 2 a 3 metros), dependendo do nível do lençol freático e da camada de solo.
6. Definir a forma da trincheira e adotar uma das dimensões, por exemplo, a largura da trincheira.
7. Calcular a outra dimensão. A Figura 3.3 apresenta o detalhe (planta e corte) do aterro sustentável.

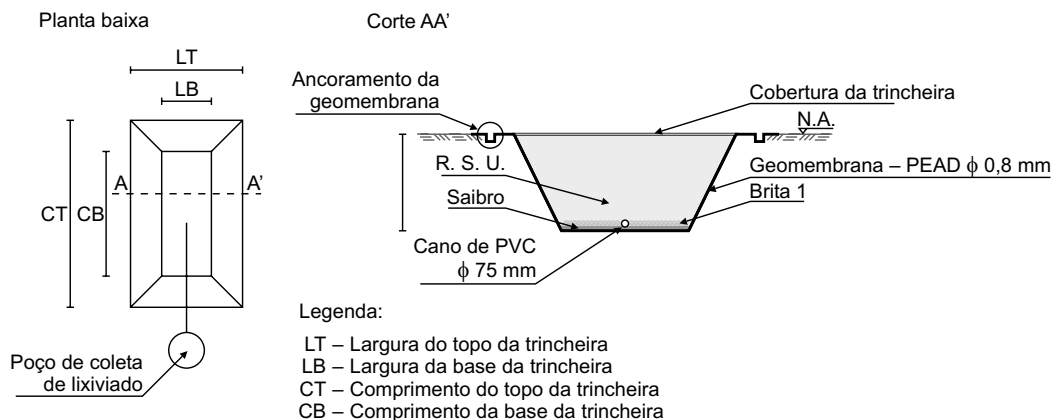


Figura 3.3 Detalhe de uma trincheira no aterro sustentável.

Para exemplificar os passos anteriormente mencionados, apresenta-se o dimensionamento de uma trincheira:

1. Geração de resíduos:

População = 2.069 hab.

Produção per capita diária = 0,135 kg

Geração de resíduos semanal = 1960 kg

Quantidade de resíduos reciclados = 597,8 kg/semana

Quantidade de resíduos a ser aterrada por dia = $(1960 - 597,8)/7 = 194,6$ kg

Quantidade de resíduos a ser aterrada em uma trincheira = $195 * 60 = 11.700$ kg

2. Densidade dos resíduos na trincheira: 220 kg/m³

3. Volume da trincheira:

$$Densidade = \frac{Peso}{Volume} \quad (\text{Eq. 1})$$

Volume = 53 m³

4. Cobertura intermediária: 25% de 53 m³ = 13,25 m³

5. Adotar a vida útil da trincheira (sugere-se 2 meses).

6. Profundidade média da trincheira = 2,5 metros.

7. Largura da trincheira = 6,0 metros no topo do trapézio e 2,0 metros na base, portanto, largura média = 4,0 metros.

8. Comprimento médio da trincheira:

$$Volume = Largura\ média \times Comprimento\ médio \times Altura \quad (\text{Eq. 2})$$

Comprimento médio = 5,3 m

9. Considerando-se a mesma inclinação dos taludes, obtêm-se 7,3 metros de comprimento no topo do trapézio e 3,3 metros de comprimento na base.

10. Dimensão final da trincheira: forma trapezoidal, topo: 6,0 * 7,3 metros; base: 2,0 * 3,3 metros; profundidade: 2,5 metros.

Obtendo-se a dimensão de uma trincheira e conhecendo-se as características de relevo local, pode-se localizar as trincheiras para o período de projeto (vida útil da área). Como já relatado, é usual projetar a área para no mínimo 5 anos, o que resultará em economia geral, já que gastos no levantamento de dados para a seleção de áreas e obras de infra-estrutura geral serão os mesmos para a área com maior

utilização. Em termos de cálculos, basta verificar, portanto, quantas trincheiras (com a dimensão já definida) serão necessárias. É preciso considerar um espaço entre elas para o trânsito do caminhão que fará o descarregamento do material nas trincheiras, sempre observando as cotas do terreno a fim de diminuir a movimentação de terra.

Sistema de drenagem superficial

Locadas as trincheiras e observando-se o relevo, deverá ser projetado o sistema de drenagem superficial da área. Para situações como as dos municípios de pequeno porte, a proposta deve ser simples, com a execução de canaletas abertas manualmente na direção preferencial do fluxo das águas de escoamento superficial. O objetivo é impedir a entrada deste volume de água nas trincheiras, aproveitando para retirada rápida da mesma da área de disposição de resíduos, a fim de não permitir a geração de poças d'água e solo com muita umidade, o que dificultaria o acesso. Esta parcela d'água, por ser apenas de água da chuva, não exige qualquer tipo de tratamento, servindo apenas para recarga dos aquíferos locais. Segue-se um roteiro de cálculo para o dimensionamento de um canal para coleta de águas pluviais. Considerando-se a área necessária para a trincheira anteriormente calculada, para um período de 5 anos, determina-se que uma área de 2.000 m² é suficiente, com folga.

1. Cálculo da vazão de águas pluviais

Utilizando o método racional:

$$Q = 0,278 \times C \times I_m \times A \quad (\text{Eq. 3})$$

em que:

Q = vazão de pico em m³/s;

C = coeficiente de escoamento superficial ou de deflúvio (adimensional);

I_m = intensidade média de precipitação (mm/hora);

A = área total da bacia de drenagem (km²);

0,278 = coeficiente resultante do arranjo das unidades dos parâmetros usados.

Para calcular o valor de I_m é necessário calcular primeiramente o tempo de concentração tc .

Uma das maneiras é pela utilização da Fórmula da Califórnia Culverts Practice, isto é:

$$tc = 57 \times \left(\frac{L^3}{H} \right)^{0,385} \quad (\text{Eq. 4})$$

em que:

tc = tempo de concentração, em minutos;

L = comprimento do talvegue máximo da bacia (km);

H = desnível da bacia (diferença entre os pontos de maior e menor cota) (m).

$$tc = 57 \times \left(\frac{1,2^3}{60} \right)^{0,385} = 14,55 \text{ min}$$

Para a determinação da intensidade da chuva crítica, utiliza-se, entre outras, a seguinte equação (Cetesb, 1997):

$$i(tc, T) = \frac{1}{tc} \times (0,21 \times \ln T + 0,52) \cdot (0,54 \times tc^{0,25} - 0,50) \times P(60,10) \times 60 \quad (\text{Eq. 5})$$

em que:

i = intensidade de chuva crítica (mm/hora);

tc = tempo de concentração (min);

$P(60,10)$ = precipitação com duração de 60 minutos e período de retorno de 10 anos (mm), já ocorrido (tabela Cetesb);

T = período de retorno, que deve ser igual à própria vida útil do aterro (ano)

$$i(tc, T) = \frac{1}{14,55} \times (0,21 \times \ln 5 + 0,52) \times (0,54 \times 14,55^{0,25} - 0,50) \times$$

$$\times 68 \times 60 = 133,44 \text{ mm/hora}$$

Finalmente, com a fórmula do método racional, obtém-se a vazão de águas pluviais:

$$Q = 0,278 \times 0,60 \times 133,44 \times 0,002 = 0,045 \text{ m}^3/\text{s}$$

Dimensionamento do canal

Esta será a vazão em toda a área. Na verdade, a área deverá ser dividida pelas sub-bacias de contribuição, com posterior localização das canaletas, que deverão ser pensadas para receber todas as águas dessa sub-bacia. Para efeito de cálculo, segue o dimensionamento de um canal destes:

$$Q = A \times V \quad (\text{Eq.6})$$

em que:

Q = vazão (m^3/s);

A = área da seção transversal (m^2);

V = velocidade de escoamento (m/s), determinada pela fórmula de Chézy, com o coeficiente de Manning (Botelho, 1985).

$$V = \frac{1}{n} Rh^{2/3} i^{1/2} \quad (\text{Eq.7})$$

$$Rh = \frac{Am}{Pm} \quad (\text{Eq.8})$$

em que:

n = coeficiente de rugosidade das paredes que varia entre 0,011 e 0,04: $n = 0,011$ para canais de perfeita construção; $n = 0,013$ para canais de concreto comum; e $n = 0,025$ para canais de terra com vegetação rasteira no fundo.

Rh = raio hidráulico (m)

i = declividade do canal (m/m)

Am = área molhada (m^2)

Pm = perímetro molhado (m)

Adotando-se que serão construídos canais de terra e adotando-se:

$i = 0,05$ m/m

$n = 0,025$

calcula-se a vazão para essas condições.

Considerando-se um canal de 20 x 20 cm com altura d'água de 5 cm (uma valeta aberta manualmente no entorno da área), calcula-se: $Am = 0,04 \text{ m}^2$ e $Pm = 0,3 \text{ m}$.

Logo: $Rh = 0,13 \text{ m}$ e $V = 2,33 \text{ m}/\text{s}$ (este valor deve ficar entre 1 e 5 m/s)

Portanto, $Q = 0,09 \text{ m}^3/\text{s}$, valor que corresponde ao dobro da vazão calculada para toda a área. Conclui-se que as canaletas manualmente construídas na área (portanto, de fácil execução) serão suficientes para a precipitação local. Denota-se desses cálculos que, mais uma vez para aterros sustentáveis, a etapa de drenagem superficial é também muito simples, restando apenas a localização adequada dos canais, executados em dimensões reduzidas, mas eficientes para a minimização da entrada de água nas trincheiras.

Impermeabilização

A impermeabilização das trincheiras é a parte mais importante do aterro sustentável. Sua correta execução, somada a uma boa seleção da área concorrem para um projeto que não causará quaisquer impactos ambientais. A impermeabilização das trincheiras é dividida em duas etapas: a primeira, durante a execução das trincheiras, antes mesmo da colocação dos resíduos, dita: sistema de impermeabilização de laterais e fundo. A segunda, sistema de cobertura que ocorre ao longo do preenchimento das trincheiras, no caso de haver cobertura intermediária, e ao final da vida útil da trincheira, quando é realizado o fechamento das mesmas, com uma última compactação de solo (ou outro material) e colocação de material para plantio de vegetação.

Sistemas de impermeabilização de laterais e fundo

Quando a escolha da área parte de uma avaliação mais detalhada em termos de levantamento geotécnico, obtendo-se dados confiáveis em relação a solo e geologia local, pode-se adotar um sistema simplificado de impermeabilização de fundo e laterais, ou seja, pode-se projetar as trincheiras com a execução de compactação de camadas de solo local no fundo das trincheiras. Especificamente para essa avaliação, as seguintes características deverão ser analisadas:

- espessura da camada;
- granulometria do solo;
- baixa permeabilidade do solo;
- baixo índice de vazios;
- condutividade hidráulica;
- capacidade de carga;
- lençol freático a mais de 2 metros de distância do fundo das trincheiras;
- ausência de fraturas e falhas no local (aspecto verificado durante o levantamento geológico da área).

As camadas de fundo e laterais devem apresentar coeficiente de condutividade hidráulica inferior a 10^{-7} cm/s. Muitos sistemas podem ser empregados para atender a esse critério, que visa minimizar vazamentos de lixiviados para a subsuperfície e até mesmo para camadas naturais de solo. No entanto, é difícil garantir que uma camada natural esteja livre de zonas de alta condutividade hidráulica, tais como lentes de areia, fraturas ou juntas. Por esse motivo, revestimentos minerais (camada de solo compactado) ou sintéticos (manta de geomembrana) ou composições destes têm sido exigidos no confinamento de lixiviados. Nos Estados Unidos, a exigência mínima para a contenção de lixiviados não-perigosos é de que as camadas de fundo e laterais

sejam compostas de um revestimento sintético sobreposto a um revestimento mineral. No Brasil, o requisito mínimo consiste em uma camada simples, seja um revestimento mineral ou sintético. Em qualquer desses casos, o sistema de coleta de lixiviado deve compor a estrutura de base.

Nos Estados Unidos, a espessura mínima requerida em revestimentos minerais empregados em aterros de resíduos sólidos urbanos é de 60 cm. Esta camada deve ser compactada de forma a atingir o critério de condutividade hidráulica $\leq 10^{-7}$ cm/s. No caso de revestimentos sintéticos, a geomembrana deve ter espessura mínima de 1 mm. Quando é necessária a execução de emendas, a espessura mínima de 1,5 mm é recomendada para membranas de PEAD.

Revestimentos Minerais

Para o emprego de revestimentos minerais, as técnicas de controle de qualidade enfocam três componentes cruciais: 1. garantir que materiais apropriados são utilizados na construção do revestimento; 2. garantir que materiais são dispostos e compactados adequadamente; e 3. garantir que a camada é adequadamente protegida de possíveis danos. O tipo mais comum de revestimento de solo compactado é o construído a partir de solo de ocorrência natural, que contém significativa quantidade de argila, ou seja, solos classificados como CL (solo argiloso de baixa plasticidade), CH (solo argiloso de alta plasticidade) ou SC (solo areno-argiloso) no sistema de classificação unificado (ASTM D-2487). Tipos de solos próprios para revestimentos minerais incluem solos residuais ou transportados. Rochas altamente intemperizadas, como argilitos e lamitos, podem ser empregadas como revestimentos minerais, desde que convenientemente processadas.

Os materiais são escavados de locais denominados poços de empréstimo, os quais podem ser usados diretamente sem processamento ou podem ser processados para alterar o conteúdo d'água, desagregar pedaços maiores de material ou remover partículas de maior diâmetro. Segundo Daniel (1993), os requerimentos recomendados para alcançar a condutividade hidráulica (k) menor ou igual a 10^{-7} cm/s são:

- porcentagem de finos (peso seco passante na peneira 200, cuja abertura corresponde a 0,075 mm): $\geq 20\%$, idealmente $\geq 30\%$;
- porcentagem de pedregulhos (peso seco retido na peneira 4 (abertura de 4,76 mm)): $\leq 30\%$;
- índice de plasticidade ($IP = LL - LP$): $\geq 7\%$, idealmente $\geq 10\%$;
- tamanho máximo de partícula: ≤ 50 mm, idealmente ≤ 25 mm.

Se essas características não são encontradas nos solos locais, os materiais podem ser compostos com argilas comerciais (bentonita). Uma pequena quantidade de

bentonita pode ser muito eficiente na redução da condutividade hidráulica. A plasticidade do solo se refere à capacidade de o material ser moldado. De acordo com esta capacidade, os solos são ditos plásticos ou não-plásticos. Solos que contêm argila (grãos < 0,002 mm) são plásticos, sendo usual associar a plasticidade de solos à presença de argilominerais. As características de plasticidade de um solo são quantificadas por três parâmetros: limite de liquidez, limite de plasticidade e índice de plasticidade. Estes termos são definidos como:

- Limite de liquidez (LL): é o teor de umidade correspondente ao limite arbitrário entre o estado líquido e o estado plástico de consistência do solo.
- Limite de plasticidade (LP): é o teor de umidade correspondente ao limite arbitrário entre os estado plástico e o estado sólido de consistência do solo.
- Índice de plasticidade (IP): é a diferença numérica entre o limite de liquidez e o limite de plasticidade.

As normas brasileiras NBR 6459/84 e NBR 7180/84 descrevem os procedimentos de obtenção do limite de liquidez e do limite de plasticidade, respectivamente. Também para outras considerações sobre esses ensaios, ver o Apêndice I deste livro. É recomendável o processamento dos materiais visando, quando necessário, à destruição dos agregados, à retirada de pedras, ao umedecimento e à incorporação de aditivos.

O solo deve ser compactado em camadas. Para tanto, o solo deve ser espalhado no estado solto em camadas com espessura não superiores a 30 cm, mas idealmente de 20 cm, sobre a superfície regularizada do terreno. Rolos compactadores do tipo *pé de carneiro* devem ser utilizados na compactação de solos argilosos, para garantir que o esforço seja do tipo amassamento. Um número mínimo de cinco passadas deve ser empregado. Antes de lançar a próxima camada de solo, a superfície compactada deve ser escarificada (ranhuras de 2 a 3cm) a fim de garantir adequada ligação e evitar a formação de zonas preferenciais de fluxo entre as camadas. Após a compactação, o solo deve ser protegido do ressecamento superficial, que pode causar fissuras. Para tanto, pode-se cobrir temporariamente o solo com uma lona plástica ou molhar periodicamente a área.

A preparação de amostras para ensaios de condutividade hidráulica deve ser cuidadosa e empregar procedimentos indicados na NBR 14545/00. O objetivo do ensaio de condutividade hidráulica é verificar que solos de empréstimo possam ser compactados de forma a atingir a condutividade hidráulica desejada usando energia de compactação razoável. Definidas as características do solo e conhecidos os parâmetros operacionais para atender a condição de $k \leq 10^{-7}$ cm/s, o revestimento mineral pode ser executado no local como sistema de impermeabilização de fundo.

Geomembranas

Geomembranas são membranas sintéticas comercializadas em diversas espessuras e materiais diferentes, variáveis em função da aplicação pretendida. Geomembranas têm sido amplamente empregadas em sistemas de contenção de resíduos. Em aterros de resíduos sólidos urbanos, geomembranas são empregadas na composição de estruturas de base e cobertura, como elemento de impermeabilização. Em geral, as geomembranas são sobrepostas a uma camada de solo compactado (revestimento mineral), com espessura mínima de 60 cm e $k < 10^{-7}$ cm/s. Esta aplicação casada é importante porque, na ocorrência de dano que perfure a geomembrana, o revestimento mineral impede o vazamento dos líquidos contidos. Por outro lado, a presença da geomembrana reduz a exposição do revestimento mineral ao lixiviado. Isto resulta em redução significativa da infiltração e percolação dos líquidos através do revestimento mineral.

No projeto de estruturas de base e cobertura em aterros sanitários, o emprego de geomembranas deve considerar: 1. a seleção do material da geomembrana; 2. a preparação do subleito; 3. o transporte, armazenamento e colocação da geomembrana; e 4. a qualidade das emendas. A geomembrana deve ser quimicamente compatível com o líquido a que é exposta. Geomembranas do tipo PEAD (polietileno de alta densidade) apresentam excelente resistência a ataques químicos a custos razoáveis. No entanto, são mais difíceis de soldar. Uma alternativa são as membranas de cloreto de polivinil (PVC) e de polipropileno. Esses materiais apresentam excelente resistência mecânica, mas baixa resistência química. O monitoramento de aterros de resíduos sólidos urbanos tem demonstrado que o pH do lixiviado apresenta grande variação, situando-se entre 5 e 9. Por esse motivo, as mantas de PVC são mais apropriadas a sistemas de cobertura, em que o lixiviado não tem contato direto com a geomembrana e em que as deformações por recalques podem gerar variações de tensão importantes. No entanto, mantas de PVC sofrem a ação de fotodegradação em sistemas de cobertura e devem ser protegidas com uma cobertura mineral.

A superfície sobre a qual a geomembrana vai ser disposta deve ser lisa e resistente e deve estar livre de pedras, raízes e água em excesso. Na compactação de revestimentos minerais deve-se empregar um rolo do tipo pé de carneiro, no entanto, no acabamento superficial é ideal que a superfície consista em uma camada de solo compactado com um rolo compactador liso. Quando existe no local uma camada natural com baixa condutividade hidráulica, é importante limpar a superfície de qualquer irregularidade que possa causar puncionamento à geomembrana.

As geomembranas podem ser transportadas em rolos ou em mantas. Uma vez em campo, deve-se evitar o contato direto da geomembrana com o solo. Para isso, pode-se proteger o terreno com um plástico. Deve-se proteger a geomembrana do sol, da chuva e de poeira. Por esses motivos, é desejável que a geomembrana seja entregue envolta por plásticos colocados na fábrica. Finalmente, se as ementas forem realizadas no local, verificações sobre a qualidade do serviço deverão ocorrer. Apresenta-se, na

seqüência, o roteiro de cálculo para dimensionamento do sistema de impermeabilização de fundo e laterais, tanto para revestimentos minerais como para geomembranas. Empregou-se como exemplo a mesma trincheira anteriormente dimensionada: forma trapezoidal – topo: 6,0 * 7,3 metros; base: 2,0 * 3,3 metros; profundidade: 2,5 metros.

ALTERNATIVA 1 – REVESTIMENTO MINERAL

1. Características mínimas do solo para emprego de revestimento mineral:

- % finos = 20%-30%
- % pedregulhos = 30%
- IP = 7%-10%
- Tamanho máximo das partículas = 25-50 mm

2. Dimensionamento:

- Espessura da camada de impermeabilização = recomendam-se 60 cm

Para calcular a área total a ser revestida divide-se a trincheira em:

$$\text{Base: } 3,3 * 2 = 6,6 \text{ m}^2$$

$$\text{Lateral maior (são duas): } diagonal \left(\frac{base + topo}{2} \right) = 3,2 \left(\frac{3,3 + 7,3}{2} \right) = 33,9 \text{ m}^2$$

em que:

diagonal é o comprimento do talude, desde a base até o topo,

$$\text{na lateral considerada: } diagonal = \frac{profundidade}{sen(\alpha)}$$

$$\text{Lateral menor (são duas): } diagonal \left(\frac{base + topo}{2} \right) = 3,2 \left(\frac{2 + 6}{2} \right) = 25,6 \text{ m}^2$$

$$\text{Área total a ser revestida} = 59,5 \text{ m}^2$$

- Volume de solo necessário: $59,5 \text{ m}^2 \times 0,6 \text{ m} = 35,7 \text{ m}^3$

ALTERNATIVA 2 – GEOMEMBRANA

1. Cuidados/necessidades para o emprego da manta de PEAD:

- Se não houver energia elétrica no local do aterro sustentável, a manta deverá ser adquirida nas dimensões da trincheira, pois a execução *in loco* das emendas requer calor para a colagem das partes.

- O terreno (fundos e laterais da trincheira) deverá ser limpo e razoavelmente regularizado, retirando-se pedras, galhos e outros materiais que poderão perfurar a manta.

2. Dimensionamento:

- Espessura da camada de impermeabilização = recomenda-se 60 cm

Para calcular a área total a ser revestida divide-se a trincheira em:

$$\text{Base: } 3,3 * 2 = 6,6 \text{ m}^2$$

$$\text{Lateral maior (são duas): } diagonal \left(\frac{base + topo}{2} \right) = 3,2 \left(\frac{3,3 + 7,3}{2} \right) = 33,9 \text{ m}^2$$

em que:

diagonal é o comprimento do talude, desde a base até o topo,

na lateral considerada: $diagonal = \frac{profundidade}{sen(\alpha)}$

$$\text{Lateral menor (são duas): } diagonal \left(\frac{base + topo}{2} \right) = 3,2 \left(\frac{2+6}{2} \right) = 25,6 \text{ m}^2$$

$$\text{Área total a ser revestida} = 59,5 \text{ m}^2$$

- Volume de solo necessário: $59,5 \text{ m}^2 \times 0,6 \text{ m} = 35,7 \text{ m}^3$
- Dimensões da manta para uma trincheira:

Considerar 1,5 metro de ancoragem em cada lado.

Direção da largura da trincheira:

$$2 \times diagonal + largura fundo + 2 \times ancoragem = 2 \times 3,2 + 2 + 2 \times 1,5 = 11,4 \text{ m}$$

Direção do comprimento da trincheira:

$$2 \times diagonal + comprimento fundo + 2 \times ancoragem = 2 \times 3,2 + 3,3 + 2 \times 1,5 = 12,7 \text{ m}$$

$$\text{Área da manta} : 11,4 \times 12,7 = 145 \text{ m}^2$$

- Dimensões máximas executadas pela empresa fabricante (para o caso de não haver energia elétrica no local, impossibilitando portanto a execução de soldas:

Painéis com até 350 kg (a largura de uma faixa de painel é 5,90 metros): número de faixas \times 5,9 \times comprimento do painel (= 100 m).

- Dimensão necessária do painel para uma trincheira: $2 \times 5,9 \times 13 = 153,4 \text{ m}^2$
- Verificação do peso: para manta de 0,8 mm: $153,4 \times 0,8 = 123 \text{ kg}$

Justifica-se a adoção da espessura de 0,8 mm para Presidente Lucena: 1. existência de rocha na base da trincheira; 2. custo 20% menor que o da manta de 1 mm (R\$ 11,74/m² (para 1 mm)); e 3. o monitoramento realizado durante 2 anos no projeto da UNISINOS em Presidente Lucena confirmando a eficiência do sistema.

Cabe uma discussão econômica quanto à adoção de um ou outro sistema, além dos critérios técnicos anteriormente já referidos. Para a alternativa 1, revestimento mineral, os custos envolvidos (serviço contratado) são os seguintes:

- Compactação = R\$ 2,50 a 3,50/m³
- Escavação = R\$ 1,00 a 1,50/m³
- Ensaio de caracterização necessários: limites de consistência, teor de umidade e peso específico, granulometria, compactação, condutividade hidráulica, com custo médio total de R\$ 400,00

Considerando-se um valor médio para os serviços de escavação e compactação de R\$ 4,0/m³, obtém-se o valor de R\$ 542,80 para cada trincheira anteriormente dimensionada. Se o solo local não for adequado para a execução do revestimento mineral, os valores são alterados, pois os custos de exploração, escavação, transporte, já considerando o empolamento e a compactação, sobem para R\$ 8,00 a 18,00. Neste caso o custo de cada trincheira passa a ser R\$ 864,10 (considerou-se uma jazida 10 km distante do aterro sustentável). Para a alternativa 2, geomembrana de PEAD, o custo da manta (sem frete e com impostos) é de R\$ 9,78/m², devendo ser também previstos os serviços de escavação e regularização da trincheira (R\$ 2,00/m³). O custo obtido para uma trincheira é de R\$ 1.606.

Dos resultados apresentados nos exercícios anteriores denota-se que o custo da manta é função das dimensões das trincheiras, sendo inclusive fator limitante no dimensionamento dos aterros sustentáveis, já que existe um tamanho máximo possível de ser adquirido. Além disto, o custo 3,4 vezes maior da geomembrana está relacionado à perda de material em dobras (nos quatro cantos da trincheira) e de material necessário para a ancoragem. Verifica-se que a área calculada de revestimento compactado é de 59,5 m², 2,5 vezes inferior à área de geomembrana necessária.

Por outro lado, o revestimento mineral, havendo solo adequado no local, torna-se alternativa interessante, pois demanda apenas horas de máquina. Não havendo

disponibilidade de material para a execução do revestimento mineral, o custo que predominará nos estudos econômicos financeiros será o de transporte do solo para o local do aterro sustentável. Conclui-se, desta forma, que mais uma vez a seleção da área é a etapa principal de todo o gerenciamento de resíduos sólidos urbanos.

Sistemas de Cobertura

O objetivo da cobertura é minimizar os impactos visuais e a proliferação de vetores e odores desagradáveis gerados pela presença dos resíduos a descoberto nas trincheiras. Contudo, a principal função dessa impermeabilização é dificultar a entrada de água no sistema anaeróbio. Normalmente a cobertura é executada com solo local obtido a partir da escavação das trincheiras. Cabe observar que essa preocupação já consta da etapa de seleção de áreas, em que uma área com pouco material para cobertura ou material com qualidade inadequada (por exemplo, solos arenosos) recebe pontuação menor. Dependendo da operação adotada pode-se ainda colocar uma manta de PVC entre os resíduos e a camada de solo (Figura 3.4).



Figura 3.4 Cobertura final com manta de PVC e solo local compactado.

Se optar-se pela ausência de cobertura intermediária (camadas de solo compactado após a colocação dos resíduos na trincheira), e a região do município for originária de épocas de alto índice de precipitação, é aconselhável prever-se a construção de telhado para o período de preenchimento da trincheira. Essa estrutura poderá ser móvel ou desmontada e remontada a cada nova trincheira a ser executada (por exemplo o sistema apresentado na Figura 3.5).



Figura 3.5 Proposta de telhado móvel.

Sistema de Drenagem e Tratamento de Lixiviados

Complementarmente ao sistema de impermeabilização, deverá ser executado o sistema de drenagem de lixiviados. Várias são as alternativas empregadas para o tratamento de lixiviados de aterros sanitários: tratamentos biológicos (lodos ativados, lagoas aeradas, lagoas de estabilização, lagoas anaeróbias, lagoas de maturação e reatores anaeróbios de fluxo ascendente), recirculação do lixiviado e tratamentos físico-químicos (normalmente em conjunto com os biológicos)). Normalmente, pela ausência de dados na área, têm-se utilizado parâmetros consagrados para o tratamento de esgoto. É bem verdade que já se constatou que essa opção de projeto não é adequada, levando a sistemas pouco eficientes em muitos casos. A literatura é vasta em citações sobre as diferenças entre os dois tipos de líquidos, portanto, com necessidades de tratamento diferentes. Ainda assim, cabe lembrar que os casos conhecidos destinam-se ao tratamento de lixiviados de aterros sanitários para grandes quantidades de resíduos sólidos, conseqüentemente, com volumes elevados de lixiviados a tratar.

Para pequenas comunidades, também para esta etapa estudou-se e agora sugere-se a adoção de sistema compatível com a estrutura municipal, eficiente (comprovado nas pesquisas UNISINOS/PROSAB), de operação simplificada e sem o gasto de área como ocorre na alternativa de tratamento por lagoas, por exemplo. Propõe-se um leito de 30 cm de brita 1 ou 2 em todo o fundo da trincheira ou canaleta central (com brita 3) com uma inclinação de fundo de 1%. A utilização de material drenante em toda a extensão da base é importante porque aumenta a área superficial disponível para a fixação dos microrganismos degradadores. Na captação dos lixiviados, uma

tubulação de PVC perfurado (40 mm) de aproximadamente 2 m deverá ser disposta sob a brita (Figura 3.6).



Figura 3.6 Tubulação perfurada entre a brita para coleta do lixiviado.

A drenagem do lixiviado tem por objetivo a aplicação da técnica de recirculação ou encaminhamento dos líquidos para tratamento e coleta de amostras para monitoramento ambiental e avaliação do processo de digestão anaeróbia. A tubulação para a captação do lixiviado passa pela manta PEAD por meio de um flange, se esta for a alternativa de impermeabilização adotada (Figura 3.7).

O sistema é finalizado dentro de um poço de captação que consiste basicamente em um tubo pré-fabricado de concreto com 1 metro de diâmetro, disposto sobre uma base de cimento regularizada. Dentro do poço será instalado um registro para controle do fluxo. O poço deverá ser, preferencialmente, localizado no ponto mais baixo do terreno, de forma a possibilitar a drenagem dos lixiviados por gravidade, sem a necessidade de bombeamento.

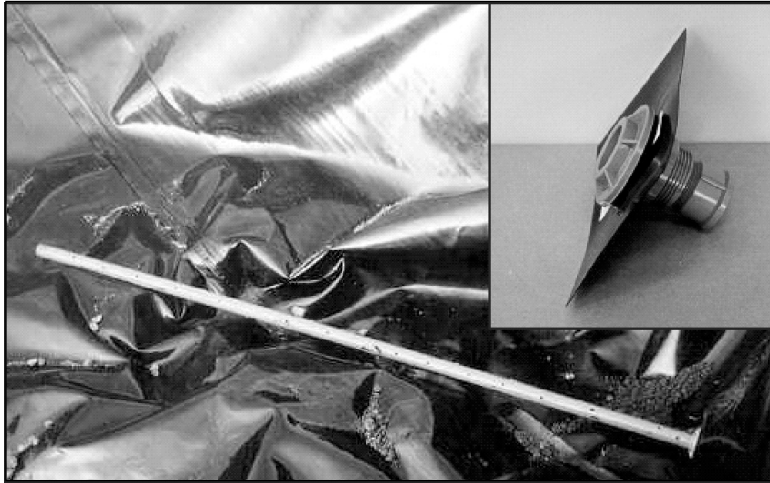


Figura 3.7 Detalhe do flange para passagem da canalização de drenagem de lixiviados pela manta PEAD.

De qualquer forma, o sistema de drenagem de lixiviados deve ser dimensionado a partir da geração do mesmo. A partir desses volumes adota-se a geometria do sistema: canaleta ou cano central ou o sistema anterior, com brita em todo o fundo da trincheira.

Os cálculos envolvidos são os seguintes:

$$Q = \left(\frac{1}{t} \right) \times P \times A \times K \quad (\text{Eq. 9})$$

em que:

P = precipitação média anual (mm/ano)

Q = vazão média (L/s)

A = área da trincheira (m²)

t = nº de segundos em 1 ano (31.536.000)

K = coeficiente dependente do grau de compactação dos resíduos

Segundo Rocca *et al.* (1993), aterros fracamente compactados (400 a 700 kg/m³) possuem coeficiente de compactação entre 0,25 e 0,5. Para aterros fortemente compactados (> 700 kg/m³) os valores de K ficam na faixa de 0,15 a 0,25.

Para o exemplo que vem sendo considerado neste capítulo, a vazão de lixiviados será de:

$$Q = \left(\frac{1}{31.536.000} \right) \times 1.500 \times 43,8 \times 0,5 = 0,00104 \text{ L/s}$$

Considerando-se um período de dois meses para retirada do lixiviado, haveria aproximadamente $5,2 \text{ m}^3$ de líquido para ser transportado. Se a alternativa é todo o fundo coberto com brita, para o exemplo aqui empregado, a altura de lixiviado na trincheira será de 20 centímetros.

Para o dimensionamento do dreno de lixiviado, verifica-se que o diâmetro adotado (40 mm) é suficiente, mesmo sem utilizar as equações usuais de hidráulica, pois:

$$Q = A \times V$$

Onde:

$$Q = \text{vazão (m}^3/\text{s)}$$

$$A = \text{área da seção transversal (m}^2\text{): } \pi R^2$$

$$V = \text{velocidade de escoamento (m/s), dentro da faixa 1 a 5 m/s}$$

$$R = \sqrt{\frac{Q}{V\pi}}, \text{ ou seja: } R = \sqrt{\frac{0,00104}{\frac{1000}{2\pi}}} = 0,0004 \text{ m} = 0,04 \text{ cm} = 0,4 \text{ mm}$$

Verifica-se, portanto, que, como os volumes gerados são muito pequenos, é adequado adotar o menor diâmetro comercial. Em termos de tratamento de lixiviados, para municípios de pequeno porte, considera-se viável a alternativa de recirculação de lixiviados tanto para a aceleração do processo de degradação dos resíduos (com uso futuro da área) como para a não necessidade de tratamento de efluentes. A recirculação do lixiviado pode ser implementada por rega ou por infiltração. Para quaisquer desses procedimentos são necessárias a drenagem e a coleta de um volume de lixiviado em um reservatório e posterior bombeamento com retorno do líquido para a trincheira.

O volume de lixiviado a ser recirculado é função da precipitação média anual local, dado facilmente obtível. Para o período de seca (poucas chuvas), sugere-se que o volume de lixiviado a ser recirculado seja de 20% da precipitação média mensal; já para o período de chuvas, de 5%. Esses valores foram adotados a fim de manter o teor de umidade elevado dentro da trincheira, importante para o bom desempenho do processo de degradação microbiana. Propõe-se recirculação mensal para cada trincheira. Pelos estudos realizados na UNISINOS e também na UCS recomenda-se que a recirculação ocorra após a passagem da fase ácida da digestão anaeróbia. Desta forma,

evitam-se o colapso do processo microbiano e a recirculação de lixiviado com altas taxas de concentração de microrganismos.

A opção de recirculação por infiltração requer que sejam construídos poços de infiltração (canos de PVC de 75 mm com aproximadamente 2 m de comprimento, sendo destes 1,5 metro enterrado na trincheira). Neste caso, o lixiviado bombeado é infiltrado diretamente para a trincheira. Na técnica de recirculação por rega, é necessário que a superfície das trincheiras esteja nivelada. Um sistema de drenagem superficial pode ser previsto para garantir a retenção do líquido sobre a área da trincheira. Nesse tipo de operação, parte do lixiviado é perdida por evaporação. Isto representa uma vantagem em decorrência da possibilidade de redução do volume de lixiviado. É, também, uma técnica de simples operação.

A Figura 3.8 apresenta os resultados qualitativos do lixiviado gerado no aterro sustentável de Presidente Lucena. Durante a fase metanogênica, recirculou-se lixiviado da trincheira 1 para a 2 e desta para a trincheira 3. O aterro sustentável apresentou excelentes resultados em termos de degradação: após 490 dias, a eficiência em remoção de DQO foi de 96% tanto para a trincheira 1 como para a trincheira 2 e de 88% para a trincheira 3. Esta última teve operação diferenciada em relação às outras duas, com 250 dias de recebimento de resíduos. A Figura 3.9 apresenta os recalques desenvolvidos a partir do início da operação das trincheiras. Observa-se que ocorre uma acentuação dos recalques para um período próximo a 100 dias de operação das trincheiras, para o qual ocorre também uma redução acentuada dos níveis de DQO. Em comparação com a Trincheira 1, na Trincheira 2, onde a técnica de recirculação foi aplicada, os recalques se desenvolvem mais rapidamente.

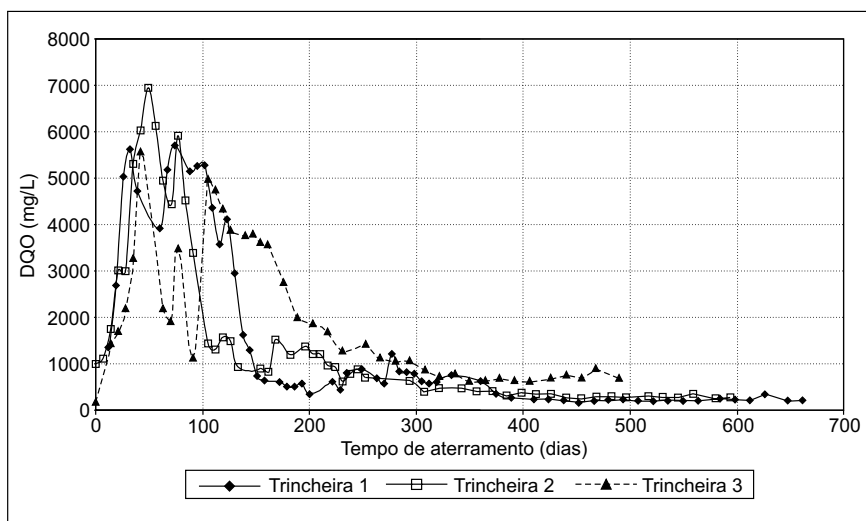


Figura 3.8 Monitoramento da DQO nas trincheiras em Presidente Lucena.

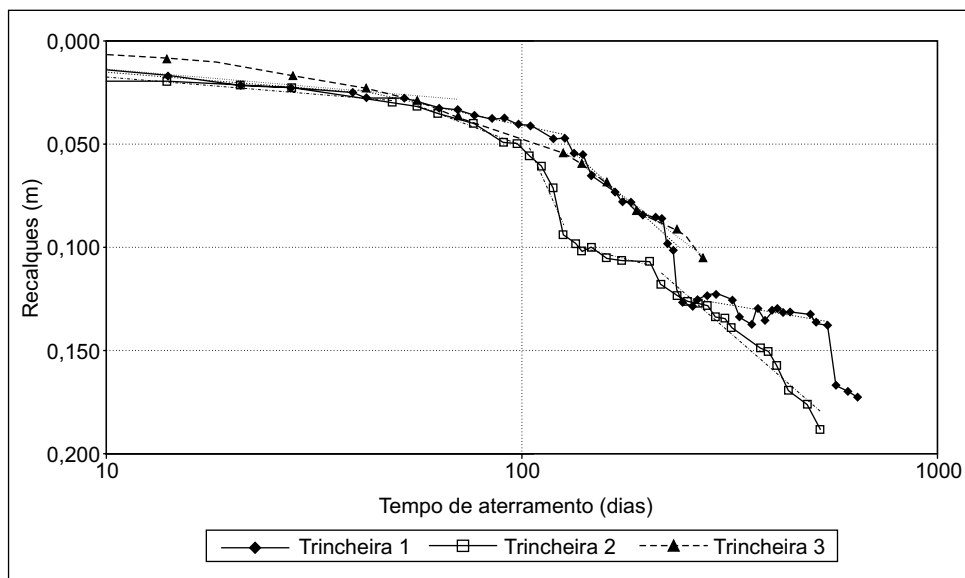


Figura 3.9 Recalques no aterro sustentável de Presidente Lucena.

Sistema de drenagem de gases

No caso desses sistemas pequenos de aterramento de resíduos sólidos, embora seja pequena a geração de gases e a liberação dos mesmos tanto pelo sistema de cobertura como pelo sistema de drenagem de lixiviados, um sistema de drenagem de gases deve ser dimensionado. Mesmo para sistemas maiores, tipo aterros sanitários, para grandes disposições de resíduos, os modelos para predição da geração de gases são poucos. Estudos nessa linha ainda são escassos. Nos trabalhos de Tchobanoglous *et al.* (1977), Barlaz *et al.* (1987), Bookter & Ham (1982), Stegmann (1989) e Ham & Barlaz (1989) encontram-se propostas baseadas em métodos empíricos, fundamentados no grau de biodegradabilidade dos resíduos, ou em métodos estequiométricos, fundamentados na composição elementar de substratos e de resíduos. Teoricamente, dividem-se os modelos em estequiométricos e matemáticos, apresentados no Capítulo 2.

Com os mesmos dados utilizados nos exemplos de dimensionamento anteriores: para uma população de 2.069 habitantes gerando 1.960 kg de RSU semanalmente, pode-se, empregando a taxa proposta por Rees (1980) (0,4 m³ de biogás para cada kg de resíduos), determinar o volume de gás gerado. Neste caso, o volume médio previsto por mês é de 3.528 m³. Em outro trabalho, Baghi (1994) sugere que seja instalado um dreno para cada 7.500 m³ de resíduos.

Os drenos de gases devem ser dispostos de preferência sobre a rede de drenagem de lixiviados, atravessando verticalmente o aterro até sua superfície, configurando chaminés de exaustão. Tradicionalmente, essas “chaminés” são conformadas com manilhas drenantes de concreto armado, preferencialmente perfuradas. Alternativamente, outros materiais poderão ser utilizados, como pneus, tambores de óleo e garrafas PET coletadas no próprio aterro, as quais devem ser perfuradas e preenchidas com brita nº 2. Também, em decorrência da baixa geração, são previstos queimadores de gases, dispostos nas extremidades superiores das chaminés, destinados a possibilitar a queima controlada dos gases.

De qualquer forma, no projeto do PROSAB desenvolvido na UCS foi previsto o dimensionamento do sistema de drenagem de gás, cálculo a seguir detalhado. A diferença entre as duas células está relacionada ao sistema de impermeabilização de laterais e fundo: na célula 1 a impermeabilização deu-se com solo local compactado e na célula 2 foi empregada geomembrana de 1 mm. Cada célula possui volume útil de 164 e 179 m³, respectivamente. A composição média dos resíduos aterrados nas duas células experimentais construídas na UCS é apresentada na Tabela 3.4.

Tabela 3.4 Composição dos RSU nas células 1 e 2 do experimento da UCS, segundo o grau de biodegradabilidade dos resíduos.

Componente	Célula 1	Célula 2
Facilmente degradável	56,7%	58,7%
Moderadamente degradável	6,7%	7,4%
<i>Total</i>	<i>63,4%</i>	<i>66,1%</i>

Fonte: Pessin, 2003.

Com base na composição dos resíduos pode-se calcular a contribuição de cada componente na produção de biogás a partir de uma tonelada de resíduos:

Para a célula 1 tem-se:

$$FD = \frac{56,7\% * 100\%}{63,4\%} = 89,4\% \quad MD = \frac{6,7 * 100\%}{63,4\%} = 10,6\%$$

Assim, para 1 tonelada de resíduos aterrados na Célula 1 tem-se a produção de 50 m³ de biogás, dos quais 44,7 m³ serão provenientes da degradação dos componentes

facilmente degradáveis e 5,3 m³, provenientes da degradação dos componentes moderadamente degradáveis.

Para a célula 2 tem-se:

$$FD = \frac{58,7\% * 100\%}{66,1\%} = 88,8\% \quad MD = \frac{7,4\% * 100\%}{66,1\%} = 11,2\%$$

Assim, para 1 tonelada de resíduos aterrados na célula 2 prevê-se a produção de 50 m³ de biogás, dos quais 44,4 m³ serão provenientes da degradação dos componentes facilmente degradáveis e 5,6 m³, provenientes da degradação dos componentes moderadamente degradáveis. Considerando-se o total de resíduos aterrado em cada uma das células, calculam-se as quantidades teóricas de biogás produzido (Tabela 3.5).

Tabela 3.5 Volumes teóricos esperados nas duas células.

Parâmetros	Célula 1	Célula 2
Resíduos aterrados (t)	35	35
Biogás produzido a partir da parcela FD (m ³)	1.564,5	1.554,0
Biogás produzido a partir da parcela MD (m ³)	185,5	196,0
<i>Total de biogás produzido (m³)</i>	<i>1.750,0</i>	<i>1.750,0</i>

Fonte: Pessin, 2003.

Para previsão da geração de gás ao longo do tempo, adotou-se que os componentes facilmente degradáveis (FD) levam 4 anos para completa degradação (com pico de degradação aos 2 anos). Da mesma forma, os componentes moderadamente degradáveis (MD) precisam de 10 anos para a degradação total ser concluída. Com base nesses tempos de degradação é possível construir o gráfico apresentado na Figura 3.10, no qual se verifica a distribuição dos fatores de produção de gás ao longo do tempo.

A partir das áreas definidas na Figura 3.10 e considerando o exemplo das células experimentais, foram calculadas as vazões de gás ao longo do tempo. Os resultados obtidos a partir da fração de resíduos facilmente degradáveis (FD) estão apresentados na Tabela 3.6 e os resultados obtidos a partir da fração de resíduos moderadamente degradáveis (MD) estão apresentados na Tabela 3.7.

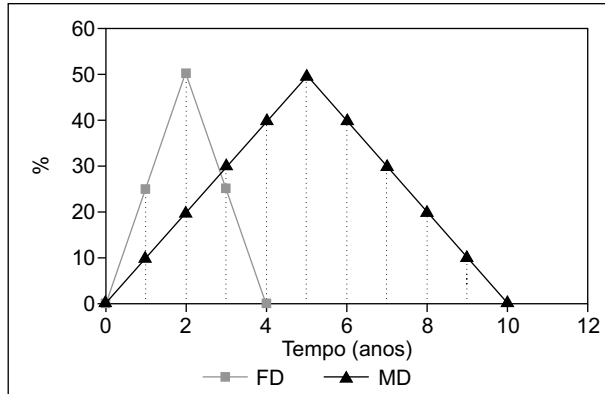


Figura 3.10 Distribuição teórica ao longo do tempo de aterramento de RSU em sistemas de disposição final. Fonte: Pessin, 2003.

Tabela 3.6 Produção de gás na célula 1.

Tempo (anos)	m ³ /ano	m ³ /dia	m ³ /h	L/h	L/s
1	199,273	0,54595205	0,0227480	22,7480023	0,0063189
2	597,818	1,63785616	0,0682440	68,2440068	0,0189567
3	605,238	1,65818493	0,0690910	69,0910388	0,0191920
4	221,533	0,60693836	0,0252891	25,2890982	0,0070247
5	33,390	0,09147945	0,0038116	3,8116438	0,0010588
6	33,390	0,09147945	0,0038116	3,8116438	0,0010588
7	25,970	0,07115068	0,0029646	2,9646119	0,0008235
8	18,550	0,05082192	0,0021176	2,1175799	0,0005882
9	11,130	0,03049315	0,0012705	1,2705479	0,0003529
10	3,710	0,01016438	0,0004235	0,4235160	0,0001176
Total	1750,000	-	-	-	-

Fonte: Pessin, 2003.

Tabela 3.7 Produção de gás na célula 2.

Tempo (anos)	m ³ /ano	m ³ /dia	m ³ /h	L/h	L/s
1	198,170	0,54293151	0,0226221	22,6221461	0,0062839
2	594,510	1,62879452	0,0678664	67,8664384	0,0188518
3	602,350	1,65027397	0,0687614	68,7614155	0,0191004
4	221,690	0,60736986	0,0253071	25,3070776	0,0070297
5	35,280	0,09665753	0,0040274	4,0273973	0,0011187
6	35,280	0,09665753	0,0040274	4,0273973	0,0011187
7	27,440	0,07517808	0,0031324	3,1324201	0,0008701
8	19,600	0,05369863	0,0022374	2,2374429	0,0006215
9	11,760	0,03221918	0,0013425	1,3424658	0,0003729
10	3,920	0,01073973	0,0004475	0,4474886	0,0001243
<i>Total</i>	<i>1750,000</i>	-	-	-	-

Fonte: Pessin, 2003.

Com base nas informações da literatura e nas vazões de gás calculadas e, considerando as pequenas dimensões das células experimentais e a composição média do biogás (50% CH₄ e 50% CO₂) conclui-se que o sistema de drenagem de gases poderia ser suprimido. No entanto, sugere-se, por segurança, que em aterros sustentáveis, pelo menos um dreno vertical (cano de PVC perfurado de diâmetro 40mm) seja instalado e envolto em brita 1, partindo da base (conectado portanto com o sistema de drenagem de lixiviados) até o topo da trincheira.

Plano de monitoramento e uso futuro da área

Finaliza-se o memorial técnico com a apresentação do plano de monitoramento e uso futuro da área. O plano de monitoramento será detalhado no Capítulo 4. O monitoramento pós-encerramento do aterro tem por objetivo acompanhar o desempenho dos seguintes sistemas de proteção ambiental e garantir a segurança e integridade do sistema. As atividades de monitoramento das águas do subsolo e superficiais, de biogás, de efluentes líquidos e estabilidade do maciço de resíduos deverão estender-se por toda a vida ativa do sistema, ou então até que as emissões atinjam padrões aceitáveis definidos pelos órgãos de controle ambiental.

Ao final da vida útil do aterro sustentável deverão ser previstas ações correspondentes ao encerramento e reaproveitamento da área. As alternativas são, dependendo do tempo de aterramento, reutilizar a área para o mesmo fim, reiniciar a colocar mais resíduos sobre os já degradados ou ainda dar novo uso à área.

A utilização da mesma área das trincheiras já cobertas para descarte de resíduos é viável, minimizando os custos, já que toda a infra-estrutura em termos de impermeabilização de fundo está pronta. Define-se o volume de resíduos que poderá ser adicionado ao local a partir do monitoramento dos recalques (para detalhes deste monitoramento, ver Capítulo 4). Os recalques geram volume adicional livre capaz de aumentar a vida útil das trincheiras.

Resultados obtidos em Presidente Lucena para o monitoramento dos recalques indicaram que após 525 dias de aterramento os recalques medidos foram da ordem de 7,50% da altura inicial de resíduos (0,2 metro) na trincheira 2 contra 5,50% na trincheira 1. A trincheira 2 teve a digestão anaeróbia acelerada pela quantidade de lixiviado que recebeu pelo processo de recirculação realizado. Por outro lado, a trincheira 1, de onde foi retirado o lixiviado para a maioria das recirculações, teve seu processo de recalques estabilizado em aproximadamente 250 dias, período intenso de recirculações (semanais). A Trincheira 3, última a receber resíduos, apresenta-se em fase de grande degradação, com recalques, após 273 dias de aterramento, de 0,11 metro (Figura 3.9).

O reaproveitamento da área para outros fins inclui diferentes usos, como, por exemplo, utilização da espaço como área de lazer para a comunidade, com a implementação de campos de futebol, parques, jardins, etc. Não seria adequada apenas a construção de obras de engenharia, pela possibilidade de recalques diferenciais nas estruturas (embora a degradação observada na digestão anaeróbia dos resíduos sólidos aterrados tenha sido rápida para os componentes biodegradáveis, de cerca de 1 ano, os outros componentes continuaram a se decompor, provocando acomodações na massa aterrada e, portanto, gerando recalques).

Implantação

Dimensionado o sistema, a etapa seguinte é a de implantação do sistema. É válido lembrar que a mesma deverá ser iniciada após o recebimento da LI (licença de instalação) pelo órgão estadual ambiental.

Na implantação, as atividades que deverão ser executadas como apoio à atividade de operação/aterramento dos resíduos são aquelas anteriormente dimensionadas e definidas na etapa de projeto: limpeza e isolamento da área, construção de estruturas de apoio (portaria, vestiários), melhoria e/ou implantação de vias de acesso, terraplanagem, construção das trincheiras, sistemas de drenagem superficial, de drenagem de lixiviados e gases, impermeabilização de fundo e laterais, poços de monitoramento e obras de infra-estrutura para o sistema de tratamento de lixiviado.

A Figura 3.11 apresenta o fluxograma de todas as etapas envolvidas na implantação de aterros sustentáveis. As fotos são dos diferentes aterros sustentáveis implantados pelas instituições (UFMG, UNISINOS e UCS) no PROSAB. Após todas as etapas apresentadas, a operação do aterro sustentável de resíduos sólidos pode ser iniciada.

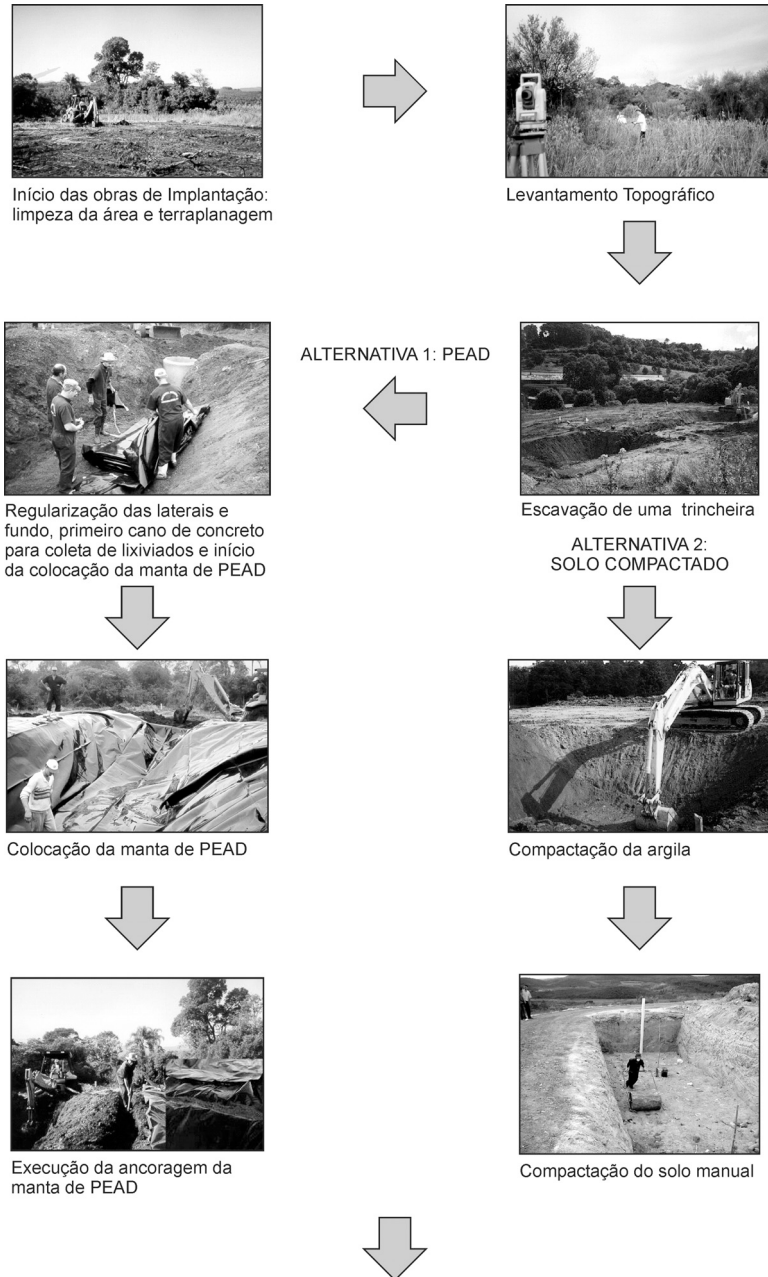


Figura 3.11 Fluxograma das etapas de implantação do aterro sustentável.

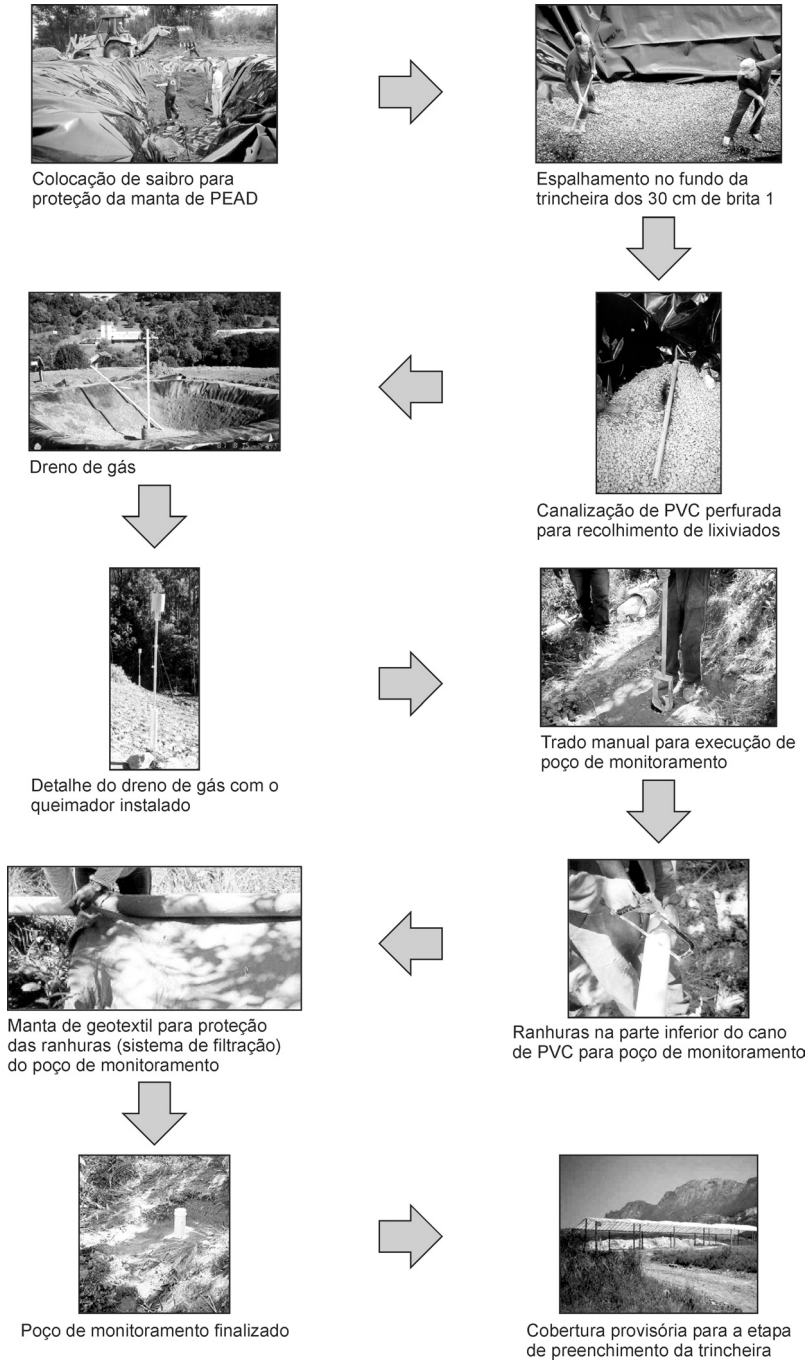


Figura 3.11 Fluxograma das etapas de implantação do aterro sustentável. (Continuação.)

Operação

A operação do aterro sustentável de resíduos sólidos está diretamente ligada a todas as etapas anteriores de gerenciamento desses resíduos no município. A frequência de coleta e o tipo de equipamento empregado, considerando-se a existência ou não de coleta seletiva, são fundamentais para a determinação da forma pela qual as trincheiras serão operadas. É importante ressaltar ainda que do perfil profissional do responsável por essa operação deve fazer parte a responsabilidade, a desenvoltura, a paciência e a metodicidade. Certamente, um treinamento técnico mínimo sobre as tarefas diárias é aconselhável e, muito mais do que isto, um curso básico sobre gerenciamento de resíduos sólidos seria considerado um diferencial para esse profissional. São poucas as prefeituras que se preocupam com essa capacitação profissional, contudo, entende-se ser esta uma das medidas mais importantes para bom gerenciamento municipal na área.

De nada adiantará um bom projeto, com todas as licenças ambientais em dia, se a operação não atender às necessidades que tornem o aterro sustentável de resíduos sólidos sanitária e ambientalmente adequados. A quantidade e o porte dos equipamentos mecânicos necessários para a implantação e operação de aterros sanitários são bastante variáveis, dependendo das características específicas da gleba, da complexibilidade das obras de terraplenagem especificadas no projeto executivo, da época do ano, bem como da fase em que se encontra a operação do aterro.

DESCARGA/PREENCHIMENTO/ESPALHAMENTO/ COMPACTAÇÃO DAS TRINCHEIRAS

A operação propriamente dita das trincheiras é a forma pela qual os resíduos serão acondicionados nelas. As trincheiras descritas na etapa anterior deste capítulo foram projetadas para receber os resíduos que serão descarregados diretamente do caminhão coletor dentro das mesmas. A existência ou não de triagem antes do descarte nas trincheiras já foi comentada, ressaltando-se neste momento apenas a questão da disponibilidade de área ou vida útil das trincheiras e também a questão de se estar enterrando materiais que poderiam ser reaproveitados ou transformados em matéria-prima na reciclagem. A Figura 3.12 ilustra o descarte dos resíduos em uma trincheira. Cuidados com a aproximação do veículo coletor da trincheira deverão sempre ser observados, sob risco de acidentes: quedas e mesmo o rompimento da manta. Sugere-se que seja prevista uma superfície na lateral da trincheira onde o caminhão descarrega os resíduos com solo local para evitar o contato direto caminhão-manta. Em se tratando de revestimento mineral, esta preocupação se restringe ao tombamento do equipamento na trincheira.

É nesta etapa também que serão executadas ou não, dependendo das alternativas adotadas, a cobertura intermediária dos resíduos e a compactação dos mesmos. Os resíduos após descarga nas trincheiras poderão ser espalhados manualmente. Esse espalhamento tem o objetivo de assegurar preenchimento uniforme na vala. São empregadas para este trabalho ferramentas simples do tipo

ganhos. Normalmente, para maior aproveitamento da área, sugere-se na seqüência a compactação do material.



Figura 3.12 Preenchimento das trincheiras.

A compactação das trincheiras, por sua própria conformação, não pode ser executada com maquinário normalmente empregado para este fim em aterros sanitários (trator de esteiras). Utilizam-se aqui sistemas simplificados, de porte menor e que portanto podem “entrar” na trincheira para a execução de tal serviço. Em Presidente Lucena a adoção do sistema deveu-se ao fato de que, em determinado momento, o telhado executado para proteção das intempéries não permitia que o caminhão se aproximasse mais da vala, também servindo como forma de espalhamento dos resíduos na parte oposta da trincheira (Figura 3.13). Em Catas Altas, a solução utilizada foi eficiente, obtendo-se compactações da ordem de 500 kg/m^3 (Figura 3.14).



Figura 3.13 Espalhamento com compactação.



Figura 3.14 Rolo manual compactador.

A cobertura intermediária tem o objetivo de minimizar os efeitos dos odores e da proliferação de vetores gerados pelos resíduos em degradação. Também, se a região possui elevados índices pluviométricos, esta cobertura impedirá pelo menos um pouco a entrada de água na trincheira. Por outro lado, se houver a opção pela recirculação dos lixiviados nas trincheiras, é aconselhável a não cobertura intermediária, o que facilitará a posterior entrada e espalhamento do líquido entre os resíduos.

Após o total preenchimento de cada trincheira, a cobertura final é realizada, conforme já detalhado na seção anterior. É interessante a plantação de gramíneas, auxiliando tanto a estética local como a diminuição de infiltração de água de chuva.

Análise de Custos de Aterros Sustentáveis

Na avaliação econômica são incorporados os diversos custos envolvidos em todas as etapas do aterro (projeto, implantação, operação e monitoramento). Dada a diversidade dos aspectos específicos de cada projeto, é difícil definir valores comparativos que incluam a extensa gama de variáveis envolvidas, como serviços de terraplenagem, vias de acesso, obras de drenagem e infra-estrutura, custo de materiais empregados, custos operacionais dos equipamentos mecânicos, mão-de-obra e custos de manutenção das instalações como um todo.

Utilizou-se a metodologia desenvolvida no programa Sades elaborado pela UFSC (Castilhos Jr, 2003). A seguir há um resumo dos itens lá abordados. No programa são fornecidos elementos e procedimentos de cálculo para estimativa de custos e fornecimento de indicadores para a administração dos serviços de limpeza pública municipal. Os elementos de custo primeiramente envolvidos são aqueles referentes à

etapa de estudos preliminares (principalmente a escolha da área). Do ponto de vista econômico, os investimentos iniciais em escolhas de áreas podem ser compensados com a economia em etapas futuras do aterro sanitário, sobretudo nas etapas de construção e operação.

Os custos da etapa de projeto dependem muito do fato de o serviço ter sido contratado ou elaborado na própria prefeitura. A estimativa de gastos com esta etapa varia de 5% do total do investimento [Programa de Investimentos de Minas Gerais em Resíduos Sólidos (Coppe/UFRJ, 2000 *apud* Castilhos Jr, 2003)] até 0,6% (Aterro Sanitário da Extrema, Porto Alegre) ou 0,43% (Aterro Sanitário Santa Tecla, Gravataí, RS). Provavelmente pode-se discutir a variação nos valores anteriores levando em conta que, para grandes aterros (dois últimos casos), o peso do projeto é bem pequeno em relação a todas as intervenções em termos de obras de implementação e gastos com a operação. Para o caso de aterros sustentáveis, os custos de projeto deverão ficar por volta de 3% a 5%. Deverão ser considerados também nessa etapa os gastos com o processo de licenciamento ambiental do sistema.

A aquisição do local para implantação do aterro sanitário representa um dos principais custos relacionados à fase de planejamento do aterro sustentável. Neste sentido, a fim de minimizar os investimentos dessa etapa de viabilização do aterro, dá-se preferência no processo de seleção de áreas, terrenos de propriedade da própria prefeitura ou locais com baixo valor econômico. Além do preço do terreno, os custos de aquisição podem compreender despesas com a desapropriação do local.

Se a área escolhida for o lixão municipal, os custos envolverão a correção do local. Segundo Cotrim & Reichert *apud* Castilhos Jr, 2003, os custos de remediação para implantação do Aterro Sanitário Metropolitano Santa Tecla corresponderam a 4,28% dos custos totais do aterro. Novamente, esses valores, se considerados na avaliação financeira de um aterro sustentável, deverão ser comparativamente maiores, pelos mesmos motivos anteriormente relatados.

Os próximos elementos envolvidos na análise de custos do aterro sustentável são aqueles referentes à etapa de implantação. Nesses custos consideram-se as atividades de limpeza da área, construção de estruturas de apoio (portaria, vestiários), melhoria e/ou implantação de vias de acesso, terraplanagem, construção de trincheiras, sistemas de drenagem superficial, de drenagem de lixiviados e gases, impermeabilização de fundo e laterais, poços de monitoramento e obras de infra-estrutura para o sistema de tratamento de lixiviado.

Finalmente, deverão ser considerados os serviços de operação diária do sistema e de encerramento pós-finalização de uso da área.

Os cálculos, desenvolvidos por Jaramillo (1997) e também utilizados no Sades são descritos a seguir:

A primeira etapa consiste em calcular o custo anual (depreciação). A partir dos custos totais de investimento e com base nesse dado, calcula-se o investimento médio anual que permitirá a recuperação do capital investido:

$$CaI = \frac{CT}{vu} \quad (\text{Eq. 10})$$

em que:

CaI: custo anual de investimento (R\$/ano)

CT: custo total (R\$)

vu: vida útil do aterro (anos)

$$IMA = C_{\text{total}} \frac{(n+1)}{2n} \times i \quad (\text{Eq. 11})$$

em que:

IMA: investimento médio anual (R\$/ano)

C_{total}: custo total do item

n: vida útil do item (anos)

i: juros anual (%)

A segunda etapa consiste na utilização das tabelas ou fórmulas de recuperação de capital:

$$FRC = \frac{i}{1 - \left(\frac{1}{(1+i)vu}\right)} \quad (\text{Eq. 12})$$

em que:

FRC: fator de recuperação do capital

i: juros anuais do empréstimo ou juros bancários municipal (%)

vu: vida útil do aterro (anos)

Para efeito de cálculo, foi utilizado o método do Fator de Recuperação de Capital.

$$Cc = CT \times FRC \quad (\text{Eq. 13})$$

em que:

Cc : custo de capital (R\$/ano)

CT : custo total (R\$)

FRC : fator de recuperação de capital

$$C_{\text{uni}}I = \frac{Cc}{R} \quad (\text{Eq.14})$$

em que:

$C_{\text{uni}}I$: custo unitário de investimento (R\$/ton)

Cc : custo de capital (R\$/ano)

R : rendimento (ton/ano)

Os custos de operação, por sua vez, correspondem ao somatório dos seguintes elementos de custo: mão-de-obra, equipamentos, despesas gerais, serviços de engenharia, custos imprevistos. Os custos anuais de mão-de-obra podem ser calculados segundo a expressão:

$$Cmo = 12N (Fb \times So) + 12P (Fb \times Ss) + 12 Na (Fb \times Sa) \quad (\text{Eq. 15})$$

em que:

Cmo : custo da mão-de-obra (R\$/ano)

N : número de operários

Fb : fator de benefícios (adotar valor na faixa de 1,4 a 2,0)

So : salário do operário (R\$/ano)

P : proporção da jornada do supervisor (adotar valor na faixa de 0,2 a 0,25)

Ss : salário do supervisor (R\$/ano)

Na : número de trabalhadores administrativos

Sa : salário dos trabalhadores administrativos (R\$/ano)

$$Cao = Cmo + Ce + Cdg + Cse + Ci \quad (\text{Eq. 16})$$

em que:

C_{ao} : custo anual de operação (R\$/ano)
 C_{mo} : custo de mão-de-obra (R\$/ano)
 C_e : custo de equipamentos (R\$/ano)
 C_{dg} : custo de despesas gerais (R\$/ano)
 C_{se} : custo de serviços de engenharia (R\$/ano)
 C_i : custos imprevistos (R\$/ano)

$$C_{uni}O = \frac{CaO}{R} \quad (\text{Eq. 17})$$

em que:

$C_{uni}O$: custo unitário de operação (R\$/ton)
 CaO : custo anual de operação (R\$/ano)
 R : rendimento (ton/ano)

$$C_{uni}Aterro = C_{uni}I + C_{uni}O \quad (\text{Eq. 18})$$

em que:

$C_{uni}Aterro$: custo unitário do aterro (R\$/ton)
 $C_{uni}I$: custo unitário de investimento (R\$/ton)
 $C_{uni}O$: custo unitário de operação (R\$/ton)

$$CaAterro = CaI + Cao \quad (\text{Eq. 19})$$

em que:

$CaAterro$: custo anual do aterro (R\$/ano)
 CaI : custo anual de investimento (R\$/ano)
 Cao : custo anual de operação (R\$/ano)

Considerações Finais

O aterro sustentável proposto como alternativa para comunidades de pequeno porte tem estas vantagens principais:

1. O fato de que envolve pequenos volumes de resíduos em cada trincheira, gerando poucos lixiviados e gases, possibilitando:

- Maior controle do sistema, tendo em vista eventuais vazamentos.
 - O sistema de drenagem de gases pode ser bastante simplificado, com exigência de diâmetros mínimos, em decorrência da baixa geração.
 - Utilização de sistema de impermeabilização de fundo e laterais e cobertura simplificado.
 - Facilidade de operação, com a substituição de equipamentos usualmente empregados em aterros sanitários por operação manual.
2. Sendo a recirculação uma forma de manejo adequado dos lixiviados, verificam-se as seguintes vantagens em sua aplicação:
- O processo de degradação da matéria orgânica é acelerado pela técnica de recirculação do lixiviado.
 - Dispensa a unidade de tratamento do lixiviado, pois é possível atingir rapidamente os valores máximos permitidos para o lançamento dos efluentes no meio ambiente, exceção feita aos nutrientes (nitrogênio e fósforo). Sugere-se que esses efluentes sejam, então, empregados em sistemas de compostagem ou que seja realizado o lançamento em camadas de solo para o tratamento terciário (infiltração no solo).
3. A seleção de áreas representa a etapa mais importante do gerenciamento dos resíduos sólidos urbanos, não apenas pela proteção ao meio ambiente, mas também pela significativa redução de custo que pode ser obtida no emprego de revestimentos minerais para impermeabilização de laterais e fundo.

Conclui-se, assim, que é economicamente viável e ambientalmente seguro utilizar tecnologias alternativas de disposição de resíduos sólidos urbanos, como a aqui apresentada.

Referências Bibliográficas

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. NBR 13895: construção de poços de monitoramento e amostragem: procedimento. Rio de Janeiro, 1997.

_____. *NBR 14545*: solo: determinação do coeficiente de permeabilidade de solos argilosos a carga variável. Rio de Janeiro, 2000.

_____. *NBR 6459*: determinação do limite de liquidez. Rio de Janeiro, 1984.

_____. *NBR 6508*: grãos que passam na peneira de 4,8mm: determinação da massa específica. Rio de Janeiro, 1984.

_____. *NBR 7180*: determinação do limite de plasticidade. Rio de Janeiro, 1984.

_____. *NBR 7181*: solo: análise granulométrica. Rio de Janeiro, 1984.

- ARAÚJO, P. C.; RIEDEL, P. S.; BROLLO, M. J.; VEDVELLO, R. Aplicação do método multicritério em sistemas de informação geográfica na escolha de locais para a disposição de resíduos sólidos no município de Americana, SP. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE GEOLOGIA DE ENGENHARIA, 9., 1999, São Paulo. *Anais...* São Paulo: ABGE, 1999. p. 30-42.
- ASTM – D2487-00 Standard Classification of Soils for Engineering Purposes (Unified Soil Classification System), 2000.
- AZEVEDO, A. A.; ALBUQUERQUE FILHO, J. L. Águas subsolo. In: OLIVEIRA, A. M. S.; BRITO, N. A. *Geologia de engenharia*. São Paulo: ABGE, 1998. p. 110-130.
- BAGHI, A. *Design, construction and monitoring of landfills*. New York: John Wiley and Sons, 1994. 361p.
- BARLAZ, M. A.; MIKE, M. W.; HAM, R. K. *Gas production parameters in sanitary landfill simulations*. Waste Management and Research, 5, 1987.
- BOOKTER, T. J.; HAM, R. K. Stabilization of solid waste in landfills. *Journal of Environmental Engineering Div.*, ASCE, 108, EE6, p. 1089-1100, 1982.
- BOTELHO, Manuel H.C. Águas de chuva: engenharia das águas pluviais nas cidades. São Paulo: Edgard Blücher, 1985. 235p.
- CASTILHOS JÚNIOR, A. B. de; LANGE, L. C.; GOMES, L. P.; PESSIN, N. (Org.). *Alternativas de disposição de resíduos sólidos urbanos para pequenas comunidades*. Rio de Janeiro: RiMa: ABES, 2002. 104 p.
- CASTILHOS JÚNIOR, A.B. de. Relatório final PROSAB, 2003.
- CETESB, 1997.
- DANIEL, D. *Geotechnical practice for waste disposal*. [s.l.]: Chapman & Hall, 1993.
- GOMES, L. P. *Estudo da caracterização física e da biodegradabilidade dos resíduos sólidos urbanos em aterros sanitários*. 1989. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) – Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos.
- GOMES, L. P.; COELHO, O.; ERBA, D.; VERONEZ, M. Critérios de seleção de áreas para disposição final de resíduos sólidos. In: ANDREOLI, C. (Org.). *Resíduos sólidos do saneamento: processamento, reciclagem e disposição final*. São Carlos: RiMa, 2001. p. 145-164.
- HAM, R.K.; BARLAZ, M.A. *Measurement and prediction of landfill gas quality and quantity*. In: Sanitary landfilling: process, technology and environmental impact, Academic Press, p. 155-166, 1989.
- INSTITUTO BRASILEIRO DE ADMINISTRAÇÃO MUNICIPAL. *Manual de gerenciamento integrado de resíduos sólidos*. Rio de Janeiro, 2001. 200 p.

- INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. *Metodologia adotada nas estimativas populacionais municipais*. Disponível em: <<http://www.ibge.gov.br>>. Acesso em: 22 maio 2003.
- JARAMILLO, J. *Resíduos Sólidos Municipales: Guia para el diseño, construcción y operación de rellenos sanitarios manuales*. Washington: Organización Mundial de La Salud, 1997. 214 p. (Serie Técnica, 28).
- KIEHL, E. J. *Manual de compostagem: maturação e qualidade do composto*. Piracicaba: UNESP, 2002. 171 p.
- LUPATINI, G. *Desenvolvimento de um sistema de apoio à decisão em escolha de áreas para aterros sanitários*. 2002. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental) – Faculdade de Engenharia Sanitária e Ambiental, Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis.
- MADEIRA, J. L., SIMÕES, C. C. da S. Estimativas preliminares da população urbana e rural segundo as unidades da federação, de 1960/1980, por uma nova metodologia. *Revista Brasileira de Estatística*, v. 33, n. 129, p. 3-11, jan./mar. 1972.
- MARCHETTI, G.; RIGANTI, V. Projeto, construção e monitoramento de um aterro sanitário; influências dos aspectos geológicos, geomorfológicos e hidrogeológicos. In: ANAIS DO SIMPÓSIO INTERNACIONAL DE DESTINAÇÃO DO LIXO, 1994, Salvador. *Anais...* Salvador: CONDER, 1994. p. 143-189.
- METROPLAN. *Seleção de áreas para tratamento e disposição final de resíduos sólidos na região metropolitana de Porto Alegre, RS: etapa 2*. Porto Alegre: CPRM, 1998. 67 p.
- NASCIMENTO, C. E. G. *Verificação de critérios técnicos utilizados para a seleção de áreas para disposição de resíduos sólidos urbanos*. 2001. Dissertação (Mestrado em Geologia): Faculdade de Geologia, Universidade do Vale do Rio dos Sinos.
- PEREIRA NETO, J. T. *Manual de compostagem: processo de baixo custo*. Belo Horizonte: UNICEF, 1996. 56 p.
- PESSIN, N. *Relatório final PROSAB*, 2003.
- 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.
- ROCCA, A. C. et al. *Resíduos sólidos industriais*. São Paulo: Cetesb, 1993.
- SECRETARIA DO MEIO AMBIENTE (SMA) SP. *Critérios de exigência de EIA/RIMA e roteiros para sua elaboração em relação a usinas de reciclagem e/ou compostagem, aterros para resíduos sólidos domiciliares e industriais e incineradores*. São Paulo: SMA, CETESB, 1991. 35 p.
- STEGMANN, R. *Landfill gas utilization*. In: Sanitary landfilling: process, technology and environmental impact, Academic Press, p. 175-182, 1989.

TCHOBANOUGLOS, G.; THEISEN, H.; ELIASSEN, R. *Solid wastes*. New York: McGraw-Hill, 1977.

TRESSOLDI, M.; CONSONI, Â. J. Disposição de resíduos. In: OLIVEIRA, A. M. S.; BRITO, S. N. A. (Ed.). *Geologia de engenharia*. São Paulo: ABGE, 1998. 569 p.

VIEIRA, S. J.; LAPOLLI, E. M.; LAPOLLI, F. R. Escolha de áreas para o tratamento e disposição final de resíduos sólidos: Florianópolis, SC. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 20., 1999, Rio de Janeiro. Anais... Rio de Janeiro: ABES, 1999. CD-ROM.

Capítulo 4

Monitoramento de Aterros Sustentáveis para Municípios de Pequeno Porte

Neide Pessin, Arthur Roberto Silva e Cláudia Teixeira Panarotto

Introdução

Uma das etapas do gerenciamento de um aterro sanitário é a elaboração e a execução de um plano de monitoramento. Este pode ser definido como um conjunto de medidas adotadas para avaliar os impactos e riscos ambientais que podem ser causados por um aterro sanitário. Permite também determinar a eficiência real dos sistemas de proteção ambiental e assegurar que sejam suficientes para manter as emissões sob controle, ao longo do tempo. Esse monitoramento deve contemplar as etapas de implantação, operação e pós-encerramento. Para tanto, pode ser periodicamente adaptado, em função das necessidades e das etapas do projeto (Silva & Kano, 1991; IPT, 2000; Teixeira *et al.*, 1996; Pineda, 1998; Héroux, 1999; Pessin *et al.*, 2000).

O plano de monitoramento deve ser elaborado em função da concepção do projeto do aterro, do contexto geológico, geográfico e econômico-social da área de influência, bem como de exigências legais dos Órgãos de Controle Ambiental (OCA). Neste contexto, a elaboração do monitoramento será dependente do uso da área, ou seja, se é um projeto de remediação ou um aterro novo. No caso de um projeto de remediação, o plano de monitoramento terá a função primordial de verificar se as medidas mitigadoras de impactos já ocasionados estão sendo suficientes para a melhoria da qualidade ambiental da área (Arruda *et al.*, 1995; Teixeira *et al.*, 1996; Pessin *et al.*, 1997; Pessin *et al.*, 2000). Se for um aterro em área nova, o monitoramento servirá de controle para evitar impactos ambientais, conforme preconiza seu próprio conceito. Um plano de monitoramento pode ter implicações financeiras consideráveis, sobretudo para municípios de pequeno porte. Portanto, é de fundamental importância a adequação de seu dimensionamento para garantir sua efetiva execução, proporcionando a obtenção de um conjunto mínimo de dados representativos e confiáveis e um controle tecnológico eficaz ao longo da operação do sistema (Héroux, 1999).

O fato de os impactos e riscos ambientais associados aos aterros de resíduos estarem relacionados à produção e migração de biogás e lixiviados e à instabilidade da massa de resíduos estabelece que o foco principal do plano de monitoramento deva ser o estudo desses aspectos. Os métodos empregados no monitoramento de aterros são agrupados em duas categorias: os que necessitam de amostragem e os que não necessitam de amostragem. Nos métodos que necessitam de amostragem, em geral, as análises das amostras são realizadas em laboratórios localizados fora da área do aterro, portanto, requerem o emprego de técnicas de preservação e armazenamento de amostras.

Nos métodos que não necessitam de amostragem, utilizam-se técnicas de medições realizadas *in loco*, que detectam alterações físicas ou químicas no meio como função de grandezas físicas indiretas. Exemplos disso são os métodos geofísicos de Sondagem Elétrica Vertical (SEV), baseados em medidas de resistividade elétrica e utilizados para detectar as variações da concentração de sais em águas do subsolo e as alterações dos substratos geológicos.

O acompanhamento das atividades de implantação e operação definidas no projeto do aterro é atribuição do controle tecnológico do sistema, ferramenta complementar ao monitoramento. O controle tecnológico é realizado a partir de apontamentos, planilhas, documentação fotográfica e outros meios de registro de todas as atividades desenvolvidas diariamente no aterro. O objetivo é manter atualizado o histórico do sistema, fornecendo informações precisas sobre quantidade e tipo de resíduos dispostos no local, cronologia de implantação do sistema, serviços de manutenção, inspeções oficiais, visitantes, emissão e recebimento de documentos, entre outros. Em suma, o controle tecnológico permite aferir o grau de adequação entre o projeto e sua execução (Silva & Kano, 1991).

Diante do contexto apresentado, serão discutidos neste capítulo os requisitos mínimos para o monitoramento de aterros de resíduos nas etapas de implantação, operação e pós-encerramento. Discutem-se também aspectos relevantes para o monitoramento de obras de remediação de áreas degradadas por resíduos sólidos (lixões). Finalmente, apresentam-se alguns resultados obtidos a partir do monitoramento de sistemas de disposição final de resíduos sólidos concebidos no âmbito do Edital 3: Tema 3 – PROSAB/FINEP.

Monitoramento Durante a Fase de Implantação do Projeto

A fase de implantação de um projeto de aterro em área não explorada é o período no qual se realizam as obras de infra-estrutura para o recebimento dos resíduos. O monitoramento durante essa etapa consiste na realização de um diagnóstico da qualidade ambiental da área de interesse, especialmente dos recursos hídricos, por serem mais sensíveis aos impactos causados pelos lixiviados e por constituírem meio de propagação de plumas de contaminação.

O diagnóstico é de extrema importância para as demais etapas do monitoramento, pois serve de base para comparações ao longo do tempo e permite o estabelecimento de valores naturais ou valores de fundo (*background*) para os parâmetros monitorados. O diagnóstico é realizado a partir da coleta de amostras de águas superficiais e águas do subsolo e da realização de análises laboratoriais para a determinação de parâmetros indicadores de qualidade. Os pontos definidos para a coleta de amostras constituem o sistema de monitoramento e são predefinidos de acordo com a localização do aterro e das coleções hídricas existentes na área.

Monitoramento de águas do subsolo

Na etapa de implantação de um aterro, o monitoramento da qualidade das águas do subsolo visa estabelecer os valores naturais para os parâmetros definidos como indicadores de qualidade, ou seja, conhecer a qualidade das águas antes do início da disposição de resíduos no aterro. Para tanto, implanta-se um conjunto de poços de monitoramento construídos em conformidade com a NBR 13895/97 (Construção de poços de monitoramento e amostragem: procedimento).

Concepção dos Pontos de Amostragem

Conforme discutido no Capítulo 3, os poços de monitoramento são distribuídos estrategicamente pela área do aterro, sendo no mínimo um poço a montante da área e no mínimo três poços a jusante da área, todos no sentido preferencial do fluxo de escoamento do lençol freático. Com essa distribuição dos poços, será possível detectar a influência do sistema de disposição de resíduos na qualidade das águas do subsolo. O poço de monitoramento localizado a montante do sistema de disposição de resíduos fornece os valores naturais para a área em estudo.

Amostragem

Antes de iniciar a coleta de amostras, o poço deve ser esgotado pelo menos uma vez, aguardando-se a recuperação natural do nível estático da água (N.A.). O esgotamento do poço constitui-se em etapa imprescindível, uma vez que a água parada do poço não pode ser considerada representativa da qualidade da água da área.

Tanto para o esgotamento do poço quanto para as coletas de amostras utilizam-se coletores do tipo garrafas coletoras (*bailers*). Alternativamente, e a critério do OCA, poderão ser utilizados equipamentos de bombeamento de água. Na Figura 4.1 é apresentado um amostrador apropriado para amostragem de águas do subsolo.

Na NBR 13895/97 podem ser encontrados detalhes importantes dos procedimentos referentes ao esgotamento de poços de monitoramento, coleta e preservação de amostras. É imprescindível que, ao elaborar um plano de amostragem de águas do subsolo, essa norma seja consultada. A norma NBR 9898/87 (Preservação e técnica de amostragem de efluentes líquidos e corpos receptores) também constitui fonte

importante de informações sobre técnicas de amostragem, preservação de amostras de água e tipos de amostradores.

Quanto à frequência, a NBR 13896/97 (Aterros de resíduos não perigosos: critérios para projeto, implantação e operação) recomenda que a análise de todos os parâmetros a serem monitorados seja realizada pelo menos quatro vezes ao ano, em cada poço, durante o período de vida ativa do sistema, isto é, durante o período em que o aterro ainda produz algum tipo de emissão.

Para o sucesso de um plano de monitoramento é fundamental que a coleta e a preservação das amostras sejam executadas em conformidade com recomendações técnicas atualizadas. Os métodos empregados para a coleta e preservação de amostras devem levar em conta os parâmetros a serem determinados.

No Brasil, de um modo geral, os OCA recomendam que sejam adotados os procedimentos descritos em edição atualizada do manual da Associação Americana de Saúde Pública, *Standard methods for examination of water and wastewater*. Alternativamente ou complementarmente, o OCA poderá recomendar métodos próprios, os quais, em geral, são adaptações do referido manual.

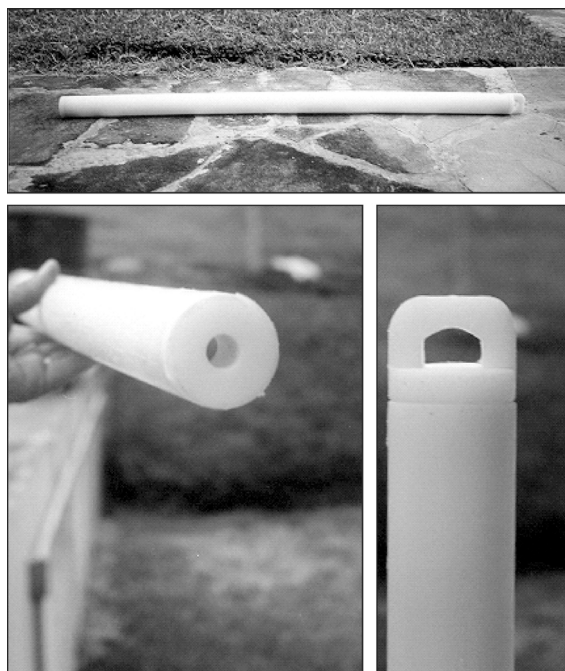


Figura 4.1 Coletor de amostras de águas do subsolo em poços de monitoramento: vista geral e detalhes das partes inferior e superior. Uma esfera plástica no interior do coletor bloqueia a saída inferior, retendo a amostra de água.

Parâmetros a serem monitorados

A NBR 13896/97 (Aterros de resíduos não perigosos: critérios para projeto implantação e operação) estabelece que “um aterro deve ser construído e operado de forma a manter a qualidade das águas subterrâneas. Tendo em vista o seu uso para o abastecimento público, esta norma considera que a qualidade das águas subterrâneas, na área de instalação, deve atender aos padrões de potabilidade estabelecidos na legislação vigente”.

A norma ainda ressalta que: “(...) nos casos em que o aquífero apresentar naturalmente qualquer um dos parâmetros listados na legislação vigente em concentrações superiores aos limites recomendados, ou ainda quando o(s) poluente(s) principal(is) contido(s) no resíduo não estiver(em) citado(s) nesta legislação, o Órgão de Controle Ambiental poderá estabelecer padrões para o caso, levando em conta: a concentração do constituinte, os usos atuais e futuros do lençol freático, os constituintes perigosos existentes nos resíduos, a detectabilidade destes constituintes nos resíduos e o potencial de efeito adverso na qualidade destas águas e corpos de água superficial conectados hidráulicamente com o lençol freático”.

Considerando os aspectos mencionados, os parâmetros de qualidade adotados para monitoramento das águas do subsolo serão definidos pelo OCA com base na listagem apresentada na Portaria nº 1.469 do Ministério da Saúde, de 29 de dezembro de 2000, a qual estabelece os padrões de potabilidade de água para consumo humano. Dentre os parâmetros freqüentemente solicitados pelos OCA destacam-se: pH, dureza, sólidos sedimentáveis, DQO, ferro, manganês, zinco e coliformes.

As amostras devem ser coletadas por pessoal capacitado e encaminhadas a laboratórios credenciados pelos OCA, sendo submetidas às análises conforme métodos descritos em edição atualizada do manual da Associação Americana de Saúde Pública, *Standard methods for examination of water and wastewater*. Alternativa ou complementarmente, o OCA poderá recomendar métodos próprios, quais, em geral, são adaptações do referido manual.

Monitoramento de águas superficiais

O monitoramento de águas superficiais justifica-se quando há na área de influência direta do aterro afloramentos de águas do subsolo (nascentes, olhos d'água, vertentes, minas) ou mananciais hídricos superficiais (rios, córregos, represas, lagos). Caso os efluentes do tratamento de lixiviados sejam lançados em coleções hídricas, a qualidade dessas deverá ser monitorada.

Concepção dos pontos de amostragem

Havendo obrigatoriedade do monitoramento de águas superficiais, todas as coleções hídricas significativas que contribuam para o sistema hídrico local deverão ter sua qualidade monitorada. Neste caso, os pontos de amostragem serão definidos conforme a localização dessas coleções na área de interesse.

Para os aterros que lançam os efluentes do tratamento de lixiviados em coleções hídricas, recomenda-se a definição de dois pontos de amostragem: o primeiro localizado a 100 metros a montante do ponto de lançamento e o segundo, a 50 metros a jusante do ponto de lançamento.

Amostragem

A amostragem de águas superficiais deve também se basear nas orientações contidas na NBR 9898/87 (Preservação e técnica de amostragem de efluentes líquidos e corpos receptores). Também para esse tipo de amostra, os OCA recomendam a adoção dos procedimentos descritos em edição atualizada do manual da Associação Americana de Saúde Pública, *Standard methods for examination of water and wastewater*. Alternativa ou complementarmente, o OCA poderá recomendar métodos próprios, os quais, em geral, são adaptações do referido manual.

A coleta de amostra de águas superficiais pode ser realizada diretamente utilizando-se os frascos de acondicionamento ou coletores específicos. Recomenda-se que a frequência de amostragem seja mensal, podendo ser alterada ao longo da execução do plano de monitoramento, com base na avaliação dos resultados.

Parâmetros a serem monitorados

Os parâmetros adotados para o monitoramento de águas superficiais são definidos pelo OCA, com base na avaliação da qualidade das coleções hídricas encontradas na área antes da implantação do sistema de disposição de resíduos. Para os corpos receptores consideram-se ainda os parâmetros estabelecidos para classificação de águas pela Resolução CONAMA Nº 20, de 18 de junho de 1986. Os parâmetros frequentemente solicitados para águas superficiais pelos órgãos ambientais são os mesmos mencionados para águas do subsolo.

As amostras devem ser coletadas por pessoal capacitado e encaminhadas a laboratórios credenciados pelos OCA, sendo submetidas às análises conforme métodos descritos em edição atualizada do manual da Associação Americana de Saúde Pública, *Standard methods for examination of water and wastewater*. Alternativa ou complementarmente, o OCA poderá recomendar métodos próprios, os quais, em geral, são adaptações do referido manual.

Monitoramento Durante a Fase de Operação do Aterro

A fase de operação de um aterro é caracterizada pela disposição de resíduos, geração de lixiviados, geração de biogás e controle tecnológico do sistema. Conforme apresentado no Capítulo 3, o projeto de um sistema de disposição final de resíduos deve prever a instalação de elementos para captação, armazenamento e, quando necessário, tratamento dos lixiviados e do biogás. Esses elementos são de extrema importância para o monitoramento, pois é a partir deles que as coletas poderão ser realizadas, permitindo acompanhar a evolução do processo de degradação, como será apresentado no transcorrer deste capítulo.

Conforme discutido no Capítulo 2, a produção de lixiviados em aterros de resíduos é consequência do teor de umidade dos resíduos e do contato entre os resíduos e a água de precipitações. Os lixiviados podem conter substâncias extraídas dos resíduos, assim como substâncias produzidas por reações químicas e pela atividade biológica no interior do aterro (Fuller *et al.*, 1979; Robinson & Maris, 1979; Robinson, 1989; Clement, 1995). A composição dos lixiviados varia amplamente à medida que o processo de degradação biológica evolui. Na Tabela 4.1 são apresentados os intervalos de variação de alguns parâmetros monitorados nos lixiviados de um aterro sanitário durante o período de 1994 a 1997. As amostras foram coletadas nas caixas de captação de lixiviados instaladas no aterro.

Os lixiviados de aterros jovens, nos quais predomina a fase ácida do processo de estabilização biológica, apresentam elevadas concentrações de sólidos dissolvidos e matéria orgânica, além de traços de substâncias perigosas provenientes de alguns componentes dos resíduos urbanos (Fuller *et al.*, 1979; Augenstein & Pacey, 1991; Lema *et al.*, 1995; Pessin *et al.*, 1997; Kromann & Christensen, 1998). Diante dessa constatação, a fase inicial da operação de aterros pode tornar-se um período muito crítico do ponto de vista de emissões de poluentes, caso os sistemas de drenagem de águas pluviais e de contenção de lixiviados não estejam concluídos. O contato entre as águas pluviais e os resíduos dispostos no aterro aumenta significativamente a geração de lixiviados, portanto, é imprescindível que as águas pluviais sejam desviadas da área de disposição de resíduos antes do início da operação do aterro. Uma vez captados, os lixiviados poderão ser removidos do aterro, armazenados em reservatórios ou tanques especiais, tratados e finalmente descartados.

À medida que o processo de degradação biológica evolui, as concentrações de matéria orgânica, sólidos dissolvidos e outros componentes diminuem significativamente (Pessin *et al.*, 2002). Na Figura 4.2, pode-se observar que com o tempo de aterramento a concentração de matéria orgânica expressa em termos de DQO diminui

drasticamente no período de 300 a 400 dias, caracterizando a passagem da fase ácida para a fase metanogênica. Os dados apresentados na Figura 4.2 foram obtidos no monitoramento dos lixiviados de um aterro sanitário no qual eram dispostas, diariamente, 180 toneladas de resíduos sólidos.

Tabela 4.1 Intervalos de variação dos parâmetros de monitoramento determinados nos lixiviados de aterro sanitário.

Parâmetro monitorado	Intervalo observado	
	Mínimo	Máximo
pH	5,71	8,40
DQO (mg/L)	588,0	49.680,0
DBO (mg/L)	99,0	26.799,0
Nitrogênio total (mg/L)	143,7	1.494,0
Nitrogênio amoniacal (mg/L)	0,6	1.258,3
Nitrogênio orgânico (mg/L)	7,8	887,5
Alumínio (mg/L)	0,1900	15,4060
Bário (mg/L)	0,1120	9,6960
Cádmio (mg/L)	< 0,003	0,2160
Cromo total(mg/L)	0,0030	0,3250
Chumbo (mg/L)	< 0,026	5,7160
Cobre (mg/L)	0,008	2,4100
Ferro (mg/L)	5,8600	24,3220
Manganês (mg/L)	0,0430	2,0740
Níquel (mg/L)	0,0630	2,3300
Zinco (mg/L)	0,0810	3,2150

Fonte: Pessin et al., 1997.

Durante a maior parte da vida ativa de um aterro sanitário, a condição predominante no interior do aterro é a condição anaeróbia e os principais produtos da degradação da matéria orgânica são gás metano (CH_4) e dióxido de carbono (CO_2). Esses dois gases mais alguns componentes em concentrações muito baixas (traços) e vapor de água constituem a mistura denominada biogás (Tchobanoglous, 1993; Pineda, 1998)

O biogás pode causar problemas ambientais, pois o metano é um gás inflamável e contribui para o aumento do efeito estufa. Os componentes-traço, entre eles o ácido sulfídrico (H_2S) e outros derivados de enxofre (mercaptanas), têm características

tóxicas e odores desagradáveis. Por outro lado, o biogás é fonte de energia em decorrência do poder calorífico do metano.

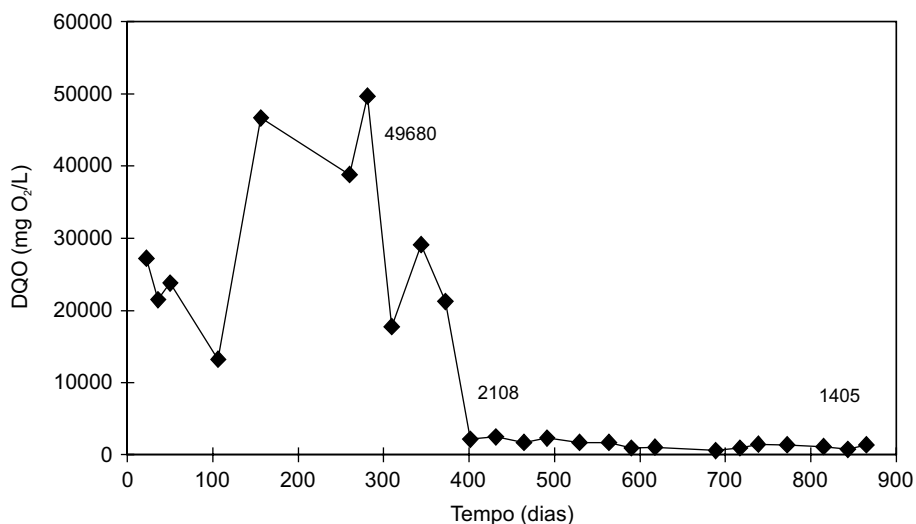


Figura 4.2 Variação da concentração de matéria orgânica (expressa como DQO) de lixiviados durante a degradação biológica de resíduos em aterro sanitário. *Fonte:* Pessin *et al.*, 1997.

Caso o aterro não disponha de uma rede de drenagem que promova a exaustão controlada do biogás, podem ocorrer migrações através dos poros do solo e microfaturas na matriz rochosa. Como decorrência das migrações, o biogás pode atingir áreas adjacentes ao aterro ou acumular-se em bolsões, podendo desencadear explosões quando a composição da mistura atingir concentrações de metano da ordem de 5% a 15% em volume (Gandolla *et al.*, 1995; Héroux, 1999).

A necessidade de controlar a migração de biogás e de lixiviados tem causado profundas modificações nos projetos e na maneira de operar aterros de resíduos. Essas transformações apontam uma necessidade crescente de monitorar as emissões para poder conhecê-las e controlá-las (Fuzaro, 1994; Pineda, 1998; IPT, 2000). O monitoramento durante a etapa de operação consiste na continuidade das atividades descritas na etapa de implantação, acrescentando-se o monitoramento dos lixiviados e do biogás.

Os aterros sanitários, quando operados corretamente, comportam-se de forma análoga a um filtro biológico, capaz de degradar grandes quantidades de matéria orgânica, conforme constatado por Pessin *et al.* (2000). Visando avaliar o processo de estabilização de resíduos, isto é, a degradação biológica da matéria orgânica, procede-

se ao monitoramento direto, analisando-se a massa de resíduos aterrados, ou ao monitoramento indireto, analisando-se quali-quantitativamente os lixiviados e os gases produzidos.

Monitoramento de águas do subsolo e de águas superficiais

Durante a fase de operação do aterro, o monitoramento de águas do subsolo tem continuidade seguindo as recomendações feitas para a fase de implantação e as orientações contidas na licença de operação expedida pelo órgão ambiental. Como já abordado no Capítulo 3, a operação de aterros é passível de licenciamento ambiental. Durante a fase de operação do aterro, o monitoramento de águas superficiais também tem continuidade seguindo as recomendações feitas para a fase de implantação.

Monitoramento de lixiviados

Conforme discutido anteriormente, o lixiviado, em decorrência de sua composição, é um efluente de elevado potencial poluidor, por isso deve ser controlado e monitorado constantemente. Além da obrigatoriedade do monitoramento para o controle dos efeitos adversos associados a esse agente poluidor, o monitoramento é uma ferramenta fundamental na implementação de sistemas de tratamento biológicos de lixiviados, entre os quais sua recirculação para o interior do aterro sanitário.

Concepção dos pontos de amostragem

Para minimizar os impactos ambientais causados pela disposição de resíduos em aterros, utilizam-se sistemas de drenagem, captação e tratamento de lixiviados. De modo geral, a concepção de projetos de aterros preconiza o armazenamento de lixiviados em poços de captação ou tanques de equalização.

Esses procedimentos visam manter os líquidos sob controle e homogeneizá-los e possibilitar sua transferência para a unidade de tratamento. Dentro dessa concepção, os poços de captação apresentam-se como os pontos de amostragem mais apropriados ao monitoramento.

Amostragem

Para as coletas de lixiviados podem ser utilizados diretamente os frascos de acondicionamento, ou coletores específicos, dependendo da quantidade de líquidos acumulados, localização, profundidade e outros aspectos construtivos dos poços de captação, seguindo as orientações da NBR 9898/87 (Preservação e técnica de amostragem de efluentes líquidos e corpos receptores).

A frequência das amostragens será definida de acordo com a concepção do aterro sanitário e do sistema de tratamento de lixiviados. Os métodos de análise recomendados são aquelas constantes de edição atualizada do manual da Associação Americana de Saúde Pública, *Standard methods for examination of water and wastewater*.

Parâmetros a serem monitorados

A definição dos parâmetros a serem monitorados em lixiviados está intrinsecamente relacionada à qualidade e à quantidade dos resíduos destinados ao sistema e à concepção do projeto. Desta forma, não é possível generalizar uma lista de parâmetros aplicável a todos os aterros.

Considerando um aterro que receba exclusivamente resíduos de origem domiciliar e que adote a recirculação de lixiviados, conforme pesquisas desenvolvidas pelos grupos do Edital 3: Tema 3 – PROSAB/FINEP, recomendam-se no mínimo dois parâmetros de monitoramento: pH e DQO. Além desses parâmetros, os mais comumente monitorados são: DBO, nitrogênio total, nitrogênio amoniacal e fosfatos totais, dependendo do modelo operacional do sistema.

As amostras deverão ser encaminhadas a laboratórios credenciados pelos OCA e submetidas a análises, seguindo métodos analíticos descritos em edição atualizada do manual da Associação Americana de Saúde Pública, *Standard methods for examination of water and wastewate*. Alternativa ou complementarmente, o OCA poderá recomendar metodologias próprias, as quais, em geral, são adaptações do referido manual.

Monitoramento de biogás

As características do biogás associadas às características dos lixiviados são importantes indicadores da evolução do processo de degradação de resíduos, conforme discutido no Capítulo 2.

O monitoramento do biogás fica condicionado à concepção do aterro sanitário e às exigências dos OCA. Quanto à mitigação dos efeitos adversos do biogás no ambiente, é prática corrente sua queima, como única alternativa.

Essa situação, no entanto, tende a ser revertida com o aumento da ocupação de áreas localizadas no entorno dos aterros sanitários e com a implementação de legislação mais restritiva para essas emissões.

Concepção dos pontos de amostragem

As condições operacionais dos sistemas de captação, drenagem e eventualmente exaustão de biogás, bem como a evolução do processo de degradação de resíduos, podem ser monitoradas nos pontos de exaustão e queima de biogás.

Amostragem

A coleta de amostras de biogás requer equipamentos específicos, sendo o mais simples deles os sistemas de vasos comunicantes ilustrado na Figura 4.3. A frequência de amostragem poderá ser trimestral ou mais prolongada, dependendo da taxa de ocupação do aterro sanitário e das características do projeto.

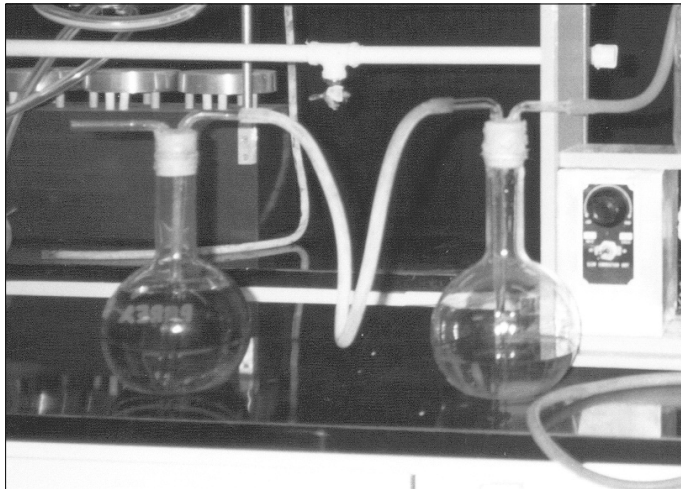


Figura 4.3 Sistema de vasos comunicantes utilizado para amostragem de biogás. A solução acidificada no interior dos frascos impede a dissolução do gás carbônico na fase aquosa.

Parâmetros a serem monitorados

A composição do biogás é expressa em termos de metano (CH_4), dióxido de carbono (CO_2), nitrogênio (N_2) e oxigênio (O_2). O metano constitui o parâmetro de maior interesse do ponto de vista ambiental.

A cromatografia de fase gasosa é o método analítico de maior precisão para a determinação da composição de misturas gasosas. No entanto, equipamentos portáteis são opções a serem consideradas na elaboração do plano de monitoramento.

Monitoramento de efluentes líquidos do sistema

Os efluentes líquidos do sistema devem ser entendidos como aqueles que serão lançados no ambiente. No caso de aterros de resíduos são os efluentes da unidade de tratamento dos lixiviados. É por meio do monitoramento dos efluentes do sistema que a eficiência do tratamento de lixiviados pode ser aferida. É também por meio

desse monitoramento que a manutenção da qualidade ambiental pode ser controlada (Arruda *et al.*, 1996). Os efluentes líquidos do sistema podem ser lançados em corpos hídricos ou dispostos no solo, dependendo da concepção do sistema de tratamento de lixiviados e da eficiência alcançada pelo tratamento (Tchobanoglous, 1993; Rushbrook & Pugh, 1999). Qualquer efluente deve respeitar o enquadramento dos corpos receptores e os respectivos padrões de lançamento estabelecidos pela legislação vigente.

Concepção dos pontos de amostragem

O ponto de amostragem de efluentes líquidos de sistemas de disposição de resíduos varia de acordo com a concepção adotada para o tratamento de lixiviados. Em geral, recomenda-se que as amostras sejam coletadas na saída da unidade de tratamento e no ponto de lançamento.

Amostragem

Para as coletas de efluentes líquidos do sistema podem ser utilizados diretamente os frascos de acondicionamento de amostras ou coletores específicos, dependendo do regime de descarte de efluentes e dos aspectos construtivos do sistema, seguindo os critérios constantes na NBR 9898/87 (Preservação e técnica de amostragem de efluentes líquidos e corpos receptores).

A frequência das amostragens será definida pelos OCA. Os métodos analíticos sugeridos são aquelas constantes em edição atualizada do manual da Associação Americana de Saúde Pública, *Standard methods for examination of water and wastewater*. Alternativa ou complementarmente, o OCA poderá recomendar métodos próprios, os quais, em geral, são adaptações do referido manual.

Parâmetros a serem monitorados

Os parâmetros monitorados deverão ser aqueles exigidos pela legislação para o lançamento de efluentes em corpos hídricos ou os exigidos para a disposição de efluentes no solo, dependendo do destino final dos efluentes.

Monitoramento dos resíduos aterrados

O monitoramento dos resíduos aterrados é um método direto de acompanhamento do processo de degradação biológica em aterros e de investigação de áreas degradadas. Pelas dificuldades operacionais em coletar e analisar amostras de sólidos heterogêneos, o acompanhamento do processo de degradação biológica dos resíduos é realizado por meio do monitoramento dos lixiviados e do biogás. Em situações muito específicas, o monitoramento dos resíduos aterrados poderá ser exigido pelo OCA.

Concepção dos pontos de amostragem

Os pontos de amostragem são definidos de acordo com a área do aterro e o histórico de sua ocupação. Ao elaborar um plano de amostragem de resíduos aterrados, o interessado deverá estar atento à definição dos pontos de coleta para garantir a representatividade das amostras.

Amostragem

A amostragem é realizada com trados mecânicos e as amostras são acondicionadas em recipientes herméticos e mantidas sob refrigeração. A temperatura de armazenamento varia de acordo com os objetivos da coleta. A NBR 10007/87 (Amostragem de resíduos: procedimento) aborda aspectos importantes para a elaboração de planos de amostragem de resíduos sólidos com vistas a sua classificação. A frequência das amostragens será definida pelo OCA

Parâmetros a serem monitorados

Alguns parâmetros são indicativos da evolução do processo biológico, tais como: pH, teor de umidade, teor de sólidos voláteis e teor de sólidos fixos. Em caso de suspeitas de contaminação por resíduos industriais, poderão ser definidos parâmetros mais específicos. Os métodos analíticos sugeridos são aqueles constantes em edição atualizada do manual da Associação Americana de Saúde Pública, *Standard methods for examination of water and wastewater*. Alternativa ou complementarmente, o OCA poderá recomendar métodos próprios, os quais, em geral, são adaptações do referido manual.

Monitoramento de recalques

Os aterros de resíduos sólidos urbanos, ao contrário dos maciços de solos compactados, são constituídos por diferentes tipos de resíduos que interagem formando um maciço heterogêneo e poroso com comportamento peculiar. Além da composição heterogênea dos constituintes, a degradação dos mesmos com o passar do tempo e a compressibilidade em decorrência da sobrecarga são consideradas pontos relevantes no comportamento peculiar dos resíduos sólidos, os quais promovem grandes e diferentes variações volumétricas no interior do aterro, resultando em recalques diferenciais e significativos (Silva *et al.*, 1998).

A previsão de recalques em maciços de resíduos é complexa e envolve variáveis de difícil quantificação (Silva *et al.*, 1998). Deformações entre 10% e 30% da altura original do aterro têm sido reportadas na literatura (Carvalho, 1999). Se, por um lado, a elevada compressibilidade dos aterros de resíduos sólidos urbanos é problemática, por outro, prolonga a vida útil do aterro, possibilitando disposições adicionais (Carvalho, 1999).

O monitoramento geotécnico será projetado em função do risco de contaminação envolvido. Grandes aterros sanitários exigirão maior controle dos condicionantes geotécnicos. Para municípios de pequeno porte, as implicações geotécnicas deverão ser analisadas nas etapas de caracterização da área, projeto e implementação da obra. O monitoramento geotécnico do sistema poderá ser dispensado se as seguintes características forem bem avaliadas:

1. Camadas de subsolo, incluindo espessura, estratigrafia e características físicas.
2. Profundidade do nível freático, as condicionantes de fluxo subsuperficial e a intensidade pluviométrica.
3. Estrutura do sistema de disposição final adotado, incluindo sistemas de contenção de líquidos e gases, sistemas de drenagem de líquidos e gases, camadas de cobertura, drenagem de águas superficiais e espessura total do sistema e das células de disposição diária.
4. Volumes e composição dos resíduos.

O monitoramento de recalques em aterros exige a definição de um *benchmark*, ou seja, um ponto de referência fixo situado no terreno natural. A partir dessa referência, marcos situados na superfície final do aterro ou placas de recalques podem ser monitorados por nivelamento geométrico de superfície – controle topográfico (Figura 4.4). Tanto os movimentos horizontais quanto os verticais desses marcos podem ser monitorados anualmente ou a cada dois anos, de acordo com o avanço dos recalques.

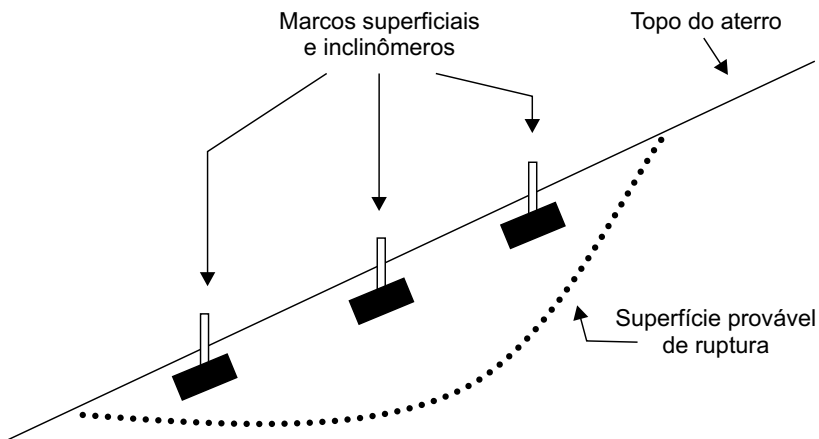


Figura 4.4 Disposição de marcos superficiais e inclinômetros para monitoramento da estabilidade de taludes (baseado em Baghi, 1994).

Monitoramento Pós-encerramento do Aterro

O encerramento de um aterro é caracterizado pelo término das atividades de disposição de resíduos (vida útil). O monitoramento pós-encerramento do aterro tem por objetivo acompanhar o desempenho dos sistemas de proteção ambiental e garantir a segurança e a integridade do sistema. As atividades de monitoramento das águas do subsolo e superficiais, de biogás, de efluentes líquidos e de recalques deverão estender-se por toda a vida ativa do sistema ou, então, até que as emissões atinjam padrões aceitáveis definidos pelo OCA.

Monitoramento de águas do subsolo e de águas superficiais

Esta etapa do plano de monitoramento deverá prosseguir conforme definido para as fases anteriores, podendo sofrer alterações e adaptações quanto à frequência e aos parâmetros monitorados.

Monitoramento de efluentes líquidos do sistema

Esta etapa do plano de monitoramento deverá prosseguir conforme definido para as fases anteriores, podendo sofrer alterações e adaptações quanto à frequência e aos parâmetros monitorados.

Monitoramento de biogás

Esta etapa do plano de monitoramento deverá prosseguir conforme definido para as fases anteriores, podendo sofrer alterações e adaptações quanto à frequência e aos parâmetros monitorados.

Monitoramento de recalques

Esta etapa do plano de monitoramento deverá prosseguir conforme definido para as fases anteriores, podendo sofrer alterações e adaptações quanto à frequência e aos parâmetros monitorados.

Monitoramento de Obras de Remediação de Áreas Degradadas pela Disposição Inadequada de Resíduos Sólidos Urbanos

Os projetos de remediação de áreas degradadas pela disposição inadequada de resíduos sólidos urbanos – lixões – têm por objetivo corrigir ou mitigar impactos ambientais após sua identificação e diagnóstico. As medidas corretivas e mitigadoras são formuladas a partir da caracterização detalhada do problema e do estabelecimento dos padrões de qualidade ambiental a serem atingidos.

A remediação de lixões pode ser executada *in situ*, implementando-se medidas mitigadoras no próprio local da disposição inadequada, ou *ex situ*, removendo-se os resíduos para serem tratados ou dispostos em outra área. No Brasil, por limitações econômicas e tecnológicas, a remediação *in situ* é a mais utilizada e geralmente é conduzida de maneira que a área possa continuar recebendo resíduos, porém de forma controlada e segura. É a chamada adequação do local de disposição de resíduos (IPT, 2000). Nesse contexto, o monitoramento é a ferramenta que permite verificar se as medidas adotadas são suficientes para atingir os padrões de qualidade estabelecidos.

O plano de monitoramento de obras de remediação desenvolve-se de forma análoga ao plano de monitoramento de aterros sanitários. Monitoram-se as qualidades das águas do subsolo e superficiais, bem como a intensidade e a qualidade das emissões líquidas e gasosas, podendo ser exigido também o monitoramento da qualidade do solo local, dependendo da natureza e da concentração dos poluentes encontrados na área.

Análise dos Dados Obtidos a Partir do Plano de Monitoramento

Recomendações Gerais

Um plano de monitoramento cumprirá sua função quando os dados obtidos refletirem de forma fidedigna os resultados do trabalho. Para isto são necessários alguns cuidados, que vão desde a obtenção dos dados até sua apresentação e interpretação. Adicionalmente às recomendações anteriores, três questões de fundamental importância devem ser consideradas.

A primeira refere-se à capacitação do laboratório responsável pela realização das análises. O laboratório deverá trabalhar com limites de detecção adequados. Por exemplo, considerando que a concentração máxima permitida para o lançamento de uma espécie química seja de 0,001 mg/L, o laboratório deverá ser capaz de detectar essa espécie química em concentrações menores que 0,001 mg/L. Além disso, o laboratório é obrigado a seguir os procedimentos padronizados para o armazenamento e a análise das amostras. Assim, uma visita ao laboratório para discutir aspectos dessa natureza deve preceder a contratação dos serviços.

A segunda recomendação refere-se à aquisição e ao armazenamento de dados, ou seja, formulários padronizados devem ser utilizados para identificar os parâmetros a serem analisados em cada ponto de monitoramento. Nesses formulários poderão ser indicados os valores máximos permitidos pela legislação para cada parâmetro. Depois de obtidos os resultados laboratoriais, os mesmos deverão ser armazenados

adequadamente. Meios digitais e informatizados devem ser utilizados, pois facilitam a consulta, principalmente quando o número de dados for elevado.

A terceira recomendação diz respeito à apresentação e interpretação de resultados. As tabelas e gráficos são as formas mais eficientes de apresentação de resultados. Os gráficos apresentam vantagens sobre as tabelas quando se trabalha com um grande número de dados, pois evidenciam os pontos anômalos, facilitam a visualização de variações temporais, permitem que se visualize a distribuição dos resultados em relação a um valor de referência e facilitam a escolha de equações de regressão, quando necessárias. Algumas regras básicas devem ser obedecidas para a construção de gráficos. A primeira delas refere-se à objetividade da informação que se deseja transmitir e a segunda, à simplicidade e clareza visual do gráfico. Os gráficos facilitam a interpretação de resultados e permitem inferências sobre tendências de comportamento dos parâmetros monitorados. Ainda, em relação à interpretação de resultados, destacam-se os métodos estatísticos que se prestam muito bem para avaliar a ocorrência de impactos causados pela operação de um aterro e para avaliar a efetividade dos sistemas de proteção ambiental.

Nos itens seguintes, os métodos de apresentação e interpretação de resultados serão discutidos utilizando-se exemplos específicos obtidos a partir do monitoramento de aterros.

Aplicação de método estatístico no monitoramento de águas do subsolo

Nem sempre a interpretação e a avaliação de dados obtidos a partir do monitoramento da qualidade de águas do subsolo são tarefas fáceis. Para aqueles parâmetros cujos valores máximos permitidos são estabelecidos pela legislação, a identificação de contaminações pode ser feita simplesmente comparando-se os valores obtidos nas análises das amostras com os valores máximos definidos pela legislação. Entretanto, na ausência de valores definidos por instrumentos legais, a interpretação e a avaliação de resultados de monitoramento de águas de subsolo necessitam de valores de referência estabelecidos especificamente para a área de interesse, os chamados valores naturais.

Conforme já abordado, os valores naturais ou valores de fundo (*background*) para todos os parâmetros a serem monitorados são definidos a partir da coleta e da análise de amostras em poços localizados a montante do sistema, preferencialmente antes do início da operação do mesmo. A NBR 13896/97 estabelece que, por questões de representatividade, o valor natural deve ser estabelecido a partir de pelo menos quatro amostragens realizadas em intervalos de três meses.

Para avaliar se o sistema de disposição de resíduos está, de alguma forma, interferindo na qualidade das águas do subsolo é necessário comparar os resultados dos parâmetros monitorados nos poços de monitoramento localizados a jusante do sistema de disposição de resíduos com os valores naturais. Um método muito utilizado, baseado na estatística t-Student, estabelece critérios de comparação entre duas médias a partir da variância dos valores naturais e da variância dos valores do parâmetro no poço a ser comparado. Não é objetivo deste capítulo abordar definições e fundamentos da estatística, portanto, o método será apresentado de maneira resumida, com caráter meramente ilustrativo. O leitor poderá aprofundar-se no tema utilizando-se de literatura específica.

A estatística t para todos os parâmetros, com exceção do pH, é definida por:

$$t^* = \frac{X_m - X_b}{\sqrt{\frac{S_m^2}{N_m} + \frac{S_b^2}{N_b}}}$$

em que:

X_m = média aritmética dos valores do parâmetro no poço a ser comparado

X_b = média aritmética dos valores naturais (obtidos nos poços de montante)

S_m^2 = variância dos valores do parâmetro no poço a ser comparado

S_b^2 = variância dos valores naturais (obtidos nos poços de montante)

N_m = número de observações do parâmetro no poço a ser comparado

N_b = número de observações dos valores naturais (obtidos nos poços de montante)

O t crítico (t_c) é calculado por:

$$t_c = \frac{W_b t_b + W_m t_m}{W_b + W_m}$$

em que:

t_b = valor tabelado de t para $(N_b - 1)$ graus de liberdade e 0,05 de nível de significância (valor tabelado)

t_m = valor tabelado de t para $(N_m - 1)$ graus de liberdade e 0,05 de nível de significância (valor tabelado)

$$W_b = \frac{S_b^2}{N_b}$$

$$W_m = \frac{S_m^2}{N_m}$$

Assim, comparando-se os valores calculados, se t^* for igual ou maior que t_c é possível concluir que houve aumento significativo no parâmetro analisado.

Exemplo de aplicação do teste t-Student

Os dados utilizados neste exemplo e apresentados nas Tabelas 4.2, 4.3 e 4.4, referem-se ao monitoramento da concentração de zinco nas águas do subsolo da área de um aterro sanitário, no período de 1994 a 1998 (Relatórios de Monitoramento Ambiental, Universidade de Caxias do Sul e Prefeitura Municipal de Caxias do Sul, RS).

Tabela 4.2 Determinação dos valores naturais a partir de seis amostragens no poço de monitoramento localizado a montante da área de um aterro sanitário, durante o período de 1994 a 1998.

Nº amostragem	Concentração de zinco no PMM-1 (valor natural) (mg/L)
Amostragem-1	0,0880
Amostragem-2	0,0240
Amostragem-3	0,0820
Amostragem-4	0,0490
Amostragem-5	0,0620
Amostragem-6	0,1280
Média	0,0722
Variância	0,0013
Nº de dados (N)	6
t (tabelado)	2,015

Se simplesmente compararem-se as médias das concentrações de zinco obtidas nas análises das águas dos poços de monitoramento localizados a jusante do aterro (PMJ-2, PMJ-3 e PMJ-4) com os valores naturais obtidos para a área em estudo (PMM-1), pode-se concluir erroneamente que está ocorrendo um processo acelerado

de contaminação. No entanto, ao aplicar a ferramenta estatística, conclui-se que os aumentos observados não apresentam relevância diante do padrão de comportamento (variância) do parâmetro considerado. O único aumento significativo ($t^* > t_c$) da concentração de zinco observado para o conjunto de dados analisados ocorreu no poço PMJ-4 no ano de 1995, alertando para eventual contaminação. A continuidade do monitoramento, no entanto, demonstrou que esse comportamento não se repetiu nas amostragens subseqüentes, caracterizando ocorrência isolada.

Tabela 4.3 Resultados do monitoramento da concentração de zinco nos poços de monitoramento localizados a jusante de um aterro sanitário, durante o período de 1994 a 1998.

Ano	Concentração de zinco (mg/L)		
	PMJ-2	PMJ-3	PMJ-4
1994	0,1390	0,0250	0,1860
	0,0370	0,0930	0,0590
	0,1230	0,0310	0,1090
	0,0740	0,1240	0,0570
	0,4370	0,1240	0,1310
	0,2060	0,2400	0,1010
1995	0,1700	0,2400	0,1490
	0,1140	0,1310	0,0930
	0,2450	0,0950	0,1230
	0,7160	0,1290	0,1400
1996	0,0870	0,0510	0,0960
	0,0510	0,2190	0,0530
	0,1750	0,2190	0,1280
	0,4840	0,1320	0,1150
1997	0,1160	0,0900	0,0590
	0,1400	0,0200	0,0700
	0,0500	0,0400	0,0300
	0,0900	0,0400	0,0300
1998	0,0500	0,0400	0,0500
	0,1600	0,0900	0,0600
	0,2700	0,0800	0,1200
	0,1600	0,0800	0,1200

Tabela 4.4 Comparação das médias anuais com os valores naturais utilizando a estatística t-Student – monitoramento da concentração de zinco nos poços de monitoramento de um aterro sanitário durante o período de 1994 a 1998.

Ano	Poço de monitoramento	Número de dados (N)	Concentração média de zinco (Mg/L)	T	T*	T _c	Resultado do teste-T
1994	PMJ-2	6	0,1693	2,015	1,611	2,015	Aumento não significativo
	PMJ-3	6	0,1062	2,015	0,963	2,015	Aumento não significativo
	PMJ-4	6	0,1072	2,015	1,425	2,015	Aumento não significativo
1995	PMJ-2	4	0,3113	2,353	1,728	2,349	Aumento não significativo
	PMJ-3	4	0,1488	2,353	2,204	2,293	Aumento não significativo
	PMJ-4	4	0,1263	2,353	2,827	2,155	Aumento significativo
1996	PMJ-2	4	0,1993	2,353	1,277	2,346	Aumento não significativo
	PMJ-3	4	0,1553	2,353	1,936	2,314	Aumento não significativo
	PMJ-4	4	0,0980	2,353	1,1176	2,203	Aumento não significativo
1997	PMJ-2	4	0,0990	2,353	1,109	2,229	Aumento não significativo
	PMJ-3	4	0,0475	Média inferior ao V.N.		Não houve aumento	
	PMJ-4	4	0,0473	Média inferior ao V.N.		Não houve aumento	
1998	PMJ-2	2	0,1600	2,353	1,860	2,321	Aumento não significativo
	PMJ-3	2	0,0725	2,353	0,018	2,138	Aumento não significativo
	PMJ-4	2	0,0875	2,353	0,642	2,226	Aumento não significativo

Apresentação e interpretação de resultados

Além dos métodos estatísticos, teste t-Student, por exemplo, a construção de gráficos de concentração *versus* tempo pode ser uma ferramenta valiosa para a análise

de resultados e detecção de contaminações. Para tanto, fazem-se as seguintes recomendações:

1. A correta tabulação dos resultados, a qual deve conter todas as informações explicitando as unidades de medida.
2. Os gráficos devem transmitir claramente as informações desejadas e, sempre que possível, devem conter informações que permitam inferir sobre os erros experimentais, barras de erros, por exemplo.
3. Os gráficos, bem como as figuras, tabelas e quadros, devem conter notas e legendas que permitam sua compreensão, independentemente da leitura do texto.
4. O uso de linhas ligando os pontos de um gráfico deve ser precedido de verificação sobre o significado físico dessas linhas, isto é, se elas são plausíveis fisicamente. Se não forem deve-se indicar que as linhas são empregadas apenas como auxílio visual.
5. Os excessos de cores e preenchimentos podem dificultar a interpretação dos resultados e desviar a atenção do observador.
6. Os gráficos tridimensionais são úteis apenas na visualização de tendências; eles dificultam a recuperação dos valores numéricos que ilustram.

Exemplo de aplicação da interpretação gráfica

Para exemplificar o emprego de gráficos para apresentação e análise de resultados de monitoramento serão utilizados os dados do exemplo da seção “Aplicação de método estatístico no monitoramento de águas do subsolo”. Na Figura 4.5 está representada a planta de localização de um aterro com seus respectivos poços de monitoramento de águas do subsolo.

Partindo-se dos dados do exemplo, constrói-se o gráfico das concentrações de zinco nas águas dos poços de monitoramento ao longo do tempo, conforme apresentado na Figura 4.6.

Ao observar a Figura 4.6, fica evidente que as amostras do poço PMM-1, localizado a montante do aterro, portanto fora da área de influência (notar a direção do fluxo das águas no subsolo apresentado na Figura 4.5), e utilizado para definir os valores naturais, não sofreu variações bruscas na concentração de zinco, sendo que os valores oscilam em um intervalo bem definido.

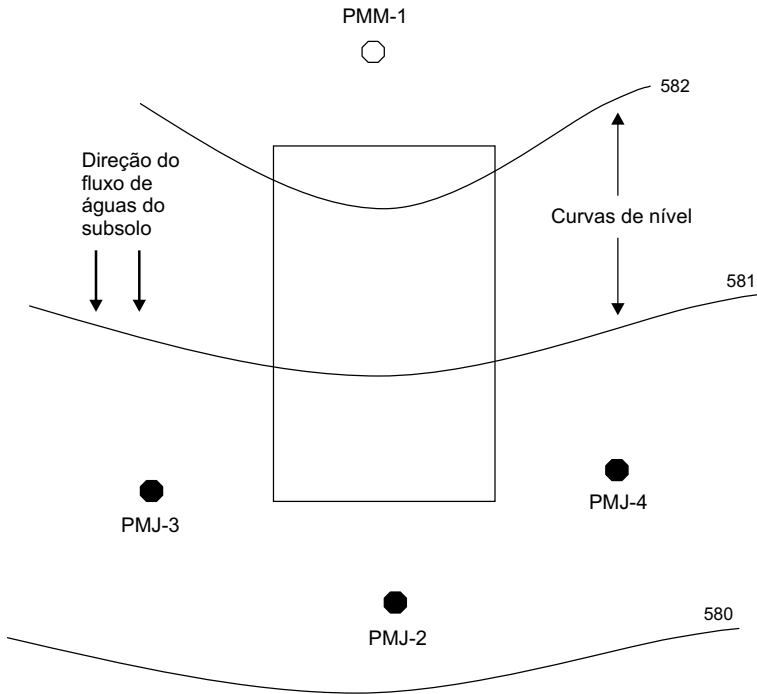


Figura 4.5 Planta esquemática de um aterro sanitário com poços de monitoramento para as águas do subsolo.

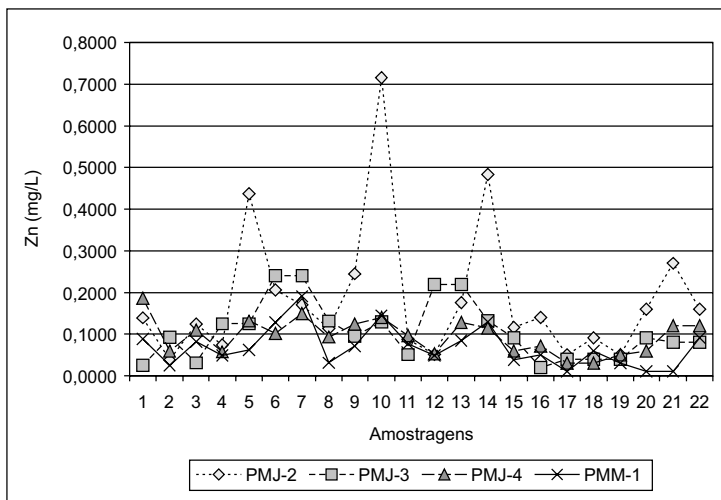


Figura 4.6 Variação da concentração de zinco nas águas do subsolo monitoradas na área de um aterro sanitário durante o período de 1994 a 1998. Fonte: Relatórios de Monitoramento Ambiental, Universidade de Caxias do Sul e Prefeitura Municipal de Caxias do Sul, RS.

O mesmo comportamento descrito anteriormente é observado nos poços PMJ-3 e PMJ-4, nos quais, embora as concentrações apresentem valores ligeiramente mais elevados, o intervalo de variação permanece bem definido ao longo do tempo. Já as amostras do poço PMJ-2 apresentam picos de concentração de zinco, indicando maior vulnerabilidade nesse ponto de amostragem. Cabe notar que a localização do poço PMJ-2 (Figura 4.5), no extremo jusante da área em relação ao fluxo de águas no subsolo, favorece que nesse ponto sejam acumuladas as contribuições individuais das áreas a montante.

Entretanto, quando se observa a tendência do comportamento das concentrações de zinco nesse ponto, nota-se que os picos se tornam menos intensos e que os valores de concentração tendem a se estabilizar nos intervalos anteriores. A idéia transmitida pelo gráfico é a de que as águas de subsolo nesse ponto estariam sofrendo incrementos de concentração na forma de pulsos. Esse comportamento alerta para a necessidade de análise mais detalhada, procedendo-se ao cruzamento de outras informações sobre fatores intervenientes na área, como, por exemplo, a ocorrência de chuvas, a emissão e o carreamento de lixiviados pelas águas pluviais, as características do solo, os cuidados com amostragem, as condições operacionais e o sistema de impermeabilização do aterro, o manejo de lixiviados na área, a manutenção dos poços de monitoramento, a presença de fontes de poluição em áreas adjacentes, entre outros.

Monitoramento de lixiviados e de recalques em aterros sustentáveis

O Edital 3: Tema 3 – PROSAB/FINEP permitiu o desenvolvimento de pesquisas com ênfase em sistemas de destinação final de resíduos sólidos para municípios de pequeno porte. Nesse sentido, foram implantados aterros com o objetivo de acompanhar, entre outros parâmetros, as transformações dos resíduos aterrados durante um período de aproximadamente 700 dias. As transformações ocorridas no interior dos aterros foram monitoradas por meio de amostragens e análises laboratoriais periódicas dos lixiviados gerados. Também foram monitorados os recalques decorrentes das transformações físicas, químicas e biológicas ocorridas nos resíduos aterrados.

Para ilustrar o monitoramento de lixiviados e de recalques em aterros serão sumariamente apresentados alguns dados obtidos durante a execução do plano de monitoramento dos aterros sustentáveis implantados. Ressalta-se que será dado ênfase a alguns dos parâmetros monitorados, contextualizando na forma gráfica os parâmetros mais importantes para aterros de pequeno porte. Para tanto serão utilizados os dados obtidos pelas equipes de pesquisadores envolvidas no Edital 3: Tema3 – PROSAB, FINEP.

Monitoramento quantitativo de lixiviados

O monitoramento quantitativo de lixiviados é considerado importante para controlar sua geração e facilitar seu manejo e tratamento. Conforme apresentado no Capítulo 3, a recirculação de lixiviados pode ser uma forma interessante de manejo de líquidos em aterros, porém as condições de pluviometria, a quantidade e composição gravimétrica dos resíduos, a forma de cobertura do aterro, entre outros, são fatores que influenciam diretamente a geração e o tratamento de lixiviados.

As Figuras 4.7 e 4.8 exemplificam o monitoramento de células experimentais de aterramento de resíduos, durante um período de 712 dias, com vistas a correlacionar o volume de lixiviados gerados, as condições de implantação das células e o regime de precipitação. Os dados monitorados nessas células experimentais foram: a precipitação medida por meio de um pluviômetro; a evaporação medida por intermédio de um modelo reduzido constituído da mesma estrutura de camadas que o piloto; os lixiviados coletados na base do piloto por meio de caixas e os recalques medidos por intermédio de uma referência marcada nas células no primeiro dia de funcionamento. Nas figuras mencionadas é apresentada a evolução diária e acumulada da precipitação pluviométrica, com o volume de lixiviados das três células experimentais implantadas pela equipe técnica da Universidade Federal de Santa Catarina.

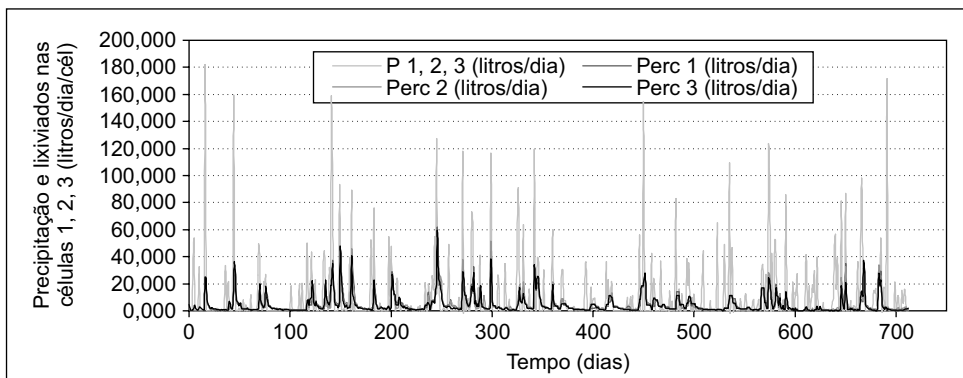


Figura 4.7 Evolução diária da precipitação e geração de lixiviados nas três células experimentais implantadas na UFSC. Fonte: Castilhos Jr., 2002.

No período de 712 dias de monitoramento a precipitação acumulada apresentou valor médio de 7.078,12 litros por célula, sendo que o valor médio de lixiviados acumulados gerados em cada célula foi de 3.242,29 litros. As médias do volume de lixiviados medido nas três células apresentaram os seguintes valores: geração mínima de 0 litros/dia; geração média de 4,55 litros/dia; e geração máxima de 57,63 litros/dia. Os valores de lixiviados gerados apresentaram-se elevados, pois se incluiu a água de

infiltração nos mesmos. Deve-se ressaltar, no entanto, que o solo de cobertura utilizado foi areia grossa, para a qual a infiltração é igual à precipitação.

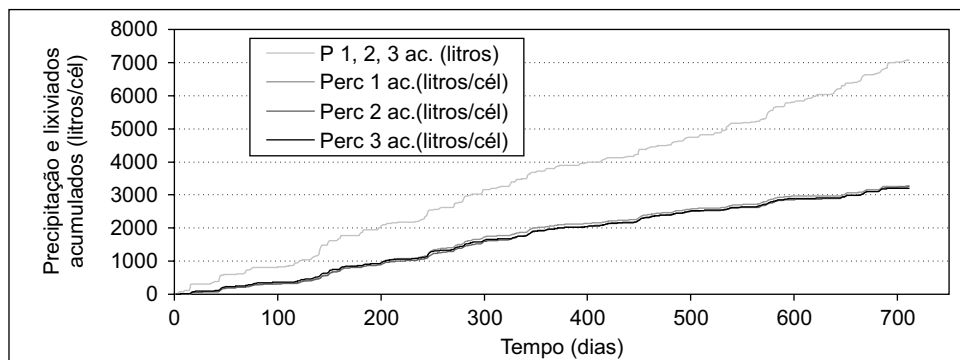


Figura 4.8 Evolução acumulada da precipitação e lixiviados gerados nas três células experimentais implantadas na UFSC. *Fonte:* Castilhos Jr., 2002.

Em geral, a tendência é a de que o lixiviado acumulado acompanhe o crescimento das chuvas acumuladas. Após cada evento de precipitação, o correspondente pico do hidrograma de saídas nos drenos ocorre com retardo de aproximadamente um dia, sendo que seu tempo de base dura entre três e nove dias.

Monitoramento qualitativo de lixiviados

Com o objetivo de ilustrar algumas formas de apresentação de resultados de monitoramento de lixiviados de aterros de resíduos sólidos, disponibilizam-se a seguir alguns dados obtidos no âmbito do Edital 3: Tema 3 – PROSAB/FINEP. Os exemplos são acompanhados por comentários sucintos e, portanto, não refletem a abrangência, a relevância e o conhecimento produzidos pelos pesquisadores integrantes da rede de pesquisa.

Na Tabela 4.5 são apresentados os intervalos de variação dos parâmetros monitorados nos líquidos lixiviados em dois aterros experimentais implantados pela equipe técnica da Universidade de Caxias do Sul. Nota-se ampla faixa de variação observada para a maioria dos parâmetros. Os dados foram obtidos durante um período de aproximadamente 720 dias.

Nas Figuras 4.9, 4.10, 4.11 e 4.12 podem ser observados alguns exemplos de curvas obtidas do monitoramento de lixiviados dos aterros implantados pela Universidade de Caxias do Sul (duas células experimentais) e Universidade do Vale dos Sinos (Aterro Municipal de Presidente Lucena, RS). As figuras ilustram o comportamento, ao longo do tempo, dos parâmetros: demanda química de oxigênio (DQO),

demanda bioquímica de oxigênio (DBO), fosfatos dissolvidos (PO_4^{3-}), alcalinidade total, ácidos orgânicos voláteis (AOV) e relação DQO/nitrogênio amoniacal. De modo geral, as concentrações dos parâmetros monitorados diminuem ao longo do tempo, conferindo aos lixiviados menor potencial poluidor. Nas Figuras 4.11 e 4.12 observa-se que os autores optaram por apresentar, na mesma figura, as curvas de variação dos parâmetros monitorados em três trincheiras de aterramento de resíduos. Esse recurso facilita a comparação dos três conjuntos de dados.

Tabela 4.5 Intervalos de variação dos parâmetros de monitoramento determinados nos lixiviados de dois aterros experimentais.

Parâmetros	Intervalo de variação (mg/L, exceto pH)	
	Mínimo	Máximo
pH	5,3	8,0
DQO (mgO_2/L)	110	31.510
DBO (mgO_2/L)	52	19.170
Nitrogênio total (mg/L)	135,0	474,0
Cádmio (mg/L)	< 0,01	< 0,01
Cromo (mg/L)	0,01	0,19
Chumbo (mg/L)	0,01	0,07
Ferro (mg/L)	5,12	632,5
Zinco (mg/L)	0,17	0,84

Fonte: Pessin *et al.*, 2003.

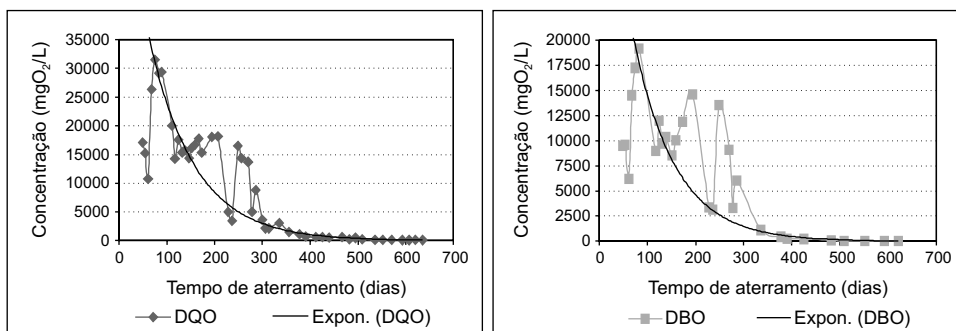


Figura 4.9 Monitoramento de lixiviados do aterro experimental implantado pela Universidade de Caxias do Sul. Curvas de variação e de tendência da concentração de DQO e DBO ao longo do tempo de aterramento dos resíduos. Fonte: Pessin *et al.*, 2003.

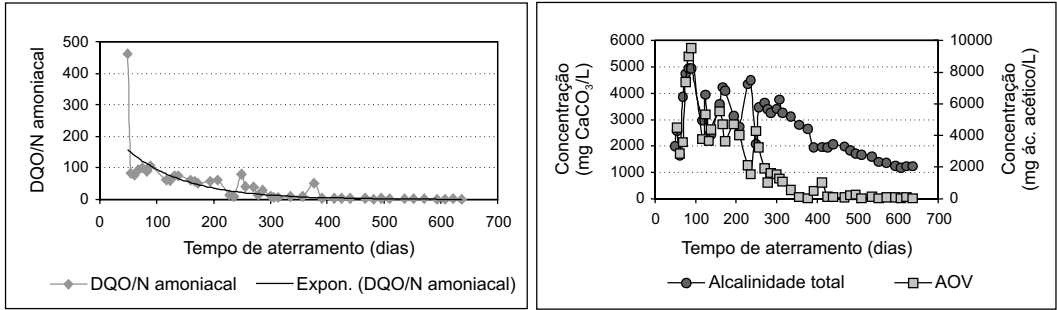


Figura 4.10 Monitoramento de lixiviados do aterro experimental implantado pela Universidade de Caxias do Sul. Curvas de variação e de tendência da relação DQO/nitrogênio amoniacal e curva variação da concentração de ácidos orgânicos voláteis (AOV) e alcalinidade total ao longo do tempo de aterramento dos resíduos. *Fonte: Pessin et al., 2003.*

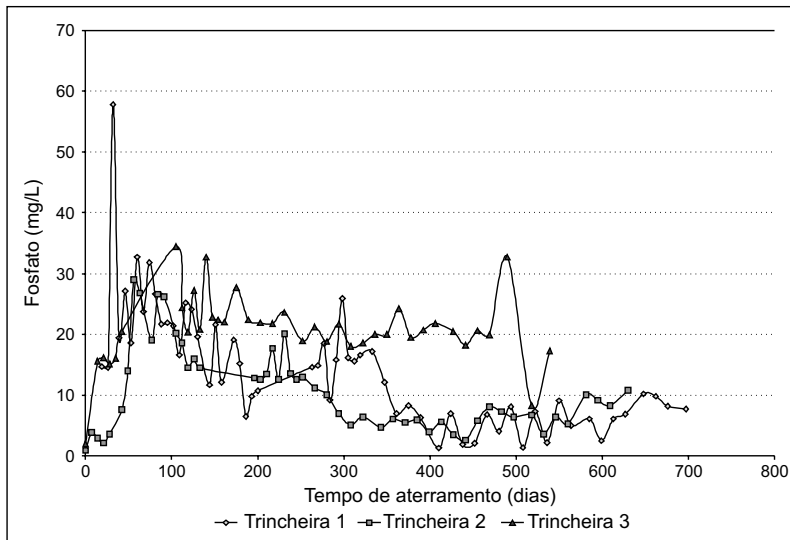


Figura 4.11 Monitoramento de lixiviados das trincheiras de aterramento de resíduos do Aterro Municipal de Presidente Lucena, RS. Curvas de variação da concentração de fosfato. *Fonte: Gomes et al., 2003.*

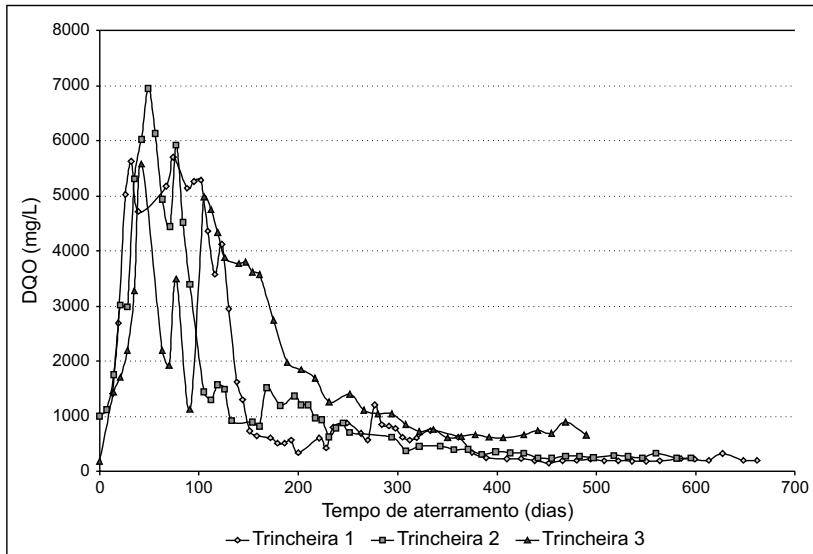


Figura 4.12 Monitoramento de lixiviados das trincheiras de aterramento de resíduos do Aterro Municipal de Presidente Lucena, RS. Curvas de variação da concentração de DQO. *Fonte: Gomes et al., 2003.*

Na Figura 4.13, os autores inseriram as curvas de comportamento da concentração de matéria orgânica, expressa como DQO e DBO, dos lixiviados das duas células experimentais em um único gráfico, permitindo observar as diferenças nos intervalos de mudança de fase de cada célula. Nesse caso específico, os autores pretenderam inferir sobre a influência do material de impermeabilização na velocidade da estabilização biológica dos resíduos uma vez que a célula C1 foi impermeabilizada com argila e a célula C2, com manta de polietileno de alta densidade (PEAD).

Da observação das curvas pode-se concluir que a mudança da fase ácida para a fase metanogênica na célula C2 ocorreu aproximadamente 80 dias depois da mudança de fase da célula C1. Outra observação é a de que a célula C1 apresentou valores de DQO superiores aos observados na célula C2, sugerindo, mais uma vez, que o material de impermeabilização interferiu no processo de degradação biológica dos resíduos.

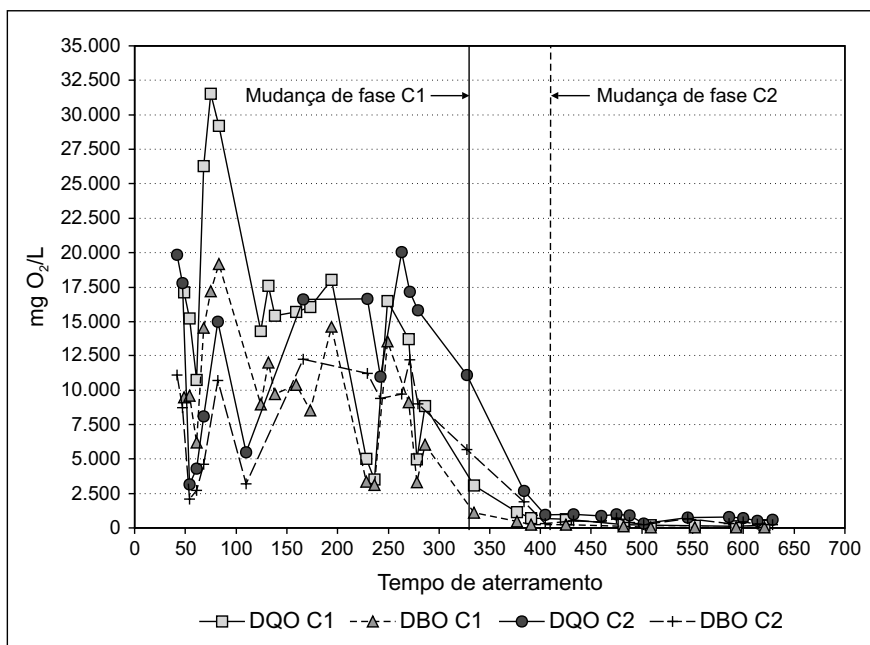


Figura 4.13 Monitoramento de lixiviados do aterro experimental implantado pela Universidade de Caxias do Sul. Curvas de variação da concentração de DBO e DQO dos lixiviados das células C1 (impermeabilizada com argila compactada) e C2 (impermeabilizada com manta de PEAD), com definição dos pontos de mudança de fase durante o processo de degradação biológica dos resíduos. *Fonte: Pessin et al., 2003.*

Monitoramento de recalques

Na Figura 4.14, estão representados os dados de monitoramento de recalques no Aterro Municipal de Presidente Lucena, RS, evidenciando a tendência de recalque na superfície do aterro com o passar do tempo. A figura permite observar, também, que os recalques ocorreram de forma acentuada após os 100 dias de aterramento dos resíduos.

Ainda na Figura 4.14, os autores utilizaram técnicas de regressão para inserir as linhas de tendências e suas respectivas equações, inferindo sobre o comportamento dos recalques nos diferentes intervalos temporais. O valor de R^2 , denominado de coeficiente de determinação, é um indicador que varia de 0 a 1 e revela a proximidade dos valores estimados da linha de tendência em correspondência com os dados verdadeiros. Uma linha de tendência é mais confiável quando o valor de R^2 é igual ou próximo a 1. Assim, as informações contidas no gráfico, demonstram que os melhores ajustes foram observados nos intervalos de 0 a 40 dias e de e de 130 a 240 dias, com valores de R^2 de 0,9951 e 0,9525, respectivamente.

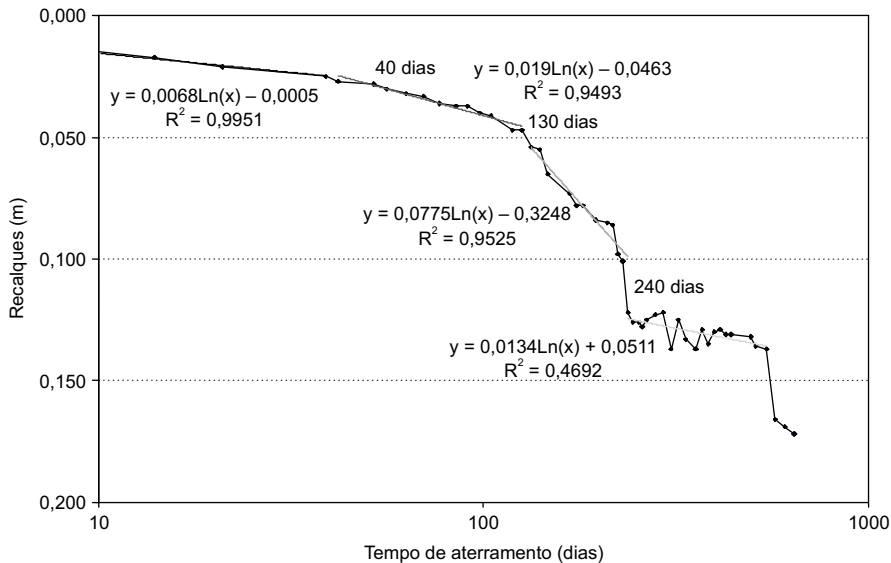


Figura 4.14 Monitoramento dos recalques ao longo do tempo de disposição em um aterro de resíduos. Fonte: Gomes *et al.*, 2003.

Considerações finais

A execução de planos de monitoramento de sistemas de disposição final de resíduos sólidos tem sido exigida pela maioria dos órgãos de controle ambiental brasileiros, com o objetivo de melhorar a qualidade dos sistemas. A prática do monitoramento fornece aos gestores excelente ferramenta de avaliação, pois permite conhecer o sistema adotado, seu desempenho, sua eficácia na manutenção da qualidade ambiental e suas potencialidades, limitações e deficiências. Em suma, o monitoramento fornece as informações necessárias para a proposição de medidas corretivas com o objetivo de atingir os resultados esperados.

Conforme ficou demonstrado neste capítulo, o órgão de controle ambiental assume papel importantíssimo na definição do plano de monitoramento. Portanto, cabe aos gestores estabelecer um canal de comunicação permanente com tais órgãos. Os gestores devem considerar que, antes da função fiscalizadora, os órgãos ambientais constituem fonte de informação e orientação técnica.

As implicações financeiras não devem ser fator limitante para a execução de um plano de monitoramento, os recursos envolvidos devem configurar, obrigatoriamente, entre os custos da obra. A maior dificuldade para os pequenos municípios talvez seja a limitação de pessoal qualificado para coordenar e operacionalizar o monitoramento.

Essa dificuldade pode ser amenizada por meio do estabelecimento de parcerias com instituições públicas e privadas que se dediquem a atividades afins, como, por exemplo, universidades e os próprios órgãos de controle ambiental. Não obstante a alternativa de parcerias, os gestores devem possibilitar a formação de profissionais especializados dentro de seus quadros funcionais permanentes. Inúmeras são as instituições brasileiras que oferecem treinamento na área de resíduos sólidos e de limpeza pública. Investir na profissionalização é fator determinante para a manutenção e a continuidade dos trabalhos.

No que tange ao detalhamento técnico de um plano de monitoramento, o presente capítulo evidencia sua dependência da concepção do projeto, da capacidade de suporte da área e das exigências legais. Desta forma, atenção especial deve ser dada a esses três aspectos durante a definição de um plano de monitoramento.

Como última consideração, cabe aos gestores valerem-se das informações fornecidas pelo monitoramento, de modo a transformá-las em um veículo de melhoria constante do sistema de disposição final e do gerenciamento de resíduos em sua totalidade.

Referências Bibliográficas

- ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. *NBR 9898*: preservação e técnicas de amostragem de efluentes líquidos e corpos receptores: procedimentos. Rio de Janeiro, 1987. 24 p.
- _____. *NBR 10007*: amostragem de resíduos. Rio de Janeiro, 1987. 25 p.
- _____. *NBR 13895*: construção de poços de monitoramento e amostragem: procedimento. Rio de Janeiro, 1997.
- _____. *NBR 13896*: aterros de resíduos não perigosos: critérios para projeto, implantação e operação: procedimento. Rio de Janeiro, 1997.
- APHA; AWWA; WPC. *Standard methods for examination of water and wastewater*. 20. ed. Washington(EUA): Joint Editorial, 1998.
- ARRUDA, A.C. et al. Estudo do comportamento de parâmetros físico-químicos relacionados ao processo de estabilização de resíduos sólidos urbanos no sistema de remediação de São Giácomo, Caxias do Sul, RS. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 18., 1995, Salvador. *Anais...* Salvador: ABES, 1995.
- ARRUDA, A.C. et al. Sistema de líquidos percolados implantados no aterro sanitário de São Giácomo-Caxias do Sul/RS. In: ANAIS DO SIMPÓSIO INTERNACIONAL DE QUALIDADE AMBIENTAL, 1996, Porto Alegre. *Anais...* Porto Alegre: ABES, 1996.
- AUGENSTEIN, D.; PACEY, J. Modeling landfill methane generation. In: INTERNATIONAL LANDFILL SYMPOSIUM, 3., 1991, Sardinia. *Proceedings...* Sardinia: [s.n.], 1991.

- BAGHI, A. *Design, construction and monitoring of landfills*. 2. ed. New York: John Wiley & Sons, 1994.
- BRASIL. Leis etc. Portaria do Ministério da Saúde n. 1469, de 29 de dezembro de 2000. Estabelece os procedimentos e responsabilidades relativos ao controle e vigilância da qualidade de água para consumo humano e seu padrão de potabilidade, e dá outras providências. *Diário Oficial da União*, Poder Executivo, Brasília, DF, 10 jan. 2001. Seção 1, p. 26.
- CARVALHO, M. F. *Comportamento geotécnico de resíduos sólidos urbanos*. 1999. Tese (Doutorado em Geotecnia) – Departamento de Geotecnia, Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos.
- CASTILHOS JÚNIOR, A. B. et al. *Alternativas de disposição de resíduos sólidos urbanos para pequenas comunidades*. Brasília, 2002. Relatório Final.
- CLEMENT, B. Physical-chemical characterization of 25 french landfill leachates. In: INTERNATIONAL LANDFILL SYMPOSIUM, 5., 1995, Caligari. *Proceedings...* Italy: CISA, 1995. p. 315-325.
- CONSELHO NACIONAL DE MEIO AMBIENTE. Classificação das águas doces, salobras e salinas do território nacional, segundo seus usos preponderantes. Resolução n. 20, 18 jun. 1986.
- FULLER, W. H., ALESII, B. A., CARTER, G. E. Behavior of municipal solid waste leachate, I. composition variations. *Journal Environment Science Health Letters*, v. 14, n. 60, p. 461-485, 1979.
- FUZARO, J. A. *Resíduos sólidos domésticos: tratamento e disposição final*. São Paulo: Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental, 1994. v. 2.
- GANDOLLA, M.; ACAIA, C.; FISCHER, C. *Techniques, exploitation et gestion des décharges contrôlées (Textes). Cycle d'études Postgrades en Ingénierie L'environnement*. Bioggio: École Polytechnique Federale de Lausanne/Institut de génie de l'environnement, 1995.
- GOMES, L. P. et al. Alternativa de disposição final de resíduos sólidos urbanos: trincheiras em série. Brasília, 2003. Relatório Final.
- HÉROUX, M. La surveillance environnementale d'un lieu d'enfouissement sanitaire. In: *AMÉRICANA 1999 – Enfouissement des déchets solides/Conception des lieux d'enfouissement sanitaire á l'aube de L'an 2000*. Chapitre 5. Montreal/Canadá. Mars 1999.
- INSTITUTO DE PESQUISAS TECNOLÓGICAS. *Lixo municipal: manual de gerenciamento integrado*. São Paulo: IPT/CEMPRE, 2000. 370 p.
- KROMANN, A.; CHRISTENSEN, T. H. Degradability of organic chemicals in a landfill environment studied by in situ and laboratory leachate reactors. *Waste Management & Research*, v. 16, n. 5, p. 437-445, 1998.
- LEMA, J. M.; IBANEZ, E.; CANALS, J. Anaerobic treatment of landfill leachates: kinetics and stoichiometry. *Environment Tecnology Letters*, v. 8, p. 555-564, 1987.
- PESSIN, N. et al. Variação da composição dos líquidos percolados do Aterro Sanitário de São Giácomo, Caxias do Sul, RS. In: ANAIS DO CONGRESSO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 19., 1997, Foz de Iguaçu. *Anais...* Foz de Iguaçu: ABES, 1997.

- PESSIN, N. et al. Contribuição do monitoramento ambiental para o entendimento do processo de estabilização de resíduos sólidos domiciliares em Aterros Sanitários. In: SIMPÓSIO LUSO-BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL. 2000, Porto Seguro. Anais... Porto Seguro: ABES, 2000.
- PESSIN, N. et al. Monitoramento do processo de digestão anaeróbia dos resíduos sólidos dispostos em duas células-piloto de aterramento In: *Alternativas de disposição de resíduos sólidos urbanos para pequenas comunidades*. Rio de Janeiro: RiMa/ABES, 2002. p. 47-54.
- PESSIN, N. et al. *Aterramento celular de resíduos sólidos domésticos em municípios de pequeno porte*. Brasília, 2003. Relatório Final.
- PINEDA, S. I. *Manejo y disposicion de residuos solidos urbanos*. Colombia: Associação Colombiana de Ingenieria Sanitaria y Ambiental, 1998. 388 p.
- ROBINSON, H. D.; MARIS, P. J. *Leachates from domestic waste: generation, composition and treatment: a review*. [s.l.]: [s.n.], 1979. WRC Technical Report TR 108.
- ROBINSON, H. D. The development of methanogenic conditions within landfill waste and effects on leachate quality. In: INTERNATIONAL LANDFILL SYMPOSIUM. 2., 1989, Sardinia. *Proceedings Sardinia*: [s.n.], 1989.
- 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 Technical Paper, 1999. n. 426. 248 p.
- SILVA, A. R.; KANO, J. Biorremediação de áreas degradadas: estudo de caso de Caxias do Sul – monitoramento de líquidos, sólidos e gases. In: *Tratamento de resíduos sólidos: compêndio de publicações*. Caxias do Sul: Universidade de Caxias do Sul, 1991. p. 219-228.
- SILVA, A. R.; PESSIN, N.; CARVALHO, M. F. Degradação da fração orgânica de resíduos sólidos urbanos em aterro sanitário. In: ANAIS DO SIMPÓSIO DE QUALIDADE AMBIENTAL, 2., 1998, Porto Alegre. *Anais...* Porto Alegre: ABES, 1998.
- TEIXEIRA, C. E. et al. Monitoramento ambiental e do processo de área degradada por resíduos sólidos urbanos e do aterro sanitário de São Giácomo, Caxias do Sul, RS In: SIMPÓSIO DE QUALIDADE AMBIENTAL, 1996, Porto Alegre. *Anais...* Porto Alegre: ABES, 1996.
- TCHOBANOGLOUS, G.; THEISEN, H.; VIGIL, S. *Integrated solid waste management: engineering principles and management issues*. United States of America: McGraw-Hill, 1993.
- UNIVERSIDADE DE CAXIAS DO SUL. Relatórios de monitoramento ambiental do Sistema São Giácomo. Convênio de Cooperação Técnica entre Universidade de Caxias do Sul e Prefeitura Municipal de Caxias do Sul. 1994 a 1997.

Capítulo 5

Aterro Sustentável: Um Estudo para a Cidade de Catas Altas, MG

Liséte Celina Lange, Gustavo Ferreira Simões e Cynthia Fantoni Alves Ferreira

Introdução

O presente capítulo contém a experiência obtida ao longo de dois anos e meio de estudos, durante os quais foi executado, passo a passo, um aterro sustentável para o município de Catas Altas, MG. Aqui estão descritas as etapas necessárias para o projeto, implantação, operação e monitoramento de um aterro sustentável. O leitor terá sempre como exemplo a descrição do trabalho realizado em Catas Altas, no qual foram desenvolvidos procedimentos, técnicas e materiais próprios, adequados às características da região e à realidade das pequenas comunidades.

Os conhecimentos aqui apresentados poderão ser extrapolados para municípios de mesmo porte até uma faixa de 10.000 habitantes, desde que considerações técnicas, evidenciadas durante a leitura do texto, sejam analisadas. As possíveis variações de projeto devem ser voltadas para a realidade do local, considerando os fatores regionais intervenientes, como população; características socioeconômicas e culturais; tecnologias e equipamentos disponíveis; condições climáticas; e características físicas da região.

Em uma esfera mais ampla, é necessário que as comunidades busquem o gerenciamento integrado de seus resíduos sólidos urbanos, o qual constitui um conjunto articulado de ações destinadas a coletar, segregar, tratar e dispor o resíduo. A estratégia de desenvolvimento e implantação do gerenciamento integrado no município de Catas Altas, abrangendo dispositivos para a coleta seletiva, armazenamento dos materiais recicláveis, compostagem da fração orgânica, entre outros pontos, também é descrita neste capítulo.

Estudos Preliminares

Aterros sustentáveis, apesar de serem obras de pequeno porte, não deixam de ser um projeto de engenharia. Assim, um bom planejamento de todas as etapas iniciais se faz necessário. Os estudos preliminares englobam as etapas de levantamento de dados gerais, pré-seleção de áreas viáveis para a implantação, escolha da área e elaboração de um anteprojeto básico. As etapas citadas são interdependentes, pois os dados levantados fornecem subsídios para a escolha da área e esta não pode ser dissociada do projeto do aterro sustentável.

Levantamento de Dados Gerais

A coleta de informações para esta fase deve ser feita em escala regional, principalmente de forma qualitativa. Os dados se originam de informações já existentes na prefeitura, IBGE e outras instituições afins e têm por objetivo fornecer subsídios para a escolha da área e projeto do aterro sustentável. As informações levantadas incluem uma descrição geral do município e a caracterização do sistema de limpeza urbana e dos resíduos gerados. A seguir estão descritas as etapas para o levantamento de dados gerais de Catas Altas.

Caracterização do município

A caracterização do município se dá pela coleta de informações gerais em relação aos aspectos geográficos, socioeconômicos, de infra-estrutura urbana (saneamento básico, saúde, sistema viário, etc.) e população atual, flutuante e projetada (avaliação da taxa de crescimento e posterior previsão populacional, que possibilitará a estimativa da vida útil do aterro).

A) Localização e informações gerais

O município de 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 km². Famosa por pertencer ao ciclo do ouro, Catas Altas guarda o rico legado cultural desse período, que pode ser apreciado em seus vários monumentos, como as igrejas, os chafarizes, os muros de pedra “seca” que ainda separam as casas do Morro da Água Quente, além do Santuário do Colégio Caraça. A grandiosidade da Serra do Caraça, associada ao rico potencial hidrográfico da região, reserva aos visitantes inúmeras cachoeiras, além de trilhas e vias de escalada que conduzem os aventureiros aos vários mirantes naturais.

B) Saneamento básico

Sob a responsabilidade do SAAE (Serviço de Abastecimento de Água e Esgoto) da prefeitura, o serviço de água atende a todos os domicílios urbanos com

aproximadamente 780 ligações de água. A extensão linha adutora é de aproximadamente 4 km, e a captação é feita em dois poços localizados no Rio Maquiné. A água recebe tratamento de cloração e posteriormente é acumulada no único reservatório do município, para distribuição domiciliar. O serviço de distribuição de água é gratuito para os usuários. O serviço de esgotos também atende a quase todos os domicílios da área urbana, em que a coleta é feita por um sistema de rede de manilhas, com caixas de recepção, com posterior lançamento no Rio Maquiné, atualmente sem qualquer processo de tratamento. Contudo, está em fase de construção no município uma estação de tratamento de esgotos (ETE).

C) Aspectos econômicos

A indústria extrativista de minério de ferro é a principal fonte de renda do município de Catas Altas. Na agricultura tem-se o cultivo de milho, feijão e arroz. Na agropecuária, parte da criação de gado bovino é direcionada ao corte e parte, à produção de leite. Na silvicultura tem-se a produção de eucalipto. O comércio é constituído de estabelecimentos varejistas de gêneros de primeira necessidade. O município destaca-se também pelo turismo histórico, cultural e ecológico.

D) Saúde

O serviço de saúde do Município de Catas Altas é constituído por duas unidades de atendimento básico: um atua na área urbana e outro, na área rural (Morro da Água Quente).

E) Previsão de crescimento demográfico

Os estudos populacionais incluem o levantamento dos dados históricos de população, via de regra por meio dos dados do IBGE, para em seguida ser efetuada a previsão do crescimento demográfico da cidade.

A projeção de população é um estudo especializado e, quanto maior o alcance da projeção, mais complexo torna-se o estudo, devendo ser consultado um especialista. É importante salientar que o maior ou menor grau de sofisticação matemática desses métodos não assegura o acerto da previsão, uma vez que o crescimento poderá ocorrer de formas diversas, dependendo de fatores como investimentos socioeconômicos destinados à cidade, a chegada de novas empresas, a construção de rodovias, etc.

Os principais métodos utilizados para projeção populacional são (Fair *et al.*, 1973; CETESB, 1978; Barnes *et al.*, 1981; Qasim, 1985; Metcalf & Eddy, 1991, *apud* Sperling, 1995): crescimento aritmético, crescimento geométrico, regressão multiplicativa, taxa decrescente de crescimento, curva logística, comparação gráfica entre cidades similares, método da razão e correlação e previsão com base nos empregos. A população da cidade de Catas Altas evoluiu nas últimas décadas segundo o gráfico da Figura 5.1.

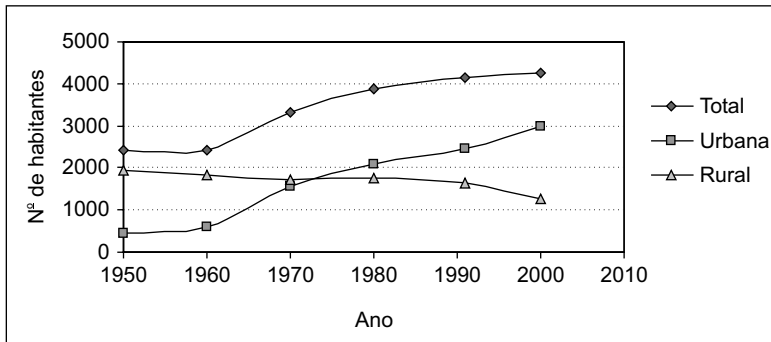


Figura 5.1 Evolução da população do município de Catas Altas.

Observa-se que até a década de 70 a população rural representava a maior parte da população total, mas a partir daí a migração de pessoas para a área urbana fez com que o crescimento populacional fosse sustentado pela zona urbana, havendo um decréscimo na área rural a partir de então. A seguir, o método utilizado para a projeção da população de Catas Altas será exemplificado.

Resultados

O método adotado para a execução da estimativa foi o geométrico, para uma projeção de curto prazo, e resultou de um estudo simplificado que analisa a forma de crescimento demográfico da população urbana de Catas Altas nas últimas décadas. A taxa de crescimento populacional estimada foi de 2,07%, atingindo uma população de projeto de 4.614 habitantes no ano de 2021. O resultado está ilustrado na Figura 5.2.

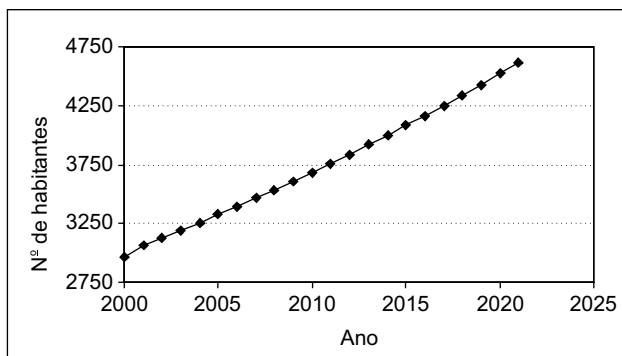


Figura 5.2 Previsão do crescimento populacional de Catas Altas.

Dados sobre o sistema de limpeza urbana

Consiste num levantamento de dados sobre a forma de acondicionamento dos resíduos, coleta e transporte, tais como abrangência do sistema, tipos de equipamentos utilizados, existência de áreas de transbordo, frequência da coleta, eventuais tratamentos e disposição final.

A) Sistema de acondicionamento

O acondicionamento do resíduo domiciliar urbano de Catas Altas é feito em tambores e latões distribuídos por vários pontos nos logradouros do município.

B) Coleta e transporte

A coleta dos resíduos sólidos urbanos é administrada e executada pela Prefeitura Municipal, por meio de um caminhão carroceria (Figura 5.3). Ela é realizada em dias alternados (2^a, 4^a e 6^a feira) em Catas Altas e uma vez por semana (5^a feira) nos distritos do Morro D'água Quente e Caraça. A coleta de entulhos é feita separadamente (3^a feira). Os resíduos sépticos são dispostos em valas situadas no terreno da Unidade de Saúde e depois queimados.



Figura 5.3 Caminhão carroceria.

Quanto à abrangência dos serviços de coleta, admitiu-se que ela atende a 90% dos moradores da área urbana, porcentagem esta usualmente aceita para o cálculo da produção de resíduos.

C) Tratamento e destinação final

Os resíduos produzidos no município são despejados *in natura* a céu aberto e depois são queimados no próprio local do lixão (Figura 5.4). O local encontra-se a aproximadamente 4 km da zona urbana e totaliza uma área de 38.000 m². Esta forma de despejo compromete todo o serviço de administração pública, pois gera

problemas ambientais, sanitários, econômicos e sociais ao município. Além da poluição das águas, solo e ar, liberação de gases nocivos e geração de lixiviados, essa forma de despejo se constitui em habitat propício à proliferação de vetores, como ratos, moscas e mosquitos. Esses vetores estão associados a várias doenças, como dengue, cólera, febre tifóide, leptospirose, etc.



Figura 5.4 Disposição e queima dos resíduos.

Caracterização física dos resíduos

É a caracterização do resíduo em função das contribuições de seus diversos tipos e componentes e de acordo com as diversas fontes de produção, bem como a determinação da quantidade de resíduo gerada e da densidade do mesmo. Este estudo é importante tanto para o dimensionamento dos sistemas de coleta e transporte quanto para fornecer elementos indispensáveis à escolha e dimensionamento do sistema de tratamento, separação e reciclagem do resíduo, compostagem e destinação final.

A) Determinação da quantidade de resíduos

A determinação da quantidade de resíduos foi feita com o auxílio de uma balança rodoviária cedida por uma empresa de mineração local. Nela foi realizada a pesagem do caminhão de coleta vazio e cheio – após a realização da coleta. A pesagem do caminhão cheio aconteceu durante o período de uma semana, sendo este procedimento repetido várias vezes ao longo do ano. A partir daí foi calculada a contribuição per capita de resíduos. Os resultados estão apresentados a seguir.

Resultados

Os passos para a determinação da quantidade de resíduos estão descritos na Tabela 5.1.

Tabela 5.1 Determinação da quantidade de resíduos.

Pesagem semanal dos resíduos (P_m):	$P_m = \sum pesagens = 8750 \text{ kg}$
Produção diária de R.S.U. (P_d):	$P_d = \frac{P_m}{7} = \frac{8750}{7} = 1250 \text{ kg}$
Abrangência do serviço de coleta (η):	90%
População urbana atual (P):	2969 habitantes
Produção per capita atual (P_{pc}):	$P_{pc} = \frac{P_d}{P * \eta} = \frac{1250}{2969 * 0,9} = 0,470 \frac{\text{kg}}{\text{hab} * \text{dia}}$

B) Determinação da densidade dos resíduos compactados

A densidade dos resíduos compactados é utilizada para o cálculo da vida útil e dimensionamento do aterro, além de proporcionar a avaliação da eficiência do processo de compactação utilizado. Segundo Jaramillo (1991), em aterros manuais a densidade do resíduo recém-compactado varia entre 400 e 500 kg/m³ e dos resíduos estabilizados, entre 500 e 600 kg/m³. Essas densidades são alcançadas mediante a compactação homogênea e a estabilização do resíduo, incidindo na vida útil do terreno e na estabilidade dos taludes. A densidade dos resíduos compactados utilizada para Catas Altas foi de 500 kg/m³, dado este obtido em campo.

C) Determinação da composição gravimétrica

A determinação da composição gravimétrica, se deu segundo a metodologia do quarteamento, conforme as normas ABNT NBR 10004, NBR 10007, descrita no Capítulo 1.

Resultados

A Figura 5.5 apresenta o resultado da composição gravimétrica dos resíduos de Catas Altas.

Seleção de áreas para implantação do aterro sustentável

A seleção de uma área adequada para implantação de um aterro implica diminuição de custos, por evitar gastos desnecessários. Os critérios de seleção irão variar de acordo com cada município, dependendo do meio físico, da infra-estrutura urbana, entre outros aspectos.

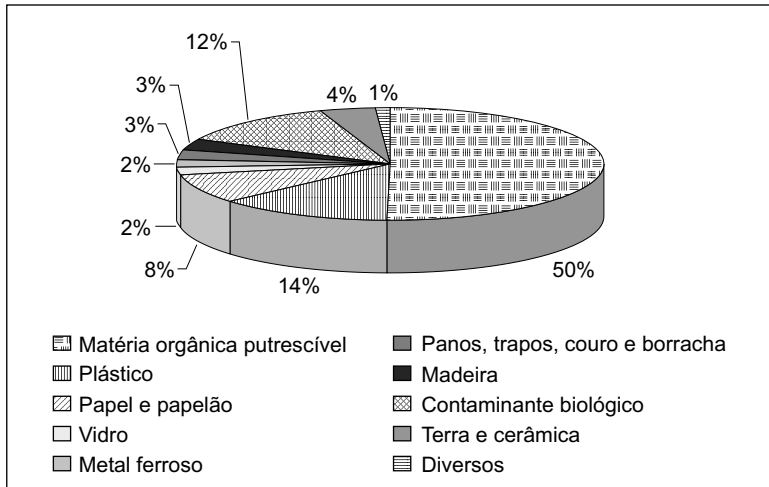


Figura 5.5 Composição gravimétrica dos resíduos de Catas Altas.

Em princípio, adota-se uma metodologia para a pré-seleção de áreas, cujos dados a serem analisados se originam da etapa de levantamento de dados gerais (descrita anteriormente) e da coleta de informações já existentes sobre o meio físico e o biótico. Depois, realiza-se um estudo mais abrangente das áreas pré-selecionadas para fazer a escolha.

Muitas vezes, a prefeitura já dispõe de áreas que deseja avaliar ou mesmo de algum terreno que vem sendo utilizado como lixão, podendo-se desta forma reduzir custos com desapropriação e atrasos na implantação do aterro. Em Catas Altas, já havia uma área destinada à disposição do resíduo municipal. Decidiu-se, assim, primeiro a avaliar essa área, para verificar se seria possível dar continuidade à operação ou se o local teria de ser remediado e fechado. Assim, os estudos descritos a seguir para a escolha de áreas são todos referentes a uma única área, que até então era o lixão de Catas Altas.

A) Restrições locais

Restrições locais se referem às características da região onde o aterro será alocado e podem ser adotadas como critérios de exclusão. Elas se aplicarão às áreas que tenham algum impedimento legal em âmbito federal, estadual ou municipal, como pertencerem a zoneamentos ambientais ou urbanos, estarem sujeitas a inundações, serem vizinhas de cursos d'água, estarem próximas de aeroportos; sofrerem grande oposição popular; estarem localizadas em áreas de risco geológico; entre outros aspectos (Tchobanoglous *et al.*, 1977).

Resultados

A obtenção de dados para a análise das restrições locais foi feita por meio de consultas ao acervo da prefeitura e moradores do local, juntamente com uma pesquisa de campo da área em questão. Foi verificado que o terreno do lixão não pertence a nenhuma área de proteção ambiental ou de mananciais e não há na cidade um plano diretor urbano que restrinja o uso e a ocupação atual ou futura da área por um aterro. Não foram observadas tendências de ocupação das áreas adjacentes, que têm atualmente apenas atividades de mineração e habitações muito esparsas e afastadas do local. O corpo d'água mais próximo se situa a 200 m e não há utilização da água para consumo humano. Por fim, não foi encontrada nenhuma restrição local que pudesse impedir a ocupação da área por um aterro.

B) Dados de infra-estrutura e distância do centro gerador

Compreendem as informações sobre a localização e as condições de acesso das áreas selecionadas em relação ao centro atendido. A distância do centro gerador é uma variável muito importante que repercute no custo do transporte dos resíduos, mas que também deve garantir um afastamento mínimo do núcleo urbano. Segundo IPT (2000), uma distância adequada fica entre 5 a 20 km, contudo, este valor também é dependente ao porte do município.

Resultados

A área do lixão de Catas Altas está a 4 km do centro gerador de resíduo. Esta distância representa um afastamento satisfatório do núcleo urbano e não inviabiliza os custos relativos ao transporte do resíduo. As vias de acesso se encontram em bom estado de conservação, mesmo nos trechos não asfaltados, e apresentam perfeitas condições para o tráfego do caminhão de coleta. Quanto à infra-estrutura, a área não dispõe de rede elétrica e de água, mas apresenta possibilidade de ligação para água diretamente em uma adutora próxima ao local. A área já é cercada e as vias de acesso internas existentes podem ser utilizadas para o deslocamento do caminhão até as frentes de trabalho.

C) Meio biótico

São avaliadas as principais formações vegetais existentes em seu estágio atual e as espécies animais associadas. A caracterização do meio biótico se deu por meio de observações de campo e foi feita para a área do aterro, observando-se a vegetação existente e a presença de espécies animais associadas.

Resultados

A flora do local é constituída em sua maioria por vegetação rasteira e árvores de pequeno porte que se encontram distribuídas de forma muito esparsa. Algumas das

espécies vegetais identificadas são: alecrim do campo, cipó São João, grama comum, açá-peixe, erva-cidreira, bambu, imbaúba, entre outras. Não foram observadas espécies animais associadas.

D) Relevo

O levantamento topográfico fornece informações importantes sobre a rede de drenagem natural (cursos e corpos de água) e também para a identificação do melhor método de operação, de acordo com a disposição e a declividade do terreno. Para a descrição do relevo do local foi solicitado à prefeitura do município o levantamento planialtimétrico da área.

Resultados

Foi obtida uma planta topográfica (Figura 5.6) em escala 1:500, com curvas de nível de um em um metro, abrangendo a área do aterro. Nela também foram descritos os locais anteriormente utilizados para disposição do resíduo. A área apresenta, em 61% do seu total, declividades entre 0% e 20%.

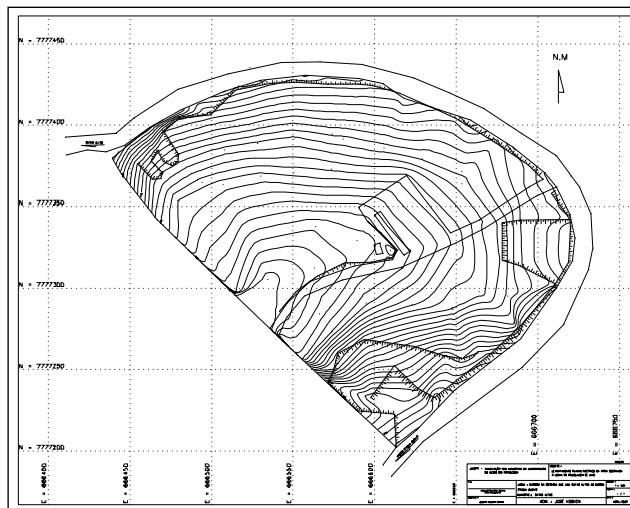


Figura 5.6 Planta topográfica do aterro de Catas Altas.

E) Dados geológico-geotécnicos

São informações sobre as características e a distribuição dos solos na região em avaliação. Informações como a adequabilidade dos solos locais como material de empréstimo a ser utilizado nas camadas de revestimento de base, cobertura diária,

cobertura final e execução de obras de drenagem, bem como suscetibilidade à escorregamentos, devem ser investigadas. Para a caracterização do solo, foram obtidos dados quanto a sua textura (curva granulométrica), umidade, densidade aparente, permeabilidade (em laboratório e em campo) e limites de consistência (liquidez e plasticidade). A permeabilidade em campo foi obtida utilizando-se o permeâmetro de Guelph (Figura 5.7).



Figura 5.7 Medição da permeabilidade em campo.

Os resultados obtidos na caracterização do solo referentes à determinação do coeficiente de permeabilidade (k) em ensaios de laboratório e campo e à caracterização natural estão apresentados a seguir.

Resultados

Determinação da permeabilidade em campo utilizando o permeâmetro de Guelph:

- Para a profundidade de 1,70 m, $k = 1,16 \times 10^{-3}$ cm/s.
- Para a profundidade de 3,00 m, $k = 4,03 \times 10^{-4}$ cm/s.

Determinação da permeabilidade em laboratório:

- Corpo-de-prova (1): $2,0 \times 10^{-5}$ cm/s.*
- Corpo-de-prova (2): $4,75 \times 10^{-5}$ cm/s.*

*As diferenças observadas no resultado da permeabilidade se devem à heterogeneidades dos solos locais.

Caracterização do solo natural:

- Teor de umidade: 33,8%.
- Massa específica dos grãos (NBR 6508/84): 2,72 g/cm³.
- Limite de liquidez (NBR 6459/84): 69%.
- Limite de plasticidade (NBR 7180/84): 43%.
- Granulometria (NBR 7181/1984): silte argiloso.

F) Dados sobre as águas do subsolo

Referem-se à determinação dos parâmetros relacionados ao comportamento das águas subterrâneas e são talvez os mais importantes na escolha da área, pois permitem avaliar o potencial poluidor da área proposta e fazer considerações preliminares sobre o que deve ser feito para evitar a contaminação pela percolação dos lixiviados. Deste levantamento são obtidos dados referentes à profundidade do lençol freático, qualidade das águas subterrâneas, riscos de contaminação, entre outros.

Para a determinação da profundidade do lençol freático, realizou-se o estudo dos boletins de sondagens já executados anteriormente, que se encontravam em arquivos da prefeitura, avaliando-se o perfil do solo. Também foram executados furos manuais com trado helicoidal de quatro polegadas.

Resultados

De acordo com o relatório de sondagem disponível na prefeitura, no qual estão descritos seis furos de sondagem à percussão, até a profundidade máxima de 6,45 m não foi identificada a presença de lençol freático. Os furos abrangeram uma grande área do aterro de forma bastante representativa.

Com o uso do trado helicoidal, foi possível atingir a profundidade máxima de 7 m, onde até então não foi identificada a presença de água. Posteriormente, durante a instalação dos poços de monitoramento, foi detectada a presença de lençol freático a uma profundidade de 28 m, para a região mais elevada da área, e de 8 m, para a região mais baixa.

G) Dados climatológicos

Os dados climatológicos obtidos são relativos ao regime de chuvas e temperaturas médias anuais referentes às estações climatológicas mais próximas, localizadas em Ouro Preto, Colégio Caraça e Santa Bárbara.

Resultados

Os dados obtidos encontram-se no Tabela 5.2.

Tabela 5.2 Dados climatológicos.

Estação pluviométrica	Temperatura média anual (°C)	Média pluviométrica anual (mm)
Ouro Preto	18,5	1670,3
Colégio Caraça	–	2052,5
Santa Bárbara	–	1343,8

Para a estação de Ouro Preto, os dados se referem ao período de 1976 a 1990; para o Colégio Caraça, de 1983 a 1996; e para Santa Bárbara; de 1943 a 1996. Vale dizer que, segundo os dados pluviométricos, o período das chuvas se concentra na região nos meses de outubro a março.

H) Vida útil do aterro

O cálculo da vida útil deve ser feito por meio da previsão do crescimento demográfico e da geração de resíduos, em conjunto com um pré-projeto, no qual se analisa o método de operação e a ocupação da área. A escolha do método de operação do aterro, que pode ser trincheira, rampa ou área, depende de uma série de fatores relativos às características do meio físico da área e da quantidade de resíduos a dispor.

Foi feita a elaboração do pré-projeto considerando os dados obtidos e a avaliação da área. Em razão das características topográficas, existência de lençol freático profundo e pequena geração de resíduos, optou-se por utilizar o método de disposição em trincheiras. A determinação da vida útil é realizada por meio de uma seqüência de cálculos nos quais são obtidas as dimensões da célula de resíduos, a área superficial ocupada e a duração das mesmas. Esses cálculos serão apresentados no “Projeto de aterro sustentável”.

Resultados

I) Análise da escolha

A análise sistemática dos vários fatores permite identificar qual das áreas é a mais apropriada, buscando-se aquela que tenha o menor potencial para geração de impactos ambientais, maior vida útil para o empreendimento e os menores custos de implantação e operação. A escolha dos critérios de seleção, dos dados coletados e dos testes realizados em campo é particular para cada município. Municípios de pequeno porte em especial muitas vezes não dispõem de maiores acervos que caracterizem seu meio físico e de recursos financeiros para realizar um levantamento mais detalhado, devendo-se priorizar as informações mais relevantes, tais como topografia, tipos de solo e profundidade do lençol freático. Após a escolha do local, o poder público pode dar prosseguimento aos procedimentos para o licenciamento ambiental do empreendimento.

Resultados

No caso de Catas Altas, os dados levantados e as análises realizadas para a área do lixão demonstraram que tanto o local analisado para disposição final quanto a área do entorno, apresentam características físicas favoráveis, que oferecem pouco risco à geração de danos ambientais. Entre outros aspectos a destacar, a área não apresenta nenhum impedimento do ponto de vista legal, a vida útil estimada para o empreendimento é satisfatória e não há custos com desapropriações do terreno.

Após a etapa de estudos preliminares, deu-se início às ações de implantação, operação e monitoramento do aterro, descritas a seguir.

Projeto, Implantação, Operação e Monitoramento do Aterro Sustentável

Um aterro para disposição final de resíduos sólidos urbanos deve ser considerado como uma obra de engenharia e, para tal, passar por todas as etapas necessárias, incluindo um planejamento que leve a um projeto adequado, facilitando a implantação e otimizando a operação do mesmo. Por ser uma unidade que pode gerar poluição ambiental e apresentar problemas de instabilidade em seus maciços e na própria área de implantação, deve contar ainda com um sistema de monitoramento, que avalie a contaminação da área do entorno, recalques do terreno e eventuais deslizamentos da massa de resíduos.

Projeto do aterro sustentável

Um aterro sustentável para disposição de resíduos sólidos urbanos deve ser elaborado segundo critérios de engenharia, assim, extensa gama de dados deve ser coletada e incorporada ao projeto, de forma que o aterro cumpra suas funções adequadamente ao longo de sua vida útil e após o fechamento. Os projetos voltados para municípios de pequeno porte devem seguir critérios técnicos de engenharia, com avaliação econômica adequada à realidade dos mesmos.

De acordo com a legislação ambiental vigente em Minas Gerais, o projeto de um aterro sanitário deverá ser elaborado em duas partes – projeto básico e projeto executivo. O projeto básico deverá ser acompanhado de um Relatório de Controle Ambiental (RCA) cuja aprovação pelos órgãos de controle ambiental estaduais ou municipais, conforme o porte do aterro, é essencial para a concessão de licença prévia para desenvolvimento do projeto executivo. Este, por sua vez, deverá ser acompanhado de um Plano de Controle Ambiental (PCA), no qual fiquem claramente definidos os impactos ambientais – positivos e negativos – decorrentes da implantação e operação da obra projetada (FEAM, 1995). A aprovação de ambos é condição essencial para a obtenção da licença de instalação do aterro projetado. A seguir são apresentadas as etapas para desenvolvimento do projeto do aterro sustentável.

Estudos e Levantamentos Técnicos Iniciais

Os levantamentos técnicos iniciais são relativos à caracterização da área selecionada, especialmente quanto à investigação mais detalhada do meio físico. Os estudos prévios para a elaboração do projeto de um aterro geralmente são conforme as normas ABNT NBR 8849, NBR13896:

:

- Levantamento topográfico.
- Estudos geológico-geotécnicos.
- Caracterização da cobertura vegetal.
- Caracterização dos corpos d'água.
- Caracterização das vias de acesso.
- Caracterização dos aglomerados populacionais.
- Estimativa da população atendida pela coleta de resíduos sólidos urbanos.
- Caracterização qualitativa e quantitativa dos resíduos sólidos urbanos.
- Definição dos tipos de uso futuro da gleba do aterro após o fechamento.

Para a área selecionada para o aterro de Catas Altas, o próprio local utilizado anteriormente como lixão, foram empregados os dados levantados no item “Seleção de áreas para implantação e ocupação do aterro.”.

Projeto

A elaboração do projeto do aterro deve considerar o sistema de operação do aterro, drenagem das águas pluviais, impermeabilização da base do aterro, cobertura final, drenagem de líquidos percolados, drenagem de biogás, análise de estabilidade dos maciços de terra e resíduo, sistema de monitoramento e fechamento do aterro. Os componentes essenciais do projeto são:

- Planta baixa, planta da situação e locação, planta de locação das investigações, ensaios e pontos de amostragem, planta e detalhes do sistema de drenagens (superficiais, percolado, biogás), etc.
- Detalhamento executivo do sistema de impermeabilização da base e taludes intermediários do aterro sanitário, se necessários (em função da natureza do solo).
- Memorial técnico descritivo detalhado, incluindo os planos de operação (estratégia de implantação e operação, equipamentos, etc.) e de monitoramento ambiental do aterro, bem como a memória de cálculo dos componentes do aterro e as planilhas de especificação, quantificação e orçamento básico dos materiais e serviços a serem empregados na instalação do mesmo.
- Plano de controle ambiental, incluindo o projeto executivo detalhado de todas as instalações destinadas à implementação das ações mitigadoras dos

impactos ambientais negativos derivados da implantação do aterro e exigidas pelo Conselho de Política Ambiental do Estado de Minas Gerais (COPAM) quando da concessão da licença prévia.

O procedimento metodológico utilizado no desenvolvimento do projeto do aterro de Catas Altas, MG, relacionou os dados obtidos nos estudos e levantamentos técnicos, buscando alternativas adequadas às características do meio físico local, quantidade de resíduos gerada, minimização dos impactos ambientais, disponibilidade de recursos econômicos e qualificação da mão-de-obra local.

A) Definição do método

Resultados

O método para a disposição dos resíduos em Catas Altas é o de trincheiras, e esta escolha foi atribuída à: pequena quantidade de resíduos gerada na cidade; possibilidade de operação manual; topografia favorável, com pequenas declividades; existência de lençol freático profundo; e possibilidade de utilização do próprio solo escavado para cobertura diária (Lange *et al.*, 2002).

B) Definição das dimensões das trincheiras

Resultados

Como parâmetros de entrada para o dimensionamento das trincheiras são apresentados na Tabela 5.3.

Tabela 5.3 Parâmetros de entrada.

Ano inicial	2000
População urbana inicial (habitantes) – P^*	2969
Taxa de crescimento populacional anual – $t_p(\%)^*$	2,07
Per capita inicial (kg/habitante.dia)* – P_{pc}	0,470
Taxa de crescimento cota per capita (%) ^(a) – t_{cpc}	0,30
Densidade do resíduo (kg/m ³) – D^*	0,500
Fator de material de cobertura (%) ^(b) – t_c	25
Abrangência do serviço de coleta (%)* – η	90

* Estudos preliminares para execução de um aterro para pequenas comunidades.

(a) A cota de contribuição per capita apresenta tendência de crescimento ao longo dos anos.

(b) Porcentagem, em volume, ocupada pelo material de cobertura.

O dimensionamento das trincheiras foi feito para uma duração de três meses, buscando-se obter uma relação sustentável com os custos de implantação e a vida útil da mesma. Para tanto, calcula-se o volume diário de resíduos gerados, acrescido do volume ocupado pelo material de cobertura e, a partir daí, é obtido o volume necessário para a trincheira comportar os resíduos gerados em três meses. O cálculo encontra-se exemplificado a seguir.

Volume diário de ocupação (V_d):

$$V_d = \frac{P * P_{cp} * \eta}{D} * t_c = \frac{2969 * 0,470 * 0,9}{500} * 1,25 = 3,14 \frac{\text{m}^3}{\text{dia}}$$

Volume mensal de resíduos (V_m):

$$V_m = V * 30 = 94,2 \frac{\text{m}^3}{\text{mês}}$$

Volume da trincheira (Vt):

$$Vt = 3 \text{ meses} * 94,2 \frac{\text{m}^3}{\text{mês}} = 282,6 \text{ m}^3$$

As dimensões da trincheira foram estabelecidas a partir do equipamento disponível para a escavação (retroescavadeira), considerando suas dimensões. Foi adotado um formato trapezoidal com altura (h) de 3 m, base maior (ba) de 5 m e base (be) menor de 3 m e a partir daí, estabeleceu-se o comprimento da trincheira:

Comprimento médio da trincheira (L):

$$L = \frac{Vt}{\text{área}} = \frac{282,6}{\frac{(5+3) * 3}{2}} = 23,55 \text{ m}$$

Foi adotado o comprimento médio $L = 30 \text{ m}$.

Para estas dimensões, calculou-se a vida útil do aterro por meio da área superficial ocupada por cada trincheira.

Área superficial (As): $As = L * ba = 30 * 5 = 150 \text{ m}^2$

A partir dos resultados encontrados, construiu-se uma planilha com a evolução da ocupação da área do aterro (Tabela 5.4).

Na tabela pode-se observar que o aterro terá vida útil maior do que vinte anos, mesmo considerando que uma parcela da área total do terreno apresenta inclinações não adequadas para a implantação das trincheiras.

Tabela 5.4 Evolução da ocupação da área do aterro.

Ano	População	Cota per capita (kg/hab.dia)	Volume de resíduo (m ³ /dia)	Volume de ocupação/ano (m ³)	Nº de células/ano	Área superficial (m ²)
2000	2.969	0,47	2,51	1.146	3,18	477
2001	3.030	0,47	2,57	1.149	6,38	956
2002	3.093	0,47	2,63	1.153	9,58	1.437
2003	3.157	0,47	2,70	1.156	12,79	1.918
2004	3.223	0,48	2,76	1.159	16,01	2.401
2005	3.289	0,48	2,82	1.163	19,24	2.886
2006	3.357	0,48	2,89	1.166	22,48	3.372
2007	3.427	0,48	2,96	1.170	25,73	3.859
2008	3.498	0,48	3,03	1.174	28,99	4.348
2009	3.570	0,48	3,10	1.178	32,26	4.839
2010	3.644	0,48	3,18	1.182	35,54	5.332
2011	3.720	0,49	3,25	1.186	38,84	5.826
2012	3.797	0,49	3,33	1.190	42,14	6.322
2013	3.875	0,49	3,41	1.194	45,46	6.819
2014	3.955	0,49	3,49	1.199	48,79	7.319
2015	4.037	0,49	3,57	1.203	52,13	7.820
2016	4.121	0,49	3,66	1.208	55,49	8.323
2017	4.206	0,49	3,74	1.212	58,86	8.828
2018	4.293	0,50	3,83	1.217	62,24	9.335
2019	4.382	0,50	3,92	1.222	65,63	9.845
2020	4.473	0,50	4,02	1.227	69,04	10.356

C) Planejamento da ocupação da área

De posse do levantamento topográfico e das dimensões das trincheiras, foi definido o plano de ocupação da área, envolvendo a locação das trincheiras, casa de apoio, galpão de triagem e armazenamento de recicláveis, pátio de compostagem e

vias de acesso. Também foi planejada a execução de um cinturão verde no entorno da área, com espécies vegetais nativas.

Resultados

Na Figura 5.8 encontra-se a planta de ocupação do aterro, com a disposição das trincheiras no terreno, a qual se buscou fazer acompanhando as curvas de nível, de tal forma que seja reduzida ao mínimo a necessidade de movimentação de terra, bem como facilitar o acesso do caminhão de coleta. Também se encontram localadas as unidades: casa de apoio, pátio de compostagem, galpão de triagem e armazenagem dos materiais recicláveis e trincheira para animais mortos.

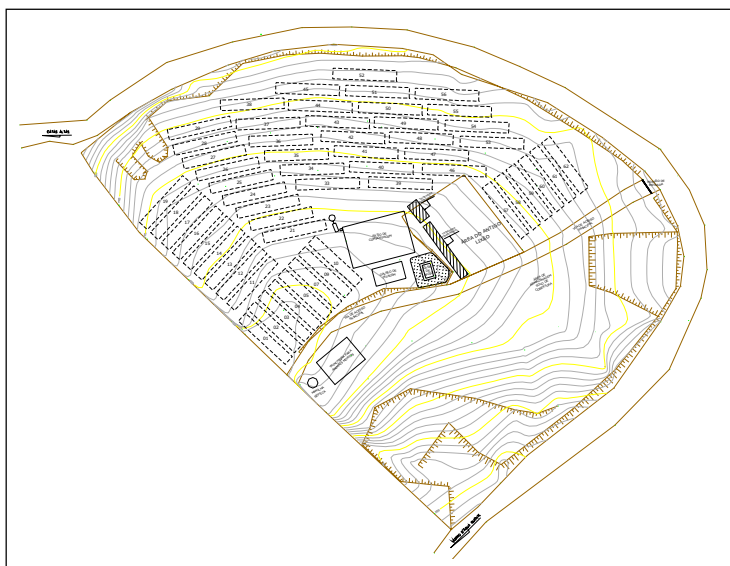


Figura 5.8 Planta de ocupação do aterro.

D) Projeto de recuperação das erosões na área do aterro

Foi definido um sistema de recuperação das áreas erodidas no entorno do aterro com a utilização do material proveniente da escavação das trincheiras e contenção feita com bambu, diminuindo, assim, eventual custo com transporte de solo.

Resultados

A implantação das contenções pode ser visualizada nas Figuras 5.9 e 5.10.



Figura 5.9 Sistema de contenção das erosões.



Figura 5.10 Detalhe do sistema de drenagem.

F) Análise preliminar das águas superficiais sob influência do aterro

Realizou-se o estudo preliminar das águas superficiais que poderiam estar recebendo influência do antigo lixão de Catas Altas, sendo analisados os seguintes parâmetros indicadores de contaminação: fósforo; nitrogênio total e nitrogênio amoniacal; sólidos suspensos totais, suspensos fixos e suspensos voláteis; e DQO (demanda química de oxigênio). A seguir encontra-se breve descrição acerca dos

parâmetros de contaminação utilizados (adaptado de Sperling, 1995). Foram escolhidos dois locais de amostragem: uma nascente próxima ao aterro e em nível inferior a este e um pequeno reservatório artificial localizado em uma várzea que capta toda água superficial que porventura escoe pelas encostas, inclusive a que passa dentro da área do aterro. A padronização utilizada foi da classificação de águas superficiais (Resolução CONAMA nº 20, 18 de junho de 1986).

Resultados

Os resultados da análise das águas superficiais são apresentados nas Tabelas 5.5. a 5.9.

- Sólidos suspensos – método gravimétrico (Tabela 5.5):

Tabela 5.5 Sólidos suspensos.

Amostra	SST	SSF	SSV
Nascente	4,0 mg/L	2,7 mg/L	1,3 mg/L
Lagoa	8,0 mg/L	5,3 mg/L	2,7 mg/L

- Fósforo total – método do vanadomolybdato (Tabela 5.6):

Tabela 5.6 Fósforo total.

Amostra	Fósforo total
Nascente	0,27 mg/L
Lagoa	0,43 mg/L

Fosfato total = 0,025 mg/L

- Nitrogênio amoniacal – método semimicro kjeldahl (Tabela 5.7):

Tabela 5.7 Nitrogênio amoniacal.

Amostra	Nitrogênio amoniacal
Nascente	não detectado
Lagoa	não detectado

Águas classes 1 e 2: 0,02 mg/L (amônia não ionizável)

Águas classe 3: 1,0 mg/L

- Nitrogênio total (NTK) – método semimicro kjeldahl (Tabela 5.8):

Tabela 5.8 Nitrogênio total.

Amostra	Nitrogênio total
Nascente	não detectado
Lagoa	não detectado

Águas classes 1 e 2: 11,0 mg/L NTK

Águas classe 3: 12 mg/L NTK

- DQO – método de refluxo fechado/titulométrico (Tabela 5.9):

Tabela 5.9 DQO.

Amostra	DQO
Nascente	não detectado
Lagoa	12,6 mg/L

Após a análise dos parâmetros, pode-se concluir que a nascente e a lagoa, situadas em nível inferior ao aterro, não estão sofrendo interferência deste. Todos os parâmetros analisados cujos padrões de potabilidade puderam ser obtidos apresentaram resultados dentro da faixa de potabilidade, exceto o resultado do fósforo, que ficou acima dos padrões, mas que não indica contaminação pelo aterro e sim por outros fatores, externos e/ou internos (fertilizantes usados na região, peixes dentro da lagoa, decomposição de plantas, etc), que contribuíram para o resultado final.

Elementos de projeto

A) Sistema de cobertura dos resíduos

O sistema de cobertura (diário, intermediário e final) tem a função de eliminar a proliferação de vetores, diminuir a taxa de formação de lixiviados, reduzir a exalação de odores e impedir a saída descontrolada do biogás.

A cobertura diária é realizada ao final de cada jornada de trabalho, já a cobertura intermediária é necessária naqueles locais onde a superfície de disposição ficará inativa por mais tempo, aguardando, por exemplo, a conclusão de um patamar para início do seguinte.

No caso da cobertura final é importante que haja uma camada impermeável de solo (argila) compactada ou algum outro material, como uma geomembrana, em conjunto com uma camada superficial na qual é utilizada proteção vegetal.

Resultados

O solo local do aterro de Catas Altas, proveniente da escavação das trincheiras, com permeabilidade variando entre 10^{-3} e 10^{-5} cm/s e granulometria característica de um silte-argiloso, foi utilizado para confecção tanto da camada de cobertura final, como da intermediária.

A camada de cobertura diária é feita ao final de cada operação e tem 10 cm de espessura. A camada de cobertura final, para o fechamento das trincheiras, tem espessura de 60 cm e sofre compactação com um rolo compactador manual (Figura 5.23) e também com a passagem do equipamento de escavação das trincheiras (retroescavadeira). Ao final da operação da cada trincheira procede-se à revegetação com sementes de capim local. A Figura 5.11 apresenta um corte esquemático de uma trincheira, indicando seus principais componentes.

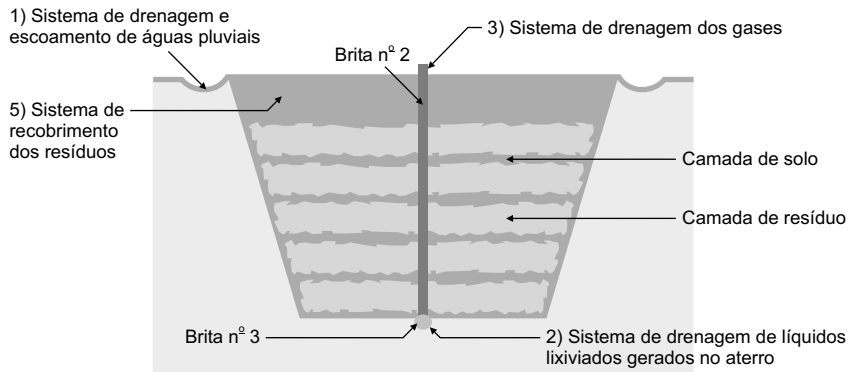


Figura 5.11 Seção transversal da trincheira.

B) Impermeabilização da base e laterais do aterro

A impermeabilização da base e das laterais do aterro evita a contaminação do lençol subterrâneo pelos líquidos lixiviados, bem como a migração de gases através de eventuais falhas existentes no subsolo. O material utilizado como impermeabilizante pode ser argila adequadamente compactada, geomembranas, betume etc. As geomembranas de PEAD são aplicações mais específicas para aterros sanitários de grande porte pela sobrecarga econômica que a mesma traz aos aterros para comunidades de pequeno porte.

Resultados

Considerando principalmente a existência de um lençol freático profundo e as características de permeabilidade do solo, foi prevista para o aterro de Catas Altas, apenas a compactação da base e das laterais da trincheira, utilizando o próprio solo local, com o emprego de um rolo compactador manual e um soquete manual.

C) Sistema de drenagem e escoamento de águas superficiais

Esse sistema tem a finalidade de interceptar e desviar o escoamento superficial das águas pluviais, durante e após a vida útil do aterro, evitando sua infiltração na massa de resíduos.

Resultados

Para o aterro de Catas Altas, buscou-se uma solução simples para evitar a entrada das águas pluviais na trincheira durante sua operação. Foram utilizadas canaletas de drenagem escavadas no entorno da trincheira, em conjunto com um sistema de cobertura em lona sobre a trincheira feito para os períodos chuvosos do ano – novembro a março (Figuras 5.12 e 5.13). O suporte da cobertura pode ser feito, por exemplo, com bambu e eucalipto. Essa cobertura temporária também cria melhores condições de trabalho para os operadores do aterro.

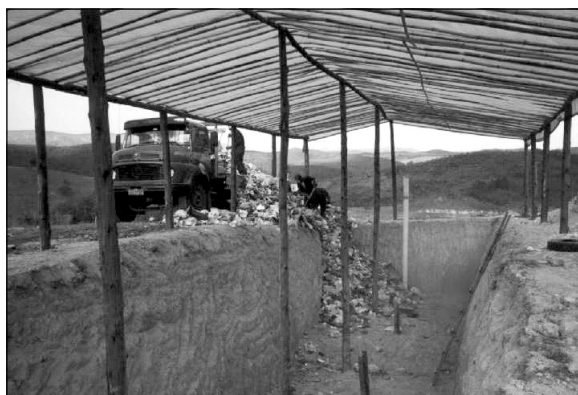


Figura 5.12 Detalhe da cobertura temporária.

A camada de cobertura final compactada, executada após o encerramento de cada trincheira, minimiza a infiltração e, em decorrência disso, a quantidade de lixiviados através da massa de resíduos é menor.

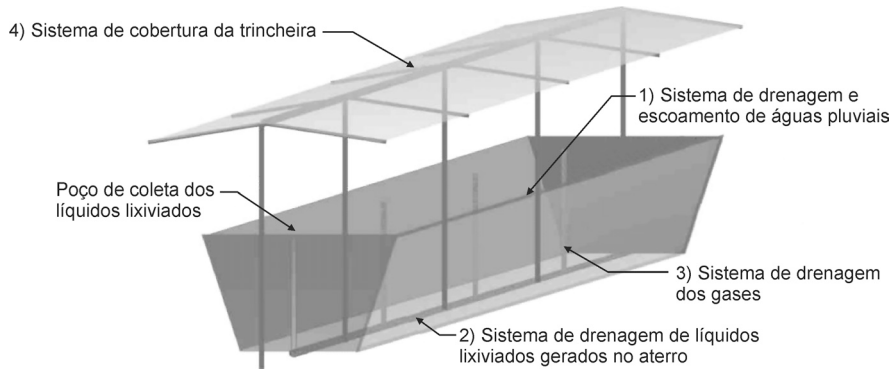


Figura 5.13 Trincheira em perspectiva.

D) Sistema de drenagem de lixiviados

Esse sistema de drenagem deve coletar e conduzir o líquido lixiviado, reduzindo as pressões destes sobre a massa de resíduo e, também, minimizando o potencial de migração para o subsolo e conseqüente contaminação. É usualmente composto de uma rede de valas subsuperficiais, preenchidas com material drenante (brita), e progressivamente implantadas, abrangendo toda a superfície de base das trincheiras do aterro de forma a ser capaz de captar e escoar os líquidos que atravessam a massa do aterro para uma caixa de acumulação localizada num ponto baixo.

O dimensionamento do sistema de drenagem deve estar baseado na vazão a ser drenada e nas condicionantes geométricas da massa de resíduo. A estimativa da vazão dos lixiviados é feita por meio da avaliação do balanço hídrico, conforme citado no Capítulo 2.

Resultados

Para o sistema de drenagem dos lixiviados do aterro de Catas Altas, foi projetada uma canaleta central, com seção transversal em forma de meia cana com diâmetro de 50 cm, preenchida com brita na base da trincheira, com declividade de 2%, para captação e escoamento dos mesmos, direcionando-os para um tubo de armazenamento de PVC, com 150 mm de diâmetro (Figura 5.14).

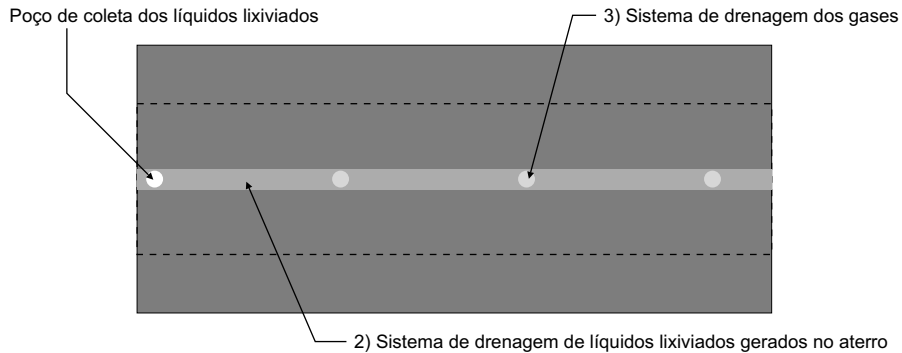


Figura 5.14 Trincheira em planta.

E) Sistema de tratamento dos efluentes líquidos

Os efluentes líquidos gerados em um aterro sanitário compõem-se, fundamentalmente, da água aderida à fração orgânica do resíduo em suas fontes de produção e das águas de chuva incidentes diretamente sobre a área do aterro e líquidos lixiviados através de sua massa. Uma vez captado, o efluente deverá ser submetido a processos de tratamento, tais como: sistemas de lagoas de estabilização, filtros biológicos, pré-tratamento e recirculação, etc., para redução de sua carga orgânica antes do lançamento na natureza.

Resultados

Após a realização de uma série de estudos e experimentos, englobando amostragens da quantidade e qualidade do efluente gerado, análise de amostras de solo, simulações numéricas e em laboratório com o tipo de solo e o efluente local, foi verificado que, para a situação específica do aterro de Catas Altas, o pequeno volume de efluente gerado, aliado às características de permeabilidade do solo e profundidade do lençol freático (mais de 10 m de profundidade), possibilitavam tecnicamente que fosse dispensada a instalação de um sistema para tratamento dos lixiviados. Cabe ressaltar, contudo, que muitos dos órgãos de controle ambiental no Brasil ainda têm dificuldade em avaliar as peculiaridades de cada projeto e, como apontado pelos estudos científicos, licenciar tais empreendimentos.

Como alternativa de tratamento, indica-se a recirculação do efluente, para que este possa percolar através da massa de resíduos, possibilitando a redução da carga orgânica e a aceleração da estabilização do aterro sanitário. Os métodos de execução utilizados são o lançamento na superfície, a infiltração no interior do aterro e a irrigação na forma de spray. É importante dizer que esta decisão depende das características de cada projeto e não pode ser generalizada. Além disso, a não adoção de um sistema de tratamento pode constituir apenas uma etapa inicial da implementação de um aterro, que futuramente, à medida que evolui o processo de decomposição do resíduo e a quantidade já disposta, poderá contar com um sistema para tratamento dos seus efluentes.

F) Sistema de drenagem de gases

Resultados

No projeto do aterro sustentável de Catas Altas, os drenos de gases foram dispostos sobre a rede de drenagem de lixiviados, atravessando verticalmente o aterro até sua superfície, distanciados entre si de 5 a 10 m (Figuras 5.13). Para a confecção da rede de drenagem de gás, foi previsto o reaproveitamento das garrafas PET coletadas no próprio aterro, as quais foram perfuradas e preenchidas com brita nº 2. Os tubos são erguidos na medida em que se aumenta a cota do aterro.

Por meio de trincheiras experimentais, foi verificado que, no aterro de Catas Altas, a vazão de gás proveniente do sistema de drenagem era intermitente e insuficiente para manter a chama de um queimador acesa. Dessa maneira, seria pouco viável manter um sistema de queimadores para a pequena quantidade de biogás gerado. Em razão disso, não foram projetados queimadores.

Vale ainda ressaltar que a geração do biogás depende da idade do aterro e acontece na última fase de decomposição do resíduo, a qual é chamada de metanogênica. Na plenitude dessa fase, que pode demorar alguns anos para acontecer, é quando será mais intensa a geração do biogás. Tendo em vista esses aspectos, a avaliação periódica da quantidade de gás gerado pode evidenciar a necessidade futura de instalação de queimadores.

G) Infra-estrutura de controle e apoio operacional

- *Vias de acesso, externas e internas:* devem permitir o trânsito livre e desembarçado de veículos de carga pesada ao longo de todo o ano (inclusive no período chuvoso), desde as áreas de coleta do resíduo urbano até a frente de trabalho do aterro em cada momento
- *Isolamento da área:* envolvendo toda a área de operação do aterro e com características tais que impeça a entrada indevida de pessoas estranhas e animais.
- *Cancela e guarita de controle:* devem ser dispostas preferencialmente junto à entrada da área, sendo que a guarita deverá ser dotada de instalação sanitária.
- *Controle de pesagem:* é importante para o controle da quantidade de resíduo, devendo estar próxima à guarita de controle. No caso dos aterros de pequeno porte, para os quais a compra de uma balança é muito onerosa, pode ser feito um controle periódico, sendo realizado, por exemplo, trimestralmente em alguma balança de veículos próxima da região. A pesagem deve ser feita por pelo menos 7 dias seguidos (uma semana) para garantir uma amostra representativa.

- *Dependências para o pessoal da operação:* constituídas por instalação sanitária completa (inclusive chuveiros), vestiário e refeitório;
- *Galpão para manutenção,* oficina, almoxarifado e abrigo de equipamentos.

H) Valas para aterramento de animais mortos

Sua localização deve ser definida visando prevenir a contaminação do lençol freático. O recobrimento deve ser feito imediatamente após o lançamento desses resíduos nas valas.

Resultados

Para o aterro de Catas Altas foi prevista uma trincheira para animais mortos recolhidos pela prefeitura, localizada separadamente das demais. A operação deve ser criteriosa, preferencialmente com maquinário, evitando contato humano, e, antes do cobrimento com solo, deve-se lançar uma camada de cal.

Implantação do aterro

Limpeza e isolamento da área

Resultados

A área do antigo lixão foi limpa e procedimentos emergenciais foram estabelecidos, como a suspensão da queima dos resíduos. É importante ressaltar que a queima sistemática dos resíduos vinha sendo adotada como forma de diminuir seu volume, no entanto, esse procedimento pode ter efeitos danosos à saúde e ao meio ambiente. Foi feito o cercamento da área e instalado um portão de entrada (Figura 5.15).



Figura 5.15 Isolamento da área.

Infra-estrutura de controle e apoio operacional

Resultados

Providenciou-se a construção de uma casa de apoio para uso do pessoal responsável pela operação do aterro, constando de banheiro, cozinha e almoxarifado (Figura 5.16). As vias de acesso internas foram melhoradas, de modo a possibilitar o trânsito de veículos sob quaisquer condições climáticas (Figura 5.17).



Figura 5.16 Casa de apoio.



Figura 5.17 Vias de acesso.

Sistema de drenagem de águas superficiais

Resultados

As canaletas para a captação de água pluvial afluyente à frente de operação são construídas na medida em que são escavadas novas trincheiras (Figura 5.18).

A cobertura temporária das trincheiras foi construída utilizando-se materiais existentes na própria região, como o bambu e o eucalipto. Após o enchimento de uma trincheira, toda a cobertura pode ser desmontada e posicionada na nova trincheira (Figura 5.19).



Figura 5.18 Canaletas de drenagem pluvial.



Figura 5.19 Cobertura temporária das trincheiras.

Sistema de drenagem de lixiviados gerados no aterro

Resultados

Foi construído o sistema de drenagem de efluentes líquidos de acordo com as definições de projeto (Figuras 5.20 e 5.21). O poço de captação e armazenamento dos líquidos também é usado para a coleta de amostras, que é realizada utilizando-se um amostrador desenvolvido pela equipe do projeto.



Figura 5.20 Detalhe sistema de drenagem.



Figura 5.21 Detalhe poço de captação e amostragem.

Sistema de drenagem de gases

Resultados

Foi construído o sistema de drenagem de gases de acordo com as definições de projeto (Figura 5.22).



Figura 5.22 Sistema de drenagem de gases.

Operação do aterro

Uma vez concluídas as obras de implantação e obtida a licença de operação, pode-se dar início efetivo ao recebimento das cargas de resíduo no aterro, que deverá obedecer a um plano operacional previamente elaborado. Esse plano deve ser simples, contemplando todas as atividades operacionais rotineiras em um aterro e garantindo operação segura e ininterrupta.

Equipamentos empregados nas operações de um aterro

A escolha e o dimensionamento dos equipamentos a serem utilizados no aterro dependem de seu porte e de outras variáveis, tais como a quantidade e tipologia dos resíduos, o volume e distância das jazidas de material de cobertura, o grau de compactação indicado no projeto, etc. Em aterros sustentáveis, utilizam-se normalmente a retroscavadeira e o caminhão basculante para o transporte de material

retirado das trincheiras. São utilizados equipamentos manuais para a compactação e espalhamento do resíduo em razão da pequena disponibilidade de recursos financeiros e de mão-de-obra especializada.

Resultados

No aterro de Catas Altas são utilizadas uma retroescavadeira e um caminhão basculante para transporte do solo excedente. Esse material excedente vem sendo utilizado pela prefeitura local na execução de obras no município. Foi desenvolvido um rolo compactador manual para a compactação dos resíduos (Figura 5.23), preenchido com óleo queimado, que evita a corrosão do material e alcança um peso de 155 kg.



Figura 5.23 Rolo compactador manual.

Procedimentos operacionais

O uso de ferramentas manuais de fácil aquisição na operação do aterro pode ser uma boa opção de redução dos custos para municípios de pequeno porte. Com o auxílio de enxadas, pilões, ancinhos, gadanhos e/ou forcados, pode-se ir espalhando o resíduo e nivelando as superfícies superior e lateral em taludes de 1:1. O recobrimento do resíduo deve ser efetuado diariamente, ao término da jornada de trabalho. A compactação do resíduo pode ser efetuada por apiloamento. A operação é viável apenas para volumes diários de resíduo não superiores a 40 m³ (aproximadamente 10 t/dia). Outra forma de operação manual seria a utilização de uma trincheira, escavada previamente por meio de equipamento mecânico (retroescavadeira, por exemplo), pertencente a outro órgão da prefeitura. O material proveniente da escavação será depositado em local próximo para depois servir como cobertura. O espalhamento

e o nivelamento dos resíduos deverão ser efetuados manualmente, conforme o caso anterior. A compactação pode ser feita pelo próprio tráfego dos veículos coletores sobre a área aterrada.

Resultados

A Tabela 5.10 apresenta toda a rotina operacional definida para o aterro.

Tabela 5.10 Procedimentos operacionais do aterro.

Etapas	Forma de execução
1. ESCAVAÇÃO	Escava-se a trincheira com o auxílio de uma retroescavadeira (Figura 5.24). Dimensões: Larguras (topo = 5,0 metros, base = 3,0 metros), comprimento = 30,0 metros, profundidade = 3 metros, espaçadas de 1,5 metro. O tempo de vida útil da trincheira é de aproximadamente 90 dias.
2. DESCARGA DO RESÍDUO	Descarrega-se o resíduo dos caminhões para dentro da trincheira (Figura 5.25).
3. ESPALHAMENTO DO RESÍDUO	Utilizando-se ferramentas (pás, enxadas, etc.), espalha-se o resíduo em camadas horizontais de 30 cm de espessura, preenchendo por igual até se ter uma superfície relativamente plana (Figura 5.26).
4. COMPACTAÇÃO DO RESÍDUO	Utilizando-se um rolo compactador manual (Figura 5.27) – Peso total do rolo (óleo queimado + peso rolo) = 155 kg –, compacta-se o resíduo em 4 passadas (ida e volta).
5. RECOBRIMENTO (COM COBERTURA INTERMEDIÁRIA)	Lança-se uma camada do material de cobertura solo (Figura 5.28), com 10 cm de espessura, e compacta-se o solo com o rolo compactador manual (155 kg) em 2 passadas (ida e volta), fechando-se a célula ao final de cada jornada de trabalho. A camada de cobertura final deve ter aproximadamente 60 cm, recoberta de terra fértil, sobre a qual se pode semear gramíneas (Figura 5.29), dependendo da utilização futura prevista para a área.



Figura 5.24 Abertura da trincheira.

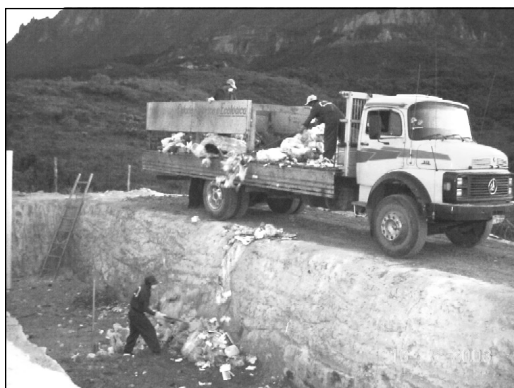


Figura 5.25 Descarga do resíduo.



Figura 5.26 Espalhamento do resíduo.



Figura 5.27 Compactação do resíduo.



Figura 5.28 Recobrimento diário.



Figura 5.29 Revegetação da área.

Treinamento e capacitação técnica da equipe de operação

A equipe de trabalho do aterro deve receber treinamento adequado para garantir uma operação adequada e também que sejam cumpridas as determinações de projeto. Outro ponto importante a ser enfatizado é quanto aos equipamentos e procedimentos para a segurança do trabalho.

Todo pessoal deve portar equipamentos de segurança individual adequados, incluindo macacão, máscara, luva e botina, além de serem vacinados contra hepatite A, B e tétano.

Monitoramento durante a fase de operação do aterro sustentável

O plano de monitoramento do aterro de Catas Altas foi constituído como segue:

- Características físico-químicas dos lixiviados.
- Características físico-químicas dos sólidos.
- Qualidade de águas subterrâneas.
- Recalques.

O programa prevê também o monitoramento de gases, que ainda não foi implementado em decorrência mínima geração que vem sendo observada.

Características físico-químicas dos lixiviados

Os lixiviados coletados nos poços de captação de cada trincheira (Figura 5.30) vêm sendo analisados regularmente. As análises realizadas incluem pH, sólidos totais, fixos e voláteis, DQO, DBO e metais.

Resultados

Nas análises realizadas, observou-se tendência de redução dos parâmetros DBO e DQO em um período em que não houve chuvas, sugerindo que a formação do lixiviado ficou reduzida, favorecendo degradação biológica dentro do poço de amostragem.

Com exceção do ferro, observam-se reduzidas concentrações de metais pesados no lixiviado. A presença de concentrações de ferro pode estar relacionada à composição do solo da área utilizado como camada de cobertura diária.



Figura 5.30 Coleta de lixiviados.

Análise do solo

O monitoramento do solo do aterro de Catas Altas tem por objetivo identificar possíveis contaminações do solo por líquidos lixiviados. Para tanto, foram coletadas amostras deformadas de solo no fundo de uma trincheira experimental de disposição de resíduos sólidos urbanos e, posteriormente, foram realizados os ensaios do teor de umidade, pH, teor de matéria orgânica e cinzas e ensaios de cátions extraíveis.

Resultados

Os valores obtidos para os metais analisados associados aos teores de umidade obtidos, que foram iguais aos iniciais, sugerem que, até a data de coleta das amostras, não houve infiltração de lixiviado no solo da base da trincheira.

Características físico-químicas dos sólidos

Objetivando avaliar os parâmetros físico-químicos dos resíduos aterrados e seu estado de degradação, foi realizada a abertura de uma trincheira, com resíduo de

idade aproximada de 1 ano, e coletadas amostras de sólidos em 2 profundidades. Foram feitas análises de pH, teor de umidade e sólidos totais fixos e voláteis.

Resultados

Os baixos valores de sólidos suspensos voláteis sugerem a estabilização da matéria orgânica presente. No entanto, os resultados podem estar sofrendo influência dos procedimentos de amostragem e análise, além da presença de significativo volume de solo de cobertura observado no momento da amostragem. A abertura da trincheira possibilitou também a inspeção visual do perfil de resíduos. Não foi observada a presença de líquidos, indicando a eficiência das camadas de cobertura final da trincheira, que vem minimizando a infiltração de águas pluviais.

Qualidade das águas subterrâneas

Foram construídos quatro poços de monitoramento de águas subterrâneas (Figura 5.31), usados na coleta de amostras de águas subterrâneas para realização de análises laboratoriais, que indicam a existência e concentração de contaminantes provenientes do aterro.

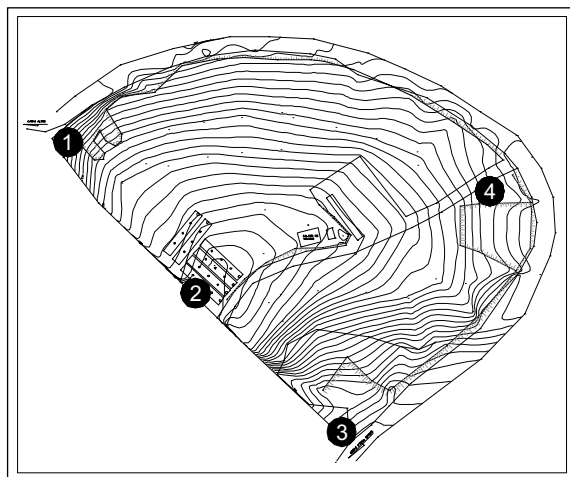


Figura 5.31 Localização dos poços de monitoramento de águas subterrâneas.

Os poços construídos apresentam as configurações mostradas no Tabela 5.11.

Tabela 5.11 Configuração dos poços de monitoramento.

Poço	Profundidade (m)	Nível de água (m)	Diâmetro (cm)
1	12	8	50
2	30	28,5	60
3	12	–	40
4	12	–	40

As análises físico-químicas realizadas incluíram ensaios de oxigênio dissolvido, DQO, pH e dos metais alumínio, ferro e zinco.

Resultados

Por intermédio dos resultados das análises, é possível observar que até então o lençol freático não estava sofrendo interferência do aterro.

Recalques

O monitoramento de recalques vem sendo realizado por meio de marcos superficiais (Figura 5.32) instalados nos topos das trincheiras finalizadas. Em cada trincheira são posicionados três marcos. Seguindo as diretrizes iniciais do projeto, que buscava o desenvolvimento de tecnologias alternativas e de baixo custo, os recalques são medidos com a utilização de níveis de mangueira, que possibilitam uma precisão considerada adequada nesse estudo (Figura 5.33).

Resultados

As velocidades de recalque observadas são inferiores a 1/10 mm por dia, o que era esperado, em razão do porte do aterro e das reduzidas condições de degradação até então evidenciadas. A evolução dos recalques em uma das trincheiras que estão sendo monitoradas por cerca de um ano após fechamento pode ser visualizada na Figura 5.34.

Destaca-se que a evolução dos recalques, principalmente em aterros operados pelo método das trincheiras, pode ocasionar redução significativa em seu volume, cuja principal consequência é a possibilidade de dispor mais resíduos posteriormente, aumentando a vida útil do aterro.



Figura 5.32 Placas de recalque.



Figura 5.33 Medição do recalque.

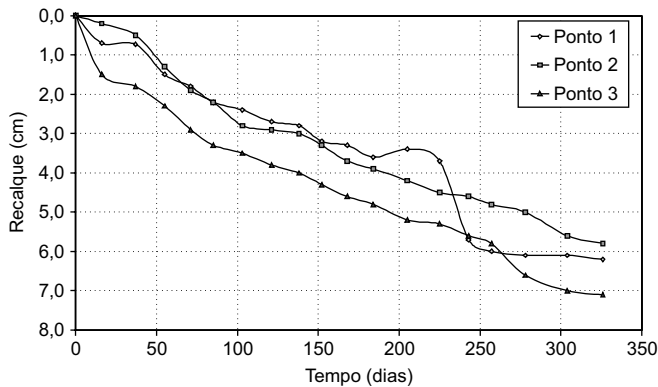


Figura 5.34 Evolução do recalque (trincheira 1).

Análise de Custos

Na avaliação econômica são incorporados os diversos custos envolvidos em todas as etapas do aterro (projeto, implantação, operação e monitoramento). Dada a diversidade dos aspectos específicos de cada projeto, é difícil definir valores comparativos que incluam a extensa gama de variáveis envolvidas, tais como serviços de terraplenagem, vias de acesso, obras de drenagem e infra-estrutura, custo de materiais empregados, custos operacionais dos equipamentos mecânicos, mão-de-obra e custos de manutenção das instalações como um todo. Além disso, é importante salientar que o custo depende também do local onde se realiza o empreendimento.

Resultados

Nas Tabelas 5.11 e 5.12 estão apresentadas as estimativas de custo para o aterro, que envolvem os custos referentes à execução, operação e fechamento de uma trincheira e os custos referentes às obras de infra-estrutura e equipamentos.

A estimativa de custos para a trincheira foi feita com base em suas dimensões de projeto: 3 m de largura de fundo, 5 m de largura superior e 30 m de comprimento, sabendo-se que para essas dimensões ela tem vida útil de três meses. Para a estimativa de custos relativa às obras de infra-estrutura e equipamentos foram adotados os valores reais do aterro de Catas Altas.

Tabela 5.11 Estimativa de custos para execução, operação e fechamento de uma trincheira.

Item	Descrição	Unidade	Quantidade	Preço unitário R\$	Preço total R\$
1.	Serviços preliminares				
3.1.	Limpeza do terreno	m ²	165,00	0,40	66,00
	<i>Subtotal</i>				66,00
2.	Movimento de terra				
2.1.	Preparação da trincheira (5,0 x 30,0 x 3,0) m				
2.1.1.	Escavação mecânica	m ³	360	2,00	720,00
2.1.2.	Carga, transporte e descarga de material de primeira categoria (DMT de 0 a 4 km)	m ³	351,00	3,61	1267,11
	<i>Subtotal</i>				1.987,11
3.	Serviços complementares				
3.1	Drenagem dos líquidos percolados	m ³	2,25	20,00	45,00
3.1.1.	Brita nº 3 na base da trincheira conforme projeto	m	4,00	13,80	55,20
3.1.2.	Fornecimento e instalação de tubo de PVC 150mm				
3.2.	Drenagem dos gases	m ³	0,30	20,00	6,00
3.2.1.	Brita nº 2 para dreno de gases				
	<i>Subtotal</i>				106,20
4.	Mão-de-obra	mês	3	370,00*	1.110,00
4.1.	Encarregado do aterro				
	*Salário mensal do funcionário acrescido de encargos				
	TOTAL				3.269,31

Data da última atualização: abril de 2003.

Tabela 5.12 Estimativa de custos relativos às obras de infra-estrutura e equipamentos do aterro de Catas Altas.

Item	Descrição	Unidade	Quantidade	Preço unitário R\$	Preço total R\$
1.	Serviços preliminares				
	1.1. Levantamento plani-altimétrico	ha	4,00	200,00	700,00
	1.2. Placa de obra	un	1,00	200,00	200,00
	1.3. Sondagem a percussão incluindo transporte (mínimo 3 furos)	un	3,00	330,00	990,00
	<i>Subtotal</i>				1.890,00
2.	Instalações				
	2.1. Execução da casa de apoio conforme projeto	vb			6.859,56
	2.2. Fossa séptica	vb			324,65
	2.3. Portão metálico	un			1.557,00
	2.4. Pórtico com placa	un			880,00
	<i>Subtotal</i>				9.621,21
3.	Equipamentos				
	3.1. Rolo compactador manual	un	1,00	300,00	300,00
	<i>Subtotal</i>				1.987,11
4.	Outros serviços				
	4.1 Sistema de cobertura temporária das trincheiras				
	4.1.1. Pilares de eucalipto (3 m e diâmetro de 150 mm)	un	12,00	13,50	162,00
	4.1.2. Lona plástica	m ²	250,00	0,80	200,00
	<i>Subtotal</i>				362,00
	TOTAL				13.860,32

Data da última atualização: abril de 2003.

O Gerenciamento Integrado dos Resíduos Sólidos Urbanos (GIRSU) Aplicado a Catas Altas, MG

A implantação do gerenciamento integrado dos resíduos no município de Catas Altas visou à busca do licenciamento ambiental no órgão fiscalizador, a minimização dos impactos ambientais e a sustentabilidade econômica e operacional do sistema. Para subsidiar a elaboração do plano de gestão foi necessário realizar um diagnóstico da situação atual de todo o serviço de limpeza urbana, englobando aspectos legais, administrativos, operacionais e sociais do sistema. Após o estudo de uma série de alternativas, optou-se por contemplar, além da unidade de disposição final, que deve ser sempre destacada como a etapa prioritária dentro do sistema de gerenciamento integrado, a *coleta seletiva*, um *galpão de triagem* e uma *unidade de compostagem*. Para o efetivo funcionamento dessa estrutura, foi necessário desenvolver um trabalho de educação ambiental contínuo a fim de que a população se empenhasse em separar e acondicionar os recicláveis em casa.

Aspectos legais

Do ponto de vista legal em Minas Gerais, o órgão ambiental (FEAM) impõe uma série de condicionantes para o licenciamento ambiental do sistema de disposição final. Visando à gestão plena dos resíduos gerados, o licenciamento poderá ser obtido fazendo-se aterro sanitário e usina de triagem e compostagem. O licenciamento ambiental em Minas Gerais implica uma compensação financeira referente ao ICMS Ecológico criado pela Lei nº 12.040, de 28 de dezembro de 1995, que estabelece, entre outras coisas, que 0,5% da parcela da receita da arrecadação do ICMS estadual seja distribuída entre os municípios que possuem sistema de tratamento ou disposição final de resíduos urbanos (mínimo de 70% da população) ou sistema de tratamento de esgotos (mínimo de 50% da população), desde que a operação do sistema seja licenciada.

Ainda, segundo Deliberação Normativa nº 52, aprovada pelo Conselho Estadual do Meio Ambiente (COPAM), as cidades mineiras que ainda possuem lixões tinham até o dia 14 de dezembro de 2001 para implementar melhorias na área de disposição final de resíduos sólidos urbanos e adotar o sistema adequado de disposição final de resíduo como aterros sanitários e unidades de compostagem. Em razão de todas essas considerações, as ações a serem implementadas em Catas Altas almejam também a obtenção do licenciamento ambiental, que pode garantir sustentabilidade econômica aos serviços operacionais de limpeza por meio do ICMS Ecológico.

Trabalhos de educação ambiental

Os trabalhos de educação ambiental são uma ferramenta importante para o gerenciamento integrado dos resíduos municipais, devendo estar voltados para a *redução*, *reutilização* e *reciclagem*, sensibilizando a comunidade para a importância da mudança de comportamento em relação aos resíduos.

Resultados

Em parceria com o programa de educação ambiental do município, foram realizados trabalhos para informação e conscientização da comunidade quanto à implantação da coleta seletiva, por intermédio de palestras, cursos, teatros, visitas domiciliares e também a elaboração de material didático educativo constituído de uma cartilha e adesivos distribuídos nas residências, de forma a garantir o êxito da implantação do novo sistema de coleta. (Figura 5.35).



Figura 5.35 Cartilha educativa.

Coleta seletiva de resíduos

A coleta seletiva é um alicerce para a sustentabilidade do gerenciamento integrado, na medida em que a segregação maximiza as possibilidades de que ocorram a reciclagem e o reaproveitamento dos resíduos, minimizando a quantidade de material descartado. Para além dos benefícios ambientais, a coleta seletiva significa maior participação da comunidade nas questões de sua cidade e melhoria dos quadros econômicos e sociais que permeiam o sistema de limpeza urbana.

Resultados

No município de Catas Altas foi inicialmente implantada uma unidade piloto de coleta seletiva, no intuito de testar e aperfeiçoar a metodologia adotada, antes de expandi-la para todo o município. Essa etapa englobou ações relativas à segregação dos resíduos nos domicílios, acondicionamento e coleta.

A escolha da forma de segregação para o resíduo nos domicílios visou à facilidade de execução, buscando uma solução com menos impacto na rotina doméstica e que facilitasse a compostagem e a reciclagem. A separação foi estabelecida em três itens: resíduos orgânicos, recicláveis e rejeitos. Procurou-se combinar a segregação com a maneira usual de acondicionar os resíduos em casa, que normalmente acontece por

meio de lixeiras na cozinha, no banheiro e área de serviço, utilizadas para separar os resíduos orgânicos, rejeitos e recicláveis, respectivamente.

Lixeiras foram desenvolvidas para que os resíduos segregados nos domicílios fossem adequadamente acondicionados para a coleta. Além do adequado acondicionamento (proteção contra chuva, animais e insetos) e da otimização dos serviços de coleta, as lixeiras desenvolvidas buscaram combinar o custo com o volume de resíduos gerados, distância percorrida pelo morador e harmonia paisagística local.

Os pontos de entrega foram distribuídos pelas ruas de forma a atender a grupos de três a quatro casas cada um (Figuras 5.36 e 5.37). Optou-se por utilizar bombonas para as quais foi desenvolvido um suporte (Figuras 5.38 e 5.39). A identificação do tipo de resíduo a ser colocado em cada bombona se faz por um adesivo, onde está escrito o nome do resíduo e também sua respectiva cor (Figura 5.40).



Figura 5.36 Distribuição das lixeiras pelo bairro piloto.

A operação do novo sistema de coleta seletiva foi realizada mantendo-se o mesmo itinerário e avaliando-se a eficiência do sistema empregado.

Galpão de triagem

Após a coleta, os materiais recicláveis devem ser transportados para uma unidade de triagem, equipada com mesas de catação, para que seja feita separação mais criteriosa dos materiais visando à comercialização dos mesmos. As unidades de triagem devem ser dotadas de prensas para que os materiais recicláveis de menor peso específico (papéis e plásticos) possam ser enfardados a fim de facilitar a estocagem e o transporte dos mesmos.



Figura 5.39 Lixeiras para coleta seletiva.

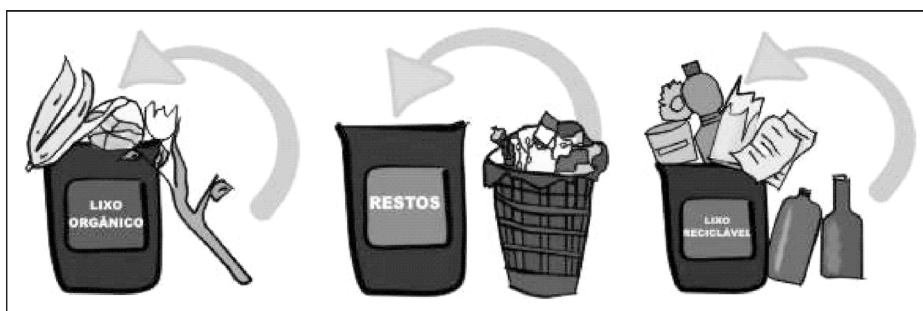


Figura 5.40 Identificação dos resíduos nas lixeiras.

Resultados

O galpão foi construído e implantado no próprio aterro e é constituído por uma mesa de triagem, baias para acondicionamento dos recicláveis, um almoxarifado, uma prensa enfardadeira e balança. O material reciclável proveniente da coleta seletiva é despejado junto à mesa, separado pelos funcionários e em seguida armazenado nas baias identificadas conforme o tipo de material. O dimensionamento foi feito de acordo com a quantidade de resíduos gerados e o tempo médio de estocagem necessário para completar um caminhão que transportará os resíduos (Figuras 5.41 e 5.42).



Figura 5.41 Galpão de triagem.

Pátio de compostagem

No município de Catas Altas a compostagem é vista como parte de uma estratégia integrada de gestão de resíduos sólidos urbanos, é um processo de reciclagem da fração orgânica dos resíduos sólidos urbanos e também atende a uma das condicionantes para a obtenção do licenciamento ambiental no município.

Resultados

Tendo em vista a grande importância da implantação da técnica de compostagem para a complementação do sistema de gerenciamento de resíduos sólidos urbanos do município de Catas Altas, foi projetado um pátio de compostagem de forma a garantir a compostagem dos resíduos orgânicos compostáveis coletados no município.

O pátio de compostagem é uma área devidamente pavimentada destinada ao processo de compostagem. Está localizado dentro da área do aterro do município de Catas Altas.

Foi dimensionado de forma a comportar 15 leiras cônicas de idades variáveis formadas a partir dos resíduos coletados durante a semana e misturados com resíduos oriundos de podas e capinagem, numa proporção de 60% e 40%, respectivamente, tendo em vista que as coletas são feitas às segundas, terças, quintas e sextas-feiras e aos domingos e a formação da leira é feita às sextas-feiras.

A seguir encontra-se descrito o cálculo do pátio de compostagem. Os parâmetros adotados, previamente calculados, encontram-se na Tabela 5.13.

Tabela 5.13 Parâmetros adotados.

População adotada:	4.000 habitantes
Geração per capita de resíduos compostáveis:	0,235 kg/dia
Geração de resíduos oriundos de podas e capinagem:	620 kg/dia
Densidade dos resíduos (γ):	500 kg/m ³
Dias de coleta:	5 dias

A determinação das dimensões da leira está demonstrada na seqüência (Tabela 5.14).

Tabela 5.14 Determinação das dimensões da leira.

Quantidade total de resíduos de uma leira (M_t):	$M_t = 5 * 0,235 * 4000 + 5 * 620 =$ $7800 \frac{\text{kg}}{\text{semana}} = 7800 \frac{\text{kg}}{\text{leira}}$
Volume de uma leira:	$V = \frac{m}{\gamma} = \frac{7800}{500} = 15,6 \text{ m}^3$
DIMENSÕES DA LEIRA CÔNICA	
Altura máxima (h):	1,30 m
Raio (r):	$V = \frac{1}{3} \pi \cdot r^2 \cdot h$ $\therefore r = \sqrt{\frac{3 \cdot V}{\pi \cdot h}} = 3,39 \text{ m}$
Área da base (A):	$A = \pi \cdot r^2 = 3,39 \text{ m}^2 \cdot \pi = 36 \text{ m}^2$

Considerando a área necessária para cada leira ser duas vezes a área da base da leira em razão do reviramento, tem-se:

Área total por leira = 72,00 m² + 10% de segurança

Área total por leira = 79,20 m²

- Área total do pátio

15 leiras x 79,20 m²/leira

Área total do pátio = 1.188 m²

Adotado 1.200 m²

Sabendo-se que o dimensionamento do pátio foi efetuado de forma empírica e considerando condições ideais, justifica-se a análise primeiramente do andamento da coleta seletiva no município e a quantidade real de resíduos compostáveis oriundos da coleta antes de ser construído 100% do pátio de compostagem, evitando-se, assim, prejuízos financeiros ao município com obras desnecessárias que somente gerarão gastos com manutenção e limpeza sem oferecer benefício algum.

Na fase preliminar do projeto foram terraplenados e compactados os 600 m² destinados ao pátio, porém, destes, somente 300 m² foram concretados e cercados com tela de viveiro para o início imediato da compostagem. Portanto, verificando-se a necessidade de ampliação ou mesmo de implementação do pátio será utilizada a área restante (Figura 5.42).

Foram dimensionadas canaletas de drenagem de forma a captar todos os líquidos lixiviados sobre o pátio de compostagem, principalmente as águas residuárias originadas da lavagem do pátio, visto que em épocas de chuva o pátio será inteiramente recoberto por uma cobertura temporária alternativa executada com eucaliptos e bambus provenientes da região.

As águas residuárias receberão tratamento por meio da utilização de um tanque séptico utilizado para a decantação dos sólidos em suspensão provenientes de águas residuárias e a diminuição da carga orgânica pela ação de microorganismos anaeróbios (Figura 5.43).

Para tratamento preliminar dos lixiviados oriundos das leiras, da limpeza do pátio de compostagem e do galpão de triagem será construído um único tanque séptico. Após o tanque, o efluente é dirigido a um sumidouro, um poço sem laje de fundo que permite a infiltração do efluente da fossa séptica no solo.



Figura 5.43 Pátio de compostagem.



Figura 5.44 Tratamento dos lixiviados.

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 contam com técnicos para continuar operando o aterro. O aterro sustentável de Catas Altas foi definido com sucesso por intermédio de treinamento da mão-de-obra, execução adequada das diretrizes traçadas e comprovação da funcionalidade das metodologias desenvolvidas especificamente para tal empreendimento – parceria entre poder público municipal e a universidade (cooperação técnica) visando à capacitação e transferência de tecnologia.

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 enquadrar o empreendimento 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.

Este estudo apresenta 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 poderão servir de base para o desenvolvimento de projetos semelhantes para outras comunidades, lembrando que as características das mesmas deverão ser

critérios analisadas. Acredita-se ainda que os dados aqui apresentados poderão servir de subsídio aos Órgãos de Controle Ambiental no que diz respeito a maior flexibilização dos mesmos quanto à aprovação de projetos desse tipo.

Referências Bibliográficas

- ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. *NBR 10004*: resíduos sólidos: classificação. Rio de Janeiro, 1987.
- _____. *NBR 0007*: amostragem de resíduos: procedimento. Rio de Janeiro, 1986.
- _____. *NBR 7181*: análise granulométrica. Rio de Janeiro, 1984.
- _____. *NBR 7180*: solo: determinação do limite de plasticidade. Rio de Janeiro, 1984.
- _____. *NBR 6459*: solo: determinação do limite de liquidez. Rio de Janeiro, 1984.
- _____. *NBR 6508*: solo: grãos de solo que passam na peneira de 4,8 MM – determinação da massa específica. Rio de Janeiro, 1982.
- _____. *NBR 8849*: apresentação de projetos de aterros controlados de resíduos sólidos urbanos. Rio de Janeiro, 1983.
- _____. *NBR 13896*: aterros de resíduos não perigosos: critérios para projeto, implantação e operação. Rio de Janeiro, 1997.
- _____. *NBR 8419*: apresentação de projetos de aterros sanitários de resíduos sólidos urbanos. Rio de Janeiro, 1983.
- CASTILHOS JUNIOR, A. B. et al. (Org.). *Alternativas de disposição de resíduos sólidos urbanos para pequenas comunidades*. Rio de Janeiro: RiMa/ABES, 2002. p. 29-35.
- INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. *Pesquisa Nacional de Saneamento Básico*, 2000. Disponível em: <<http://www.ibge.gov.br/home/estatistica/populacao/condicaodevida/pnsb/lixo>> Acesso em: 30 mar. 2003.
- INSTITUTO BRASILEIRO DE ADMINISTRAÇÃO MUNICIPAL. *Manual de gerenciamento integrado de resíduos sólidos*. Rio de Janeiro, 2001. 200 p.
- INSTITUTO DE PESQUISAS TECNOLÓGICAS. *Lixo municipal*: manual de gerenciamento integrado. 2. ed. São Paulo, 2000. 370 p.
- JARAMILLO, J. *Resíduos sólidos municipais*: guia para el diseño, construcción y operación de rellenos sanitários manuales. Washington: Pan American Health Organization, 1991. 214 p. (Serie Técnica, 28).
- LANGE, L. C. et al. Implantação e operação de um aterro sustentável para pequena comunidade. In: CASTILHOS JUNIOR, A. B. et al. (Org.). *Alternativas de disposição de resíduos sólidos urbanos para pequenas comunidades*. Rio de Janeiro: RiMa/ABES, 2002.

MINAS GERAIS. *Deliberação normativa Copam nº 52*, de 14 de dezembro de 2001. Convoca municípios para o licenciamento ambiental de sistema adequado de disposição final de lixo e dá outras providências.

MINAS GERAIS. Lei Estadual Nº 12.040, de 28 de dezembro de 1995. Dispõe sobre a distribuição da parcela de receita do produto da arrecadação do ICMS pertencente aos Municípios, de que trata o inciso II do parágrafo único do artigo 158 da Constituição Federal, e dá outras providências.

SPERLING, M. V. *Princípios de tratamento biológico de águas residuárias*. 2. ed. Belo Horizonte: FCO, 1995.

TCHOBANOGLOUS, G.; THEISEN, H.; ELIASSEN R. *Solid wastes: engineering principles and management issues*. USA: McGraw-Hill, 1977. 621 p.

Apêndice 1

Metodologias para Análises Laboratoriais de Resíduos Sólidos Urbanos, Líquidos Lixiviados de Aterros Sanitários e Solos

*Liséte Celina Lange, Hosmanny Mauro Goulart Coelho, Douglas E. W.
Santana Alves, Cynthia Fantoni Alves Ferreira,
Gustavo Ferreira Simões e Florence Vasconcelos B. Silva*

Metodologias para Análise de Resíduos Sólidos Urbanos

Verificou-se a necessidade de desenvolver métodos de análises específicos para resíduos sólidos urbanos que pudessem atender às necessidades existentes, uma vez que diferentes métodos são utilizados, sendo inviável a comparação entre resultados. O presente apêndice apresenta a pesquisa feita no âmbito do Prosab – Edital 3, em que diferentes métodos analíticos para análise de resíduos sólidos urbanos foram desenvolvidos e otimizados especificamente para parâmetros de pH, umidade e calcinação.

Otimização de metodologias 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**

Material e Reagentes

- Balança
- pHmetro digital com precisão de 0,01

- Funil de vidro
- Filtro de papel
- Béquer
- Agitador
- Cronômetro
- Bico de Bunsen ou chapa de aquecimento
- Água deionizada isenta de CO₂

Amostragem

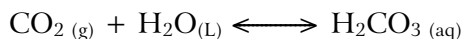
A amostragem foi realizada de acordo com a metodologia de quarteamento adotada pela rede e recolhida a fração não-inerte dos resíduos sólidos urbanos, como papel, papelão, matéria orgânica putrescível, podas, tecidos, couro e madeira. Segundo a NBR 10004/87 (resíduos sólidos – classificação), por resíduos não-inertes (classe II) entendam-se: “*resíduos ou mistura de resíduos sólidos que não se enquadram na classe I (perigosos) ou na classe III (inertes). Estes resíduos podem ter propriedades tais como combustibilidade, biodegradabilidade ou solubilidade em água*”. As amostras foram acondicionadas em saco plástico devidamente lacrado e imediatamente enviadas ao laboratório e conservadas em geladeira a 4°C.

Método

O método básico consiste em manter uma amostra fresca de lixo em contato com um solvente, no caso água deionizada isenta de CO₂, por um certo período de tempo. O extrato obtido é então separado da fase sólida e seu pH é medido com um phmetro digital. Como pré-tratamento da amostra analítica, 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.

Os principais parâmetros que influenciam o processo foram identificados 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 CO₂ dissolvido. A escolha por água destilada/deionizada se deve à sua pureza e ao fato de esta possuir pH neutro, propriedade que não afetaria a lixiviação das espécies de interesse constituintes do analito para tal análise. A sofisticação em relação à ausência de CO₂ dissolvido se justifica pelo fato de este ser

um gás relativamente abundante na atmosfera e razoavelmente solúvel em água em temperatura ambiente. Uma vez dissolvido em meio aquoso, esta espécie reage com a água, formando ácido carbônico e alterando o pH do meio, de acordo com a reação química reversível:



Vale ressaltar que vários autores recomendam a utilização de uma solução de eletrólitos como extrator. A ação de tais eletrólitos, como KCl e CaCl₂, 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 (*apud* 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, assim 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 ocorrerem 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: volumes de extrator estudados foram de 1:10, 1:15 e 1:20. As análises foram realizadas em duplicata e o erro da medida corresponde ao desvio-padrão das médias individuais.

Resultados

Por intermédio do estudo anterior conclui-se que os melhores valores para os parâmetros estudados são: 8 minutos de agitação constante e moderada; 50 g de amostra devidamente preparada e conservada; e 1000 ml de água deionizada isenta de CO₂ em temperatura ambiente.

Determinação dos melhores valores de temperatura de secagem e massa de amostra para análise do teor de umidade de resíduos sólidos urbanos

Material

- Balança
- Estufa
- Bandejas de alumínio
- Tesoura reforçada
- Luvas de látex para procedimentos
- Máscara de proteção
- Óculos de proteção

Amostragem

A amostragem foi realizada de acordo com a metodologia de quarteamento adotada pela rede e foi recolhida a fração não-inerte dos resíduos sólidos urbanos, como papel, papelão, matéria orgânica putrescível, tecidos, couro e madeira. Segundo a NBR 10004/87 (resíduos sólidos – classificação), por resíduos não-inertes (classe II) entendam-se: “*resíduos ou mistura de resíduos sólidos que não se enquadram na classe I (perigosos) ou na classe III (inertes). Estes resíduos podem ter propriedades tais como combustibilidade, biodegradabilidade ou solubilidade em água*”. As amostras foram acondicionadas em saco plástico devidamente lacrado, imediatamente enviadas ao laboratório e conservadas em geladeira a 4°C.

Método

O método básico consiste em manter uma amostra fresca de lixo, de massa conhecida, em uma estufa em temperatura constante, de modo que não ocorra degradação da matéria orgânica e que a secagem seja eficiente, durante determinado período de tempo. 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 dessa 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, mas 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 lixo cru deve ser realizada em estufa, 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 homogeneizadas, 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 atacados.

As temperaturas de secagem utilizadas foram de 65, 105 e 150°C. As massas de amostra analisadas foram de 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 duplicata e o erro da medida corresponde 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 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 comprometer o resultado real.

Nota: Em razão da natureza heterogênea e de granulometria adversa do analito, considera-se aceitável uma variação de até dois gramas na massa da amostra sem que haja alterações significativas no resultado.

Resultados

Pode-se concluir que a melhor metodologia para a determinação do teor de umidade de resíduos sólidos urbanos é o uso de (100 ± 2) g da amostra na temperatura de (105 ± 5) °C por 24 horas. Segundo Egreja Filho (1996), o tempo mínimo para a determinação do teor de umidade de resíduos sólidos urbanos, assim como de composto, seria aquele para o qual o peso final obtido seja estatisticamente constante.

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

Material

- Balança analítica
- Mufla
- Cápsulas de porcelana
- Dessecador

- Peneira de malha de 20 mesh
- Moinho de facas
- Moinho de bolas

Amostragem

A amostragem (amostra bruta) foi realizada de acordo com a metodologia de quarteamento adotada pela rede e foi recolhida a fração não-inerte dos resíduos sólidos urbanos, como papel, papelão, matéria orgânica putrescível, tecidos, couro e madeira. Segundo a NBR 10004/87 (resíduos sólidos – classificação), por resíduos não-inertes (classe II), entendam-se: “*resíduos ou mistura de resíduos sólidos que não se enquadram na classe I (perigosos) ou na classe III (inertes). Estes resíduos podem ter propriedades tais como combustibilidade, biodegradabilidade ou solubilidade em água*”.

As amostras brutas foram acondicionadas em saco plástico devidamente lacrado, imediatamente enviadas ao laboratório e conservadas em geladeira a 4°C. Para a obtenção das amostras analíticas, deve-se realizar a secagem da mesma conforme o trabalho *Determinação dos melhores valores de temperatura de secagem e massa amostral para análise do teor de umidade de resíduos sólidos urbanos* (DESA-UFMG, 2001). A fração remanescente da secagem é passada por um moinho de facas e posteriormente por um moinho de bolas para se obterem 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 constante a granulometria da amostra. 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 será tomada como amostra analítica apenas pequena fração desse material.

Método

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 por meio da diferença de massa antes e depois da calcinação. As análises aqui efetuadas consistem 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.

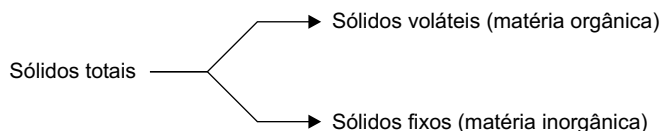
Nos ensaios aqui descritos as amostras foram inicialmente calcinadas por duas horas após alcançada a temperatura de trabalho e retiradas da mufla. Depois de serem resfriadas em dessecador e então pesadas em balança analítica, as amostras retornaram para a mufla, na mesma temperatura de trabalho, por mais uma hora.

Novamente, após resfriadas em dessecador e pesadas, se as massas permanecerem aproximadamente as mesmas (considerou-se aceitável uma discrepância de $\pm 0,002$ g, conforme Egreja Filho (1996)) da calcinação anterior, encerra-se o experimento, se não, realiza-se 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, na temperatura em que serão realizadas as análises, para eliminar qualquer tipo de impureza que porventura venham a conter. Devem ser cuidadosamente pesadas em balança analítica e anotados os pesos das cápsulas vazias e com as amostras, antes e após a calcinação. 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 o torna 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 como 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 na temperatura de 50°C a cada 30 minutos.

Ao submeter a amostra a tais temperaturas de calcinação, a fração orgânica é oxidada, ocorrendo perda de massa, permanecendo após a combustão apenas a fração inerte (inorgânica). A porcentagem de sólidos voláteis representa uma estimativa do conteúdo de matéria orgânica no resíduo, ao passo que os sólidos não voláteis (fixos ou inertes) representam a matéria inorgânica ou mineral. Assim, tem-se, em resumo:



Mais uma vez, a divergência entre os métodos descritos na literatura é ampla, sendo assim, este trabalho tende a simplificar e direcionar uma metodologia que atenda às necessidades práticas. Entretanto, são os detalhes do procedimento experimental os mais preocupantes. Segundo Egreja Filho (1996), ao se 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. Esse fator pode, ainda, ser determinado e corrigido para o lixo 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). A fim de minimizar erros grosseiros e estimar o grau de precisão das medidas, as análises foram feitas em triplicata.

Resultados

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.

Metodologias para Análise de Líquidos Lixiviados, Águas Superficiais e Águas Subterrâneas

Introdução

Para análise de diferentes parâmetros para águas, o Standard Methods for Examination of Water and Wastewater – APHA, AWWA, WEF, 1992, foi utilizado. A seguir, os parâmetros investigados, bem como suas metodologias simplificadas, serão apresentadas.

Lixiviados

Amostragem

O objetivo da amostragem é coletar uma porção do material suficientemente pequena em volume para ser transportada e manuseada em laboratório convenientemente, mas que represente de forma verdadeira o material amostrado. Isto significa que a amostra deve ser manuseada de tal forma que não ocorram mudanças significativas em sua composição antes de os testes serem realizados. Em

geral, quanto menor o tempo decorrido entre a coleta e as análises, mais reais serão os resultados analíticos. Não é possível estabelecer com exatidão um lapso de tempo entre a amostragem e a análise; isto depende das características das análises a serem realizadas e das condições de armazenamento da amostra.

Os métodos de preservação de amostras são limitados ao controle do pH, à adição de preservantes químicos, à refrigeração e ao congelamento. No entanto, armazenar a amostra em baixas temperaturas, 4°C, é a melhor forma de preservação de um dia para outro. Os preservantes químicos devem ser usados com muito cuidado, pois podem interferir em algumas análises. A preservação da amostra é usada geralmente para retardar a ação biológica, retardar a hidrólise dos compostos químicos e complexos e também reduzir a volatilidade de alguns constituintes. As amostras foram coletadas nos drenos de lixiviado nas trincheiras por intermédio de amostrador específico.

DQO – método de refluxo fechado – titulométrico

A demanda química de oxigênio é um teste amplamente utilizado para avaliar a carga poluidora de efluentes domésticos e industriais, que é dada pela quantidade total de oxigênio necessária para a oxidação da matéria orgânica a dióxido de carbono e água. O método baseia-se no fato de que todos os compostos orgânicos, com poucas exceções, podem ser oxidados pela ação de agentes oxidantes fortes em condições ácidas. Uma das maiores limitações da determinação do DQO é a impossibilidade de diferenciar a matéria orgânica oxidável por processos biológicos e a matéria orgânica não biodegradável, além de não fornecer qualquer indicação sobre a velocidade da degradação biológica. Tais informações são importantes quando se estuda o impacto do lançamento de um efluente com alto teor de matéria orgânica em um corpo d'água.

A maior vantagem na utilização dos testes de DQO é o tempo necessário para realização da análise, em torno de 3 horas, quando para a determinação da DBO₅ são necessários 5 dias. A DQO é muitas vezes empregada em substituição à DBO; quando se conhece o fator de correlação entre os dois parâmetros, é possível interpretar os dados de DQO em termos de DBO. A utilização dos dois parâmetros é útil para indicar a presença de substâncias orgânicas resistentes ao ataque biológico e a existência de condições tóxicas. Na determinação da DQO, a amostra é oxidada por dicromato de potássio (K₂Cr₂O₇) em meio ácido. A quantidade de dicromato colocada em contato com a amostra deve ser superior à quantidade necessária para a oxidação, a fim de assegurar que toda a matéria orgânica será oxidada. O excesso de dicromato será medido ao final do processo de oxidação, permitindo determinar a quantidade consumida para a degradação da matéria orgânica e, indiretamente, a quantidade de oxigênio: a determinação do excesso de dicromato é feita por titulometria (refluxo fechado).

Metodologia simplificada

A determinação da DQO pelo método de refluxo fechado presta-se principalmente à determinação de DQO nas faixas de 0-600 mg/L, para um volume de amostra de 2 ml. A amostra é transferida para um tubo de borossilicalato devidamente limpo e seco, juntamente com 2,00 ml de solução de digestão de $K_2Cr_2O_7$ (oxidante forte) 0,1N e 3,5 ml de H_2SO_4 concentrado + Ag_2SO_4 . A amostra é, então, homogeneizada e o tubo fechado é levado ao reator a $150^\circ C$ por 2 horas para ocorrer a digestão. Deixa-se esfriar em temperatura ambiente e titula-se o excesso de $K_2Cr_2O_7$ 0,1N e 1 gota de indicador ferroína com sulfato ferroso amoniacal (FAS) 0,0125N. Prepara-se o branco exatamente como as amostras, sendo tudo em triplicata.

Cálculo:

$$DQO = \frac{(B - A) \times N \times Fc \times 8000}{C} \quad (\text{Eq. 1})$$

em que:

B = volume de FAS utilizado na titulação do branco (ml)

A = volume de FAS utilizado na titulação da amostra (ml)

N = normalidade (ou molaridade) do FAS

C = volume da amostra (ml)

Fc = fator de correção da solução padrão de FAS

DBO – método iodométrico

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

O teste consiste em colocar uma amostra em um frasco vedado e completamente cheio e incubar o frasco sob condições específicas e durante um tempo específico. O oxigênio dissolvido (OD) é medido inicialmente e após a incubação. A DBO é dada pela diferença entre OD inicial e final. O tamanho do frasco, a temperatura e o período de incubação são especificados. Grandes partes de águas residuárias contêm materiais que exercem demanda de oxigênio superior à quantidade de OD disponível em água saturada com oxigênio atmosférico. Nesses casos é necessário diluir a amostra antes da incubação para que haja oxigênio disponível. Os nutrientes necessários ao crescimento

das bactérias, tais como nitrogênio, fósforo e metais (traços), são adicionados à água de diluição, que é tamponada de modo a assegurar que o pH da amostra incubada permaneça dentro de um intervalo adequado ao crescimento das bactérias. A estabilização completa da amostra pode requerer um tempo muito longo de incubação, e um período de incubação de 5 dias foi então adotado como padrão.

Medidas de DBO que incluem tanto a demanda carbonácea quanto a demanda nitrogenada geralmente não são úteis, neste caso, a utilização de um inibidor químico é aconselhável para evitar a oxidação de amônia. Com essa técnica, as demandas carbonácea e nitrogenada podem ser medidas separadamente. O branco de água de diluição, realizado ao mesmo tempo em que as amostras são processadas, é usado tanto para controle da qualidade da água de diluição como para controle da limpeza do material usado, tal como frascos de DBO.

Metodologia simplificada

Primeiramente prepara-se a água de diluição pipetando para cada litro de água deionizada 1 ml de cada uma das seguintes soluções: sulfato de magnésio, cloreto férrico, cloreto de cálcio e tampão de fosfato pH 7,2, de modo a oferecer condições de desenvolvimento microbiológico.

Pipeta-se para três frascos idênticos de DBO o volume da amostra para que se consiga a diluição desejada e completa-se o volume até a boca com a água de diluição. Com uma pipeta graduada acrescenta-se 1 ml de solução de manganês (II) a 50% e, de maneira semelhante, 1 ml de solução alcalina de iodeto e azida para o primeiro frasco. Fecha-se o frasco e agita-se vigorosamente a mistura. O hidróxido de manganês (III) aparece como um precipitado castanho. Deixa-se o precipitado sedimentar completamente e acrescenta-se 1 ml de ácido sulfúrico concentrado. Agita-se o conteúdo do frasco até o precipitado castanho se dissolver.

Pipeta-se uma alíquota de 50,00 ml e titula-se o iodo livre com solução-padrão de tiossulfato de sódio N/160, adicionando 1 ml da solução de amido (indicador) durante a titulação, mas somente depois de a solução ter adquirido cor amarelo-clara. Calcula-se o teor de oxigênio dissolvido sabendo-se que 1 ml do tiossulfato de sódio equivale a 1 mg/L de oxigênio dissolvido. Guardam-se os dois frascos remanescentes em incubadora a 20°C e após 5 dias faz-se a leitura do oxigênio dissolvido. A diferença entre o OD inicial e o OD final fornece o valor da DBO.

Cálculo:

$$DBO_5 \text{ (mg/L)} = (D1 - D2) \times fc \times \text{diluição} \quad (\text{Eq. 2})$$

em que:

D1 = OD da amostra imediatamente após o preparo, mg/L

D2 = OD médio da amostra após 5 dias de incubação, mg/L

fc = fator de correção

Sólidos suspensos totais, fixos e voláteis – método gravimétrico

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

Metodologia simplificada

Uma parte bem definida da amostra devidamente homogeneizada é filtrada a vácuo através de um filtro de fibra de vidro padrão pré-pesado e identificado. Antes da pesagem, o filtro é deixado em estufa para perder a água absorvida do ambiente.

Para a determinação dos sólidos suspensos totais, o filtro e a fração retida são deixados em estufa a 105°C por uma hora e em seguida novamente pesados. A diferença de peso deve-se aos sólidos totais suspensos. Para os sólidos suspensos fixos, o filtro é então levado em mufla a 500°C durante 20 minutos. Pesa-se novamente para obter os sólidos suspensos fixos. A diferença entre os sólidos totais suspensos e os fixos dá o peso dos sólidos suspensos voláteis.

pH

Por definição, pH é uma medida da concentração de íons hidrônio (H^+) em uma solução, sendo expresso como o co-logaritmo da atividade dos íons H^+ , dado em uma escala de 0 a 14. É importante parâmetro de acompanhamento do processo de decomposição dos resíduos sólidos urbanos, indicando a evolução da degradação microbiológica da matéria orgânica e a evolução global do processo de estabilização da massa de resíduos.

Nos processos anaeróbios, em decorrência das reações de hidrólise, há grande produção de substâncias de caráter ácido, o que tende a baixar o valor do pH de acordo com a capacidade tamponante do meio. Tal capacidade tamponante é resultado da alcalinidade, que pode ser entendida como o conteúdo total de substâncias que, ao reagirem com os íons H^+ excedentes, mantêm o pH inalterado. 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 afeta as atividades enzimáticas, ou de forma indireta, quando influencia a toxicidade de algum composto, alterando o potencial de oxirredução do meio.

Metodologia simplificada

O procedimento normal é usar um eletrodo de vidro e um eletrodo de referência de calomelano saturado e medir a f.e.m. da pilha por meio de um medidor de pH. Antes das medidas o pHmetro deve ser calibrado com solução tampão. As medidas de pH foram feitas in loco.

Metais – EAA (Espectrofotometria de Absorção Atômica)

A Espectrofotometria de Absorção Atômica baseia-se numa característica fundamental da matéria: os átomos são capazes de absorver energia idêntica àquela que emitem. A fonte de energia usada é uma lâmpada de catodo oco é feito do mesmo elemento que se deseja dosar. Desse modo, com as lâmpadas de catodo oco, os sistemas de seleção de comprimento de onda se tornam mais simples, uma vez que sua função é a de separar a linha analítica do elemento das outras linhas emitidas pela fonte e pela chama e captadas pelo aparelho. Essas lâmpadas podem ser múltiplas, ou seja, o catodo é feito de uma liga de vários metais. A grande utilidade de uma fonte múltipla é a economia de tempo no pré-aquecimento das lâmpadas. Atualmente, alguns pesquisadores têm criticado essas fontes pela possibilidade de interferências espectrais.

Uma amostra líquida contendo o(s) analito(s) (os átomos metálicos) é aspirada por um capilar e inserida, na forma de spray, em uma chama de acetileno mais um oxidante, que pode ser ar comprimido ou óxido nitroso. Dentro da chama, a maioria dos átomos metálicos se encontra em seu estado fundamental, ou seja, com seus elétrons em suas órbitas mais estáveis (menos energéticas).

A Espectrofotometria de Absorção Atômica utiliza átomos no estado fundamental e mede transições de ressonância de seus elétrons, ou seja, a transição do estado fundamental para o primeiro estado excitado, permitido quando da absorção de um quantum de energia do comprimento de onda específico (Osório Neto, 1996).

Assim, a grandeza medida pelo espectrofotômetro é chamada de absorbância, que corresponde à quantidade de energia absorvida pelos átomos no estado fundamental. O aparelho mede a diferença entre a intensidade da energia emitida pela fonte e a intensidade da energia após passar pela chama, que pode ser considerada uma célula de absorção. Como a quantidade de energia absorvida é proporcional ao número de átomos no estado fundamental na chama (Lei de Lambert-Beer), pela comparação com a absorbância de padrões de calibração (soluções de concentração bem conhecida) por intermédio de uma curva de calibração, obtém-se a concentração do metal na solução. Tais padrões são construídos dentro de uma faixa ótima de trabalho (FOT), intervalo de concentração em que a absorbância é diretamente proporcional à concentração de átomos metálicos na chama. Esses padrões são obtidos a partir da diluição criteriosa de soluções-estoque específicas para espectrofotometria de absorção atômica.

Metodologia simplificada

Abrem-se as amostras em chapa aquecedora com ácido nítrico concentrado. Filtra-se e restabelece-se o volume original da amostra em balão volumétrico. Repete-se o procedimento para o branco. Preparam-se as séries de padrões de acordo com a faixa ótima de trabalho de cada elemento. Fazem-se as leituras no espectrofotômetro.

Monitoramento das águas subterrâneas e águas superficiais

Em um aterro, deverão ser construídos poços para monitoramento das águas subterrâneas, bem como uma investigação das águas superficiais adjacentes ao aterro.

Os principais parâmetros analisados nesses tipos de águas são:

- DQO (Demanda Química de Oxigênio)
- DBO
- Sólidos
- Oxigênio dissolvido
- pH
- Metais
- Fósforo
- Nitrogênio total/amoniaco

Em cada local de amostragem foram coletadas duas amostras, devidamente etiquetadas, de acordo com as análises a que se destinam: uma amostra *in natura* coletada em tubo plástico e uma amostra preservada em meio ácido (pH < 2, com ácido nítrico) coletada em frasco de vidro. Todas as amostras, após colhidas, foram lacradas e mantidas em baixa temperatura.

Classificação das coleções de águas quanto à potabilidade, segundo a Deliberação Normativa COPAM nº 10, de 16 de dezembro de 1986:

- Classe Especial: própria ao abastecimento doméstico sem prévia ou simples desinfecção.
- Classe 1: própria ao abastecimento doméstico após tratamento simplificado.
- Classes 2 e 3: própria ao abastecimento doméstico após tratamento convencional.

Os testes analíticos empregados são os mesmos apresentados anteriormente incluindo os parâmetros fósforo total, nitrogênio amoniacal e nitrogênio total que serão apresentados.

Fósforo total – método do vanadomolybdato

O fósforo é essencial ao crescimento dos organismos e pode ser um nutriente que limita a produtividade primária de um corpo d'água. Assim, onde há descarga de esgotos tratados ou brutos, águas agrícolas ou certos despejos industriais, o crescimento de macro e microrganismos pode ser estimulado de maneira prejudicial, provocando proliferação excessiva de algas e vegetais superiores, fenômeno este chamado de *eutrofização*. Sua presença se dá quase unicamente na forma de fosfatos, divididos em ortofosfatos, fosfatos condensados (piro, meta e outros polifosfatos) e compostos orgânicos fosfatados. Podem ocorrer em solução, em partículas ou detritos ou ainda no corpo de organismos aquáticos. Grandes quantidades de fosfatos condensados são encontradas onde há despejo de detergentes, sabões e outros produtos de limpeza. Os ortofosfatos são utilizados na agricultura como fertilizantes e carregados pelas águas superficiais.

Metodologia simplificada

Para proceder à digestão da amostra, em um béquer de 100 ml rigorosamente limpo, e principalmente sem traços de detergente, pipetam-se 50 ml da amostra e adicionam-se 3 gotas de fenolftaleína para verificar o pH. Mesmo estando o pH abaixo de 8, adiciona-se 1 ml de H₂SO₄ para fósforo. Adiciona-se 0,4 g de persulfato de amônio e ferve-se suavemente em chapa elétrica até reduzir o volume a 10 ml. Esfria-se e dilui-se para 30 ml com água deionizada. Adicionam-se mais 3 gotas de fenolftaleína e neutraliza-se a amostra com NaOH ou H₂SO₄ 1:1. Dilui-se a amostra para 50 ml. Se a amostra apresentar coloração própria forte, remove-se pela adição de 200 mg de carvão ativado e aguardam-se 5 min, removendo-o por filtração com filtro de papel. Pipetam-se 35 ml do filtrado para um balão volumétrico de 50 ml, adicionam-se 10 ml de vanadomolybdato e completa-se para 50 ml com água deionizada, homogeneizando a solução. Faz-se a leitura no espectrofotômetro.

Cálculo:

$$\frac{\text{mg/L P} = \text{leitura do espectrofotômetro}}{\text{V amostra (ml)}} \quad (\text{Eq. 3})$$

em que:

$$\text{V amostra} = 35 \text{ ml}$$

Nitrogênio amoniacal – método semimicro kjeldahl

O elemento nitrogênio é de suma importância na nutrição dos organismos por estar presente principalmente na composição dos aminoácidos, que formam as proteínas. Sua presença no meio aquoso sob a forma de nitritos e nitratos é, portanto, limitante para o crescimento e desenvolvimento da biota aquática. A confirmação da

presença de nitrogênio amoniacal em quantidades apreciáveis em uma amostra de água indica contaminação recente. Substâncias orgânicas nitrogenadas são normalmente excretadas pelos seres vivos e sua decomposição natural produz compostos amoniacais.

Metodologia simplificada

Pipetam-se 50 ml da amostra para um béquer e adicionam-se 3 ml de tampão borato. Como a amostra foi preservada em meio ácido, corrige-se o pH para 9,5 com solução de NaOH. Prepara-se um branco usando água deionizada. Destila-se a amostra e recolhe-se o destilado em um erlenmeyer de 250 ml contendo 10 ml de solução indicadora de ácido bórico até completar aproximadamente 50 ml. Titula-se o destilado com H_2SO_4 0,02N. Este método é sensível a concentrações maiores que 5 mg/L de NH_3-N .

Cálculo:

$$\frac{\text{mg/L } N \text{ } NH^3}{V \text{ amostra (ml)}} = \frac{(A - B) \times 14000 \times N \text{ } H_2SO_4 \times Fc \text{ } H_2SO_4}{\text{Eq. 4}}$$

em que:

A = volume (ml) de H_2SO_4 usado na titulação da amostra

B = volume (ml) de H_2SO_4 usado na titulação do branco

Fc = fator de correção do H_2SO_4 (=1,18)

Nitrogênio total (NTK) – método semimicro kjeldahl

O parâmetro nitrogênio total de kjeldahl fornece a quantidade de nitrogênio em uma amostra nas formas amoniacal e orgânica, sendo este definido como aquele contido em substâncias orgânicas que pode ser detectado analiticamente. A presença de nitritos indica contaminação recente por matéria orgânica, e são produtos da redução natural de nitratos. Este método, porém, não detecta o nitrogênio nas formas de nitritos e nitratos.

Metodologia simplificada

Prepara-se um branco com água deionizada e procede-se exatamente da mesma forma que com as amostras. Pipetam-se 50 ml da amostra para uma cuba e adicionam-se 10 ml de reagente de digestão de NTK. Coloca-se o sistema para aquecer em equipamento próprio e aguardam-se 30 minutos depois de iniciada a ebulição. Deixa-se esfriar e adiciona-se 30 ml de água deionizada e 10 ml de solução de NaOH + $Na_2S_2O_3$. Destila-se e recolhe-se o destilado em um erlenmeyer de 250 ml contendo 10 ml de solução indicadora de ácido bórico até que se completem aproximadamente 50 ml e titula-se o produto final com H_2SO_4 0,02N padronizado.

Cálculo:

$$\frac{\text{mg/L NTK} = (A - B) \times 14000 \times N_{\text{H}_2\text{SO}_4} \times Fc_{\text{H}_2\text{SO}_4}}{V \text{ amostra (mL)}} \quad (\text{Eq. 5})$$

em que:

A = volume (ml) de H_2SO_4 usado na titulação da amostra

B = volume (ml) de H_2SO_4 usado na titulação do branco

Fc = fator de correção do H_2SO_4 (=1,18)

Metodologias para Análises de Solos

Ensaio de caracterização do solo

Para a caracterização geotécnica do solo da área do aterro de disposição de resíduos sólidos urbanos devem ser realizados os seguintes ensaios laboratoriais:

- Teor de umidade e peso específicos dos grãos dos solos.
- Análise granulométrica.
- Limite de consistência.
- Permeabilidade.

Antes da realização dos ensaios é importante preparar as amostras segundo os procedimentos padronizados pelo método NBR 6457/86 da Associação Brasileira de Normas Técnicas (ABNT).

Teor de umidade e peso específico dos grãos dos solos

O teor de umidade é a relação entre o peso da água e o peso dos sólidos. Para sua determinação, pesa-se o solo em seu estado natural, seca-se em estufa a 105°C até a constância de peso e pesa-se novamente. Tendo-se o peso das duas fases, a umidade é calculada. É a operação mais freqüente em um laboratório de solos. Os teores de umidade dependem do tipo de solo e situam-se geralmente entre 10% e 40%, podendo ocorrer valores muitos baixos (solos secos) ou muito altos (150% ou mais) (Pinto, 2000).

O peso específico dos grãos dos solos é uma característica dos sólidos, sendo uma relação entre o peso das partículas sólidas e seu volume. Para determinação do peso específico dos grãos de cada solo, coloca-se um peso seco conhecido do solo num picnômetro e, completando-se com água, determina-se o peso total. O peso do picnômetro completado só com água, mais o peso do solo, menos o peso do picnômetro

com solo e água, resulta no peso da água que foi substituída pelo solo. Deste peso, calcula-se o volume de água que foi substituído pelo solo e que é o volume do solo. Com o peso e o volume, tem-se o peso específico.

O peso específico dos grãos dos solos varia pouco de solo para solo e, por si só, não permite identificar o solo em questão, mas é necessário para cálculos de outros índices físicos dos solos. Os valores situam-se em torno de 27 kN/m^3 , sendo o valor adotado quando não se dispõe do valor específico para o solo em estudo. Grãos de quartzo (areia) costumam apresentar pesos específicos de $26,5 \text{ kN/m}^3$ e argilas lateríticas, em virtude da disposição de sais de ferro, valores de até 30 kN/m^3 (Pinto, 2000).

O procedimento desses ensaios é padronizado no Brasil pela NBR 6508/82 da ABNT.

Análise granulométrica

Para o reconhecimento do tamanho dos grãos de um solo, realiza-se a análise granulométrica, que consiste, geralmente, em duas fases: peneiramento e sedimentação. O peso do material que passa em cada peneira, referido ao peso seco da amostra, é considerado como a “porcentagem que passa” e representado graficamente em função da abertura da peneira, esta em escala logarítmica. A abertura nominal da peneira é considerada como o “diâmetro” das partículas. Trata-se, evidentemente, de um “diâmetro equivalente”, pois as partículas não são esféricas (Pinto, 2000).

A análise por peneiramento tem por limitação a abertura da malha das peneiras, que não pode ser tão pequena quanto o diâmetro de interesse. A menor peneira costumeiramente empregada é a de nº 200, cuja abertura é de $0,075 \text{ mm}$. Há peneiras mais finas para estudos especiais, mas são pouco resistentes e por isso não são usadas rotineiramente. Mesmo estas, por sinal, têm aberturas muito maiores do que as dimensões das partículas mais finas do solo (Pinto, 2000). Quando se deseja conhecer a distribuição granulométrica da porção mais fina dos solos, emprega-se a técnica da sedimentação, que se baseia na Lei de Stokes. O procedimento desse ensaio é padronizado no Brasil pela NBR 7181/84 da ABNT.

Limites de consistência

Os limites baseiam-se na constatação de que um solo argiloso apresenta aspectos bem distintos conforme seu teor de umidade. Quando muito úmido, ele se comporta como um líquido; quando perde parte de sua água, fica plástico; e quando mais seco, torna-se quebradiço (Pinto, 2000).

Os teores de umidade correspondentes às mudanças de estado, como mostrado na Figura A1.1, são definidos como: limite de liquidez (LL) e limite de plasticidade (LP) dos solos. A diferença entre dois limites, que indica a faixa de valores em que o solo se apresenta plástico, é definida como índice de plasticidade (IP) do solo. Em condições normais, só são apresentados os valores do LL e do IP como índices de consistência dos solos. O LP só é empregado para a determinação do IP.

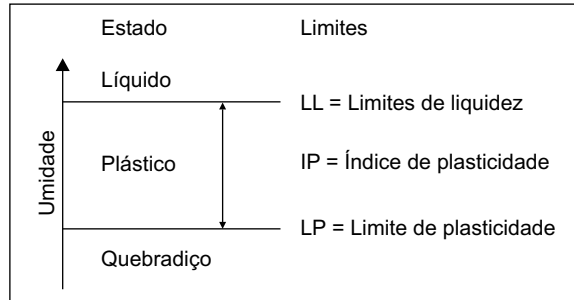


Figura A1.1 Limites de consistência dos solos.

O limite de liquidez é definido como o teor de umidade do solo com o qual uma ranhura nele feita requer 25 golpes para se fechar numa concha. Diversas tentativas são realizadas, com o solo em diferentes umidades, anotando-se o número de golpes para fechar a ranhura obtendo-se o limite pela interpolação dos resultados. O procedimento de ensaio é padronizado no Brasil pela NBR 6459/84 da ABNT. O limite de plasticidade é definido como o menor teor de umidade com o qual se consegue moldar um cilindro com 3 mm de diâmetro, rolando-se o solo com a palma da mão. O procedimento é padronizado no Brasil pela NBR 7180/84 da ABNT.

Permeabilidade

Para a determinação da permeabilidade dos solos, ou melhor, do coeficiente de permeabilidade dos solos, são empregados os seguintes procedimentos:

a) Permeâmetro de carga constante

Mantida a carga hidráulica durante determinado tempo, a água percolada é colhida e seu volume é medido. Conhecidas a vazão e as características geométricas, o coeficiente de permeabilidade é calculado diretamente pela Lei de Darcy (Equação 6):

$$k = \frac{QL}{Ah} \quad (\text{Eq. 6})$$

em que:

Q = vazão (cm³/s)

A = área do permeâmetro (cm²)

L = comprimento da amostra (cm)

h = carga hidráulica dissipada na percolação (cm)

b) Permeâmetro de carga variável

Quando o coeficiente de permeabilidade é muito baixo, a determinação pelo permeâmetro de carga constante é pouco precisa. Emprega-se, então, o permeâmetro de carga variável (Pinto, 2000).

Verifica-se o tempo que a água na bureta superior leva para baixar da altura inicial h_i à altura final h_f . Para esse instante t qualquer, o coeficiente de permeabilidade pode ser obtido pela Equação 7.

$$k = 2,3 \frac{a L}{A t} \log \frac{h_i}{h_f} \quad (\text{Eq. 7})$$

em que:

a = área da bureta (cm²)

Deve-se salientar que podem também ser realizados ensaios de permeabilidade dos solos em campo, por meio da utilização de um instrumento denominado permeâmetro de Guelph. Observa-se que, em virtude dos parâmetros envolvidos, os ensaios de campo são menos precisos do que os de laboratório. Entretanto, eles se realizam no solo em sua situação real. Os ensaios de laboratório são precisos no que se refere à amostra ensaiada, mas muitas vezes as amostras não são bem representativas do solo (Pinto, 2000).

Ensaio de coluna

Os ensaios de coluna são os comumente utilizados para avaliação da contaminação dos subsolos. Para a realização dos ensaios de coluna devem ser coletadas amostras indeformadas de solo natural da área do aterro de disposição de resíduos sólidos urbanos. Os ensaios de coluna têm início com a percolação de água destilada através da amostra com o objetivo de saturar a mesma antes de iniciar a percolação com soro (solução de contaminantes) e determinar sua condutividade hidráulica nessa condição.

Durante o ensaio de permeabilidade com água, medem-se os volumes de entrada e de saída ao longo do tempo. Quando é atingido o regime de fluxo permanente, as

vazões de entrada e de saída se igualam, e admite-se que a amostra está saturada. Após as amostras terem atingido a saturação, o fluxo é interrompido para que a água seja substituída pelo soro no sistema. Depois de retirar toda a água do sistema, procede-se à saturação do mesmo com a solução de concentração conhecida dos contaminantes. Em seguida, inicia-se a percolação dessa solução através da amostra, com o mesmo gradiente hidráulico estipulado anteriormente para a percolação com água.

Durante o ensaio, medem-se os volumes de entrada e saída ao longo do tempo. Cada volume coletado é armazenado em recipientes próprios de vidro, previamente esterilizados, para serem posteriormente submetidos às análises químicas para determinação da concentração de contaminantes. De posse dos resultados das análises quantitativas, traça-se a curva característica do transporte, ou seja, a curva da concentração relativa (relação entre a concentração do percolado e a concentração inicial) em função da razão entre o volume percolado (volume coletado acumulado) e o volume de vazios da amostra que possibilita a obtenção da variação da concentração do efluente ao longo do ensaio.

A percolação com a solução prossegue até que a concentração do efluente atinja, no mínimo, metade da concentração inicial da solução, para que possa ser calculado o fator de retardamento do processo. Para favorecer a análise dos resultados dos ensaios é interessante que a curva característica do transporte seja traçada por completa, ou seja, recomenda-se prosseguir com o ensaio até que a concentração do efluente atinja o mesmo valor da concentração inicial (Nobre, 1987). Para uma interpretação adequada dos resultados de ensaios, é conveniente obter uma solução em termos de volume percolado e volume de vazios da amostra. Dessa forma, utiliza-se a Equação 8:

$$\frac{C}{C_0} = \frac{1}{2} \operatorname{erfc} \left\{ \frac{\left(1 - \frac{V}{V_v R} \right)}{2 \left(\sqrt{\frac{D V}{L}} \sqrt{\frac{V}{V_v R}} \right)} \right\} \quad (\text{Eq. 8})$$

em que:

L = comprimento da amostra (cm)

Ensaio de equilíbrio em lote (*batch test*)

Para realização dos ensaios de equilíbrio em lote devem ser utilizadas soluções dos contaminantes misturadas com amostras deformadas de solo natural coletadas

na área do aterro de resíduos sólidos urbanos. Inicialmente, o solo deve ser seco ao ar, destorroado e passado na peneira #10 (2 mm), na proporção de 1:10 (10 g de solo seco ao ar : 100 ml de contaminante). Devem ser preparadas várias soluções em diferentes concentrações, como, por exemplo: 5, 10, 20, 50, 100, 200, 500, 1000 mg/L. É importante salientar que os ensaios devem ser realizados em triplicatas para todas as concentrações.

Após a preparação das suspensões, as mesmas devem agitadas em um agitador ininterruptamente durante 2, 4, 8, 12 ou 24 horas em temperatura ambiente e, em seguida, filtradas a vácuo em membrana de nitrato celulose de 0,45 μm e diâmetro de 47 mm. Para cada solução deve ser medido o pH de equilíbrio após a agitação. As amostras da solução devem ser preservadas a $\text{pH} < 2$ com ácido nítrico e guardadas sob refrigeração antes da realização das análises químicas. Os procedimentos para a realização dos ensaios de equilíbrio em lote são abordados pela norma internacional ASTM D4319-93. A partir dos valores de concentrações de equilíbrio fornecidos pelos resultados das análises químicas, plotam-se curvas denominadas isotermas, obtidas a partir de ajustes realizados segundo os modelos de adsorção Linear, Freundlich e Langmuir.

Ensaio de difração por raios X

Para possibilitar o estudo da geoquímica dos contaminantes devem ser realizados ensaios de identificação mineralógica por meio da difração por raios X, com o objetivo de conhecer os constituintes minerais do solo. Os ensaios de difração por raios X se iniciam com a preparação das amostras deformadas de solo, as quais devem ser secas em estufa a 105°C. Após a secagem, as amostras são cominuídas a uma granulometria menor que 0,075 mm. Em seguida, as amostras preparadas devem ser conduzidas a um difratômetro de raios X.

Outros ensaios laboratoriais

Outros ensaios laboratoriais podem ainda ser realizados, tais como:

- pH (procedimento de ensaio método EPA/600/R-95/077 ou ASTM D4972-89).
- Teor de matéria orgânica e cinzas (procedimento de ensaio método ASTM D2974-87).
- Cátions extraíveis (procedimento de ensaio método EPA/600/R-95/077 ou EEA Perkin-Elmer).

Referências Bibliográficas

- ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. *NBR 7181*: solo: análise granulométrica. Rio de Janeiro, 1984.
- _____. *NBR 6459*: solo: determinação do limite de liquidez. Rio de Janeiro, 1984.
- _____. *NBR 7180*: solo: determinação do limite de plasticidade. Rio de Janeiro, 1984.
- _____. *NBR 6508*: solo: grãos de solo que passam na peneira de 4,8 MM: determinação da massa específica. Rio de Janeiro, 1982.
- _____. *NBR 6457*: solo: preparação para ensaios de compactação e ensaios de caracterização. Rio de Janeiro, 1986.
- _____. *NBR 10004*: resíduo sólidos: classificação. Rio de Janeiro, 1987.
- AMERICAN SOCIETY FOR TESTING AND MATERIALS. *Designation D4319*: standard test method for distribution ratios by the short-term batch method. Philadelphia, Apr. 1993.
- AMERICAN SOCIETY FOR TESTING AND MATERIALS. *Designation D2974*: standard test methods for moisture, ash, and organic matter of peat and other organic soils. Philadelphia, 1987.
- EGREJA FILHO, F. B. *Relatório de atividades de consultoria junto à Superintendência de Limpeza Urbana de Belo Horizonte*. Belo Horizonte: [s.n.], 1996.
- LANGE, L. C., et al. *Estudo da implantação de aterros para pequenas comunidades – DESA/UFMG*. PROSAB, Edital 3. Tema III. Relatório Final, 2001.
- NOBRE, M. M. M. *Estudo experimental do transporte de poluentes em solos argilosos compactados*. 1987. 214 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) – Departamento de Engenharia Civil, Pontifícia Universidade Católica, Rio de Janeiro.
- OSÓRIO NETO, E. *Espectrofotometria de absorção atômica*. Belo Horizonte: [s.n.], 1996. 160 p.
- PINTO, C. S. *Curso básico de mecânica dos solos em 16 aulas*. São Paulo: [s.n.], 2000. 247 p. (Oficina de textos).
- APHA/AWWA/WEF. *Standard methods for examination of water and wastewater*. 1992.
- UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. *Laboratory methods for soil and foliar analysis in long-term environmental monitoring programs*. Washington, June 1995. (Technical Resource Document, EPA/600/R-95/077).
- WHO INTERNATIONAL REFERENCE CENTRE FOR WASTES DISPOSAL. *Methods of analysis of sewage, sludge, solid wastes and compost*. Dübendorf, 1978.

Apêndice 2

Transporte de Contaminantes

Introdução

A preocupação com possíveis problemas relacionados à contaminação do subsolo de aterros de resíduos sólidos urbanos por lixiviados conduziu à elaboração deste apêndice, que aborda questões como potencial de atenuação de contaminantes no solo (aspectos físicos e químicos do transporte e retenção de contaminantes), bem como apresenta análises do comportamento de alguns tipos de solo diante de contaminações por lixiviados. São dados dois enfoques ao tema Transporte de Contaminantes, o primeiro, elaborado pela Universidade Federal de Minas Gerais (UFMG), aborda aspectos conceituais do transporte de contaminantes em meios porosos saturados e o segundo, elaborado pela Universidade Federal de Santa Catarina (UFSC), trata da utilização de solos argilosos em camadas impermeabilizantes de aterro sanitário.

Transporte de Contaminantes em Meios Porosos Saturados

*Hosmanny Mauro Goulart Coelho, Gustavo Ferreira Simões,
Liséte Celina Lange e Cynthia Fantoni Alves Ferreira*

Introdução

A contaminação do subsolo de aterros de disposição de resíduos sólidos urbanos tem origem na infiltração dos lixiviados através das camadas impermeabilizantes. A interação solo-contaminante é muito complexa, uma vez que muitos fenômenos físicos, químicos e biológicos podem ocorrer simultaneamente. São inúmeros os fenômenos que controlam o transporte de contaminantes em meios porosos, em que 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 também de mecanismos que por sua vez dependem de processos físicos, químicos e biológicos aos quais essas substâncias são submetidas. A compreensão desses mecanismos e a análise e modelagem numérica do problema, associadas a programas de monitoramento de campo, permitem avaliar a contaminação do subsolo e das águas subterrâneas causada por esses empreendimentos. A seguir, são discutidos os aspectos gerais dos mecanismos físicos e químicos de transporte e retenção de contaminantes em meios porosos saturados, bem como as equações governantes desses processos e suas soluções analíticas.

Processos físicos

Transporte por advecção (fluxo)

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 em direção às linhas de fluxo com uma velocidade que, em princípio, é igual à velocidade média linear da água, sem alterar sua concentração na solução. A Equação 1 é a equação diferencial do transporte por advecção:

$$\frac{\partial C}{\partial t} = -V_x \frac{\partial C}{\partial x} \quad (\text{Eq. 1})$$

em que:

C = concentração de soluto [M/L^3];

V_x = velocidade linear média ou velocidade de percolação intersticial [L/T].

A velocidade média do fluxo encontra-se na Equação 2:

$$V_x = \frac{k}{n_e} \frac{dh}{dl} \quad (\text{Eq. 2})$$

em que:

k = coeficiente de permeabilidade ou condutividade hidráulica do solo [L/T];

n_e = porosidade efetiva do solo (adimensional);

dh/dl = gradiente hidráulico (adimensional).

O coeficiente de permeabilidade do solo pode ser obtido experimentalmente por meio de ensaios em permeâmetros de carga constante (solos granulares) e permeâmetros de carga variável (solos finos), sendo calculado a partir da lei de Darcy, Equação 3:

$$v = k \frac{dh}{dl} \quad (\text{Eq. 3})$$

em que:

v = velocidade superficial de percolação [L/T].

Transporte por gradiente de concentração ou difusão molecular

Em decorrência do gradiente de concentração existente em um fluido, ocorre o transporte de contaminantes por difusão molecular ou simplesmente difusão, ou seja, o soluto dissolvido em água desloca-se de uma área de maior concentração para uma área de menor concentração, visando equalizar a concentração em toda a massa de fluido. Esse fenômeno ocorre independente da velocidade do fluido, mas é acentuado pela turbulência resultante dos mecanismos de mistura mecânica (Elbachá, 1989). A difusão do soluto é proporcional ao gradiente de concentração, a qual pode ser expressa pela primeira lei de Fick, Equação 4:

$$F = -D_a \frac{dC}{dx} \quad (\text{Eq. 4})$$

em que:

F = fluxo de massa de soluto, por unidade de área, por unidade de tempo;

D_d = coeficiente de difusão [L^2/T];
 dC/dx = gradiente de concentração [$M/L^3/L$].

O sinal negativo indica que o movimento ocorre das áreas de grande concentração para aquelas de menor concentração. Os valores de D_d podem variar de 1×10^{-9} a 2×10^{-9} m^2/s a $25^\circ C$. Esses valores não variam muito com a concentração, mas dependem da temperatura, podendo reduzir-se em 50% para uma variação de $5^\circ C$ (Robinson & Stokes, 1965). Para sistemas em que a concentração varia com o tempo, aplica-se a segunda lei de Fick, que é descrita pela Equação 5 (Freeze & Cherry, 1979; Fetter, 1993).

$$\frac{\partial C}{\partial t} = D_d \frac{\partial^2 C}{\partial x^2} \quad (\text{Eq. 5})$$

Em um solo, especialmente o de granulometria fina, a difusão é consideravelmente menor do que em uma solução livre. Isso se deve à *tortuosidade* das trajetórias de fluxo, ao pequeno volume de fluido para o fluxo e à retenção de íons e moléculas nas superfícies das partículas (Mitchell, 1991). Sendo assim, deve-se usar um coeficiente de difusão efetiva, D^* , dado pela Equação 6:

$$D^* = \omega D_d \quad (\text{Eq.6})$$

em que:

ω = coeficiente de tortuosidade (Bear, 1972) (adimensional).

Os valores de ω são sempre menores que 1 e podem ser determinados por meio de ensaios de laboratório.

Transporte por mistura mecânica ou dispersão

A mistura mecânica é decorrente da dispersão em canais individuais, do desenvolvimento de velocidades médias diferentes em canais diferentes, pela 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 perpendicular ao fluxo é chamada de *dispersão transversal*. Assumindo que a dispersão pode ser descrita pela lei de Fick para difusão (Equações 4 e 5) e que a quantidade de mistura mecânica é função da velocidade linear média, pode-se introduzir um *coeficiente de dispersão mecânica* (αV), conforme apresentado nas Equações 7a e 7b:

$$\text{Coeficiente de dispersão mecânica longitudinal} = \alpha_L V_X \quad (\text{Eq. 7a})$$

$$\text{Coeficiente de dispersão mecânica transversal} = \alpha_T V_X \quad (\text{Eq. 7b})$$

em que:

α_L = coeficiente de dispersividade longitudinal [L];

α_T = coeficiente de dispersividade transversal [L].

Dispersão hidrodinâmica

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 , o qual é representado pelas Equações 8a e 8b:

$$D_L = \alpha_L V_X + D^* \quad (\text{Eq. 8a})$$

$$D_T = \alpha_T V_X + D^* \quad (\text{Eq. 8b})$$

em que:

D_L = coeficiente de dispersão hidrodinâmica longitudinal [L^2/T];

D_T = coeficiente de dispersão hidrodinâmica transversal [L^2/T].

Algumas experiências foram realizadas por Perkins & Johnston (1963) com o intuito de conhecer melhor a influência relativa de cada uma das parcelas na dispersão hidrodinâmica, apresentando-a pelo número de Peclet, Pe , definido pela Equação 9:

$$Pe = \frac{dV_X}{D^*} \quad (\text{Eq. 9})$$

em que:

d = dimensão característica do grão, que depende da distribuição granulométrica [L].

Processos químicos

Diversos processos químicos podem ocorrer, dependendo do solo e da solução contaminada, em cada situação. Geralmente essas reações retardam o 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, tais como óxidorredução, complexação e quelação, podem atuar de duas formas: 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 tanto nos processos de transferência quanto nos processo de óxidorredução. Em geral, transferências para a fase sólida não são permanentes e alterações no ambiente químico do solo podem resultar em aumento da mobilidade de poluentes transferidos para a fase sólida (Nobre, 1987).

Adsorção-desorção

Numa interpretação clássica, o retardamento que ocorre durante a migração de poluentes é totalmente atribuído aos processos de sorção (adsorção-desorção). Naturalmente, a habilidade do solo em reter substâncias é limitada. Assim, se a fonte de contaminação tiver alimentação contínua, a taxa de retenção tende a diminuir com o tempo, podendo inclusive se anular. Neste ponto, chamado de *ponto de equilíbrio*, diz-se que o solo atingiu sua capacidade de retenção. A quantidade da substância que permanece dissolvida na água percolante aumenta à medida que a quantidade acumulada no solo se aproxima de sua capacidade de retenção (Yong *et al.*, 1992). A transferência da substância para a fase sólida durante o fluxo provoca redução da frente de contaminação em relação à velocidade do fluido, resultando no fenômeno de *retardamento* da frente de contaminação. Isto é ilustrado simplificadaamente na Curva Característica do Transporte, também conhecida como *Breakthrough Curve* (Figura A2.1).

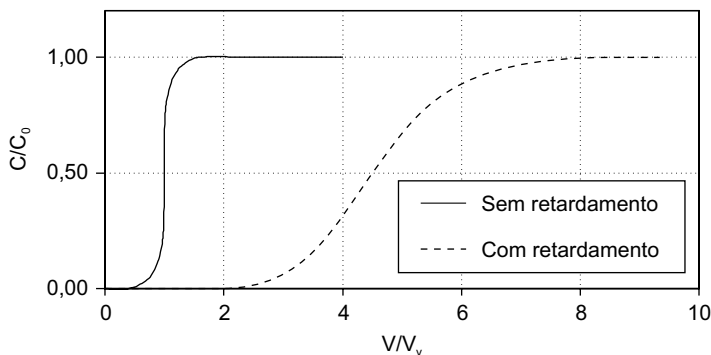


Figura A2.1 Curva Característica do Transporte.

A grandeza que quantifica esse fenômeno 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 Ensaio de Coluna realizados em laboratório, sabendo que (Nobre, 1987):

$$R = \frac{V_{(C = 0,5C_0)}}{V_v} \quad (\text{Eq. 10.1})$$

em que:

$V_{(C=0,5C_0)}$ = volume de fluido lixiviado quando a concentração do poluente no efluente atinge 50% da concentração inicial [L^3];

V_v = volume de vazios da amostra [L^3].

O fator de retardamento, que é 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 (Freeze & Cherry, 1979), que é essencialmente uma medida de afinidade de determinado poluente em relação a um solo específico. Tais coeficientes são normalmente 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.

Diversas equações foram desenvolvidas a fim de melhor ajustar a curva obtida experimentalmente em cada caso. As mais freqüentemente utilizadas são as de Freundlich e Langmuir (Fetter, 1993; Elbachá, 1989; Yong, 1992), respectivamente, Equações 11a e 12. Na Equação 11a, se o coeficiente N for unitário, a relação será linear e o parâmetro K_f será substituído pelo coeficiente de distribuição (K_d), Equação 11b.

$$S_C = K_f C^N \quad (\text{Eq. 11a})$$

$$S_C = K_d C \quad (\text{Eq. 11b})$$

$$S_C = \frac{CQK_L}{1 + CK_L} \quad (\text{Eq. 12})$$

em que:

Q = capacidade de sorção em relação à substância de interesse;

K_L = constante relacionada com a energia de adsorção (adimensional);
 K_f e N = constantes de ajuste do modelo de Freundlich (adimensionais);
 K_d = coeficiente de distribuição [L^3/M];
 n = porosidade do solo (adimensional).

A partir das isotermas Linear, de Freundlich e de Langmuir é possível estimar o fator de retardamento pelas Equações 13, 14 e 15, respectivamente.

$$R = 1 + \frac{\rho_d K_d}{\theta} \quad (\text{Eq. 13})$$

$$R = 1 + \frac{\rho_d K_f N C^{N-1}}{\theta} \quad (\text{Eq. 14})$$

$$R = 1 + \frac{\rho_d}{\theta} \frac{QK_L}{(1 + CK_L)^2} \quad (\text{Eq. 15})$$

em que:

θ = teor de umidade volumétrico, que é igual à porosidade quando o solo está saturado (adimensional);

ρ_d = densidade do solo seco [M/L^3].

Reações de precipitação-dissolução

Esses processos constituem uma segunda classe dentro de uma escala de importância relativa dos processos de retardamento na migração de poluentes através de solos (Nobre, 1987). As reações de precipitação-dissolução ocorrem em função de mecanismos diferentes, porém interdependentes. Esses processos químicos não são de fácil quantificação.

Normalmente, esses mecanismos ocorrem ao mesmo tempo no ambiente do meio poroso. A mudança de concentração de qualquer poluente é função de uma série de variáveis, entre as quais se destacam: a concentração propriamente dita do poluente na solução contaminada; as concentrações de outras substâncias presentes nessa solução; o pH; e a temperatura.

Modelo unidimensional do transporte de poluentes em meios porosos

Equação diferencial governante

Adotando o modelo da *advecção/dispersão hidrodinâmica*, a equação que descreve o transporte de substâncias dissolvidas no meio poroso é a equação da advecção/dispersão hidrodinâmica, que inclui o efeito dos processos de retardamento, já citados anteriormente. A Equação 16 é a equação do transporte em solo saturado, homogêneo, em condição de fluxo permanente, para o caso unidimensional (Huyakorn & Pinder, 1983).

$$\frac{\partial C}{\partial t} = D_L \frac{\partial^2 C}{\partial x^2} - V_X \frac{\partial C}{\partial x} - K_f \frac{\rho_d}{n} \frac{\partial C}{\partial t} \quad (\text{Eq. 16})$$

Rearranjando os termos da Equação 16, obtém-se:

$$R \frac{\partial C}{\partial t} = D_L \frac{\partial^2 C}{\partial x^2} - V_X \frac{\partial C}{\partial x} \quad (\text{Eq. 17})$$

em que:

R = fator de retardamento, descrito pela Equação 18:

$$R = 1 + K_f \frac{\rho_d}{n} \quad (\text{Eq. 18})$$

Finalmente, a equação do transporte unidimensional é escrita na forma:

$$\frac{\partial C}{\partial t} = D' \frac{\partial^2 C}{\partial x^2} - V' \frac{\partial C}{\partial x} \quad (\text{Eq. 19})$$

em que D' e V' são, respectivamente, o coeficiente de dispersão e a velocidade aparente, definidos por:

$$D' = \frac{D_L}{R} \quad (\text{Eq. 20a})$$

$$V' = \frac{V_X}{R} \quad (\text{Eq. 20b})$$

É importante salientar que para a obtenção da Equação 19 foram assumidas as seguintes hipóteses:

- É válida a lei de Darcy.
- O meio poroso é homogêneo, isotrópico e saturado.
- A porosidade e a condutividade hidráulica são constantes no tempo.
- Os mecanismos físicos de difusão molecular e dispersão mecânica podem ser tratados conjuntamente como mecanismos de espalhamento de Fick.
- Fluxo permanente (carga hidráulica constante e conseqüentemente vazão constante).
- Contaminantes solúveis em água.
- O poluente se comporta com um traçador (densidade e viscosidade da solução constante ao longo do tempo).

Solução analítica

Para o caso de concentração constante do poluente (C_0) na entrada da coluna de uma amostra saturada, as condições de contorno são descritas matematicamente como: $C(x, 0) = 0$ para $x \geq 0$; $C(0, t) = C_0$ para $t \geq 0$; e $C(\infty, t) = 0$ para $t \geq 0$. Para essas condições de contorno, a solução da Equação 19 é (Ogata & Banks, 1961):

$$\frac{C}{C_0} = \frac{1}{2} \left(\operatorname{erfc} \left(\frac{(x - V' t)}{2 \sqrt{D' t}} \right) + \exp \left(\frac{V' x}{D'} \right) \operatorname{erfc} \left(\frac{(x + V' t)}{2 \sqrt{D' t}} \right) \right) \quad (\text{Eq. 21})$$

em que:

erfc = função complementar de erro, que é tabelada (Freeze & Cherry, 1979).

Ainda de acordo com Ogata & Banks, o segundo termo da Equação 21 pode ser desprezado com erro menor que 5% quando $(V_x \cdot x/D)$ for maior que 135 e com erro menor que 3% quando $(V_x \cdot x/D)$ for maior que 500. Dessa forma, utiliza-se comumente a solução simplificada (Equação 22), desprezando-se o segundo termo entre colchetes:

$$\frac{C}{C_0} = \frac{1}{2} \operatorname{erfc} \left(\frac{(x - V' t)}{2 \sqrt{D' t}} \right) \quad (\text{Eq. 22})$$

Dimensionamento de camadas minerais impermeabilizantes em aterros de disposição de RSU: comparação entre os efeitos advectivos e difusivos

A importância relativa entre os efeitos dos processos advectivos e difusivos em função da condutividade hidráulica no dimensionamento de uma camada mineral impermeável de base em um aterro de disposição de RSU pode ser ilustrada de forma simplificada, conforme apresentado por Shackelford (1988). O tempo de percolação, definido como o tempo necessário para que a concentração de determinado contaminante presente no lixiviado na base da camada impermeabilizante seja igual a 50% da concentração no topo da mesma, ou uma concentração relativa $C/C_0 = 0,50$, é calculado para diversos valores de condutividade hidráulica, considerando três situações: advecção pura, difusão pura e advecção/difusão ocorrendo simultaneamente.

Para a avaliação dos tempos de percolação, apresentados na Figura A2.2, foi utilizada a seguinte situação hipotética: revestimento de base formado por uma camada de argila compactada com 90 cm de espessura e porosidade média de 0,50; gradiente hidráulico de 1,33, o que corresponde a uma coluna de 30 cm de líquidos sobre a camada de base (valor máximo preconizado pela NBR 13896/97); e coeficiente de difusão de $6,0 \times 10^{-6} \text{ cm}^2/\text{s}$, valor este representativo da difusão de solutos em meios porosos de textura fina e que não sofram processos de sorção pela fase sólida da barreira, como, por exemplo, os íons de cloreto.

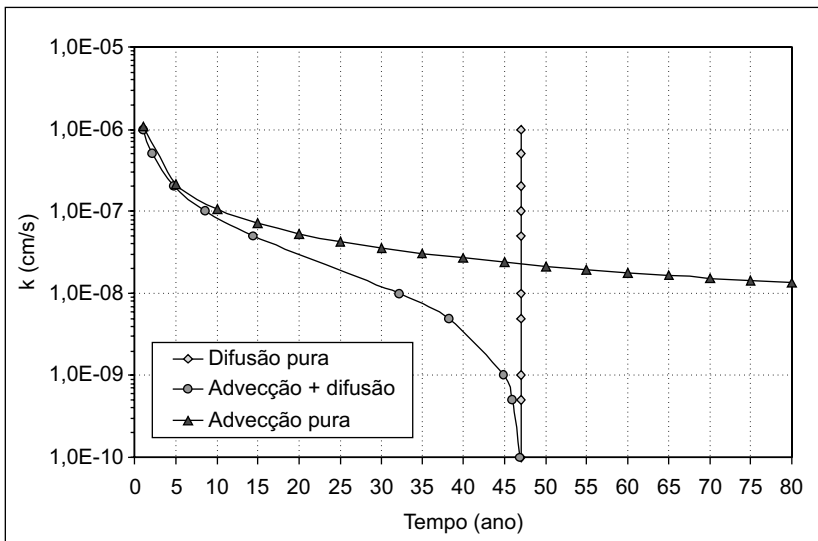


Figura A2.2 Comparação entre os efeitos advectivos e difusivos.

A análise das curvas apresentadas leva às seguintes conclusões:

- (i) A difusão diminui o tempo de percolação mesmo para condutividades hidráulicas da ordem de $1,0 \times 10^{-7}$ cm/s, valor usualmente exigido pelos órgãos ambientais.
- (ii) O dimensionamento de camadas minerais impermeáveis utilizando apenas a parcela advectiva (Lei de Darcy), normalmente utilizado em projeto, pode se tornar extremamente não conservativo em materiais com condutividade hidráulica inferior a $5,0 \times 10^{-8}$ cm/s.
- (iii) Os processos difusivos são dominantes para materiais com condutividade hidráulica inferior a $2,0 \times 10^{-8}$ cm/s, ou seja, a curva do transporte advectivo-difusivo se aproxima de forma assintótica da linha de difusão pura.

Considerando os resultados que podem ser inferidos nesse tipo de análise simplificada, pode-se afirmar que o correto dimensionamento de camadas minerais impermeáveis deve ser realizado considerando todos os mecanismos responsáveis pelo transporte de contaminantes, sob pena de se estar subdimensionando tais camadas.

Exemplo de determinação dos parâmetros de transporte de contaminantes e modelagem numérica computacional

O solo da área em estudo foi caracterizado utilizando os procedimentos preconizados pela ABNT. Os resultados dos ensaios de caracterização e mineralógicos obtidos são apresentados em Goulart Coelho *et al.* (2003). A metodologia para execução dos ensaios de laboratório necessários à obtenção dos parâmetros de contaminação do solo (Ensaio de Coluna e Ensaio de Equilíbrio em Lote) é descrita no Apêndice I. A análise dos resultados obtidos para amostras de solo da área do aterro de disposição de RSU de Catas Altas é apresentada em Lange *et al.* (2002) e os resultados preliminares da modelagem numérica computacional do transporte de contaminantes, especificamente os metais pesados (cádmio, zinco, cobre, chumbo e cromo), são apresentados em Goulart Coelho *et al.* (2003).

Comportamento dos Solos Argilosos Utilizados como Impermeabilizantes em Aterros Sanitários Diante da Atenuação de Contaminantes

Elivete Carmem Clemente Prim, José Carlos de Oliveira e Armando Borges de Castilhos Jr.

Introdução

Para garantir as condições de salubridade de um aterro sanitário, foram desenvolvidos diferentes tipos de estruturas com a finalidade de proteger o ambiente que o envolve. O sistema de proteção dos aquíferos tem por objetivo impedir que haja contato direto dos resíduos aterrados ou de seus efluentes com a água subterrânea. Essa proteção pode ser conseguida por meio da drenagem dinâmica ou estática de nascentes e da impermeabilização dos aterros. Dentre os materiais comumente empregados na impermeabilização destacam-se os solos argilosos compactados. Para acessar objetivamente os impactos dos contaminantes nos solos e no sistema aquífero, é necessário que se conheçam e quantifiquem as propriedades de transporte que caracterizam o meio poroso em estudo. A aquisição desses conhecimentos é uma forma de otimizar os trabalhos de prevenção e remediação dos aquíferos. No entanto, ainda há muito para ser entendido quanto ao fluxo de contaminantes no meio poroso.

Os Aquíferos

Aquífero é definido como uma formação que contém água subterrânea e é suficientemente permeável para transmitir água em quantidade utilizável. Há dois tipos principais de aquíferos: confinados e não confinados. Aquíferos não confinados, também conhecidos como aquíferos livres, são reservatórios de água subterrânea contida no meio poroso. Quando não há argila ou outro material impermeável no topo da camada de água subterrânea, o nível do lençol é livre para variar; nesse caso, de um aquífero constituído por uma superfície na qual as pressões da água subterrânea são iguais à pressão atmosférica é o próprio lençol freático. A fonte principal de água subterrânea em aquíferos não confinados é a precipitação que infiltrou no solo acima

do aquífero, diretamente quando cai sobre o solo ou indiretamente por meio do escoamento a partir de corpos de água superficiais.

Um aquífero confinado é uma camada de material que contém água confinada entre outras camadas de um material muito menos permeável, como, por exemplo, uma camada de areia entre duas camadas de argila. A fonte de água de um aquífero confinado é, principalmente, a precipitação que eventualmente se move através das camadas confinantes ou que se infiltra no material em suas zonas de recarga. Os aquíferos confinados são completamente saturados e não possuem uma superfície livre de água. As áreas de recarga de aquíferos confinados e os aquíferos livres são os mais suscetíveis à contaminação a partir de locais de disposição, pois estão desprovidos do isolamento por camadas de menor condutividade hidráulica.

Os solos argilosos usados como impermeabilizantes

Os sistemas de impermeabilização devem ser executados a fim de garantir estanqueidade, durabilidade, resistência mecânica, resistência a intempéries e compatibilidade com os resíduos a serem aterrados. Portanto, na fase de projeto e implantação é de fundamental importância que se opte por uma base de assentamento estável, pela melhor técnica de impermeabilização segundo o material a ser utilizado e, principalmente, pela execução de uma proteção eficiente quanto aos esforços mecânicos e intempéries. No Capítulo 3, na seção “Sistemas de impermeabilização de laterais e fundo”, são abordados alguns critérios e características que um solo deve apresentar para ser usado como revestimento mineral em aterros. Os solos argilosos são usados como meio impermeabilizante por apresentarem processos físicos, biofísicos, bioquímicos e reações geoquímicas que atuam como mecanismos capazes de reter os elementos poluentes que o permeiam.

A literatura internacional aponta para um crescente interesse em entender os mecanismos da condutividade hidráulica em solos argilosos, tendo em vista a migração de lixiviados de aterro sanitário e sítios para disposição de resíduos perigosos (Anderson, 1982; Brown & Anderson, 1983; Brown & Thomas, 1984; Fernandez & Quigley, 1985; Schramm *et al.*, 1986; Budhu *et al.*, 1991; McCaulou & Huling, 1999; entre outros). Em geral, os solos com alto teor de argila apresentam baixas permeabilidade e, em razão disso, são freqüentemente usados como barreiras naturais e artificiais em sítios de disposição de resíduos para limitar o escape dos contaminantes, tanto para os lençóis de água como para o solo. É de fundamental importância conhecer algumas características físicas e físico-químicas dos solos argilosos, para compreender melhor sua função na impermeabilização e retenção/atenuação de lixiviados gerados nas células dos aterros.

Mineralogia das argilas

Segundo Oliveira (2001), os argilominerais podem ser definidos como minerais terrosos, de granulação fina, que ao ser umedecidos com água em geral adquirem certa plasticidade. Quimicamente, as argilas são formadas essencialmente por silicatos hidratados de alumínio, ferro e magnésio (Santos, 1975). O termo argila também é utilizado para designar partículas com tamanho menor que 0,002 mm de diâmetro, de acordo com a escala granulométrica da ISSS (Jury *et al.*, 1991), o que não implica designar como argilomineral todas essas partículas. De acordo com a classificação dos argilominerais recomendada pelo Comité International pour l'Etude des Argiles (CIPEA), esses minerais são subdivididos em dois grandes grupos: os silicatos cristalinos com reticulado em camadas, ou forma lamelar, também chamados de filossilicatos; e os silicatos com reticulado de estrutura fibrosa (Santos, 1975). Os filossilicatos são os argilominerais encontrados com maior frequência na natureza.

A classificação desse grupo é feita em função de suas propriedades estruturais, como distância interplanar basal, grau de substituição na camada octaédrica, expansibilidade pela introdução de moléculas polares entre camadas basais e o tipo de arranjo ao longo dos eixos cristalográficos, que definem as espécies de um mesmo grupo mineralógico. Nesse grupo têm-se os seguintes subgrupos: a) caulinitas; b) esmectitas ou montmorilonitas; c) vermiculitas; d) micas hidratadas ou hidrômicas; e) cloritas; f) argilominerais de camadas mistas ou interestratificadas; e g) outros minerais de camadas 2:1.

Os filossilicatos são formados por lâminas constituídas por hidroxilas, átomos de alumínio e átomos de magnésio, arranjados na forma de octaedros, átomos de oxigênio e átomos de silício, arranjados na forma de tetraedros (Krauskopf, 1972). De acordo com o arranjo dessas lâminas, os argilominerais são divididos em dois grandes grupos: os tipos bilaminares e os trilaminares, entre os quais se destacam as esmectitas, as montmorilonitas e as ilitas. De acordo com Krauskopf (1972), os minerais bilaminares do grupo da caulinita apresentam menor capacidade de adsorver íons e água, ao passo que os trilaminares do grupo das montmorilonitas, cujas camadas são mais facilmente separáveis, apresentam capacidade de adsorver maior volume de íons e água. Conseqüentemente, a montmorilonita é muito mais expansiva do que a caulinita.

A superfície específica é a relação entre a área da superfície do grão e sua massa (Caputo, 1973). A superfície específica dos argilominerais é muito grande. Essa propriedade mineralógica é a que mais influencia o comportamento hidrodinâmico do meio poroso e é inversamente proporcional ao diâmetro do grão, aumentando à medida que a granulometria diminui. Por exemplo, a superfície da montmorilonita pode atingir valores em torno de 800 m²/g, enquanto num solo siltoso o valor máximo é de 20 m²/g.

Quando um argilomineral estiver imerso num líquido, a superfície específica favorecerá intensa interatividade entre o mineral e o líquido. Em conseqüência dessa interatividade, ocorrem importantes fenômenos químicos. Entre as propriedades dos argilominerais relacionadas com sua superfície específica destacam-se a densidade de cargas superficiais, a sorção e troca catiônica e a dupla camada eletrônica (Jury *et al.*, 1991). Essas propriedades das partículas coloidais das argilas afetam seu comportamento macroscópico, como expansividade e retenção de água, além de refletir em suas propriedades mecânicas, como coesão, resistência mecânica, plasticidade e outras que fogem ao escopo deste trabalho (Rocha, 1974; Vargas, 1981). A seguir serão apresentadas algumas propriedades consideradas mais relevantes.

Densidade de cargas superficiais

As partículas das caulinitas ou das esmectitas possuem forma lamelar, com a superfície superior recoberta por oxigênios e a superfície inferior coberta por hidroxilas. Em decorrência desse arranjo, bem como da ocorrência de substituição isomórfica no reticulado cristalino (troca de íons dos argilominerais com a solução sem, contudo, promover modificações na estrutura cristalina do mineral), em tais superfícies predominam cargas negativas. Por outro lado, as faces menores ou laterais desses retículos são interrompidas, deixando uma deficiência de cargas negativas em razão da presença dos íons positivos fortemente polarizantes. Conseqüentemente, as faces maiores das bases superiores e inferiores das argilas tendem a apresentar cargas negativas, ao passo que as faces menores, ou arestas, apresentam cargas positivas (Santos, 1975).

Sorção e troca catiônica

A capacidade de sorção e troca catiônica dos minerais de argila é conseqüência do desequilíbrio das cargas elétricas determinadas pela substituição isomórfica no próprio reticulado cristalino, por ligações químicas quebradas nas arestas das partículas e pela substituição de hidrogênio por hidroxilas. Os argilominerais possuem a capacidade de sorver determinados cátions e ânions, além de poder trocar esses íons. Tais propriedades geralmente ocorrem em solução aquosa. A capacidade de troca catiônica é uma propriedade importante dos argilominerais, pois íons permutáveis influem poderosamente nas propriedades macroscópicas das argilas. Quanto menor for o grão de argila maior será a capacidade de troca iônica, talvez pela maior área superficial disponível por unidade de volume.

A troca de um íon adsorvido por outro (por exemplo, Na^+ por Ca^{++}), geralmente produz efeitos sobre as propriedades físicas das argilas e, conseqüentemente, em suas propriedades mecânicas. Essa capacidade de troca iônica depende da espécie mineral que constitui a argila. Por exemplo, a capacidade de troca catiônica (que é medida em termos de miliequivalente grama por 100 g) das caulinitas pode variar entre 3 e 10

meq/100 g segundo Oliveira (2001) e de 3 a 15 meq/100 g segundo Grim (1968). Já nas montmorilonitas essa relação chega a ser de 60 a 100 meq/100 g, enquanto é de 80 a 150 meq/100 g nas esmectitas. Os íons trocáveis podem ter origem orgânica e inorgânica (Santos, 1975).

Dupla camada de elétrons

O excesso de cargas negativas na superfície dos argilominerais pode ser neutralizado pela simples adsorção de cátions hidratados. A adsorção dos cátions leva à formação da dupla camada iônica. A primeira hipótese para a existência dessa dupla camada foi proposta por Helmholtz como um modelo de dupla camada fixa. De acordo com Helmholtz, os cátions neutralizados estão fixos às superfícies dos argilominerais e localizados numa única camada. A estabilidade de uma partícula coloidal seria então determinada pela diferença de potencial estabelecida entre as duas camadas rígidas de íons, positivos e negativos. Essa diferença de potencial foi chamada de “potencial zeta” (ζ) e, a partir do modelo de um condensador, obteve-se a seguinte equação para esse potencial:

$$\zeta = \frac{4\pi dq}{\varepsilon}$$

em que:

- d = espessura da dupla camada;
- ε = constante dielétrica do meio;
- q = carga superficial da partícula.

Esse modelo foi durante muito tempo a base para o estudo das propriedades elétricas dos sistemas coloidais.

Segundo Oliveira (2001), o modelo de Helmholtz para a dupla camada eletrônica, embora permitisse a explicação qualitativa de um grande número de fenômenos coloidais, falhava na quantificação do potencial zeta crítico, pois se o potencial zeta for igual a zero, conclui-se que $d = 0$ ou $q = 0$, o que é fisicamente impossível. Além disso, falhava na consideração de uma camada fixa, uma vez que os íons estão em movimento no meio líquido. Essas críticas levaram à reformulação do modelo da dupla camada fixa para o modelo da camada difusa, desenvolvido por Gouy. Nesse modelo, a agitação térmica das moléculas adsorvidas às superfícies dos argilominerais teria um aspecto difuso, e não compacto, como propunha o modelo de Helmholtz. Na camada difusa, a espessura é inversamente proporcional à concentração da solução ambiental, embora os contra-íons tenham livre movimentação no meio, podendo-se deslocar pela ação das forças externas elétricas

ou térmicas. Eles estão fortemente adsorvidos à superfície eletronegativa dos argilominerais, de modo que o modelo de Gouy também foi incapaz de descrever todos os fenômenos.

O modelo de Stern é uma combinação dos modelos anteriores. Nele, a primeira camada de íons está rigidamente adsorvida à superfície dos argilominerais, seguida de uma camada difusa. Os íons móveis positivos das camadas difusas estariam livres da atração eletrostática das cargas negativas das argilas (Nery, 1989). O fenômeno de adsorção de íons e água pelos argilominerais resulta em sua expansibilidade quando em contato com a água. A Tabela A2.1 apresenta as variações no aumento de volume de três tipos de argila na presença de cátions intercambiáveis.

Tabela A2.1 Expansividade de diferentes tipos de argila na presença de diferentes cátions intercambiáveis.

Tipo de argilomineral	Expansividade (cm ³ /g)					
	H ⁺	Li ⁺	Na ⁺	K ⁺	Ca ⁺⁺	Ba ⁺
Beidelita	0,81	4,97	4,02	0,50	0,91	0,85
Montmorilonita/esmectita	2,20	10,77	11,08	8,55	2,50	2,50
Halosita	0,05	–	–	–	–	–

Fonte: Ghildyal & Tripathi (1987).

A expansividade das argilas em contato com a água se deve principalmente às características desse líquido polar, favorecendo sua sorção no espaço interplanar basal dos argilominerais. Outros líquidos também podem ser sorvidos pelas argilas, variando em quantidade em função do grau de polaridade dos líquidos, porém, apresentando comportamentos distintos. Por exemplo, a esmectita e a halosita apresentam modificações em suas propriedades ópticas quando imersas em óleo, indicando que algum tipo de reação ocorre entre o argilomineral e o óleo (Grim, 1968).

No entanto, as características de plasticidade e expansividade das argilas ocorrem somente em presença de água. Esses fenômenos não ocorrem na mistura de argila com outros líquidos, em especial os líquidos orgânicos, cuja afinidade química é incipiente. A constante dielétrica do líquido é um dos fatores apontados na literatura como forte influenciador do volume de líquido adsorvido pelas argilas, e determina também sua expansividade. A adsorção de líquidos pelas argilas é diretamente proporcional a sua constante dielétrica, conforme pode ser verificado pelos valores da Tabela A2.2.

Tabela A2.2 Adsorção de líquidos por montmorilonita em função de suas respectivas constantes dielétricas.

Líquido	Volume sorvido (cm ³ /g)	Constante dielétrica (ε)	Expansão, E (cm ³ /g)	Relação ε/E
H ₂ O	0,99	76,0	0,58	131
CH ₂ OH	0,66	31,9	0,25	128
C ₂ H ₅ OH	0,60	24,1	0,19	127
C ₂ H ₇ OH(n)	0,57	20,5	0,16	128
C ₅ H ₁₁ OH(n)	0,53	14,6	0,12	122
CCl ₄	0,41	2,2	0,00	–

Fonte: Ghildyal & Tripathi (1987).

Constante dielétrica, ε [–]

A constante dielétrica dos fluidos permeantes não tem sido relacionada aos parâmetros hidrodinâmicos nos meios porosos; entretanto, como visto anteriormente, essa constante tem sido relacionada ao grau de expansividade das argilas (Ghildyal & Tripathi, 1987). Quanto maior a constante dielétrica dos fluidos permeando sedimentos argilosos, maior será a expansão das argilas ao adsorver o líquido. É a capacidade de polarização e de orientação das moléculas da água entre as placas lamelares das argilas que proporciona maior adsorção de água nesses minerais e, conseqüentemente, provoca maior expansividade das argilas quando em contato com a água.

Condutividade hidráulica em meio saturado e lei de Darcy

O movimento dos fluidos no meio poroso é limitado por constrições, de modo que a geometria real do fluxo é muito complexa para ser estudada em detalhes. Além disso, a velocidade de um fluido no meio poroso é variável segundo a distribuição granulométrica, o arranjo e a forma dos grãos. Em razão da complexidade na determinação da velocidade intergranular, a velocidade dos fluidos no meio poroso é geralmente descrita em termos macroscópicos, denominada velocidade de fluxo, fluxo específico ou velocidade de Darcy. A velocidade de Darcy [V , (L/T)] é representada pela razão entre a vazão [Q , (L^3/T)] e a área da seção [A , (L^2)] através da qual o fluido percola, ou seja:

$$V = \frac{Q}{A} \quad (\text{Eq. 1})$$

A coluna de solo de comprimento L e a seção constante de área A dada na Equação 1 estão submetidas a um fluxo estacionário que está ocorrendo de um

reservatório superior em um nível hidrostático h , para um reservatório inferior em um nível hidrostático h_0 .

Experimentalmente constata-se que, mantendo-se o nível do fluido constante, a vazão Q que passa através da coluna porosa é diretamente proporcional à área A da seção transversal da coluna e à variação do nível hidráulico $[(h_i - h_0) = \Delta h]$ e inversamente proporcional ao comprimento da seção L , por intermédio de um coeficiente de proporcionalidade (K) chamado de condutividade hidráulica. Portanto, a descarga Q é representada pela Equação 2 e dada por:

$$Q = K \frac{A\Delta h}{L} \quad (\text{Eq. 2})$$

Como $Q/A = V$, o fluxo da água na coluna saturada será:

$$V = K \left(\frac{\Delta h}{L} \right) \quad (\text{Eq. 3})$$

A Equação 4, conhecida como lei de Darcy, foi deduzida experimentalmente por Henry Darcy para o fluxo de água numa coluna completamente saturada, em que K é a condutividade hidráulica e $\Delta h/L$, o gradiente hidráulico na coluna. Uma vez que a condutividade hidráulica K tenha sido medida, a permeabilidade intrínseca do meio poroso k poderá ser calculada utilizando-se a Equação de Nutting (1930) para a condutividade hidráulica saturada dada por:

$$K = \frac{k\rho g}{\mu} \quad (\text{Eq. 4})$$

De acordo com Nutting (1930), Bear (1972), Lohman (1977), Fresse & Cherry (1979), Todd (1980), Verruijt (1982) e Kaviani (1995), a permeabilidade intrínseca é propriedade exclusiva do meio poroso, independentemente das características do fluido. Portanto, uma vez conhecido o valor da permeabilidade intrínseca obtida para um líquido, a Equação de Nutting (1930) definida para meios granulares indicará que a condutividade hidráulica para diferentes fluidos pode ser obtida, bastando para isso, introduzir na Equação 4 os valores das propriedades físicas dos líquidos (ρ e μ) e a aceleração da gravidade g . McWhorter & Sunada (1977) utilizam esse recurso e exemplificam como se pode obter a condutividade hidráulica (K_o) para um determinado óleo, conhecendo-se a densidade e a viscosidade do óleo ($\rho_o = 0,73 \text{ g/cm}^3$ e $\mu_o = 1,8$ centipoise) e da água ($\rho_a = 1,0 \text{ g/cm}^3$ e $\mu_a = 1,0$ centipoise) e utilizando-se a Equação 4. Com base na nessa equação, deduz-se que:

$$k = \frac{K_a \mu_a}{\rho_a g}$$

Sabendo-se que a condutividade hidráulica para a água é de $4,8 \times 10^{-4}$ cm/s e que a permeabilidade intrínseca independe do líquido, pode-se deduzir que:

$$K_o = K_a \left(\frac{\mu_a}{\mu_o} \right) \left(\frac{\rho_o}{\rho_a} \right)$$

Com os valores numéricos têm-se:

$$\left(4,8 \times 10^{-4} \right) \left(\frac{1,0}{1,8} \right) \left(\frac{0,73}{1,00} \right) = K_o = 1,95 \times 10^{-4} \text{ cm/s}$$

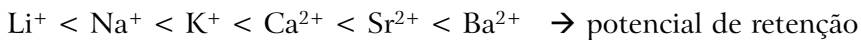
Logo, a condutividade hidráulica calculada para o óleo, embora tenha diminuído de 4,80 (água) para 1,95 (óleo), terá ordem de grandeza igual à da água, de 10^{-4} cm/s. O exemplo citado para o óleo pode ser utilizado para água com diferentes temperaturas, uma vez que a densidade e a viscosidade da água variam com a temperatura. Segundo Oliveira & Brito (1998), no grupo das rochas sedimentares, os arenitos e conglomerados, desprovidos de matriz argilosa e de cimentação, apresentam elevadas condutividades hidráulicas e, portanto, favorecem a migração de contaminantes, enquanto os siltitos e argilitos apresentam baixas condutividades hidráulicas e elevada capacidade de sorção dos contaminantes nas partículas argilosas, dificultando sua migração.

Comportamento da atenuação de contaminantes em meios geológicos

Dependendo das características do contaminante e dos solos argilosos, estes podem ou não atuar como uma barreira geológica. Como já citado na primeira parte deste apêndice, os fenômenos que controlam o transporte de contaminantes são inúmeros, por se relacionarem tanto a mecanismos físicos como a químicos e biológicos. Vamos apresentar aqui alguns estudos realizados quanto ao comportamento da atenuação de contaminantes em meios geológicos. A atenuação é um processo no qual a concentração de vários contaminantes do lixiviado que atravessa o solo é reduzida a um limite aceitável. Muitos são os mecanismos que atuam no processo de atenuação e cada mecanismo pode atuar retendo completamente ou apenas parte dos elementos contaminantes. Oliveira & Brito (1998) classificaram os mecanismos em físicos, químicos e biológicos, apresentando uma tabela na qual descreve como acontece o processo de controle de migração dos contaminantes e seus efeitos. Entre

os processos químicos, ele cita adsorção, troca iônica e reação de oxirredução, processos que reduzem a concentração de contaminantes, e a complexação e hidrólise, que podem aumentar a mobilidade dos contaminantes e alterar o comportamento químico.

Rocca *et al.* (1993) relatam que as reações geoquímicas que ocorrem tipicamente no subsolo são: reações de solução-precipitação (formação de hidróxidos insolúveis e de óxidos solúveis), reações óxido-base, reações de óxidoredução, adsorção-desorção, complexação e quelação. Os íons presentes na solução comportam-se de acordo com suas carga elétrica. 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:



sendo o lítio (Li^+) o menos fixado e o bário (Ba^{2+}) o retido com maior vigor. Verifica-se, portanto, que o conhecimento do tipo de íon e a carga elétrica de um contaminante são importantes para avaliar o comportamento de atenuação em meios argilosos. Uma avaliação paralela pode ser feita identificando-se o tipo de contaminante; por exemplo, se reativos, inorgânicos ou orgânicos.

Oliveira & Brito (1998) avaliaram como se comportam esses tipos de contaminantes em meios geológicos. Contaminantes reativos são aqueles que sofrem, além dos processos físicos de advecção-dispersão, reações químicas e bioquímicas e, conseqüentemente, têm suas concentrações sujeitas a alterações em decorrência dessas reações. As principais reações químicas e bioquímicas podem ser agrupadas nas seguintes categorias: sorção, ácido-base, solução-precipitação, oxidação-redução, complexação e processos microbiológicos. O mecanismo de sorção é a partição do soluto, entre a fase líquida e a fase sólida, em meio poroso. Durante o movimento da água subterrânea, a transferência do contaminante, presente na fase líquida, para a fase sólida do meio poroso, por sorção ou por outro processo químico, tem por conseqüência o retardamento na velocidade de avanço do contaminante.

Quanto ao comportamento de contaminantes inorgânicos em zonas não-saturadas, os metais pesados são mais suscetíveis à sorção que os alcalinos e os alcalinos terrosos. Metais associados a alguns compostos orgânicos estão menos sujeitos à sorção. Muitos ânions praticamente não sofrem sorção, assim, a redução de seu potencial de contaminação se deve à redução da solubilidade e à precipitação. A atividade microbológica da zona não-saturada altera a solubilidade e a mobilidade dos contaminantes.

São conhecidas as liberações de alguns contaminantes durante a decomposição da matéria orgânica; a imobilização de alguns contaminantes por incorporação nos tecidos dos microorganismos; a oxidação do Fe e do Mn; a influência sobre os compostos de enxofre e nitrogênio; bem como as transformações em decorrência das

alterações de pH e do potencial redox. Na zona saturada, a mobilidade e a solubilidade dos contaminantes são dependentes do potencial redox, da presença de outros constituintes, da qualidade da água, de argilominerais, da presença de óxidos-hidróxidos, de matéria orgânica e de microrganismos. De maneira geral, os cátions estão sujeitos a maior atenuação ou redução de suas concentrações que os ânions.

Nas zonas não-saturadas, a biodegradação e a volatilização são as principais formas de atenuação dos contaminantes orgânicos. Para esses contaminantes, a sorção é maior na presença de colóides orgânicos e limitada na sorção de minerais argilosos. São retidos nos poros do solo, onde permanecem sujeitos à lixiviação durante longo período. Nas zonas saturadas, as condições existentes são, de maneira geral, de preservação dos contaminantes orgânicos. Apesar da solubilidade desses contaminantes em água ser insignificante, geralmente é maior que os limites máximos permissíveis para a saúde pública. A atenuação por sorção é insignificante quando não há colóides orgânicos. Contaminantes imiscíveis e mais leves que a água, como a gasolina, tendem a fluir na zona da franja capilar e no topo do lençol freático.

Esses contaminantes fluem em fases múltiplas, como o próprio contaminante sobre a superfície da água, sob a forma dissolvida e sob a forma de vapores na zona não-saturada. Na fase dissolvida, ocorre a diluição, governada pela dispersão hidrodinâmica. Contaminantes imiscíveis e mais pesados que a água se concentram na base do aquífero. Lo *et al.* (1997) relataram que argila natural tem performance boa no caso de remoção de contaminantes inorgânicos e baixa condutividade hidráulica em relação à água. No entanto, essa camada pode sofrer com o ataque de concentrações altas de poluentes orgânicos, resultando em maior condutividade hidráulica.

Boyd *et al.* (1988) realizaram um estudo com complexos orgânicos que atacam as argilas. Cátions orgânicos foram colocados nos locais de troca em esmectitas e o comportamento do pentaclorofenol – que é um solvente orgânico – foi avaliado. Os complexos orgânicos adsorveram moléculas hidrofóbicas por ligações hidrofóbicas. Os resultados mostraram que as isotermas não eram afetadas pelo pH. Normalmente cinco mecanismos – a adsorção, a biodegradação, as reações de troca de cátions, a filtração, e a reação de precipitação –, operam na camada argilosa e, segundo Bagchi (1983), eles não atuam ao mesmo tempo, vão depender dos diferentes tipos de poluentes:

- *Cobre, chumbo e zinco.* Os principais mecanismos de atenuação para estes poluentes são: precipitação, adsorção, troca de cátions e diluição. Em geral, as concentrações desses metais pesadas são baixas no lixiviado. Eles serão fortemente atenuados no meio argiloso.
- *Ferro.* Os principais mecanismos de atenuação do ferro são: precipitação, troca de cátions, adsorção, biodegradação e diluição. A presença do ferro em aterros municipais é, em sua maior parte, no estado reduzido, e a mobilidade do

ferro bivalente é mais alta do que a do ferro trivalente. Sua atenuação deve ser considerada moderada no meio argiloso.

- *Amônia, magnésio, potássio e sódio*. Estes íons são atenuados principalmente por intermédio de troca de cátions e, por sua vez, aumentam a dureza da água subterrânea. O autor comenta que a quantidade total de amônia, magnésio, potássio e sódio atenuados do lixiviado corresponde a 3% do total de cálcio dissolvido, aumentando a dureza.
- *DBO e DQO*. Diferentemente de outros poluentes, não possuem espécies iônicas. Eles representam um grupo de compostos que podem ser oxidados biológica ou quimicamente. Mecanismos principais de atenuação para estes parâmetros são: biodegradação, diluição e filtração. Destas, a diluição é um mecanismo atenuante de longo prazo, enquanto a biodegradação e a filtração são de curto prazo.
- *Nitratos e cloretos*. Estes dois poluentes são ânions altamente móveis mesmo em solo argiloso. Diluição é a única forma de atenuação a longo prazo para ambos.
- *Sulfato*. Os principais mecanismos de atenuação do sulfato são troca aniônica, troca gasosa, adsorção, precipitação e diluição. Porém, sulfato, por ser um ânion, é altamente móvel no solo. No longo prazo diluição é o único mecanismo no qual o sulfato é atenuado.

Estudo de caso: avaliação do comportamento dos solos argilosos utilizados como impermeabilizantes em aterros sanitários diante da atenuação de contaminantes

Uma avaliação dos possíveis problemas com os sistemas de impermeabilização de aterros sanitários utilizando solos argilosos, relacionados a lixiviados, foi realizada nos dois últimos anos na Universidade Federal de Santa Catarina pela Rede de Pesquisa em Saneamento Básico – PROSAB, tema III - Resíduos Sólidos. Serão apresentados a seguir o método empregado e os resultados da pesquisa, positivos quanto ao uso dessa técnica.

Metodologia

A condutividade hidráulica e a verificação de retenção dos contaminantes foram determinadas a partir de experimentos de fluxo. Para isso, foram projetados e construídos seis permeâmetros de paredes fixas (Figura A2.3), que funcionam no sistema de carga variável com no máximo 1 m.c.a. (um metro de coluna de lixiviado), valor adotado supondo pressão do líquido sobre a camada impermeabilizante no aterro. Foram dimensionados três conjuntos de permeâmetros, cada um composto de duas células, que simulavam duas situações de impermeabilização de base de

aterro, uma com solo de origem basáltica e outra com solo de origem granítica. Cada conjunto foi abastecido com uma amostra de lixiviado com características diferentes, assim teríamos simulações de seis situações de campo. A metodologia foi dividida nas seguintes etapas:

- Desenvolvimento do modelo de permeâmetros e confecção das peças.
- Caracterização dos elementos de entrada: solos e lixiviados.
- Desenvolvimento de técnica para compactação dos solos na célula do permeâmetro, com base no ensaio de proctor normal. No ensaio de proctor normal, o solo de origem basáltica necessitou de 34% de acréscimo de água para atingir o teor de umidade ótimo (wot), resultando em massa específica aparente do solo seco (M.E.A.) de $1,34 \text{ g/cm}^3$. O solo de origem granítica apresentou menor necessidade de água, 14% para wot e M.E.A. de 1,82%. Esses dados serviram de padrão na determinação do número de golpes na compactação dentro das células. A energia de compactação utilizada foi de 6.000 g/cm^2 .
- Montagem do experimento.
- Monitoramento de dados.



Figura A2.3 Piloto experimental: permeâmetros.

Resultados

A Tabela A2.3 mostra a caracterização dos lixiviados coletados em diferentes condições climáticas. A amostra CPI foi coletada em época de estiagem, por isto contém maior quantidade de sólidos totais (ST). As amostras CP2 e CP3 foram coletadas após períodos chuvosos, sendo, portanto, mais diluídas quando comparadas à CPI. A amostra CP3 foi coletada após dias de chuvas amenas e a CP2, de chuvas

intensas. CP1 apresenta maior concentração de DQO, DBO, dureza, N, Ca, entre outros elementos. Quanto aos metais, pode-se verificar que houve maior concentração de Zn do que dos demais metais nas três amostras. Cd e Cu apareceram somente na amostra mais concentrada, ECP1. Na Tabela A2.4 são apresentados resultados de caracterização dos solos antes e após contato com os lixiviados.

Tabela A2.3 Caracterização das amostras de lixiviados.

Parâmetro (mg/L)	Amostras			Min. detec.	Método de análise
	ECP1	*ECP2	*ECP3		
Alcalinidade	9908	9554	8720	1	Volumétrico
Amônia	650	1078	1189,4	0,1	Volumétrico com H ₂ SO ₄
DQO	10883	3095	5391	5	Refluxo aberto c/ dicromato
DBO	4339	1537	1282	1	Incubação
Dureza total CaCO ₃	1570	989	1279	1	Volumétrico
Fosfato total	23	23,6	25,8	0,1	Colorimétrico
Fósforo total	7,5	7,7	8,4	0,1	Colorimétrico
Nitrogênio amoniacal	504	835,5	922	0,1	Extração/volumétrico
Nitrogênio total kjeldahl	2219	1628	1743	0,1	Extração/volumétrico
Sólidos totais	19500	11044	11853		Gravimétrico
Cádmio	0,01	ND	ND	0,01	Absorção atômica
Cálcio	190	96	139,6	0,01	Absorção atômica
Chumbo	0,25	0,12	0,1	0,05	Absorção atômica
Cobre	0,03	ND	ND	0,01	Absorção atômica
Magnésio	266	182	226	0,01	Absorção atômica
Níquel	0,2	0,17	0,11	0,01	Absorção atômica
Sódio	2300	1620	1500	0,01	Absorção atômica
Zinco	1,06	0,61	1,75	0,001	Absorção atômica

A massa específica do solo que equivale à densidade real dos grãos revelou 2,30 g/cm³ para o solo G e 2,69 para o solo B, resultados compatíveis com as respectivas mineralogias de suas rochas de origem. Pode-se observar aumento no pH, tanto no solo granítico como no basáltico, tendendo aos mesmos valores de pH das amostras líquidas. Isto se deve, em parte, à capacidade de troca catiônica dos solos. Pode-se observar, principalmente nos resultados de solo granítico contaminado, variação do

valor da CTC, o que demonstra que ocorreu troca de cátions. Quanto aos elementos químicos analisados, a maioria apresentou retenção, nota-se, no entanto, aumento significativo de K, Na e P em ambos os solos. O Al livre foi totalmente extraído nos dois solos testados. Quanto às análises das amostras de lixiviado, que se infiltraram no solo e ultrapassaram a camada, verifica-se de modo geral retenção para alguns parâmetros, enquanto para outros há liberação maior do que na entrada. Na Figura A2.4 são apresentados os gráficos das variações das concentrações de elementos químicos ao longo do tempo, sobre a concentração inicial – $C/C_0 \times \text{Tempo}$ – de dois permeâmetros com solo granítico (CP2G, CP3G). O valor igual a 1 (um) de C/C_0 indica que todo contaminante existente no líquido foi liberado. Valores acima de 1 indicam que a fração existente no solo também está sendo liberada, enquanto valores abaixo de 1 representam retenção dos contaminantes pelos solos.

Tabela A2.4 Caracterização das amostras de solos antes e após ensaio de permeabilidade.

Parâmetro	Solo basáltico				Solo granítico				Método
	natural	Contaminado			Natural	Contaminado			
		CP1	CP2	CP3		CP1	CP2	CP3	
CTC (meq/L)	12,94	13,19	11,88	11,00	4,74	8,5	7,09	5,14	Embrapa/fertilidade
pH	4,7	7,7	7,7	7,4	5,0	7,9	7,9	7,5	Embrapa/fertilidade
P (mg/L)	0,1	2,9	2,6	0,9	0,1	18,3	29,7	24,8	Embrapa/fertilidade
K (mg/L)	24	1764	1416	1423	19	1152	885	720	Embrapa/fertilidade
M.O. (%)	0,5	1,3	1,1	1,1	0,0	0,5	0,7	0,3	Embrapa/fertilidade
Al (cmolc/L)	4,3	ND	ND	ND	2,4	ND	ND	ND	Embrapa/fertilidade
Ca (cmolc/L)	0,5	1,2	0,9	1,5	0,7	0,4	0,4	0,3	Embrapa/fertilidade
Mg (cmolc/L)	0,8	1,2	2,1	1,5	0,6	1,0	1,5	0,3	Embrapa/fertilidade
Na (cmolc/L)	12	1128	925	724	31	736	447	396	Embrapa/fertilidade
Massa específica (g/cm ³)	2.692				2.299				ASTM D2487-67
Granulometria /classificação	Silte argiloso				Areia siltosa				NBR7181 (1984)
Mineralogia (principais)	Caulinita, goethita				Caulinita, moscovita				DRX
Limite de plasticidade %	56				NP				NBR 7180(12/1981)
Limite de Liqueidez %	86				NL				NBR6459(10/1984)

Neste sentido, observa-se tendência de retenção cada vez maior de Ca, P e N e estabilização da DQO e da DBO no CP2. Mg, K e Na estão sendo liberados, tendendo

a uma retenção pelo líquido da fração do solo. Nos gráficos de metais pesados (Figura A2.5), observa-se a retenção de parte do Zn, porém extração não esperada de Pb e Ni do solo, sendo que no CP2, depois de 225 dias, a tendência foi de total retenção. Conclui-se, no entanto, que o comportamento de retenção e ou liberação dos contaminantes se deve tanto a processos físicos como a processos biológicos (por exemplo, formação de biofilme) e químicos (por exemplo, precipitação, adsorção, sorção, etc.). Para os demais permeâmetros, não foi possível realizar os mesmos gráficos, em razão da baixa permeabilidade dos CPIG e CP1, 2, 3B, decorrente das características do lixiviado concentrado e do tipo de solo, ocasionando a coleta de poucas amostras e, conseqüentemente, poucos dados.

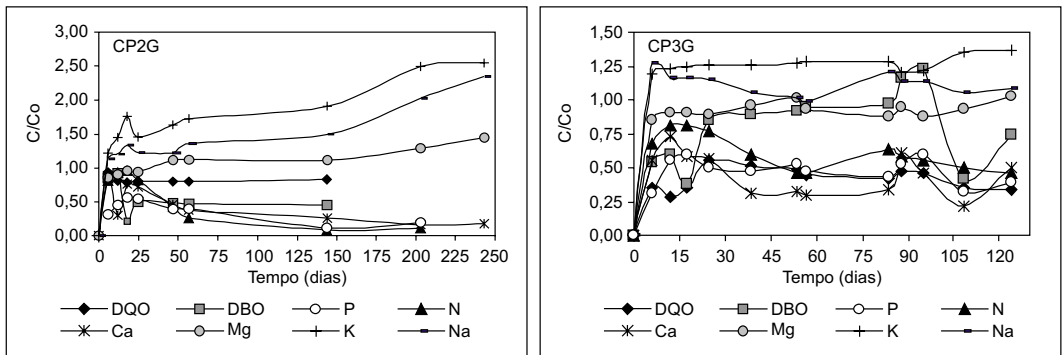


Figura A2.4 Gráficos das variações das concentrações de elementos químicos ao longo do tempo sobre a concentração inicial – C/C_0 x tempo – de dois permeâmetros com solo granítico (CP2G, CP3G).

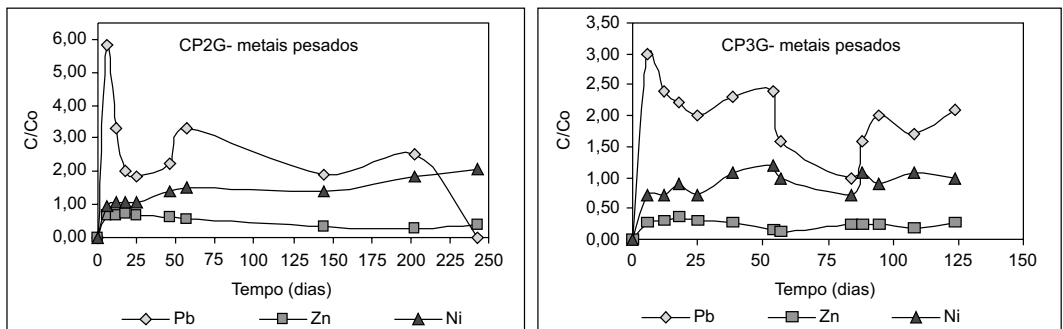


Figura A2.5 Gráficos das variações das concentrações de elementos químicos ao longo do tempo sobre a concentração inicial – C/C_0 x tempo – de dois permeâmetros com solo granítico (CP2G, CP3G).

Nos gráficos de permeabilidade (K), observa-se que todos os de solo basáltico (Figura A2.6), após 30 dias em média, apresentam K em torno de 1×10^{-8} cm/s, enquanto os de solo granítico (G) comportaram-se de maneira diferente (Figura A2.7). No CP1G, onde se usou lixiviado com maior concentração de sólidos totais, nota-se comportamento semelhante ao das células do solo B. A CP3G, com lixiviado mais diluído, aos 75 dias apresenta $K = 1 \times 10^{-7}$ cm/s, pelo tipo de solo e características da amostra. Analisando-se os resultados, nota-se, de forma contundente, que os valores iniciais da condutividade hidráulica variam bastante. Na literatura internacional, experimentos semelhantes foram realizados: Fernandez & Quigley (1985), em estudos de permeabilidade realizados com dois tipos de solos, lixiviados de aterros sanitários e permeâmetros semelhantes aos desta pesquisa, obteve aos 42 dias, permeabilidade de 1×10^{-8} cm/s a 1×10^{-9} cm/s, sendo que os solos continham esmectita e bentonita.

A bentonita é uma argila com alto fator de expansibilidade, o que não se verifica na caulinita, argilomineral componente dos solos utilizados neste experimento. O K é uma interação entre as características dos líquidos e a permeabilidade intrínseca – que é característica exclusiva do meio poroso. Utilizando-se líquidos semelhantes, a variação do K fica condicionada somente às características do solo, que são típicas de cada solo.

Quando se deu início aos experimentos, constataram-se valores de K para cada tipo de solo, que ao longo do tempo tenderam à uniformização, em função do fechamento dos poros e pelo material em suspensão contido nos lixiviados. Quanto maior for a quantidade de material em suspensão, mais rapidamente essa tendência será verificada. Assim como na interpretação dos gráficos de $C/C_0 \times T$, deve ser levado em conta no processo de impermeabilização a ação de processos biológicos e químicos – como precipitação, adsorção, sorção, etc.

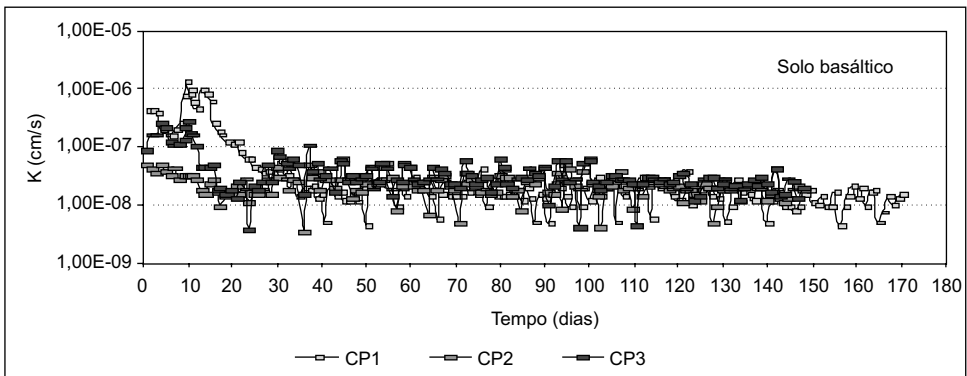


Figura A2.6 Permeabilidade ao longo do tempo do solo basáltico nos diferentes permeâmetros.

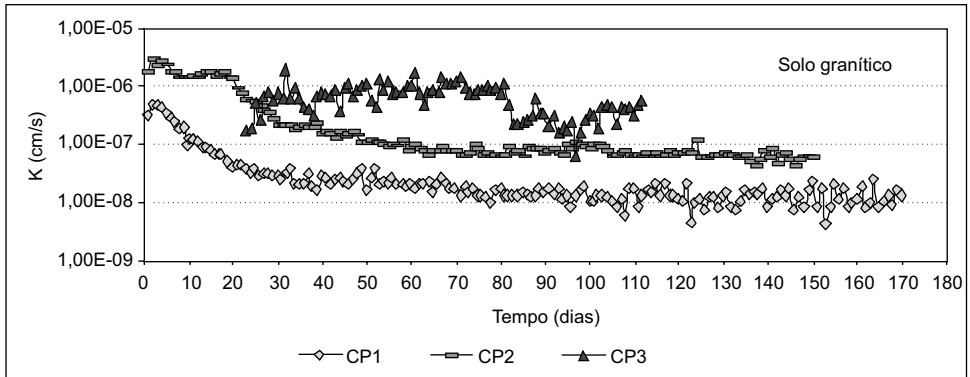


Figura A2.7 Permeabilidade ao longo do tempo do solo granítico nos diferentes permeâmetros.

Extrapolando os dados para condições de campo (Tabela A2.5), mesmo após um mês, com o solo mais permeável, lixiviado diluído, pressão de 4 m.c.a. e considerando-se um K constante, a infiltração é relativamente pequena. Depois de 25 anos, o contaminante chega a uma profundidade de 8,32 cm. Deve-se ressaltar que o valor de K foi fixado, considerou-se que os 25 anos não passaram de 1×10^{-9} cm/s para os cálculos e que nesse experimento as amostras de lixiviado foram filtradas.

Tabela A2.5 Extrapolação dos dados para condições de campo.

Vazão em $\text{cm}^3/\text{mês}$ considerando $K_1 = 1 \times 10^{-7}$ cm/s – permeabilidade nas condições menos favoráveis do experimento: solo granítico, período de coleta do percolado, chuvas intensas				
L = h da camada impermeabilizante (cm)	l = altura da coluna de pressão de percolado sobre a camada de solo (cm)			
	100	200	300	400
100	86,40	172,80	259,20	345,60
50	172,80	345,60	518,40	691,20
Simulação da percolação do lixiviado no solo: profundidade (cm) atingida em função do tempo (mês)				
L = h da camada impermeabilizante (cm)	l = altura da coluna de pressão de percolado sobre a camada de solo (cm)			
	100	200	300	400
100	0,26	0,52	0,78	1,04
50	0,52	1,04	1,56	2,07 cm/mês
Cálculo da infiltração (considerando $k = 1 \times 10^{-9}$ cm/s após primeiro mês) somando 2,07 cm que infiltrou no primeiro mês				2,32 cm em 1 ano
				8,32 cm em 25 anos

Conclusão

A pesquisa indicou que há percolação através da camada de solo com tendência a impermeabilização física, em função das características do lixiviado, principalmente a quantidade de sólidos totais presentes. Nas piores condições de trabalho (areia siltosa e lixiviado coletado após chuvas intensas no aterro sanitário), não se verificou efetivamente influência na impermeabilização em função dessas condições. Concluiu-se que os aterros impermeabilizados com esses tipos de solos atendem ao $K = 1 \times 10^{-7}$ cm/s. Os resultados indicaram tendência a uma impermeabilização importante ao longo do tempo, por isto, para proteção ambiental mais efetiva, é aconselhável investir em boa cobertura e drenagem de águas pluviais, a fim de dificultar a diluição dos lixiviados e, conseqüentemente, acelerar o processo, assegurando a impermeabilização completa dos aterros sanitários por solos argilosos.

Referências Bibliográficas

- ANDERSON, D. *Does landfill leachate make clay liners more permeable?* Civil Engineering ASCE, Sep. 1982. 66-69 p.
- ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. *NBR 13896: aterros de resíduos não perigosos: critérios para projeto, implantação e operação.* Rio de Janeiro, 1997.
- BAGCHI, A. Design of natural attenuation landfills. *Journal of Environmental Engineering*, v. 109, n. 4, p. 800-811, 1983.
- BEAR, J. *Dynamics of fluids in porous media.* USA: American Elsevier Publishing Company, 1972.
- BOYD, S. A.; SHAOBAI, S.; LEE, J. F.; MORTLAND, M. M. Pentachlorophenol sorption by organo-clays. *Clay and Clay Minerals*, n. 36, v. 2, p. 125-130.
- BROWN, K. W.; ANDERSON, D. C. *Effects of organic solvents on the permeability of clay soils.* Environmental Protection Agency (U.S.), EPA-600/S2-83-016, 1983.
- BROWN, K. W.; THOMAS, J. C. Conductivity of three commercially available clays to petroleum products and organic solvents. *J. of Hazardous Wastes*, p. 1545-1553, 1984.
- BUDHU, M.; GIESE JR., R. F.; CAMPBELL, G.; BAUMGRASS, L. The permeability of soils with organics fluids. *Canadian Geotechnical Journal*, v. 28, p. 140-147, 1991.
- CAPUTO, H. P. *Mecânica dos solos e suas aplicações.* Rio de Janeiro: Livros Técnicos e Científicos, 1973. 242 p.
- ELBACHÁ, A. T. *Estudo da influência de alguns parâmetros no transporte de massa em solos argilosos.* 1989. 178 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) – Departamento de Engenharia Civil, Rio de Janeiro.
- FERNANDEZ, F.; QUIGLEY, R.W., Hydraulic conductivity of natural clays permeated with simple liquid hydrocarbons. *Canadian Geotechnical Journal*, v. 22, p. 205-214, 1985.

- FETTER, C. W. *Contaminant hydrogeology*. New York: Macmillian Publish Company, 1993. 458 p.
- FREEZE, R. A.; CHERRY, J. A. *Groundwater*. New Jersey: Prentice-Hall, Inc., 1979.
- GHIDYAL, B. P.; TRIPATHI, R. P. *Soil physics*. New Delhi: [s.n.], 1987. 656 p.
- GOULART COELHO, H. M. et al. Estudo preliminar da contaminação por metais pesados na área do aterro de disposição de resíduos sólidos urbanos do município de Catas Altas, MG. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE GEOTECNIA AMBIENTAL, 5., 2003, Porto Alegre. *Anais...* Porto Alegre: [s.n.], 2003.
- GRIM, R.E. *Clay mineralogy*. New York: McGraw-Hill Book Company, 1968.
- HUYARKORN, P. S.; PINDER, G. F. *Computational methods in subsurface flow*. New York: Academic Press, 1983. 473 p.
- JURY, W.; WILFORD, R. G.; WALTER, H. G. *Soil physics*. New York: John Wiley & Son, 1991. 328 p.
- KAVIANY, M. *Principles of heat transfer in porous media*. 2. ed. New York: Springer-Verlag, 1995. 798 p.
- KRAUSKOPF, K. B. *Introdução à geoquímica*. São Paulo: Polígono, 1972. 2 v.
- LANGE, L. C. et al. Estudo do transporte de contaminantes em meios porosos aplicado a aterros de disposição de resíduos sólidos urbanos. In: CASTILHOS Jr., B. et al. (Org.). *Alternativas de disposição de resíduos sólidos para pequenas comunidades*. Rio de Janeiro, Brasil, 2002. p. 85-92.
- LO, I. M. C.; MAK, R. K. M.; LEE, S. C. H. Modified clays for waste containment and pollutant attenuation. *Journal of Environmental Engineering*, p. 25-32, Jan. 1997.
- LOHMAN, S.W. *Hidráulica subterrânea*. Barcelona: Editorial Eriel, 1977. 191 p.
- McCAULOU, D. R.; HULING, S.G. Compatibility of Bentonite and DNAPs. *Ground Water Monitoring Review*, v. 78, p. 78-85, Spring. 1999.
- McWHORTER, D. B.; SUNADA D. K. *Ground-water hydrology and hydraulics*. Colorado: Water Resources Publications, 1977. 290 p.
- MITCHELL, J. K. *Conduction phenomena: from theory to geotechnical practice*. 31st ed. [s.l.]: [s.n.], 1991.
- NERY, G.G. *Estudo da eficiência na filtração osmótica da bentonita e folhelhos triturados da formação Candeias, Bacia do Recôncavo, Bahia, Brasil*. 1989. 80 f. Dissertação (Mestrado em Geologia) – Instituto de Geociências, Universidade Federal da Bahia, Salvador.
- NOBRE, M. M. M. *Estudo experimental do transporte de poluentes em solos argilosos compactados*. 1987. 214 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) – Departamento de Engenharia Civil, PUC, Rio de Janeiro.

- NUTTING, P. G. Physical analysis of oil sands. *Am. Assos. Petroleum. Geologists Bull.*, v. 14, p. 1337-1349, 1930.
- OGATA, A.; BANKS, R. B. *A solution of the differential equation of longitudinal dispersion in porous media*. Geol. Surv. Prof. Paper 411-A, 1961.
- OLIVEIRA, A. M.; BRITO, S. N. A. *Geologia de engenharia*. São Paulo: Associação Brasileira de Geologia de Engenharia, 1998. p. 343-352.
- OLIVEIRA, J. C. S. *Contaminação de sedimentos argilosos por combustíveis automotivos: problema de avaliação da permeabilidade*. 2001. Tese (Doutorado em Geologia Sedimentar) – Instituto de Geociências, Universidade Federal da Bahia, Salvador.
- PERKINS, T. K.; JOHNSTON, O. C. A review of diffusion and dispersion in porous media. *Society of Petroleum Engineering Journal*, v. 3, 1963.
- QIAN, X.; KOERNER, R. M., GRAY, D. H. *Geotechnical aspects of landfill design and construction*. New Jersey: Prentice Hall, 2002. 717 p.
- ROBINSON, R. A.; STOKES, R. H. *Electrolyte solutions*. 2. ed. London: [s.n.], 1965.
- ROCCA, A. C. C. et al. *Resíduos sólidos industriais*. 2 ed. rev. e aum. São Paulo: Cetesb, 1993. p. 135-166, 183-184.
- ROCHA, F. X. P. *Geotécnica I*. Porto Alegre: Instituto de Geociências da Escola de Geologia, 1974.
- SANTOS, P. S. *Tecnologia da argilas*. São Paulo: Editora da Universidade de São Paulo, 1975. 802 p.
- SCHRAMM, M.; WARRICK, A. W.; FULLER W. H. Permeability of soils to four organic liquids and water. *Hazardous Waste & Hazardous Materials*, n. 3, v. 1, p. 21-27, 1986.
- SHACKELFORD, C. D. Diffusion as a transport process in fine grained materials. *Geotechnical News*, v. 6. n. 2, p. 24-27, 1988.
- TODD, D. K. *Groundwater hydrology*. New York: John Wiley & Sons Inc., 1980. 535 p.
- VARGAS, M. *Introdução à mecânica dos solos*. São Paulo: McGraw-Hill Book Company, 1981.
- VERRUIJT, A. *Groundwater flow*. 2. ed. London: The MacMillan, 1982. 144 p.
- YONG, R. N. et al. Principles of contaminant transport in soils. In: *Development in geotechnical engineering*. Netherlands: Elsevier Science Publishers, 1992. 327 p.

Apêndice 3

Método do Balanço Hídrico

Ioana Nicoleta Firta e Armando Borges de Castilhos Jr.

Histórico do Método do Balanço Hídrico

O método do balanço hídrico, um dos modelos mais utilizados atualmente em aterros sanitários para determinação dos volumes de lixiviados gerados, foi proposto por Fenn em 1975 e depois desenvolvido por Kmet em 1982 (Bendz *et al.*, 1997). Esse método foi uma adaptação do “balanço hídrico” publicado pelo C. W. Thornthwaite em 1955, estudo conhecido sob a denominação de “Teoria de Thornthwaite”, aplicado no campo da conservação de solo e da água. Para o entendimento do balanço hídrico aplicado em aterros sanitários é necessário bom conhecimento dos conceitos básicos e da terminologia do método.

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

Muitos anos antes da teoria de Thornthwaite já se tinha noção sobre o ciclo hidrológico e sobre o balanço hídrico. Estudos mostram que, cerca de 600 anos a.C., o filósofo grego Tales de Mileto já citava os elementos físicos da natureza, terra, água, ar e fogo, e as correlações entre essas fases, consideradas essenciais para vida (Oraggio, 2003). Milênios antes de gregos, os chineses já haviam descoberto os cinco elementos considerados as forças da natureza, água, fogo, terra, madeira e o metal, e as relações entre os elementos que fundamentaram a teoria da filosofia e a medicina chinesa. Um esquema completo do ciclo hidrológico, com todos parâmetros, data de 1500 e foi realizado por Leonardo da Vinci.

Aplicabilidade e Limitações do Método

Método do balanço hídrico é um método complexo que se aplica nos casos em que há grande disponibilidade de dados de precipitação e evapotranspiração, medidos no local do aterro ou disponibilizados pela mais próxima estação meteorológica. Para assegurar a confiabilidade dos dados, estes devem ser validados e comparados com dados provenientes das outras estações situadas na proximidade do local estudado. Os parâmetros meteorológicos utilizados devem ser as médias aritméticas mensais.

Algumas condições básicas para utilização do método são apresentadas a seguir (Neto *et al.*, 1999):

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

O presente método é centrado em torno da quantidade de água livre existente no solo. Até que a capacidade de campo do solo seja alcançada, a umidade do solo será vista como um balanço entre a água que entra como resultado das precipitações e a que sai sob forma de evapotranspiração. Como o próprio Fenn afirmava, o balanço hídrico é como uma conta bancária na qual as precipitações sempre são adicionadas e as evapotranspirações sempre são sacadas (Fenn *et al.*, 1975). Os três fatores críticos que devem ser considerados no balanço hídrico são os conceitos do armazenamento de água no solo, evapotranspiração e escoamento superficial. Apesar de o método do balanço hídrico ser muito utilizado, a precisão e a sensibilidade desse método são muito pouco estudadas e dependem das condições locais de cada análise de aterro em escala experimental ou campo.

Balanço Hídrico – Método de Cálculo no Programa do Software SADES

Para a determinação do volume de lixiviado, foi desenvolvido um algoritmo de cálculo do método de balanço hídrico, incluído no software do programa SADES – “Desenvolvimento de um Sistema de Apoio à Decisão para Seleção de Áreas Destinadas à Implantação de Aterros Sanitários e Dimensionamento de Aterros Sanitários”. O software possibilita o cálculo do volume de lixiviado por dois métodos:

- Método suíço
- Método do balanço hídrico

O cálculo do método é conduzido em uma planilha que centraliza todos os parâmetros envolvidos na equação geral do balanço hídrico. A planilha será atualizada somente no momento em que o usuário informar a área do aterro sanitário e a declividade. A tela para ativação da planilha é apresentada na Figura A3.1.

Com as informações sobre o tipo de solo utilizado, a área do aterro estudado e a declividade, a planilha será ativada, como apresentado na Figura A3.2. Os dados de precipitação e evapotranspiração devem ser informados pelo usuário.

O cálculo será feito mês a mês, durante um ano, utilizando as escolhas do usuário sobre o tipo de solo, declividade, área do aterro e estação seca ou úmida do ano, condições nas quais o cálculo será conduzido automaticamente.

Figura A3.1 Tela inicial do método do balanço hídrico.

Dando prosseguimento ao cálculo de dimensionamento da rede de drenagem, o método permite utilizar como volume de lixiviado aquele escolhido pelo usuário: o do mês que apresenta a mais desfavorável situação do ano. Apesar de o método em si ser bastante complicado, o programa oferece a possibilidade de calcular o volume de lixiviado de maneira rápida e bastante confiável.

DRENAGEM DE LÍQUIDOS PERCOLADOS

Prontuário: Município: Florianópolis - 1 Data Cadastro:

Bairro ou Setor do Município Escolha o Método: SUIÇO BALANÇO HÍDRICO

Método do Balanço Hídrico

PLANILHA ANUAL DE BALANÇO HÍDRICO

	JAN	FEV	MAR	ABR	MAI	JUN	JUL	AGO	SET	OUT	NOV	DEZ	ANUAL
EP	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
P	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
ESTAÇÃO	SECA	SECA	SECA	SECA	SECA	ÚMIDA	ÚMIDA	ÚMIDA	SECA	SECA	SECA	SECA	
C	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
ES	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
I	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
I - EP	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
I - EP (-)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
AS	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
AAS	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
ER	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
PER	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
VP	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0

LEGENDA

SEÇÕES: Talude de: Valores de:

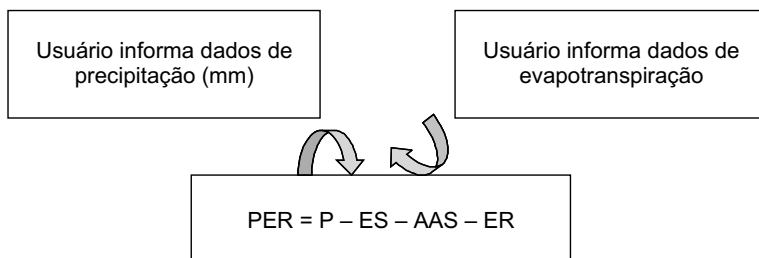
EP - Evapotranspiração Potencial P - Índice de Precipit. Pluviométrica ES - Escoamento Superficial
 C - Coeficiente de Escoamento Superf. I - Infiltração AS - Armazen. de Água no Solo
 AAS - Troca de de Armazen. de Água no Solo ER - Evapotranspiração Real PER - Volume de Líquido Percolado
 VP - Vazão de Pico

Retorno

Figura A3.2 Planilha anual do método do balanço hídrico.

Fluxogramas do Método do Balanço Hídrico

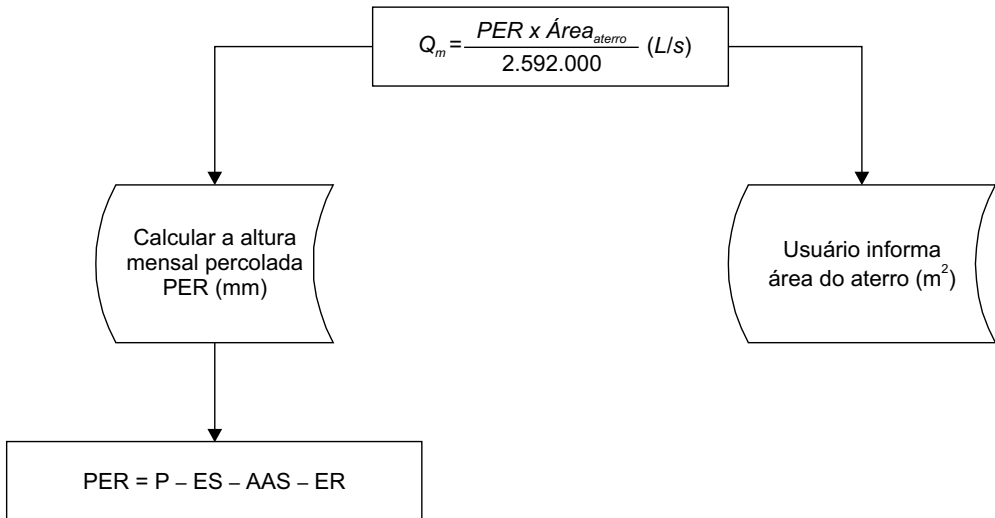
Equação básica do método do balanço hídrico:



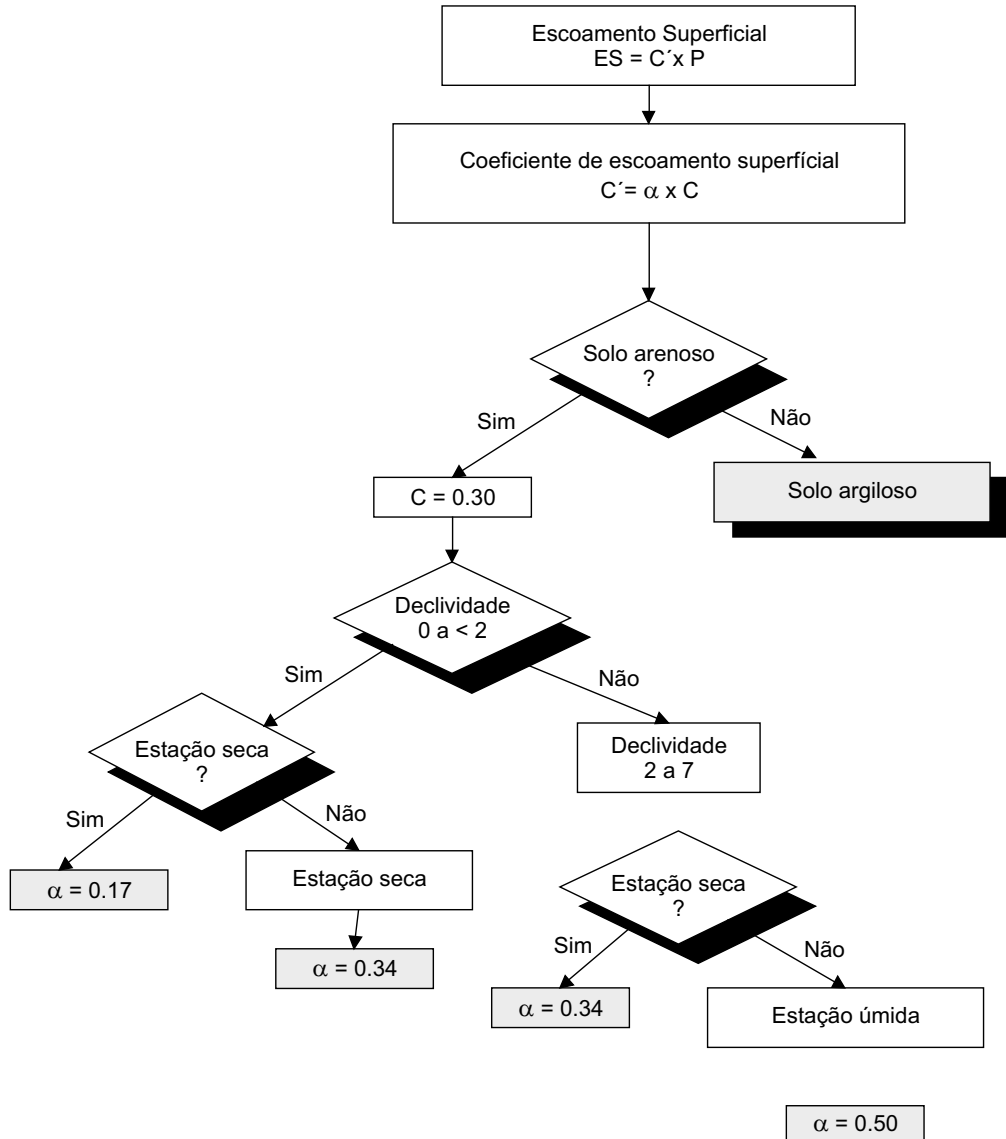
em que:

- PER = volume de lixiviado, valores médios mensais;
- P = índice de precipitação pluviométrica, valores médios mensais;
- ES = escoamento superficial
- C' = coeficiente de escoamento superficial;
- I = infiltração;
- AS = armazenamento de água no solo;
- AS_c = armazenamento de água na camada de cobertura, representando a quantidade máxima de água armazenada no solo;
- AAS = troca de armazenamento de água no solo
- ER = evapotranspiração real.

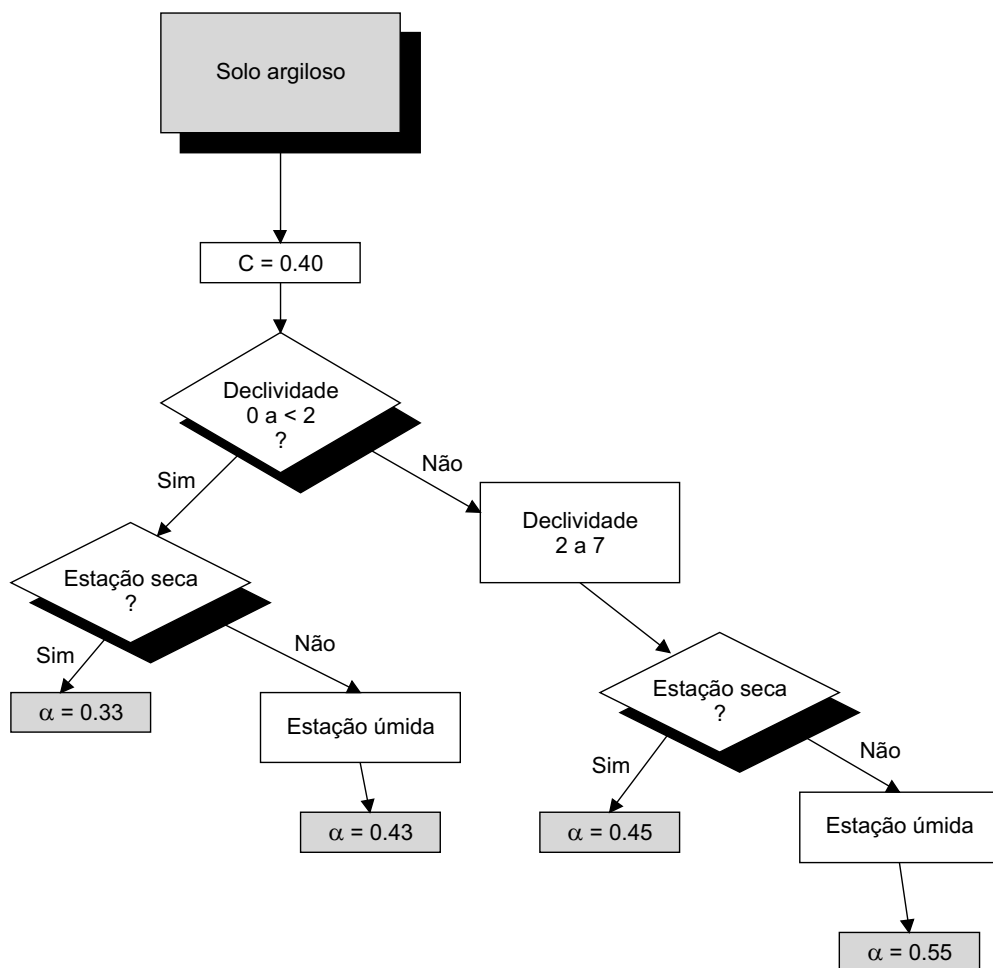
Fluxograma para cálculo da vazão mensal de lixiviado



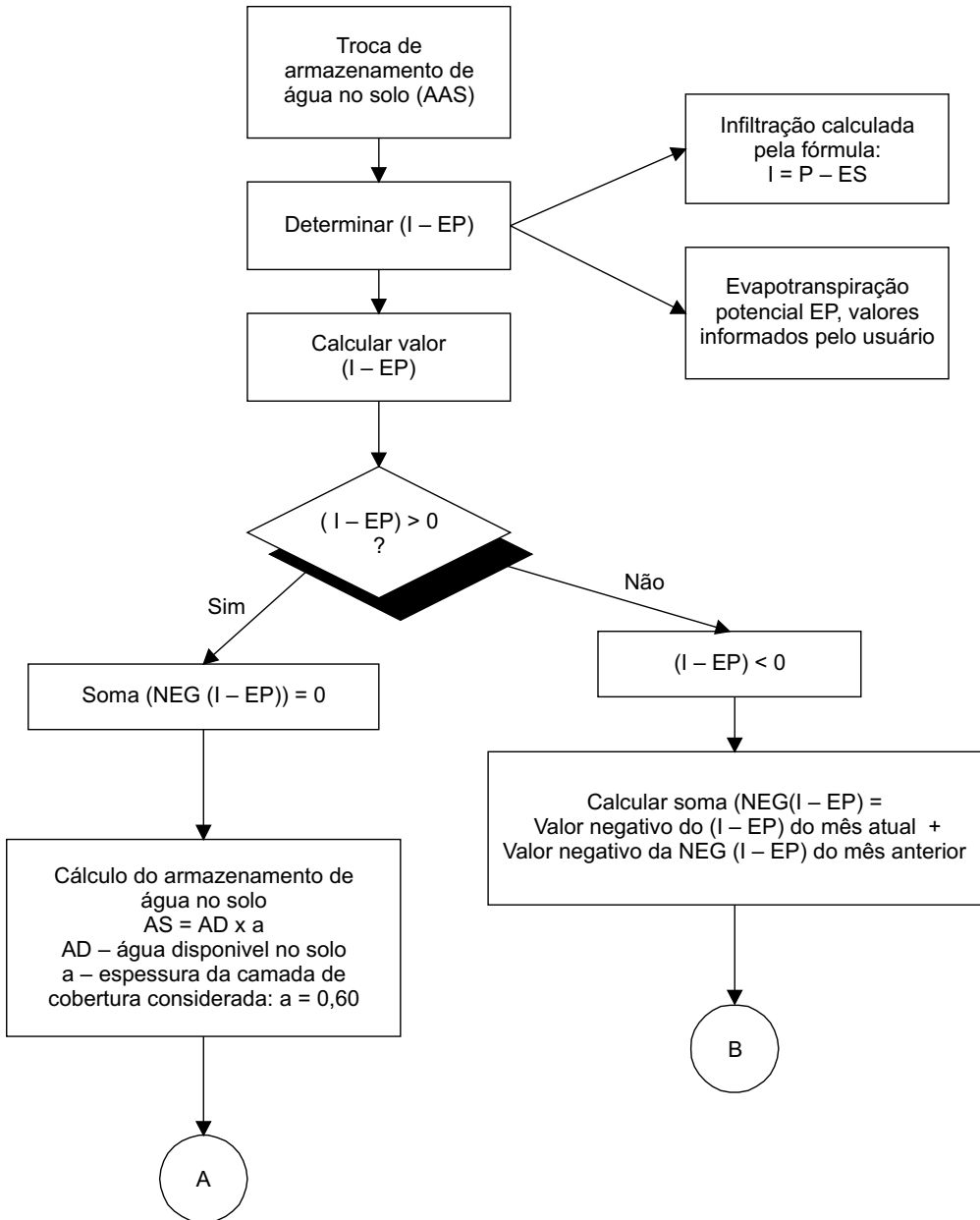
Fluxograma para cálculo de escoamento superficial (ES)



Fluxograma para cálculo de escoamento superficial (ES): solo argiloso (continuação)

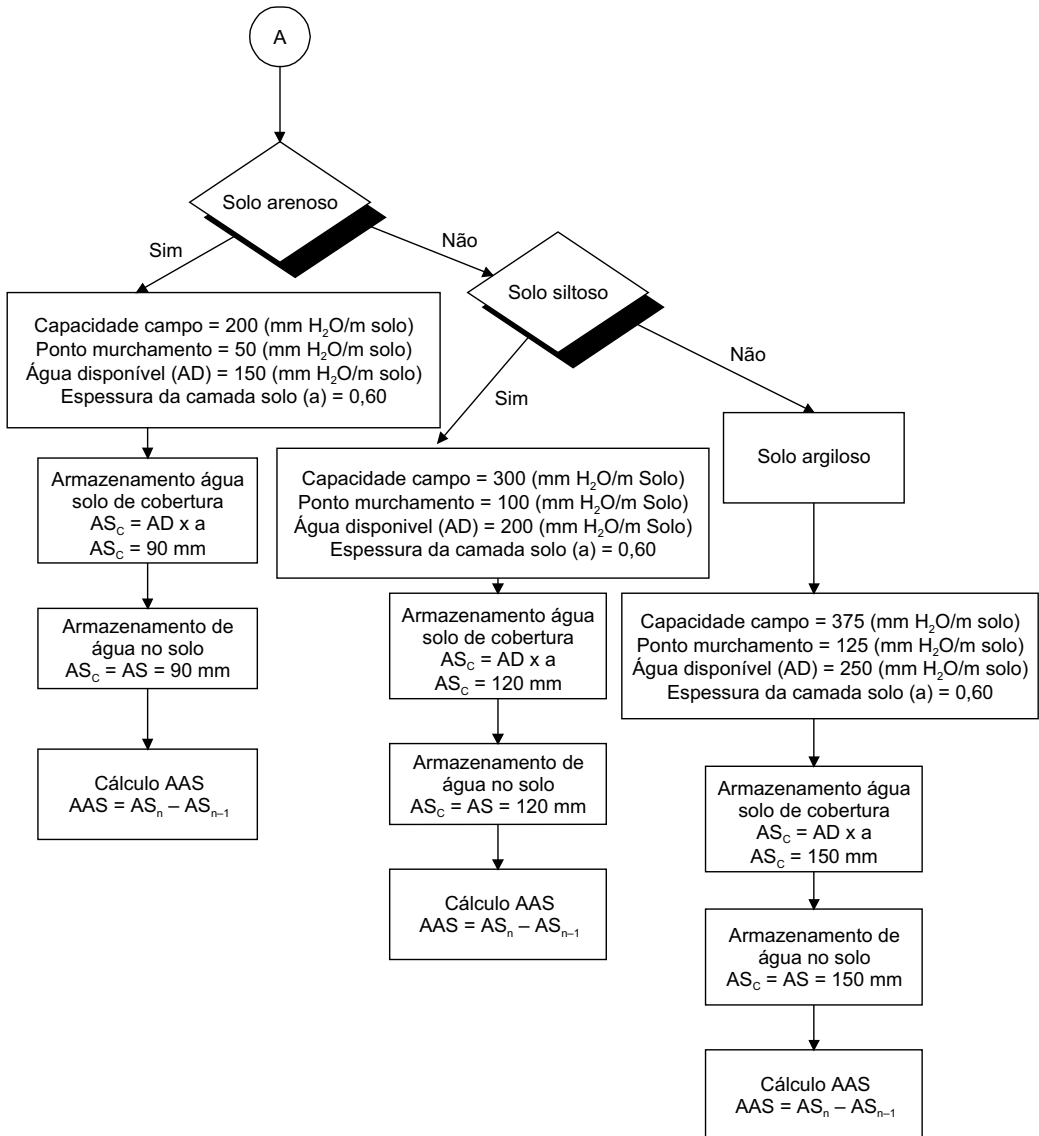


Fluxograma para cálculo da troca de armazenamento de água no solo (AAS)



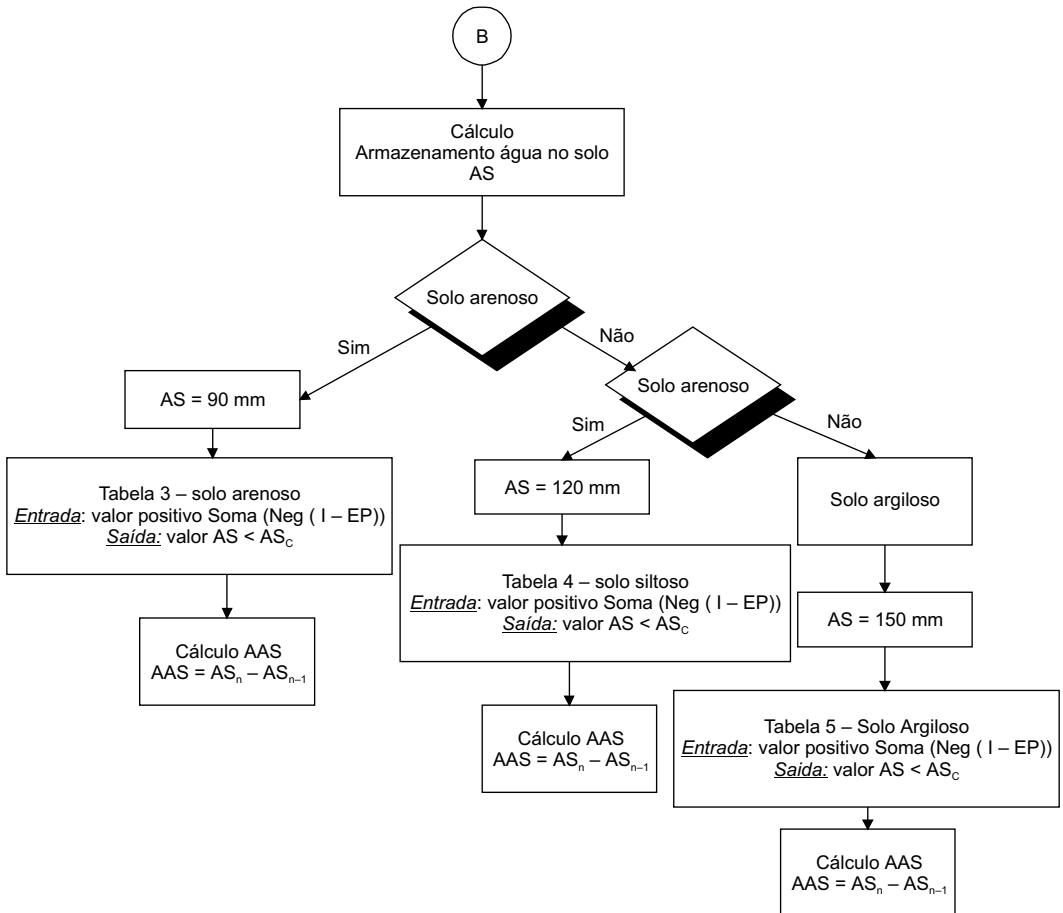
Fluxograma para cálculo da troca de armazenamento de água no solo (AAS) (continuação)

PARTE A

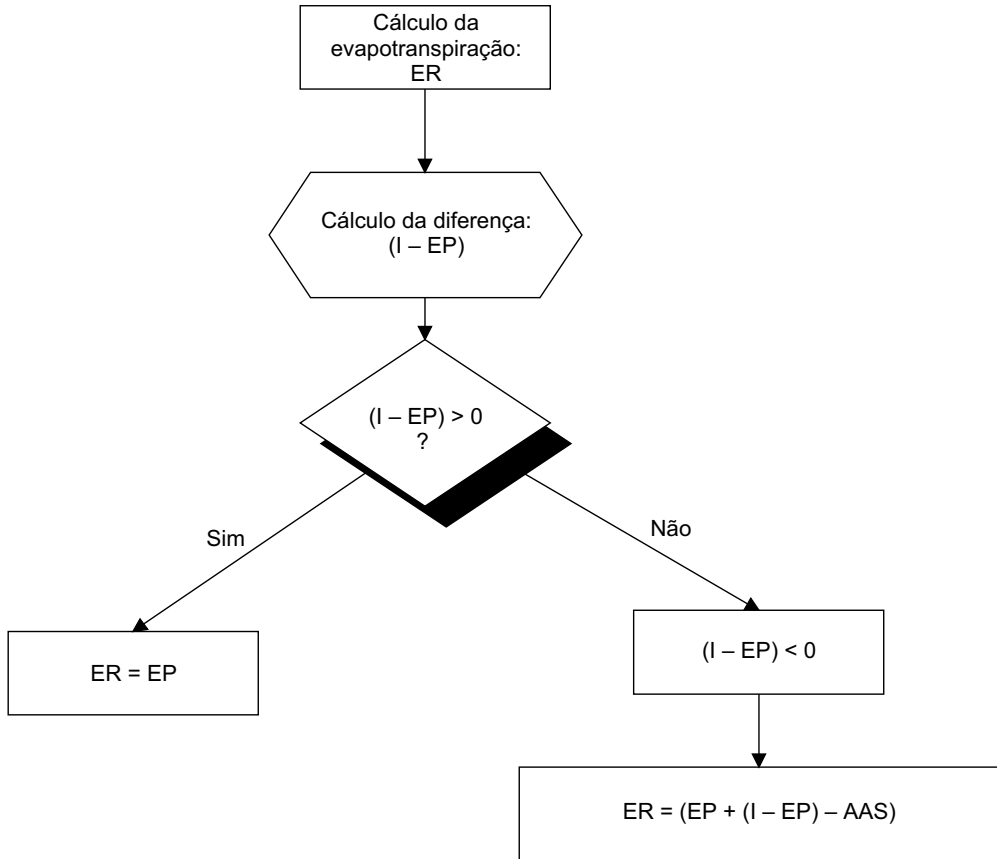


Fluxograma para cálculo da troca de armazenamento de água no solo (AAS) (continuação)

PARTE B



Fluxograma para cálculo da evapotranspiração real (ER)



Tabelas Utilizadas no cálculo do Método do Balanço Hídrico

A seguir serão apresentadas as tabelas com os coeficientes e todos os índices utilizados na elaboração dos fluxogramas apresentados anteriormente.

Tabela A3.1 Valores do coeficiente de escoamento superficial (C').

Tipo de solo	Declividade (%)	Coeficiente (α)	
		Estação seca	Estação úmida
Arenoso C = 0.30	0 a 2	0.17	0.34
	2 a 7	0.34	0.50
Argiloso C = 40	0 a 2	0.33	0.43
	2 a 7	0.45	0.55

Fonte: Rocca *et al.*, 1993.

Tabela A3.2 Umidade do solo (mm H_2O /m de solo).

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

Fonte: Rocca *et al.*, 1993.

Tabela A3.3 Armazenamento de água no solo (AS) em função da evapotranspiração potencial acumulada NEG (I - EP).

Solo arenoso ($AS_c = 90$ mm)										
NEG (I - EP)	0	1	2	3	4	5	6	7	8	9
0	100	99	98	97	96	95	94	93	92	91
10	90	89	88	88	87	86	85	84	83	82
20	81	81	80	79	78	77	77	76	75	74
30	74	73	72	71	70	70	69	68	68	67
40	66	66	65	64	64	63	62	62	61	60
50	60	59	59	58	58	57	56	58	55	54
60	54	53	53	52	52	51	51	50	50	49
70	49	48	48	47	47	46	46	45	45	44

Tabela A3.3 Armazenamento de água no solo (AS) em função da evapotranspiração potencial acumulada NEG (I – EP) (continuação).

Solo arenoso ($AS_c = 90$ mm)										
NEG (I-EP)	0	1	2	3	4	5	6	7	8	9
380	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2
390	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2
400	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2
410	2	2	2	2	2	1	1	1	1	1
420	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
430	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
440	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
450	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
460	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
470	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
480	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
490	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
500	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1

Fonte: Fenn et al., 1975.

Tabela A3.4 Armazenamento de água no solo (AS) em função da evapotranspiração potencial acumulada NEG (I – EP).

Solo siltooso ($AS_c = 120$ mm)										
NEG (I-EP)	0	1	2	3	4	5	6	7	8	9
0	125	124	123	122	121	120	119	119	117	116
10	115	114	113	112	111	110	109	108	107	106
20	106	105	104	103	102	102	101	100	99	99
30	98	97	95	95	94	94	93	92	91	90
40	90	89	88	87	86	86	85	84	84	83
50	83	82	82	81	80	80	79	79	78	77
60	76	76	75	74	74	73	73	72	72	71
70	70	70	69	69	68	68	67	67	66	65
80	65	64	64	63	63	62	62	61	61	60
90	60	59	59	58	58	57	57	56	56	55
100	55	55	54	54	53	53	53	52	52	51

Tabela A3.4 Armazenamento de água no solo (AS) em função da evapotranspiração potencial acumulada NEG (I – EP) (continuação).

Solo siltoso ($AS_c = 120 \text{ mm}$)										
NEG (I-EP)	0	1	2	3	4	5	6	7	8	9
410	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4
420	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4
430	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4
440	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3
450	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3
460	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3
470	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3
480	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2
490	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2
500	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2
510	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2
520	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2
530	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2
540	2	2	2	2	2	1	1	1	1	1
550	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
560	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
570	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
580	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
590	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
600	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
610	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
620	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
630	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
640	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1

Fonte: Fenn et al., 1975.

Tabela A3.5 Armazenamento de água no solo (AS) em função da evapotranspiração potencial acumulada NEG (I – EP) (continuação).

Solo argiloso ($AS_c = 150 \text{ mm}$)										
NEG (I-EP)	0	1	2	3	4	5	6	7	8	9
310	18	18	18	18	18	18	18	17	17	17
320	17	17	17	17	17	17	17	16	16	16
330	16	16	16	16	16	16	16	15	15	15
340	15	15	15	15	15	15	14	14	14	14
350	14	14	14	14	14	14	14	13	13	13
360	13	13	13	13	13	13	13	12	12	12
370	12	12	12	12	12	12	12	12	11	11
380	11	11	11	11	11	11	11	11	11	11
390	11	11	11	11	10	10	10	10	10	10
400	10	10	10	10	10	10	10	10	9	9
410	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9
420	9	9	9	9	8	8	8	8	8	8
430	8	8	8	8	8	8	8	8	8	8
440	8	8	8	8	7	7	7	7	7	7
450	7	7	7	7	7	7	7	7	7	7
460	7	7	7	7	6	6	6	6	6	6
470	6	6	6	6	6	6	6	6	6	6
480	6	6	6	6	6	6	6	6	5	5
490	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5
500	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5
510	5	5	5	5	5	5	5	5	4	4
520	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4
530	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4
540	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4
550	4	4	4	4	4	4	4	3	3	3
560	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3
570	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3
580	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3
590	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3
600	3	3	3	3	3	2	2	2	2	2

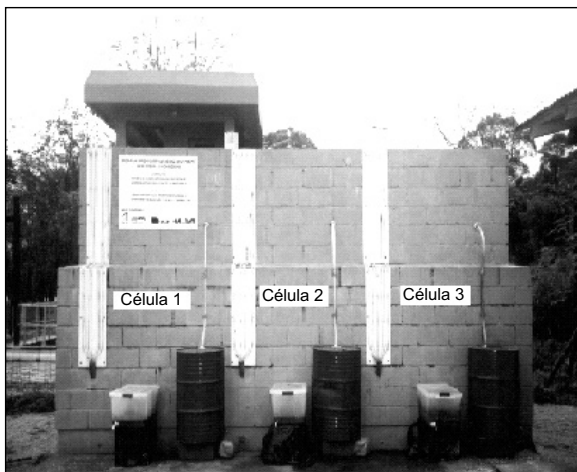
Tabela A3.5 Armazenamento de água no solo (AS) em função da evapotranspiração potencial acumulada NEG (I – EP) (continuação).

Solo argiloso ($AS_c = 150 \text{ mm}$)										
NEG (I-EP)	0	1	2	3	4	5	6	7	8	9
610	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2
620	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2
630	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2
640	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2
650	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2
660	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2
670	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2
680	2	2	1	1	1	1	1	1	1	1
690	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
700	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
710	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
720	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
730	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
740	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
750	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
760	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
770	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
780	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
790	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
800	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
810	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
820	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
830	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
840	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1

Fonte: Fenn *et al.*, 1975.

Método do Balanço Hídrico: Estudo de Caso da Universidade Federal de Santa Catarina (UFSC)

Após detalhada descrição do método do balanço hídrico, a aplicação desse método é apresentada em um piloto experimental, simulando um aterro sanitário. Como mostra a Figura A3.3, a estrutura do piloto é composta de três células, cada uma delas preenchida com resíduos sólidos provenientes da coleta regular da cidade de Florianópolis, do roteiro 8 KV. As especificações dos resíduos sólidos e do material de cobertura utilizado também são apresentadas na figura (Medeiros *et al.*, 2002).



Especificações

Área por célula $1,54 \times 1,57 = 2,4178 \text{ m}^2$
 Volume dos resíduos por célula = $4,836 \text{ m}^3$
 Altura interna de uma célula = $2,56 \text{ m}$
 Altura dos resíduos por célula = $2,0 \text{ m}$
 Altura solo cobertura (areia) por célula = $0,30 \text{ m}$

Pesos específicos dos resíduos no dia "zero"

P cél.1 = $325,21 \text{ Kg/m}^3$
 P cél.1 = $298,29 \text{ Kg/m}^3$
 P cél.1 = $343,93 \text{ Kg/m}^3$

Teor de umidade inicial dos resíduos = $55,2\%$
 Teor de umidade inicial da areia = $4,75\%$

Umidade total (resíduos + areia) no dia "zero"

U cél.1 = $914,58 \text{ litros}$
 U cél.1 = $842,72 \text{ litros}$
 U cél.1 = $964,55 \text{ litros}$

Figura A3.3 Piloto experimental.

A composição gravimétrica dos resíduos sólidos utilizados na montagem das células é apresentada na Tabela A3.6.

Foi realizado monitoramento diário dos parâmetros do balanço hídrico, durante um período de 712 dias, a partir de 12 de maio de 2001. Parâmetros como precipitação, evaporação e lixiviados foram diretamente medidos na instalação experimental. A precipitação foi medida por intermédio de um pluviômetro instalado na proximidade da construção do piloto.

Como resultado das observações durante o período de 712 dias, o escoamento superficial não ocorreu. Um ensaio na areia grossa de cobertura revelou capacidade de infiltração inicial de aproximadamente 680 mm/h . Segundo Nerilo (1999), a máxima intensidade de chuva já registrada na região foi no vizinho município de Paulo Lopes, SC, com $424,1 \text{ mm/h}$, para um retorno de 100 anos e duração 5 minutos. Trata-se, portanto, de um caso-limite em que a infiltração é sempre igual à precipitação.

Tabela A3.6 Composição gravimétrica dos resíduos sólidos.

Tipo de resíduo	Peso (Kg)	Porcentual total (%)
Resíduo orgânico	34,45	57,56
Papel	4,10	6,85
Papelão	1,85	3,09
Plásticos		
Plástico mole	5,95	9,94
Plástico duro	1,45	2,42
Vidro	0,70	1,17
Multicamadas	0,70	1,17
Metais		
Alumínio	0,30	0,50
Ferro	0,40	0,67
Madeira	1,20	2,01
Trapos e couros	2,80	4,68
Tóxicos (pilhas e 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	

Fonte: Comcap (2001).

A evaporação é medida por intermédio de um modelo em escala reduzida, com a mesma estrutura do piloto experimental. As leituras foram efetuadas por meio de pesagens do piloto, aproximadamente a cada 12 dias. A equação para cálculo da evaporação é apresentada a seguir (Medeiros *et al.*, 2002):

$$E_{\text{diária(mm)}} = \frac{\left[\frac{\sum P}{1000} \left(\frac{\pi d^2}{4} \right) + wt_{i-1} - wt_i \right]}{\left(\frac{\pi d_1^2}{4} \right)} \times 1000$$

em que:

\bar{E} = evaporação média diária em mm;

P = precipitação em mm para o período de tempo entre $i - 1$ e i ;

W_t = peso total do piloto em escala reduzida para a medição da evaporação;

$'W$ = pesos adicionais ou retirados;

n = intervalo de tempo em dias.

Os volumes de lixiviado foram acumulados em caixas coletoras dispostas na base do piloto experimental e medidos diariamente. Considerando somente uma célula, a Figura A3.4 apresenta esquematicamente os parâmetros medidos e os equipamentos utilizados.

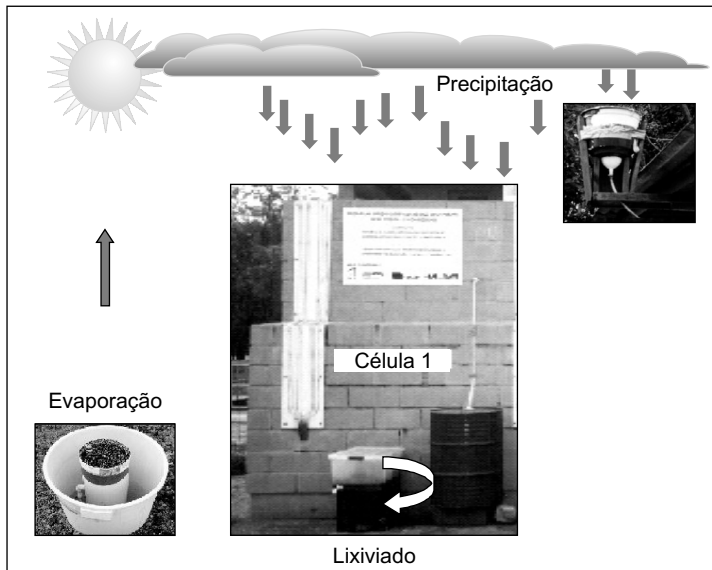


Figura A3.4 Célula piloto experimental: parâmetros medidos.

Neste estudo de caso, pela técnica do método do balanço hídrico, foram avaliados a quantidade de água armazenada nos resíduos sólidos e o material de cobertura utilizado. Os dados dos outros parâmetros da equação geral do método são conhecidos, sendo diariamente medidos, conforme apresentado anteriormente. Os resultados centralizados para o período de monitoramento são apresentados na Figura A3.5.

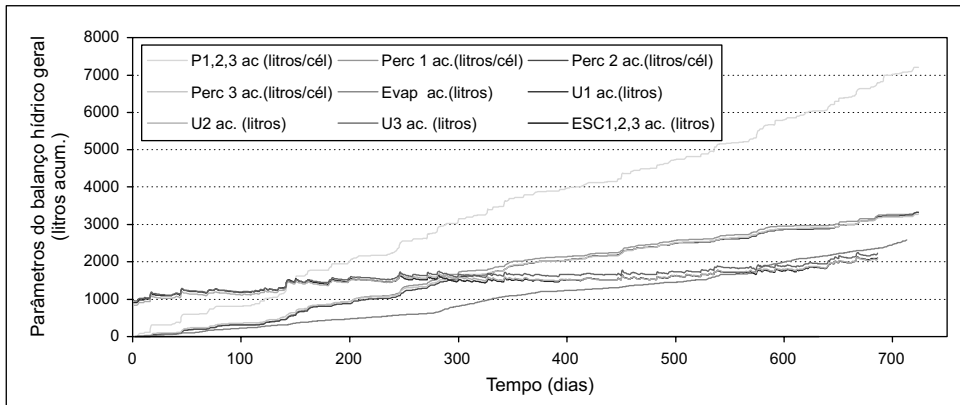


Figura A3.5 Balanço hídrico geral.

O resultado desse método aplicado para o piloto experimental foi a evolução do perfil da umidade dos resíduos e do solo de cobertura durante o período de estudo. Na escala experimental foi realizado um estudo para determinação da capacidade de absorção e da capacidade de campo para cinco tipos diferentes de resíduos sólidos, considerando-se apenas materiais de maior capacidade de retenção de água. Esses resíduos são: papel/papelão, material têxtil, madeira, plásticos e matéria orgânica.

Os resultados obtidos foram extrapolados para os dados do piloto experimental, avaliando-se a capacidade de absorção de água na massa dos resíduos e no material de cobertura do piloto. Para o cálculo experimental, a quantidade de água retida na massa total de resíduos e do solo de cobertura (resíduo + areia) atingiu valor médio nas três células de 917,86 litros. O valor médio das umidades totais iniciais dos resíduos e do solo de cobertura foi de 907,3 litros. A diferença entre o valor determinado experimentalmente e o valor medido para o piloto foi de 1,15%.

Referências Bibliográficas

- BENDZ, D.; SINGH, V. P.; AKESSON, M.. Accumulation of water and generation of leachate in a young landfill. *Journal of Hydrology*, n. 203, p. 1-10, 1997.
- FENN, D. G.; HANLEY, K. J.; DEGEARE, T. V. *Use of water balance method for predicting leachate generation at waste disposal sites*. Cincinnati: Environmental Protection Agency, 1975. p. 168
- MEDEIROS, P. A. et al. Geração de líquidos percolados em resíduos sólidos urbanos com cobertura permeável. In: SIMPÓSIO ÍTALO-BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 6., 2002, Vitória. *Anais...* Vitória: ABES, 2002

- NERILO, N. *Pluviometria e chuvas intensas no Estado de Santa Catarina, Florianópolis*. 1999. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental) – Programa de Pós-graduação em Engenharia Ambiental, Universidade Federal de Santa Catarina.
- NETO, J. C.; MOTA, S.; SILVA, F. J. A. Geração de percolado em aterro sanitário no semi-árido nordestino: uma abordagem quantitativa. *Revista de Engenharia Sanitária e Ambiental*, v. 4, n. 3, jul./set. 1999; n. 4, out./dez. 1999.
- ORAGGIO, L. As quatro forças da natureza: água, terra, fogo e ar. *Revista Bons Fluidos*, n. 49, p. 30-35, 2003.