



# **REDE COOPERATIVA DE PESQUISAS**

## **RESÍDUOS SÓLIDOS PROVENIENTES DE COLETAS ESPECIAIS: ELIMINAÇÃO E VALORIZAÇÃO**

**INSTITUIÇÕES PARTICIPANTES**



**Francisco Antonio Bidone**  
*(coordenador)*

# **RESÍDUOS SÓLIDOS PROVENIENTES DE COLETAS ESPECIAIS: ELIMINAÇÃO E VALORIZAÇÃO**

# Prefácio

---

Felizmente, a sociedade está se tornando mais exigente em relação às questões ambientais, notadamente com os impactos provocados pelos indiscriminados lançamentos, sem controle algum, de resíduos de todas as atividades desenvolvidas pelo homem, das mais variadas origens. Termos como ecologia, codesenvolvimento, desenvolvimento sustentável e tantos outros integram atualmente o cotidiano de toda a mídia. E os estudantes de todos os níveis são introduzidos ou se aprofundam nesse importante desafio: a conservação ambiental.

Resíduos de toda sorte, inertes, tóxicos, orgânicos, inorgânicos, perigosos, recicláveis ou não, podem ser encontrados dispostos na natureza de forma inadequada, sem tratamento algum, expondo a população a sérios riscos de contaminação, degradando o ambiente, poluindo indiscriminadamente os cursos d'água e interferindo nos rios e nas galerias.

Os resíduos denominados coletas especiais englobam resíduos gerados nas atividades de construção e demolição, nas áreas de serviços de saúde e outros, apresentando-se como um dos principais problemas nas áreas urbanas, pois suas gerações, descartes e disposições inadequadas provocam diversos impactos ambientais, sociais, econômicos e de saúde pública. Atualmente, sabe-se que as soluções para esses problemas passam por desenvolvimento e implantação de tecnologias corretas, que devem levar em consideração a redução, a reutilização e a reciclagem desses resíduos.

Colaborando com esses estudos, a Financiadora de Estudos e Projetos (Finep), o Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq) e a Caixa Econômica Federal (CAIXA) vêm fomentando e induzindo essa linha de pesquisa, por intermédio do consagrado Programa de Saneamento Básico (PROSAB). Assim, dentre os temas propostos no Edital 2 desse programa, pode-se encontrar, em andamento, a rede temática: “Resíduos Sólidos Provenientes de Coletas Especiais”, cujos trabalhos proporcionaram a elaboração deste livro.

Os estudos desenvolvidos por essa Rede Temática visaram ao aproveitamento seguro e racional dos resíduos sólidos disponíveis na região para a produção de materiais de construção, indicando formas de sua reutilização, dentro de paradigmas tecnológicos, econômicos e ambientais. Igualmente, merecem

importante destaque as investigações com Resíduos Sólidos de Serviços de Saúde que abordam aspectos microbiológicos básicos de reconhecimento, resistência e manuseio e, finalmente, a disposição desses resíduos efetuados na forma de codisposição com Resíduos Sólidos Urbanos. São trabalhos de extremo valor, desenvolvidos pelas Universidades Federais de Santa Catarina e do Rio Grande do Sul, com o apoio da Finep, do CNPq e da CAIXA.

São organizadores o professor doutor Francisco Ricardo Andrade Bidone, que é pesquisador da UFRGS, com uma vasta experiência na área de Resíduos Sólidos, tendo publicado livros e centenas de artigos relacionados ao campo de sua especialidade, e o professor doutor Sebastião Roberto Soares, que é docente e pesquisador da UFSC, onde vem realizando um excelente trabalho nessa área. Ambos são, reconhecidamente, referências nacional e internacional.

Este livro, que apresenta os resultados dos trabalhos desenvolvidos pelos autores e por suas equipes, também é enriquecido com informações bibliográficas importantes, tornando-se um marco referencial para estudos de resíduos provenientes de coletas especiais, notadamente os resíduos por eles abordados: Resíduos Sólidos de Serviços de Saúde (RSSS), Resíduos Verdes (podas e CEASA – RSV) e Resíduos da Construção Civil (entulhos).

A publicação encontra-se muito bem estruturada, clara e precisa. Na Introdução, abordam-se temas como a problemática atual dos resíduos sólidos, conceitos, comentários sobre a codisposição dos RSSS com Resíduos Sólidos Urbanos (RSU), reciclagem de entulho, compostagem e vermicompostagem de RSV.

O Capítulo 2 resume a legislação brasileira referente a resíduos sólidos, enfocando, principalmente, os resíduos estudados pelos autores. As experiências sobre valorização e eliminação de resíduos sólidos são tratadas nos Capítulos 3 e 4. No Capítulo 5, é apresentado um estudo econômico que trata dos custos envolvidos nos processos. Considerações finais e uma extensa referência bibliográfica completam o importante trabalho.

Em boa hora, o PROSAB apóia a publicação deste livro, pois é sempre bom repetir que esta é uma das eficientes formas de transferência de conhecimento, especialmente os adquiridos por essa plêiade de excelentes pesquisadores, que ora apresentam esta obra, a qual se constituirá, certamente, em referência para aqueles que se dedicam a essa área do conhecimento científico.

Jurandy Povinelli

# Capítulo 1

## Introdução

---

O PROSAB (Programa de Pesquisa em Saneamento Básico), fomentado pela FINEP, com apoio do CNPq, CAPES, CEF e ABES, vem instrumentalizando o desenvolvimento de pesquisas voltadas para o saneamento básico no Brasil. No caso específico do PROSAB – Tema 3, os incentivos estão voltados para a questão dos resíduos sólidos, notadamente aqueles de origem urbana e provenientes de coletas especiais. Inserem-se, nessa linha, as pesquisas que permitiram a elaboração do presente texto, as quais foram realizadas pelo IPH/UFRGS e UFSC. São elas: *Codisposição de Resíduos Sólidos de Serviços de Saúde com Resíduos Sólidos Urbanos*, *Compostagem/Vermicompostagem de Resíduos de Poda de Vegetação Urbana Codispostos com Lodos de Esgotos e Resíduos Orgânicos da CEASA*, *Avaliação da Evolução Microbiológica em Resíduo Hospitalar Infecioso Padrão* e *Utilização de Entulho como Agregado Reciclado para a Construção Civil*.

É importante referir que, em um primeiro momento, em fase anterior do PROSAB, outras entidades participaram do grupo que caracterizou a rede do Tema 3. É o caso da Unicamp, UFSCar, EESC-USP, UFMT e Unisinos, que continuam realizando trabalhos direcionados para os resíduos sólidos.

O IPH/UFRGS vem desenvolvendo, desde a última década, pesquisas específicas no conteúdo programático dos resíduos sólidos, visando à fixação de grupo de trabalho nesta importante e ampla área do conhecimento. Com formação acadêmica em nível de mestrado e doutorado, o instituto já proporcionou inúmeras respostas para questões como destinação final de resíduos (urbanos, industriais e provenientes de coletas especiais), tratamento de efluentes líquidos gerados pelo processamento de resíduos, entre outros. Destacam-se, entre os trabalhos realizados, os seguintes:

**Filtros aeróbios percoladores aplicados ao tratamento de lixiviados de aterros sanitários antigos** (Cotrim, 1997): neste trabalho estudou-se, em escala de laboratório, o tratamento de lixiviado de aterro sanitário antigo, com a utilização de filtros percoladores aeróbios precedidos de pré-filtros. Tanto nos pré-filtros quanto nos filtros foram testados diferentes meios suporte, buscando-se alternativas para a fixação da biomassa ativa.

**Serragens de couro curtido tipo *wet blue*, utilizadas como meio suporte de filtros percoladores, destinados ao tratamento de esgoto sanitário** (Souza, 1999): o estudo apresentou uma alternativa de tratamento de esgoto

sanitário bruto por filtros percoladores, utilizando, como meio suporte para fixação da biomassa, serragens de couro tipo *wet blue*, rejeito da operação de acabamento das peles curtidas no cromo, em escala de laboratório.

**Secagem natural e disposição final de lodos de estações de tratamento de água** (Aboy, 1999): estudou-se, em escala de laboratório, a desidratação natural de lodos de ETAs, com a utilização de leitos de secagem com meios drenantes/filtrantes constituídos por areia e/ou mantas geotêxteis.

**Lixiviação do metal pesado cromo a partir de aparas de couros acabados, semi-acabados e *wet blue*, dispostos em lisímetros e células de aterros sanitários** (Moraes, 1999): foram estudadas as características físico-químicas dos percolados gerados a partir da aplicação sistemática de água sobre aparas de couros acabados e semi-acabados e serragens de couro *wet blue*, dispostos em lisímetros e codispostos com matéria orgânica em células de aterros sanitários, bem como a lixiviação do metal cromo dos resíduos, quando submetidos a condições extremas de pH e temperatura.

**A vermicompostagem aplicada ao tratamento de lixiviado de aterro sanitário** (Reichert, 1999): neste estudo, avaliou-se o desempenho da vermicompostagem no tratamento de lixiviado de células antigas de aterros sanitários, contando com as capacidades quelante/complexante e adsortiva do húmus no arrefecimento das cargas poluidoras do lixiviado.

**Simulação da codisposição de lodos de estações de tratamento de água em aterros sanitários** (Silva, 1999): nesta pesquisa, desenvolvida em duas etapas, foi simulada a disposição final de lodos provenientes de uma estação de tratamento de água em aterros sanitários, mediante sua mistura com resíduos sólidos orgânicos, empregando-se lodo anaeróbico como inóculo.

A UFSC, por seu Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental, tem suas atividades voltadas aos três níveis de atribuições da universidade: *ensino, pesquisa básica e aplicada e extensão*.

A modelagem do grau de lixiviação de resíduos e o desenvolvimento de sistemas de separação de resíduos plásticos, passando pela estruturação de ferramentas de informática de apoio à gestão de resíduos de todas as naturezas, são estudos desenvolvidos e exemplos de pesquisas básica e aplicada.

Na área de ensino, são ministradas disciplinas na graduação, no mestrado e no doutorado voltadas à gestão e ao tratamento de resíduos sólidos urbanos, industriais e de serviços de saúde.

No âmbito da extensão, os trabalhos estão voltados à consultoria em análise e caracterização, estudos de viabilidade em gestão, impactos ambientais associados à gestão, todos voltados a resíduos sólidos.

Atualmente, os trabalhos encampados pelo departamento têm o foco voltado especificamente para as seguintes linhas de atuação:

- sistemas de apoio à decisão em gestão e tratamento de resíduos, destacando-se, aqui, trabalhos realizados com sistemas especialistas voltados à eliminação de resíduos, à escolha de áreas para aterros sanitários e à definição de roteiros para coletas de resíduos domiciliares;
- solidificação e estabilização de resíduos, em que as pesquisas têm procurado definir os materiais utilizados como matrizes, a compatibilidade com diferentes resíduos e os procedimentos para avaliar a eficiência do processo;
- caracterização e conhecimento de resíduos, dentre os quais podem ser citados os resíduos de serviços de saúde, os lodos industriais e os dejetos animais. Nesse contexto, é importante ressaltar os estudos voltados para os testes de lixiviação da matéria e outros procedimentos de acompanhamento bio-físico-químico.

## 1.1 Problemática dos Resíduos Sólidos

A noção de “resíduo” não existe na natureza. Esta afirmação é fundamentada pelos grandes ciclos naturais em que, comumente, o papel do decompositor é transformar e/ou incorporar completamente as matérias descartadas pelos outros componentes do sistema, sem alterar o equilíbrio natural (Figura 1.1). Assim, a noção de resíduo como elemento negativo, causador de degradação da qualidade ambiental, é de origem antrópica e, em geral, aparece quando a capacidade de absorção natural pelo meio no qual está inserido é ultrapassada.

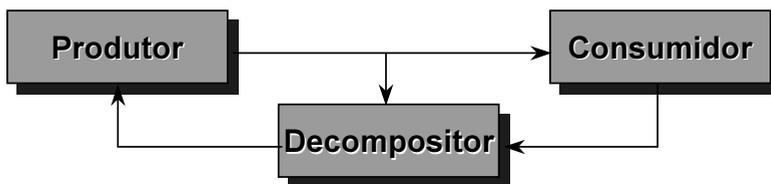


Figura 1.1 Esquema representativo da cadeia alimentar.

Em sistemas antrópicos, as ações de desenvolvimento ocorrem principalmente sobre os elementos produtores e consumidores, em detrimento dos decompositores. Estes últimos, não assegurando a assimilação dos resíduos produzidos pelos primeiros, se constituem na parte fraca da cadeia, causando impactos ambientais. O equacionamento do problema seria uma maior atuação sobre a fase de decomposição (desenvolvimento de sistemas de recuperação, reciclagem e reutilização e de eliminação ecocompatível) ou, sobretudo, nas demais fases, em programas de minimização ou “reprojetos” de resíduos, garantindo o equilíbrio do sistema.

O impacto ambiental causado por resíduos deve-se à interação destes com o meio, paralelamente ao esgotamento de sua capacidade de depuração. Entende-se por interação o fluxo de substâncias sem controle, no meio em que estas estão inseridas. Um aterro sanitário ou um incinerador, por exemplo, quando bem construídos e operados, apresentam minimamente esse tipo de interação. Portanto, nessas condições, com mínimo impacto ambiental. Esse raciocínio pode ser extrapolado também para impactos ambientais não completamente formalizados, como os térmicos, olfativos ou visuais.

Essa base sobre a origem antrópica do conceito de resíduo permite defini-lo sob diferentes pontos de vista, notadamente, etimológico, econômico, jurídico, sociológico e ambiental.

A pesquisa etimológica estabelece a palavra *resíduo* como originária do latim *residuum*, de *residere*, que significa *ficar assentado no fundo de* (Bueno, 1988), ou seja, resto, sobra, borra, sedimento, de onde surge a conotação atual do termo. Por sua vez, a palavra lixo, em geral utilizada como sinônimo de resíduo sólido, origina-se do latim *lix*, que significa cinzas ou lixívia. Atualmente, o lixo é identificado, por exemplo, como *basura*, em espanhol, *refuse*, *garbage*, *solid waste*, na língua inglesa, e *déchet*, em francês.

Sob a ótica econômica, que é a aceitação mais comum, resíduo é definido como uma matéria sem valor. Seus valores de uso e de troca são nulos ou negativos para seu detentor ou proprietário. Ou seja, uma matéria constitui um resíduo sempre que seu responsável necessita pagar para se desfazer dela.

A Organização Mundial da Saúde define-o como “qualquer coisa que o proprietário não quer mais, em um certo local e em um certo momento, e que não apresenta valor comercial corrente ou percebido”. A Comunidade Européia, por sua vez, estabelece que resíduo é “toda substância ou todo objeto cujo detentor se desfaz ou tem a obrigação de se desfazer em virtude de disposições nacionais em vigor”.<sup>1</sup>

A definição francesa considera resíduo como “todo rejeito de processo de produção, transformação ou utilização, toda substância, material, produto ou, mais geralmente, todo bem móvel abandonado ou que seu detentor destina ao abandono”.<sup>2</sup>

Na ausência de valores de uso e de demanda, a ocupação de espaço e outros incômodos ocasionados conduzem não somente a seu desprezo, mas também a sua eliminação.

Em função das conceituações anteriores, a noção de resíduo deve ser considerada relativa tanto no tempo quanto no espaço: um valor de uso ou utilidade nulo para um detentor pode corresponder a um valor de uso positivo para outro.

---

1. Comunidade Européia n.75/442, de 15 julho de 1975; JOCE n.L 194, de 25 julho de 1975.

2. Lei 75-633 de 15 de julho de 1975.

O *status* de resíduo é, portanto, provisório, transitório, sendo dependente dos estados da economia, da tecnologia e da informação. Porém, além das circunstâncias econômicas e tecnológicas do momento, o futuro do resíduo, seu abandono ou sua conservação pelo detentor, é fortemente condicionado pelo contexto psicológico e sociológico, fatores que também evoluem no tempo e no espaço.

Sob a ótica gerencial, as atitudes e as tradições culturais, econômicas, sócio-políticas e ambientais têm levado as diferentes administrações a adotar uma política própria de ação sobre seus resíduos. Entretanto, apesar das disparidades, as soluções, quando manifestamente adotadas, são incontestavelmente ligadas a duas estratégias fundamentais de gestão de resíduos: a redução na fonte e/ou o tratamento.

A *estratégia de redução* age sobre a quantidade (e sobre a qualidade) dos resíduos na fonte de produção e considera duas possibilidades. A primeira consiste em parar a produção do resíduo e/ou a difusão do produto gerador deste resíduo. Este procedimento extremo dificilmente será adotado a partir do próprio resíduo, exceto no caso de interdição por contravenção regulamentar. Ele se refere mais ao produto gerador do resíduo. A segunda possibilidade, mais comum, preconiza a otimização do sistema de gerenciamento de procedimentos e processos e o uso de tecnologias limpas, também por meio da otimização/modificação do uso de matérias-primas e de processos existentes. A rigor, esta possibilidade não aborda o destino de um resíduo já existente.

Situada a jusante da produção, a *estratégia de tratamento* será aplicada em busca de uma *valorização* ou de uma *eliminação* ecocompatível.

Os processos de valorização dependem simultaneamente das características do resíduo, da capacidade e da vontade do produtor/responsável em viabilizá-los técnica e economicamente, considerando também a repercussão sobre o meio ambiente. O estudo de uma opção de valorização corresponde, para cada resíduo, a um caso particular: definir a valorização, estudar o mercado, encontrar a tecnologia adequada, garantir aceitação do produto resultante etc.

A eliminação de resíduos, por sua vez, desde que seja incontornável (esgotamento das possibilidades técnico-econômicas de valorização), deve ser aceitável no plano ambiental. É necessário observar, entretanto, que a aplicação de normas mais rigorosas em matéria de emissões líquidas e gasosas tem conseqüências sobre a produção de outros resíduos, o que explica o desenvolvimento de verdadeiras cadeias de tratamento.

Por outro lado, eliminar também depende de vários critérios de decisão (técnicos, regulamentares, ambientais, econômicos etc.) que deverão ser abordados em série. Uma primeira triagem é feita sob o aspecto técnico, as opções resultantes são triadas segundo considerações regulamentares e assim sucessivamente até o último critério, quando transparecerá o(s) melhor(es) tratamento(s) (Figura 1.2).

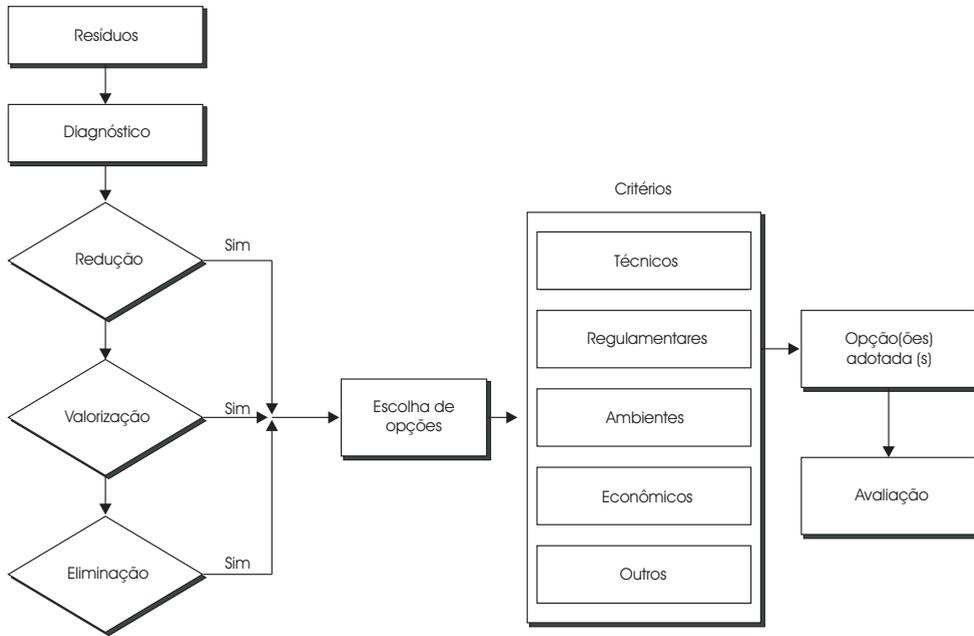


Figura 1.2 Estratégias de gestão de resíduos.

A disposição inadequada de resíduos sólidos pode resultar em problemas ambientais relevantes, como a produção de lixiviados/percolados potencialmente tóxicos, devido, por exemplo, às altas concentrações de matéria orgânica e nitrogênio amoniacal que estes, em geral, apresentam. Entretanto, são pouco comuns os problemas de saúde pública que decorrem do contato das populações com os resíduos sólidos, principalmente os de característica predominantemente doméstica.

Também é preciso considerar que, inadvertidamente, poderão ser codispostos, com os resíduos sólidos urbanos, resíduos de origem industrial ou hospitalar, potencialmente perigosos. Um exemplo são lodos de estações de tratamento de esgotos industriais que contêm grandes concentrações de metais pesados, de efeito cumulativo e irreversível na biota do fundo de rios e lagos. Durante a degradação anaeróbia que ocorre nos aterros, o baixo pH da fase acidogênica favorece a solubilização desses metais, que podem chegar ao ambiente em grandes concentrações.

Um gerenciamento efetivo, com controle rigoroso do material que chega às centrais de valorização ou eliminação, supera problemas dessa natureza. Dessa forma, os efeitos indesejáveis que decorrem do contato do homem com os resíduos sólidos urbanos são muito mais indiretos do que propriamente diretos. Por essa razão, é indispensável, independentemente do processo de tratamento que se dispense aos mesmos, que se estabeleçam controles adequados não só

sobre os aspectos anteriormente arrolados, mas também sobre os vetores que eventualmente venham a proliferar nas usinas e nos aterros, que são os efetivos veiculadores de moléstias. É o caso, por exemplo, dos resíduos sólidos de serviços de saúde, resíduos sólidos verdes (podas e sobras de produtos agrícolas), lodos de esgoto e entulhos da construção civil, abordados seqüencialmente.

## 1.2 Resíduos Sólidos de Serviços de Saúde

Embora represente uma pequena parcela do total de resíduos sólidos gerados pela sociedade, os resíduos sólidos de serviços de saúde (RSSS) são fontes potenciais de disseminação de doenças, podendo oferecer perigo tanto para a equipe de trabalhadores dos estabelecimentos de saúde e para os pacientes (Mattoso, 1996) como para os envolvidos na gestão desses resíduos.

Mais especificamente, os RSSS representam riscos associados a:

**Manipulação:** ferimentos com agulhas e elementos pérfuro-cortantes, contato com sangue contaminado, produtos químicos etc.

**Infecção hospitalar** (Bidone & Povinelli, 1999):

- 50% relativos ao desequilíbrio da flora bacteriana do corpo do paciente e ao stress decorrente do meio em que está internado;
- 30% relativos ao despreparo de profissionais;
- 10% relativos às instalações físicas inadequadas;
- 10% relativos ao mau gerenciamento dos resíduos.

**Meio ambiente:** a disposição irregular provoca a proliferação de vetores e a contaminação das águas e da atmosfera.

Bertussi Filho (1997) faz uma descrição completa, ampla e específica de resíduo sólido de serviço de saúde, definindo-o como “...*todo aquele gerado por prestadores de assistência médica, odontológica, laboratorial, farmacêutica, instituições de ensino e pesquisas médicas, relacionado tanto à população humana quanto veterinária que, possuindo potencial de risco, em função da presença de materiais biológicos capazes de causar infecção, produtos químicos perigosos, objetos pérfuro-cortantes efetiva ou potencialmente contaminados, e mesmo rejeitos radioativos, requer cuidados específicos de acondicionamento, transporte, armazenamento, coleta, tratamento e disposição final*”.

Por sua vez, a norma NBR 12807 da ABNT define resíduos de serviços de saúde como aqueles “*resultantes das atividades exercidas por estabelecimento gerador*” e estabelecimento gerador como aquele “*destinado à prestação de assistência sanitária à população*”.

Diversas são as denominações empregadas para identificar esses resíduos, sendo ainda corrente no Brasil o emprego da terminologia “resíduos hospitalares”. Esse conceito, embora preferido por alguns autores, não é o mais adequado. Ao generalizar, incluem-se no contexto dos resíduos sépticos, contaminados por microrganismos patogênicos, aquelas parcelas provenientes dos serviços

administrativos e de restaurantes, por exemplo, existentes nos hospitais (são os resíduos institucionais). Simultaneamente, excluem-se estabelecimentos de pequeno porte, como bancos de sangue, que prestam serviços laboratoriais e que são fontes potenciais de contaminação (Bidone & Povinelli, 1999).

A Figura 1.3 apresenta a classificação dos resíduos de serviços de saúde oriunda de diversas fontes.

OMS	USEPA	Brasil	
<ul style="list-style-type: none"> <li>• Patológico</li> <li>• Químico</li> <li>• Pêrfuro-cortante</li> <li>• Pressurizado</li> <li>• Radioativo</li> <li>• Infecioso</li> <li>• Farmacêutico</li> <li>• Comum</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Infectante               <ul style="list-style-type: none"> <li>De isolamento</li> <li>Cultura e estoque</li> <li>Sangue e derivados</li> <li>Patológico</li> <li>Pêrfuro-cortantes contaminados</li> <li>Resídui animal</li> <li>Miscelânea: cirurgia, autópsia, laboratório, diálise, equipamento contaminado</li> </ul> </li> <li>• Não infectante               <ul style="list-style-type: none"> <li>Químicos</li> <li>Citotóxicos</li> <li>Radioativos</li> <li>Inflamável</li> </ul> </li> </ul>	<p style="text-align: center;">ABNT</p> <p style="text-align: center;">Classes</p> <p>A. Infectante B. Especial C. Comum</p> <p style="text-align: center;">NBR 12.808/93</p>	<p style="text-align: center;">CONAMA</p> <p style="text-align: center;">Grupos</p> <p>A. Risco biológico B. Risco químico C. Radiativos D. Comum</p> <p style="text-align: center;">Resol. 005/93</p>

Figura 1.3 Classificação dos resíduos de serviços de saúde.

Atualmente, a questão dos RSSS envolve dois problemas principais. Em uma esfera individual, um deles se refere à segurança das pessoas que trabalham com os resíduos, desde a geração até o destino final. E do ponto de vista social, as prefeituras buscam alternativas para dar o destino mais apropriado a seus RSSS, não prejudicando o meio ambiente e a população. Em ambos os casos, a separação dos resíduos é, sem dúvida, uma prática indispensável, pois, ao mesmo tempo em que segrega os materiais infectantes, facilitando seu reconhecimento pelo pessoal que trabalha com ele, também diminui a quantidade de material que exigirá tratamento especial e, por conseguinte, mais caro.

Um perfeito trabalho de segregação se inviabiliza, porque, na maioria dos hospitais, não há sistemas de treinamento de pessoal. Além disso, a composição dos resíduos é extremamente variável, e o contato físico que se estabelece entre resíduos supostamente infectantes e resíduos comuns confere infectabilidade a estes últimos. Esses são alguns dos fatores que dificultam a segregação dos resíduos nos estabelecimentos de saúde, tendo por conseqüência o aumento da quantidade de resíduos considerados infectantes. Pode-se atribuir tais fatos à falta de informação, à inexistência, muitas vezes, de uma política de segregação, dentre outros fatores.

A separação dos RSSS, quando é rotina no estabelecimento de saúde, envolve distintas rotas para os diferentes tipos de resíduos, de acordo com suas origens. Dessa forma, resíduos infectantes deveriam ser pré-acondicionados para

disposição em aterros sanitários, peças anatômicas deveriam ser sepultadas, os resíduos dos serviços de radiologia, gerenciados pela CNEN (Comissão Nacional de Energia Nuclear), e os resíduos recicláveis deveriam ser destinados aos galpões de separação para depois serem vendidos. Indiscutivelmente, uma boa separação diminuiria em muito a quantidade de resíduos infectantes, promovendo a redução de custos e tornando o trabalho de gerenciamento muito mais seguro.

Geração, coleta, transporte e destino final são etapas interdependentes que exigem cuidados específicos para garantir a segurança do pessoal envolvido no trabalho. Percebe-se, portanto, que todas as etapas são críticas em se tratando de RSSS, não bastando voltar a atenção para uma das operações executadas. Para ser eficiente, o problema deverá ser abordado sob uma ótica global, pois atualmente sabe-se que uma etapa interfere no bom desempenho das demais.

À medida que crescem a consciência e a preocupação pública ambiental quanto aos resíduos sólidos produzidos pela sociedade, é crescente também o interesse em relação aos resíduos sólidos dos serviços de saúde, em que várias opções para seu tratamento são apresentadas. Destacam-se dentre elas a desinfecção por fervura em água, a *tyndallização* ou esterilização fracionada, a esterilização a vapor em autoclaves (autoclavagem), a esterilização por aquecimento a seco, a esterilização por radiação ionizante, a radiação gama, os eletroaceleradores (emissão de raios catódicos), a esterilização por radiação não ionizante, a radiação ultravioleta, as microondas, a microclave, o tratamento com desinfetantes líquidos, o *hydropulping*, a desinfecção por gases ou vapores químicos, o encapsulamento de resíduos, a incineração (bastante utilizada em países desenvolvidos), a pirólise etc.

Dentre os processos citados, a incineração é considerada o mais adequado para assegurar a eliminação de microrganismos patogênicos presentes na massa de resíduos, desde que sejam atendidas as necessidades de projeto e de operação adequadas ao controle do processo.

No Brasil, embora se disponha de unidades de incineração espalhadas pelos estados mais aculturados e com efetivo potencial econômico, principalmente no Estado de São Paulo, que já conta inclusive com fornos microondas nas cidades de Santos e Campinas, a forma mais utilizada para descarte dos RSSS lamentavelmente ainda é a de disposição em “lixões”, prática condenável sob todos os aspectos, não só para disposição dos RSSS como dos resíduos sólidos urbanos em geral. Porém, em algumas cidades onde a problemática dos resíduos sólidos ocupa lugar de destaque entre suas prioridades ambientais, pode-se observar, dentro de um plano de gerenciamento de resíduos sólidos mais abrangente, a execução de Aterros Sanitários (cuja concepção é fundamentada em critérios de engenharia, que visam à proteção do meio ambiente e da saúde pública) onde, geralmente, também são dispostos os RSSS (DMLU, 1993). Essa técnica pode ser utilizada para a disposição desses resíduos, desde que devidamente autorizada pela legislação local; não prescinde, no entanto, de medidas de precaução (que visem à esterilização), em função da possível

persistência de alguns microrganismos, como, por exemplo, salmonelas e bacilos de tuberculose que, no solo, sobrevivem por mais de seis meses e, dependendo da temperatura (climas temperados), até dois anos. Estudos desenvolvidos por Rego & Noda (1993), em experimentos de bancada, mostraram que a utilização da cal sobre RSSS dispostos em valas foi ineficiente na eliminação de patogênicos, como vírus, bactérias, fungos, protozoários, entre outros. Já Bracht (1993) sugere a disposição final em valas com cal ou valas sépticas como uma alternativa para os municípios pequenos e acrescenta que, nestes municípios, a incineração é impraticável devido às condições econômicas e que a vala séptica é uma opção perfeitamente viável. Embora os resíduos infectantes de determinadas unidades (como hospitais) possam estar igualmente contaminados por substâncias químicas tóxicas (materiais radioativos, drogas teratogênicas etc.), decorrendo daí também o risco químico, além do biológico, é inegável que, inadvertidamente, os RSSS atualmente são codispostos com resíduos sólidos urbanos, principalmente nos municípios de pequeno porte. A cidade de Campinas, com mais de um milhão de habitantes, até 1989, coletava conjuntamente os resíduos hospitalares e os domiciliares e os encaminhava para o lixão da Pirelli.

A disposição dos RSSS com resíduos sólidos urbanos é, pelas razões expostas, uma alternativa de tratamento e disposição final bastante questionada. Não há, no entanto, segundo Takayanagi (1993), concordância em relação ao método de disposição final, com alguns trabalhos demonstrando a sobrevivência de patógenos em chorume (percolado/lixiviado) de aterro por um longo tempo. A mesma autora considera, no entanto, que, na inexistência de outro método de tratamento, a disposição final dos RSSS em valas sépticas constitui uma alternativa emergencial. Essa opinião é esponsada por Bracht (1993), que embasa a opção pelo método nas condições econômicas dos municípios e no volume dos resíduos gerados, que deverá ser pequeno.

A codisposição dos RSSS com resíduos sólidos urbanos onde a concentração de matéria orgânica alcance o patamar de 50%, como é o caso brasileiro, ainda não foi suficientemente estudada. A existência do material orgânico em ambiente “selado”, como deve ser um aterro sanitário, com a ausência de ar atmosférico, (portanto, sem a presença de oxigênio molecular) pressupõe a degradação anaeróbia, em que ocorrerão a acidogênese, a acetogênese e a metanogênese, com grandes variações de pH, até que o material orgânico apresente a condição húmica (matéria orgânica, ácidos húmicos e fúlvicos). Essas variações e a própria competição com os organismos transformadores do material orgânico bruto em parcialmente estabilizado, como é o caso, com o decorrer do tempo podem reduzir substancialmente as concentrações de organismos patogênicos. Outro aspecto interessante é que, dosando as misturas de RSSS com os resíduos sólidos urbanos em peso, com a predominância do material orgânico de origem domiciliar, pode-se chegar a situações em que os organismos patogênicos só possam ser detectados em concentrações significativamente baixas ou ausentes da massa de aterro. Nos resíduos infectantes gerados pelos estabelecimentos de serviços de saúde, à

exceção de clostridium, há predominância de organismos caracteristicamente aeróbios, o que se pode intuir pela dificuldade de sobrevivência em atmosferas anaeróbias. No presente texto, são apresentados resultados que contribuem para a elucidação total ou parcial do assunto, com a sugestão de procedimentos práticos de tratamento e disposição final destes resíduos especiais em codisposição com resíduos sólidos urbanos.

### 1.3 Resíduos Sólidos Verdes

As formas de tratamento e de destinação final dos resíduos sólidos praticadas nas últimas décadas são frutos do modelo de industrialização posto em marcha nos anos de 1950 e 1960, do qual ainda hoje se sentem os sintomas. O modelo de crescimento a qualquer custo favoreceu o aparecimento de “lixões” em todo o Brasil, como em Porto Alegre, em que o estabelecimento de frentes de disposição de resíduos foi mantido até 1990 (DMLU, 1993). A partir de então, o Departamento fixou ações globalizadas e integradas para o gerenciamento e o tratamento do lixo, remediando as áreas impactadas, implantando aterros sanitários adequados e tecnologicamente projetados e adotando medidas que sempre visavam maximizar o reaproveitamento de materiais recicláveis.

Dentre as várias providências então tomadas pelo órgão municipal, uma foi direcionada ao material proveniente de podas de árvores que, por sua dificuldade de compactação e pelo grande volume gerado diariamente na Capital (150-200 m<sup>3</sup>/dia), se constituiria em um grande problema, caso destinado aos aterros. É típico encontrar sobre células de aterros já “seladas”, principalmente nos grandes aterros, como ocorre no Estado de São Paulo, resíduos provenientes de podas, sendo secos à intempérie, para posteriormente serem queimados sobre o próprio terreno. A proposta de solução do DMLU para a questão foi o beneficiamento e a secagem do material, para posterior reaproveitamento. Nesta direção, criou na Zona Sul de Porto Alegre, no bairro Serraria, junto a uma de suas centrais de disposição de entulhos, um parque de reciclagem/compostagem desses resíduos, aproveitando os de maior porte como fonte de energia térmica (como a madeira), trocando-os também por tijolos que são usados pelo próprio Departamento e encaminhando as folhas e o material miúdo ou de granulometria pequena para triturador e posterior compostagem. Procedimentos similares são adotados atualmente em Curitiba e Londrina, no Paraná (Andrade, 1994).

De acordo com Waldemar (1997), os tempos médios de compostagem dos resíduos de podas gerenciados pelo DMLU estão compreendidos entre 12 e 24 meses, quando a relação carbono/nitrogênio do material – em torno de 12 – apresenta o patamar normalmente encontrado em composto maturado, da ordem de 10, ou menos. Embora o autor não mencione, fica evidente que no material cru a relação C/N foi excessivamente alta, razão que fundamentalmente determina o longo período de processamento; ao mesmo tempo, as umidades verificadas em uma faixa relativamente baixa, entre 42% e 36%, sugerem que pode ter ocorrido o comprometimento parcial da atividade microbológica na instância

das leiras. Outro aspecto importante referido pelo pesquisador é que, do mês 12 ao mês 24, houve perda generalizada de macronutrientes em todas as leiras estudadas; assim, julga que não é recomendável a permanência dos resíduos vegetais no pátio de cura por um período tão prolongado. Nars *et al.* (1989) não consideram vantajoso para a produtividade de um solo o fornecimento de uma fonte de energia que já foi bastante utilizada (é o caso do composto), uma vez que as minhocas e demais seres de meso e microfauna não sobreviverão na lavoura ou no pomar onde o composto for colocado; a opção deveria recair, se for empregado o composto como elemento corretivo de solo, sobre o material não totalmente curado.

Os trabalhos de Bidone (1997a, 1997b, 1997c) com compostagem e vermicompostagem mostram o potencial nutricional de massas orgânicas submetidas aos processos em questão, com resultados bastante satisfatórios obtidos em 90 dias de compostagem, mais 60 dias de vermicompostagem como complemento e em condições de rega das leiras de vermicompostagem onde foi reproduzida a situação de chuva da cidade de Porto Alegre, com pouca lixiviação de nutrientes. Constatou-se, conforme mostrarão os capítulos em seqüência, que, uma vez corrigidas as deficiências dos resíduos de poda – matéria orgânica rica em carbono – em termos de nitrogênio, estreitando a relação C/N no material bruto, e com a introdução de uma sistemática de reviramento com controle de umidade, o tempo de compostagem pode ser substancialmente reduzido, corrigindo as perdas referidas por Waldemar (1997). Simultaneamente, é possível, a partir de inóculos orgânicos aeróbios ou anaeróbios – como lodos – apostos no material bruto, obter misturas que podem ser compostadas e/ou vermicompostadas mais rapidamente. A utilização de lodos provenientes de tratamento aeróbio de esgotos sanitários na agricultura e seu processamento/reciclagem em leiras de compostagem, quando misturados com resíduos de podas de árvores triturados, é discutida em Sanepar (1997a, 1997b); não são referidos nesses trabalhos tempos de processamento, porcentuais de materiais em peso nas misturas e procedimentos de controle do processo.

Como a região metropolitana de Porto Alegre dispõe de inúmeras pequenas a médias estações de tratamento secundário de esgotos, com produção de grandes volumes de lodos (aerobicamente), o preparo de misturas lodos/resíduos de poda triturados e sua compostagem representam uma interessante alternativa de reciclagem desses lodos, além de estabelecer as relações de nutrientes adequadas ao perfeito desenvolvimento do processo, acelerando-o. Adicionalmente, agregou-se às misturas pesos de resíduos provenientes da Ceasa local, com o objetivo de dar um destino final nobre a esses resíduos também provenientes de coletas especiais. Os resultados obtidos mostraram a viabilidade da compostagem/vermicompostagem dessas misturas, apontando-se alguns aspectos importantes que devem ser seguidos, a fim de possibilitar, principalmente aos pequenos produtores agrícolas, o fornecimento de um corretivo de solo higiênico e sanitariamente seguro.

## 1.4 Entulhos da Construção Civil

Dados nacionais revelam que, para cada tonelada de lixo urbano recolhido, são coletadas duas toneladas de entulho oriundas da atividade de construção civil. Esse dado expressivo potencializa a necessidade de políticas de controle, de recolhimento, de eliminação e de viabilidade do uso do entulho. A presença do entulho no sistema de transporte e a coleta do lixo urbano, somadas às retiradas de depósitos clandestinos, incidem no custo final da limpeza urbana dos municípios brasileiros.

Observando-se o desenvolvimento da construção civil no decorrer dos anos, é perceptível o quanto o setor é afetado pelas crises econômicas sofridas pelo País. Além disso, a elevação do nível de vida, o aumento da densidade demográfica e o desenvolvimento tecnológico são fatores desencadeantes da geração de resíduo, aumentando-o em quantidade, heterogeneidade e volume.

O setor da construção civil representa 14% do Produto Interno Bruto (PIB) do País, consumindo recursos naturais e causando impactos ao meio ambiente (Construção, 2001). A participação na formação do PIB, cerca de 8%, é assegurada pelo segmento da construção propriamente dito. O setor é, ainda, gerador de empregos, absorvendo mão-de-obra menos qualificada, empregando diretamente cerca de 4 milhões de trabalhadores.

O desenvolvimento no setor da construção civil ocasiona aumento nos consumos de energia e de matéria-prima, o que pode determinar efeitos impactantes ao meio ambiente, pela produção de quantidades significativas de resíduos de construção e demolição.

Fator pouco considerado no setor, deve-se destacar que as edificações, ao atingirem o final de seu tempo de vida útil, se transformarão em resíduos de demolição. Por outro lado, a abundância de matérias-primas no País para abastecimento da atividade de construção civil envolve procedimentos com importante impacto ambiental, desde a extração dos recursos necessários à produção de materiais até a fabricação de materiais e de processos construtivos. Todavia, a dificuldade em encontrar, atualmente, agregados naturais de boa qualidade nos centros urbanos, aliada às distâncias crescentes entre as fontes e os locais das construções, tem elevado cada vez mais o custo do agregado natural (brita e areia) para uso na construção civil.

Neste quadro geral, se tem notado um crescente aumento no interesse de empresários pela reciclagem das sobras que as várias atividades da construção civil proporcionam. Além das inegáveis vantagens ambientais relacionadas ao reaproveitamento desses materiais, o aumento do uso de agregados reciclados em aplicações na engenharia civil apresenta-se como alternativa para a redução do atual consumo de agregados naturais requerido pela indústria da construção.

Os resíduos de construção e demolição (C&D), que são descartados em aterros e depósitos clandestinos, podem ser reciclados e reaproveitados para obtenção de agregado reciclado. Esse resíduo apresenta características bastante

particulares, por ser originado em um setor que aplica um grande número de métodos construtivos, sendo um dos resíduos sólidos mais heterogêneos, constituído de materiais como argamassa, areia, solo, cerâmica vermelha e branca, concretos, madeira, metais, papel, pedras, asfalto, tintas, gesso, plástico, borracha, matéria orgânica, entre outros. Suas características dependem diretamente do desenvolvimento da indústria da construção local, bem como da localização geográfica, do perfil das atividades econômicas, da densidade demográfica, do tipo e fase da obra, das técnicas construtivas empregadas, das características regionais, entre outros fatores.

## 1.5 Referências Bibliográficas

- ABOY, N. (1999). *Secagem natural e disposição final de lodos de estações de tratamento de água*. Porto Alegre. 101p. Dissertação (Mestrado) – Programa de Pós-graduação em Engenharia de Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental, Universidade Federal do Rio Grande do Sul.
- ANDRADE, M.S. (1994). Compostagem de resíduos vegetais: a proposta de Curitiba. In: SIMPÓSIO LUSOBRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 6., v.I, tomo2, p.143-154.
- ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS (1993). *NBR 12807 – Resíduos de serviços de saúde – Terminologia*. São Paulo.
- BERTUSSI FILHO, L. A. (1997). Lixo hospitalar: higiene ou matemática. In: *Saúde em Debate*. Londrina, n.26, p.60-64, set.
- BIDONE, F.R.A. (1997a). Disponibilidade de nutrientes observada em composto produzido através da compostagem de resíduos sólidos orgânicos urbanos. In: ENCONTRO NACIONAL SOBRE EDIFICAÇÕES E COMUNIDADES SUSTENTÁVEIS, 1., Canela. nov. 1997, v. único, p.61-66.
- BIDONE, F.R.A. (1997b). Disponibilidade de nutrientes observada em vermicomposto produzido pela *Eisenia foetida* a partir de composto de lixo orgânico urbano. In: ENCONTRO NACIONAL SOBRE EDIFICAÇÕES E COMUNIDADES SUSTENTÁVEIS, 1., Canela. nov. 1997, v. único, p.67-72.
- BIDONE, F.R.A. (1997c). Solubilização de metais pesados a partir de aparas de couro *wet blue* em meio ácido e a diferentes temperaturas. In: ENCONTRO NACIONAL SOBRE EDIFICAÇÕES E COMUNIDADES SUSTENTÁVEIS, 1., Canela. nov. 1997, 5p.
- BIDONE, F.R.A.; POVINELLI, J. (1999). *Conceitos básicos de resíduos sólidos*. 1.ed. São Carlos, EESC-USP. 109p.
- BRACHT, M.J. (1993). Disposição final de resíduos de serviço de saúde em valas sépticas, 3, Cascavel. *Anais*. v.3, p.215-230.
- BUENO, F.S. (1988). *Grande dicionário etimológico-prosódico da língua portuguesa*. São Paulo, Editora Lisa S/A, v.5.
- COMPANHIA DE SANEAMENTO DO PARANÁ (1997a). *Manual técnico para utilização agrícola do lodo do esgoto no Paraná*. Curitiba, Sanepar. 96p.
- COMPANHIA DE SANEAMENTO DO PARANÁ (1997b). *Reciclagem agrícola do lodo de esgoto*. Curitiba, Sanepar. 81p.

- COMPANHIA DE TECNOLOGIA DE SANEAMENTO AMBIENTAL (1993). *Resíduos Sólidos Industriais*. São Paulo, Cetesb. 233p.
- CONSTRUÇÃO (2001). Setor discute Agenda 21. *Revista Oesp*, ano.6, n.36, jan.
- COTRIM, S.L. (1997). *Filtros aeróbios percoladores aplicados ao tratamento de lixiviados de aterros sanitários antigos*. Porto Alegre. 98p. Dissertação (Mestrado) – Programa de Pós-graduação em Engenharia de Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental, Universidade Federal do Rio Grande do Sul.
- DEPARTAMENTO MUNICIPAL DE LIMPEZA URBANA (1993). Os caminhos do lixo da origem ao destino final. In: SIMPÓSIO LATINO-AMERICANO DE RESÍDUOS SÓLIDOS, 1., São Paulo. volume único, 50p.
- MATTOSO, V.D.B. (1996). *Classificação, quantificação e análise microbiológica dos resíduos de serviços de saúde da Santa Casa de Misericórdia de São Carlos*. São Carlos. 90p. Dissertação (Mestrado) – Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo.
- MORAES, B.S. (1999). *Lixiviação do metal pesado cromo a partir de aparas de couros acabados, semi-acabados e wet blue, dispostos em lisímetros e células de aterros sanitários*. Porto Alegre. 85p. Dissertação (Mestrado) – Programa de Pós-graduação em Engenharia de Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental, Universidade Federal do Rio Grande do Sul.
- NARS, N.Y.; LUTZENBERGER, J.; SALDANHA, L.J.L.; PINHEIRO, S. (1989). *Biotecnologia tropical: tecnologia apropriada para o terceiro mundo?* Porto Alegre, SMAM, Prefeitura Municipal de Porto Alegre. 16p.
- REGO, R.C.; NODA, R. (1993). Caracterização preliminar de resíduos sólidos de estabelecimentos hospitalares. In: SEMINÁRIO INTERNACIONAL SOBRE RESÍDUOS SÓLIDOS HOSPITALARES, 3., Cascavel. *Anais*. v.3, p.9-23.
- REICHERT, G.A. (1999). *A vermicompostagem aplicada ao tratamento de lixiviado de aterro sanitário*. Porto Alegre. 136p. Dissertação (Mestrado) – Programa de Pós-graduação em Engenharia de Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental, Universidade Federal do Rio Grande do Sul.
- SILVA, A.P. (1999). *Simulação da codisposição de lodos de estações de tratamento de água em aterros sanitários*. Porto Alegre. 109p. Dissertação (Mestrado) – Programa de Pós-graduação em Engenharia de Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental, Universidade Federal do Rio Grande do Sul.
- SOUZA, L.F. (1999). *Serragens de couro curtido tipo wet blue, utilizadas como meio suporte de filtros percoladores, destinados ao tratamento de esgotos sanitário*. Porto Alegre. 72p. Dissertação (Mestrado) – Programa de Pós-graduação em Engenharia de Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental, Universidade Federal do Rio Grande do Sul.
- TAKAYANAGUI, A.M.M. (1993). *Trabalhadores de saúde e meio ambiente: ação educativa do enfermeiro na conscientização para gerenciamento de resíduos sólidos*. Ribeirão Preto. 179p. Tese (Doutorado) – Escola de Enfermagem, Universidade de São Paulo.
- WALDEMAR, C.C. (1997). O aproveitamento dos resíduos vegetais de origem urbana em Porto Alegre: a produção de composto orgânico. In: ENCONTRO NACIONAL SOBRE EDIFICAÇÕES SUSTENTÁVEIS, 1., Canela. *Anais*. v. único, p.101-106.

## Capítulo 2

# Legislação Brasileira Referente a Resíduos Sólidos

---

O Brasil, em 2000, ainda não dispunha de uma Política Nacional de Resíduos Sólidos que definisse e reunisse normas relativas à prevenção, geração, minimização, reutilização, manejo, acondicionamento, coleta, reciclagem, transporte, tratamento, reaproveitamento e disposição final dos resíduos sólidos. Entretanto, alguns textos regulamentares estabelecem diretrizes isoladas para certos procedimentos associados ao gerenciamento de resíduos. Esses textos foram agrupados em legislações e normas técnicas associadas, primeiramente, ao conjunto dos resíduos sólidos e, na seqüência, à especificidade dos resíduos de serviços de saúde, resíduos verdes e entulhos da construção civil.

## 2.1 Resíduos Sólidos

A Constituição Federal de 1988, em seu artigo 23, inciso VI, estabelece que a proteção ao meio ambiente e o combate à poluição em qualquer de suas formas – inclusive a contaminação do solo por resíduos – é de competência comum da União, dos Estados, do Distrito Federal e dos Municípios. O artigo 24, inciso VI, prevê a competência concorrente da União, dos Estados e do Distrito Federal para legislar sobre a defesa do solo, a proteção do meio ambiente e o controle da poluição. O artigo 30 estabelece, nessa matéria, que cabe aos municípios suplementar a Legislação Federal e a Estadual e promover a adequação territorial mediante o planejamento e o controle do uso, do parcelamento e da ocupação do solo.

Ainda, no artigo 25, é previsto que todos têm direito ao meio ambiente ecologicamente equilibrado, bem de uso comum do povo, essencial à sadia qualidade de vida, impondo-se ao Poder Público e à coletividade o dever de defendê-lo e preservá-lo para as presentes e futuras gerações.

A preocupação explícita com os resíduos sólidos deu-se, inicialmente, sob o enfoque da saúde humana, com a edição da Lei Federal nº 2.312, de 3 de setembro de 1954, a qual estabelecia que a coleta, o transporte e o destino final dos resíduos deveriam se dar em condições que não provocassem inconvenientes à saúde e ao bem-estar públicos. Essa lei foi regulamentada pelo decreto 49.974-A, de 21 de janeiro de 1961, denominado Código Nacional de Saúde.

O destino final dos resíduos sólidos domésticos é atribuição dos municípios (Constituição Federal, artigo 30). As indústrias, por sua vez, são obrigadas a gerir o destino final dos resíduos que produzem. Caso as empresas optem por sistemas próprios de disposição final dos resíduos que geram, deverão seguir os padrões legais e regulamentares vigentes. Nesse tocante, a Resolução Conama<sup>1</sup> nº 006, de 15 de junho de 1988, define os empreendimentos que devem necessariamente gerir o destino dos resíduos. Nessa mesma direção, a resolução Conama nº 005, de 5 de agosto de 1993, dispõe sobre o gerenciamento de resíduos sólidos oriundos de serviços de saúde, portos e aeroportos, bem como terminais ferroviários e rodoviários, e estabelece que as empresas responsáveis por essas atividades deverão gerenciar seus resíduos sólidos, desde a geração até a disposição final.

Ressalte-se que a Resolução Conama nº 006, de 19 de setembro de 1991, dispõe sobre a incineração ou qualquer outro tratamento de queima dos resíduos sólidos provenientes dos estabelecimentos de saúde, portos e aeroportos.

A Resolução Conama nº 02, de 22 de agosto de 1991, dispõe sobre o destino final de cargas deterioradas, contaminadas, fora de especificação ou abandonadas, e a de nº 009, de 31 de agosto de 1993, norteia o gerenciamento, a reciclagem, o descarte, a disposição, a combustão, a industrialização e a comercialização de óleos lubrificantes usados ou contaminados. A instrução normativa SEMA/STC/CRS 1, de 10 de junho de 1983, disciplina as condições a serem observadas no manuseio, no armazenamento e no transporte de bifenilas policloradas – PCBs.

A Resolução Conama nº 023, de 12 de dezembro de 1996, dispõe sobre o controle do movimento transfronteiriço de resíduos.

O item X da Portaria 53/97 do Ministério do Interior proíbe a disposição final de resíduos em lixões. O impacto ambiental, nesses casos, geralmente consiste em contaminação do solo por chorume, podendo atingir o lençol freático e os cursos d'água, com supressão da vegetação.

A Lei Federal 9.605 (lei de crimes ambientais), de 12 de fevereiro de 1998, e o Decreto 3.179, de 21 de setembro de 1999, dispõem sobre a especificação das sanções penais e administrativas derivadas de condutas e atividades lesivas ao meio ambiente e dá outras providências. Dentre outras coisas, estabelece uma pena de um a cinco anos de reclusão para o lançamento de resíduos sólidos, líquidos ou gasosos, ou detritos, óleos ou substâncias oleosas, que não estiverem nos padrões estabelecidos em leis ou regulamentos. Está prevista também uma pena de um a quatro anos de reclusão e multa para quem “produzir, processar, embalar, importar, exportar, comercializar, fornecer, transportar, armazenar, guardar, ter em depósito ou usar produto ou substância tóxica, perigosa ou nociva à saúde humana ou ao meio ambiente, em desacordo com as exigências estabelecidas em leis ou nos seus regulamentos”. Essa lei passa a vigorar acrescida do dispositivo constante na medida provisória 1.874-17, de 23 de novembro de 1999.

---

1. Conselho Nacional do Meio Ambiente.

A Resolução Conama nº 257, de 30 de julho de 1999, e a de nº 263, de 12 de novembro de 1999, inovando na matéria, prevêm que as pilhas e as baterias que contenham em suas composições chumbo, cádmio, mercúrio e seus compostos, necessárias ao funcionamento de quaisquer tipos de aparelhos, veículos ou sistemas, móveis ou fixos, bem como os produtos eletrônicos que as contenham integradas em sua estrutura de forma não substituível, após seu esgotamento energético, serão entregues pelos usuários aos estabelecimentos que as comercializam ou à rede de assistência técnica autorizada pelas respectivas indústrias, para repasse aos fabricantes ou importadores, a fim de que estes adotem, diretamente ou por intermédio de terceiros, os procedimentos de reutilização, reciclagem, tratamento ou disposição final adequada.

A Resolução nº 258, de 26 de agosto de 1999, estabelece que as empresas fabricantes e as importadoras de pneumáticos são obrigadas a coletar e dar destinação final, ambientalmente adequada, aos pneus inservíveis existentes no território nacional, na proporção definida nessa Resolução relativamente às quantidades fabricadas e/ou importadas.

O licenciamento de fornos rotativos de produção de clínquer para atividades de co-processamento de resíduos, excetuando os resíduos domiciliares brutos, de serviços de saúde, radioativos, explosivos, organoclorados, agrotóxicos e afins, é o objeto da Resolução Conama nº 264, de 26 de agosto de 2000.

A Resolução nº 275, de 25 de abril de 2001, estabelece o código de cores para os diferentes tipos de resíduos, a ser adotado na identificação de coletores e transportadores, bem como nas campanhas informativas para a coleta seletiva.

Em relação à padronização, é apresentado a seguir um conjunto de normas técnicas elaboradas pela Associação Brasileira de Normas Técnicas (ABNT), associadas direta ou indiretamente aos resíduos sólidos.

- NBR 5681, de 1980 – Controle tecnológico da execução de aterros em obras de edificações – Procedimento.
- NBR 8418, de 1983 – Apresentação de projetos de aterros para resíduos industriais perigosos – Procedimento.
- NBR 8849, de 1985 – Apresentação de projetos de aterros controlados de resíduos sólidos urbanos – Procedimento.
- NBR 10004, de 1987 – Resíduos sólidos – Classificação.

Classifica os resíduos sólidos quanto a seus riscos ao meio ambiente e à saúde pública, com exceção dos resíduos radiativos que são de competência exclusiva da Comissão Nacional de Energia Nuclear. A norma distingue três classes: Classe I – resíduos perigosos, Classe II – não-inertes e Classe III – inertes. Há vários anexos com listagens de resíduos perigosos, constituintes perigosos e substâncias que conferem periculosidade, substâncias tóxicas e agudamente tóxicas, concentração-limite máxima no extrato obtido no teste de lixiviação, padrões para

teste de solubilização, concentração máxima de poluentes na massa bruta de resíduo e concentração mínima para caracterizar o resíduo como perigoso.

Resíduos Classe I – Perigosos: caso uma amostra do resíduo em estudo seja enquadrada em pelo menos um dos critérios de periculosidade (inflamabilidade, corrosividade, reatividade, toxicidade, patogenicidade), ele será considerado Classe I – Perigoso. Descartados os critérios de periculosidade, será realizado o ensaio de lixiviação. São então considerados Classe I – Perigosos, os resíduos cujas amostras, submetidas ao teste de lixiviação, apresentam nos extratos lixiviados concentrações superiores às previstas na Listagem 7, Anexo G, da NBR 10004. Se as concentrações forem inferiores às da Listagem 7, será realizado o ensaio de solubilização, a fim de avaliar se o resíduo é Classe III.

Resíduos Classe II – Não-inertes: são aqueles que não se enquadram nas classificações de resíduos Classe I – Perigosos ou de resíduos Classe III – Inertes. Podem apresentar propriedades como combustibilidade, biodegradabilidade ou solubilidade em água. São incluídos nesta categoria os papéis, o papelão, a matéria vegetal e, em geral, os resíduos domiciliares.

Resíduos Classe III – Inertes: são aqueles que, submetidos ao teste de solubilização, não tiveram nenhum de seus constituintes solubilizados em concentrações superiores aos padrões de potabilidade de água, Listagem 8, Anexo H, da NBR 10004. São as rochas, os tijolos, os vidros e certos plásticos e borrachas que não são decompostos facilmente. Se as concentrações forem superiores às da Listagem 8, os resíduos serão considerados Classe II – Não-inertes.

Essa norma está vinculada à NBR 10005 – Lixiviação de resíduos – Procedimento, à NBR 10006 – Solubilização de resíduos – Procedimento e à NBR 10007 – Amostragem de resíduos – Procedimento.

- NBR 10005, de 1987 – Lixiviação de resíduos – Procedimento. Ensaio que visa verificar a potencialidade de liberação de elementos solúveis do resíduo sob a influência de água em agitação.
- NBR 10006, de 1987 – Solubilização de resíduos – Procedimento.
- NBR 10007 de 1987– Amostragem de Resíduos – Procedimento.

Esta norma tem por objetivo fixar as condições exigíveis para amostragem, preservação e estocagem de amostras de resíduos sólidos. Estabelece, também, procedimentos específicos para a coleta de amostras representativas em tambores, caminhões-tanque, receptáculos contendo pó ou resíduos granulados, lagoas de resíduos, leitos de secagem, lagoas de evaporação secas, lagoas secas e solos contaminados, montes ou pilhas de resíduos e tanques de estocagem. Em todos esses tipos de acondi-

cionamento de resíduos, o coletor deve possuir equipamentos de proteção individual adequados.

A pré-caracterização do resíduo é importante na hora de definir o plano de amostragem, que deve ser estabelecido antes da coleta de qualquer amostra. Esse plano deve incluir “os pontos de amostragem, tipos de amostradores, número de amostras a serem coletadas, volumes, tipos (simples ou compostos), número e tipo dos frascos de coleta e, ainda, os métodos de preservação e período de estocagem”.

A seleção da embalagem da amostra depende do tipo e da composição do resíduo, podendo ser sacos plásticos de polietileno para resíduos sólidos ou pastosos. Para esse tipo de resíduo, o único método de preservação é a refrigeração a 4°C. Todas as amostras devem ser devidamente etiquetadas a fim de assegurar a correta identificação.

- NBR 10157, de 1987 – Aterros de resíduos perigosos – Critérios para projeto, construção e operação – Procedimento.
- NBR 10182, de 1988 – Lavra de jazidas de minerais metálicos, não-metálicos e carvão.
- NBR 10703, de 1989 – Degradação do solo – Terminologia.
- NBR 11174, de 1990, ou NB 1264, de 1989 – Armazenamento de resíduos Classes II – não-inertes e III – inertes – Procedimento.

Fixa as condições exigíveis para a obtenção das condições mínimas necessárias ao armazenamento de resíduos Classes II – não-inertes e III – inertes, de forma a proteger a saúde pública e o meio ambiente. Os resíduos Classe II – não-inertes podem ter propriedades como: combustibilidade, biodegradabilidade ou solubilidade em água. E como exemplo de resíduos Classe III – inertes pode-se citar rochas, tijolos, vidros e certos plásticos e borrachas que não são decompostos prontamente.

Estabelece, também, que o local para armazenamento de resíduos Classes II e III deve minimizar o risco de contaminação ambiental e ser aprovado pelo Órgão Estadual de Controle Ambiental.

- NBR 11175, de 1990, ou NB 1265 – Incineração de resíduos sólidos perigosos – Padrões de desempenho – Procedimento.

Trata da incineração de resíduos sólidos perigosos, segundo a classificação adotada pela NBR 10004, quanto ao desempenho dos equipamentos e aos devidos padrões de desempenho, exceto aqueles classificados apenas por patogenicidade ou inflamabilidade. Os valores estabelecidos por essa norma para os padrões de emissão de poluentes poderão ser alterados pelo Órgão de Controle Ambiental, dependendo das condições de localização e dos padrões de qualidade do ar da região.

Incineração de resíduos sólidos: processo de oxidação a alta temperatura que destrói ou reduz o volume ou recupera materiais ou substâncias.

Incinerador: qualquer dispositivo, aparato, equipamento ou estrutura usada para oxidação a alta temperatura que destrói ou reduz o volume ou recupera materiais ou substâncias.

- NBR 11682, de 1991 – Estabilidade de taludes – Procedimento.
- NBR 12235, de 1992, ou NB 1183, de 1988 – Armazenamento de resíduos sólidos perigosos.  
Define as condições exigíveis para o armazenamento de resíduos sólidos perigosos Classe I, que deve ser “em área autorizada pelo órgão de controle ambiental, à espera de reciclagem, recuperação, tratamento ou disposição final adequada”, de forma a proteger a saúde e o meio ambiente.
- NBR 8419, de 1992 – Apresentação de projetos de aterros sanitários de resíduos sólidos urbanos – Procedimento.
- NBR 12267, de 1992 – Normas para elaboração de Plano Diretor – Procedimento.
- NBR 9190, de 1993 – Sacos plásticos para acondicionamento de lixo – Classificação.
- NBR 9191, de 1993 – Sacos plásticos para acondicionamento de lixo – Especificação.
- NBR 9195, de 1993 – Sacos plásticos para acondicionamento de lixo – Determinação da resistência à queda livre.
- NBR 13055, de 1993 – Sacos plásticos para acondicionamento de lixo – Determinação da capacidade volumétrica.
- NBR 13056, de 1993 – Filmes plásticos para sacos para acondicionamento de lixo – Verificação da transparência.
- NBR 12980, de 1993 – Coleta, varrição e acondicionamento de resíduos sólidos urbanos – Terminologia.
- NBR 12988, de 1993 – Líquidos livres – Verificação em amostra de resíduos – Método de ensaio.
- NBR 13028, de 1993 – Elaboração e apresentação de projeto de disposição de rejeitos de beneficiamento, em barramento, em mineração – Procedimento.
- NBR 13029, de 1993 – Elaboração e apresentação de projeto de disposição de estéril, em pilha, em mineração – Procedimento.
- NBR 7500, de 1994 – Símbolos de risco e manuseio para o transporte e armazenamento de materiais – Simbologia.

- NBR 13221, de 1994 – Transporte de resíduos – Procedimento.
- NBR 13333, de 1995 – Caçamba estacionária de 0,8 metro cúbico, 1,2 metro cúbico e 1,6 metro cúbico para coleta de resíduos sólidos por coletores-compactadores de carregamento traseiro – Terminologia.
- NBR 13334, de 1995 – Caçamba estacionária de 0,8 metro cúbico, 1,2 metro cúbico e 1,6 metro cúbico para coletas de resíduos sólidos por coletores-compactadores de carregamento traseiro – Dimensões – Padronização.
- NBR 13463, de 1995 – Coleta de resíduos sólidos – Classificação.
- NBR 8843, de 1996 – Aeroportos – Gerenciamento de resíduos sólidos.
- NBR 13895, de 1997 – Construção de poços de monitoramento e amostragem – Procedimento.
- NBR 13030, de 1999 – Elaboração e apresentação de projeto de reabilitação de áreas degradadas pela mineração.

## 2.2 Resíduos Sólidos de Serviços de Saúde

A legislação brasileira sobre resíduos sólidos dos serviços de saúde (RSSS), segue, em geral, as orientações de organismos internacionais, como a EPA (Environmental Protection Agency) e a OMS (Organização Mundial de Saúde).

Dentre os principais textos regulamentares, pode-se citar os seguintes:

**Decreto Federal 76.973**, de 31 de dezembro de 1975, dispõe sobre normas e padrões para construção e instalação de prédios destinados aos serviços de saúde, fixados pelo Ministério da Saúde. Este decreto normaliza, entre outras coisas, as instalações para o destino final adequado dos dejetos.

**Portaria nº 53, do Ministro do Interior**, de 1º de março de 1979, ao considerar a contínua deterioração das áreas utilizadas para depósitos de resíduos sólidos, “estabelece que os projetos específicos de tratamento e disposição de resíduos sólidos, bem como a fiscalização de sua implantação, operação e manutenção, ficam sujeitos à aprovação do órgão estadual de controle da poluição e de preservação ambiental”. Esta portaria trata, ainda, da obrigatoriedade da incineração de todos os resíduos portadores de agentes patogênicos, inclusive os de estabelecimentos hospitalares e congêneres. Também ficam obrigados a isso os resíduos provenientes de portos e aeroportos, que deverão ser incinerados nos locais de produção. Os resíduos patogênicos submetidos à esterilização por radiação ionizante estão isentos do processo de incineração.

**A norma da Cetesb E15.011, de dezembro de 1992**, que trata de sistemas para incineração de resíduos dos serviços de saúde, portos e aeroportos define incineração como o processo de oxidação a alta temperatura que transforma materiais, reduz seu volume e destrói os microrganismos. Uma definição

semelhante é, também, encontrada na NBR 11175, de julho de 1990, que dispõe sobre a incineração de resíduos perigosos. No Brasil, o termo incineração normalmente é utilizado para descrever todos os sistemas de queima que, na maioria das vezes, se constituem apenas em fornos, sem os devidos controles operacionais e ambientais.

Mais tarde, no ano de 1991, a **Resolução Conama nº 6** desobrigou a incineração dos resíduos sólidos provenientes dos serviços de saúde, portos e aeroportos. E a Resolução Conama nº 5, de 1993, revogou os itens abordados, anteriormente, na Portaria nº 53, do Ministério do Interior, desobrigando a incineração de resíduos.

**Resolução Federal CNEN (Comissão Nacional de Energia Nuclear) – NE 6.05/85** – Gerência de rejeitos radioativos em instalações radiativas, publicada no Diário Oficial da União em 17 de dezembro de 1985. Esta norma visa estabelecer critérios quanto à gerência de rejeitos radioativos utilizados em hospitais e clínicas de diagnóstico e tratamento, devendo ser consideradas, ainda, as normas da CNEN relativas à radioproteção, ao licenciamento de instalações radioativas e ao transporte de materiais radioativos. A gerência de rejeitos radioativos compreende um “conjunto de atividades administrativas e técnicas envolvidas na coleta, segregação, manuseio, tratamento, acondicionamento, transporte, armazenamento, controle e deposição de rejeitos radioativos”.

Os rejeitos radioativos devem ser separados fisicamente de outros materiais e, para efeitos desta resolução, são classificados em duas categorias: rejeitos com emissores beta/gama (rejeitos líquidos, sólidos e gasosos) e rejeitos com emissores alfa (líquidos e sólidos), segundo o estado físico, a natureza da radiação, a concentração e a taxa de exposição. Especifica, também, os níveis de concentração de rejeitos radioativos, dentro da classificação adotada. Traz, ainda, definições e níveis de radiação, bem como as especificações da instalação para o armazenamento provisório de rejeitos e alguns anexos.

**Resolução Federal CNEN – NE 3.05/96 – Requisitos de Radioproteção e Segurança para Serviços de Medicina Nuclear**, publicada no Diário Oficial da União em 19 de abril de 1996. Estabelece os requisitos de radioproteção e segurança para serviços de medicina nuclear, relativos ao uso de radiofármacos para fins terapêuticos e diagnósticos *in vivo* no campo da Medicina Nuclear.

O serviço de medicina nuclear deve possuir instalações blindadas, sinalizadas e localizadas em locais de acesso restrito ao armazenamento de rejeitos radioativos, que devem ser segregados de acordo com a natureza física do material e do radionucleotídeo presente. Depois de separados, os rejeitos serão colocados em recipientes adequados, etiquetados, datados e mantidos em dependências destinadas ao armazenamento.

**Decreto Federal nº 96.044**, de 18 de maio de 1988, “aprova o regulamento para o transporte rodoviário de produtos perigosos ou que representem risco para a saúde de pessoas, para a segurança pública ou para o meio ambiente”.

Para o transporte de produto explosivo e de substância radioativa, deve ser observada a norma específica do Ministério do Exército e da Comissão Nacional de Energia Nuclear. É vedado o transporte de produto perigoso com animais, alimentos, medicamentos, produtos com risco de ocorrer explosão, desprendimento de chamas, formação de gases, vapores, compostos ou misturas perigosas. Determina, ainda, que o “veículo utilizado no transporte desses produtos deve evitar o uso de vias em áreas densamente povoadas ou de proteção de mananciais, reservatórios de água ou reservas florestais e ecológicas”. Também, deve ser evitada a circulação desses veículos em vias de tráfego intenso, nos horários de maior circulação. Cabe ao Ministério dos Transportes a fiscalização do cumprimento deste regulamento.

**Resolução Conama nº 001, de 25 de abril de 1991**, dispõe sobre a criação de uma Câmara Técnica Especial para encaminhar ao plenário do Conama, uma proposta de alteração da Portaria Ministerial nº 053/79, que respalda a instalação de incineradores para resíduos hospitalares, no que se refere a resíduos de qualquer natureza gerados no país. Essa proposta de alteração da portaria citada está baseada no fato de a incineração ser responsável pela liberação de compostos carcinogênicos, mutagênicos e teratogênicos, como furanos, dioxinas e metais pesados, que afetam a qualidade do ar e da vida da população.

**Resolução Conama nº 006**, de 19 de setembro de 1991, “desobriga a incineração ou qualquer outro tratamento de queima de resíduos sólidos provenientes dos estabelecimentos de saúde, portos e aeroportos, ressalvados os casos previstos em lei e acordos internacionais”, e determina que os Estados e os municípios que optarem por não incinerar devem estabelecer normas para o tratamento especial desses resíduos.

**Resolução Conama nº 5**, de 5 de agosto de 1993, define procedimentos mínimos para o gerenciamento de resíduos sólidos oriundos de serviços de saúde, portos, aeroportos, terminais ferroviários e rodoviários. **Plano de Gerenciamento de Resíduos Sólidos**: “documento integrante do processo de licenciamento ambiental, que aponta e descreve as ações relativas ao manejo de resíduos sólidos, contemplando os aspectos referentes à geração, segregação, acondicionamento, coleta, armazenamento, transporte, tratamento e disposição final”. Ela determina que caberá aos estabelecimentos o gerenciamento de seus resíduos, desde a geração até a disposição final, atendendo às exigências ambientais e de saúde pública, e que eles devem ter um responsável técnico devidamente registrado no conselho profissional. Segundo Silva (2000), este documento é a principal orientação legal para os resíduos sólidos dos serviços de saúde.

A resolução define quatro grupos de resíduos:

Grupo A: resíduos de natureza biológica e perfuro-cortantes

Grupo B: resíduos de natureza química

Grupo C: rejeitos radioativos

Grupo D: resíduos comuns

Esta resolução determina, ainda, que resíduos sólidos pertencentes ao **grupo A** não poderão ser dispostos no meio ambiente sem tratamento prévio e recomenda a esterilização a vapor ou a incineração como alternativa de tratamento. No entanto, outros processos de tratamento poderão ser adotados, desde que com aprovação prévia do órgão ambiental e de saúde competentes. Em relação aos aterros sanitários, estes deverão ter previstos sistemas específicos que permitam a disposição de resíduos sólidos pertencentes ao **grupo A**. Os resíduos pertencentes a este grupo não poderão ser reciclados e, após tratamento, serão considerados resíduos comuns. Enquadram-se no **grupo A** os resíduos que apresentam risco potencial à saúde pública e ao meio ambiente devido à presença de agentes biológicos.

Embora os resíduos dos serviços de saúde sejam de competência dos estabelecimentos geradores, a prefeitura de Florianópolis, por exemplo, executa ou faz a contratação desses serviços e repassa os custos de operação e manutenção aos geradores. Ainda para esta cidade, especificamente, a **Lei Municipal nº 3890/92** dispõe sobre a separação a coleta e dá outras providências relativas aos resíduos de serviços de saúde. Essa lei torna obrigatória a separação dos resíduos de serviços de saúde em três espécies: resíduos infectantes, especiais e comuns, sendo este dividido em reciclável e rejeito. Estão sujeitos às aplicações desta lei os seguintes estabelecimentos: hospitais, clínicas de saúde, laboratórios, clínicas veterinárias, farmácias ou quaisquer outros estabelecimentos de prestação de serviços, ambulatórios e atendimento de saúde.

Considerando que as infecções hospitalares podem causar sérios danos aos pacientes e podem, eventualmente, estar associadas aos RSS, são apresentadas a seguir algumas leis e portarias que tratam de medidas a serem tomadas no âmbito hospitalar, com o intuito de reduzir ao máximo o número de infecções.

**Portaria nº 196, do Ministro da Saúde**, de 24 de junho de 1983, “resolve expedir instruções para o controle e prevenção das infecções hospitalares”, como a obrigatoriedade de todos os hospitais manterem uma Comissão de Controle de Infecção Hospitalar (CCIH), critérios para identificação de infecção hospitalar, classificação das cirurgias por potencial de contaminação e normas para seleção de germicidas em hospitais.

**Lei Federal nº 9431**, de 6 de janeiro de 1997, “dispõe sobre a obrigatoriedade da manutenção de programas de controle de infecções hospitalares pelos hospitais do país”.

**Portaria do Ministro da Saúde nº 2.616/MS/GM**, de 12 de maio de 1998, fixa diretrizes e normas para a prevenção e o controle das infecções hospitalares, com o objetivo de reduzir a incidência e a gravidade das mesmas. Ela revogou a **Portaria 930**, de 27 de agosto de 1992, que tratava das normas para controle das infecções hospitalares.

Ela considera as determinações da **Lei Federal nº 9.431**, de 6 de janeiro de 1997, e da **Lei Federal nº 8080**, de 19 de setembro de 1990, que dispõem

sobre as “condições e a assistência às pessoas por intermédio de ações de promoção, proteção e recuperação da saúde com a realização integrada das ações assistenciais e das atividades preventivas”.

Determina que seja formada uma Comissão de Controle de Infecção Hospitalar (CCIH), composta por profissionais da área de saúde e com nível superior. Essa comissão deverá “elaborar, implementar, manter e avaliar programa de controle de infecção hospitalar, adequado às características e necessidades da instituição”.

Em anexo à portaria, são apresentados alguns conceitos de infecções, bem como a classificação das cirurgias de acordo com o potencial de contaminação. É feita também uma abordagem sobre a lavagem das mãos, que é considerada uma das ações mais importantes na prevenção de infecções hospitalares.

**Resolução RDC (Resolução de Diretoria Colegiada) nº 48, da Agência Nacional de Vigilância Sanitária**, de 2 de junho de 2000, “aprova o roteiro de inspeção do programa de controle de infecção hospitalar” – que desenvolve ações visando à prevenção e à redução da incidência de infecções hospitalares. As inspeções sanitárias são realizadas nas unidades hospitalares a fim de avaliar a qualidade das ações de controle de infecções, bem como a atuação da CCIH (Comissão de Controle de Infecções Hospitalares). Conforme o resultado das inspeções sanitárias, são adotadas, quando necessário, medidas corretivas para melhorar a qualidade do serviço.

A Associação Brasileira de Normas Técnicas (ABNT), a Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental (Cetesb) e o Instituto de Pesquisas Tecnológicas (IPT) elaboram uma série de normas a respeito de resíduos sólidos dos serviços de saúde, dando subsídios para seu correto gerenciamento. Na seqüência, são apresentadas as normas mais relevantes em ordem cronológica.

#### **NBR 9190, de dezembro de 1985 – Sacos plásticos para acondicionamento de lixo**

Classifica os sacos plásticos para acondicionamento de lixo quanto à finalidade, à espécie de lixo, à capacidade e à tonalidade.

Esta norma classifica os resíduos em **Tipo I** – lixo domiciliar e **Tipo II** – lixo especial, que compreendem os resíduos sólidos produzidos por hospitais, portos e aeroportos e locais onde houver possibilidade de contaminação patológica. Embora a norma fixe a cor branca leitosa para sacos Tipo II e a tonalidade cinza para sacos Tipo I, usados para lixo solto de restaurante e lixo compactado, e tonalidades claras para lixo doméstico Tipo I, ela não especifica o material nem a espessura em que devem ser confeccionados os sacos plásticos. Esta norma salienta que “a cor preta não pode ser utilizada para qualquer tipo de saco”.

#### **NBR 1183, de novembro de 1988 – Armazenamento de resíduos sólidos perigosos**

Define as condições exigíveis para o armazenamento de resíduos sólidos perigosos Classe I, que deve ser “em área autorizada pelo órgão de controle ambiental, à

espera de reciclagem, recuperação, tratamento ou disposição final adequada”, de forma a proteger a saúde e o meio ambiente.

### **NBR 1264, de dezembro de 1989 – Armazenamento de resíduos Classes II – não-inertes e III – inertes**

Fixa as condições exigíveis para obtenção das condições mínimas necessárias ao armazenamento de resíduos Classes II – não-inertes e III – inertes, de forma a proteger a saúde pública e o meio ambiente. Os resíduos **Classe II – não-inertes** podem ter propriedades como: combustibilidade, biodegradabilidade ou solubilidade em água. E como exemplo de resíduos **Classe III – inertes** pode-se citar rochas, tijolos, vidros e certos plásticos e borrachas que não são decompostos prontamente.

Estabelece, também, que o local para armazenamento de resíduos Classes II e III deve minimizar o risco de contaminação ambiental e ser aprovado pelo Órgão Estadual de Controle Ambiental.

### **NBR 11175, de julho de 1990 – Incineração de resíduos sólidos perigosos – Padrões de desempenho**

Trata da incineração de resíduos sólidos perigosos, segundo a classificação adotada pela NBR 10004 quanto ao desempenho dos equipamentos e aos devidos padrões de desempenho, exceto aqueles classificados apenas por patogenicidade ou inflamabilidade. Os valores estabelecidos por esta norma para os padrões de emissão de poluentes poderão ser alterados pelo Órgão de Controle Ambiental, dependendo das condições de localização e dos padrões de qualidade do ar da região.

**Incineração de resíduos sólidos:** processo de oxidação a alta temperatura que destrói ou reduz o volume ou recupera materiais ou substância.

**Incinerador:** qualquer dispositivo, aparato, equipamento ou estrutura utilizada para oxidação a alta temperatura que destrua ou reduza o volume ou recupere materiais ou substâncias.

### **E15.011 (Cetesb), de dezembro de 1992 – Sistema para incineração de resíduos de serviços de saúde, portos e aeroportos**

Fixa as condições exigíveis para a aceitação de sistemas para incineração, com capacidade menor ou igual a 1.000 kg/h, de resíduos infectantes provenientes de estabelecimentos de serviços de saúde, portos e aeroportos. Esses resíduos devem ficar em área coberta e com fechamento lateral, a fim de evitar a entrada de água.

Os efluentes sólidos das câmaras de combustão (cinzas) devem ser isentos de material orgânico e volátil. Também, não deve haver presença de organismos patogênicos, cuja ausência deve ser comprovada por meio de metodologia adequada.

### **NBR 12807, de janeiro de 1993 – Resíduos de serviços de saúde**

Define a terminologia empregada em relação aos resíduos de serviços de saúde, como: desinfecção, esterilização, resíduo comum, resíduo especial, resíduo farmacêutico, resíduo infectante e outros.

- **Desinfecção:** destruição de agentes infectantes na forma vegetativa situados fora do organismo, mediante aplicação direta de meios físicos ou químicos.
- **Esterilização:** destruição ou eliminação de todos os microrganismos na forma vegetativa ou esporulada.
- **Limpeza e desinfecção simultânea:** processo de remoção de sujidade e desinfecção, mediante uso de formulações associadas de um detergente com uma substância desinfetante.
- **Resíduo comum:** resíduo de serviço de saúde que não apresenta risco adicional à saúde pública.
- **Resíduo especial:** resíduo de serviço de saúde do tipo farmacêutico, químico perigoso e radioativo.
- **Resíduo farmacêutico:** produto medicamentoso com prazo de validade vencido, contaminado, interditado ou não utilizado.
- **Resíduo infectante:** resíduo de serviço de saúde que, por suas características de maior virulência, infectividade e concentração de patógenos, apresenta risco potencial adicional à saúde pública.
- **Resíduo químico perigoso:** resíduo químico que, de acordo com os parâmetros da NBR 10004, pode provocar danos à saúde ou ao meio ambiente.
- **Resíduo de serviço de saúde:** resíduo resultante de atividades exercidas por estabelecimento gerador, de acordo com a classificação adotada pela NBR 12808.

### **NBR 12808, de janeiro de 1993 – Resíduos de serviços de saúde**

Classifica os resíduos de serviços de saúde quanto aos riscos potenciais ao meio ambiente e à saúde pública, a fim de que tenham gerenciamento adequado.

Conforme a classificação adotada por esta norma, incluem-se na **Classe A** os resíduos infectantes, como o biológico e os materiais contaminados (bolsas de sangue, gaze, equipamentos, carcaça de animais com doenças infecto-contagiosas etc.), e os perfurantes ou cortantes, em que estão incluídas agulhas, ampolas, lâminas de bisturi etc. Dentro da **Classe B**, estão os resíduos especiais, que são os radioativos, os farmacêuticos e os químicos perigosos, e na **Classe C**, estão os resíduos comuns, que se assemelham aos resíduos domésticos e por isso não se enquadram nos tipos A e B, como os da área administrativa, varrição e restos alimentares que não entraram em contato com pacientes.

**Tipo A (infectante):** aqueles cujo potencial de risco está associado à presença de agentes biológicos.

Tipo A1: biológico

Tipo A2: sangue e hemoderivados

Tipo A3: resíduo cirúrgico e exsudato

Tipo A4: pérfuro-cortantes

Tipo A5: animal contaminado (causas infecciosas)

Tipo A6: assistência ao paciente

**Tipo B (especial):** aquele cujo potencial de risco é devido a sua natureza físico-química.

Tipo B1: rejeito radioativo (Resolução CNEN NE 6.05)

Tipo B2: resíduo farmacêutico

Tipo B3: resíduo químico perigoso (NBR 10004)

**Tipo C (comum):** os resíduos comuns são compostos por toda forma de resíduo que não pode ser enquadrada em nenhuma das categorias anteriores.

### **NBR 12809, de fevereiro de 1993 – Manuseio de resíduos de serviços de saúde**

Dispõe sobre os procedimentos exigíveis para garantir condições de higiene e segurança no processamento interno de resíduos infectantes, especiais e comuns, nos serviços de saúde.

Esta norma traz orientações detalhadas sobre segregação, acondicionamento, armazenamento e coleta. Determina que todos os funcionários dos serviços de saúde devem ser capacitados para separar adequadamente os resíduos e reconhecer o sistema de identificação. Os resíduos devem ser acondicionados próximos ao local de geração, em sacos plásticos, e identificados.

O resíduo classificado como infectante deve obedecer ao seguinte:

- ser acondicionado em saco plástico branco leitoso;
- o resíduo perfurante ou cortante tem de ser acondicionado em recipiente rígido;
- o resíduo infectante procedente de análises clínicas, hemoterapia e pesquisas microbiológicas deve ser submetido a um processo de esterilização na unidade geradora;
- os resíduos líquidos infectantes, como sangue, secreções, excreções e outros líquidos orgânicos, têm de ser submetidos a tratamento na própria instituição anterior ao lançamento na rede pública de esgoto;
- o resíduo infectante pertencente ao tipo A3, composto por membros, fetos, órgãos e tecidos humanos, tem de ser acondicionado, separadamente, em sacos plásticos e armazenado em câmara fria no serviço de anatomia patológica.

### **NBR 12810, de janeiro de 1993 – Coleta de resíduos de serviço de saúde**

Fixa os procedimentos exigíveis para coletas interna e externa dos resíduos de serviços de saúde, sob condições de higiene e segurança. Determina que a coleta de resíduos de serviços de saúde deve ser exclusiva e em intervalos não superiores

a 24 horas. Essa coleta pode ser realizada em dias alternados, desde que os recipientes contendo resíduo do tipo A e restos de preparo de alimento sejam armazenados à temperatura máxima de 4°C. Esta norma traz ainda as especificações dos EPIs (Equipamentos de Proteção Individual), dos equipamentos de coleta e transporte e dos procedimentos a serem adotados em caso de acidente.

#### **NBR 7500, de janeiro de 1994 – Símbolos de risco e manuseio para o transporte e armazenamento de materiais**

“Estabelece os símbolos convencionais e seu dimensionamento, para serem aplicados nas unidades de transporte e nas embalagens para indicação dos riscos e dos cuidados a tomar em seu manuseio, transporte e armazenagem, de acordo com a carga contida.”

O rótulo de risco e/ou de segurança das embalagens de certos produtos como os radioativos, os explosivos, os fitossanitários e outros deve obedecer também às normas especiais da Comissão Nacional de Energia Nuclear e dos Ministérios do Exército, da Agricultura e da Saúde.

O símbolo universal de “substância infectante”, em anexo a esta norma, deve estar presente em sacos plásticos branco-leitosos e caixas para descarte de material pérfuro-cortante, bem como de qualquer outra embalagem que contenha material ou substância infectante.

**NBR 13853, de 1997 – Coletores para resíduos de serviços de saúde perfurantes ou cortantes – requisitos e métodos de ensaio.**

**IPT NEA 55, de janeiro de 1996 – Recipiente para resíduos de serviços de saúde, perfurantes e/ou cortantes.**

Determina as características dos recipientes destinados à coleta de resíduos de serviço de saúde perfurantes ou cortantes, classificados como tipo A4 pela NBR 12808. Fazem parte dessa classificação agulhas, ampolas, pipetas, lâminas de bisturi e vidro. Esta norma não se aplica a coletores exclusivos para o descarte de agulhas. A superfície externa dos coletores deve ser de cor amarela e com símbolo para material infectante, especificado na NBR 7500. Há, também, uma preocupação com o material utilizado na confecção desses recipientes, quando submetidos aos processos de tratamento e destinação final, descartando o uso de materiais halogenados e poliuretanos.

Cabe ao fabricante do coletor informar ao usuário os procedimentos de montagem, utilização, fechamento e manuseio do mesmo.

Esta norma substitui a anterior, IPT – NEA 55, de 1993.

## **2.3 Resíduos Sólidos Verdes**

Os resíduos sólidos verdes, caracterizando neste texto aqueles provenientes da prática de poda realizada nos perímetros urbanos e de sobras de produtos hortifrutigranjeiros, representam uma considerável fração vegetal oriunda de parques,

praças, jardins residenciais e comerciais, de vias públicas e de CEASAs. Estes resíduos, principalmente os de poda, apesar de sua grande concentração de lignina, são biodegradáveis, sendo classificados pela legislação brasileira como Resíduos Classe II – não-inertes, podendo, dessa forma, receber tratamento e destinação final similares aos dispensados aos resíduos urbanos.

Um aspecto importante relacionado a esses resíduos provém de sua facilidade de manejo, que permite a obtenção de insumos agrícolas (fertilizante orgânico, cobertura morta e cama de animais). Além disso, o material de poda de maior porte pode ser transformado em lenha que, além de combustível, serve de material de troca, por exemplo, por tijolos, matéria-prima importante para qualquer prefeitura e/ou órgão envolvido com a questão da destinação final de resíduos.

Os fertilizantes orgânicos não eram considerados na legislação brasileira; o Decreto Federal 75.5823 (9 de novembro de 1974) fazia uma única referência a esses insumos agrícolas: “Ficam dispensados de registro: esterco curado, lixo fermentado, cinzas, turfas, fuligens e outros resíduos, quando vendidos com sua denominação exata”.

Até 1982, os fertilizantes orgânicos eram tratados sem qualquer diferenciação. A partir de então, foram criadas três categorias que os distinguiram em fertilizante orgânico simples, fertilizante composto e fertilizante organomineral. Na legislação brasileira, o Decreto 86.955, de 18 de fevereiro de 1982, regulamenta os fertilizantes organominerais. Nesse decreto, estabelece-se a definição “Fertilizante organomineral – fertilizante proveniente da mistura ou combinação de fertilizantes minerais e orgânicos”. Considerando a presença de resíduos sólidos verdes na composição dos fertilizantes organominerais, decorre a importância de citar tais fertilizantes no tema referente aos resíduos sólidos verdes.

Complementam o decreto anteriormente citado a Portaria nº 31, de 8 de junho de 1982, que aprova os métodos analíticos que passaram a constituir métodos-padrão, oficiais para análise de fertilizantes, e a Portaria nº 1, de 4 de março de 1983, que fixa especificações, garantia e tolerâncias dos produtos.

Em relação aos lodos empregados como inóculo na reposição do nitrogênio em leiras de compostagem, incluídos neste texto como coadjuvantes de processo, cabe referir que, como são biossólidos gerados em estações de tratamento de esgotos domésticos, enquadram-se, segundo a NBR 10004, de 1987 – Resíduos sólidos – classificação, como Classe II – não-inertes, sendo aplicável aos mesmos, após o processamento por compostagem, a legislação referida para fertilizantes orgânicos.

## **2.4 Entulhos da Construção Civil**

O apoio das leis à reciclagem torna-se um grande aliado para que a iniciativa funcione. Os incentivos à reciclagem já existem em alguns países.

Nos Estados Unidos, a Califórnia criou, em 1989, um pacote com 20 leis sobre o gerenciamento de resíduos, o “Plano Integrado de Gerenciamento de Resíduos”. Os municípios desse Estado são obrigados a reduzir seus depósitos de entulho, e o departamento de transporte do estado é obrigado a incluir o concreto reciclado nas especificações dos materiais para pavimentação, empregado como base e sub-base. A lei auxilia na prevenção da ocorrência de uma crise nos aterros da Costa Oeste dos Estados Unidos, região que estava atrasada em relação aos resíduos sólidos produzidos pelo setor da construção civil, segundo C. Peca, diretor da California Integrated Waste Management Board, instituição de gerenciamento de resíduos da Califórnia. Diversas companhias norte-americanas, que antes trabalhavam somente com matéria-prima virgem, passaram a combiná-la com material reciclado. O investimento inicial é alto, entre US\$ 300.000 e US\$ 1.200.000, mas o retorno é considerado rápido, aproximadamente dois anos. Segundo R. E. Fergon, gerente de marketing de uma empresa de agregados norte-americana, o mercado dos sistemas de reciclagem cresceu 1.000% entre os anos de 1980 e 1990, e estima-se que tenha crescido mais 1.000% de 1990 a 1995 (Pit & Quarry, 1996b, *apud* Zordan, 1997).

A Associação Nacional de Agregados dos Estados Unidos (National Aggregates Association), no ano de 1990, se opôs às leis norte-americanas de reciclagem obrigatória, segundo seu relações-públicas S. Spring. Este comenta que a decisão deveria ser do produtor ou do consumidor, não do governo. R. Morris, vice-presidente da mesma organização, diz que a qualidade dos produtos precisa ser considerada, acrescentando que a porcentagem reciclada depende da natureza do material e da habilidade de separar os materiais contaminados. No entanto, mineradoras desse país estão apostando na reciclagem do entulho, adicionando aos agregados extraídos de suas jazidas porcentagens de reciclados (Pit & Quarry, 1990b, *apud* Zordan, 1997).

Na Holanda, desde 1984, são realizados testes e pesquisas para a aprovação e o controle da utilização de concreto e alvenaria reciclados como agregados. Dessas pesquisas formulam-se leis e regulamentações sobre a utilização desses resíduos.

A indústria da construção na Holanda utiliza uma enorme quantidade de minerais, principalmente areia e brita. A demanda é de mais de 45 milhões de toneladas por ano, acreditando-se que a procura por esses materiais não sofra grandes mudanças em um futuro próximo. Entretanto, as reservas desses minérios estão mudando significativamente. A oposição política e ecológica é cada vez maior em relação à produção de areia e de pedregulhos a partir das dragagens tradicionais. A principal região produtora de agregado graúdo, Limburg, situada no sudoeste do país, gerava cerca de 10 milhões de toneladas por ano em 1989; em 1993, gerou 5 milhões t/ano, sendo que a produção para 2010 foi estimada, pelo governo holandês, em 2,5 milhões t/ano.

O governo da Holanda, paralelamente à crise dos agregados, publicou uma lei sobre resíduos sólidos com o objetivo de reduzir a poluição ambiental, incluindo produtos da indústria da construção. A lei baseia-se em dois contextos:

- uma eficiente e ambientalmente correta maneira de dispor os resíduos sólidos;
- uma limitação nos depósitos de resíduos sólidos, promovendo, assim, seu reuso.

Essa lei resultou no fechamento de vários depósitos clandestinos. De 1985 a 1993, o preço normal de disposição dos resíduos de construção aumentou de 5 a 6 vezes (especialmente no oeste da Holanda), sendo o aumento das taxas de disposição um meio de limitar a produção do resíduo (Concrete, 1993, *apud* Zordan, 1997).

Nos Estados Unidos, início de 1990, os governos municipais, estaduais e federal começaram a criar leis que regulamentam a disposição de resíduos de construção e demolição, dificultando a busca por locais para disposição de resíduos. Os produtores de agregados entraram no ramo da reciclagem de resíduos, processando o entulho e vendendo-o como agregado. A reciclagem contribuiria para o racionamento das reservas naturais, aumentando a produção das empresas e salientando que o gerenciamento desses resíduos se tornaria um negócio altamente lucrativo (Pit & Quarry, 1990b, *apud* Zordan, 1997).

Com o objetivo de encorajar e auxiliar os gestores urbanos a administrar melhor suas cidades, o Centro das Nações Unidas para os Assentamentos Urbanos (Habitat) possui, desde o ano de 1995, um banco de dados que reúne as melhores práticas, que são ações conjuntas entre governos, autoridades locais e sociedade civil, as quais contribuíram direta ou indiretamente para melhorar a qualidade de vida das comunidades. O Brasil já obteve 22 indicações de boas ou melhores práticas.

O Conselho Nacional do Meio Ambiente (Conama) está elaborando uma proposta de regulamentação de reciclagem de resíduos da construção.

John (1996) comenta que a reciclagem de resíduos é uma das formas de melhorar a oferta de materiais de construção, tornando possível a redução de preço e gerando benefícios sociais por intermédio da política habitacional. Esses benefícios podem surgir como incentivo à produção de habitações de baixa renda, usando produtos reciclados de desempenho comprovado. Ressalte-se que a instalação de usinas de reciclagem contribui para a geração de novos empregos.

A disponibilidade e o baixo custo do material resultante do processamento do entulho (reciclagem) favorecem a utilização em programas de construções populares, assentamento ou mutirão.

A Caixa Econômica Federal formou uma nova superintendência para criar novas parcerias, tendo uma coleção de projetos que considera “boas práticas”. Dentre eles está o “Entulho Bom na Bahia”. Esses programas procuram viabilizar moradia a famílias pobres por meio do arrendamento com futura opção de compra e financiar, para essas pessoas físicas, obras e infra-estrutura em parceria com o poder público local.

O Programa Brasileiro de Qualidade e Produtividade na Construção Habitacional – PBQP-H, instituído em 18 de dezembro de 1998 (Portaria nº 134, do então Ministério do Planejamento e Orçamento), tem origem em uma iniciativa do setor da construção civil que, em parceria com o governo federal, procura replicar nacionalmente as experiências bem-sucedidas na área da qualidade, de forma a trazer benefícios para empresas, governos e consumidores. Este programa busca proporcionar ganhos de eficiência ao longo de toda a cadeia produtiva, por meio de projetos específicos para a qualificação de empresas projetistas e construtoras, a produção de materiais e componentes em conformidade com as normas técnicas, a formação e a requalificação de recursos humanos, o aperfeiçoamento da normatização técnica e a melhoria da qualidade de laboratórios.

O programa anteriormente referido, no âmbito do projeto estratégico da indústria no PBQP, propôs, para o período de 1998-2002, a seguinte meta mobilizadora: “elevar para 90%, até o ano 2002, o percentual médio de conformidade com as normas técnicas dos produtos que compõem a cesta básica de materiais de construção”.

Por intermédio da Portaria nº 67, de 21 de novembro de 2000 (DOU, de 22 de novembro de 2000, Seção 1, p.3-4), foi instituído o Sistema de Qualificação de Empresas de Serviços e Obras (SiQ) do Programa Brasileiro de Qualidade e Produtividade do Habitat (PBQP-H), sendo aprovado seu regimento, que tem por objetivo estabelecer um sistema de qualificação evolutiva adequado às características específicas das empresas atuantes no setor da construção civil, a fim de contribuir para a evolução da qualidade no setor.

Um desses requisitos é a consideração do impacto, no meio ambiente, dos resíduos sólidos e líquidos produzidos pela obra (entulhos, esgotos, águas servidas), definindo um destino adequado aos mesmos.

Algumas cidades brasileiras possuem legislação específica para o gerenciamento dos resíduos da construção civil. Dentre elas, estão São Paulo, Recife, Belo Horizonte e Curitiba.

- São Paulo

Decreto nº 37.633, 18 de setembro de 1998 – “Regulamenta a coleta, o transporte, a destinação final de entulho, terras e sobras de materiais de construção, de que trata a Lei nº 10.315, de 30 de abril de 1987, e dá outras providências”.

Os serviços de coleta, transporte e destinação final de entulho, terras e sobras de materiais de construção, não abrangidos pela coleta regular, passam a ser disciplinados por este decreto, em consequência do sensível aumento do entulho produzido no município de São Paulo, causando grave problema ao município devido ao grande volume de entulho, terra e sobras de materiais de construção acumulados nas vias públicas; considerando os aspectos positivos das caçambas metálicas instaladas em vários pontos da cidade, em especial quanto a sua praticidade e

facilidade de operação. O artigo 6º, parágrafo 1º da Lei nº 10.315, de 30 de abril de 1987, determina à prefeitura a indicação, aos particulares, dos locais de destinação de resíduos sólidos não removidos por ela. O decreto comenta sobre o cadastramento das empresas que efetuam a coleta e o transporte desses resíduos, os requisitos a cumprir (estar inscrita no Cadastro Geral de Contribuintes, CGC, do Ministério da Fazenda, estar em situação regular nas Fazendas Federal, Estadual e Municipal, apresentar relação dos veículos a serem utilizados; indicando marca, tipo, capacidade de carga e tara em quilos, ano de fabricação e número da licença no Departamento Estadual de Trânsito), a validade do cadastramento e o local de destinação final, que os equipamentos utilizados devem obedecer e as normas técnicas vigentes, bem como das penalidades sofridas pelo infrator.

- Belo Horizonte

Lei nº 6732, de 20 de setembro de 1994 – “Dispõe sobre a colocação e permanência de caçambas de coleta de terra e entulho nas vias e logradouros públicos”.

Estabelece a colocação e a permanência de caçambas de coleta de terra e entulho provenientes de construções, reforma e demolições nas vias e nos logradouros públicos no município, sujeitando-as ao prévio licenciamento e à fiscalização da Secretaria Municipal de Atividades Urbanas, por meio das administrações municipais.

A lei especifica a validade de licença para exercer atividade, a taxa do licenciamento, as condições para obtenção do licenciamento, os locais de guarda de caçambas, a capacidade máxima (metros cúbicos), as cores, a identificação das caçambas, o cadastro e licenciamento dos veículos transportadores das caçambas, a autorização de bota-foras públicos e privados, a colocação de caçambas em vias e logradouros (indicam em um mapa como devem ser dispostas), o tempo de permanência, a segurança dos veículos e dos pedestres na colocação e a remoção das caçambas e das penalidades sofridas pelo não cumprimento dos dispositivos.

- Recife

Decreto nº 18.082, de 13 de novembro de 1998 – “Regulamenta a Lei nº 16.377/98 no que tange ao transporte e à disposição de resíduos de construção civil e outros resíduos não abrangidos pela coleta regular e dá outras providências”.

Estabelece que a prestação dos serviços de coleta, transporte e destinação final de resíduos sólidos oriundos da construção civil e outros, em aterros sanitários administrados pelo município e pelas estações de transbordo, não abrangida pela coleta regular, será disciplinada pelo presente decreto. A coleta regular desses resíduos, operada pela Empresa de Manutenção

e Limpeza Urbana (Emlurb), empresa pública municipal, diretamente ou por intermédio de terceiros, será limitada ao volume máximo de 0,30 m<sup>3</sup>, equivalente a 300 litros, inclusive para obras e/ou reformas. Para acondicionamento dos volumes acima referidos, o usuário utilizará recipientes de no máximo 50 litros e dispostos para a coleta em dias e horários estabelecidos regularmente pela Emlurb. As empresas de limpeza urbana que executarem os serviços de coleta, transporte e destinação final de resíduos sólidos oriundos da construção civil deverão entregar à Emlurb, até o quinto dia útil de cada mês, um relatório global de serviços executados, no qual informarão o seguinte: Ordens de Transportes de Resíduos (OTR's) expedidas, notas fiscais respectivas e volume de materiais colocados no(s) aterro(s) sanitário(s) ou nos pontos de descarga autorizados pela Emlurb. Fica a cargo das empresas de limpeza urbana reparar eventuais danos causados aos bens públicos ou privados, durante as etapas de deposição, remoção e transporte dos equipamentos. As empresas de limpeza urbana cadastradas e licenciadas na forma deste Decreto, somente poderão colocar os resíduos sólidos coletados no(s) aterro(s) sanitário(s) ou nos pontos de descarga autorizados pela Emlurb. A utilização de áreas particulares para o destino final dos resíduos oriundos da construção civil e outros, dependerá de prévia autorização da Emlurb, mediante estudo detalhado das implicações do uso do imóvel para tal finalidade. Os resíduos provenientes de podas de árvores e limpeza de jardins serão coletados pela coleta regular, desde que devidamente acondicionados em bolsas plásticas ou outro tipo de recipiente até o volume máximo de 300 litros. O transporte e a disposição de resíduos industriais não abrangidos pela coleta regular, excluídos aqueles considerados de cuidado especial, segundo a Lei nº 5.530, de 17 de dezembro de 1981, capítulo XXXVI, e a Resolução nº 05 do Conama, serão disciplinados por decreto próprio.

- Curitiba

Lei nº 9.380 – “Dispõe sobre a normatização para o transporte de resíduos no município de Curitiba e dá outras providências”.

A lei estabelece que as pessoas físicas ou jurídicas que operam com transporte de resíduos de construção civil e escavações, no município de Curitiba, ficam obrigadas a se cadastrarem nas Secretarias Municipais do Meio Ambiente e Urbanismo, Instituto de Pesquisa e Planejamento Urbano de Curitiba e Urbanização de Curitiba. Comenta sobre o cadastramento, o tipo de equipamento para o transporte de resíduos da construção civil (caminhões do tipo *Brooks*, com caçamba escamoteável), a validade do alvará concedido, as indicações dos locais para deposições dos detritos coletados, a liberação do local para deposições de detritos com o devido parecer da Secretaria Municipal do Meio Ambiente, a responsabilidade pela proteção adequada da carga. Os resíduos de que

trata esta lei deverão ser de característica inerte, resultantes de serviços de construção civil (caliça e entulhos) ou de escavações (terra), não sendo permitidas a colocação de lixo doméstico e a separação dos resíduos em caçambas distintas. A lei também estabeleceu a responsabilidade do contratante, a multa pela colocação de lixo, as implicações sobre a colocação de caçambas na Zona Central de Tráfego (ZCT), bem como as penalidades previstas.

Há uma tendência de enquadramento do entulho como material inerte (classe III); no entanto, deve-se considerar que, quando oriundos da demolição de uma instalação com atividade industrial que realiza manipulação de matérias-primas com certo grau de periculosidade, os entulhos gerados podem trazer consigo partículas ou fragmentos contaminados, colocando em risco aplicações que visem seu aproveitamento como agregado reciclado.

Independentemente dos aspectos referidos, deve-se enfatizar que o entulho constitui um bem mineral, de características secundárias, cujo uso pode ser direcionado à aplicação em larga escala como insumos e materiais para a construção civil, desde que a presença de elementos nocivos não prejudique sua aplicação. Nesse sentido, toda tentativa para regulamentação deve considerar o envolvimento dos intervenientes na geração e na gestão do entulho, as propriedades e as limitações para seu uso como insumo e material para a construção civil.

## 2.5 Referências Bibliográficas

- ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS (1980). *NBR 5681 – Controle tecnológico da execução de aterros em obras de edificações – Procedimento*. São Paulo.
- ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS (1983). *NBR 8418 – Apresentação de projetos de aterros para resíduos industriais perigosos – Procedimentos*. São Paulo.
- ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS (1985). *NBR 8849 – Apresentação de projetos de aterros controlados de resíduos sólidos urbanos – Procedimentos*. São Paulo.
- ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS (1987). *NBR 10004 – Resíduos sólidos – Classificação*. São Paulo. 63p.
- ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS (1987). *NBR 10005 – Lixiviação de resíduos – Procedimento*. São Paulo.
- ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS (1987). *NBR 10006 – Solubilização de resíduos – Procedimentos*. São Paulo.
- ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS (1987). *NBR 10007 – Amostragem de resíduos – Procedimento*. São Paulo.
- ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS (1987). *NBR 10157 – Aterros de resíduos perigosos – Critérios para projeto, construção e operação – Procedimentos*. São Paulo.

- ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS (1988). *NBR 10182 – Lavra de jazidas de minerais metálicos, não-metálicos e carvão*. São Paulo.
- ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS (1989). *NBR 10703 – Degradação do solo – Terminologia*. São Paulo.
- ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS (1990). *NBR 11174 – (ou NB 1264 de 1989) Armazenamento de resíduos Classe II – não-inerte e III – inertes – Procedimentos*. São Paulo.
- ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS (1990). *NBR 11175 – (ou NB 1265) Incineração de resíduos sólidos perigosos – Padrões de desempenho – Procedimento*. São Paulo.
- ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS (1991). *NBR 11682 – Estabilidade de taludes – Procedimento*. São Paulo.
- ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS (1992). *NBR 12235 – (ou NB 1183 de 1988) Armazenamento de resíduos sólidos perigosos – Procedimento*. São Paulo.
- ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS (1992). *NBR 8419 – Apresentação de projetos de aterros sanitários de resíduos sólidos urbanos – Procedimento*. São Paulo.
- ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS (1992). *NBR 12267 – Normas para elaboração de plano diretor – Procedimento*. São Paulo.
- ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS (1993). *NBR 9190 – Sacos plásticos para condicionamento de lixo – Classificação*. São Paulo.
- ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS (1993). *NBR 9191 – Sacos plásticos para condicionamento de lixo – Especificação*. São Paulo.
- ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS (1993). *NBR 9195 – Sacos plásticos para condicionamento de lixo – Determinação da resistência à queda livre*. São Paulo.
- ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS (1993). *NBR 13055 – Sacos plásticos para condicionamento de lixo – Determinação da capacidade volumétrica*. São Paulo.
- ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS (1993). *NBR 13056 – Filmes plásticos para sacos para condicionamento de lixo – Verificação da transparência*. São Paulo.
- ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS (1993). *NBR 12807 – Resíduos de serviços de saúde – Terminologia*. São Paulo.
- ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS (1993). *NBR 12808 – Resíduos de serviços de saúde – Classificação*. São Paulo.
- ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS (1993). *NBR 12809 – Manuseio de resíduos de serviços de saúde – Procedimento*. São Paulo.
- ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS (1993). *NBR 12810 – Coleta de resíduos de serviços de saúde – Procedimento*. São Paulo.
- ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS (1993). *NBR 12980 – Coleta, varrição e acondicionamento de resíduos sólidos urbanos – Terminologia*. São Paulo.

- ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS (1993). *NBR 12988 – Líquidos livres – Verificação em amostra de resíduos – Método de ensaio*. São Paulo.
- ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS (1993). *NBR 13028 – Elaboração e apresentação de projeto de disposição de rejeitos de beneficiamento em barramento, em mineração – Procedimento*. São Paulo.
- ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS (1993). *NBR 13029 – Elaboração e apresentação de projeto de disposição de estéril em pilha, em mineração – Procedimento*. São Paulo.
- ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS (1994). *NBR 7500 – Símbolos de risco e manuseio para transporte e armazenamento de materiais – Simbologia*. São Paulo.
- ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS (1994). *NBR 13221 – Transporte de resíduos – Procedimento*. São Paulo.
- ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS (1995). *NBR 13333 – Caçamba estacionária de 0,8 m<sup>3</sup>, 1,2 m<sup>3</sup> e 1,6 m<sup>3</sup> para coletas dos resíduos sólidos por coletores-compactadores de carregamento traseiro – Dimensões – Padronização*. São Paulo.
- ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS (1995). *NBR 13463 – Coleta de resíduos sólidos – Classificação*. São Paulo.
- ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS (1996). *NBR 8843 – Aeroportos – Gerenciamento de resíduos sólidos*. São Paulo.
- ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS (1997). *NBR 13853 – Coletores para resíduos de serviços de saúde perfurantes ou cortantes – Requisitos e métodos de ensaio*. São Paulo.
- ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS (1997). *NBR 13895 – Construção de poços de monitoramento e amostragem – Procedimento*. São Paulo.
- ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS (1999). *NBR 13030 – Elaboração e apresentação de projeto de reabilitação de áreas degradadas pela mineração*. São Paulo.
- CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE – Conama. Resolução nº 006, de 19 de setembro de 1991. *Diário Oficial da União*, de 30 de outubro de 1991, seção I, p. 24.063.
- JOHN, V.M. (1996). *Pesquisa e Desenvolvimento de Mercado para Resíduos*. In: WORKSHOP – RECICLAGEM E REUTILIZAÇÃO DE RESÍDUOS COMO MATERIAIS DE CONSTRUÇÃO CIVIL. São Paulo. p.21-30.
- SILVA, M.M.A.C. (2000). *Avaliação do crescimento microbiológico em resíduos hospitalares infecciosos*. Florianópolis. 145p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental) – Universidade Federal de Santa Catarina.
- ZORDAN, S.E. (1997). *A utilização do entulho como agregado na confecção do concreto*. Campinas. 140p. Dissertação (Mestrado em Engenharia) – Faculdade de Engenharia Civil, FEC, Universidade Estadual de Campinas.

## Capítulo 3

# Experiências em Valorização de Resíduos Sólidos

---

Tentativas de valorização de resíduos têm sido desenvolvidas por alguns núcleos que estudam os resíduos sólidos no Brasil. Nesse contexto, destacam-se as intuições que participaram do grupo que caracterizou a Rede do Tema 3 do PROSAB, em sua primeira edição. É o caso da Unicamp, com pesquisa voltada para a redução de resíduos sólidos na fonte (embalagens e matéria orgânica), da UFSCar, São Carlos, com trabalho direcionado à reutilização de embalagens com ênfase em plásticos, das EESC/USP, UFMT e Unisinos-IPH/UFRGS, que acompanharam processos de compostagem/vermicompostagem de substratos orgânicos, com propostas finais de reutilização destes.

Adicionalmente, o IPH/UFRGS e a EESC/USP têm tentado reutilizar substratos de características especiais (origem industrial) em aplicações diversas, como, por exemplo, a utilização de aparas e serragens de couro *wet blue* como leito suporte de filtros biológicos (com a obtenção de resultados auspiciosos) e o aproveitamento de lodos ao cromo como matéria-prima na produção de matrizes de concreto não armado (também com excepcionais conclusões). Evidentemente, apenas algumas referências procuram documentar o esforço desenvolvido em nível nacional, buscando elucidar e propor alternativas de uso para resíduos tidos como danosos ao meio ambiente quando dispostos de forma inadequada. Também merece destaque a UFSC que, por intermédio de seu grupo de estudos em entulhos da construção civil, construiu uma reconhecida proficiência neste conteúdo programático e importante área da Engenharia Civil.

As temáticas abordadas neste texto restringem-se aos processamentos de resíduos de poda de vegetação urbana (inoculados com lodos de esgoto de origem doméstica) e de entulhos da construção civil.

### 3.1 Aspectos Gerais

A crescente e diversificada geração de resíduos sólidos nos meios urbanos e a necessidade de sua disposição final alinham-se entre os mais sérios problemas ambientais enfrentados indistintamente por países ricos e industrializados e pelas sociedades em desenvolvimento. Em face dessa crescente produção de resíduos

e da maior disponibilização dos serviços urbanos de limpeza e coleta, há maiores preocupações quanto ao destino final dos resíduos. Dentre as alternativas de destino final, destacam-se: aterros sanitários, incineração, reaproveitamento, reciclagem e compostagem. Atualmente, o aterro sanitário é a solução mais adotada, devido ao menor custo de investimento e operação em relação à incineração, por exemplo. No entanto, devido à carência de áreas próprias para a deposição de resíduos nas grandes cidades, tem-se implementado outras formas de tratamento e destino final dos resíduos. A redução na origem é uma forma paliativa de solução o problema de geração de resíduos. Essa medida requer modificações em processos e equipamentos de produção de materiais, substituição destes, além de alterações de hábitos e até produtos a adquirir. As embalagens plásticas, de papelão, de alumínio e mistas tiveram incremento elevado na última década. Em vista dessas constatações, têm-se buscado alternativas de reaproveitamento/reciclagem dos resíduos sólidos urbanos. A reutilização consiste no aproveitamento do material nas condições em que é descartado, submetendo-o a pouco ou a nenhum tratamento, exigindo apenas operação de limpeza e colocação de etiquetas, como é o caso de caixas, tambores e garrafas de vidro. A reciclagem é o processo pelo qual os resíduos retornam ao sistema produtivo como matéria-prima. A compostagem, ou seja, a arte de fazer compostos orgânicos a partir de resíduos, é um método de decomposição do material biodegradável existente nos resíduos, sob condições adequadas, de forma a obter um composto orgânico (húmus) para utilização na agricultura. Esse processo, além de diminuir o volume, fornece como produto final um composto que pode ser utilizado na fertilização do solo.

A tríade “redução, reutilização e reciclagem” representa, assim, a moderna visão na direção da diminuição da quantidade de resíduos sólidos gerados e de seu potencial poluidor.

Coppe (1990) conceitua redução como a redução de peso e/ou volume de resíduos por meio da alteração da matéria-prima, seja pela mudança do tipo de material empregado ou por sua composição.

Teixeira (1998) enfatiza que a reutilização (principalmente no que se refere a embalagens) deve ser o segundo procedimento a ser tomado, quando a redução na fonte não for possível, e que a reciclagem é a última alternativa a ser tentada na busca da minimização.

Segundo Teixeira & Zanin (1999), a reciclagem de materiais pode ser definida como o processo pelo qual os constituintes de um determinado corpo ou objeto passam, em um momento posterior, a ser componentes de outro corpo ou objeto, semelhante ou não ao anterior.

A contextualização desses procedimentos no presente texto está caracterizada pelos estudos de compostagem, vermicompostagem e reaproveitamento de entulhos da construção civil, objetos das pesquisas desenvolvidas pelo atual grupo do Tema 3.

## 3.2 Compostagem de Resíduos Sólidos

A compostagem é praticada desde a História antiga, porém, até recentemente, de forma empírica. Gregos, romanos e povos orientais já sabiam que resíduos orgânicos podiam ser retornados ao solo, contribuindo para sua fertilidade. No entanto, só a partir de 1920, com Alberto Howard, é que o processo passou a ser pesquisado cientificamente e realizado de forma racional. Nas décadas seguintes, muitos trabalhos científicos lançaram as bases para o desenvolvimento dessa técnica, que hoje pode ser utilizada em escala industrial (Fernandes & Silva, 1999).

A compostagem é um processo biológico aeróbio<sup>1</sup> e controlado, no qual ocorre a transformação de resíduos orgânicos em resíduos estabilizados, com propriedades e características completamente diferentes do material que lhe deu origem. Normalmente é realizada em pátios onde o material é disposto em montes de forma cônica, conhecidos como pilhas de compostagem, ou em montes de forma prismática com seção similar à triangular, denominados leiras de compostagem.

Durante o processo, alguns componentes da matéria orgânica são utilizados pelos próprios microrganismos para formação de seus tecidos, outros são volatilizados e outros, transformados biologicamente em uma substância escura, uniforme, com consistência amanteigada e aspecto de massa amorfa, rica em partículas coloidais, com propriedades físicas, químicas e físico-químicas inteiramente diferentes da matéria-prima original. A essa substância dá-se a denominação de húmus. Esse processo de biodegradação é considerado uma alternativa de tratamento da matéria orgânica presente em resíduos sólidos. A degradação biológica da matéria orgânica é acompanhada principalmente pelo controle da temperatura, como um dos fatores principais da compostagem. É o fator mais indicativo do equilíbrio biológico na massa de compostagem, o que reflete a eficiência do processo. A compostagem deve registrar temperaturas de 40 a 60°C, até os primeiros 30 dias, como indicador de condições satisfatórias de equilíbrio em seu ecossistema (Pereira Neto & Cunha, 1995). Diversos trabalhos de pesquisas têm sido realizados em relação aos teores de metais pesados em compostos de resíduos urbanos. Alguns metais pesados são micronutrientes necessários às plantas, desde que em baixos teores. Portanto, a avaliação do potencial de toxicidade, em relação aos metais pesados, deve ser criteriosa. Outras pesquisas concluíram que, de acordo com o grau de estabilização da matéria orgânica, os metais podem estar complexados ou quelados, portanto, não disponíveis às plantas. A qualificação dos resíduos sólidos domiciliares a serem destinados às unidades de triagem e compostagem pode contribuir com a eficiência de triagem e a diminuição do volume de resíduos a ser destinado ao pátio de compostagem, diminuindo, conseqüentemente, os custos operacionais.

---

1. Embora também se considere a digestão anaeróbia uma forma de compostagem, em ausência de oxigênio dissolvido.

A produção de um composto orgânico de boa qualidade requer matéria orgânica que não esteja contaminada com substâncias tóxicas. Porém, não há contaminação que não possa ser evitada com uma separação na fonte ou uma “catação” (triagem) e/ou peneiramento na unidade de triagem e compostagem. O grau de qualidade do composto orgânico indicará seu uso mais apropriado. Por pior que seja o produto, sempre estará inerte, não produzirá gases nem chorume e propiciará o crescimento de vegetais em áreas contaminadas, solos estéreis, voçorocas e aterros (Pereira Neto & Lelis, 1999).

A rapidez da decomposição ocorre de acordo com a estrutura molecular de cada material. Por exemplo, materiais ricos em carbono, como serragens, palhas, resíduos de poda, entre outros, degradam mais lentamente que os resíduos úmidos domésticos (devido à alta relação carbono/nitrogênio e às grandes concentrações de lignina); nessa hipótese, enquanto não for compensada a deficiência de nitrogênio, o processo avançará vagarosamente, podendo sofrer interrupções, ou até cessar. No caso da degradação de resíduos ricos em proteínas, e, portanto, com maiores concentrações de nitrogênio, inverte-se a situação. Como o processo ocorre em presença de O<sub>2</sub> atmosférico, forma-se gás carbônico e amônia, sendo esta última liberada para a atmosfera (baixa relação carbono/nitrogênio), até que se estabeleçam os níveis adequados para o desenvolvimento normal do processo. Nesse caso, a fim de evitar perdas desnecessárias do elemento, com o empobrecimento nutricional do húmus ou do composto obtido, é indispensável a adição de fonte de carbono ao material a ser estabilizado.

Os microrganismos que participam mais ativamente do processo são os aeróbios e os facultativos, que predominam nas faixas de temperatura de 20 a 45°C, os mesófilos, de 45 a 65°C, os termófilos e os psicrófilos, ativos em temperaturas entre 10 a 25°C, os quais têm menor importância. Esses microrganismos, exotérmicos, liberam energia na forma de calor; o que explica o aquecimento natural das pilhas/leiras de compostagem e justifica a importância do controle térmico do processo. Com esse controle, evita-se que temperaturas muito elevadas venham a eliminar a massa biológica responsável pela estabilização do material em processamento. À medida que escasseiam os materiais mais facilmente decomponíveis, o processo diminui em intensidade, até cessar, com o retorno às condições ambientais de temperatura, com o material bruto já transformado em húmus.

A transformação biológica da matéria orgânica crua biodegradável ao estado de matéria orgânica humificada dá-se pelo trabalho dos microrganismos que participam do processo; assim, é influenciada por todos os fatores que afetam a atividade desses microrganismos. Os principais microrganismos responsáveis pelo processo de compostagem são as bactérias, os fungos e os actinomicetos.

### **3.2.1 Bactérias**

As bactérias desempenham seu principal papel na fase termófila, decompondo açúcares, amidos, proteínas e outros compostos orgânicos de fácil digestão. Já os

fungos e os actinomicetos são os principais responsáveis pela degradação do material celulósico. Para preservar a boa atividade destes, não se deve, ao final do processo, efetuar revolvimentos, pois estes levariam as camadas mais ricas em fungos e actinomicetos para o interior da pilha.

A função das bactérias pode ser resumida nas seguintes atividades: decompor a matéria orgânica, seja ela animal ou vegetal; aumentar a disponibilidade de nutrientes; agregar partículas no solo; e fixar nitrogênio.

### 3.2.2 Fungos

Os fungos são organismos filamentosos, cujos filamentos são maiores que as bactérias, heterotróficos, que se desenvolvem em faixas baixas e altas de pH (2 e 9). Não predominam na acidez devido à competição, mas pela falta de concorrência (ausência de bactérias e actinomicetos).

As funções dos fungos são: decomposição dos resíduos resistentes de animais ou vegetais; formação do húmus; decomposição em alta temperatura de adubação verde, feno, composto etc.; e fixação do nitrogênio.

### 3.2.3 Actinomicetos

Os actinomicetos são organismos intermediários entre as bactérias e os fungos (unicelulares), apenas menores que as bactérias. O pH afeta muito sua atuação; não se tem desenvolvido culturas em baixas faixas de pH. Seu papel é pouco conhecido nas transformações do solo. São maus competidores, razão pela qual aparecem no meio em compostagem quando escasseiam bactérias e fungos.

São funções dos actinomicetos: decomposição dos resíduos resistentes de animais ou vegetais; formação do húmus; decomposição em alta temperatura de adubação verde, feno, composto etc.; e fixação do nitrogênio.

Dependendo das características do material bruto a compostar, os seguintes fatores podem interferir na atividade biológica desses microrganismos: umidade, aeração (que estabelece o nível de oxigenação), temperatura, relação carbono/nitrogênio (concentração de nutrientes), pH e tamanho das partículas.

### 3.2.4 Umidade

Sem água, não há vida. Esta circunstância, por si só, já demonstra a importância da umidade na compostagem. Para que o processo ocorra idealmente, é importante buscar o equilíbrio água-ar, o qual é obtido mantendo-se o material em processamento com um teor de umidade da ordem de 55%. Umidades superiores a 60% levam à anaerobiose, e inferiores a 40% reduzem significativamente a atividade biológica. Os resíduos orgânicos domésticos ou domiciliares apresentam naturalmente uma umidade ao redor de 55%, razão pela qual a compostagem representa uma interessante alternativa para sua transformação em húmus.

Materiais fibrosos podem exigir, inicialmente, umidade de 60%. Lodos de esgoto em geral, com umidades normalmente superiores a 90%, devem sofrer

uma desidratação prévia antes de ser encaminhados para processamento. Além disso, agentes intumescedores poderão ser agregados a eles, a fim de reduzir sua densidade e evitar sua compactação excessiva.

A maioria das usinas em operação no Brasil utiliza o método de compostagem, que consiste em pilhas/leiras com alturas predeterminadas e configuração definida, o *windrow method*. Nelas, o controle da umidade (se excessiva), quando se está compostando resíduos sólidos orgânicos urbanos, é obtido por meio de revolvimentos sistemáticos e periódicos, manuais ou mecânicos, que permitem o contato da massa de resíduo interna à pilha/leira com o ar atmosférico; se insuficiente, durante o revolvimento é feita a irrigação com chuveiros de crivos finos, com água bruta de boa qualidade. Em qualquer das situações referidas, a condição climática local definirá os momentos adequados para a realização dos revolvimentos.

### 3.2.5 Oxigenação

A compostagem deve ser realizada em ambiente aeróbio. Além de mais rápida e melhor conduzida, não produz mau cheiro nem proliferação de moscas.

A aeração pode ocorrer por revolvimento manual ou por meios mecânicos, com insuflamento de ar.

A dificuldade em medir o  $O_2$  na pilha faz com que o controle se realize pela avaliação da temperatura, da umidade e do tempo de revolvimento. Externamente, a pilha contém de 18% a 20% de  $O_2$  próximo à atmosfera; caminhando para o interior da pilha, o oxigênio vai baixando, até que, em profundidades maiores que 0,60 m, se reduz de 0,5% a 2%, na base e no centro da pilha. Considera-se que, idealmente, na fase termófila a concentração de  $O_2$  deva ser de 5%, já se encontrando, no entanto, 0,5% sem sintomas de anaerobiose. Para fins de dimensionamento de equipamentos eletromecânicos de insuflamento de ar nas leiras de compostagem, são recomendados 0,3 a 0,6 m<sup>3</sup> de ar por quilograma de sólidos voláteis por dia.

### 3.2.6 Temperatura

A compostagem deve ser realizada nas faixas mesófilas, 45 a 55°C, e termófilas, acima de 55°C. Alguns autores julgam que a faixa ótima para a ocorrência do processo é a compreendida entre 50 e 70°C, dando preferência para um valor médio ao redor de 55°C; temperaturas acima de 65°C são desaconselháveis, uma vez que, mantidas por longos períodos, eliminam os microrganismos bioestabilizadores, responsáveis pela transformação do material bruto em húmus. Na faixa ideal, ocorre a quase completa erradicação de ervas daninhas e microrganismos patogênicos do meio, o que garante a qualidade sanitária do composto. No âmbito das pilhas/leiras, são perceptíveis somente algumas cepas mais resistentes e parasitas de origem não humana, provenientes de animais que, normalmente, se acercam do material em processamento em busca de alimento.

Além disso, elevadas temperaturas levam a grandes perdas de nitrogênio, na forma de amônia, empobrecendo o composto em termos nutricionais.

O aquecimento das pilhas/leiras de compostagem ocorre naturalmente, em função do processamento do material pelos microrganismos cujo metabolismo é exotérmico. A passagem da fase psicrófila para a mesófila e, subseqüentemente, para a termófila, ocorre rapidamente, com a multiplicação da massa de microrganismos em dois a três dias. Idealmente, a fase termófila deve ser mantida por, pelo menos, um mês.

O controle da faixa ideal de temperatura é realizado por meio do revolvimento do material em processamento, de sua irrigação, ou de ambos; baixas temperaturas indicam alta umidade e, temperaturas elevadas, baixa umidade. Também, como as pilhas/leiras apresentam diferentes temperaturas da parte mais interna à mais externa, seu volume e sua configuração geométrica também podem interferir na temperatura.

O desenvolvimento da temperatura relaciona-se a vários fatores: materiais ricos em proteínas, com C/N baixo, aquecem-se rapidamente; materiais moídos e maior homogeneidade formam montes com melhor distribuição e menor perda de calor; montes com materiais grosseiros, com boa aeração, alcançam altas temperaturas, mas perdem calor facilmente.

A temperatura pode ser controlada com o abaixamento da altura da pilha. A bibliografia consultada refere que uma pilha com 1,5 m de altura, temperatura da massa em compostagem de 70°C, a qual teve sua altura reduzida para 0,60 m, teve sua temperatura baixando para 65°C em 3 horas. Reconstruída após 3 dias, em 24 horas o composto aqueceu-se novamente, voltando a 70°C. É importante referir que o revolvimento por si só não evita que de 6 a 12 horas após haja a recuperação do calor.

### 3.2.7 Relação Carbono/Nitrogênio

Os microrganismos absorvem os elementos C e N em uma proporção de 30:1. Dez partes de C são incorporadas ao protoplasma e 20, eliminadas como gás (CO<sub>2</sub>); o nitrogênio é assimilado na estrutura na proporção 10:1, ou seja, dez partes de carbono para uma de nitrogênio. Essas considerações explicam porque o húmus, produto da ação dos microrganismos, apresenta C/N na proporção 10:1.

Quando a proporção é mais elevada que 60:1, por exemplo, os microrganismos utilizam o nitrogênio mineral do solo ou dos organismos que morrem – NO<sub>3</sub> e NH<sub>3</sub> –, transformando-o em nitrogênio orgânico. Diz-se que os microrganismos “emprestam” o nitrogênio e quando o excesso de C for eliminado, o material estará sendo mineralizado, ou seja, o nitrogênio orgânico insolúvel volta a ser mineralizado, solúvel.

A experiência tem mostrado que um material orgânico que apresenta a relação C/N na proporção 60:1 leva 30 a 60 dias para bioestabilizar; nas

proporções entre 60 e 33:1, o nitrogênio solúvel é transformado em orgânico, não-solúvel, ficando imobilizado (por exemplo, na forma de  $C_5H_7NO_2$ , tecido celular). Se a proporção for 33:1, a matéria orgânica crua atingirá a bioestabilização em 15 a 30 dias; entre as proporções 33 e 17:1, quando se está processando a bioestabilização, não haverá imobilização do nitrogênio mineral do solo, mas também não estará ocorrendo o processo de mineralização (devolução do N “emprestado”), o que se dará efetivamente a partir de 17:1. Assim, ao aplicar ao solo matéria orgânica com elevada relação C/N, pode-se produzir deficiências que podem até matar as plantas.

Quando a relação C/N é baixa, ocorre o caso oposto, com pesadas perdas de N na forma amoniacal, principalmente durante os revolvimentos do material para oxigenação e controle de temperatura.

### 3.2.8 pH

A compostagem aeróbica provoca a elevação do pH. Ao início do processo, o material produzido pode tornar-se mais ácido, ainda devido à formação de ácidos minerais; estes logo desaparecem, dando lugar aos ácidos orgânicos, que reagem com as bases liberadas da matéria orgânica, neutralizando e transformando o meio em alcalino. Assim é que, independentemente do uso de corretivos, a compostagem conduz à formação de matéria orgânica húmica com reação alcalina.

### 3.2.9 Tamanho da Partícula

As dimensões ideais para a compostagem de resíduos sólidos orgânicos devem estar compreendidas entre 1 e 5 cm. Se as partículas forem muito finas, pode ocorrer compactação excessiva do material; para evitá-la, deve-se agregar material sólido (por exemplo, cavacos de madeira) à massa, melhorando a sustentação, a porosidade e a decorrente aeração. Se, ao contrário, as partículas forem muito grossas, deve-se triturá-las antes da montagem das leiras.

#### 3.2.10 Fases da Compostagem

A Fase 1, de elevação da temperatura até o limite preconizado como ótimo na compostagem, pode levar algumas horas (entre 12 e 24 horas) ou alguns dias, dependendo dos condicionantes ambientais na região em que se encontra o pátio de processamento. Atingida a temperatura entre 55 e 60°C, introduz-se um “fator externo de controle” – o revolvimento, com ou sem umidificação, ou a aeração mecânica, realizada de forma intermitente, conduzindo-se, então, à bioestabilização na faixa de aquecimento adequada. A Fase 2, de degradação ativa do material orgânico no método convencional *windrow method*, pode demorar de 60 a 90 dias; quando as leiras são operadas na forma “estática aerada”, o período resulta significativamente menor, da ordem de 30 dias. Na Fase 3, inicia-se o resfriamento do material que, em condições normais, leva de três a cinco dias. A Fase 4, de maturação ou cura do material compostado, com a formação de ácidos húmicos, leva de 30 a 60 dias.

### 3.3 Vermicompostagem de Resíduos Sólidos

A vermicompostagem é um tipo de compostagem na qual se utilizam minhocas para digerir a matéria orgânica, provocando sua degradação e melhorando o arejamento e a drenagem do material em fase de maturação.

As minhocas são vermes, por isso o processo adota o nome inglês *vermicomposting*, originando em português o neologismo vermicompostagem. Em nosso meio, há os que preferem a denominação vermicultura; no entanto, essa terminologia deve ser empregada quando a ênfase é a produção de minhocas para diversos fins, não a produção de vermicomposto.

A vermicompostagem deve ser entendida como um processo de dois estágios. Primeiro, a matéria orgânica é compostada de acordo com os padrões normais, em função da variante de processo utilizada, com redução de microrganismos patogênicos e retorno à condição de temperatura ambiente. Após a estabilização da temperatura, o material compostado é transferido para leitos rasos, para não se aquecer demasiadamente e não se compactar, pois os materiais de granulometria fina têm essa tendência. Faz-se, então, a inoculação das minhocas e, 60 a 90 dias após, obtém-se o vermicomposto pronto, com aumento na disponibilização de macro e micronutrientes e a formação de um húmus mais estável.

As minhocas são vermes segmentados, do tipo *Anelida*, compostas por divisões denominadas metâmeros, muito semelhantes a anéis, razão pela qual são chamadas de anelídios. São parcialmente dotadas de órgãos dos sentidos – não ouvem, possuem olfato muito fraco e não têm olhos; exceção deve ser feita ao sentido do tato, que é bem desenvolvido. Sofrem, no entanto, de fotofobia e têm aversão à luz ultravioleta, que lhes é fatal. A radiação solar é um sério e letal perigo para as minhocas, pois as desseca rapidamente; a umidade é sumamente importante para sua sobrevivência.

Pertencem à classe dos *oligochaetas*, do grego oligo = pouco e chaeta = cerda, espinho. São providas, assim, de pequena quantidade de projeções cutâneas espinhiformes, que as auxiliam na locomoção e na fixação em suas galerias subterrâneas. Por essas projeções, podem exudar um líquido quando excitadas ou quando encontram terra seca.

São animais hermafroditas, pois possuem os dois aparelhos reprodutores – feminino e masculino – em um mesmo indivíduo; todavia, as minhocas não se autofecundam. Para haver fecundação, é preciso que dois vermes se justaponham, realizando, em uma cópula recíproca, a permuta de sêmen.

São pecilotermos (sangue frio), como peixes e anfíbios. A temperatura de seu corpo acompanha a do meio ambiente. Absorvem o oxigênio pela pele e liberam o dióxido de carbono; transferem, por isso, uma sensação de frio ao serem tocadas.

O habitat natural ideal para as minhocas é, em geral, aquele apresentado pelos solos úmidos, porosos, fofos, nitrogenados, ligeiramente alcalinos e que

contenham reservas de nutrientes formadas pela decomposição de vegetais ou de outros materiais. Bastam-lhes 3 mg/L de O<sub>2</sub> para que vivam e proliferem. Preferem temperaturas entre 12 e 25°C. Em solos encharcados, fogem para a superfície, não pela presença excessiva de água, mas pela falta de oxigênio; o CO<sub>2</sub> liberado não consegue dissipar-se no exterior devido à camada líquida que o retém. A aeração do meio ambiente, a porosidade do solo e a estabilidade da temperatura nas faixas ideais são fatores complementares que participam da dinâmica desses anelídios.

As minhocas são animais segmentados, com um número de segmentos que aumenta com sua idade.

A “boca” das minhocas localiza-se no primeiro segmento anterior, e é semelhante a uma minitromba, denominada prostômio. É um lóbulo carnoso, expansível e em contínua movimentação. O ânus localiza-se no último segmento e apresenta a forma de fenda vertical.

Na superfície externa do corpo das minhocas, encontram-se vários orifícios: orifícios genitais masculinos, orifícios genitais femininos, orifícios das espermatecas e poros dorsais. Em cada segmento observam-se pontos claros que, vistos com lente de aumento, aparecem constituídos por uma série de pequenos espinhos amarelados e voltados para trás – são as cerdas. Essas estruturas auxiliam na locomoção, na retração ou distensão dos anéis, empurrando uma parte do corpo do animal para a frente e arrastando cada parte para junto da anterior. Servem também de apoio e de elementos de fixação no ato do acasalamento. Há oito cerdas (quatro pares) para cada um dos anéis, do segundo até o penúltimo.

Entre os anéis 32 e 37, há uma formação distinta, de coloração branco-amarelada, denominada clitelo, responsável pela formação de um invólucro que contém ovos fertilizados, denominado casulo.

A formação do casulo inicia-se 48 horas após a copulação, normalmente praticada por dois exemplares de mesmo tamanho, colocados em posição (sentido) contrária, de tal forma que seus clitelos coincidam com os anéis entre 7 e 12 do parceiro, ventre a ventre, ocorrendo a transferência de esperma de um verme para o outro.

O casulo é formado por uma camada mucosa produzida sobre o clitelo que, exposta ao ar, endurece paulatinamente. O animal, retraindo-se, faz com que essa camada se desloque para adiante. Em seu interior, são depositados aproximadamente 20 óvulos pelo oviduto que se abre na região do próprio clitelo. Quando o anel ou camada passa pelas espermatecas recebe espermatozóides que fecundarão os óvulos.

O interior do casulo é preenchido por substância albuminóide, da qual os embriões se nutrem.

Os casulos são expelidos por uma contração do animal. Dada sua elasticidade e viscosidade, fecha-se hermeticamente ao se separar do corpo, ficando

depositado no solo. Em poucos dias – duas a três semanas – eclodem os ovos; de cada casulo, contendo de 10 a 20 ovos, desenvolvem-se duas a três larvas, em média.

A minhoca recém-nascida apresenta cor branca e comprimento aproximado de 1 mm. Após alguns dias de vida, adquire a cor natural da espécie. Cresce rapidamente e atinge a maturidade sexual em 30 dias, sob condições favoráveis. Dependendo da espécie, são produzidos de 3 a mais de 50 casulos por minhoca/ano.

A *Eisenia foetida*, verme normalmente utilizado em processos de vermicompostagem, devido a sua fácil adaptação em cativeiro, fornece um casulo a cada cinco dias.

Relativamente à anatomia interna das minhocas, ressalta-se que estas são dotadas de cérebro, vários (cinco) corações, papo, moela e intestinos. O aparelho digestivo destaca-se das demais estruturas; trata-se de um tubo que se estende desde a boca até o ânus, possuindo várias dilatações em seu trajeto. Destacam-se então a faringe, em que o alimento recebe “saliva” contendo muco para facilitar o deslocamento e enzima que ataca proteínas; a moela, onde o alimento já amolecido é triturado pela ação de sua forte musculatura e dura cutícula; e o intestino propriamente dito, no qual há vários fermentos digestivos. Seu sangue é vermelho (contém hemoglobina).

Os rins são substituídos por um complexo e perfeito sistema de nefrídios, pelos quais são eliminados os excessos de amônia, uréia, creatina e demais substâncias descartáveis. A umidade necessária à sobrevivência do animal é perfeitamente controlada e vigiada pelo complexo nefrídio.

Outro aspecto interessante desses vermes está relacionado a sua capacidade de regeneração orgânica. Sabe-se que, se seccionadas entre o anel seis ou nove – incluindo a boca e certa região do cérebro –, elas podem recompor essas áreas segmentais.

Embora a bibliografia internacional defina como tempo de vida das minhocas um a dois anos, alguns autores e pesquisadores consideram-na um animal impecível, devido a jamais ter sido registrada a morte de uma minhoca por envelhecimento.

Na Figura 3.1, podem ser visualizados espécimes adultos de *Eisenia foetida* utilizados em experimentos de vermicompostagem, com comprimento aproximado de 10 cm e peso entre 0,2 a 0,3 g, aferidos em cada indivíduo amostrado.

A função das minhocas é muito mais mecânica do que propriamente bioquímica. Entretanto, após a ingestão de um determinado material, excretam-no com forma especial: são os coprólitos, *casting* em inglês. Estes são o produto da biotransformação, realizada pelos microrganismos naturalmente existentes nos intestinos das minhocas. Assim, a humificação é influenciada por todos os fatores que afetam a atividade desses microrganismos. Por essa razão, são válidas

aqui todas as considerações constantes no tópico que aborda a questão dos microrganismos, quando reportadas à compostagem.



**Figura 3.1** Minhoca *Eisenia foetida*.

Os fatores que interferem no processo, no entanto, refletem também as necessidades e/ou restrições impostas pelas minhocas, garantindo a manutenção de sua capacidade prolífica, de seu peso, enfim, de sua perfeita adaptação ao meio em vermicompostagem.

Os seguintes fatores principais podem ser referidos como importantes na vermicompostagem: umidade, aeração (que estabelece o nível de oxigenação), temperatura, relação carbono/nitrogênio (concentração de nutrientes), pH e tamanho das partículas.

### **3.3.1 Umidade**

A umidade abiótica do material a ser vermicompostado deve situar-se na faixa de 70%-75%, embora resultados satisfatórios já tenham sido encontrados em substratos com umidades menores, da ordem de 25% a 35%.

### **3.3.2 Oxigenação**

A vermicompostagem deve ser realizada em ambiente aeróbio, embora haja referências da sobrevivência de minhocas em ambientes anaeróbios.

Os 3 mg/L de O<sub>2</sub> mencionados anteriormente para que as minhocas vivam e proliferem, na prática, são obtidos a partir do ar atmosférico, com a adoção de leiras de vermicompostagem de pequena altura, da ordem de 0,30 m. Pesquisas realizadas no Instituto de Pesquisas Hidráulicas da Universidade Federal do Rio Grande do Sul mostraram que em leiras de maior altura, com 0,60 m, mas com a suplementação de ar atmosférico por meio de equipamento de ar comprimido, os rendimentos são tão bons ou melhores que aqueles observados nas leiras convencionais, embora não tenham níveis de significância estatística elevados.

### 3.3.3 Temperatura

As minhocas só podem ser introduzidas no material a ser vermicompostado quando a temperatura deste estiver entre 20 e 28°C (morno ao tato); do contrário, elas fugirão ou morrerão. Isto se consegue com a construção de pilhas baixas, com, no máximo, 0,30 m.

### 3.3.4 Relação Carbono/Nitrogênio

As necessidades nutricionais no processo situam-se na mesma faixa de relação C/N da compostagem, e uma relação entre 26 e 35 proporciona uma rápida e eficiente estabilização. A experiência da Cetesb, em Novo Horizonte, SP, vermicompostando material compostado prévia e convencionalmente (processo *windrow*), sugere que as minhocas atuam bem em compostos cuja relação C/N seja da ordem de 10, resultando, nos vermicompostos, uma relação C/N em torno de 5.

### 3.3.5 pH

As minhocas preferem esterco a outros alimentos, porém engolem toda matéria orgânica, desde que não seja muito ácida e não tenha cheiro pronunciado, o que permite inferir que elas atuam em ampla faixa de pH.

### 3.3.6 Tamanho das Partículas

As pesquisas com vermicompostagem realizadas na Escola de Engenharia da Universidade de São Paulo, em São Carlos, SP, e no Instituto de Pesquisas Hidráulicas da Universidade Federal do Rio Grande do Sul, em Porto Alegre, RS, apresentaram excelentes resultados para substratos brutos triturados e peneirados em malhas de 2 mm. É preciso referir que, embora mais lentamente, as minhocas trabalham em materiais de maior granulometria, de moderada ou difícil degradabilidade, como mostram as experiências realizadas pela Universidade do Vale do Rio dos Sinos, em São Leopoldo, RS. É intuitivo, no entanto, que a menor granulometria facilita a ingestão e, por decorrência, o trabalho dos vermes, acelerando o processo.

Ao se fixar um determinado período para a vermicompostagem, define-se indiretamente um certo peso de vermes para o processamento; isso com base na capacidade de ingestão de cada minhoca, que é da ordem de seu equivalente em peso por dia. Outro critério atualmente adotado, porém mais empírico, é o de distribuir sobre a leira um número absoluto de indivíduos por metro quadrado, com base nas experiências e nas referências constantes de trabalhos com substratos similares.

Para períodos de vermicompostagem de 60 a 90 dias, normais em experimentos desenvolvidos no Brasil, tem-se verificado que o máximo crescimento de minhocas ocorre entre duas e cinco semanas do processo, com sobrevivência de 100% dos indivíduos de duas a sete semanas, presença de 90%

de oito a nove semanas e decréscimo para 40% de animais depois de dez semanas de processamento. Sabe-se que as minhocas morrem em meios que contêm quase inteiramente seus excrementos.

É possível, então, com base nos aspectos referidos, ou pelo controle de peso ou pela contagem do número absoluto de minhocas e, ainda, em função do grau de estabilização apresentado pelo substrato, estabelecer distintas fases e/ou momentos durante o processamento. Identifica-se uma fase inicial de crescimento exponencial com ativa atuação dos vermes, uma fase de equilíbrio no processamento com relativa estabilidade no número de indivíduos, uma fase de pequena diminuição de minhocas e uma fase de intenso declínio, quando o material estiver completamente humificado.

Sendo a vermicompostagem um processo necessariamente de dois estágios, subentende-se que o substrato a ser processado deve ter passado por uma prévia compostagem aeróbia. Esse tratamento anterior responde, em um primeiro momento, pela garantia sanitária do material que será submetido às minhocas, tendo em vista que se desenvolve em uma faixa de temperatura da ordem de 55°C, que praticamente erradica do meio os organismos patógenos, potenciais veiculadores de doenças.

Em nível nacional, não têm sido encontrados ovos, cistos ou parasitas de organismo humano viáveis após o processamento em vermicomposto produzido a partir de lixo orgânico urbano.

Do ponto de vista microbiológico, as experiências têm mostrado que as minhocas parecem não interferir, por exemplo, nas populações de coliformes fecais, que dependem e são afetadas pelas condicionantes ambientais das próprias leiras de vermicompostagem.

Assim, é possível inferir que o vermicomposto produzido a partir da fração orgânica do lixo urbano é seguro do ponto de vista sanitário.

### **3.4 Processamento de Entulhos da Construção Civil**

Dados nacionais revelam que, para cada tonelada de lixo urbano recolhida, são coletadas duas toneladas de entulho oriundas da atividade de construção civil. Este dado expressivo potencializa a necessidade de políticas de controle, recolhimento, eliminação e viabilidade do uso do entulho. A presença do entulho no sistema de transporte e coleta do lixo urbano, somada às retiradas de depósitos clandestinos, incide no custo final da limpeza urbana dos municípios brasileiros. Uma das alternativas para as administrações públicas reduzirem seus custos com a limpeza pública, assegurarem a exequibilidade de programas de habitação para população de baixa renda, garantir o prolongamento da vida útil de aterros e preservar o meio ambiente, é o reaproveitamento dos entulhos gerados para uso como matéria-prima na construção civil.

Segundo o Sindicato da Indústria da Construção Civil (SindusCon/SP), o déficit habitacional no Brasil é de 5 milhões de moradias, significando o quanto o país precisa suprir a demanda em moradias, sendo também necessárias obras de infra-estrutura, saneamento básico, malha viária, entre outras. Desconsiderando a existência de favelas, palafitas e subabitações, o déficit atinge a marca de 12 milhões de habitações (Ministério da Indústria e Comércio, 1999). A questão habitacional torna-se relevante nos contextos econômico, social e ambiental.

Observando o desenvolvimento da construção civil no decorrer dos anos, é perceptível o quanto o setor sofre com as conseqüências das crises econômicas pelas quais passa o país. Além disso, a elevação do nível de vida, o aumento da densidade demográfica e o desenvolvimento tecnológico são fatores desencadeantes da geração de resíduo, aumentando-o em quantidade, heterogeneidade e volume.

O setor da construção civil representa 14% do Produto Interno Bruto (PIB) do país, consumindo recursos naturais e causando impactos ao meio ambiente (Construção, 2001). A participação na formação do PIB, cerca de 8%, é assegurada pelo segmento da construção propriamente dito. O setor é, ainda, gerador de empregos, absorvendo mão-de-obra menos qualificada, empregando diretamente cerca de 4 milhões de trabalhadores.

O desenvolvimento no setor da construção civil ocasiona um aumento nas quantidades de energia consumida e de uso de matéria-prima, assumindo um posicionamento de agente impactante ao meio ambiente, além de produzir uma quantidade significativa de resíduo de construção e demolição C&D (entulho), que, relacionado ao desperdício de materiais, tanto a perda de materiais ocorrida durante o processo de produção do empreendimento como nas falhas de execução que acarretam a necessidade de uma manutenção, fazendo-se uso de novas matérias-primas e gerando mais entulho. Fator pouco considerado no setor, deve-se destacar que as edificações ao atingirem o final de sua vida útil, serão transformadas em resíduos de demolição. A abundância de matérias-primas no País para abastecimento da atividade de construção civil envolve procedimentos com importante impacto ambiental, desde extração dos recursos necessários à produção de materiais e à fabricação de materiais e processos construtivos. Todavia, a dificuldade de encontrar, atualmente, agregados naturais de boa qualidade nos centros urbanos, aliada às distâncias crescentes entre as fontes e os locais das construções, tem elevado cada vez mais o custo do agregado natural (brita e areia) para uso na construção civil.

Nesse quadro geral, nota-se um crescente interesse de empresários pela reciclagem das sobras que as várias atividades da construção civil proporcionam. Além das inegáveis vantagens ambientais relacionadas ao reaproveitamento desses materiais, o aumento do uso de agregados reciclados em aplicações na engenharia civil apresenta-se como alternativa para a redução do atual consumo de agregados naturais requerido pela indústria da construção.

Os resíduos de construção e demolição (C&D) descartados em aterros e depósitos clandestinos podem ser reciclados e reaproveitados para obtenção de agregado reciclado. Esse resíduo apresenta características bastante particulares por ser originado em um setor que aplica um grande número de métodos construtivos, sendo um dos resíduos sólidos mais heterogêneos, pois é constituído por materiais como argamassa, areia, solo, cerâmica vermelha e branca, concretos, madeira, metais, papel, pedras, asfalto, tintas, gesso, plástico, borracha, matéria orgânica, entre outros. Suas características dependem diretamente do desenvolvimento da indústria da construção local, bem como da localização geográfica, do perfil das atividades econômicas, da densidade demográfica, do tipo e da fase da obra, das técnicas construtivas empregadas, das características regionais, entre outros fatores.

Na busca de soluções para a problemática da eliminação e do tratamento do entulho por meio da reciclagem, deve-se desenvolver algumas avaliações básicas. São elas:

- verificação do volume de entulho gerado ou controle da administração municipal;
- identificação das características principais (composição e proporção dos componentes);
- estabelecimento das áreas disponíveis para recolhimento de entulho e para suas aplicações;
- inventário do potencial de industrialização de materiais e agregados e da comercialização do refugo (madeira, metais, papel e plástico).

Por meio da avaliação básica é possível fazer um levantamento econômico do trabalho de reciclagem, dimensionando equipamentos e instalações necessárias à trituração e ao beneficiamento do material, como também permitir a avaliação de dois cenários: agregado reciclado como produto final e seu uso em artefatos fabricados in loco.

De um modo geral, as aplicações mais adequadas para o resíduo reciclado são as seguintes:

- *Material para base e sub-base de ruas, avenidas e estradas:* produto gerado a partir de entulho que contenha materiais como concreto, blocos de concreto, cerâmica, tijolos cerâmicos e argamassa e materiais finos, como areia e argila. Resulta em uma mistura de granulometria abaixo de 76 mm, que, espalhada com motoniveladora e compactada com rolo, atinge CBR de até 92%, podendo fornecer resultados muito superiores aos da brita corrida comercial (de pedreira).
- *Agregados para construção:* o tipo de britador empregado permite selecionar o material reciclado, garantindo que as partículas maiores (pedra 1, 2, 3 e pedriscos) tenham resistência elevada, podendo ser utilizadas em cascalhamento, concreto e construção em geral.

- *Blocos de concreto e material para argamassa: é possível utilizar* os finos gerados na britagem, após peneiramento, para fabricação de blocos ou argamassa.
- *Aterro:* poderá ser utilizado para aterro, depende da adequada granulometria do material constituinte e da retirada de materiais como madeira, plástico, papéis, pneus, metais, vidros e matéria orgânica.

A reciclagem de materiais de construção tem se desenvolvido basicamente nos últimos anos, porém há registros de sua prática na antigüidade. De acordo com Levy (1997), diversos autores alemães relatam que há notícias de obras executadas com agregados reciclados já nas cidades do Império Romano. Na Alemanha, por volta de 1860, foram utilizadas sobras de blocos de concreto de cimento Portland, na produção de artefatos de concreto.

Entretanto, diversos autores relatam que só a partir de 1928 começaram a ser desenvolvidas pesquisas, de forma sistemática, a fim de avaliar o efeito do consumo de cimento, da quantidade de água e da granulometria dos agregados, oriundos de alvenaria britada (Levy, 1997).

Porém, a primeira aplicação significativa do uso de entulho reciclado na construção civil só foi registrada após o final da Segunda Guerra Mundial, na reconstrução de diversas cidades européias que tiveram seus edifícios totalmente demolidos e os escombros ou entulho resultante foram britados para a produção de agregados. Assim, pode-se dizer que, a partir de 1946, teve início o desenvolvimento da tecnologia de reciclagem do entulho de construção civil.

Embora a reutilização de resíduos de demolição em concretos e argamassas pareça ser a reintrodução de uma velha prática, a formulação de novas e modernas especificações é o novo desafio.

Pesquisadores da área concordam que concretos de resistência satisfatória podem ser produzidos utilizando-se agregados reciclados miúdos ou graúdos. Deve-se atentar ao fato, porém, de que a produção de bons concretos confeccionados com agregados reciclados está associada a um rigoroso controle de dosagem e produção, apresentando muitas dificuldades adicionais em relação aos concretos convencionais.

Se, por um lado, a qualidade do concreto, da argamassa e dos artefatos pré-fabricados não pode ser comprometida, por outro lado é necessário encontrar meios de utilização de agregados reciclados efetiva, econômica e vantajosamente para superar as dificuldades inerentes ao processo. Portanto, é importante avaliar o comportamento do material com substituição parcial de agregados naturais por agregados reciclados.

O uso de concretos reciclados, pelo menos em parte, como uma fonte de agregados no futuro, mostra significativo potencial. O grande desafio é estabelecer uma política de uso desses materiais em escala, possibilitando, assim, uma redução de custos e um planejamento estratégico de sua produção, de acordo com os materiais disponíveis e as necessidades de cada região.

Os agregados reciclados podem apresentar impurezas em seu conteúdo, que devem ser devidamente identificadas, quantificadas e, se possível, eliminadas, pois estas podem comprometer significativamente seu desempenho na produção de novos materiais.

Os principais componentes, além dos resíduos de concreto e materiais cerâmicos, dos resíduos de demolição e construção de casas e outras edificações dependem da tipologia do processo construtivo empregado em cada região, mas, geralmente, apresentam a seguinte constituição: materiais cerâmicos, concreto, argamassas, ferro, areia, madeira, metais, borracha, vidro, papel, papelão, têxteis, materiais sintéticos, solo e tintas. O gesso é um material extremamente deletério e sua presença não deve ser desprezada na produção de agregados reciclados.

A produção de concretos com agregados reciclados contendo impurezas bastante comuns associadas aos materiais de construção, como telhas de plástico, membranas de asfalto à prova d'água, gesso e tinta, mostram que sua presença afeta duramente as propriedades dos concretos produzidos com esses agregados e, mais drasticamente, quando utilizados com teores de reposição superiores a 50%.

De acordo com especificações estabelecidas para agregado natural e rocha britada, é igualmente requerido que o agregado reciclado esteja isento de terra, torrões de argila, gesso, asfalto, madeira, papel, plásticos, tintas, têxteis, concretos leves, bem como outras impurezas.

Na Holanda, desde 1984, há regulamentações para testes de controle e limites de aceitação para agregados de concreto e alvenaria britados. As regulamentações são a Recomendação CUR-VB 4, específica para agregado britado de concreto, e a Recomendação CUR-VB 5, específica para agregado britado de alvenaria.

A Recomendação CUR-VB 4 estabelece que o principal constituinte, o agregado britado de concreto, deve representar mais de 95% do total. Não mais que 5% deve consistir em materiais secundários, como tijolos de argila, tijolos de areia calcária, concreto leve, concreto espumoso, materiais cerâmicos e argamassa de alvenaria, com a clara exclusão de gesso e materiais contendo gesso. Além disso, não mais que 1% do agregado de concreto britado deve consistir em materiais como madeira, papel, vidro, têxteis, materiais betuminosos etc.

Os resíduos de materiais de construção apresentam, de modo geral, grande quantidade de componentes. Esses resíduos podem ser provenientes dos restos dos materiais utilizados em uma construção, da demolição de construções ou, ainda, das sobras advindas da fabricação de materiais para a construção civil fora dos canteiros de obras, como, por exemplo, das usinas de concreto.

Em usina de concreto típica, concretos retornados representam de 1% a 3% da produção diária de concreto. Dentre as razões para o retorno do concreto, podem ser incluídas a não conformidade com as especificações técnicas, bem como o material excedente não utilizado em algumas concretagens.

Ressalva-se, ainda, a existência de materiais testados pelas usinas, como os corpos de prova que, após serem submetidos aos testes, não apresentam utilidade alguma. Eles também representam uma quantidade considerável de material descartado com potencial de reutilização.

Quanto aos resíduos de entulho, provenientes de demolições e sobras de construções, sua composição é bastante variada, tanto em relação aos materiais constituintes como em relação aos diferentes locais de geração. O entulho apresenta uma composição variada, devido à grande quantidade de materiais envolvidos na indústria da construção civil. A geração de resíduos varia de acordo com as características da construção civil em cada região do País e do mundo.

Na região de Flanders, Holanda, por exemplo, cerca de 40% dos resíduos de construção consistem em concreto, enquanto outros 40%, em alvenaria, os 20% restantes consistem em materiais betuminosos (12%), cerâmicos (3,4%) e vários outros resíduos. Outros pesquisadores europeus apresentam números um pouco distintos para as várias regiões da Europa, mas com uma característica comum, a grande quantidade de resíduos de concreto e alvenaria.

Essa grande quantidade de resíduos de concreto e alvenaria presente no entulho europeu pode ser explicada pelo elevado número de edificações demolidas no continente. As demolições podem ser entendidas como o principal fator gerador de resíduos de construção na Europa.

No ano de 1992, a quantidade de resíduos de materiais de construção descartados no Japão foi de 86 milhões de toneladas. Deste total, 29 milhões de toneladas, ou 34%, correspondem aos resíduos de concreto endurecido.

No Brasil, apesar de o número de demolições de grande porte ser relativamente baixo, ainda há predominância de resíduos provenientes de sobras das construções e oriundos de pequenas reformas e manutenção da edificação, de acordo com as informações coletadas. Por este motivo, o concreto possui presença menos marcante no total de resíduos da construção civil brasileira, apesar das quantidades consideráveis de entulho produzidas.

### **3.4.1 Experiências Nacionais**

#### **Usinas**

Os resíduos da construção civil provocam impactos bastante negativos aos municípios, tornando sua reciclagem uma alternativa para as administrações municipais contornarem os problemas que estes causam. A relação custo-benefício é bastante vantajosa, além da melhoria ambiental, inerentes nos programas de reciclagem.

Na prática, tem sido constatado o potencial da correta reciclagem de materiais de construção, uma vez que, em regime de pleno uso, o custo do material produzido na usina de reciclagem chega a ser de 20% a 30% do preço de mercado da pedra britada.

Segundo Pinto (1996), existem hoje, no Brasil, oito usinas de reciclagem de resíduos de construção (entulho), sendo duas em Belo Horizonte, MG e uma em São Paulo, SP, Ribeirão Preto, SP, São José dos Campos, SP, Londrina, PR, Piracicaba, SP e Muriaé, RJ. Essas usinas foram implantadas entre 1991 e 1996, em um ritmo bastante acelerado, acreditando-se que seja mantido nos próximos anos, devido ao interesse de empresários e das novas administrações industriais.

Desde 1999 há outros municípios desenvolvendo estudos para implantação da reciclagem do entulho. Na relação encontram-se: Brasília, DF, Campo Grande, MS, Cuiabá, MT, Jundiá, SP, Ribeirão Pires, SP, Santo André, SP, Salvador, BA, São Bernardo do Campo, SP e São José do Rio Preto, SP.

### **Usina de Itatinga, SP**

A primeira usina de reciclagem de entulho do Hemisfério Sul foi instalada no bairro de Santo Amaro, zona sul em São Paulo, sendo inaugurada em novembro de 1991. A usina, com capacidade para reciclar até 700 m<sup>3</sup>/dia (1 mil t/dia) de resíduos, destina sua produção às administrações regionais da zona sul de São Paulo. Depois de passar um tempo desativada, a usina passou por uma reformulação e voltou a funcionar em 1997. O material produzido é aplicado como revestimento primário (cascalhamento) na pavimentação de vias públicas. O custo com os equipamentos e a instalação da usina consumiram mais de um milhão de dólares. Como está localizada na periferia da cidade e por não haver uma sistemática de coletas ou postos intermediários de recepção, a usina processa apenas 50% de sua capacidade máxima. Para diminuir esse problema, tenta-se implantar um posto de recepção intermediário, localizado na região central de São Paulo. Em 1993, a Emurb (Empresa Municipal de Urbanização) elaborou o projeto de uma fábrica de componentes junto à usina para produção de 20 mil blocos de concreto/dia, pois as projeções indicavam que os componentes feitos com material reciclado poderiam atingir até 70% de economia em relação aos encontrados no mercado (Zordan, 1997).

### **Usina de Belo Horizonte, MG**

Em Belo Horizonte, MG, a prefeitura está colocando em prática um programa de reciclagem do entulho. O sistema deles é inédito pela maneira descentralizada, unindo a reciclagem à captação ordenada de resíduos. Dessa forma, está sendo possível obter um material de construção barato e melhorar a qualidade de vida no ambiente urbano. O programa faz parte de uma política geral da prefeitura para o tratamento e a reciclagem dos resíduos sólidos, incluindo lixos doméstico, hospitalar e industrial, sendo prevista a implantação em várias etapas. Com a reciclagem, é feito um trabalho de fiscalização e educação ambiental

Um levantamento preliminar no ano de 1993 constatou que a produção de resíduos da construção (desaterro e entulho) era de cerca de 2 mil m<sup>3</sup>/dia. Belo Horizonte também sofre com o problema da falta de áreas de disposição comum nas grandes cidades. De 12 aterros em 1993, diminuiu para 7 em 1995. Este

mesmo levantamento comprovou a existência de 134 áreas de disposição clandestina, obrigando à coleta de quase 425 m<sup>3</sup>/dia de material e gerando um gasto anual de mais de 1 milhão de dólares por parte da Superintendência de Limpeza Urbana. O custo do gerenciamento desses resíduos incorretamente depositados no município é de 9,5 dólares por m<sup>3</sup>, afirma Paula Pinto. A usina custou à prefeitura 100 mil dólares, incluindo equipamentos e obras civis. Segundo a engenheira Heliana Kátia Tavares Campos, superintendente de Limpeza Urbana de Belo Horizonte, o valor total do investimento é razoável, já que gastam 3 mil dólares/dia com a coleta, transporte e deposição final. Foram previstas quatro usinas de reciclagem para a cidade e nucleamento de coletores, montadas em áreas públicas de pequeno porte. Nesses locais serão recepcionados gratuitamente pequenos volumes (cerca de 2 m<sup>3</sup>) de resíduos (entulho da construção, material de desaterro, aparas de vegetação, de madeira e bens de consumo inúteis). Nas estações são feitas a classificação e a organização dos vários resíduos a fim de que a remoção seja otimizada. Também possuem atendimento telefônico ao público para que providenciem a retirada de pequenos volumes por coletores autônomos ou pequenos coletores credenciados, que utilizam-se de veículos de qualquer tipo, mas com capacidade máxima de 2 m<sup>3</sup>. A primeira usina foi instalada no bairro de Estoril, começou a funcionar em dezembro de 1995 e processa cerca de 100 t/dia de resíduos de construção. A segunda a entrar em funcionamento foi a da Pampulha e as duas últimas encontram-se em fase de implantação. Estima-se uma reciclagem de 8,8 mil t/mês e uma produção de 5.500 m<sup>3</sup> de agregados reciclados, com redução de 80% no custo da produção. Os resíduos reciclados serão empregados como sub-base ou tratamento primário de ruas, briquetes para calçadas, blocos para muração, agregados para “rip-rap”, contenções de encostas, canalizações, produção de guias, sarjetas, tubos etc.

### **Usina de Santo André, SP**

Em 1991, foi projetada uma usina em Santo André, município da Grande São Paulo, para reciclagem diária de 350 m<sup>3</sup> de resíduos, com produção simultânea de componentes de construção, cerca de 4 mil blocos de concreto ao dia. Estudos feitos na época mostraram a relação de (1/10) entre o custo da reciclagem e os gastos abolidos pela introdução dessa prática.

O estudo para implantação da usina de reciclagem de Santo André mostrava que, para uma estimativa de geração de 115 m<sup>3</sup>/dia de entulho, seria necessário investir, aproximadamente, 144 mil dólares na montagem dos equipamentos e mais 74 mil dólares na fábrica de componentes (4 mil blocos/dia), significando um custo de reciclagem da ordem de 2,5 dólares/m<sup>3</sup>.

O projeto apresentava possibilidade de gerar agregados a um custo 83% inferior aos preços médios dos materiais convencionais comerciais e de viabilizar a produção de blocos de concreto a preço 45% menor do que os existentes no mercado. Apesar dos números favoráveis, a usina não foi montada por causa de

problemas econômicos vividos pelo País naquele período. Em 1995, a prefeitura local retomou os estudos para tentar viabilizá-la.

### **Usina de São José dos Campos, SP**

São José dos Campos, município do interior paulista, com 500 mil habitantes, é considerado um exemplo do peso que a situação do entulho significa no dia-a-dia das cidades.

O diagnóstico feito na cidade mostrou que, em 1995, o entulho representou 64,76% dos resíduos sólidos urbanos, compostos por blocos, argamassa dura, cerâmica, areia, pedra, concreto e minerais. Os 35% restantes são compostos por lixos doméstico, comercial, hospitalar e material de poda e varrição. A usina foi inaugurada em abril de 1997, mas apresenta uma produção bastante pequena.

### **Usina de Ribeirão Preto, SP**

Nesta usina (em operação desde o final de 1996) são processados diariamente cerca de 200 t de resíduos sólidos de construção, minimizando a falta de áreas disponíveis para aterro. Por intermédio de levantamentos, concluiu-se que a cidade com mais de 500 mil habitantes produz cerca de 970 t/dia de entulho.

O projeto da usina incluiu, além da estação de reciclagem, postos de recepção e banco de solos. A produção diária fica abaixo da capacidade total, produzindo reciclados na forma de bica corrida. Os reciclados têm sido utilizados, em sua maioria, na recuperação de vias públicas da periferia que não possuíam pavimentação asfáltica e, em uma menor proporção, na fabricação de blocos.

### **Usina de Londrina, SP**

A usina de reciclagem possui sua central localizada em uma grande área afastada da cidade. O entulho chega em caminhões e/ou caçambas que, muitas vezes, são alugados pelos construtores. Todo o material que chega é depositado em um local onde é feita uma seleção prévia para separar o que vai ser moído. Nesta usina, primeiramente, o entulho passa por uma moagem “grossa”, em um britador do tipo mandíbulas, cuja função é diminuir o tamanho das peças de alvenaria e concreto recebidas na usina. O material é levado, pelas esteiras, até o segundo equipamento, no qual é feito um rebritamento por meio de um moinho de martelos. O dois britadores estão dispostos em série, produzindo um agregado todo misturado, do tipo bica corrida. Após o britamento, é feito o peneiramento do material. Os materiais produzidos são areia e pedrisco, empregados na fabricação de blocos de concreto para vedação e briquetes sextavados para calçamento de praças. A usina tinha uma produção estimada de 8 a 10 t/h de material reciclado, dos quais 60% eram areia, 8%, pedriscos e 30% a 40%, outras britas. No momento, esta usina encontra-se desativada por questões políticas.

## Miniusinas

O moinho e a argamassadeira portátil (ANVI 500), equipamento simples e de médio porte, criado para reciclagem em obras pela Anvi, também têm sido usados por algumas administrações municipais. A prefeitura do Rio de Janeiro adquiriu um equipamento (moinho), o qual está usando para solucionar o problema da deposição imprópria de 30 m<sup>3</sup>/dia de entulho na Ilha de Paquetá. Desde novembro de 1994, o entulho reciclado está sendo empregado no recapeamento de ruas. O material reciclado produz uma argamassa grossa que substitui o saibro empregado anteriormente no recapeamento. Em uma fase posterior, será confeccionada argamassa para diminuir o custo das construções populares da ilha.

A produção horária do equipamento é de 2 m<sup>3</sup> de argamassa. Dentro de uma caçamba com capacidade de 500 litros de argamassa, encontram-se dois rolos moedores/misturadores que giram em torno de um eixo duplo que lhes permitem elevar-se por cima do entulho, moendo-o. Duas pás raspadeiras com altura regulável empurram os materiais para baixo dos rolos moedores. Dessa maneira, é obtida a argamassa que é descarregada por meio de uma comporta no piso da caçamba, com o moinho em funcionamento. O equipamento é fornecido com o motor elétrico instalado, trifásico com polias, correias e protetor.

Esses moinhos, quando utilizados na reciclagem em canteiro, reutilizando o entulho de construção na própria obra, possibilitam resultados significativos de economia e gerenciamento moderno.

### 3.4.2 Problemas Ambientais Associados à Eliminação e à Utilização do Entulho

A reciclagem do entulho oferece vantagens, como a eliminação do custo de coleta e disposição, a disponibilidade de agregado com custo extrativo nulo, a possibilidade de venda a terceiros, o barateamento da construção com o emprego do material reciclado, o aumento da vida útil dos aterros e a preservação da matéria-prima para uso mais nobre ou que tenha exigência técnica. Com a reciclagem do entulho, consegue-se:

- reduzir o volume diário de resíduos enviado a aterros sanitários ou lixões controlados, aumentando sua vida útil;
- gerar menor poluição ambiental e agressão visual;
- poupar recursos com a destinação final;
- contribuir com a limpeza urbana e com a saúde pública;
- gerar trabalhos diretos e indiretos;
- contribuir para a melhoria da qualidade de vida local e global;
- gerar o aquecimento da economia local;
- poupar recursos naturais renováveis e não-renováveis;

- gerar recursos que podem ser empregados na área social;
- mudar o comportamento em relação ao desperdício;
- fortalecer uma nova mentalidade ambiental;
- reduzir o consumo de energia pelas indústrias;
- reduzir os custos de produção, devido ao reaproveitamento de recicláveis pelas indústrias de transformação;
- economizar na importação de matérias-primas e na exploração de recursos naturais renováveis e não renováveis.

A reciclagem de resíduos é uma das formas de melhorar a oferta de materiais de construção, tornando possível a redução de preço e gerando benefícios sociais por intermédio da política habitacional. Esses benefícios podem surgir como incentivo à construção de habitações de baixa renda, empregando produtos reciclados de desempenho comprovado. Ressalta-se que a instalação de usinas de reciclagem contribui para a geração de novos empregos.

A disponibilidade e o baixo custo do material resultante do processamento do entulho (reciclagem) favorecem a utilização em programas de construções populares, assentamento ou mutirão.

### **3.4.3 Entulhos da Construção Civil**

#### **Coleta e Eliminação**

A coleta de entulhos normalmente é realizada por meio de caminhões com poliguindastes e contêineres (caçamba); também é feita por carroceiros, caminhões das construtoras, fretamento ou pela comunidade em seus próprios veículos.

A eliminação é feita em áreas de preservação e/ou impróprias (malha urbana) para disposição, de maneira indiscriminada e clandestina, ou em aterros licenciados.

#### **Potencial de Aproveitamento e Reciclagem**

O entulho pode ser utilizado como: construção de aterro, substituição parcial ou total de matéria-prima (agregado graúdo e miúdo) em concretos, argamassas e artefatos de concreto. Estas utilizações estão sendo feitas em diversos países, inclusive no Brasil, e têm mostrado que é uma boa solução para diminuir o problema da destinação final do entulho.

Estudos sobre a influência dos vários componentes do entulho no desempenho de argamassas de revestimento têm mostrado que as argamassas produzidas com o entulho são tecnicamente adequadas para revestimentos internos e externos, salientando a importância de estudo para avaliar o comportamento ao longo do tempo e a durabilidade desses revestimentos.

Esses estudos mostram que grande número de usuários de argamassas produzidas com entulho está satisfeito com os resultados obtidos, sem ter ocorrido nenhum tipo de patologia por um período de dez anos.

A reciclagem do entulho no Brasil é realizada empregando o agregado reciclado do concreto em pavimento asfáltico. O agregado oriundo da reciclagem é utilizado na pavimentação ou no reaproveitado para produção de novos materiais.

Os processos utilizados nas centrais de reciclagem necessitam de um alto custo inicial, mas geralmente são mais baratos do que o custo gerado pelos aterros e o retorno desse investimento é considerado rápido. Conhecendo-se o impacto do custo da disposição dos resíduos de construção e demolição no custo da limpeza pública, percebe-se o quanto a reciclagem é vantajosa.

Na maioria das cidades européias, atualmente, é economicamente possível reciclar de 80% a 90% da quantidade total de resíduo de construção e demolição, e as tecnologias de demolição e reciclagem geralmente são de fácil implantação e controle.

### **3.4.4 Utilização e Reciclagem dos Entulhos na Construção Civil**

A literatura técnica mostra que o tema da reciclagem é tão antigo quanto a construção. Há exemplos de cidades que depois de guerras foram reconstruídas com seus próprios escombros. Entre elas estão Roma, na antigüidade, e Londres, Berlim e Varsóvia, após a Segunda Guerra Mundial.

A utilização dos resíduos de construção e demolição data da época dos romanos, pois algumas cidades executavam obras com agregados de tijolos britados. Nos canais de concreto de Eiffel, que serviam para suprir a água da cidade de Colônia, na Alemanha, foi utilizada cal como aglomerante e entulho de alvenaria como agregado, por volta de 1860. Na Alemanha, utilizaram sobras de blocos de concreto de cimento Portland na produção de artefatos de concreto.

Porém, o uso significativo do entulho reciclado foi na época da Segunda Guerra Mundial, com o desenvolvimento da tecnologia de reciclagem nos anos de 1940 a 1950.

O uso dos resíduos como material para construção ou para qualquer outra finalidade deve passar por uma avaliação que vise conhecer e obter o maior número possível de informações sobre o produto, como sua caracterização, nível de periculosidade, análise de seu comportamento, entre outros.

Na Holanda, há regulamentações para o uso dos resíduos da construção civil, compreendendo, entre outras, diretrizes que classificam o material produzido durante a moagem do resíduo nas seguintes categorias:

- agregado de concreto moído;
- agregado de alvenaria moído;
- agregado misturado moído (mistura de concreto e alvenaria).

Estas regulamentações são as seguintes:

*CUR-VB Recommendations 4:* O agregado de concreto, constituinte principal, precisa apresentar mais de 95% do total do material. Restringe-se 5% à parcela de materiais secundários, como tijolo de argila, concreto leve, concreto celular, material cerâmico e argamassa de assentamento e revestimento (com a exclusão de gesso ou qualquer material que o contenha). Apenas 1% do agregado de concreto moído pode apresentar madeira, papel, vidro, têxteis, materiais betuminosos etc.

*CUR-VB Recommendations 5:* O agregado de alvenaria, constituinte principal, precisa apresentar mais de 65% do total do material. Para os materiais secundários, limita-se os valores na lista a seguir:

- concreto leve 20%
- concreto celular 10%
- materiais cerâmicos 20%
- argamassa e alvenaria 25%

Há outras regulamentações que contêm limitações à presença de finos, à quantidade de matéria orgânica e à presença de cloretos e sulfatos (Concrete, 1993, *apud* Zordan, 1997).

O grupo do comitê técnico da RILEM TC 121-DRG apresentou, no 3º Simpósio Internacional sobre Demolição e Reutilização de Concreto e Alvenaria em 1993, as seguintes especificações para classificação e utilização de agregados reciclados (RILEM TC 121-DRG, 1994). As diretrizes são referentes à granulometria superior a 4 mm e são indicadas de acordo com os tipos de agregado, definidos pelo documento, que são:

- *Tipo I:* agregados provenientes de resíduos de alvenaria;
- *Tipo II:* agregados provenientes de resíduos de concreto;
- *Tipo III:* agregados provenientes de uma mistura de agregados reciclados e agregados naturais, sendo que:

§ a quantidade mínima de agregado natural deve ser 80% (em massa);

§ a quantidade máxima de agregado Tipo I deve ser 10% (em massa).

O documento da RILEM especifica, também, índices para algumas propriedades dos resíduos, como absorção de água, porcentagens de metais e de matéria orgânica, entre outras, além de indicar os testes que podem ser utilizados para medir essas propriedades.

As especificações são apresentadas na Tabela 3.1:

Tabela 3.1 Classificação dos agregados graúdos reciclados para concreto (RILEM TC 121-DRG, 1994).

<b>Tipo de agregado – Especificações</b>	<b>Tipo I CARG</b>	<b>Tipo II CARG</b>	<b>Tipo III CARG</b>	<b>Método de ensaio</b>
Massa específica mínima material seco ( $\text{kg/m}^3$ )	1.500	2.000	2.400	ISSO 6783 & 7033
Absorção máxima de água (%)	20	10	3	ISSO 6783 & 7033
Quantidade máxima de material SSS < $2.200 \text{ kg/m}^3$ (%)	–	10	10	ASTM C 123
Quantidade máxima de material SSS < $1.800 \text{ kg/m}^3$ (%) <sup>a</sup>	10	1	1	ASTM C 123
Quantidade máxima de material SSS < $1.000 \text{ kg/m}^3$ (%)	1	0,5	0,5	ASTM C 123
Quantidade máxima de impurezas (vidro, betume, plásticos) (%)	5	1	1	Visual
Quantidade máxima de metais (%)	1	1	1	Visual
Quantidade máxima de matéria orgânica (%)	1	0,5	0,5	NEM 5933
Quantidade máxima de finos < $0,063 \text{ mm}$ (%)	3	2	2	PrEN 933-1
Quantidade máxima de areia < $4 \text{ mm}$ (%) <sup>b</sup>	5	5	5	PrEN 933-1
Quantidade máxima de sulfatos (%) <sup>c</sup>	1	1	1	BS 812, parte 118

<sup>a</sup> Condição saturada com superfície seca.

<sup>b</sup> Se for excedido o limite da fração areia, esta parte do agregado deverá ser considerada parte da areia total a ser utilizada.

<sup>c</sup> Quantidade de sulfato deverá ser calculada como  $\text{SO}_3$ .

As porcentagens apresentadas na tabela referem-se a massa/massa.

CARG – Concreto de Agregado Graúdo Reciclado.

SSS – Agregado na condição Superfície Saturada Seca.

Os agregados reciclados de concreto, tipo II, conforme RILEM TC 121-DRG (1994), apresentam uma característica bastante peculiar em relação aos agregados naturais; possuem uma camada de argamassa, do concreto antigo, aderida a suas partículas, o que os confere características um pouco distintas dos agregados convencionais.

O Comitê Técnico RILEM TC 121-DRG (1994) alerta para o fato de que os agregados reciclados miúdos frequentemente contêm grande quantidade de contaminantes.

Deve-se atentar para o fato de que o material residuário da construção civil é, na grande maioria dos casos, muito heterogêneo e que o comportamento apresentado pelos concretos de agregados reciclados é bastante distinto em função da origem do agregado reciclado utilizado. Por esse motivo, é necessário caracterizar bem os materiais recicláveis da construção civil. Levy (1997) classifica os resíduos em duas categorias principais, que devem ser estudadas separadamente:

- resíduos provenientes de concreto;
- resíduos provenientes de alvenaria.

O método DOE, largamente empregado no Reino Unido, recomenda que agregados reciclados tenham tamanho máximo entre 16 mm e 20 mm. Recomenda, ainda, que, para a estimativa da taxa de agregados miúdos por agregados graúdos, assumam-se que a granulometria ótima de agregados reciclados seja a mesma dos agregados convencionais.

A ABNT dispõe de algumas normas que norteiam algumas características físicas e químicas dos resíduos por intermédio da avaliação dos riscos potenciais ao meio ambiente e à saúde pública, além de seu manuseio e destinos adequados.

Segundo a NBR 10004 – Resíduos Sólidos – Classificação, os resíduos sólidos são classificados em três categorias:

**Classe I – Perigosos:** são os que apresentam riscos ao meio ambiente, se manejados ou dispostos de forma inadequada, ou que apresentam riscos à saúde pública, provocando ou contribuindo para um aumento no índice de mortalidade ou incidência de enfermidades devido a sua inflamabilidade, corrosividade, reatividade, toxicidade ou patogenicidade. Esta classe exclui os resíduos domésticos, de tratamento de esgotos e da construção civil.

**Classe II – Não-inertes:** são os que não se enquadram nas classes I ou III, basicamente são os resíduos com características próximas aos do rejeito doméstico.

**Classe III – Inertes:** são os que não possuem nenhum constituinte solubilizado em concentração superior aos padrões de potabilidade d'água, conforme padrões listados no anexo H da NBR 10004. Excetuando-se os padrões de aspectos como cor, turbidez, odor e sabor.

### 3.4.5 Aproveitamento de Entulhos na Construção Civil

#### 3.4.5.1 Sistemas de Britagem do Entulho e Bitolamento de Agregados Reciclados

O processo de reciclagem de resíduos de construção possui uma série de fases que são seguidas até que se obtenha o material beneficiado.

Na usina, após a chegada dos resíduos, estes passam por uma avaliação visual para impedir que outro tipo de entulho seja descarregado e misturado a ele. É feita a separação manual dos materiais, retirando-se a parte não reciclável, como metais, madeira, papel, papelão, trapos, entre outros.

Com o material limpo, é feita a alimentação do equipamento de moagem, realizando durante o processo uma separação magnética de pedaços de metais, possivelmente existentes, e o empilhamento do material moído.

Na moagem do material, são empregados moinhos de mandíbula, mais rápidos e rústicos, ou moinhos de bola, que são mais lentos, mas com uma moagem mais intensa e de alto custo. Esses moinhos são indicados para moagem de pequenos volumes de material.

Algumas usinas do País usam equipamentos com maior capacidade, como, por exemplo, britadores primários de impacto, nos quais, pela regulagem do equipamento, determina-se a dimensão máxima do agregado a ser produzido e a capacidade física da boca de entrada. Com esse equipamento consegue-se uma granulometria diversificada e decrescente a partir da regulagem do diâmetro máximo (Zordan, 1997).

O conjunto de equipamentos que realiza a moagem do entulho é composto pelos seguintes elementos (Maquibrit, 1996, *apud* Zordan, 1997):

- alimentador vibratório apoiado, com capacidade de 30 a 50 m<sup>3</sup>/hora;
- britador de impacto, com capacidade de 30 t/hora, em circuito aberto;
- transportador de correia móvel, com velocidade de trabalho de 90 m/min.;
- eletroímã suspenso em regime de trabalho contínuo;
- sistema nebulizador para contenção de material particulado;
- sistema de contenção de ruídos com manta de borracha antichoque;
- estrutura metálica de sustentação de todo o conjunto.

O processador de trituração funciona por intermédio de um rotor em alta velocidade que lança o resíduo contra barras e placas de impacto, fixadas no interior do conjunto.

### 3.4.5.2 Caracterização dos Agregados Reciclados

#### Obtenção do Agregado Reciclado/Geração de Entulho

Entende-se por entulho o conjunto de fragmentos ou restos de tijolo, concreto, argamassa, aço, madeira etc., proveniente do desperdício em construção, reforma e demolição de estruturas de edificações diversas, como prédios, casas e pontes.

O entulho de construção tem origem em três tipos de obras: construção, demolição e reforma (Figura 3.2). Nas construções, encontramos em sua grande maioria materiais “separados”, ou seja, materiais que ainda não foram utilizados em qualquer processo da construção, normalmente em razão do desperdício

resultante da própria característica artesanal da construção. Em demolições e reformas, podemos encontrar os materiais em sua forma final, como paredes de alvenaria e pisos revestidos, concreto armado, entre outros.

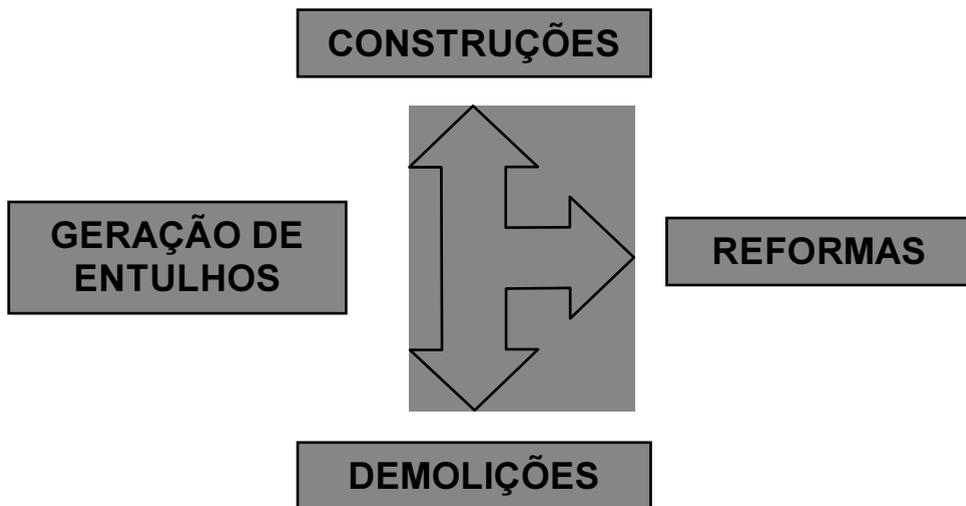


Figura 3.2 Origem do entulho da construção civil.

### 3.5 Experiências em Escala Piloto

Experiências em compostagem/vermicompostagem de resíduos orgânicos provenientes de coletas especiais, como resíduos de poda de vegetação urbana, resíduos de companhias de abastecimento (Ceasa) e lodos de estações de tratamento de esgotos, foram realizadas pelo IPH/UFRGS, com apoio logístico do DMLU do município de Porto Alegre, como alternativa para o reaproveitamento destes que normalmente são destinados a aterros sanitários ou a outros depósitos irregulares. Na ausência de lodo de esgoto, também foi testada a adição de esterco suíno, corrigindo a concentração de nitrogênio para o perfeito desenvolvimento do processo.

Esses estudos tiveram as seguintes finalidades:

- acompanhamento temporal do processo de compostagem aeróbia de resíduos de poda codispostos com lodos de esgotos sanitários e resíduos da Ceasa, avaliando a importância da combinação na aceleração do processo;
- estudo de diferentes formas de operação (reviramento, irrigação, inoculação), a fim de avaliar as vantagens qualitativas e econômicas de produção de composto orgânico;

- avaliação da disponibilidade de nutrientes provenientes da compostagem/vermicompostagem das misturas processadas;
- avaliação do grau de decomposição dos resíduos orgânicos processados.

### **3.5.1 Compostagem de Resíduos Sólidos Verdes Urbanos e Lodos de Esgotos**

#### **3.5.1.1 Caracterização dos Resíduos Sólidos Verdes Urbanos e dos Lodos de Esgotos**

A Tabela 3.2 apresenta os dados obtidos na caracterização dos resíduos verdes (podas e Ceasa) e do lodo de esgoto, utilizados nos experimentos realizados em escala piloto.

#### **3.5.1.2 Construção de Leiras de Compostagem e Procedimentos Analíticos**

Foram preparadas leiras, executadas em bases de alvenaria, revestidas externamente com reboco e internamente com manta de PEBD (polietileno de baixa densidade), conforme esquema apresentado na Figura 3.3. Em uma das extremidades das bases, foi instalada tubulação para a coleta do percolato/lixiviado gerado pelas leiras; este tubo foi revestido com manta geotêxtil, a fim de facilitar a saída de líquido, que foi coletado em bacias plásticas. As alturas das leiras variaram entre 1,20 m e 1,50 m, de acordo com as misturas utilizadas. Foi adotado o formato cônico, para evitar o excesso de umidade que poderia advir das freqüentes e sistemáticas chuvas na região de Porto Alegre, ao longo de todo o ano. Na Fase 3, com o objetivo de evitar ainda mais o efeito do intemperismo, foi instalado um telheiro sobre as leiras, o que determinou o desvio das chuvas para fora do pátio de compostagem.

Os resíduos de poda apresentados na Figura 3.4 foram fornecidos pelo DMLU, já triturados. Os lodos de esgotos (aeróbios e/ou anaeróbios), empregados no preparo das misturas, provieram de Estação de Tratamento de Esgotos e do Departamento Municipal de Água e Esgoto (DMAE) da Prefeitura de Porto Alegre. As quantidades e as proporções de resíduos são apresentadas nas Tabelas 3.3 e 3.4.

O período de processamento em cada fase foi o seguinte:

Fase 1: compostagem com duração de 90 dias;

Fase 2: compostagem com duração de 90 dias;

Fase 3: compostagem com duração de 150 dias, com cobertura das leiras.

Tabela 3.2 Caracterização dos substratos brutos empregados nos experimentos.

<b>Parâmetros</b>	<b>Poda</b>	<b>Ceasa</b>	<b>Lodo</b>
Umidade (%)	44,20	88,49	55,18
Matéria orgânica (%)	67,15	85,43	21,69
pH sólido	7,3	–	6,1
CTC (me/100 g) a pH da amostra	22	55,90	11,80
N (%)	0,46	2,70	1,70
CO (%)	15	37	17
C/N	<b>32,6</b>	<b>13,7</b>	<b>10</b>
NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> (mg/kg)	35	0,12%	0,13%
NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> + NO <sub>2</sub> <sup>-</sup> (mg/kg)	24,00	100	21
P (%)	0,12	0,37	0,30
K (%)	0,51	2,40	0,20
Cd (mg/kg)	< 1	< 1	< 1
Cr (mg/kg)	44	40	10
Ni (mg/kg)	33	8	32
Pb (mg/kg)	23	99	8
Ca (%)	0,62	1,80	0,94
Mg (%)	0,14	0,26	0,24
B (mg/kg)	20	20	14
Cu (mg/kg)	13	6	129
Zn (mg/kg)	162	43	588
Mn (mg/kg)	242	142	110
Na (mg/kg)	875	0,24%	861
Fe (%)	1,40	0,28	1,10
S (%)	0,05	0,56	0,65

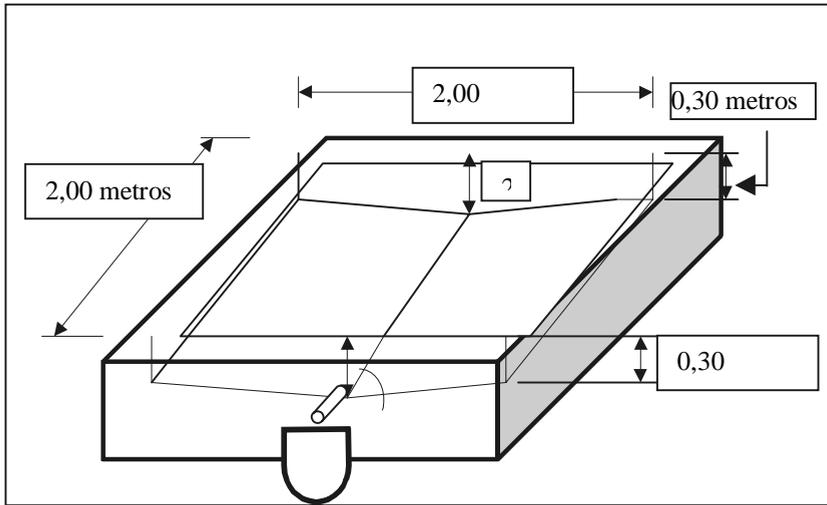


Figura 3.3 Desenho esquemático da base das leiras.



Figura 3.4 Resíduo verde (podas banas).

Tabela 3.3 Massa de resíduos nas leiras dos experimentos de compostagem das Fases 1, 2 e 3.

Leira	Massa Fase 1 (kg)*			Massa Fase 2 (kg)*			Massa Fase 3 (kg)*		
	RV*	RC*	L*	RV*	RC*	L*	RV*	RC*	L*
1	462,00	0,00	0,00	924,00	0,00	0,00	1.506,00	0,00	0,00
2	380,60	115,50	0,00	462,00	462,40	0,00	772,50	773,20	0,00
3	204,60	466,50	0,00	231,00	231,00	280,60	375,40	381,40	750,20
4	246,50	0,00	115,50	462,00	0,00	269,90	750,00	0,00	750,00
5	231,00	0,00	231,00	231,00	462,00	199,60	375,80	766,70	375,10
6	231,00	115,50	115,50	–	–	–	–	–	–
7	115,50	231,00	115,50	–	–	–	–	–	–
8	115,50	118,20	231,00	–	–	–	–	–	–
9	41,20	249,30	252,40	–	–	–	–	–	–

\* RV – resíduo verde (podas), RC – resíduo da Ceasa e L – lodo ETE, todos em peso úmido.

Tabela 3.4 Proporções mássicas dos resíduos no experimento de compostagem das Fases 1, 2 e 3.

Leira	Proporção Fase 1 (%)**			Proporção Fase 2 (%)**			Proporção Fase 3 (%)**		
	RV*	RC*	L*	RV*	RC*	L*	RV*	RC*	L*
1	100,00	0,00	0,00	100,00	0,00	0,00	100,00	0,00	0,00
2	76,72	23,28	0,00	50,00	50,00	0,00	50,00	50,00	0,00
3	30,49	69,51	0,00	31,00	31,00	38,00	25,00	25,00	50,00
4	75,00	0,00	25,00	63,00	0,00	37,00	50,00	0,00	50,00
5	50,00	0,00	50,00	25,90	51,70	22,40	25,00	50,00	25,00
6	50,00	25,00	25,00	–	–	–	–	–	–
7	25,00	50,00	25,00	–	–	–	–	–	–
8	24,85	25,44	49,71	–	–	–	–	–	–
9	7,59	45,92	46,49	–	–	–	–	–	–

\* RV – resíduo verde (podas), RC – resíduo da Ceasa e L – lodo ETE.

\*\* Proporções em peso úmido.

Os resíduos orgânicos da Ceasa, apresentados na Figura 3.5, são restos de produtos agrícolas, como talos e folhas de vegetais, folhas de frutas, frutas e vegetais deteriorados, palhas verdes e secas, entre outros.

Cada leira foi montada com uma camada de, aproximadamente, 30 cm de resíduo verde ao longo da base (Figura 3.6). No centro da mesma, foram colocados os resíduos da Ceasa e o lodo; após, estes resíduos foram cobertos

com a massa final de resíduo verde. Estas medidas foram tomadas para evitar proliferação de moscas e geração de odores, com o resíduo verde funcionando como filtro e retentor de umidade. A homogeneização da mistura foi realizada com pás e enxadas (Figura 3.7).



Figura 3.5 Resíduo verde (Ceasa).



Figura 3.6 Montagem das leiras.



Figura 3.7 Formato utilizado no experimento em escala piloto.

A avaliação diária da temperatura foi realizada em três pontos de cada leira – topo, centro e base – por meio de dois termômetros analógicos com haste metálica. Com esse acompanhamento, é possível estabelecer qualquer medida corretiva, caso a temperatura esteja excessivamente alta – maior que  $65^{\circ}\text{C}$  – ou baixa – menor que  $35^{\circ}\text{C}$ . As temperaturas elevadas sugerem o reviramento e as baixas, teores baixos de umidade – menores que 35%. Além desses fatores que permitem o controle do processo, foram realizadas, com pelo menos duas amostras de cada leira, as análises físico-químicas e biológicas: pH, matéria orgânica, carbono orgânico, umidade, carbono, nitrogênio, fósforo, potássio, amônia, nitritos e nitratos, cálcio, magnésio, boro, cobre, zinco, manganês, sódio, ferro, enxofre, cádmio, níquel, chumbo e CTC aos 30, 60 e 90 dias de compostagem nas Fases 1 e 2, e aos 30, 60, 90, 120 e 150 dias na Fase 3.

As amostras *in natura* são encaminhadas à secagem, em temperatura de  $65^{\circ}\text{C}$ , durante 24 horas, para a determinação dos teores de macro e micronutrientes; e a  $110^{\circ}\text{C}$  e  $550^{\circ}\text{C}$ , para a determinação da umidade e da matéria orgânica, respectivamente.

### 3.5.1.3 Comentários a Respeito de Alguns Resultados Obtidos

As pesquisas desenvolvidas em escala piloto demonstraram que o desenvolvimento do processo de compostagem é afetado pelas condições climáticas (principalmente, precipitações pluviométricas) e pela configuração geométrica das leiras. Portanto, é necessário utilizar leiras com volumes elevados para garantir

a decomposição adequada da matéria orgânica. A compostagem, em escala piloto, realizada em leiras com pesos de substrato em torno de 500, 900 e 1.500 kg teve comportamento diferenciado. Nas leiras de 500 e 900 kg, com alturas iniciais de 1,20 m, houve perda de calor durante o processo, isto é, a fase termofílica manteve-se por períodos muito curtos, com queda rápida para a temperatura ambiente. Essa questão é sobremaneira importante, devido ao difícil retorno da temperatura à fase termofílica, levando à perda do processo. Esse problema só foi solucionado quando se adotou volumes maiores nas leiras (na Fase 3) e passou-se a um controle sistemático de sua umidade, pela implementação de telheiro protetor, que retirou o efeito da chuva. Assim, com 1.500 kg, já com a proteção do telheiro, houve o melhor desempenho da compostagem, conforme se verifica nos perfis de temperatura seguintes (Figura 3.8).

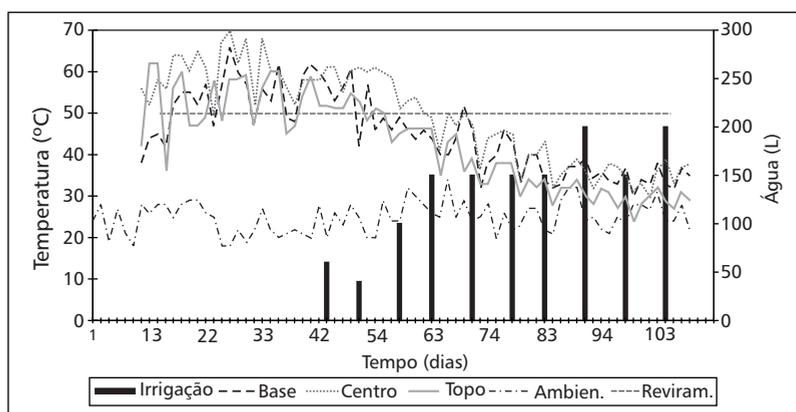


Figura 3.8 Perfil das temperaturas das leiras – Fase 3.

Outra variável de relevante importância na compostagem dos resíduos em estudo é a umidade. Os resíduos verdes apresentaram baixo teor (em torno de 44%), pressupondo, assim, a necessidade de sua irrigação no decorrer do processo ou a incorporação de outro resíduo, com maior teor, a fim de atingir a umidade de 55%, julgada ideal para o processo. Os resíduos da Cesa, bem como o lodo de esgoto utilizados, possuíam alta umidade (Figura 3.9), entre 55% e 88%, o que foi corrigido com o emprego do resíduo verde, evitando, assim, a possibilidade de compactação e anaerobiose no âmbito das leiras. Conforme se verifica ainda na Figura 3.8, foi necessário, em determinado momento do processamento, realizar a irrigação artificial, com volumes que permitiram a manutenção das condições ideais de desenvolvimento dos microrganismos envolvidos no processo. O resultado obtido é o apresentado na Figura 3.9.

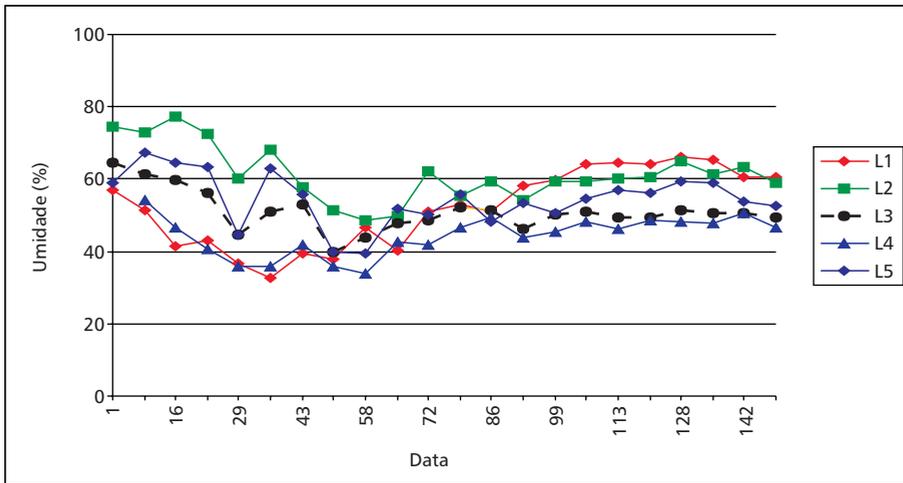


Figura 3.9 Umidade das leiras no experimento em escala piloto – Fase 3.

A aeração das leiras foi realizada por meio de revolvimentos semanais durante a fase termofílica, embora com insucesso, pelas razões já referidas, nas Fases 1 e 2. Na Fase 3, quando a compostagem foi realizada com o telheiro protetor, o revolvimento semanal foi suficiente para garantir o desenvolvimento adequado do processo, chegando a adiantado estado de bioestabilização do material em tempo médio de 90 a 150 dias, de acordo com as análises realizadas nos substratos sólidos compostados (Figuras 3.10, 3.11 e 3.12).

#### 3.5.1.4 Relações Adequadas RSV/Lodo de Inóculo

Em processos de compostagem em codisposição (neste caso, resíduos verdes de poda, resíduos verdes da Ceasa e lodos de esgotos), recomenda-se, para regiões similares à de Porto Alegre em termos climáticos, o uso de frações em peso de 30% a 50% de resíduos verdes de poda como estruturantes (faixa que apresentou os melhores resultados em todas as leiras testadas) da massa de substratos orgânicos de elevada umidade. Esta assertiva fundamenta-se em alguns aspectos, como os abordados seqüencialmente.

A codisposição dos resíduos nas proporções referidas, por exemplo, favoreceu o estabelecimento inicial da umidade ótima nas leiras. Isto se comprovou na Fase 3, quando, em virtude do uso do telheiro, esta teve de ser corrigida sistematicamente por meio da irrigação com água potável sem cloro, para sua manutenção no patamar ideal de 60%.

Na Fase 3, observou-se também o adiantado estado de biodegradação da matéria orgânica ao final dos 150 dias de compostagem, com redução significativa desta nas leiras 2, 3, 4 e 5, que continham resíduos da Ceasa e lodo de esgoto,

evidenciando, assim, a adequação e a importância das relações em peso de substratos utilizadas experimentalmente.

O desempenho observado para carbono orgânico e para a relação C/N comprova a efetiva validade da codisposição, nas proporções de resíduos sugeridas pelos resultados observados.

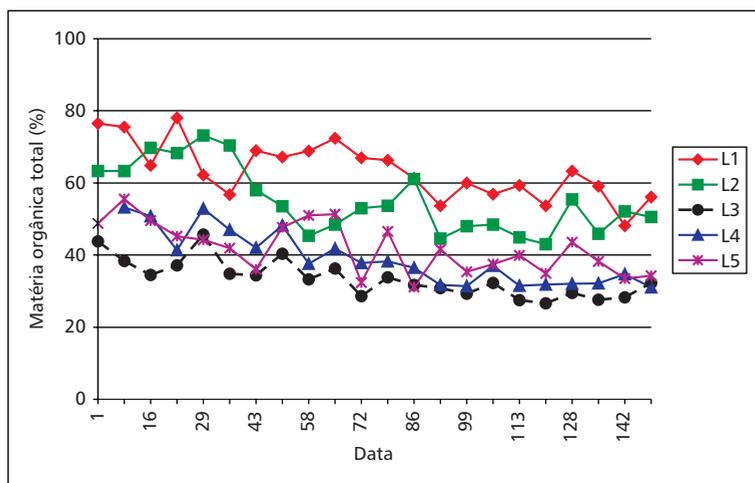


Figura 3.10 Matéria orgânica no experimento em escala piloto – Fase 3.

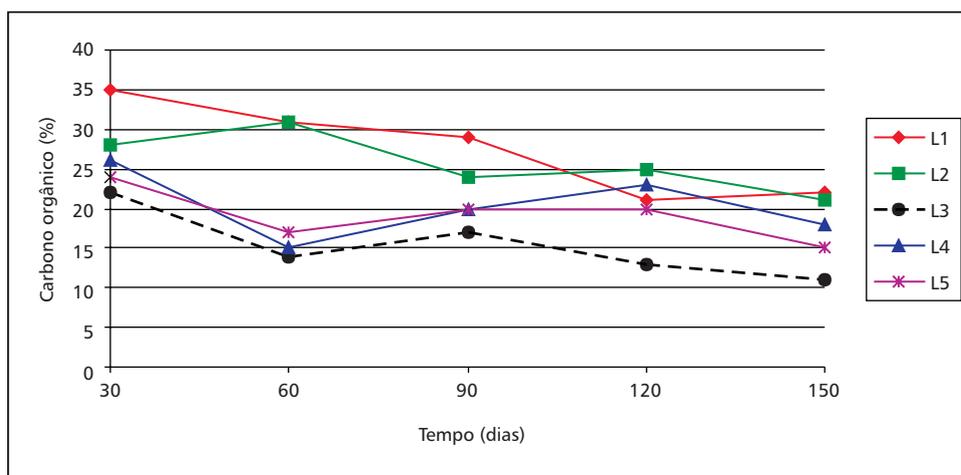


Figura 3.11 Carbono orgânico no experimento em escala piloto – Fase 3.

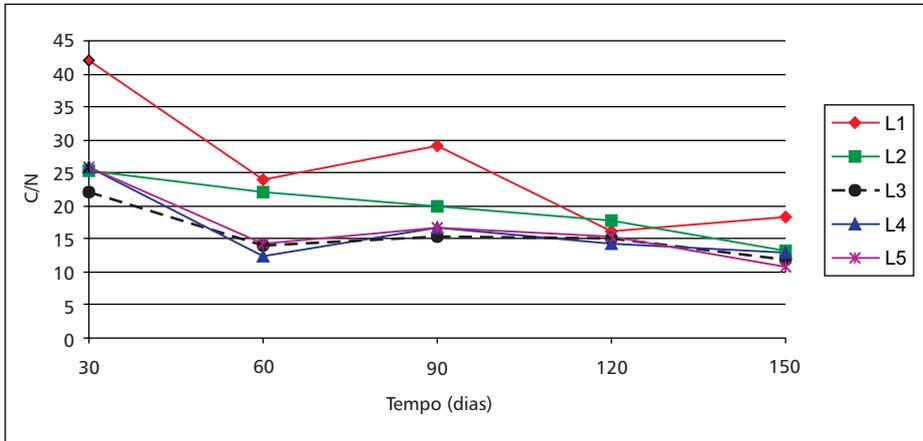


Figura 3.12 Relação C/N no experimento em escala piloto – Fase 3.

### 3.5.1.5 Controle do Processo via Substrato Sólido

A degradação biológica da matéria orgânica é acompanhada principalmente pelo controle da temperatura, um dos principais indicadores do desempenho da compostagem. A compostagem deve registrar temperaturas entre 40 e 60°C durante os primeiros 30 dias de processamento, como circunstância indicadora de condições satisfatórias de equilíbrio do ecossistema. A visão moderna do processo está associada ao desenvolvimento de temperaturas termofílicas, mantidas na faixa de 55°C, o que garante uma série de vantagens: desenvolvimento de uma população microbiana diversificada, aumento da taxa de decomposição da matéria orgânica, eliminação de microrganismos patogênicos, ervas daninhas, ovos de parasitas, larvas de insetos, e atenuação de metais pesados.

Lelis *et al.* (1999) observaram que a manutenção do teor de umidade na faixa considerada ótima (45 a 55°C), objetivando a maximização da velocidade de degradação e a redução dos impactos ambientais associados ao processo, bem como a eliminação de organismos patógenos, podem ser obtidas mediante um simples controle operacional, por meio de aeração e correção da umidade.

O teor de umidade em leiras de compostagem pode ser afetado por vários fatores: tipo de resíduo empregado, aeração, temperatura de compostagem e pluviosidade. Pode ser utilizado como indicador de decomposição, principalmente em processos de aeração por reviramento manual ou mecânico (sistema *windrow*). A perda de água pelo substrato em decomposição ocorre concomitantemente com a perda de calor, determinada principalmente pela evaporação (Sikora & Sowers, 1983).

Admite-se, pelo exposto e com base no desempenho observado durante a realização dos experimentos, que a eficiência da compostagem depende da

temperatura e da umidade do substrato, que podem ser assumidos como principais parâmetros de controle operacional do processo.

A decomposição metabólica da matéria orgânica gera calor (atuação dos microrganismos aeróbios, exotérmicos) e, normalmente, este é perdido pelo sistema em decorrência da evaporação. Assim, é esperada a perda concomitante da umidade da massa em compostagem (a diminuição da temperatura ao longo do tempo pode ser um indicativo de que o processo está se desenvolvendo, com menor geração de calor na proporção direta da redução de material orgânico disponível, em estado bruto).

### **3.5.1.6 Análise Global do Desempenho das Leiras de Compostagem**

A partir do acompanhamento dos experimentos desenvolvidos e, principalmente, dos resultados obtidos nas fases de estudo elaboradas, conclui-se que:

- 1) a codisposição de resíduos provenientes de coletas especiais, como é o caso dos resíduos verdes de poda, verdes da Ceasa e lodos de esgoto, é viável, tendo em vista as significativas reduções nas concentrações de matéria orgânica observadas;
- 2) em todas as fases do experimento, principalmente na Fase 3 (com maior controle, uso de telheiro protetor para as leiras e irrigação artificial, quando necessário, para reposição da umidade), evidenciou-se a importância do uso de frações em peso de 30% a 50% de resíduos verdes de poda como estruturantes da massa em compostagem;
- 3) o período de processamento foi de 150 dias. Este aspecto foi um dos fatores relevantes do trabalho, pois comprovou-se que, a partir da mistura de resíduos, o tempo normal de compostagem de resíduos verdes de poda, observado pelo DMLU da prefeitura de Porto Alegre, de 24 meses, foi reduzido a 5 meses;
- 4) para regiões de pluviosidade e temperatura similares às de Porto Alegre, observou-se fortes evidências de que leiras de pequeno porte (como pequena altura e, portanto, de pequeno volume) resultam em insucessos na compostagem, tão logo as pilhas sejam submetidas a chuvas mais intensas;
- 5) principalmente na Fase 3, pelos aspectos já comentados, observou-se uma maior concentração de nutrientes, na forma de nitratos e sulfatos; isto deveu-se à biodegradação e à adição de lodos de esgotos, com maior peso de nitrogênio e enxofre;
- 6) com a proteção do telheiro, o reviramento manual semanal mostrou-se suficiente para o perfeito controle da temperatura na faixa termofílica. Adicionalmente, o uso do resíduo verde de poda na base, com maior porosidade, foi importante para a manutenção da temperatura, facilitando a aeração por convecção.

## 3.5.2 Vermicompostagem de Resíduos Sólidos Verdes Urbanos e Lodos de Esgotos

### 3.5.2.1 Construção de Leiras de Vermicompostagem

Subseqüentemente à cada fase de compostagem, submeteu-se o substrato produzido à vermicompostagem, que foi realizada em caixas plásticas com  $60 \times 40 \times 30$  cm; o composto foi processado por *Eisenia foetida* (Figura 3.13), verme de fácil adaptação em cativeiro. Sabe-se que cada minhoca ingere, por dia, o equivalente a seu peso; assim, para que o processo ocorresse em 45 dias – período determinado para cada fase dos experimentos realizados –, a quantidade de minhocas (em peso) utilizada em cada leira resultou da divisão do peso da mistura posta na leira por 45 dias. Ao final de 60 dias, dando-se, portanto, um período adicional de 15 dias para a realização do procedimento analítico, os vermes foram separados e realizou-se nova pesagem, com contagem de casulos (potenciais minhocas), a fim de avaliar a dinâmica dos organismos em cada leira, já que as misturas caracterizam diferentes substratos, provavelmente com adaptações decorrentes diferentes. Durante o processamento, cada leira recebeu, semanalmente, água potável sem cloro, a fim de estabelecer a umidade necessária ao bom andamento do processo, cerca de 70%.



Figura 3.13 Minhoca *Eisenia foetida* utilizada no experimento em escala piloto.

### 3.5.2.2 Relações Adequadas de Peso de Substrato/Peso de Minhoca

De acordo com as necessidades de consumo da minhoca, são apresentadas na Tabela 3.5 as relações adequadas de substrato e minhocas.

**Tabela 3.5** Quantidades mássicas de substratos e minhocas nos experimentos de vermicompostagem.

Caixa	Após a Fase 1 de compostagem			Após a Fase 2 de compostagem			Após a Fase 3 de compostagem		
	Peso de substrato (kg)	Peso de minhocas (g)	Peso de minhocas após 60 dias (g)	Peso de substrato (kg)	Peso de minhocas (g)	Peso de minhocas após 60 dias (g)	Peso de substrato (kg)	Peso de minhocas (g)	Peso de minhocas após 60 dias (g)
1	17,68	400	269,10	23,08	513	277,60	25,20	560	305,74
2	22,16	500	229,01	22,10	491	251,87	25,10	560	442,50
3	21,69	500	286,70	20,60	458	220,48	33,00	730	508,01
4	21,65	500	294,37	21,60	480	263,81	29,20	650	387,35
5	26,06	600	335,20	23,58	524	202,14	27,70	620	216,00
6	23,76	530	303,65	–	–	–	–	–	–
7	36,14	800	360,01	–	–	–	–	–	–
8	30,84	700	405,00	–	–	–	–	–	–
9	32,77	730	834,00	–	–	–	–	–	–

\* Peso úmido

### 3.5.2.3 Comentários a Respeito de Alguns Resultados Obtidos

Observou-se uma perda de massa de organismos (minhocas) após os 60 dias de experimento (40% a 65% em peso), exceto no substrato proveniente da Leira 9, Fase 1, em que havia apenas 7% de resíduo verde de poda no início da compostagem; isto pode ter sido decorrente nas maiores frações de resíduo da Ceasa e lodo de esgoto. Ressalte-se, entretanto, que é comum a redução do número absoluto e do peso de minhocas ao final de períodos preestabelecidos de vermicompostagem, em razão de sua restrição em permanecer em meios onde predomine seu excreta.

Observou-se maior biodegradabilidade de matéria orgânica nas leiras com teores de resíduo verde menores que 35%, ou seja, com concentrações significativas de resíduos da Ceasa e do lodo nas Leiras 3 e 5, Fases 2 e 3, respectivamente, o que pode caracterizar a preferência dos organismos por tais substratos, em detrimento dos resíduos verdes de poda.

### 3.5.2.4 Controle do Processo via Substrato Sólido

As análises utilizadas como instrumento de controle do processo foram pH, umidade, matéria orgânica total, carbono orgânico, nitrogênio total, nitrogênio amoniacal, nitritos e nitratos, fósforo, potássio, cálcio, magnésio, boro, cobre, zinco, manganês, sódio, ferro, enxofre, cádmio, cromo, níquel, chumbo e CTC (capacidade de troca de cátions a pH da amostra), os quais são sugeridos para o acompanhamento do processo em escala real.

### **3.5.2.5 Análise Global do Desempenho das Leiras de Vermicompostagem**

Conclui-se que o emprego da vermicompostagem como instrumento de humificação complementar de substratos já compostados – como no presente caso de composto produzido a partir de resíduos provenientes de coletas especiais (resíduos verdes de poda, verdes da Ceasa e lodos de esgoto) – foi de pouca eficácia, não apresentando resultados que justifiquem seu uso em escala real.

## **3.5.3 Processamento de Entulhos da Construção Civil**

### **3.5.3.1 Tratamento dos Materiais Empregados na Dosagem de Concretos e/ou Argamassas com Agregados Reciclados**

#### **Produção de Concretos**

Os métodos utilizados na pesquisa que gerou o presente manual foram: Método do IPT/EPUSP ou Método dos Quadrantes, e Método do IPT/EPUSP Adaptado. O método utilizado (Adaptado) baseia-se no ajuste de curvas de resistência e trabalhabilidade em função dos requisitos estruturais e da produção da estrutura no canteiro.

Utilizando os materiais que serão empregados efetivamente em obra, produz-se um traço piloto, com  $m = 5,0$ , em laboratório e determina-se experimentalmente o teor de argamassa ideal ( $\alpha$ ), a fim de obter um concreto trabalhável. Conhecendo  $\alpha$ , produz-se dois novos traços, um mais rico em cimento, com  $m = 3,5$ , e um mais pobre em cimento, com  $m = 6,5$ . Com esses traços são confeccionados corpos de prova para serem ensaiados à compressão nas idades de interesse para o estudo (3, 7, 28 dias ou 7, 14, 28 dias). Com os resultados de resistência à compressão, são traçadas curvas em que, por interpolação, se determina o proporcionamento ideal do concreto.

Os procedimentos para a obtenção do proporcionamento de um concreto seguiram as orientações do Método do IPT/EPUSP.

Foram produzidos concretos com substituição parcial e total da brita natural pelo agregado reciclado do entulho nas seguintes dosagens:

- 0% – concreto de referência, dosado somente com a brita natural;
- 10% – concreto contendo 10% de substituição (em massa) da brita pelo agregado reciclado;
- 25% – concreto contendo 25% de substituição (em massa) da brita pelo agregado reciclado;
- 75% – concreto contendo 75% de substituição (em massa) da brita pelo agregado reciclado;
- 100% – concreto confeccionado com agregado reciclado.

### 3.5.3.2 Caracterização dos Materiais Empregados na Produção do Concreto com Agregado Reciclado

#### Cimento

Algumas regras básicas são observadas quanto ao controle de qualidade do cimento a ser empregado na produção dos concretos:

- o local de estocagem deve ser protegido de chuva e umidade excessivas, bem coberto e protegido;
- o empilhamento dos sacos deve ser feito em estrado de madeira, em pilhas de no máximo 10 unidades em altura, a não ser que o tempo de estocagem seja inferior a 15 dias, quando o valor de 10 sacos passa para um máximo de 15 sacos.

#### Agregados Naturais (Areia e Brita Natural)

Também é preciso evitar que os materiais venham acompanhados de partículas de solo e outras impurezas que possam comprometer seu desempenho. Para isso, deve-se evitar que a pá ou a lâmina da carregadeira trabalhem muito rentes ao solo durante o carregamento.

Especificamente para as areias, é necessário evitar o carreamento das parcelas finas por uma possível exposição às chuvas.

#### Água

A água necessária à confecção dos concretos deverá ser do tipo potável, ou seja, livre da presença de substâncias contaminantes, como açúcar, cloretos, sulfatos, ácido húmico (matéria orgânica) etc.

#### Agregados Reciclados

Deve-se observar que os agregados reciclados são materiais porosos, cuja absorção de água pode prejudicar a demanda da água de amassamento do concreto e das argamassas produzidas.

### 3.5.3.3 Caracterização dos Materiais pelos Índices Físicos

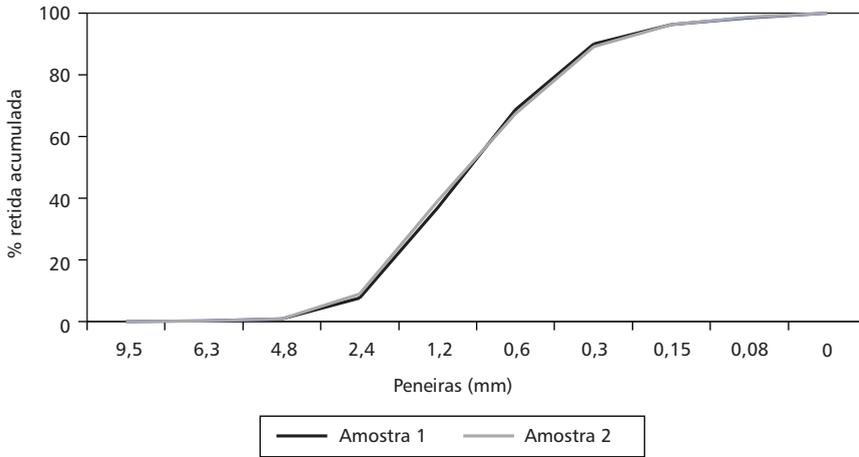
#### Granulometria

Denomina-se composição granulométrica de um agregado, a proporção relativa, expressa em porcentagem, dos diferentes tamanhos de grãos que constituem o material, norma NBR 7217. A análise granulométrica identifica as dimensões máximas e mínimas dos agregados ensaiados e seu módulo de finura, além de determinar o limite granulométrico do material.

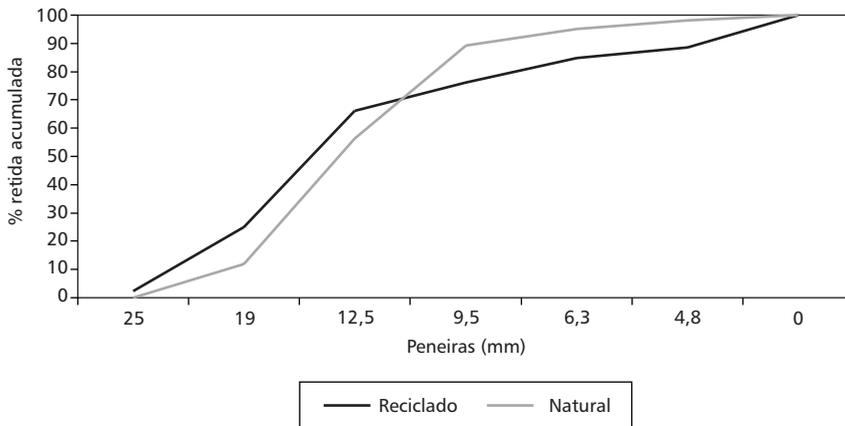
Para o agregado reciclado, o ensaio de granulometria é de extrema importância, a fim de avaliar a eficiência da fragmentação do entulho nos processos. Dessa forma, definem-se as características de ajuste mecânico do britador para

adequar-se à dimensão exigida, pois há possibilidade de os materiais britados serem pequenos ou robustos para a dosagem prevista ou, ainda, conterem uma porcentagem muito pequena, não viável, para o tamanho que se deseja utilizar.

São apresentados, nas Figuras 3.14 e 3.15, os resultados da análise realizada no laboratório de materiais da UFSC para os agregados envolvidos, onde foi desenvolvido o estudo experimental.



**Figura 3.14** Curvas granulométricas do agregado miúdo utilizado em concretos com agregados reciclados.



**Figura 3.15** Curvas granulométricas para o agregado graúdo natural e para o agregado graúdo reciclado.

A amostra 1 apresentou módulo de finura igual a 3,00, enquanto a amostra 2 apresentou módulo de finura igual a 3,04. Portanto, a areia utilizada na pesquisa apresentou módulo de finura médio de 3,02. De acordo com os limites granulométricos de agregado miúdo da NBR 7211/83, “Agregado para concreto – Especificação”, a areia foi enquadrada entre a zona 3 (média) e a zona 4 (grossa).

Pela análise da Figura 3.15, percebe-se significativa diferença entre a granulometria do material natural e do material reciclado, por isso utilizou-se no estudo apenas a faixa granulométrica compreendida entre as peneiras de 19 mm e 9,5 mm.

### Massa Específica Aparente

É o valor da massa por unidade de volume, incluindo nesse material sólido e vazios permeáveis e impermeáveis. Geralmente, é determinado por dois métodos normalizados: Método do Picnômetro/NBR 6508, especialmente para as areias, e Método da Balança Hidrostática/NBR, especialmente para os agregados graúdos. Os resultados são apresentados na Tabela 3.6.

Tabela 3.6 Massa específica dos agregados utilizados na produção dos concretos.

Agregado	Massa específica (g/cm <sup>3</sup> )	Massa específica (g/cm <sup>3</sup> )	Massa específica (g/cm <sup>3</sup> )
	Amostra 1	Amostra 2	Média
Agregado miúdo	2,53	2,57	2,55
Agregado graúdo natural	2,63	2,63	2,63
Agregado graúdo reciclado	2,30	2,32	2,31

Os valores encontrados para as massas específicas da areia e da brita natural estão dentro da média de valores dos materiais normalmente empregados na produção de concretos convencionais na região de Florianópolis.

### Massa Unitária

É a massa por unidade de volume, o qual inclui o volume aparente dos grãos e dos vazios intergranulares. A partir dela se converte as composições dadas em massa para volume e vice-versa. A norma que regulamenta este ensaio é a NBR 7251, os resultados encontrados são apresentados na Tabela 3.7.

Tabela 3.7 Massa unitária dos agregados utilizados na produção dos concretos.

Agregado	Massa unitária (g/cm <sup>3</sup> )	Massa unitária (g/cm <sup>3</sup> )	Massa unitária (g/cm <sup>3</sup> )
	Amostra 1	Amostra 2	Média
Agregado miúdo	1,307	1,327	1,317
Agregado graúdo natural	1,633	1,638	1,636

## Inchamento

O agregado miúdo, quando empregado em obra, normalmente se apresenta úmido, a presença de umidade ou de água livre aderida aos grãos provoca um afastamento entre eles, resultando no inchamento do conjunto. Esse inchamento depende da composição granulométrica e do teor de umidade do agregado, sendo maior para areias finas por apresentarem maior superfície específica. A norma para determinação desse índice é a NBR 6467, para a areia empregada na produção do concreto obteve-se o inchamento apresentado na Figura 3.16.

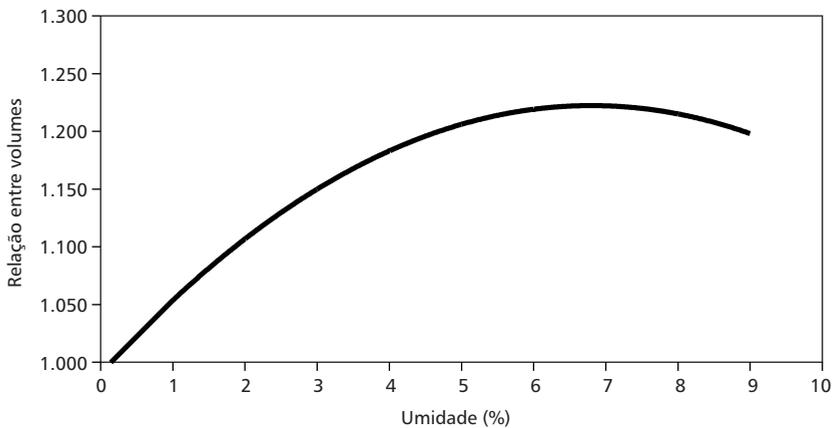


Figura 3.16 Curva de inchamento obtida para o agregado miúdo.

## Material Pulverulento

Os finos, de um modo geral, quando presentes em grande quantidade, aumentam a exigência de água dos concretos para uma mesma consistência. Os finos de certas argilas em particular, além disso, propiciam maiores alterações de volume nos concretos, intensificando sua retração e reduzindo sua resistência. O efeito da presença da argila em um agregado que será utilizado em concreto depende também do modo como ela está distribuída. Para a resistência do concreto, ela é muito mais nociva quando forma uma fina película que cobre os grãos de areia, do que quando está uniformemente distribuída em toda massa. No primeiro caso, a aderência entre a pasta e a areia é reduzida, enquanto no segundo, algumas vezes, é até favorável.

A norma que regulamenta este ensaio é a NBR 7219, a qual prevê os seguintes limites: para agregados miúdos, no máximo 3% de material pulverulento, já para agregados graúdos, este valor é de 1%.

## Teor de Matéria Orgânica

A matéria orgânica é um tipo de impureza normalmente controlada nas areias, norma NBR 7220. São detritos, na maior parte das vezes, de origem vegetal,

geralmente sob a forma de partículas minúsculas, mas em grande quantidade chegam a escurecer o agregado miúdo.

As impurezas orgânicas, normalmente formadas por partículas de húmus, exercem uma ação prejudicial sobre a pega e o endurecimento das argamassas e concretos. Uma parte do húmus, que é ácida, neutraliza a água alcalina da argamassa e a parte restante envolve os grãos de areia, formando uma película sobre eles, impedindo, desta forma, uma perfeita aderência entre o cimento e as partículas de agregado. Por essas razões, as argamassas e os concretos preparados com a areia que contenha uma proporção de matéria orgânica têm baixa resistência.

### **Forma dos Grãos**

A NBR 7809 define a metodologia deste ensaio, que serve especialmente para agregados graúdos.

Os grãos dos agregados podem ser arredondados, como os seixos, ou de forma angular de arestas vivas com faces mais ou menos planas, como a pedra britada. A forma geométrica dos agregados tem grande importância como fator de qualidade dos concretos. Grãos de formato semelhante a uma agulha ou a um disco proporcionam concretos menos trabalháveis e requerem mais pasta de cimento.

Sob esse aspecto, a melhor forma para os agregados graúdos é a que se aproxima da esfera, para o seixo, e a do cubo, com as 3 dimensões espaciais de mesma ordem de grandeza, para as britas.

Na pesquisa, para o agregado graúdo natural, o índice de forma encontrado foi de 2,68, enquanto para o agregado graúdo reciclado, o índice de forma encontrado foi de 2,26. Esses resultados indicam que ambos podem ser classificados como lamelares, pois apresentam relação entre comprimento e espessura superior a 2.

### **Abrasão Los Angeles**

A resistência ao desgaste é uma importante propriedade dos concretos submetidos ao tráfego. O ensaio de abrasão Los Angeles combina o ensaio de desgaste, ou abrasão, com o ensaio de atrito, em que seus resultados mostram boa correlação não apenas com o desgaste real dos agregados no concreto, mas também com as resistências à flexão e à compressão do concreto com o agregado em questão.

Os agregados reciclados da pesquisa apresentaram valores elevados de perda por abrasão, superiores a 40%, e se mostraram mais suscetíveis a esse tipo de desgaste. Seu desgaste foi cerca de 60% maior do que o desgaste dos agregados naturais. Apesar desses resultados, os agregados reciclados de concreto foram considerados aptos a ser utilizados na fabricação de concretos, tendo em vista que a NBR 6465 só considera inadequados para esse fim os agregados que apresentam perdas por abrasão superiores a 50% em massa. A ASTM C-33

também estabelece esse limite, porém fixa em 40% o valor máximo de perda por abrasão para agregados utilizados em rodovias.

Quando saturados, os agregados reciclados apresentaram valores de desgaste por abrasão bastante similares aos apresentados no estado seco.

### Absorção

A presença de argamassa aderida aos agregados provenientes da reciclagem de entulho provoca um aumento na absorção de água destes que não pode ser desconsiderado. A porosidade, a permeabilidade e a absorção dos agregados influenciam propriedades como aderência entre o agregado e a pasta de cimento hidratada, a resistência do concreto ao congelamento e ao degelo, bem como sua estabilidade química e a resistência à abrasão.

É importante conhecer a capacidade de absorção para que se obtenha o tempo de saturação em que o agregado reciclado será exposto.

De acordo com o trabalho, os agregados reciclados alcançaram valores de absorção de 4% a 12%, como mostra a Figura 3.17.

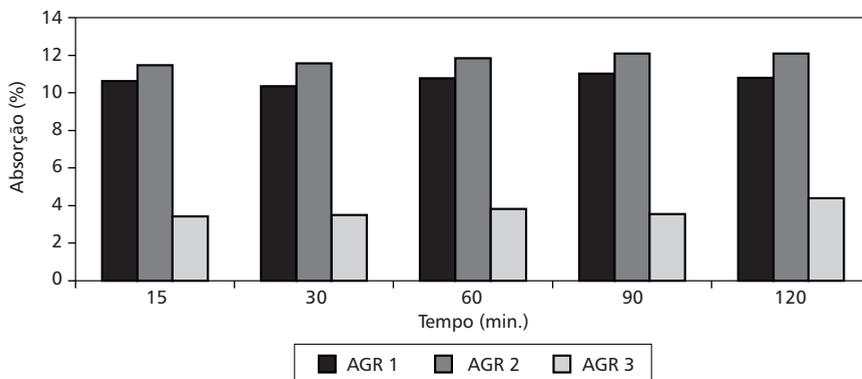


Figura 3.17 Evolução da absorção de água.

#### 3.5.3.4 Dosagem do Agregado Reciclado para Preparação de Concreto/Argamassas

Como o agregado reciclado do entulho possui alta taxa de absorção de água (aproximadamente 12%), em função da composição, deve-se evitar que este seja lançado diretamente em unidades de homogeneização (betoneira, argamassadeira ou misturados), sem que haja uma molhagem prévia. Isto o impede de ser colocado diretamente em contato com a água, quando a mistura é confeccionada, pois o agregado absorveria grande parte da água de amassamento do concreto ou das argamassas. Para evitar esse problema, deve-

se fazer uma imersão do agregado minutos antes de ser utilizado. Especificamente neste estudo, apenas 15 minutos imersos foram suficientes para que o agregado absorvesse aproximadamente a mesma quantidade que seria absorvida em 24 horas.

Para a dosagem de concretos com agregado reciclado, propõe-se o uso de dosagens em que a relação água/cimento (**a/c**) não seja considerada, somente a trabalhabilidade (slump) e o traço do concreto, ou seja, a água é empregada com o único objetivo de atingir a consistência necessária para o concreto.

Um dos métodos bem adaptados para dosagem com o entulho reciclado é baseado no método de dosagem do IPT. Partindo de um traço inicial (**1:5 – cimento:agregados**), produz-se o concreto com as devidas correções – sempre mantendo constante a proporção inicialmente utilizada –, preocupando-se em atingir a consistência requerida. Ao final, calcula-se, primeiramente, o teor de argamassa ideal ( $\alpha$ ) para o traço em questão e, em seguida, o teor de argamassa em volume. Este último representa um valor mais “real”, uma vez que se trata de um material não convencional e com características muito diferentes dos materiais utilizados normalmente.

Com o valor de  $\alpha$  calculado, parte-se para a produção de concreto com dois outros traços (**1:3,5** e **1:6,5**), utilizando agora o valor ideal de  $\alpha$ .

Para a dosagem da água, inicia-se com um valor de **H (fator água/materiais secos)** para a obtenção do abatimento requerido. Este valor resulta em uma relação **água/cimento** que será necessária somente para se ter uma noção inicial da quantidade de água a ser acrescida ao concreto. Esta água não será totalmente adicionada ao concreto, mas colocada acompanhando a evolução de sua consistência.

Produzidos os concretos, tem-se um gráfico, cuja abcissa é o traço da mistura e a ordenada é a resistência à compressão **fck**, e uma curva representando a faixa do slump em que se quer trabalhar. Pode-se determinar várias curvas para os possíveis valores do slump. Partindo do **fck** necessário, pode-se determinar um traço para a consistência necessária ao projeto.

### **Preparação do Agregado Reciclado para o Lançamento**

É de especial importância para o bom desempenho do concreto a ser fabricado que o agregado reciclado passe por um tratamento prévio ao lançamento dos materiais na betoneira. Uma vez definida a quantidade, em peso ou volume, de material graúdo reciclado a ser utilizado, faz-se uma saturação deste em água potável, empregando-se, por exemplo, uma caixa d'água. Para fazer, então, a medição da quantidade de material a ser utilizada, retira-se o material do banho, ou saturação, despeja-se o material em um local limpo, longe de sujeiras que possam vir a se agregar ao entulho, e também com facilidade para coleta. Na coleta do material, deve ser observado um ponto importante no tratamento do

reciclado: ao coletar o material, deve-se selecionar os que possuem a superfície não encharcada, para isso, o local de despejo do material após a saturação deve ser levemente inclinado, a fim de que a água que excede escorra para um lado e sobre um monte livre dessa água, o que influenciaria na relação **água/cimento** do concreto, já que a água presente no reciclado devido à absorção, ou seja, a água do interior do grão de entulho, não entra no cálculo da relação **a/c**.

### **Seqüência de Lançamento**

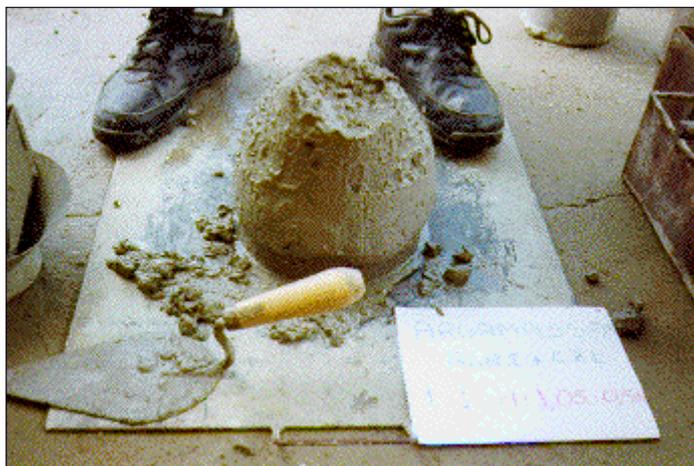
É de grande importância também para o bom andamento da dosagem, a seqüência de lançamento de materiais na betoneira. Propõe-se a seguinte seqüência: imprime-se inicialmente a betoneira, lança-se a brita natural, independente da quantidade em relação ao teor de substituição, e põe-se a betoneira em funcionamento, girando somente com a presença da brita natural. Após isso, é adicionado, aproximadamente, 50% da água potável com a betoneira em movimento. Parte-se agora para o lançamento do cimento, com a betoneira parada, a fim de evitar a fuga de cimento ao girar a betoneira novamente, tendo em vista a elevada finura do cimento. Um sistema simples e eficiente para que não ocorra a perda material é colocar uma lona na entrada da cuba da betoneira. Segura-se a lona durante um certo intervalo de tempo, 20 segundos já é o bastante. Após isso, adiciona-se mais água potável, aproximadamente 25% do total previsto, ou seja, metade do que sobrou após a primeira adição. Raspa-se o interior da cuba, para evitar a adesão do cimento em sua superfície interior. Em seguida, lança-se o agregado miúdo, a areia. Deve-se parar a betoneira, lançar o material e colocá-la novamente em funcionamento. Lança-se, finalmente, o restante da água potável. Após alguns instantes, a betoneira deve ser parada para se raspar novamente a superfície da cuba.

O último material a ser lançado na betoneira é o agregado reciclado, a fim de determinar a trabalhabilidade por meio do slump teste, para que se confirme o valor de abatimento de tronco de cone, conforme previamente convencionado no cálculo da dosagem.

### **Consideração sobre o Tempo de Mistura do Concreto e o Ensaio de Abatimento de Tronco de Cone (slump)**

O ensaio de abatimento de tronco de cone verifica, *in loco*, a consistência e a trabalhabilidade do concreto dosado. Os valores obtidos com o ensaio devem corresponder aos valores previamente especificados na fase dos cálculos da dosagem, a Figura 3.18 ilustra o ensaio de abatimento.

Na pesquisa, buscou-se observar a influência do tipo de concreto nos valores do ensaio de slump, isso porque a temperatura dos materiais e do ambiente, a velocidade e a umidade relativa do ar, bem como a composição do concreto, podem influenciar os valores do abatimento de tronco de cone.



**Figura 3.18** Abatimento do concreto com agregado reciclado.

Com o objetivo de avaliar o efeito do agregado reciclado incorporado ao concreto, avaliou-se a perda de abatimento dos concretos produzidos, definida como a perda de fluidez do concreto fresco com o passar do tempo. Ela ocorre quando a água livre de uma mistura é consumida por reações de hidratação, adsorção na superfície dos produtos de hidratação e evaporação. No caso de concretos com agregados reciclados, o principal fator de consumo da água livre parece ser a absorção por parte dos agregados.

Este ensaio foi realizado para os concretos de referência e para os concretos produzidos com agregados reciclados secos, devido à suspeita de que pudesse haver uma rápida perda na trabalhabilidade dos concretos com agregados secos, tendo em vista os valores de absorção mais altos desses agregados na primeira hora após a mistura.

As Tabelas 3.8, 3.9 e 3.10 mostram os abatimentos obtidos para cada mistura e as condições de ensaio verificadas para os ensaios de perda de abatimento dos concretos. Foram registradas as temperaturas da água e do cimento, a temperatura ambiente e a umidade relativa do ar.

A Figura 3.19 mostra a porcentagem do abatimento inicial verificada após uma hora de mistura.

Analisando as Tabelas 3.8 a 3.10 e a Figura 3.19, percebe-se que ocorreu uma perda de abatimento mais acentuada para os traços mais pobres, aqueles que incorporam maior quantidade de agregados em termos relativos. Isto parece fazer sentido, pois quanto maior a quantidade de agregados reciclados secos incorporados, mais água estes devem extrair da mistura, fazendo com que haja uma perda mais acentuada de abatimento nos instantes iniciais. Os concretos com agregados reciclados secos apresentaram perdas médias, após uma hora de mistura, de cerca de 15%, 21% e 30%, respectivamente, para os traços 1:3,5, 1:5,0 e 1:6,5. Em relação aos concretos de referência, as perdas foram cerca de

15%, 10% e 25% maiores, também para os traços 1:3,5, 1:5,0 e 1:6,5, respectivamente.

**Tabela 3.8** Abatimentos obtidos e condições de ensaio verificadas para os ensaios de perda de abatimento de concretos com traço 1:3,5.

Tempo (min.)	Abatimento (cm) – traço 1:3,5				
	Teor de substituição da brita				
	0%	25%	50%	75%	100%
0	8,0	7,0	8,5	9,0	8,0
15	8,5	6,5	8,5	8,5	7,5
30	8,5	6,0	7,5	8,5	7,5
45	8,0	5,5	7,0	7,5	7,5
60	8,0	5,5	7,0	7,5	7,0
Temperatura da água (°C)	20,0	21,0	18,0	23,0	23,0
Temperatura do cimento (°C)	22,0	20,0	19,0	24,0	22,0
Temperatura média do ambiente (°C)	21,8	18,9	18,9	24,2	23,2
Umidade relativa do ar média (%)	73,7	82,5	82,6	81,2	82,5

**Tabela 3.9** Abatimentos obtidos e condições de ensaio verificadas para os ensaios de perda de abatimento de concretos com traço 1:5,0.

Tempo (min.)	Abatimento (cm) – traço 1:5,0				
	Teor de substituição da brita				
	0%	25%	50%	75%	100%
0	8,0	7,0	7,5	7,5	8,5
15	8,0	6,5	7,5	7,5	8,0
30	8,0	5,5	7,5	6,5	7,5
45	7,5	5,5	7,5	6,5	7,0
60	7,0	5,0	6,5	6,0	6,5
Temperatura da água (°C)	19,0	21,0	20,0	22,0	20,0
Temperatura do cimento (°C)	20,0	20,0	21,0	22,0	21,0
Temperatura média do ambiente (°C)	18,1	20,9	19,6	23,0	19,3
Umidade relativa do ar média (%)	51,1	72,5	90,3	73,8	82,5

Tabela 3.10 Abatimentos obtidos e condições de ensaio verificadas para os ensaios de perda de abatimento de concretos com traço 1:6,5.

Tempo (min.)	Abatimento (cm) – traço 1:6,5				
	Teor de substituição dos agregados				
	0%	25%	50%	75%	100%
0	8,0	7,0	9,0	8,0	7,0
15	8,0	6,5	9,0	7,0	6,0
30	8,0	5,5	8,0	7,0	5,0
45	8,0	5,5	7,5	6,5	4,5
60	7,5	5,0	7,0	5,5	4,5
Temperatura da água (°C)	20,0	20,0	18,0	20,0	18,0
Temperatura do cimento (°C)	21,0	20,0	19,0	21,0	19,0
Temperatura média do ambiente (°C)	24,8	20,5	20,1	23,1	20,4
Umidade relativa do ar média (%)	61,8	76,5	81,5	58,3	58,3

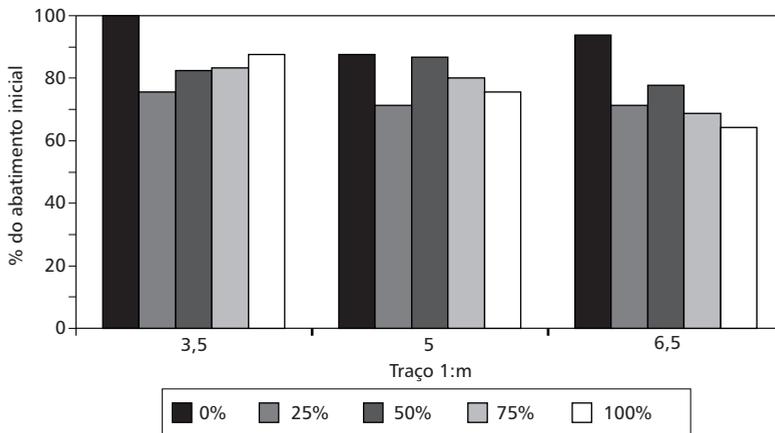


Figura 3.19 Porcentagem do abatimento inicial após uma hora de mistura.

O teor de substituição de agregados graúdos naturais por reciclados não influenciou significativamente as perdas de abatimento desses concretos. Os concretos produzidos com traços 1:3,5 e 1:5,0 apresentaram pequena variação de perda de abatimento entre os concretos, com substituições variando de 25%

a 100%. Note que os níveis de umidade relativa do ar, de um modo geral, mantiveram-se elevados e relativamente parecidos, facilitando as comparações de resultados.

Já para os concretos produzidos com traço 1:6,5, nota-se uma perda de abatimento ligeiramente maior à medida que aumenta o teor de substituição. O concreto com 50% de substituição apresentou menor perda em relação ao concreto com 25% de substituição, porém tal fato pode ser atribuído à umidade relativa do ar, bem mais alta durante a realização de seu ensaio.

Considerando que as perdas de abatimento são função da temperatura dos materiais e, indiretamente, da temperatura ambiente, e, ainda, da umidade relativa do ar, supõe-se que os altos valores de umidade do ar medidos e os valores médios baixos de temperatura, comuns para a região de Florianópolis, contribuam para a ocorrência de baixos valores de perda de abatimento nos concretos.

De modo geral, as perdas de abatimento dos concretos com agregados reciclados foram sempre maiores do que aquelas obtidas para os concretos de referência, durante a primeira hora após a mistura. Embora as perdas de abatimento verificadas para os concretos com agregados reciclados não tenham sido tão grandes a ponto de inviabilizar sua utilização, o fato de elas terem ocorrido certamente indica uma tendência, que deve ser seriamente considerada, principalmente em locais com clima quente e seco. Assim, deve-se tomar cuidado em locais onde a umidade relativa do ar esteja muito baixa e a temperatura ambiente, muito alta, fatos que podem acelerar a perda de abatimento dos concretos.

Como medida de precaução, considera-se prudente produzir, no caso de concretos pré-misturados com agregados reciclados secos, concretos com abatimentos iniciais mais altos que os necessários para a concretagem, a fim de prevenir qualquer tipo de perda de trabalhabilidade significativa.

O consumo de cimento dos concretos produzidos variou de acordo com cada traço (Figura 3.20), em virtude da não fixação da relação água/cimento. Porém, os valores de consumo de cimento, como já era esperado, se mostraram bastante próximos nos concretos com traços similares, apresentando, em geral, variações inferiores a 3% do consumo individual. Foi utilizada a relação água/cimento efetiva para o cálculo do consumo de cimento. Para o traço 5,5, chegou-se a valores de consumo de cimento de 323 kg/m<sup>3</sup>.

### **3.5.3.5 Relação entre o Consumo de Cimento e a Resistência à Compressão**

A Figura 3.21 mostra uma relação entre a resistência à compressão aos 28 dias e o consumo de cimento de cada concreto produzido, com agregados reciclados secos e saturados, respectivamente.

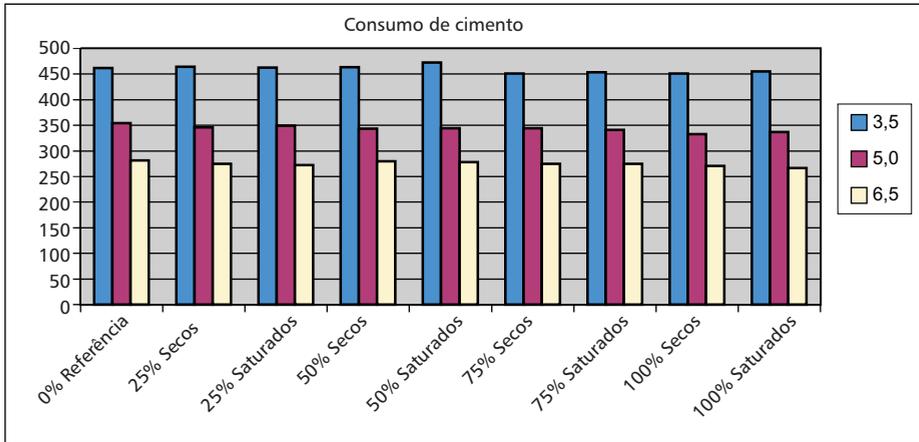


Figura 3.20 Consumo de cimento por metro cúbico de concreto.

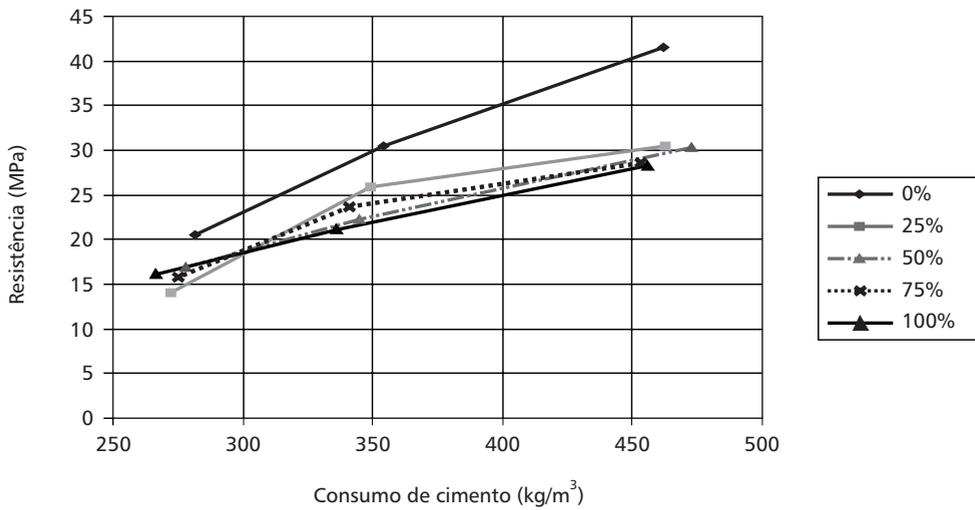
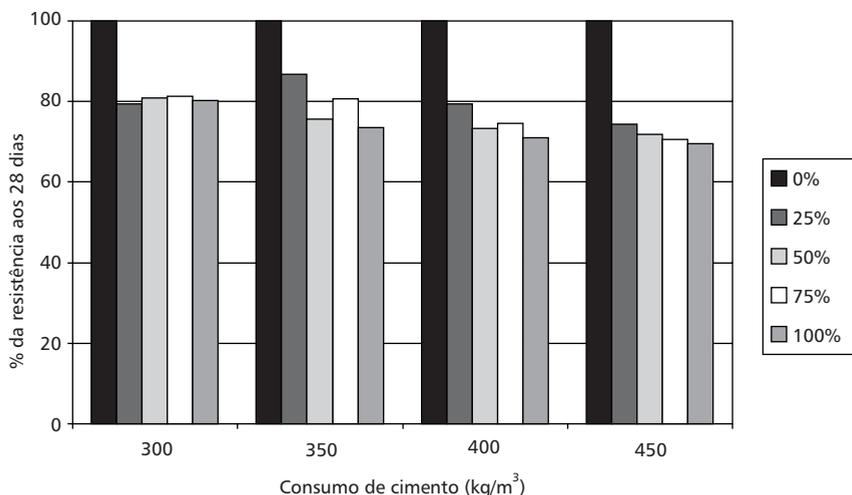


Figura 3.21 Relação da resistência à compressão aos 28 dias com o consumo de cimento dos concretos produzidos com agregados reciclados saturados.

Na Figura 3.21, percebe-se um distanciamento maior de resistências entre os concretos de referência e os concretos com agregados reciclados, conforme os concretos se tornam mais ricos.

Para efeito comparativo, obteve-se, por interpolação direta, os valores de resistências dos concretos para os níveis de consumo de 300, 350, 400 e 450 kg de cimento por metro cúbico de concreto. Tomou-se a referência 100 para os concretos produzidos somente com agregados naturais e plotou-se em um gráfico as respectivas resistências dos concretos produzidos com agregados reciclados. Os resultados encontram-se representados na Figura 3.22.



**Figura 3.22** Porcentagem da resistência à compressão, aos 28 dias, dos concretos com agregados reciclados saturados, em relação aos concretos de referência.

Percebe-se claramente que as perdas de resistência, em termos porcentuais, são menores para os concretos mais pobres com o mesmo consumo de cimento. De modo geral, os concretos com agregados reciclados contendo 300 kg/m<sup>3</sup> de cimento apresentaram uma resistência média de 82,40% em relação aos concretos de referência, ao passo que para concretos com consumos de 450 kg/m<sup>3</sup>, esse índice caiu para 73,57%.

Isso deve ocorrer em virtude da menor resistência dos agregados em relação à pasta.

### Curva de Abrams

A curva de Abrams é a relação entre as resistências à compressão e suas respectivas relações água/cimento. É de grande importância o formato dessa curva, pois ela pode indicar tendências e ser utilizadas em futuras dosagens de concreto. A Lei de Abrams admite que a resistência de um concreto é inversamente proporcional a sua relação água/cimento, segundo a fórmula:

$$f_c = \frac{K1}{K2^{a/c}}$$

em que:

$f_c$  = resistência;

$a/c$  = relação água/cimento;

$K1$  e  $K2$  = constantes empíricas.

A Figura 3.23 apresenta as Curvas de Abrams obtidas para os concretos com agregados reciclados saturados.

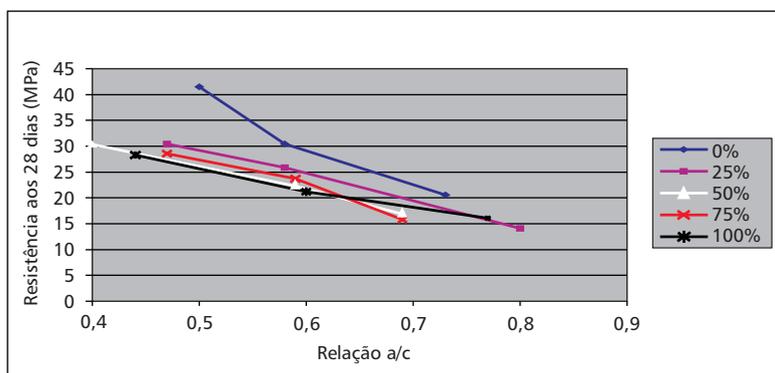


Figura 3.23 Curva de Abrams para concretos produzidos com agregados reciclados saturados.

Percebe-se que para os concretos com agregados reciclados, há uma maior redução das resistências dos concretos com relações água/cimento mais baixas, em relação aos concretos de referência. Isso faz com que a curva de Abrams para os concretos com agregados reciclados apresente tendência de ser mais horizontal, aproximando-se de uma reta. A redução da relação água/cimento, nestes casos, proporciona aumentos de resistência relativamente menores do que para os concretos com agregados naturais, porque o agregado reciclado limita a resistência do concreto com ele produzido.

### Lei de Lyse

A Lei de Lyse empregada no Brasil diz que a consistência de um concreto, medida pelo abatimento do tronco de cone (slump), permanece constante, independente da riqueza da mistura, se for mantido constante o tipo e a graduação dos agregados, o teor de argamassa e a relação **água/materiais secos (H)**. A partir dessa consideração, o método admite que a relação entre a variação do traço (**m**)

em função da relação água/cimento é linear, apresentando uma reta para cada valor de  $H$ .

Com o intuito de verificar essas relações para os concretos produzidos com agregados reciclados, bem como comparar os resultados das diferentes dosagens de concretos com agregados reciclados com as dosagens dos concretos de referência, plotou-se na Figura 3.24 os resultados obtidos para a Lei de Lyse.

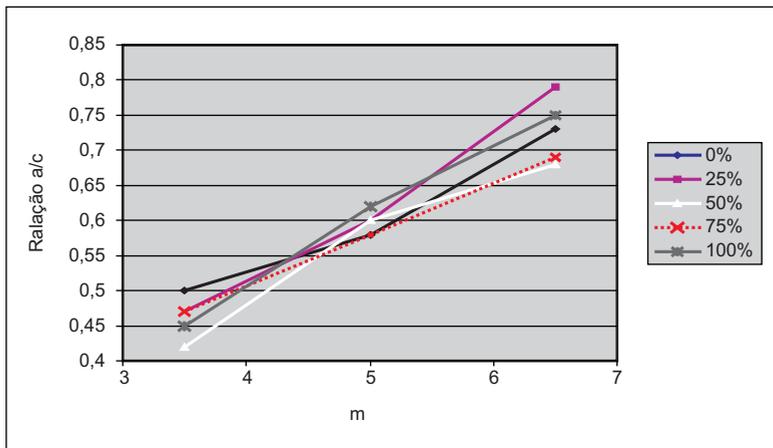


Figura 3.24 Variação da relação água/cimento conforme o traço empregado.

Pela análise visual da Figura 3.24, percebe-se que as variações dos traços  $m$  com as respectivas relações água/cimento seguem uma tendência de linearidade. Os valores de correlação linear  $r^2$  encontrados para os teores de substituição de 0%, 25%, 50%, 75% e 100%, foram, respectivamente, os seguintes: 0,97, 0,988, 0,953, 1,0 e 0,994. Nota-se que todos os valores ficaram bastante próximos de 1, confirmando a tendência de linearidade.

Pela análise dos resultados da Lei de Lyse, observou-se que a relação  $H$ , água/materiais secos, apresentou variações bastante pequenas para os diferentes traços.

Portanto, conclui-se, pela análise da Figura 3.24, que a Lei de Lyse é válida para os concretos produzidos com agregados reciclados de concreto, seguindo as mesmas tendências verificadas para os concretos produzidos com agregados naturais.

### Lei de Molinari

A Lei de Molinari relaciona o consumo de cimento por metro cúbico com o traço utilizado para os concretos. A Figura 3.25 mostra o comportamento verificado para os concretos com agregados reciclados e naturais.

A análise da Figura 3.25 revela que os concretos com agregados reciclados seguiram a mesma tendência de comportamento dos concretos produzidos com agregados naturais, no que se refere à relação entre o consumo de cimento e o traço empregado.

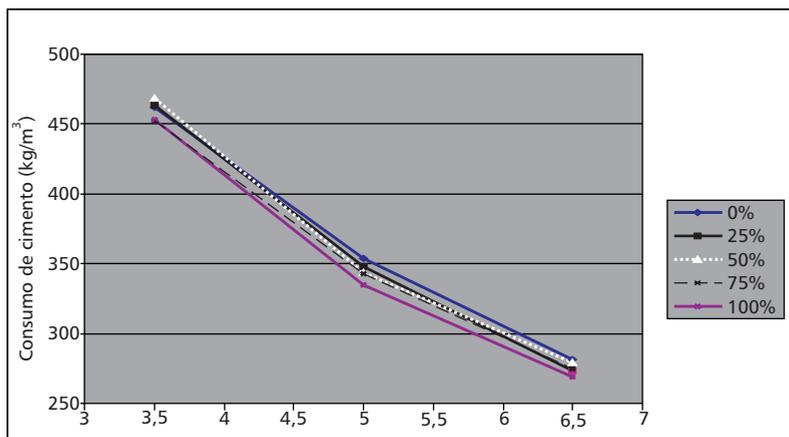


Figura 3.25 Consumo de cimento por metro cúbico de acordo com o traço empregado.

### 3.5.3.6 Produção de Argamassas

#### Obtenção do Agregado

O estudo teve por finalidade avaliar o potencial de uso do entulho reciclado na produção de argamassas de revestimento. Tendo em vista a composição diversificada dos entulhos, mistura de diversos materiais, nem todos apresentam características minerais para uso como agregado reciclado, como, por exemplo, papel, madeira, gesso etc. O entulho proveniente de empresas coletoras de entulho foi selecionado separando-se os materiais em famílias. A primeira família foi composta pelo entulho contendo material cerâmico (parede, tijolo, telhas etc.) e outra, pelo material cimentante (argamassa endurecida, blocos de concreto, concreto, contra-piso etc.). Por intermédio dessa separação, obteve-se os agregados reciclados denominados **AGR I** e **AGR II**, conforme especificado.

Para obter o agregado que comporá as argamassas, o entulho passou por uma triagem em que foram separadas as porções de material cerâmico **AGR I** (entulho composto por tijolo, tijolo com pequena parcela de argamassa aderida e telha) e as porções de material cimentado **AGR II** (entulho composto por resto de concreto, argamassa endurecida e bloco de concreto). Os materiais separados para compor os agregados **AGR I** e **AGR II** foram britados e sele-

cionados para compor as argamassas com a fração passante na peneira de abertura de malha 4,8 mm.

A fim de verificar se os agregados reciclados **AGR I** e **AGR II** eram materiais que poderiam ser enquadrados como inertes, realizou-se o teste de lixiviação e solubilização no Grupo Valores (Valorização de Resíduos na Construção) e, após filtragem no Laboratório de Engenharia Sanitária (ENS), o líquido foi encaminhado ao Laboratório de Química da Universidade Federal de Santa Catarina. Os ensaios foram realizados conforme procedimento especificado pelas NBRs 10005 e 10006. Na Tabela 3.11 são apresentados os resultados obtidos nos agregados reciclados do entulho.

**Tabela 3.11** Ensaio de lixiviação e solubilização.

Elemento	Lixiviação		Solubilização	
	AGR I	AGR II	AGR I	AGR II
Níquel	Não detectado	Não detectado	Não detectado	Não detectado
Fluoreto	0,512 ppm	0,725 ppm	0,411 ppm	0,280 ppm
Cloreto	3,04 ppm	1,86 ppm	13,7 ppm	7,29 ppm
Cádmio	Não detectado	Não detectado	Não detectado	Não detectado
Ferro	Não detectado	Não detectado	Não detectado	Não detectado
Sulfato	90,51ppm	45,82 ppm	189,9 ppm	42,67 ppm
Zinco	0,02 ppm	0,01 ppm	Não detectado	Não detectado
Potássio	24,5 ppm	18,3 ppm	52,5 ppm	63,0 ppm
Amônia	Não detectado	Não detectado	1,35 ppm	1,72 ppm
Chumbo	Não detectado	Não detectado	Não detectado	Não detectado
Cromo total	Não detectado	Não detectado	Não detectado	Não detectado
Alumínio	Não detectado	Não detectado	1,43 ppm	3,85 ppm

Conforme os resultados dos ensaios, os agregados reciclados do entulho não apresentaram substâncias nocivas acima do limite estabelecido pelo padrão de potabilidade da água. Foram, então, produzidas argamassas com dosagem normalmente utilizada em obras, empregando-se os traços 1:1:6 e 1:2:9

(cimento:cal:areia), traço em volume. As argamassas foram compostas pelas dosagens com 100%, 30% e 50% de agregado reciclado em substituição à areia, e o comportamento foi avaliado em comparação a argamassas produzidas com areia convencional e areia normalizada do IPT, Tabela 3.12.

O gráfico da Figura 3.26 apresenta as curvas granulométricas dos agregados empregados na preparação das argamassas.

Tabela 3.12 Relação entre traços em volume e massa das argamassas ensaiadas.

Agregado		Traço em volume (cimento:cal:agregado)	
AGR I	Composição %	1:1:6	1:2:9
	100	1:0,6085:5,8191	1:1,2171:8,7287
	30	1:0,6085:6,2461	1:1,2171:9,3691
	50	1:0,6085:6,5307	1:1,2171:9,7960
AGR II	100	1:0,6085:6,3245	1:1,2171:9,4868
	30	1:0,6085:6,5999	1:1,2171:9,8998
	50	1:0,6085:6,7834	1:1,2171:10,1751
Areia natural		1:0,6085:6,7653	1:1,2171:10,1480
Areia do IPT		1:0,6085:7,2423	1:1,2171:10,8634

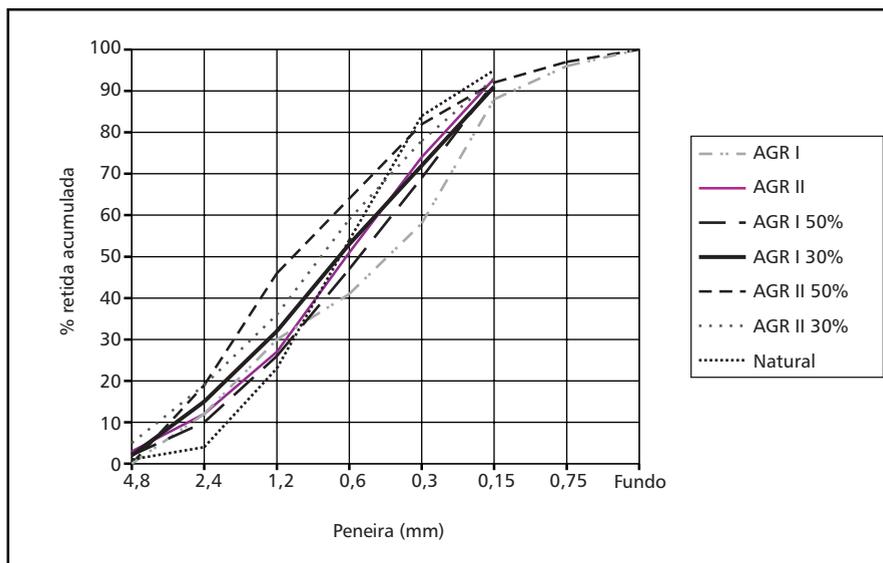


Figura 3.26 Granulometria dos agregados investigados.

As argamassas foram confeccionadas com os seguintes materiais: cimento Portland CP II F 32, cal hidratada, entulho reciclado e areia do IPT para compor as frações.

As argamassas foram moldadas em moldes cilíndricos metálicos de 5 cm de diâmetro por 10 cm de altura. Os corpos-de-prova foram mantidos em câmara úmida, até a idade de ruptura, conforme apresentado na Figura 3.27.



**Figura 3.27** Cura dos corpos-de-prova (câmara úmida).

Em relação ao comportamento das argamassas, é importante avaliar sua aplicabilidade, investigando seu comportamento quando recém-lançada na parede.

O procedimento de ensaio seguiu as prescrições da NBR 13528 (1995) – Revestimentos de paredes e tetos de argamassas inorgânicas – Determinação da resistência de aderência à tração. No ensaio de aderência à tração, a argamassa foi aplicada sobre chapisco, traço 1:3 (cimento:areia grossa), em substrato (painel) de tijolos cerâmicos. As argamassas testadas tiveram idades de 28 dias de cura. Para o arrancamento utilizou-se corpos-de-prova cilíndricos com 50 mm de diâmetro, tracionados com taxa de carregamento de 5 N/s.

O arrancamento foi realizado por meio de equipamento de tração hidráulico e os dados foram obtidos por meio de dispositivo digital para leitura de carga. As Figuras 3.28, 3.29 e 3.30 ilustram a montagem efetuada para a realização dos ensaios e as Tabela 3.13 e 3.14 apresentam os resultados dos ensaios de arrancamento.

Segundo análise dos valores de resistência, a aderência dos corpos-de-prova que tiveram forma de ruptura na interface argamassa/substrato, produzido com traço 1:1:6 conclui-se que as argamassas produzidas com o agregado **AGR II** alcançaram a maior resistência, seguido pelo **AGR I**, sendo o desempenho da argamassa com agregado reciclado melhor que o da areia natural.

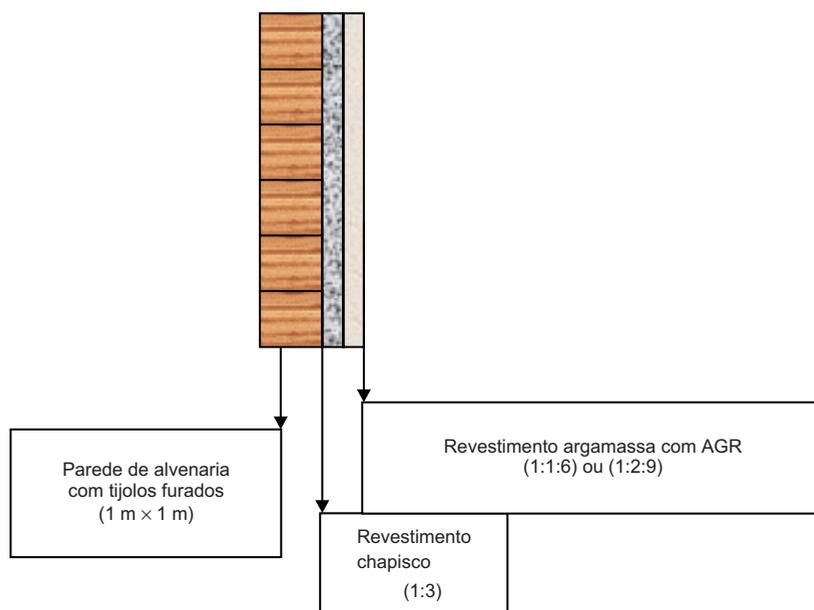


Figura 3.28 Esquemática das paredes montadas para os ensaios de aderência.



Figura 3.29 Equipamento utilizado no ensaio de aderência.



Figura 3.30 Forma de ruptura dos corpos-de-prova.

Tabela 3.13 Resistência à aderência das argamassas com agregado reciclado de entulho.

Corpo-de-prova		Carga N	Seção (mm <sup>2</sup> )	Tensão (Mpa)	Forma de ruptura	Espessura do revestimento (mm)
Componente	Traço					
AGR I	1:1:6	669	1.963,5	0,34	a	10,5
		446		0,23	a	12
		697		0,35	a	9,5
		662		0,34	a	14,75
		309		0,16	a	11,5
		302		0,15	a	10
AGR II	1:1:6	881		0,45	a	9
		717		0,36	a	8
		577		0,29	a	12
		802		0,41	b	10
		478		0,24	a	13,5
		736		0,37	a	11,5
Natural	1:1:6	17		0,009	a	15
		301		0,15	a	12
		469		0,24	a	11
		380		0,19	a	12,5
		586		0,30	a	13,5
		420		0,21	a	13,5
Natural	1:2:9	523	0,27	a	10,5	
		295	0,15	b	11	
		509	0,26	a	10	
		245	0,12	b	10,5	
		82	0,04	b	12,5	
		426	0,22	a	16,5	

Observação: Quanto à forma de ruptura:  
a – ruptura na interface argamassa/substrato;  
b – ruptura da argamassa de revestimento;  
c – ruptura do substrato;  
d – ruptura na interface revestimento/cola;  
e – ruptura na interface cola/pastilha.

Tabela 3.14 Resistência à tração para os corpos-de-prova com ruptura “a”.

Corpo-de-prova		Carga (N)	Seção (mm <sup>2</sup> )	Tensão de ruptura (Mpa)	Média (Mpa)
Componente	Traço				
AGR I	1:1:6	669	1.963,5	0,34	0,26
		446		0,23	
		697		0,35	
		662		0,34	
		309		0,16	
		302		0,15	
AGR II	1:1:6	881		0,45	0,34
		717		0,36	
		577		0,29	
		478		0,24	
		736		0,37	
Natural	1:1:6	301		0,15	0,22
		469	0,24		
		380	0,19		
		586	0,30		
		420	0,21		
Natural	1:2:9	523	0,27	0,25	
		509	0,26		
		426	0,22		

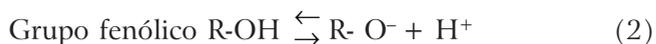
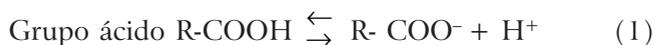
### 3.6 Experiências em Escala Real

As características mínimas estabelecidas na década de 70 para adubação orgânica em substituição à adubação mineral, são de 3,0% de N, 3,4% de P<sub>2</sub>O<sub>5</sub>, 2,4% de K<sub>2</sub>O e 2,8% de CaO (Tedesco & Stammel, 1986).

O lodo de esgotos é um dos resíduos mais estudados em seus aspectos de aplicação no solo e nas inter-relações solo–planta–animal (e o homem). Em 1978, aproximadamente, 23% do lodo produzido nas estações de tratamento nos Estados Unidos era aplicado no solo; em 1986, o percentual passou para mais de 50%.

O lodo proveniente de estações de tratamento de esgotos domésticos pode ser fonte apreciável de nitrogênio e fósforo para as plantas, tendo, entretanto, às vezes, altos teores de elementos tóxicos e organismos patogênicos.

O valor fertilizante de adubos orgânicos depende do teor de nutrientes e da forma como eles se encontram. O efeito da adubação orgânica pode ser observado em solos com propriedades físicas inadequadas ao crescimento das plantas. É necessário observar que os mesmos cuidados referentes à adubação química devem ser tomados na adubação orgânica, pois alguns substratos, quando aplicados continuamente, podem levar a altas concentrações de metais pesados. Segundo Kiehl (1985), a adição de compostos orgânicos ao solo aumenta a CTC, uma vez que o húmus é o principal responsável pelas cargas negativas dos solos. Esta capacidade tem sua origem nas cargas negativas oriundas da dissociação de  $H^+$  de grupos ácidos e fenólicos (Mello *et al.*, *apud* Bidone, 1995):



Pela adição de bases, as reações (1) e (2) tendem para a direita (devido à neutralização dos hidrogênios ionizados), aumentando o número de cargas negativas disponíveis, as quais serão neutralizadas por essas bases (adsorvidas).

Sabe-se que os avanços progressivos da estabilização e da humificação aumentam a CTC, podendo esta alcançar valores entre 200 e 400 me/100 g (Kiehl, 1985), ou mais elevados. Sabe-se também que os cátions adsorvidos pelo húmus ou pela argila do solo são menos lavados ou lixiviados pela água da chuva que atravessa o perfil, mas também podem ser perdidos por trocas por outros cátions (Kiehl, 1993).

O benefício agrícola da aplicação de lodos em solos deve-se, principalmente, ao teor de nitrogênio observado nesse resíduo; no entanto, teores elevados podem afetar a qualidade das águas subterrâneas pela lixiviação do nitrato, bem como pela contaminação do solo. Para evitar os efeitos adversos do uso direto de lodo em solos agrícolas e ajustar os teores de carbono e nitrogênio dos resíduos verdes e da Cesa na compostagem, foi realizado o estudo da codisposição desses resíduos, após sua mistura em quantidades julgadas adequadas.

A compostagem dos resíduos codispostos pode amenizar impactos negativos da compostagem isolada dos resíduos. O uso agrícola do lodo, por exemplo, pode contaminar o solo com patógenos ou metais pesados; atração de vetores e emissão de odores também são inconvenientes, além do aspecto de aceitação pela população. A presença de metais pesados no lodo de esgoto tem sido uma grande preocupação em relação a seu uso agrícola; alguns pesquisadores concluíram, entretanto, que durante a compostagem, na humificação da matéria orgânica, ocorre o fenômeno de quelatação de elementos metálicos na fração húmica do composto, ou seja, os metais ficam quimicamente retidos na estrutura dos compostos húmicos (Stentiford & Pereira Neto, 1993).

A relação C/N ideal para processar a compostagem é de 30/1. Assim, os resíduos verdes, por possuírem essa relação relativamente alta (lenta degra-

dabilidade), se aplicados no solo ainda não estabilizados, podem assimilar o nitrogênio deste e prejudicar o crescimento das plantas.

Na compostagem, tanto o lodo como o resíduo da Ceasa, podem isoladamente não responder positivamente ao processo, devido a sua elevada umidade. O lodo, ainda que desidratado em leito de secagem, chega ao teor máximo de umidade de 70%. Os resíduos da Ceasa, por constituírem-se basicamente de restos de vegetais (frutas, verduras e produtos agrícolas em geral), possuem teores de umidade de 80% a 90%. Portanto, ambos apresentam concentrações de umidade superior à ideal para a compostagem (ao redor de 55%); este excesso de umidade provoca a compactação das leiras (diminuindo vazios), facilitando a anaerobiose, com geração de odores desagradáveis e sem a higienização do material em degradação.

Verifica-se, assim, que a compostagem em codisposição pode minimizar alguns inconvenientes da compostagem isolada dos resíduos, bem como melhorar o teor de nutrientes e microrganismos para o processo de biodegradação.

### **3.6.1 Leiras de Compostagem Sistema *Windrow***

O sistema de compostagem *windrow* tem sido utilizado pela maioria dos municípios que possuem unidades de triagem e compostagem de resíduos urbanos, em função de exigir baixos valores de investimentos em sua implantação e operar a baixos custos. A maioria das usinas em operação no Brasil utiliza esse processo, o qual, conforme já referido anteriormente, é um método de compostagem que consiste em pilhas/leiras com alturas predeterminadas e configuração definida. Nelas, o controle da umidade (se excessiva), quando se está compostando resíduos sólidos orgânicos urbanos, é obtido por meio de revolvimentos sistemáticos e periódicos, manuais ou mecânicos, que permitem o contato da massa de resíduo interna à pilha/leira com o ar atmosférico; se insuficiente, durante o revolvimento é feita a irrigação, com água bruta de boa qualidade e, em alguns casos, com o próprio percolado gerado nas leiras (agente inoculante). No presente caso, o conhecimento nacional e a experiência do DMLU da prefeitura de Porto Alegre foram agentes indutores da adoção do método como solução para sua unidade de compostagem, que opera na capital gaúcha desde janeiro de 2001.

#### **3.6.1.1 Descrição da Unidade de Triagem e Compostagem de Resíduos Sólidos Urbanos de Porto Alegre**

A unidade de triagem e compostagem constitui-se basicamente por:

- unidade de triagem e armazenamento;
- unidade de compostagem;
- unidade de peneiramento.

Há outras instalações essenciais, como o prédio administrativo, os refeitórios, os vestiários, as salas de almoxarifado, a garagem, o reservatório e

a subestação transformadora. Foi necessário construir galpões para armazenagem de composto.

A unidade de triagem instalada tem capacidade para atender, inicialmente, 100 t/d de resíduo domiciliar, com rendimento de 40% de material triado na esteira (10% de reciclado e 30% de rejeito), resultando em 60% de matéria orgânica a ser compostada. A operação é realizada em dois turnos de seis horas.

A concepção técnica da unidade baseia-se na separação manual dos resíduos em esteira de catação com um número mínimo de equipamentos: guincho hidráulico, moega dosadora, esteira, prensas e peneira.

Os processos de reciclagem comumente utilizados para os resíduos domésticos envolvem a utilização desses equipamentos essenciais para uma eficácia na separação de materiais.

Para o beneficiamento dos materiais, são utilizadas prensas com o objetivo de melhorar seu transporte e armazenamento.

A área total da unidade de triagem e compostagem é de, aproximadamente, 10 ha, com 7 ha de área útil. As construções ocupam uma área de 1.800 m<sup>2</sup>, e o pátio de compostagem possui uma área de 5 ha.

### **Recepção**

O resíduo bruto é descarregado diretamente pelos caminhões coletores no fosso receptor de concreto, coberto e com drenagem de fundo, com capacidade compatível com a quantidade a ser processada diariamente.

### **Dosagem**

A dosagem do fluxo do resíduo é realizada por meio de um carregador hidráulico tipo póliplo, que transfere o material para o cone dosador – moega metálica –, o qual distribui os resíduos na esteira de catação.

### **Triagem**

Os sacos de resíduos são colocados nos transportadores mecânicos de correia contínua – duas esteiras de catação com comprimento de 30 m, largura de 1,20 m e 2,15 m de desnível entre o piso e a passarela.

A separação dos materiais recicláveis é realizada por grupos de catadores, dispostos em ambos os lados da esteira, vestidos com equipamentos apropriados de proteção individual.

Prevista, inicialmente, para processar 100 t/d de resíduo domiciliar, exige aproximadamente 180 pessoas para a realização de triagem, transporte, armazenamento e prensagem dos materiais recicláveis e dos rejeitos.

A operação do processo de separação é realizada continuamente, conforme a chegada dos caminhões de coleta. São previstas descargas noturnas, a fim de abastecer a esteira nas primeiras horas do dia.

Materiais recicláveis, como papel, papelão, vidro, metais e plásticos, são colocados em caixas receptoras (bicas metálicas da esteira), ou bombonas, recolhidos por gravidade em carrinho de transporte e removidos, sempre que necessário, para os boxes de armazenamento.

Embora a concepção da unidade admita que diversos detalhes, inerentes à dinâmica do trabalho, venham a ser estabelecidos ou redefinidos em conjunto com o grupo de catadores, para as condições projetadas, o rendimento mínimo esperado do processo é:

- tempo de catação: 12 horas;
- número de caminhões processados: 20;
- carga média por caminhão: 5 toneladas;
- carga total processada: 100 toneladas;
- carga mínima triada de material reciclável (5%): 5 t/d;
- carga mínima triada de rejeito (30%): 30 t/d.

### **Prensagem e Armazenamento**

A área destinada à prensagem e ao armazenamento dos materiais recicláveis compreende aproximadamente 250 m<sup>2</sup>. A unidade de armazenamento de fardos foi concebida tendo em vista que muitas vezes a comercialização do material reciclado pode ser melhor viabilizada em determinadas épocas.

Foram adquiridos, para tanto, os seguintes equipamentos: três prensas hidráulicas verticais para papel, papelão e plástico fino e uma prensa hidráulica horizontal de metais. O transporte de rejeitos e recicláveis é realizado por bombonas e carrinhos para os boxes de prensagem.

Após o beneficiamento, os materiais enfardados são conduzidos aos boxes de armazenamento, aguardando a comercialização.

### **Unidade de Peneiramento**

Foi construído um pavilhão com 200 m<sup>2</sup>, sendo 100 m<sup>2</sup> reservados à recepção/descarga e 100 m<sup>2</sup> para o descarregamento da peneira. Nessa unidade foi instalada uma peneira com 5 metros de comprimento e diâmetro de 1,6 metro, dimensionada para operar 100 t/d de resíduo domiciliar.

### **Garagem**

Foi construído um pavilhão com 150 m<sup>2</sup> de área. São guardados, nessa unidade, os veículos e os equipamentos utilizados na unidade de triagem e compostagem dos resíduos sólidos domiciliares.

### **Administração, Refeitório e Vestiários**

Foram instalados dois prédios para atender à administração da unidade de triagem e compostagem dos resíduos sólidos domiciliares.

## Descrição da Operação

Os resíduos sólidos, após passarem pela operação de catação em esteira, serão encaminhados à unidade de compostagem. Nesta primeira etapa, catação em esteira, será retirada a maior quantidade possível de rejeito com os objetivos de diminuir a quantidade de materiais indesejáveis no processo de compostagem, garantindo um composto de melhor qualidade, e de aumentar a capacidade do pátio, ou seja, garantir um ciclo mínimo de cem dias para as diferentes fases do processo.

O projeto proposto prevê redes de drenagem subterrânea, superficial e pluvial, além de um sistema de redução da poluição com o armazenamento do efluente mais concentrado, oriundo da lavagem das leiras durante os primeiros minutos das chuvas intensas.

Durante a compostagem, é fundamental o controle de alguns aspectos, como a umidade e a temperatura. Para controlar o teor de umidade das leiras, é empregada a variação do formato destas e o uso da água, captada do próprio pátio e armazenada nos tanques para irrigação em períodos de estiagem. Já para o controle da temperatura, é utilizado o sistema de aeração por revolvimento e irrigação das leiras com equipamento acoplado a um trator de pneus.

Após a maturação, última fase do processo, os resíduos são encaminhados à unidade de peneiramento, em que o composto é separado do rejeito por meio de peneira rotativa. Concluída essa etapa, o rejeito é encaminhado à estação de transbordo, localizada na mesma área, para ser transportado ao aterro sanitário, e o composto é fornecido a agricultores da região.

O processo de compostagem, se corretamente conduzido, não deve gerar chorume; porém, nos dias de chuva intensa, é possível ocorrer a lixiviação de um líquido, com alta concentração de orgânicos. Por isso, a área destinada a esse fim deve ser o máximo impermeável possível.

Nos dias de chuvas intensas, é admissível a geração desse percolado com carga orgânica considerável. Para o controle e o tratamento desse efluente, foram instalados quatro tanques nos locais de menores cotas de cada setor, que têm a finalidade de captar esses líquidos por gravidade, pela rede de drenagem, para posterior recirculação, a fim de manter a umidade ideal das leiras. Essa recirculação é feita com o emprego de um tanque com bomba de recalque (distribuidor de lixiviado) acoplado a um veículo de transporte (trator de pneus), esse sistema é o mais apropriado, devido à extensão do pátio de compostagem, a implantação de outro método gera inconvenientes como manutenção, guarda e operação de equipamentos fixos.

Os tanques foram revestidos com manta de PEAD e seu dimensionamento foi realizado por intermédio de estudos do balanço hídrico e da formação de lixiviado. O revolvimento das leiras é realizado por uma retroescavadeira. A

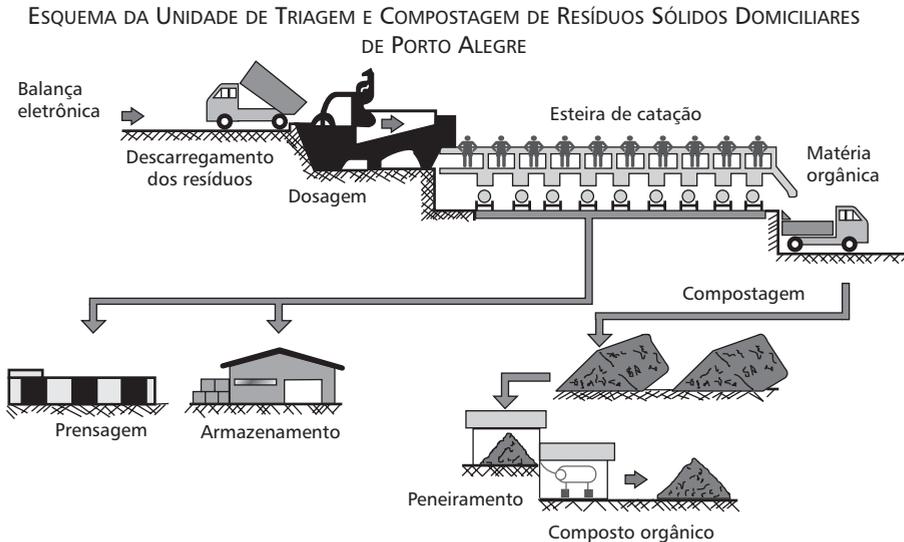
freqüência de revolvimentos é de três vezes por semana, na fase termofílica, duas vezes na fase mesofílica e uma vez por semana na maturação para diminuir a umidade do composto; a freqüência é determinada pela temperatura e pelo período de compostagem.

O transporte do material das leiras para a unidade de peneiramento e desta para o pátio de armazenamento de composto é realizado com caminhão e carreta acoplada a trator.

O processo de compostagem desenvolvido na unidade é aeróbio, com aeração e umidade controladas.

Os resíduos orgânicos provenientes da coleta domiciliar, previamente triados na esteira, são codispostos no pátio de compostagem com resíduos de podas e resíduos orgânicos especiais (supermercados e Ceasa). Os resíduos de podas (após trituração) formam a base e a cobertura das leiras para controle da umidade excessiva e da proliferação de vetores.

Nas Figuras 3.31, 3.32, 3.33 e 3.34, são apresentadas esquematicamente as diversas operações da UTC, como a triagem, o pátio de compostagem em operação e o peneiramento do composto, respectivamente.



**Figura 3.31** Configuração esquemática da unidade de triagem e compostagem.



Figura 3.32 Operação de triagem na unidade de triagem e compostagem.



Figura 3.33 Pátio de compostagem antes e após o início da operação.



Figura 3.34 Peneiramento da unidade de triagem e compostagem

### 3.6.1.2 Montagem das Leiras em Escala Real

Em função dos resultados obtidos em escala piloto nas pesquisas que fundamentaram a elaboração do presente texto, as leiras de compostagem em escala real foram montadas no pátio de compostagem do DMLU, onde está instalada a unidade de triagem e compostagem de resíduos sólidos urbanos. Os volumes de resíduos de poda utilizados provieram da SMMAM (Secretaria Municipal de Meio Ambiente) de Porto Alegre, a partir da coleta normalmente realizada por esse órgão e pelo DMLU. Os volumes de esterco suíno, utilizados nesta etapa em substituição aos lodos de esgoto, foram de 80 litros em cada leira, a cada rega semanal.

As misturas de resíduos de poda (chamados resíduos verdes (RV), após a cominuição) com resíduos da Ceasa (RC), foram preparadas no pátio de compostagem da UTC (Unidade de Triagem e Compostagem) de Porto Alegre, em proporções variáveis em peso de cada material. As misturas permitiram, então, a montagem de leiras de compostagem, construídas à intempérie, com dimensões de  $2,50 \times 2,50$  m em planta e altura inicial entre 1,50 e 2,00 m, com formato triangular.

A proporção de resíduos adotada foi de 40% de resíduo verde (RV), 60% de resíduo da Ceasa (RC) e 80 litros de esterco úmido de suíno (a 3% de

sólidos) adicionados semanalmente para reposição da umidade, inoculação e adição de nutrientes. As massas postas em cada leira são apresentadas na Tabela 3.15. Foi utilizado o formato piramidal, com base de  $2,00 \times 2,00$  m e 1,5 m de altura.

Cada tipo de resíduo foi pesado com veículo de transporte (caminhão) na balança eletrônica da Estação de Transbordo do DMLU antes de ser colocado na leira.

**Tabela 3.15** Quantidades mássicas e proporções utilizadas nas leiras da compostagem.

Nº da leira	Resíduo da Ceza		Resíduo verde	
	kg	%	kg	%
1A*	770	53,44	540	46,56
1B*	910	58,71	640	41,29
2A*	850	55,55	680	44,45
2B*	860	58,90	600	41,11
3A**	810	50,62	790	49,38
3B**	1.000	61,73	620	38,27

*Observação:* Os experimentos B são repetições dos experimentos A.

\* Leiras sistema *windrow*.

\*\* Leiras estáticas aeradas naturalmente, referidas aqui somente por terem sido montadas simultaneamente com as demais. São abordadas em detalhe na Seção 3.6.2.

Para o acompanhamento da compostagem pelo sistema *windrow* em escala real, foram montadas quatro leiras, sendo que, a cada duas leiras, foi alterado o sistema de compostagem.

A configuração geométrica das leiras no início da montagem é apresentada nas Figuras 3.35 e 3.36. Duas leiras (1A e 1B) sofreram reviramento mecânico (sistema *windrow*) três vezes por semana e controle de umidade com irrigação por meio da adição de esterco suíno, durante a fase termofílica, e uma vez por semana na maturação. Duas leiras (2A e 2B) sofreram reviramento mecânico (sistema *windrow*) uma vez por semana e controle da umidade por meio da irrigação com adição de esterco suíno.

### 3.6.2 Leiras de Compostagem Estáticas Aeradas Naturalmente

A fim de estabelecer possibilidades de comparação do processo das leiras operadas no sistema *windrow* com métodos de operação diferenciados, montou-se com os mesmos resíduos leiras estáticas aeradas naturalmente. Estas tiveram a mesma configuração geométrica das leiras tipo *windrow*; as quantidades postas nas leiras são apresentadas na Tabela 3.15. Essas leiras, denominadas 3A e 3B,

foram montadas da seguinte forma: instalou-se tubos perfurados (100 mm) que, em contato com a atmosfera, conduzem o ar para o interior da leira; o controle de umidade foi realizado por meio de irrigação com adição de esterco suíno (Figura 3.37). A configuração geométrica das leiras é apresentada na Figura 3.38.



Figura 3.35 Montagem das leiras de compostagem tipo *windrow*.

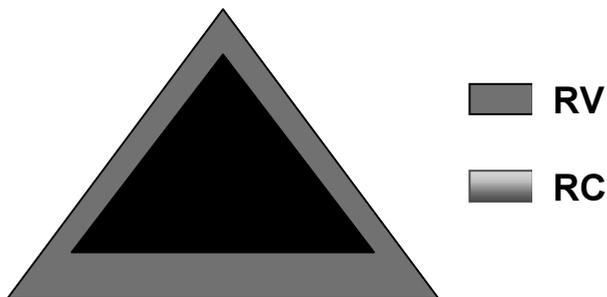


Figura 3.36 Sistema *windrow*.



Figura 3.37 Montagem da leira estática aerada naturalmente.

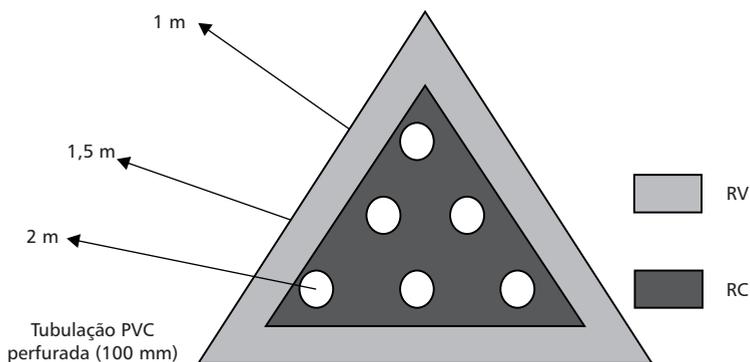


Figura 3.38 Sistema com aeração natural.

### 3.6.3 Leiras de Compostagem Estáticas Aeradas Mecanicamente

Finalmente, para oportunizar uma comparação do desempenho das leiras até então experimentadas com outra alternativa de operação de leiras de compostagem, trabalhou-se também com leiras estáticas aeradas mecanicamente. Montou-se, então, outras quatro leiras (1, 2, 3 e 4), duas com sistema tipo

*windrow* e duas com aeração forçada e controle de umidade por meio de irrigação com adição de esterco suíno (Figuras 3.39, 3.40, 3.41 e 3.42). Em uma das leiras foi instalado um soprador com potência de 3/4 CV e vazão de ar de 30 L/s; em outra, instalou-se compressor de ar comprimido (portanto, com fornecimento de ar em abundância, durante oito horas por dia, embora sem controle na vazão); e outras duas leiras operaram submetidas ao reviramento *windrow* (três vezes por semana).



**Figura 3.39** Instalação do termostato na leira estática aerada mecanicamente.



Figura 3.40 Montagem da leira estática aerada mecanicamente.

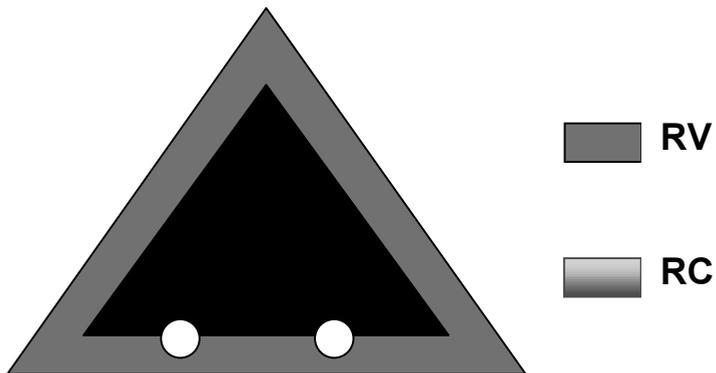


Figura 3.41 Aeração forçada.



Figura 3.42 Montagem das quatro leiras em escala real.

As quantidades mássicas e as proporções utilizadas são apresentadas na Tabela 3.16. Nesse modo de operação em escala real, foi adotada a quantidade mássica de resíduos na leira de aproximadamente 4.000 kg, pois nas leiras de 1.500 kg que operaram submetidas ao intemperismo e sob o método *windrow*, houve perda de calor durante o processo. Na leira com soprador, foi instalado um termostato para aerá-la, quando a temperatura esteve acima de 55°C. A configuração geométrica das leiras aeradas mecanicamente é apresentada na Figura 3.40. Foi empregada a mesma tubulação perfurada das leiras aeradas naturalmente. Nas leiras aeradas, foi realizada a mistura dos resíduos em seu interior, as quais foram cobertas com uma camada fina de aproximadamente 20 cm para evitar a proliferação de moscas.

Tabela 3.16 Quantidades mássicas e proporções utilizadas nas leiras da compostagem.

Nº leira	Resíduo da Ceasa		Resíduo verde	
	kg	%	kg	%
1*	1.920	49,74	1.940	50,26
2*	1.910	50,00	1.910	50,00
3	2.210	49,66	2.240	50,44
4	1.960	51,17	1.870	48,73

\* Leira aerada mecanicamente.

## 3.6.4 Controle do Processo

### 3.6.4.1 Coleta de Amostras

As amostras brutas de cada resíduo colocado nas leiras devem ser representativas da massa em compostagem; para tanto, foi realizada a coleta de amostras compostas de cada resíduo bruto, da seguinte forma: cada resíduo bruto destinado à montagem das leiras foi misturado com retroescavadeira e da mistura resultante realizou-se o quarteamento, sendo produzidas 4 bombonas de 100 litros, que foram misturadas, chegando-se a um volume de 400 L, o qual foi submetido a novo quarteamento. Deste, retirou-se aproximadamente 2 kg de cada fração, os quais foram misturados novamente para constituir uma amostra. Dessa amostra (uma para cada resíduo estudado), retirou-se uma quantidade de aproximadamente 1 kg para análises microbiológicas e de umidade, sendo o restante seco a 105°C durante 24 horas, triturado e misturado, com um último quarteamento para análises físico-químicas (Figura 3.43).

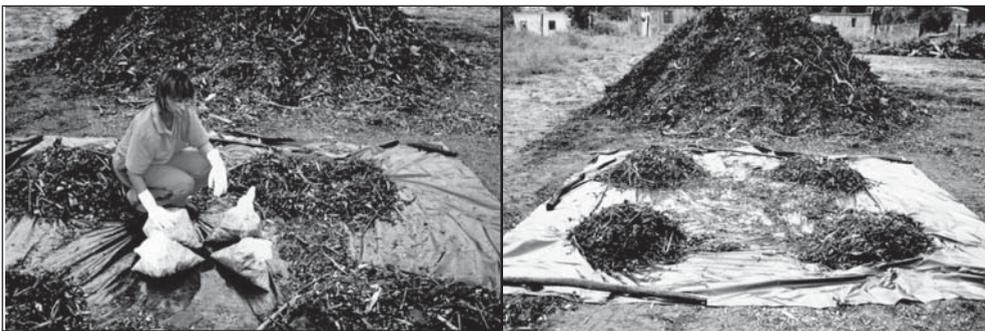


Figura 3.43 Amostragem dos resíduos brutos.

### 3.6.4.2 Análise dos Substratos Sólidos

O desempenho da compostagem foi monitorado, principalmente, pelo acompanhamento do perfil das temperaturas, pelo controle da umidade da massa em biodegradação e pela decomposição da matéria orgânica. Os fatores que possibilitaram o controle do processamento e a qualidade da matéria orgânica são apresentados na Tabela 3.17.

Tabela 3.17 Parâmetros de controle dos substratos sólidos na compostagem.

Parâmetro	Método*	Unidade
Temperatura	direto: term. bimetálico	°C
pH	potenciométrico ag/agcl	–
DQO	refluxo fechado/titulométrico	mg/L
Umidade	secagem	%
MOT	calcinação	% (PS)
C.O.	titulométrico	% (PS)
N	destilação p/ kjeldahl	% (PS)
NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>	destilação/titulometria	mg/kg (PS)
NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> + NO <sub>2</sub> <sup>-</sup>	destilação/titulometria	mg/kg (PS)
P	espectrofotometria	% (PS)
K	fotômetro de chama	% (PS)
Ca	absorção atômica	% (PS)
Mg	absorção atômica	% (PS)
B	espectrofotometria	mg/kg (PS)
Cu	absorção atômica	mg/kg (PS)
Zn	absorção atômica	mg/kg (PS)
Mn	absorção atômica	mg/kg (PS)
Na	fotômetro de chama	mg/kg (PS)
Fe	absorção atômica	% (PS)
S	espectrofotometria	% (PS)
Cd	absorção atômica	mg/kg (PS)
Cr	absorção atômica	mg/kg (PS)
Ni	absorção atômica	mg/kg (PS)
Pb	absorção atômica	mg/kg (PS)
CTC a pH da amostra	absorção atômica/espectrofotometria	me/100 g (PS)
Bactérias totais	pourplat	UFC/g
Fungos	espalhamento	UFC/g
Actinomicetos	pourplat	UFC/g
Coliformes fecais	teste do substrato cromogênico-tsc	NMP
Parasitológico	willis-mollay/baermann	OPC

\* Standard Methods for Examination of Water and Wastewater, 1995.

PS: peso seco a 105°C por uma hora.

UFC: unidade de formação de colônias.

OPC: ovos de parasitas por campo.

### 3.6.4.3 Análise Global do Desempenho da Compostagem em Escala Real de Resíduos Codispostos

A análise desenvolvida em seqüência permite a interpretação dos resultados obtidos nas diversas leiras estudadas durante as diversas fases de experimentação.

Nas leiras de resíduos codispostos em escala real, com aproximadamente 1,5 tonelada cada, o desempenho da compostagem não se desenvolveu como na escala piloto, em que havia o telheiro protetor das leiras, na Fase 3, com melhores resultados. Portanto, houve, no período de chuvas, a compactação das leiras e, conseqüentemente, o abaixamento da temperatura, desacelerando o processo de biodegradação. Neste mesmo período, acompanhou-se outras leiras diversas implementadas no pátio de compostagem do DMLU, com os mesmos resíduos codispostos, observando-se que, estando em compostagem no mesmo período climático, o processo de biodegradação não foi prejudicado pelas intempéries, devido ao grande volume de resíduos em processamento (alturas maiores que 2,00 m), conforme é visualizado no gráfico do perfil das temperaturas da leira selecionada para comparação (Figura 3.44). A fase termofílica na leira em escala industrial, ou seja, leira com altura de 2 a 3 m, permaneceu durante aproximadamente 60 dias, tempo esperado de estabilização da matéria orgânica, com o carbono orgânico chegando ao valor de 11 aos 150 dias de compostagem. Portanto, conclui-se que, para grandes volumes de resíduos, não é necessária a cobertura do pátio de compostagem para que se obtenha resultados satisfatórios no processo, desde que haja o controle da aeração, com revolvimento adequado.

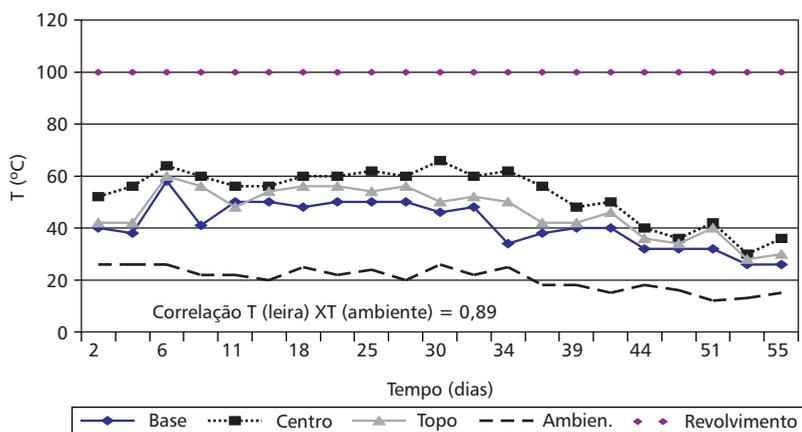


Figura 3.44 Perfil das temperaturas na leira selecionada da UTC.

O período termofílico permaceu apenas por 30 dias nas leiras em escala real de 1.500 kg. Portanto, para climas frios e chuvosos, há a necessidade da construção de cobertura para pequenos volumes de resíduos. No entanto, é

importante lembrar que as precipitações elevadas provocam compactação das leiras, umidade elevada, problemas de acesso no pátio de compostagem, quando não há pavimentação, e geram lixiviados com cargas orgânicas significativas. Embora a fase termofílica tenha sido prejudicada pelo clima nas leiras de 4.000 kg, o revolvimento sistemático destas apresenta o melhor desempenho, comparado às leiras estáticas aeradas, devido à mistura e à trituração dos resíduos, realizadas a cada revolvimento.

Por intermédio dos estudos realizados em escalas piloto e real, conclui-se que, com base nas características de alguns resíduos orgânicos, como o resíduo verde de podas urbanas, resíduo da Ceasa e lodo de esgoto, pode ser vantajosa a codisposição em compostagem. Já na montagem dos experimentos observou-se que o resíduo verde proporciona a estrutura física para a leira, possui menor umidade para ajustar o excesso nos outros resíduos e garante a porosidade para promover a aeração das leiras. Os resíduos verdes possuem baixo teor de nitrogênio, <1% e C/N de 41,75, mostrando que esse resíduo possui bom potencial de fermentação, sendo interessante como substrato carbônico. A relação C/N atinge valor de 10/1 em 150 dias. Em termos de macronutrientes, conclui-se que a incorporação dos resíduos da Ceasa e do lodo de esgoto ao resíduo verde proporcionou um enriquecimento do NPK nas leiras. Quanto aos metais pesados analisados, nenhuma leira apresentou valor superior ao recomendado pela literatura, tendo em vista que estes podem ser tóxicos às plantas se estiverem biodisponíveis, ind que sejam necessários ao desenvolvimento das plantas. Ocorreu um acréscimo dos teores de metais pesados na maioria da leiras em compostagem. Filho & Pereira Neto (1993) afirmam que é esperado o aumento da fração total de metais durante o processo de compostagem, pois decorre da perda de massa por volatilização de  $\text{CO}_2$  e vapor d'água, produzidos na mineralização da parte orgânica, o que provoca um efeito de concentração de todos os metais no composto.

Nos resultados das análises de potássio e fósforo dos substratos orgânicos, observa-se que os resíduos da Ceasa contribuíram com o fornecimento de potássio e o lodo, com fósforo, demonstrando que a mistura dos resíduos é vantajosa também para equilibrar os teores de nutrientes do composto produzido.

A bioestabilização, medida pelo teor de matéria orgânica, embora seja um parâmetro subjetivo de avaliação do grau de humificação de substratos orgânicos, mostrou-se com melhor desempenho nas leiras que continham resíduos da Ceasa e lodo, principalmente as leiras que continham inicialmente 50% de lodo e 25% de resíduos da Ceasa. Isto também é observado analisando-se a relação C/N. O nitrogênio amoniacal foi perdido principalmente pela elevada temperatura e pelo incremento do pH durante o processo de compostagem. O sódio e o potássio podem ter sido perdidos pela sistemática de rega nas leiras, já que, segundo Kiehl (1985), os hidrogênios da água de rega podem ser adsorvidos pelas micelas coloidais húmicas, que liberam outros cátions, o que explicaria a redução da disponibilidade. Os micronutrientes zinco, chumbo e cobre foram disponibilizados

principalmente pela incorporação de lodo, mas com teores muito abaixo de valores tóxicos para as plantas. A aceleração do processo de biodegradação também é comprovada, por meio de análises dos teores de carbono e de nitrogênio e suas relações, nas leiras codispostas com substratos orgânicos de diferentes características físico-químicas. As experiências realizadas comprovaram que o controle da umidade e o reviramento (aeração) são fatores determinantes para a aceleração do processo, mesmo nas leiras com 100% e 50% de resíduo verde. A relação C/N nessas leiras chegou a valores de 18,33 ao final do experimento (150 dias) o que não é verificado na compostagem executada pelo DMLU com resíduos verdes (podas urbanas), em que a relação C/N atinge aproximadamente 15, após 12 meses de processo, em que não há controle de umidade e aeração.

Os resíduos verdes gerados nas podas de vegetação urbana possuem altos teores de matéria orgânica, no entanto, o emprego do composto destes para fertilização do solo possui algumas limitações, como fonte de nutrientes e elevado teor de material carbonáceo. Além disso, o uso da compostagem para o beneficiamento desse resíduo é dispendiosa, devido ao tempo necessário para degradação microbiológica dos materiais celulósicos. Os resíduos da Ceasa possuem características importantes para sua codisposição na compostagem de resíduos orgânicos, como: umidade, matéria orgânica e fornecimento de nutrientes. O lodo proveniente de estações de tratamento de esgotos domésticos pode ser fonte de nitrogênio e de potássio apreciável para as plantas, tendo, entretanto, às vezes, altos teores de elementos tóxicos e organismos patogênicos. Na compostagem, tanto o lodo como o resíduo da Ceasa podem isoladamente não responderem positivamente ao processo de compostagem devido a sua elevada umidade. O lodo, mesmo desidratado em leito de secagem, chega ao teor máximo de sólidos de 30%. Os resíduos da Ceasa, por constituírem-se basicamente de restos de vegetais, possuem teores de umidade de 80% a 90%. Portanto, ambos não possuem a umidade ideal para a compostagem, que é em torno de 55%, além de provocarem compactação da leira, diminuindo os vazios e facilitando a anaerobiose, que é um processo de degradação lenta, com odores desagradáveis e que não higieniza o material em degradação.

A umidade é um fator que afeta sensivelmente o processo de compostagem, sendo que altos teores provocam compactação da leira, emanação de odores e produção de líquidos percolados (lixiviados), que podem atrair vetores biológicos causadores de doenças.

O processo de compostagem normalmente desenvolve uma fase inicial mesofílica, em que há o aquecimento da leira, pois o calor produzido é maior que o calor perdido por evaporação. Com controle da temperatura na fase termofílica, o calor produzido é praticamente igual ao calor perdido por evaporação.

O processo de compostagem é afetado pelas condições climáticas (precipitações e temperaturas ambiente) e pela configuração geométrica das leiras. As citações de Devens (1995) dizem que pilhas com menores alturas perdem calor por evaporação e têm maior perda de umidade. Isso pode ser verdade para climas

tropicais, no entanto com os resultados obtidos nesta região, onde as temperaturas diminuíram e a umidade aumentou, conclui-se que o calor produzido nas leiras, inicialmente com altas temperaturas, é perdido por convecção, isto é, troca de calor com a atmosfera, relativamente maior que o calor perdido por evaporação. E este problema só foi solucionado quando se adotou volumes maiores nas leiras e controle de umidade.

Estudos de experimentos em escala real, com grandes volumes e reviramentos mecânicos, sem a construção de cobertura, foram montados para verificar sua necessidade no controle do processo de compostagem, em regiões de clima frio e altas precipitações, como o Rio Grande do Sul. A compostagem é afetada por esses fatores, prolongando o tempo de biodegradação. Portanto, com as observações realizadas, conclui-se que as precipitações, além de interferirem no processo de compostagem, produzem grandes volumes de percolados com provável potencial de contaminação ambiental e desaceleram o processo de compostagem.

### **3.6.5 Utilização do Composto**

O composto orgânico produzido por meio da compostagem é uma fonte rica de matéria orgânica para ser fornecida a solos exauridos, e por meio da codisposição de resíduos pode fornecer nutrientes específicos às plantas.

O valor fertilizante de adubos orgânicos depende do teor de nutrientes e da forma como eles se encontram. O efeito da adubação orgânica pode ser observado em solos com propriedades físicas inadequadas para o crescimento das plantas. É necessário observar que os mesmos cuidados referentes à adubação química devem ser tomados na adubação orgânica, pois alguns substratos, quando aplicados continuamente, podem inferir altos teores de metais pesados. Quando a plantação é removida do campo pelo agricultor, normalmente há a remoção indesejável dos nutrientes que serviriam para alimentar uma nova cultura, a qual necessitará da fertilização química ou orgânica do solo a partir de fontes externas. Paralelamente, deve-se reconstituir a estrutura física da camada superficial, periodicamente prejudicada quanto à permeabilidade, à capacidade de retenção de água e à capacidade de ser aerada, pela ação de fenômenos naturais como o vento, a chuva e a própria irrigação artificial que, embora necessária, estimula a erosão da superfície.

A qualidade do produto final da compostagem deve ser normatizada por legislação específica, pois o composto não é um produto único, podendo sua qualidade variar de excelente à péssima, de acordo com os resíduos e os processos empregados. A Portaria nº 1, de 4 de março de 1983, do Ministério da Agricultura, define alguns parâmetros que devem ser respeitados para o composto em geral, que é colocado à venda no mercado. Por outro lado, a portaria não toca em questões importantes como os metais pesados e os microrganismos patogênicos. A Tabela 3.18 apresenta alguns parâmetros fixados pela portaria nº 1. As propriedades agrônômicas do composto não se limitam a seu teor de nutrientes minerais. Mesmo assim, os nutrientes têm uma função importante na melhoria

da fertilidade do solo, o que justifica a necessidade de sua caracterização analítica e sua divulgação a agricultores e agrônomos, a fim de definir um plano geral de adubação. O composto não deve ser visto como um substituto do adubo mineral, mas como um condicionador de solos, cujo uso permite melhorar suas condições gerais a longo prazo, fazendo com que as plantas aproveitem melhor o adubo mineral incorporado (Fernandes & Silva, 1999).

**Tabela 3.18** Parâmetros fixados pela Portaria nº 1, de 4 de março de 1983, para composto orgânico.

<b>Parâmetro</b>	<b>Portaria</b>
Matéria orgânica total	Mínimo de 40%
N total	Mínimo de 1,0%
Umidade	Máxima de 40%
Relação C/N	Máximo de 18/1
pH	Mínimo de 6,0

Fonte: Fernandes & Silva, 1999.

Trabalhos de Bidone (1997) com compostagem e vermicompostagem mostram o potencial nutricional de massas orgânicas submetidas aos processos em questão, com resultados bastante satisfatórios obtidos em 90 dias de compostagem, mais 60 dias de vermicompostagem, em que foi reproduzida a situação de chuva da cidade de Porto Alegre, com pouca lixiviação de nutrientes.

### 3.7 Referências Bibliográficas

- ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS (1987). *NBR 10004 – Resíduos sólidos – Classificação*. São Paulo. 63p.
- ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS (1987). *NBR 10005 – Lixiviação de resíduos – Procedimento*. São Paulo.
- ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS (1987). *NBR 10006 – Solubilização de resíduos – Procedimentos*. São Paulo.
- BIDONE, F.R.A. (1995). *A vermicompostagem dos resíduos sólidos de curtume, brutos e previamente lixiados, utilizando composto de lixo orgânico urbano como substrato*. São Carlos. 184p. Tese (Doutorado) – Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo.
- BIDONE, F.R.A. (1997). Disponibilidade de nutrientes observada em composto produzido através da compostagem de resíduos sólidos orgânicos urbanos. In: ENCONTRO NACIONAL SOBRE EDIFICAÇÕES E COMUNIDADES SUSTENTÁVEIS, 1., nov. 1997, Canela, v. único, p.61-66.
- BIDONE, F.R.A. (1997). Disponibilidade de nutrientes observada em vermicomposto produzido pela *Eisenia foetida* a partir de composto de lixo orgânico urbano. In: ENCONTRO NACIONAL SOBRE EDIFICAÇÕES E COMUNIDADES SUSTENTÁVEIS, 1., nov. 1997, Canela, v. único, p.67-72.

- BIDONE, F.R.A. (1997). Solubilização de metais pesados a partir de aparas de couro *wet blue* em meio ácido e a diferentes temperaturas. In: ENCONTRO NACIONAL SOBRE EDIFICAÇÕES E COMUNIDADES SUSTENTÁVEIS, 1., nov. 1997, Canela. 5p.
- CONSTRUÇÃO (2001). *Revista OESP*. Setor Discute Agenda 21. Ano 6, n.36, jan., 2001.
- COPPE (1990). Council on Plastic Packaging in the Environment. Source reduction. Coppe Info Backgrounder.
- DEVENS, D.C. (1995). Aplicação do processo de compostagem com aeração forçada positiva aos resíduos sólidos na indústria de café solúvel. Vitória. 167p. Dissertação (Mestrado) – Departamento de Hidráulica e Saneamento, Universidade Federal do Espírito Santo.
- FERNANDES, F.; SILVA, S.M.C. (1999). Fundamentos do processo de compostagem aplicado ao tratamento dos biossólidos. In: *Manual prático para compostagem de biossólidos*. 84p.
- KIEHL, E.J. (1985). *Fertilizantes orgânicos*. Piracicaba, Editora Ceres. 492p.
- KIEHL, E.J. (1993). *Fertilizantes organominerais*. Piracicaba, Editado pelo autor. 189p.
- LEVY, S.M. (1997). *Reciclagem do entulho de construção civil, para utilização como agregado de argamassas e concretos*. São Paulo. 147p. Dissertação (Mestrado em Engenharia) – Escola Politécnica, Universidade de São Paulo.
- FERNANDES, F.; SILVA, S.M.C. (1999). Fundamentos do processo de compostagem aplicado ao tratamento de biossólidos. In: *Manual prático para compostagem de biossólidos*. 84p.
- FILHO, F.B.E.; PEREIRA NETO, J.T. (1993). Avaliação da ocorrência e distribuição de metais pesados na compostagem do lixo domiciliar urbano. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 27., Natal. *Anais*. Tomo III, v.3, p.39-57.
- INSTITUTO NACIONAL DE METROLOGIA, NORMALIZAÇÃO E QUALIDADE INDUSTRIAL – INMETRO (1984) – *NBR 6508 – Grãos de solos que passam na peneira 4,8 mm – Determinação da massa específica*. São Paulo.
- INSTITUTO NACIONAL DE METROLOGIA, NORMALIZAÇÃO E QUALIDADE INDUSTRIAL – INMETRO (1987). *NBR 7211 – Agregados para concreto – Especificações*. São Paulo.
- INSTITUTO NACIONAL DE METROLOGIA, NORMALIZAÇÃO E QUALIDADE INDUSTRIAL – INMETRO (1987) – *NBR 7217 – Agregados – Determinação da composição granulométrica – Método de ensaio*. São Paulo.
- INSTITUTO NACIONAL DE METROLOGIA, NORMALIZAÇÃO E QUALIDADE INDUSTRIAL – INMETRO (1987). *NBR 7219 – Determinação do teor de materiais pulverulentos nos agregados – Método de Ensaio*. São Paulo.
- INSTITUTO NACIONAL DE METROLOGIA, NORMALIZAÇÃO E QUALIDADE INDUSTRIAL – INMETRO (1987). *NBR 7220 – Agregados: determinação de impurezas orgânicas húmicas em agregado miúdo – Método de ensaio*. São Paulo.

- INSTITUTO NACIONAL DE METROLOGIA, NORMALIZAÇÃO E QUALIDADE INDUSTRIAL – INMETRO (1982). *NBR 7251 – Agregado em estado solto: determinação da massa unitária*. São Paulo.
- INSTITUTO NACIONAL DE METROLOGIA, NORMALIZAÇÃO E QUALIDADE INDUSTRIAL – INMETRO (1983). *NBR 7809 – Agregados graúdos: determinação do índice de forma pelo método do paquímetro – Método de ensaio*. São Paulo.
- INSTITUTO NACIONAL DE METROLOGIA, NORMALIZAÇÃO E QUALIDADE INDUSTRIAL – INMETRO (1995). *NBR 13528 – Revestimento de paredes e tetos de argamassas inorgânicas – Determinação da resistência de aderência à tração*. São Paulo.
- LELIS, M.P.N. et al. (1999). A influência da umidade na velocidade de degradação e no controle de impactos ambientais da compostagem. In: CONGRESSO DA ABES, 20., Rio de Janeiro. 10p.
- PEREIRA NETO, J.T.; CUNHA, W.G. (1995). Influência da inoculação de composto orgânico maturado, no período de compostagem de resíduos orgânicos. In: XVIII CONGRESSO DA ABES, 28., Salvador. 7p.
- PEREIRA NETO, J.T.; LELIS, M.P.N. (1999). Importância da umidade na compostagem: uma contribuição ao estado da arte. In: CONGRESSO DA ABES, 20., Rio de Janeiro. 8p.
- PINTO, T.P. (1996). Reciclagem de resíduos da construção urbana no Brasil: situação atual. In: WORKSHOP RECICLAGEM E REUTILIZAÇÃO DE RESÍDUOS COMO MATERIAIS DE CONSTRUÇÃO CIVIL. São Paulo. p.159-170.
- SIROKA, L.J.; SOWERS, M.A. (1983). Factors affecting the composting process. In: INTERNATIONAL CONFERENCE ON COMPOSTING OF SOLID WASTES AND SLURRIES. Leeds, Inglaterra. *Proceedings*. p.1-22.
- STENTIFORD, E.I.; PEREIRA NETO, J.T. (1993). Compostagem de lodos de esgoto: uma alternativa para os países industrializados. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 17., Natal. *Anais*. Tomo III, v.14, p.167-181.
- TEDESCO, M.J.; STAMMEL, J.G. (1986). Reciclagem de nutrientes contidos em resíduos orgânicos. In: CURSO DE ATUALIZAÇÃO EM FERTILIZAÇÃO DO SOLO SOB CONDIÇÕES DE CULTIVO REDUZIDO. Santa Maria, UFSM. p.1-40.
- TEIXEIRA, E.N. et al. (1998). *Potencial de minimização de resíduos sólidos domésticos em termos de matéria orgânica e embalagens. Prosab, Tema 3*. Campinas, FEC/Unicamp. (Convênio Finep-BID/Unicamp Relatório final.)
- ZORDAN, S.E. (1997) *A utilização do entulho como agregado na confecção do concreto*. Campinas, 140p. Dissertação (Mestrado em Engenharia) – Faculdade de Engenharia Civil – FEC, Universidade Estadual de Campinas.

## Capítulo 4

# Experiências em Eliminação de Resíduos Sólidos

---

### 4.1 Aspectos Gerais

O conceito de “eliminar”, em gestão de resíduos, tem a conotação de suprimir o efeito poluidor, garantindo uma assimilação ou confinamento ecologicamente compatível com o meio ambiente receptor.

Os procedimentos de eliminação visam globalmente a dois objetivos: a estocagem, pelo aterramento sanitário, e as operações de tratamento antes do descarte ou da estocagem. No primeiro caso, o objetivo maior é impedir as trocas entre o resíduo e o meio natural. Nesse caso, quanto mais estável for o resíduo, menores serão as trocas; na segunda situação, busca-se modificar as propriedades físicas, químicas e/ou biológicas do resíduo inicial. Pode-se citar, por exemplo, as técnicas de redução de volume (incineração, desidratação, tratamento biológico etc.), as técnicas de redução de toxicidade (incineração, decianetação, remoção de metais etc.) ou, ainda, a imobilização de constituintes (estabilização por solidificação).

Dentre os tratamentos mais empregados na eliminação de resíduos, pode-se citar os tratamentos térmicos, os tratamentos biológicos, os tratamentos físico-químicos e, mais especificamente, dentre os tratamentos biológicos, os aterros sanitários.

### 4.2 Tratamentos Térmicos

A incineração (o mais representativo tratamento térmico) pode ser definida como um processo de redução de volume e periculosidade de um resíduo, a partir de um conjunto de fenômenos físicos (evaporação e sublimação, por exemplo) e químicos (pirólise e oxirredução → combustão). Ela é adaptada ao tratamento de resíduos hidrocarbonados e mais ou menos ricos em espécies como os halogêneos, o enxofre e os cianetos. No entanto, para ser totalmente eficaz, esta técnica não deve provocar outras perturbações suscetíveis de constituir uma transferência de poluição. Por essa razão, este tratamento deve considerar igualmente os fenômenos físico-químicos que ocorrem no exterior do forno durante a depuração dos resíduos gasosos, líquidos e sólidos gerados. A

incineração pode ser regida por um conjunto reduzido de parâmetros agrupados em critérios de combustão, regulamentares e de funcionamento da instalação.

### 4.2.1 Parâmetros de Combustão

- **poder calorífico:** parâmetro associado à energia liberada e à temperatura observada na combustão de um material, à autocombustibilidade e à necessidade ou não de combustível auxiliar. Esta variável pode ser fornecida sob a forma de Poder Calorífico Inferior (PCI) ou Superior (PCS);
- **teor em água:** importante para eventuais tratamentos de alteração do poder calorífico original;
- **teor em inertes:** fornece o teor de resíduos da combustão (cinzas);
- **estado físico:** importante para a definição de procedimentos de incineração (tipo de grelha ou injetor, volume de excesso de ar etc.);
- **granulometria ou viscosidade:** estas características influenciam o rendimento da incineração;
- **natureza do solvente (aquoso ou não-aquoso):** com raras exceções, permite a definição sobre a incinerabilidade do resíduo.

### 4.2.2 Parâmetros Regulamentares (em Relação às Normas de Emissão Atmosférica)

- **poeiras:** este parâmetro é de difícil modelagem a partir do resíduo; além do mais, depende das condições de incineração e da eficiência da instalação. Por essa razão, durante a modelagem, ele não será considerado;
- **teor de enxofre e de halogêneos orgânicos;**
- **metais pesados (Hg, Pb, Cd, Zn).**

### 4.2.3 Parâmetros Ativos sobre a Instalação (Ataque aos Refratários do Forno)

A lista de elementos a controlar depende da natureza dos refratários, de outras considerações tecnológicas, de tarifas etc. Porém, de modo geral, os seguintes elementos são de interesse:

- **metais alcalinos (Na, K);**
- **metais pesados (Pb, Hg);**
- **halogêneos (Cl, F, Br, I);**
- **enxofre;**

A escolha de um tipo particular de forno (clássico, especializado, de cimento ou a efeito pirolítico) também dependerá também dos parâmetros técnicos e regulamentares. Cada um desses fornos, na realidade, trabalha com temperaturas diferentes e apresenta sistemas de controle de poluição gasosa distintos.

- **fornos especializados:** fornos que dispõem de sistemas de neutralização de fumaças e de câmaras de pós-combustão;
- **fornos clássicos:** estas instalações são equipadas apenas com sistemas primários de depuração de fumaças (filtros, precipitadores) e não asseguram (temperatura/tempo de contato) a destruição completa de moléculas orgânicas específicas;
- **fornos de cimento:** estes fornos produzem a matéria-prima do cimento (clinker) e podem ser empregados na eliminação de certos resíduos. Eles apresentam um tempo de residência superior aos demais e uma atmosfera redutora;
- **fornos a efeito pirolítico:** nestes fornos, a combustão se passa em duas etapas. Ocorrem a gaseificação à baixa temperatura ( $\cong 300^{\circ}\text{C}$ ) e a queima da mistura gasosa em temperatura mais elevada na câmara de pós-combustão.

## 4.3 Tratamentos Biológicos

Os tratamentos biológicos consistem em reproduzir, com o máximo de velocidade e eficiência, os processos naturais de degradação da matéria orgânica realizados por microrganismos presentes na água e no solo. Eles utilizam a aptidão dos microrganismos em transformar, direta ou indiretamente, os poluentes em compostos simples que podem ser reintegrados aos grandes ciclos biogeoquímicos, a fim de assegurar suas necessidades metabólicas.

A metabolização dos resíduos pode ser realizada por duas vias diferentes. A primeira, buscando a transformação em outros produtos intermediários ou finais não perigosos e, a segunda, por meio da transferência (com ou sem transformação) dos elementos perturbadores de uma fase a outra.

Se a aplicação de tratamentos biológicos para efluentes (líquidos e sólidos) domésticos é comum, o recurso para rejeitos industriais é mais limitado, porque esses resíduos podem apresentar uma ação tóxica sobre os microrganismos, sendo recalcitrantes à biodegradação ou, ainda, deficientes em nutrientes necessários aos processos intrínsecos do metabolismo microbiano.

A tendência atual é a combinação de tratamentos físico-químicos e biológicos, utilizando espécies aclimatadas ou selecionadas de microrganismos. Aqui, entretanto, serão consideradas as tecnologias ditas tradicionais, pois o objetivo é destacar os parâmetros necessários à avaliação da tratabilidade de um resíduo por via biológica. Finalmente, a necessidade do tratamento será decidida, evidentemente, a partir das restrições estabelecidas pela legislação.

A compostagem é um tratamento biológico particular que foi apresentado no capítulo anterior como técnica de valorização. Sob um ponto de vista mais amplo, os aterros sanitários, considerados reatores anaeróbios, também podem ser classificados como tratamentos biológicos.

### **4.3.1 Aterros Sanitários**

O aterro sanitário é uma forma de disposição final de resíduos sólidos urbanos no solo, considerando critérios de engenharia e normas operacionais específicas, proporcionando o confinamento seguro dos resíduos (normalmente, recobrimento com argila selecionada e compactada em níveis satisfatórios), evitando danos ou riscos à saúde pública e minimizando os impactos ambientais. Os critérios de engenharia mencionados materializam-se no projeto de sistemas de drenagens periférica e superficial para afastamento de águas de chuva, de drenagem de fundo para a coleta do lixiviado, de tratamento para o lixiviado drenado e de drenagem e queima dos gases gerados durante o processo de bioestabilização da matéria orgânica. É, sem dúvida, uma interessante alternativa de disposição final de resíduos sólidos para os países em desenvolvimento, como o Brasil. Atualmente, cerca de 10% das comunidades brasileiras solucionaram seu problema de disposição de lixo adotando a técnica do aterro sanitário.

O lançamento a céu aberto também é uma forma de disposição final de resíduos urbanos, na qual estes são simplesmente descarregados sobre o solo, sem medidas de proteção ao meio ambiente ou à saúde pública. Essa forma de disposição facilita a proliferação de vetores (moscas, mosquitos, baratas, ratos), a geração de maus odores e a poluição das águas superficiais e subterrâneas pelo lixiviado – mistura do chorume (líquido), gerado pela degradação da matéria orgânica, com a água de chuva –, além de impossibilitar o controle dos resíduos que são encaminhados para o local de disposição. É, sob todos os aspectos, a pior forma de disposição de resíduos sólidos, embora, em levantamentos realizados pela FIBGE (Fundação Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística), represente a solução para mais de 70% das comunidades brasileiras.

O aterro controlado é outra forma de disposição final de resíduos sólidos urbanos no solo, na qual precauções tecnológicas adotadas durante o desenvolvimento do aterro, como o recobrimento dos resíduos com argila (na maioria das vezes sem compactação), aumentam a segurança do local, minimizando os riscos de impactos ao meio ambiente e à saúde pública. Embora seja uma técnica preferível ao lançamento a céu aberto, não substitui o aterro sanitário; é uma solução compatível (não completamente adequada) para municípios pequenos que não dispõem de equipamentos compactadores. É adotada no Brasil como solução para, aproximadamente, 13% dos municípios.

As características físico-químicas e microbiológicas dos resíduos sólidos urbanos apresentam grande diversidade de cidade para cidade e são diretamente influenciadas pelas condições sócio-econômicas e culturais de cada região. O procedimento de disposição final dos resíduos em aterro sanitário representa

uma solução técnica de fácil execução, sendo economicamente viável para países em desenvolvimento, como o Brasil.

A partir da disposição, independentemente da composição dos resíduos, as populações de microrganismos existentes nos resíduos passam, em condições ambientais favoráveis, a se multiplicar no ambiente do aterro (que opera como um verdadeiro reator), estabelecendo-se, assim, um meio ambiente, no sentido ecológico da palavra. A multiplicação desses microrganismos (dependente principalmente dos aspectos nutricionais que a massa de resíduos apresenta), transformando o material biodegradável em massa parcial ou totalmente bioestabilizada, gera interações muito complexas no ambiente dos aterros.

Ao mesmo tempo, o nível de compactação/impermeabilização conferido à massa de resíduos, a precipitação pluviométrica na área do aterro, a variação sazonal de temperatura na região, entre outros, são aspectos externos que influenciam definitivamente o desempenho dos aterros. O controle desses fatores internos e externos, interferentes importantes no processamento do material disposto em aterros, é extremamente dificultado, seja pela complexidade das reações que ocorrem, seja por seus aspectos dimensionais (ocupando áreas razoáveis).

Embora o caminho da biotransformação dos resíduos sólidos nos aterros sanitários seja o mesmo da decomposição anaeróbia, com a geração de subprodutos que apresentam certa similitude (como, por exemplo, os gases, nos diversos estágios cronológicos dos aterros, e as grandes concentrações de nitrogênio amoniacal nos lixiviados), a heterogeneidade dos resíduos sólidos de cada comunidade e a técnica executiva do aterro, estabelecendo determinadas condições de contorno (nível de compactação e granulometria dos resíduos e afastamento de águas pluviais, por exemplo), sugerem que cada aterro conduz um ecossistema particular.

Os procedimentos especificados na legislação brasileira para o controle do acesso de resíduos em aterros sanitários são genéricos, porém, no plano internacional, já se percebe a adoção de critérios precisos de admissão. A legislação francesa, por exemplo, a fim de evitar uma transferência temporal de responsabilidade de tratamento, estabelece que o aterro sanitário deve ser sugerido para um resíduo *somente quando nenhuma outra solução técnico-econômica possa ser implementada*. Para tanto, a admissão de resíduos em aterros passa a ser definida por parâmetros técnicos, os quais estão relacionados ao resíduo em estado bruto e a sua fração lixiviável. Os resultados das análises são, então, comparados às prescrições do órgão ambiental competente, e o resíduo será aceito à medida que os valores obtidos em laboratório forem inferiores aos valores fixados na legislação.

Neste trabalho, para efeito de modelagem, os resíduos serão analisados (sem distinção de classe), segundo os parâmetros relacionados a seguir, quanto ao resíduo bruto:

- **estado físico:** permite a interdição prévia de resíduos, por exemplo, líquidos;
- **granulometria:** para definir eventuais métodos de condicionamento;
- **umidade:** permite a estimativa do incremento de líquido na instalação a partir do resíduo;
- **fração solúvel:** importante para verificar o risco de desagregação do resíduo em contato com água;
- **caráter fermentável:** utilizado para estabelecer o nível de degradação biológica e a consequente formação de biogás.

Para a fração lixiviável, são indicadas as análises de pH, DQO, fenóis, cromo, cianetos, níquel, cádmio, chumbo, arsênio, zinco e mercúrio.

A verificação dos parâmetros referentes à fração lixiviada avalia a potencialidade do resíduo em liberar espécies solúveis e poluentes ao meio ambiente. Além disso, todos os resíduos considerados inflamáveis, explosivos, radioativos ou contaminados têm admissão estritamente proibida. Os parâmetros estabelecidos para aterros sanitários constituem uma proposição com base em recomendações internacionais. Devido a sua importância, essa técnica será tratada com mais profundidade na seqüência deste texto.

### 4.3.2 Aterros Sanitários de Codisposição

Em algumas cidades onde a problemática do lixo ocupa lugar de destaque entre as prioridades ambientais, pode-se observar, dentro de um plano de gerenciamento de resíduos sólidos mais abrangente, a execução de aterros sanitários em que, geralmente, também são dispostos os RSSS (DMLU, 1993).

Esta técnica pode ser utilizada para disposição desses resíduos, desde que devidamente autorizada pela legislação local; não prescinde, no entanto, de medidas de precaução (que visem à esterilização), em função da possível persistência de alguns microrganismos, como salmonelas e bacilos da tuberculose que, no solo, sobrevivem por mais de seis meses e, dependendo da temperatura (climas temperados), até dois anos (Cetesb, 1995).

Estudos desenvolvidos por Rego (1993), em experimentos de bancada, mostraram que a utilização da cal sobre RSSS, dispostos em valas, foi ineficiente na eliminação de patogênicos, como vírus, bactérias, fungos, protozoários, entre outros. Já Bracht (1993), recomenda a disposição final em valas com cal ou valas sépticas como uma alternativa para os municípios pequenos e acrescenta que, nesses municípios, a incineração é impraticável devido às condições econômicas e que a vala séptica é uma opção perfeitamente viável. Embora os resíduos infectantes de determinadas unidades (como hospitais) possam estar igualmente contaminados com substâncias químicas tóxicas (materiais radioativos, drogas teratogênicas etc.), decorrendo daí também o risco químico além do biológico, é inegável que, inadvertidamente, os RSSS são atualmente

codispostos com resíduos sólidos urbanos, principalmente nos municípios de pequeno porte.

A disposição dos RSSS com resíduos sólidos urbanos é, pelas razões expostas, uma alternativa de tratamento e disposição final bastante questionada. Não há, no entanto, segundo Takayanagui (1993), concordância em relação ao método de disposição final, com alguns trabalhos demonstrando a sobrevivência de patógenos em chorume (percolado) de aterro por um longo tempo. A mesma autora considera, no entanto, que, na existência de outro método de tratamento, a disposição final dos RSSS em valas sépticas constitui uma alternativa emergencial. Essa opinião é esposada por Bracht (1993), que fundamenta a opção pelo método de acordo com as condições econômicas dos municípios e com o volume dos resíduos gerados, o qual deverá ser pequeno.

A codisposição dos RSSS com resíduos sólidos urbanos, em que a concentração de matéria orgânica alcance o patamar de 50%, como é o caso brasileiro, ainda não foi suficientemente estudada. A existência do material orgânico em ambiente “selado”, como deve ser um aterro sanitário, sem a presença de ar atmosférico (portanto, sem oxigênio molecular), pressupõe a degradação anaeróbia, em que ocorrerão a acidogênese, a acetogênese e a metanogênese, com grandes variações de pH, até que o material orgânico apresente a condição húmica (matéria orgânica, ácidos húmicos e fúlvicos). Essas variações e a própria competição com os organismos transformadores do material orgânico bruto parcialmente estabilizado, como é o caso, com o decorrer do tempo, podem reduzir substancialmente as concentrações de organismos patogênicos. Outro aspecto interessante é que, com a predominância do material orgânico de origem domiciliar, se pode chegar a situações em que os organismos patogênicos sejam detectados apenas em concentrações significativamente baixas ou ausentes na massa do aterro. Enfim, é uma questão não totalmente elucidada ainda, que deve ser objeto de estudos complementares, a fim de que resultados observados com rigor científico de longo prazo venham a possibilitar tomadas de decisão absolutamente seguras.

## 4.4 Tratamentos Físico-químicos

Sob a denominação de tratamento físico-químico, são agrupadas, em geral, as diferentes operações que empregam reagentes químicos e/ou operações físicas, a fim de modificar a natureza química ou as características físicas de um resíduo. Esta opção é adaptada, sobretudo, aos resíduos não biodegradáveis, cuja toxicidade é muito elevada para permitir o rejeito em meio natural.

Serão abordadas as principais operações unitárias realizadas em centrais de tratamento de resíduos, para as quais estão relacionados os parâmetros diretores descritos a seguir. São considerados parâmetros diretores o estado físico, a natureza do solvente e o valor do pH.

- **ajuste de pH:** este tratamento visa melhorar o ambiente reacional no caso de um pré-tratamento ou de um tratamento principal, ou situar o pH em uma zona admissível para o meio receptor, no caso de pós-tratamento;
- **decianetação:** consiste na eliminação de cianetos por meio de sua oxidação. O processo depende do estado físico, da natureza do solvente, da forma em que se encontram (livres, complexos) e do pH;
- **decromatação:** operação de transformação, por redução química, do cromo hexavalente em cromo trivalente, com posterior precipitação. Os parâmetros envolvidos são o estado físico, o teor em cromo hexavalente e o pH;
- **precipitação de metais:** consiste na diminuição do grau de solubilidade de um metal pela ação de reagentes químicos e pela posterior separação por precipitação. Este tratamento depende do estado físico, da natureza do solvente, dos metais em solução e de seus respectivos teores, da presença de complexantes e do pH;
- **quebra de emulsão/evapo-incineração:** são operações que se aplicam sobretudo às emulsões oleosas utilizadas como fluidos de corte. A quebra de emulsões consiste em neutralizar as cargas elétricas que mantêm uma emulsão, garantindo a separação de duas fases (óleo e água). A evapo-incineração, por sua vez, consiste na separação por evaporação da fase aquosa volátil da fase orgânica não-volátil. Ambos os tratamentos dependem do estado físico, da natureza do solvente, do resultado do teste de quebra ácido (positivo ou negativo), do porcentual de água, da DQO e do PCI;
- **estabilização/solidificação:** processo que limita a solubilidade de constituintes (estabilização e diminuição da superfície ativa) e melhora as condições de manutenção dos resíduos (solidificação).

## 4.5 Bases Microbiológicas para Estudo dos RSSS

Os seres humanos, bem como os animais, estão em contínuo contato com microrganismos e essa relação poderá ou não ser benéfica ao hospedeiro. Ela é benéfica no caso da flora intestinal, que auxilia na digestão, para citar apenas um exemplo. Mas, em alguns casos, poderá ocorrer associação parasitária microrganismo-hospedeiro, causando doenças e infecções (Todar, 1998).

A maioria das infecções é causada por microrganismos normalmente encontrados no corpo humano e desencadeada se houver um aumento exponencial da população ou, então, quando os microrganismos se estabelecem, dentro do próprio corpo, em locais diferentes daqueles em que vivem. Uma terceira maneira de ocorrer um quadro infeccioso é quando há o estabelecimento e a reprodução de uma espécie não pertencente ao organismo. Um exemplo é a

infecção causada por vírus ou pela bactéria *Pseudomonas aeruginosa*, a qual tem seu habitat comum nos corpos d'água. Nesse caso, as infecções ou as doenças ocorrerão nos casos em que o sistema imunológico do hospedeiro não for capaz de se defender dos microrganismos.

Para o estabelecimento do microrganismo no organismo humano, é necessária uma série de fatores, nos quais não se incluem apenas as características do microrganismo, mas também o ambiente de colonização e a ação dos mecanismos de defesa do ser humano.

Dessa maneira, resumidamente, é preciso haver:

- condições para adesão e colonização;
- condições de crescimento do microrganismo no organismo, que inclui fonte de nutrientes, oxigênio disponível, concentração hidrogeniônica e temperatura ideais;
- condições para reprodução e sobrevivência do microrganismo no hospedeiro;
- condições dos mecanismos de defesa do hospedeiro.

A patogenia bacteriana engloba todo o ciclo da bactéria no organismo do hospedeiro, desde o início do processo, com a invasão, até a capacidade de ela escapar do sistema imunológico do hospedeiro (Brooks, 1998). É importante destacar ainda que os patógenos não têm a mesma probabilidade de causar infecções e doenças, e, quando sobrevivem, poderão ocasionalmente causar doenças em indivíduos comprometidos (Finlay & Falkow, 1989). A capacidade de um patógeno causar doença é chamada de virulência e é determinada pela capacidade de invasão e toxigenicidade do mesmo, havendo enzimas, proteínas e toxinas que contribuem para isso (Madigan *et al.*, 1997). Caso ocorra disseminação de bactérias pelo organismo, por intermédio de tecidos, sistema linfático ou corrente sanguínea, tem-se a chamada bacteremia.

### 4.5.1 Adesão e Colonização

A primeira interação existente entre o microrganismo e o hospedeiro é sua entrada e adesão no organismo do hospedeiro, onde normalmente há um ambiente rico em nutrientes. A entrada pode ocorrer por meio de trato respiratório (superior e inferior), boca, trato gênito-urinário, além de mucosas e pele. A entrada pela pele ocorre, normalmente, quando ela está lesada. Na pele, a entrada também poderá ocorrer por meio de picadas de artrópodes (os microrganismos têm parte de seu ciclo de vida dentro desses organismos) ou por meio de agulhas, catéteres ou outros objetos perfurantes/cortantes (Finley & Falkow, *op. cit.*).

A adesão às células do hospedeiro é realizada por fatores de ligação entre os mesmos, normalmente pela ligação adesina (microrganismo)–receptor (hospedeiro). Como exemplo de adesina, tem-se a fibronectina, presente no *Staphylococcus aureus*; um exemplo de receptor é a integrina, que tem por função não apenas a ligação a adesinas, mas também uma variedade de funções neces-

sárias à aderência de matrizes extracelulares, como o colágeno (Finlay & Falkow, *op. cit.*; Todar, 1998b).

Além da adesina, há uma série de substâncias extracelulares produzida pelo microrganismo que danifica as células do hospedeiro e facilita o crescimento e a disseminação do patógeno, mas não chega a matar as células (Todar, *op. cit.*).

Atuando de maneira ampla, há toxinas (proteínas) que podem ser desnaturadas pelo calor; são secretadas pela bactéria e normalmente são específicas para cada espécie bacteriana. É interessante observar que as variedades virulentas da espécie normalmente produzem toxinas, não ocorrendo o mesmo com as não-virulentas, sendo este um dos fatores de virulência dos patógenos microbianos (Finlay & Falkow, *op. cit.*). São classificadas, conforme o local em que são liberadas, como exotoxinas, endotoxinas e enterotoxinas.

As exotoxinas são secretadas extracelularmente na fase de crescimento exponencial do microrganismo. Um exemplo é a exotoxina A, produzida pela *Pseudomonas aeruginosa* (Madigan *et al.*, 1997a). É a partir das exotoxinas modificadas que se fabricam vacinas (Brooks, *op. cit.*). As enterotoxinas são secretadas durante o crescimento do microrganismo, afetando o intestino grosso humano e levando aos sintomas de diarreia; são produzidas por uma grande variedade de bactérias, entre elas a *Escherichia coli* e o *Staphylococcus aureus* (Madigan *et al.*, *op. cit.*; Brooks, *op. cit.*). As endotoxinas, por outro lado, não são tão potentes, tendo uma ação menos específica que as exotoxinas, mas são estáveis ao calor; são bactérias produtoras de endotoxinas aquelas pertencentes aos gêneros *Escherichia*, *Pseudomonas*, *Neisseria*, entre outras (Todar, 1998b).

Além das toxinas, também há enzimas produzidas por bactérias que são importantes no processo infeccioso, como a coagulase estafilocócica, que coagula o plasma e está normalmente associada ao *S. aureus* (Brooks, *op. cit.*).

## 4.5.2 Crescimento Bacteriano

Todas as bactérias, patogênicas ou não, necessitam de condições mínimas para sobrevivência e posterior reprodução. Para tanto, as fontes de energia e oxigênio, além de pH e temperatura ideais, são fatores essenciais a seu desenvolvimento.

As fontes de energia devem prover as necessidades de carbono e macronutrientes, como hidrogênio, cálcio, fósforo, potássio, magnésio e ferro, requeridos em grandes quantidades, além de micronutrientes, como manganês, cobalto, zinco, cobre e molibdênio (Barbosa & Torres, 1999; Todar, 1997).

O oxigênio sempre é fornecido em grandes quantidades pela água e, conforme a ocorrência de várias enzimas e vários radicais de oxigênio, estes últimos gerados por células na presença de oxigênio, os microrganismos poderão ou não tolerá-lo. Nos organismos classificados como aeróbios e anaeróbios tolerantes, a ação da enzima superóxido desmutase previne o acúmulo letal do superóxido nas bactérias; as enzimas catalase e peroxidase também contribuem, quebrando o

peróxido de hidrogênio. Os organismos anaeróbios obrigatórios não possuem tais enzimas. Com isso, sofrem oxidações letais quando expostos ao oxigênio (Barbosa & Torres, *op. cit.*; Todar, *op. cit.*).

O potencial hidrogeniônico, pH, em ambientes naturais, varia de 0,5 até 10,5, e grande parte dos procariotos de vida livre cresce em uma escala superior a 3 unidades de pH. Grande parte das bactérias possui um pH ótimo ao redor da neutralidade, pois é o mais adequado à absorção de alimentos. Há, no entanto, uma faixa de pH em que os limites mínimo e máximo são estabelecidos, não restringindo a sobrevivência dos microrganismos a uma única condição de pH (Barbosa & Torres, *op. cit.*; Todar, *op. cit.*).

Analogamente ao pH, há uma faixa de temperatura em que as bactérias podem crescer (mínima, ótima e máxima). Na temperatura ótima, as enzimas estão na forma mais ativa. As temperaturas abaixo da ótima levam à desaceleração das reações metabólicas, ao passo que, acima da ótima, ocorre a desnaturação do material celular e, por conseqüência, a morte das bactérias (Barbosa & Torres, *op. cit.*). Os microrganismos que vivem no organismo humano têm uma temperatura ótima em torno de 37°C.

### 4.5.3 Reprodução e Sobrevivência

Depois que o microrganismo resiste às barreiras impostas pelo hospedeiro, penetra em uma célula eucariótica, onde poderá disseminar-se de duas maneiras. Pode passar de uma célula a outra para entrar mais profundamente por meio da lise da célula do hospedeiro, ou multiplicar-se intracelularmente, o que levaria à quebra da célula depois de algum tempo e a sua liberação para o meio externo à célula. Conseqüentemente, poderiam ocorrer danos teciduais localizados.

É importante destacar que, além da atividade do microrganismo dentro do hospedeiro, também há fatores intrínsecos a este que contribuem na determinação da infecção. Para evitar que o sistema imunológico do hospedeiro a ataque, a bactéria sempre terá de mudar sua superfície e também procurar abrigo dentro de células eucarióticas, que podem oferecer um novo ambiente ou, então, um veículo de lançamento na disseminação da mesma (Finlay & Falkow, *op. cit.*).

### 4.5.4 Mecanismos de Defesa do Hospedeiro

Neste item, procura-se dar uma visão geral dos mecanismos de defesa do hospedeiro, enfatizando as defesas constitutivas sem, no entanto, se aprofundar no assunto, o que fugiria aos propósitos do trabalho.

Diversos microrganismos colonizam o corpo humano; é denominada flora normal. É relativamente raro que esses microrganismos causem algum dano ao ser humano. Contribui para isso, a capacidade de o hospedeiro restringir a invasão da flora normal a regiões onde os microrganismos não causem danos. Além de se defender dos possíveis ataques produzidos pelos microrganismos da flora

normal, o organismo humano deverá ser capaz de resistir aos microrganismos não-indígenos, isto é, aqueles que não constituem a flora bacteriana normal e que são patógenos (Todar, 2000). A colonização de *Staphylococcus aureus*, por exemplo, restringe-se principalmente às fossas nasais, local em que não causam danos ao hospedeiro (Todar, *op. cit.*).

Caso o parasita invada o organismo, ou seja, rompa a barreira anatômica ou colonize o local, instaura-se um quadro de infecção e, quando os danos ao hospedeiro tornam-se evidentes, estabelece-se uma doença infecciosa (Todar, *op. cit.*).

Entretanto, cabe ressaltar que as atividades do hospedeiro não se restringem a defender-se de possíveis microrganismos patogênicos, tendo ainda de manter contato com o ambiente para alimentação, trocas gasosas e eliminação de resíduos corpóreos (Todar, 1998).

Quando saudáveis, os seres humanos podem se defender de patógenos nos mais diferentes estágios, sendo que as defesas do hospedeiro podem, inclusive, prevenir totalmente a infecção. Em outras situações, as defesas só terão início após o começo de uma doença infecciosa (Todar, 2000).

Os mecanismos de defesa do hospedeiro são divididos em dois grupos: defesas constitutivas e defesas induzidas.

As defesas constitutivas ou inatas são comuns aos seres saudáveis, fornecem uma proteção geral contra invasão da flora normal, colonização, infecção e doenças infecciosas dos patógenos, as quais são inerentes ao hospedeiro e à espécie, sendo resultado de fatores complexos e interdependentes (Madigan *et al.*, 1997; Todar, 1998; Todar, 2000).

As defesas induzidas são mecanismos que precisam ser ativados pela exposição do hospedeiro a um patógeno, ou seja, não são uma resposta imediata ao ataque de patógenos. Normalmente, estão especificamente ligadas a um patógeno e desenvolvidas pelo sistema imunológico (Todar, 1998).

### **Defesas Inatas Não Específicas**

Um mesmo patógeno atua de maneira altamente variável nas diversas espécies de hospedeiros, dependendo da suscetibilidade e da resistência da espécie hospedeira. Tanto a suscetibilidade quanto a resistência são inatas à espécie e influenciadas pela resistência natural e genética, comum a todos os membros da espécie. Há ainda fatores complexos, interdependentes e individuais, como a fisiologia, a nutrição, as diferenças anatômicas e a variação nos receptores da superfície tecidual (Madigan *et al.*, *op. cit.*; Todar, 2000b).

A suscetibilidade de uma espécie a certos patógenos, ou resistência natural/genética, pode ser devida a quatro fatores: ausência de receptores específicos à colonização do patógeno, temperatura corporal do hospedeiro diferente da temperatura necessária ao crescimento do patógeno, ausência de nutrientes

necessários ao crescimento do patógeno, ausência de um local ou receptor celular adequado à toxina (Todar, 2000b).

Os *fatores individuais* que diferenciam a suscetibilidade de um indivíduo ao patógeno vão além dos fatores comuns à espécie. Entre tais fatores destacam-se a idade, o sexo, as condições de estresse, a nutrição, as doenças já localizadas, bem como as terapias contra outras doenças. Em relação à anatomia, destacam-se a pele, as membranas mucosas, o trato respiratório, o trato digestivo, o trato urogenital, além dos olhos como locais mais suscetíveis à invasão de patógenos (Madigan *et al.*, 1997b; Todar, 2000b). Também há o antagonismo microbiano e os bactericidas teciduais.

A *idade* influencia a suscetibilidade de maneira importante, pois as infecções são mais comuns em crianças e idosos. Nas crianças, a flora bacteriana intestinal é mais frágil do que em adultos, não tendo a mesma resistência em relação às espécies patogênicas. Nas pessoas acima de 65 anos, as infecções são mais comuns, provavelmente devido à diminuição de uma resposta imunológica efetiva, além das mudanças anatômicas, sendo mais suscetíveis a doenças respiratórias (Madigan *et al.*, *op. cit.*; Todar, 2000b).

O estresse é um dos fatores que predispõe uma pessoa saudável à ocorrência de doenças, devido, principalmente, à modificação hormonal do indivíduo, que, por consequência, afeta o funcionamento do sistema imunológico. Uma das explicações para a influência do estresse é que, nessas condições, ocorre um aumento na liberação de cortisona do córtex adrenal, o que reprime o desencadeamento das respostas aos processos inflamatórios do hospedeiro, podendo ser altamente prejudicial (Madigan *et al.*, *op. cit.*; Todar, 2000b).

A *alimentação* tem um papel especial, pois os nutrientes e a quantidade ingeridos influem diretamente nos processos infecciosos, por estarem associados a deficiências de nutrientes, como proteínas e vitaminas. Como exemplo, uma dieta com baixa ingestão de proteínas pode levar a uma alteração da composição da flora normal, o que poderá implicar uma multiplicação de patógenos oportunistas, sendo uma das possíveis explicações da alta taxa de mortalidade infantil, considerada “comum”, em países subdesenvolvidos (Madigan *et al.*, *op. cit.*; Todar, 2000b).

Se há *doenças em curso* no indivíduo, este está com suas defesas comprometidas, principalmente por doenças orgânicas como leucemia e AIDS, e as respostas à infecção podem demorar um pouco mais ou até não ocorrer (Madigan *et al.*, *op. cit.*; Todar, *op. cit.*). As terapias contra doenças em curso também podem levar à maior suscetibilidade a outras doenças, não somente as causadas por microrganismos não-indígenos, mas também pelos constituintes da flora normal, sendo um exemplo o uso de antibióticos ou o tratamento com drogas citotóxicas (Todar, *op. cit.*). Uma bactéria conhecida por seu oportunismo é a *Pseudomonas aeruginosa*, que tem sua infecção predisposta por outras doenças, como a fibrose cística, e por queimaduras de pele.

## Defesas Anatômicas

Como citado anteriormente, além dos fatores individuais, também há as defesas anatômicas existentes no corpo que impedem a invasão e a colonização de microrganismos. Entre elas, destacam-se: pele, mucosas, trato respiratório, trato digestivo, trato urogenital, além da conjuntiva.

Geralmente, a integridade dos tecidos que estão em contato com o meio externo é uma barreira à penetração dos microrganismos, sendo mais fácil a penetração quando esses tecidos estão lesados (Madigan *et al.*, *op. cit.*).

A pele é conhecida por ser uma barreira à entrada de organismos estranhos no corpo, a não ser em casos em que esteja machucada. Aliado à barreira natural, conta-se também com o fato de a flora normal da pele produzir substâncias que evitam a colonização de patógenos em potencial. Além disso, as secreções sudoríparas possuem propriedades antimicrobianas (Todar, 2000b).

Muitas das mucosas são fortemente colonizadas por bactérias da flora normal que sobrevivem devido a suas secreções úmidas, e que, como a pele, evitam a colonização por microrganismos não-índigenos. Entretanto, alguns podem penetrá-las, sendo um dos locais mais comuns de invasão (Todar, *op. cit.*).

A entrada de microrganismos pelo trato respiratório é dificultada por barreiras como os pêlos das membranas nasais. Caso ultrapassem essa barreira, podem se fixar na superfície da mucosa da traquéia ou serem levados pelo epitélio ciliado do trato respiratório inferior. A tosse também impede a aspiração (Nairn, 1998; Todar, 2000b).

As maiores dificuldades de adesão e colonização são encontradas pelos microrganismos que entram pela *boca*, seguindo pelo trato digestivo. Isso ocorre porque é na boca que se encontram os microrganismos da flora normal melhor adaptados, seguidos logo depois pelos microrganismos do intestino. A saliva possui muitas enzimas hidrolíticas e o pH, ácido no estômago e alcalino no intestino, destruirá muitas bactérias. Este último também contém uma alta população microbiana com a qual o patógeno terá de competir, culminando na expulsão deste por meio dos movimentos peristálticos. Além dessas barreiras, destaca-se, ainda, a produção de sais biliares e enzimas que matam ou inibem muitas bactérias (Nairn, *op. cit.*; Todar, *op. cit.*).

Em relação ao trato urinário, verifica-se que a uretra se mantém livre de microrganismos devido, principalmente, ao pH ácido da urina, enquanto o epitélio vaginal tem uma alta população de *Lactobacillus acidophilus* que impedirão que outros organismos se instalem nele, incluindo a levedura potencialmente patogênica, *Candida albicans*, microrganismos anaeróbios e bactérias Gram-negativas (Nairn, *op. cit.*; Todar, *op. cit.*).

A conjuntiva dos olhos é livre de microrganismos devido aos constantes movimentos da pálpebra, que impedem a instalação de microrganismos; por outro lado, as lágrimas contêm grande quantidade de lisoenzima (Todar, *op. cit.*).

Além das defesas anatômicas citadas, pode-se citar os rins, constantemente banhados com secreções que contêm lisoenzima, a qual reduz a população microbiana, e os fluidos extracelulares como o plasma que também contém substâncias bactericidas (Madigan *et al.*, *op. cit.*).

É importante frisar que, caso essas barreiras sejam danificadas, poderá ocorrer o crescimento do patógeno e o início de uma doença (Madigan *et al.*, *op. cit.*).

A especificidade do tecido é importante, tendo em vista que, antes de colonizarem um local, os patógenos precisam se estabelecer e, caso não haja compatibilidade em termos nutricionais e ambientais, eles não poderão se multiplicar. Exemplos de especificidade de tecidos em relação ao microrganismo são as cáries dentárias, causadas por *Streptococcus mutans*, *S. sobrinus*, *S. sanguis* e *S. mitis*, que infectam o epitélio oral. Caso não haja ingestão de sacarose, o desenvolvimento dos mesmos será prejudicado, pois não conseguirão sintetizar um polissacarídeo de membrana necessário para aderir a célula bacteriana ao dente (Madigan *et al.*, *op. cit.*).

Percebe-se que os grandes responsáveis pela não invasão de microrganismos não-indígenos são aqueles presentes na flora normal. Dessa forma, os mecanismos pelos quais a flora protege o local do ataque de outros microrganismos estão diretamente ligados à competição direta com os microrganismos não-indígenos, por serem os microrganismos da flora mais adaptados aos tecidos, pelo antagonismo específico contra a espécie invasora, por meio da produção de proteínas que matarão ou inibirão outras espécies de bactérias, além de um antagonismo não específico que ocorre como consequência da produção de metabólitos e produtos finais que inibem outros microrganismos (Todar, *op. cit.*).

Caso ocorra a invasão e a colonização, há três processos principais que tentarão inibir a ação dos mesmos: resposta inflamatória, febre e fagocitose.

A resposta inflamatória é decorrente da lesão de tecidos e começa com a dilatação de arteríolas e capilares locais, acumulando edema no local e, com a fibrina, formando uma rede de contenção da propagação dos microrganismos que não conseguem atingir os canais linfáticos (Nairn *et al.*, *op. cit.*). Pode ser induzida por danos teciduais da infecção, por reações imunológicas ou por um agente prejudicial (microbiano ou não) e tem como sintomas vermelhidão, inchaço, queimação do local e dor. Pode ser induzida por reações imunológicas e danos ao tecido. O efeito de tal resposta será o recrutamento dos mecanismos de defesa ao local afetado, que poderão agir em diferentes níveis, conforme suas características (Todar, 2000c).

A febre, segundo Nairn (*op. cit.*), é a “manifestação sistêmica mais comum da resposta inflamatória e constitui um sistema fundamental de doenças infecciosas”, em que há um aumento anormal na temperatura corpórea, sendo normalmente causada por infecção (Madigan *et al.*, *op. cit.*). É possível identificar algumas substâncias capazes de provocar a febre, chamadas de substâncias

pirogênicas. São elas, as endotoxinas e a interleucina-1 (Nairn *et al.*, *op. cit.*; Madigan *et al.*, *op. cit.*).

Na fagocitose, as células são capazes de engolfar e destruir os microrganismos responsáveis pela resposta inflamatória, além de outras substâncias estranhas que penetram nos pulmões, na medula óssea, na corrente sanguínea e no sistema linfático. São exemplos de células fagocitárias os neutrófilos e os macrófagos, normalmente referidos como fagócitos profissionais (Nairn, *op. cit.*; Todar, *op. cit.*).

### **Defesas Induzidas**

São aquelas que necessitam de ativação por meio da exposição do hospedeiro a um patógeno, desenvolvidas pelo sistema imunológico (Todar, 1998), por isso, são chamadas de imunidade adquirida, podendo ser ativa ou passiva (Todar, 2000d). É considerada ativa quando é produzida pelo próprio organismo, e passiva, se o organismo recebe uma imunidade de outro organismo, como vacinas. São muitas as substâncias envolvidas e a complexidade do processo não permite uma simples discussão, como no caso das defesas constitutivas.

Após esse pequeno resumo dos mecanismos utilizados pelos microrganismos durante seu contato com o hospedeiro, passa-se a enfocar os microrganismos observados nas pesquisas, com características e condições necessárias para seu crescimento.

### **4.5.5 Microbiologia dos RSS**

São diversos os microrganismos que podem ser encontrados nos RSS. Alguns poderão causar infecções em pessoas que entrem em contato com eles. Destacam-se enterobactérias, como *Salmonella*; *Shigella* spp.; *Vibrio cholerae*; helmintos; *Mycobacterium tuberculosis*; *Streptococcus pneumoniae*; vírus da herpes; *Neisseria gonorrhoeae*; *Bacillus anthracis*; vírus da imunodeficiência humana; *Staphylococcus* spp.; *Staphylococcus aureus*; *Enterococcus*; *Klebsiella*; *Candida albicans*; e os vírus das hepatites A, B e C (WHO, 1998).

Os RSS aqui descritos são aqueles classificados, pela Resolução Conama/93, dentro do grupo A, ou seja, infectantes, cujo potencial de risco está associado à presença de agentes biológicos.

Os microrganismos *Escherichia coli*, *Pseudomonas aeruginosa* e *Staphylococcus aureus* são de grande interesse médico-sanitário por serem os grandes causadores de infecção hospitalar, além de serem os mais comumente encontrados em análises microbiológicas dos RSS, de maneira que é importante conhecer as características dos mesmos.

#### ***Escherichia coli***

São bacilos Gram (-), anaeróbios facultativos e não-esporulados; formam colônias lisas, circulares e convexas; com bordas bem definidas e morfologia altamente variável em amostras clínicas. Têm uma temperatura de crescimento ótima

variando de 30 a 37°C (Brooks, 1998b). O pH ótimo varia de 6,0 a 7,0, e os valores mínimo e máximo para elas são 4,4 e 9,0, respectivamente (Todar, 2000).

São componentes comuns da microbiota endógena dos seres humanos, com algumas variedades que podem causar diarreias severas (Gray, 1995), além de infecções urinárias, bacteremias, meningites em recém-nascidos, entre outras. Trabulsi & Campos (1999) citam seis categorias da espécie que causam infecções intestinais: *E. coli* enteroinvasora, *E. coli* enterotoxigênica, *E. coli* enteropatogênica, *E. coli* entero-hemorrágica, *E. coli* enteroagregativa e *E. coli* que adere difusamente.

Provavelmente, é a bactéria mais versátil em termos de patogenicidade, a qual é determinada por fatores de virulência específicos, como adesinas, toxinas e substâncias que promovem invasão ao epitélio intestinal (Trabulsi & Campos, *op. cit.*; Kuhnert *et al.* 2000).

O genoma de *E. coli* tem uma alta plasticidade. Com isso, ela ganha ou perde genes de virulência em frequência relativamente rápida, sendo uma das razões pelas quais há um contínuo aparecimento de novos patótipos com novas combinações (Kuhnert *et al.*, *op. cit.*).

### ***Pseudomonas aeruginosa***

Bactérias Gram (-), aeróbias ou anaeróbias facultativas, em forma de bastonetes. Ocorrem isoladas, em pares ou em cadeias curtas. Formam colônias redondas e lisas de coloração esverdeada fluorescente. Quando em cultura, podem produzir diversos tipos de colônias, dando a impressão de uma colônia mista de bactérias (Brooks, 1998d).

Cosmopolitas, com uma temperatura ótima de crescimento a 37°C, essas bactérias constituem uma das poucas espécies de bactérias causadoras de infecção nosocomial que não pertence à microbiota humana de pessoas saudáveis (Brooks, *op. cit.*; Iglewski, 1998; Zanon, 1991). O pH ótimo varia de 6,6 a 7,0, e os valores mínimo e máximo para elas são 5,6 e 8,0, respectivamente (Todar, 2000).

Importantes patógenos oportunistas dos seres humanos e responsáveis por grande parte das infecções nosocomiais, apesar de a colonização normalmente preceder a infecção por *Pseudomonas aeruginosa*, sua fonte exata de transmissão não é clara (Todar, 1997). São encontradas em banhos de hidroterapia, equipamentos de terapia respiratória, superfície de frutas e legumes crus, piscinas, soluções de lentes de contato, cosméticos, drogas injetáveis, entre outros locais. As doenças causadas vão de infecção cutânea superficial a septicemia (Gilligan, 1995), além de infecções do trato urinário, ferimentos e bacteremia de bactérias Gram (-) (Todar, 1998c; Trabulsi & Toledo, 1999).

Nos Estados Unidos, é o quarto patógeno nosocomial mais comumente isolado, sendo notória a sobrevivência a antibióticos, causando infecções do sistema respiratório inferior e do trato urinário, além de ser uma causa importante de infecções de pacientes queimados que tiveram sua barreira primária à infecção bacteriana quebrada (Madigan *et al.*, 1997c).

No hospital, são inúmeros os reservatórios para *P. aeruginosa*. Entre eles, encontram-se equipamentos respiratórios, comida, absorventes, torneiras e esfregões, além de sua constante reintrodução no ambiente hospitalar por intermédio de frutas, plantas, legumes e pacientes transferidos.

A fixação das bactérias às células epiteliais do hospedeiro é feita pelas fímbrias que se estendem a partir da superfície celular.

A alta mortalidade associada às infecções causadas por essa bactéria é devida à combinação do enfraquecimento das defesas do organismo, à resistência bacteriana a antimicrobianos e à produção de enzimas e toxinas extracelulares (Todar, 1998c).

Grande parte das variedades de *P. aeruginosa* produz um ou mais pigmentos, sendo a pioquina e a pioverdina as mais comuns. Uma característica interessante é que os pigmentos retardam o crescimento de algumas bactérias, podendo facilitar, desta maneira, a colonização de *P. aeruginosa* (Gilligan, *op. cit.*; Todar, 1998c; Toledo & Trabusi, *op. cit.*).

### ***Staphylococcus aureus***

Cocos Gram (+) e catalase (+), aeróbios, são esféricos e tendem a formar colônias em forma de cachos de uva; as culturas em meio sólido são redondas, lisas, elevadas e brilhantes (Brooks, 1998c; Madigan *et al.*, 1997c; Martins *et al.*, 1999; Foster, 1998a), crescendo a uma temperatura ótima de 37°C. O pH ótimo varia de 7,0 a 7,5, e os valores mínimo e máximo são 4,2 e 9,3, respectivamente (Todar, 2000).

São encontrados em fossas nasais, garganta, intestino e pele e facilmente dispersos no ar. O habitat mais comum é o trato respiratório superior, especialmente as fossas nasais, a garganta e a superfície da pele (Madigan *et al.*, *op. cit.*).

É o agente mais comum das infecções hospitalares adquiridas de instrumentos cirúrgicos, decorrentes de uma lesão como infecção estafilocócica pós-operatória ou após traumatismo, ou como meningite após fratura do crânio (Brooks *et al.*, *op. cit.*). As infecções mais sérias ocorrem quando a resistência do hospedeiro está baixa, estando o paciente debilitado por doenças crônicas, traumas físicos, imunossupressão, queimaduras etc.

É responsável pelas infecções piogênicas, localizadas na pele ou em regiões mais profundas, como foliculite, furunculose e carbúnculo (Martins, *op. cit.*).

Apesar da patogênese das intoxicações estafilocócicas ser bem compreendida, pouco se sabe a respeito dos fatores que determinam a capacidade do *Staphylococcus aureus* em invadir, proliferar e lesar os tecidos do organismo humano. Entre as substâncias extracelulares que contribuem para a virulência da bactéria, destacam-se enzimas, proteínas e toxinas, além de componentes da superfície da bactéria, como cápsula, peptidoglicano, ácidos teicóicos, adesinas e proteína A. No caso desta última, aventa-se a hipótese de ela aumentar a virulência da bactéria. Para a aderência, a bactéria internaliza-se por um processo semelhante à fagocitose.

São diversas as toxinas que danificam a membrana da célula do hospedeiro, como a a-toxina, a melhor caracterizada pela bactéria, a b-toxina, que danifica membranas ricas em lipídios, a d-toxina, de papel desconhecido, a g-toxina e a leucocidina, que danificam a membrana de células suscetíveis, e a toxina epidermolítica, que causa a doença conhecida como “síndrome da pele escaldada” em neonatos.

Tais bactérias são facilmente dispersas no ar (Madigan *et al.*, *op. cit.*) e têm uma grande capacidade de adesão às partículas devido a adesinas e outras substâncias que existem em sua superfície.

## 4.6 Experiências em Escala de Laboratório com RSS

### 4.6.1 Sobrevivência dos Microrganismos nos RSS

Do total de resíduos produzido nos serviços de saúde, de 50% a 80% são resíduos semelhantes aos domésticos (Soares *et al.*, 1997; WHO, 1998); os 20% a 50% restantes são considerados perigosos, podendo ser tóxicos, infecciosos ou radioativos. Ainda, segundo a Organização Mundial de Saúde, WHO (2000), 15% dos resíduos considerados perigosos são constituídos por resíduos infectantes e anatômicos, sendo esta a porcentagem que levanta dúvidas e temor quanto a sua capacidade de transmitir doenças. Todavia, pouco se sabe a respeito da sobrevivência dos microrganismos existentes nos resíduos de serviços de saúde e de seu potencial em transmitir doenças.

A WHO (1998) afirma que os “microrganismos patogênicos possuem uma limitada capacidade em sobreviver no meio ambiente, que dependerá de sua resistência às condições de temperatura, umidade, radiações ultravioleta, disponibilidade de predadores e da disponibilidade de matéria orgânica”; Bertussi (1989) cita também a alta temperatura do processo de decomposição como a responsável pela não sobrevivência desses microrganismos por períodos prolongados.

Os estudos quanto à sobrevivência estão restritos principalmente ao vírus da hepatite B e ao HIV. O primeiro pode sobreviver por semanas e, quando exposto ao etanol 70%, permanece viável por mais de 10 horas a uma temperatura de 60°C, ao passo que o HIV é menos resistente, sobrevivendo de 3 a 7 dias em temperatura ambiente e 15 minutos à exposição de etanol 70% (WHO, 1998).

Em trabalho realizado pela Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental (Cetesb), nos RSS foram encontrados vírus como o pólio tipo I, hepatite A e B, fungos e bactérias e, entre as bactérias, *Pseudomonas aeruginosa* e *Staphylococcus aureus* (Bertussi, *op. cit.*).

Na Tabela 4.1 encontram-se alguns organismos e seu respectivo tempo de sobrevivência nos resíduos sólidos. Apenas os vírus da hepatite B e o HIV referem-

se aos resíduos sólidos de serviços de saúde, os outros referem-se aos resíduos sólidos urbanos.

**Tabela 4.1** Tempo de sobrevivência de alguns organismos em resíduos sólidos.

<b>Organismos</b>	<b>Sobrevivência (dias)</b>
<b>Bactérias</b>	
Coliformes fecais	35
<i>Leptospira interrogans</i>	15-43
<i>Mycobacterium tuberculosis</i>	150-180
<i>Salmonella thyphi</i>	29-70
<i>Salmonella Parathyphi</i>	29-70
<i>Salmonella</i> sp.	29-70
Shigella	2-7
<b>Vírus</b>	
Enterovírus	20-70
Pólio vírus – pólio tipo I	20-170
Vírus da hepatite B	Algumas semanas
Vírus HIV	3-7

Fonte: Suberkeropp & Klug in Funasa (199-?); OMS (1998).

Muito pouco se sabe em relação à sobrevivência das bactérias nos RSS, e uma das explicações sobre o tempo de sobrevivência seria a presença de anti-sépticos nos mesmos. Além disso, estudos mostraram que a concentração de microrganismos patogênicos nos RSS não é maior que aquela encontrada nos resíduos sólidos urbanos, com exceção daqueles que contêm culturas de patógenos e excreta de pacientes.

Devido ao fato de a maioria dos países desenvolvidos ter na incineração sua maneira de tratamento para os RSS, muito pouco se sabe sobre a presença e a quantificação dos microrganismos patogênicos nos resíduos. É necessário, portanto, que se ampliem os estudos tanto em termos de sua quantificação como em relação ao poder infectante desses microrganismos. Afinal, a simples presença de patógenos nos resíduos não significa que eles sejam transmissores de doenças.

#### **4.6.2 Avaliação do Crescimento de Microrganismos em RSS**

Apesar da discussão, muitas vezes acalorada, que o assunto RSS levanta, se desconhecem vários aspectos a respeito da sobrevivência de microrganismos nesse meio. Na maioria dos países, principalmente aqueles ditos “em desenvolvimento”

ou de “terceiro mundo”, como o Brasil, a incineração deixou de ser obrigatória desde 1991 (Conama, nº 6 de 1991), recomendando-se que a disposição final seja realizada em aterros sanitários, mais especificamente em células separadas dos resíduos sólidos urbanos. Da mesma forma, sabe-se que a maioria das cidades brasileiras não possui local e condições adequadas para disposição final, nem separação dos resíduos de acordo com sua classificação. Ocorre, portanto, na maioria das vezes, a disposição conjunta de RSSS e RSU em “lixões”.

Grande parte dos estudos que envolvem os resíduos sólidos de serviços de saúde enfoca a transmissão de doenças aos manipuladores dos resíduos, principalmente aqueles do setor de limpeza dos hospitais. Todavia, não há trabalhos que explorem a sobrevivência, a identificação e a quantificação dos microrganismos existentes nesses resíduos. Dessa forma, são necessários estudos básicos nessa direção.

No intuito de conhecer e pesquisar o assunto, uma equipe de pesquisadores da Universidade Federal de Santa Catarina (UFSC) e do Laboratório Central de Saúde Pública de Santa Catarina (Lacen) vem desenvolvendo, desde 1998, pesquisas em escala laboratorial, utilizando um resíduo-tipo e cepas liofilizadas de microrganismos. Para tanto, utilizou-se um resíduo padronizado a partir de levantamento realizado no Hospital Governador Celso Ramos, em Florianópolis, SC. Nesse resíduo, foram inoculadas cepas-padrão das bactérias *Escherichia coli*, *Pseudomonas aeruginosa* e *Staphylococcus aureus*, causadoras de infecção hospitalar e de interesse sanitário ambiental, pois são empregadas em análises de diagnóstico ambiental.

A opção por um resíduo hospitalar padronizado, em vez do resíduo *in natura*, foi devido à flutuação que ele poderia apresentar, o que impediria a obtenção de resultados similares no caso de repetição dos experimentos em outra oportunidade ou por outros pesquisadores. Associado a esse fato, quando se trabalha com resíduo real, há uma composição microbiológica variada, com diversas espécies de bactérias, fungos e vírus, o que dificulta a determinação da concentração inicial dos microrganismos. Além disso, há a necessidade de cuidados especiais na manipulação do resíduo com composição microbiológica desconhecida. Essas são algumas das razões pelas quais se optou por “colonizar” esse resíduo-padrão com bactérias provenientes de culturas adquiridas em laboratório, no caso, o American Type Culture Collections (ATCC).

Como todo trabalho inédito, as dificuldades recaíram principalmente sobre a metodologia a ser utilizada para a quantificação microbiológica, pois não há, até o momento, uma metodologia específica indicada para essa situação. Com a colaboração da equipe de pesquisadores do Lacen, a qual foi a grande responsável pelo desenvolvimento dessa metodologia, optou-se por adaptar a metodologia empregada na microbiologia de alimentos, devido ao fato de ambos, resíduo e alimento, serem sólidos. Algumas adaptações foram necessárias, pois, diferentemente dos alimentos, nesse trabalho se sabia de antemão quais as espécies presentes, bem como sua concentração inicial.

Com a utilização de meios seletivos, foi possível quantificar os microrganismos existentes. As quantificações foram realizadas em um período de 16 a 18 dias para conhecer a evolução dos microrganismos. Em princípio, sabia-se que o resíduo infectante não seria o local ideal para a sobrevivência de microrganismos, por haver pouca matéria orgânica, pequena quantidade de soro fisiológico e sangue, sendo maior a quantidade de gaze, algodão, fita crepe, além de outros componentes.

A metodologia empregada sofreu modificações ao longo do tempo, a fim de torná-la mais completa e precisa. Para tanto, foi dividida em etapas, procurando-se sempre agregar parâmetros para a melhor compreensão dos resultados. Os aspectos metodológicos serão detalhados a seguir.

### **Composição Gravimétrica dos RSSS**

A determinação da composição gravimétrica do resíduo foi realizada com base nos resíduos gerados no Hospital Governador Celso Ramos, por este ser um hospital com várias especialidades e dispor de um sistema de gerenciamento de resíduos sólidos que inclui segregação na fonte e coleta externa diária.

Primeiramente, foi feito um levantamento dos locais em que haveria acompanhamento da geração dos resíduos, concentrando-se em áreas de pacientes com baixa resistência imunológica, os quais contribuem com uma grande parcela de resíduos em termos quantitativos, conferindo maior risco à saúde dos profissionais de saúde.

Os setores com maior produção de resíduos, em ordem decrescente, foram a neurotraumatologia, a emergência, a unidade de terapia intensiva (UTI), a internação e o centro cirúrgico. Os procedimentos realizados nessas áreas geram resíduos como líquidos corpóreos, compressas e gazes, líquidos anti-sépticos, medicamentos, esparadrapo, bolsas de coleta ou líquidos de infusão etc. Esses resíduos são classificados pela NBR 9190 como Tipo II – lixo especial, devendo ser acondicionados em sacos de tonalidade branco-leitosa (ABNT, 1985).

Para observar os materiais utilizados em cada setor, foram realizados o acompanhamento e a identificação desses materiais no momento da assistência ao paciente. Foram levantados tanto os materiais sólidos como os líquidos, que variam em função do tipo de lesão, da patologia envolvida, do tratamento empregado e dos resultados almejados.

Após a escolha dos procedimentos a serem observados e a determinação dos materiais, fez-se o acompanhamento do procedimento, recolhendo os sacos brancos e as caixas de papelão nos quais os resíduos foram descartados. Esses recipientes foram identificados quanto a sua origem (setor), sendo analisados 6 sacos de tonalidade branco-leitosa de cada unidade produtora, perfazendo um total de 30 acondicionadores. Os quais foram, então, pesados e detalhados, fazendo uma contagem do material coletado, em local arejado, utilizando-se equipamentos de proteção individual (EPIs). O material observado, um total de 68,9 kg, foi relacionado à listagem dos materiais provenientes do almoxarifado,

obtendo-se um resumo. Os produtos similares foram, então, aglutinados e compuseram as frações do resíduo-tipo.

### Determinação do Resíduo-tipo

Os resíduos quantificados na pesquisa foram resultantes do contato direto com os pacientes com infecção já instalada e com aqueles com algum tipo de secreção corporal. A partir dos resultados, optou-se pelo uso de um resíduo-padrão sintetizado em laboratório para o desenvolvimento da pesquisa em função de alguns fatores de difícil controle, como reprodutibilidade, dificuldade no acompanhamento seletivo dos microrganismos e variabilidade de resíduos de um saco para outro.

Após a escolha dos procedimentos e a análise dos resíduos, chegou-se à composição da fração sólida do resíduo-tipo, como pode ser observado na Tabela 4.2.

**Tabela 4.2** Composição da fração sólida do resíduo-tipo.

<b>Material</b>	<b>Quantidade (g)</b>
<b>Algodão</b>	
Gaze	5,18
Algodão hidrófilo	5,18
<b>Látex</b>	14,37
<b>Plástico</b>	
Não filme	19,72
Filme	5,59
<b>Papel</b>	12,03
<b>Vidro</b>	1,39
<b>Papel cartão</b>	0,96
<b>Adesivos</b>	
Espadrapo comum	2,47
Fita crepe	2,47
<b>Madeira</b>	0,19
<b>Metais</b>	
Lã de aço	0,19
Alumínio	0,31

Quanto à composição da fração líquida (Tabela 4.3), não foi possível realizar uma identificação e uma medição precisas devido à forma de disposição: uma parcela do líquido se depositava no fundo do saco e o restante se aderiu aos outros elementos ali presentes. Dessa forma, optou-se pelos fluidos mais utilizados nos cuidados com o paciente e pelas secreções do corpo, destacando-se soro fisiológico

(limpeza de curativos e lesões), solução PVPI (povidine, que contém iodo para desinfecção e limpeza das lesões e da pele), além de sangue, urina, fezes líquidas e pequenas quantidades de soro glicosado. A composição do resíduo-tipo obtida é apresentada na Tabela 4.3.

Tabela 4.3 Composição da fração líquida do resíduo-tipo.

Material	Quantidade (ml)
Soro fisiológico	15,00
Urina	5,00
Sangue	5,00
PVPI	5,00

### Avaliação Microbiológica em Condições Estáticas

Com a definição do resíduo-padrão, procurou-se fazer uma avaliação experimental da evolução temporal do crescimento bacteriano em resíduo hospitalar infeccioso. A pesquisa foi realizada por uma equipe especializada formada por pesquisadores de dois laboratórios: Laboratórios de Resíduos Sólidos (Lareso) da UFSC e Laboratório Central de Saúde Pública de Santa Catarina (Lacen). Nessa etapa, a parte experimental foi realizada no Lacen, após acordo firmado entre ambas as partes.

A metodologia empregada nos experimentos foi adaptada da análise microbiológica de alimentos, uma vez que não foi encontrada na literatura consultada metodologia específica para esse tipo de análise.

### Condições Experimentais

Foram empregados 24 balões de fundo chato com capacidade de 2.000 ml, em que o resíduo-padrão reconstituído em laboratório foi disposto. Cada balão foi preenchido com 70 g da fração sólida, 30 g da fração líquida e fechado com tampa de algodão. A fração líquida somente foi adicionada aos balões após estes serem submetidos ao processo de esterilização em autoclave a 121°C, durante 15 minutos, por 2 vezes. Em seguida, 12 dos balões, contendo as frações sólida e líquida, receberam o inóculo das bactérias em um ambiente estéril, e os 12 restantes serviram como controle negativo.

Na solução inóculo foram utilizadas cepas-padrão liofilizadas da American Type Culture Collections (ATCC), sendo ATCC 25922 para *E. coli*, ATCC 27853 para *P. aeruginosa* e ATCC 25923 para *S. aureus*.

Antes de serem adicionadas ao resíduo, as cepas foram reidratadas com 0,5 ml de água destilada estéril, seguidas de semeadura em meio ágar sangue para obtenção de colônias isoladas de cada espécie. Após a incubação em estufa bacteriológica por 24 horas, a 35-37°C, retirou-se uma colônia de tamanho médio de cada placa, com o auxílio de uma alça bacteriológica, transferindo-a para um tubo contendo 20 ml de meio Brain Heart Infusion (BHI). Os tubos foram incubados a 35-37°C por um período de 18 a 26 horas, conforme o tempo necessário para cada espécie

atingir a solução inóculo com concentração desejada de  $10^7$ - $10^8$  UFC/ml. Paralelamente a esse procedimento, sempre foi realizada a contagem das colônias para verificar a concentração exata de microrganismos inoculada.

Para manter a umidade em 30%, foram retirados da fração líquida 3 ml de soro fisiológico, os quais foram substituídos por 3 ml de inóculo, sendo 1 ml para cada cepa. Esse procedimento foi repetido para todos os balões, exceto nos de controle negativo, não sendo adicionado nestes nenhum tipo de nutriente ou fator de crescimento bacteriano.

Cada balão foi agitado manualmente a fim de misturar todos os componentes: inóculo, fração sólida e líquida. Em seguida, todos foram colocados, simultaneamente, em estufa incubadora para DBO à temperatura de 25°C, onde foram mantidos até o momento de cada análise.

Para a avaliação temporal do crescimento microbiano no resíduo, foram realizadas 12 análises distribuídas ao longo de 16 dias (ou 384 horas) de experimento, incluindo o momento do inóculo, que representa a concentração inoculada e não o momento zero de coleta. Nesta etapa, foram realizadas três séries de experimentos não simultâneas. A Tabela 4.4 sintetiza o número de coleta de amostras e a frequência em que foram realizadas.

**Tabela 4.4** Número de coleta de amostra e frequência de realização.

<b>Número de análises</b>	<b>Tempo (horas)</b>	<b>Tempo (dias)</b>
Análise 0	Inóculo	Inóculo
Análise 1	6 horas	1/4 dia
Análise 2	12 horas	0,5 dia
Análise 3	24 horas	1 dia
Análise 4	48 horas	2 dias
Análise 5	72 horas	3 dias
Análise 6	96 horas	4 dias
Análise 7	120 horas	5 dias
Análise 8	144 horas	6 dias
Análise 9	168 horas	7 dias
Análise 10	192 horas	8 dias
Análise 11	240 horas	9 dias
Análise 12	384 horas	16 dias

Inicialmente, foi previsto um experimento com 10 dias de duração, sendo que a 12ª análise deveria ocorrer no final desse período. Entretanto, na 1ª análise, verificou-se que a concentração de bactérias ainda estava elevada, optando-se por realizar a última análise apenas no 16º dia após a inoculação, pois restavam somente dois balões.

Para cada análise foram retirados da estufa dois balões, estando um com o inóculo e o outro sendo o controle negativo. A cada um dos balões com 100 g de resíduo foram adicionados 900 ml de solução salina peptonada bacteriológica a 0,1%, obtendo-se uma diluição de  $10^{-1}$ . Os balões foram agitados em agitador orbital por 5 minutos para homogeneizar a solução, da qual seria, então, transferida uma alíquota de 1 ml para um tubo contendo 9 ml de solução salina peptonada ( $10^{-2}$ ). A seguir, o tubo foi agitado em “vórtex” por 20 segundos, aproximadamente. Tal procedimento foi repetido sucessivamente, transferindo-se sempre 1 ml de um tubo ao tubo seguinte, obtendo-se, ao final, tubos com diluições de  $10^{-2}$  a  $10^{-4}$ .

Com auxílio de uma pipeta de 0,5 ml, transferiu-se de cada uma das diluições uma alíquota de 0,1 ml para as placas com os meios seletivos. Na Figura 4.1, é possível visualizar esse procedimento. Com o conhecimento prévio de quais microrganismos estão presentes nos resíduos, empregou-se meios seletivos para cada uma das bactérias. Neste experimento, utilizou-se os meios Chromocult para *E. coli*, BP (Baird-Parker) ágar para *S. aureus* e Cetrimide ágar para *P. aeruginosa*. Esses meios permitem o crescimento e a posterior quantificação dos microrganismos desejados.

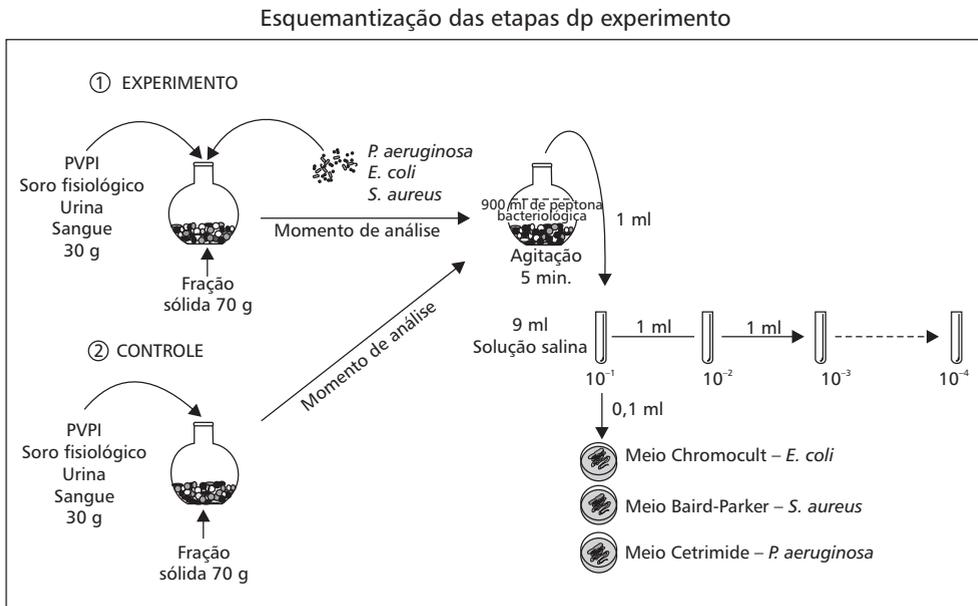


Figura 4.1 Esquema das condições experimentais em condições estáticas.

A contagem de colônias de microrganismos parte do pressuposto de que cada célula microbiana, em uma amostra, formará colônias visíveis e separadas, quando misturadas com ágar ou outro meio sólido (Silva *et al.*, 1997). Entretanto, a contagem microbiológica em meios de cultura sempre deve ser encarada como

uma estimativa e não como uma contagem absoluta, pois os meios e as condições ideais para o crescimento podem variar de um material para outro.

No caso dos resíduos de serviços de saúde, utilizou-se o método *surface* ou *spread plate*, que consiste no plaqueamento por distribuição na superfície, adaptado do Compendium of Methods for the Microbiological Examination of Foods (APHA, 1992). Esse método permite melhor visualização das colônias a serem contadas.

O método de contagem de colônias é uma estimativa do número de microrganismos viáveis nos materiais e tem base na técnica de *pour plate* (plaqueamento por profundidade). Para a avaliação quantitativa dos microrganismos nos resíduos de serviços de saúde, utilizou-se o método de contagem por superfície, que permite melhor exposição das colônias a serem contadas.

A partir do número de unidades formadoras de colônias (UFC), é possível fazer uma relação com o número de colônias existente na placa, mas não pode-se ter informações a respeito do número de células que forma as colônias, as quais podem ser constituídas tanto por células individuais como por agrupamentos característicos de certos microrganismos, como pares, tétrades, cachos, cadeias etc. (Silva *et al.*, 1997). A UFC pode ser expressa por grama, quando se parte de um meio sólido, ou por ml, partindo-se de um meio líquido.

## Resultados Obtidos

Os resultados obtidos nesta etapa são apresentados por série, sendo possível acompanhar a evolução do crescimento de cada bactéria ao longo do tempo. Não é possível fazer uma comparação entre as séries, uma vez que os inóculos de cada série e de cada espécie bacteriana apresentaram concentrações diferentes. Essa variação ocorreu porque cada solução inóculo foi proveniente de colônias diferentes e, portanto, de indivíduos com características genéticas diferentes (Madigan *et al.*, 1996). Além disso, os experimentos foram realizados em sequência e não simultaneamente. Nos balões utilizados como controle negativo, não foi constatado nenhum tipo de contaminação, sendo que eles foram analisados seguindo a mesma metodologia empregada nos balões com resíduo e inóculo, comprovando a esterilidade dos materiais e a ausência de interferência produzida por outras espécies bacterianas além das utilizadas na pesquisa.

O crescimento bacteriano reflete o aumento do número de células em relação à concentração inicial (Pelczar *et al.*, 1981), que, neste caso, é a concentração encontrada no momento de análise I e não a concentração do inóculo. Por isso, o crescimento ou o decaimento sempre deve ser comparado a essa concentração, cuja coleta foi realizada 6 horas após a inoculação. Segundo Silva (2000), esse é o tempo médio de enchimento e fechamento dos sacos de resíduos nas unidades de saúde e sua remoção pela “Coleta Interna I”. A segunda coleta para análise foi realizada 12 horas após a inoculação, que representa o tempo médio dos sacos na sala de resíduos, e a terceira, 24 horas após a inoculação. Este é o tempo máximo de permanência dos sacos no abrigo de

resíduos, antes da coleta externa, sem necessidade de refrigeração. Após essas coletas, as análises foram realizadas a cada 24 horas para verificar qual seria o comportamento das células dentro do saco fechado. Assim, os experimentos refletem a dinâmica ocorrida dentro dos sacos, após seu fechamento.

Analisando as figuras a seguir, é possível observar que *Staphylococcus aureus* apresentou um comportamento semelhante em todas as séries analisadas e sua concentração manteve-se praticamente igual à inicial. De maneira geral, no crescimento de *S. aureus*, não se observou nenhum período diferenciado ou picos de crescimento isolados, como observado para *E. coli* e, principalmente, para *P. aeruginosa*.

Assim como *S. aureus*, *Escherichia coli* teve uma evolução similar nas três séries, porém, com um crescimento global mais acentuado entre o período de 6 a 120 h. Nas séries I e II (Figuras 4.2 e 4.3), *E. coli* alcançou seu pico de crescimento em 96 h e, na série III (Figura 4.4), em 24 h após a inoculação. Embora os picos de crescimento tenham ocorrido em períodos diferentes, não houve grande discrepância em seus valores de concentração.

O comportamento mais diferenciado foi o de *Pseudomonas aeruginosa*, que apresentou variações nas concentrações durante todas as séries do experimento, obtendo picos de crescimento nos momentos 24, 72 e 144 h na série I, 48, 96 e 168 h na série II e 48, 144 e 384 h na série III. O pico de maior crescimento de todas as séries foi registrado em 144 h após a inoculação durante a série III (Figura 4.4), que atingiu uma concentração de  $2,7 \times 10^{17}$  UFC/g. Após esse intenso crescimento, houve um decaimento acentuado, seguido da retomada de crescimento, porém não foi constatada estabilização na concentração dos microrganismos para esta espécie.

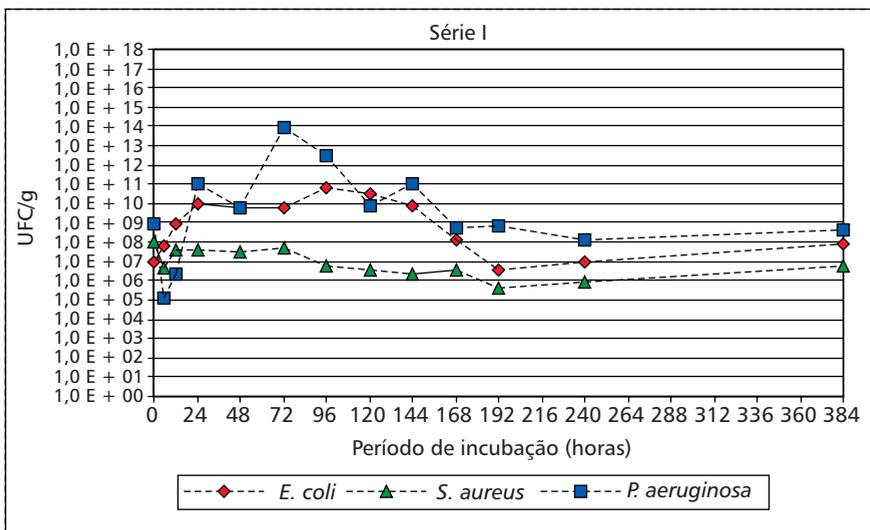


Figura 4.2 Evolução do crescimento das espécies bacterianas durante os experimentos da série I.

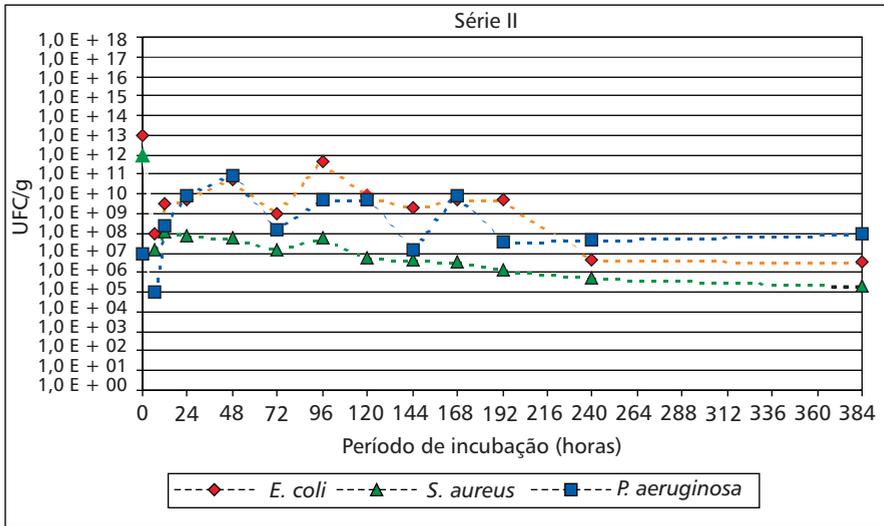


Figura 4.3 Evolução do crescimento das espécies bacterianas durante os experimentos da série II.

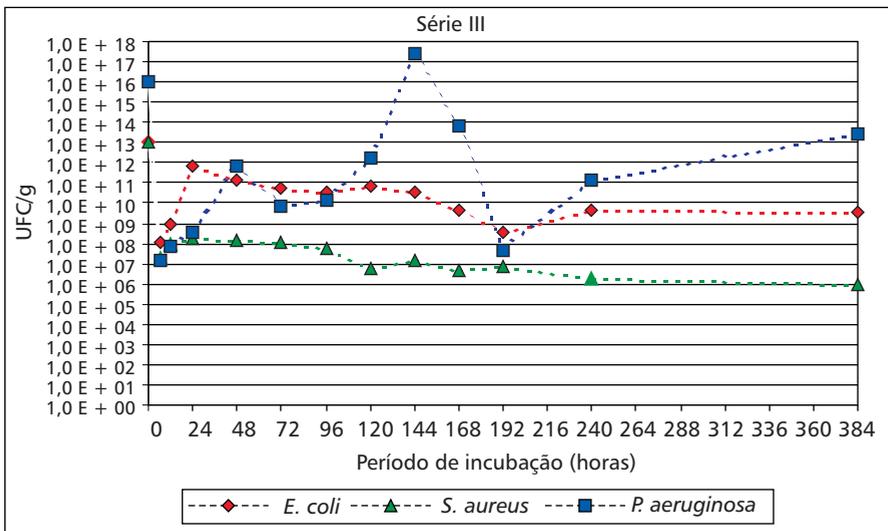


Figura 4.4 Evolução do crescimento das espécies bacterianas durante os experimentos da série III.

Ao observar as figuras, fica evidente que a bactéria que esteve em maior concentração, durante as séries do experimento, foi *Pseudomonas aeruginosa*, seguida por *Escherichia coli* e, por último, *Staphylococcus aureus*. Essa diferença é evidente

em todas as séries, mas é mais acentuada na série III, em que não ocorreu nenhuma estabilização relativa de *P. aeruginosa*, como nas outras séries. Apesar dessa diferença, não é possível afirmar se um dos motivos foi a ocorrência de uma competição interespecífica, pois não foi possível realizar séries de experimento com cada microrganismo isoladamente para, então, comparar. O que supõe-se é que isso ocorreu pelo fato de esse microrganismo ser de vida livre, mais resistente a agressões do meio e nutricionalmente menos exigente, além de se alimentar de metabólitos excretados por outros microrganismos.

A baixa concentração de *S. aureus* pode ser explicada por sua alta adesão ao resíduo e pela ação de substâncias produzidas pelas outras duas espécies que atuam negativamente sobre ela, substâncias estas chamadas de bacteriocinas, que são, neste caso, as colicinas, produzidas por *E. coli*, e as piocinas, produzidas por *P. aeruginosa* (Jawetz *et al.*, 1998).

### Conclusões

Ao final das séries de experimentos, conclui-se que, independentemente das bactérias utilizadas e de suas concentrações ao longo do tempo, elas ainda permanecem viáveis, sendo que a menor concentração foi apresentada por *S. aureus* na série II, em que chegou a  $2,3 \times 10^5$  UFC/g.

Independente do modelo de crescimento que cada espécie bacteriana apresentou, verificou-se que a concentração das bactérias nunca chegou a zero ou próximo a zero durante os 16 dias de experimento. Isso indica haver uma dinâmica populacional dentro dos sacos de recolhimento de resíduos, o que justifica o risco para pacientes, funcionários e visitantes hospitalares e demais operações dentro da gestão de resíduos.

Após as primeiras 6 h, o número de bactérias tende a aumentar, em maior ou menor velocidade, conforme a espécie, razão pela qual é preciso garantir a continuidade do isolamento do saco ao longo do processo de gestão. Entretanto, verificam-se procedimentos errôneos por parte dos trabalhadores dos serviços de saúde, bem como dos da limpeza e do transporte. E é justamente devido a essas negligências, imprudências e imperícias que ocorrem acidentes envolvendo os resíduos infectantes.

É preciso considerar, também, o fato de que outros microrganismos, ausentes nesta pesquisa, podem estar presentes em situação real nos sacos de resíduos, e que podem influenciar o crescimento das bactérias, como, por exemplo, alguns fungos, os quais produzem antibióticos.

Embora alguns pesquisadores aceitem que os resíduos hospitalares infecciosos não devam sofrer nenhum procedimento diferente do que sofrem os domiciliares, acredita-se que eles oferecem riscos à comunidade, aos pacientes e, principalmente, aos trabalhadores dos serviços de saúde e aos manipuladores de resíduos, em virtude dos procedimentos gerenciais geralmente adotados.

Não é pretensão deste estudo indicar um método que resolverá todos os problemas que os resíduos infecciosos oferecem; entretanto, espera-se ajudar a

esclarecer alguns pontos de vista, em relação ao aspecto microbiológico, a fim de que as decisões tomadas, no que tange ao manuseio, ao transporte, à coleta e ao destino final, sejam seguras e eficazes.

### **Avaliação Microbiológica em Condições Dinâmicas**

Esta etapa da pesquisa também foi realizada nas instalações do Lacen, onde os experimentos foram conduzidos pelos pesquisadores das duas instituições citadas.

Na segunda parte, utilizou-se o resíduo-padrão estabelecido, agora colocado em um reator de fluxo contínuo onde havia um fluxo de água passando pelo resíduo, simulando, assim, uma possível precipitação com a formação de percolado. Essa simulação foi realizada de modo simplificado, a fim de avaliar o comportamento dos microrganismos presentes no resíduo, caso o mesmo estivesse disposto em uma célula de aterro sanitário. Para isso, foram realizadas coletas e análises de dois percolados; um imediatamente após a passagem de água sobre a massa de resíduos e outro, denominado *acumulado*, que ficava retido em um balão volumétrico. O percolado imediato reflete a concentração e o comportamento dos microrganismos no chorume, ao passo que o percolado acumulado representa o comportamento dos mesmos em uma lagoa de estabilização.

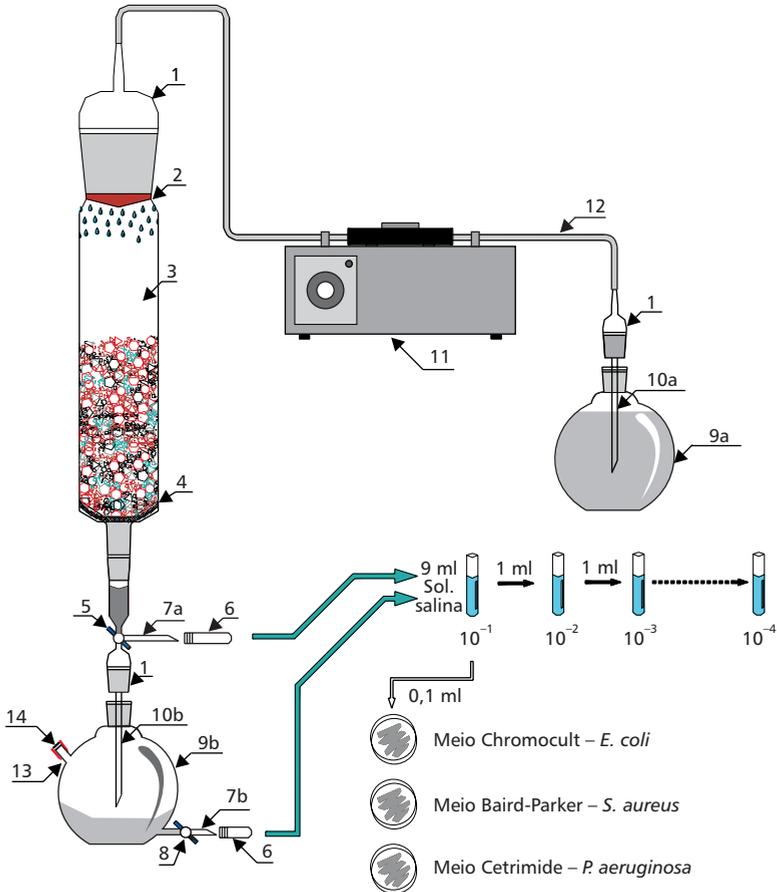
### **Condições Experimentais**

Os experimentos foram realizados em um sistema de reator de fluxo contínuo que recebia alimentação de água destilada armazenada em um balão volumétrico por meio de uma bomba peristáltica. O reator foi montado em uma coluna de vidro transparente com 100 mm de diâmetro e 500 mm de altura, que possuía, em sua parte superior, uma tampa de vidro com a função de isolar o sistema de influências externas, fragmentos ou partículas. Nessa tampa, foi instalada uma pequena abertura, na qual foi inserida uma mangueira de silicone com diâmetro interno de 3 mm, permitindo a entrada de água no sistema.

Abaixo da tampa de vidro, foi colocada uma esponja para distribuição homogênea da água nos resíduos, dispostos na coluna de vidro. Para dar sustentação aos resíduos, foi acoplada, na base da coluna, uma tela de malha fina, impedindo que os resíduos obstruíssem a saída do percolado.

A saída do percolado foi conduzida por dois caminhos diferentes, sendo a primeira localizada no sentido perpendicular, ponto de coleta do percolado imediato, e a outra, no sentido do fluxo normal, onde o percolado se acumulava em um balão volumétrico de fundo chato para posterior coleta do percolado acumulado. Nos dois locais de coleta de amostra, foram instaladas torneiras de duas vias para facilitar a retirada dos percolados. Na Figura 4.5, pode-se visualizar o esquema do reator de fluxo contínuo.

Todas as peças que compõem o reator foram esterilizadas em autoclave a 121°C e a 1 atmosfera, por 15 minutos, separadamente, com exceção da mangueira de silicone e da rolha *vacumtinner*, as quais foram esterilizadas em ultravioleta (UV).



**Legenda**

1. tampas de vidro;
2. sistema para distribuição homogênea de água;
3. coluna de vidro transparente, com 100 mm de diâmetro e 500 mm de altura;
4. tela de aço inox flexível, para dar suporte aos resíduos;
5. torneira de 3 vias;
6. tampa de vidro, para proteger o local de coleta do percolato;
7. local de coleta;
8. torneira de 2 vias;
9. balão volumétrico com fundo chato de 2 L: a) reservatório de água; b) reservatório do percolato;
10. canalículo de vidro adaptado na tampa: a) para ajudar na saída de água; b) para levar o percolato diretamente ao fundo do balão, facilitando, assim, a coleta;
11. bomba de coleta peristáltica;
12. mangueira flexível de silicone, com diâmetro: interno – 3 mm e externo – 5 mm;
13. tubo de retorno;
14. tampa de borracha, para que o líquido retorne via injeção.

**Figura 4.5** Esquema do reator de fluxo contínuo.

Nesta etapa, o resíduo-tipo foi o mesmo utilizado na etapa anterior, entretanto, algumas alterações foram feitas, a quantidade de resíduo utilizada foi aumentada de 70 g de fração sólida e 30 ml de fração líquida para 150 g de fração sólida e 45 ml de fração líquida. As devidas proporções entre os componentes foram mantidas de acordo com a composição gravimétrica determinada na etapa 1, e a umidade de 30% foi calculada somente sobre a fração sólida.

As Tabelas 4.5 e 4.6 apresentam a composição das frações sólida e líquida empregadas.

A fração sólida foi colocada dentro de um copo de becker e esterilizada em autoclave a 121°C e a 1 atmosfera, por 15 minutos. Após, adicionou-se aos balões a fração líquida e os inóculos estéreis obtidos.

A seguir, com o auxílio de uma pinça, o resíduo foi colocado na coluna de vidro do reator, o qual foi mantido em ambiente estéril, na estufa de DBO, a 25°C, durante todo o experimento.

**Tabela 4.5** Composição da fração sólida do resíduo-tipo na etapa 3.

<b>Material</b>	<b>Quantidade (g)</b>
<b>Algodão</b>	
Gaze	11,10
Algodão hidrófilo	11,10
<b>Látex</b>	30,80
<b>Plástico</b>	
Não filme	42,06
Filme	11,99
<b>Papel</b>	25,79
<b>Vidro</b>	2,99
<b>Papel cartão</b>	2,07
<b>Adesivos</b>	
Espadrado comum	5,31
Fita crepe	5,31
<b>Madeira</b>	0,41
<b>Metais</b>	
Lã de aço	0,41
Alumínio	0,66
<b>Total</b>	<b>150</b>

Tabela 4.6 Composição da fração líquida do resíduo-tipo na etapa 3.

Material	Quantidade (ml)
Soro fisiológico	9,15
Urina	10
Sangue	10
PVPI	10
Solução inóculo de <i>E. coli</i>	1,95
Solução inóculo de <i>P. aeruginosa</i>	1,95
Solução inóculo de <i>S. aureus</i>	1,95
<b>Total</b>	<b>45</b>

O reator foi alimentado com um fluxo de água (destilada estéril) não contínuo, utilizando-se uma bomba peristáltica, ligada diariamente no mesmo horário, uma hora antes da coleta dos percolados. Ela bombeava um volume de, aproximadamente, 100 ml da água proveniente de um balão volumétrico acoplado ao sistema (Figura 4.5, item 9a).

No primeiro dia de experimento, o volume utilizado foi de 100 ml para ocorrer a saturação do resíduo; caso contrário, não haveria volume suficiente para as coletas.

É importante destacar que o reator não foi retirado da estufa de DBO no momento da coleta dos percolados.

As coletas foram realizadas em dois pontos: no percolado imediato (ponto 7a da Figura 4.5), coletado logo após a passagem da água pelo resíduo, e no percolado acumulado (ponto 7b da Figura 4.5), coletado no balão volumétrico de fundo chato. A coleta do percolado imediato foi feita no segundo dia de experimento, enquanto a do acumulado, apenas no terceiro dia, pois não havia volume suficiente.

Para a coleta dos percolados, utilizou-se uma seringa e o volume excedente era retornado ao balão do percolado acumulado. No total, foram realizadas dez coletas em cada ponto, ao longo de todo o experimento.

Após a coleta do percolado, foram realizadas diluições sucessivas a partir de cada percolado, imediato e acumulado. O percolado coletado (1 ml) foi adicionado a um tubo de ensaio contendo 9 ml de solução salina peptonada (0,1%), obtendo-se uma diluição de  $10^{-1}$ . A seguir, o tubo foi agitado no “vórtex” por, aproximadamente, 20 segundos. Desse tubo retirou-se 1 ml que foi adicionado a outro tubo contendo 9 ml da solução salina, novamente agitando-o em “vórtex”. Esse procedimento foi repetido sucessivamente até a obtenção de 14 tubos de ensaio, com diluições de  $10^{-1}$  a  $10^{-14}$ .

De cada uma das diluições, utilizando-se pipetas de 0,5 ml, foi transferido 0,1 ml para as placas com os meios seletivos, específicos para cada espécie:

meio Chromocult para *E. coli*, Baird-Parker para *S. aureus* e Cetrimide para *P. aeruginosa*.

O volume transferido para cada placa foi distribuído com o auxílio de uma alça de Drigalsky até sua completa absorção, sendo a transferência realizada sempre da maior para a menor diluição. As placas foram mantidas em estufa bacteriológica a 35-37°C, por 24 horas. Após esse período, foram realizadas as contagens, escolhendo-se as placas que apresentaram contagens entre 30 e 300 colônias.

Como controle de qualidade, foram realizados testes com uma colônia de bactérias de cada espécie, fazendo-se teste de coloração de Gram, além do teste de coagulase em tubo para *S. aureus* e meio presuntivo do Instituto Adolfo Lutz e confirmação bioquímica para *E. coli* e *P. aeruginosa*.

### Resultados Obtidos para o Percolado Imediato

Os resultados obtidos nas três séries de experimentos demonstraram que, de modo geral, houve um decréscimo na concentração dos microrganismos, tanto no percolado imediato quanto no acumulado, tendo por base a concentração inicial. Segundo Fernandes (2000), os microrganismos, ao serem lançados em um meio adverso, apresentam tendência ao decaimento por não estarem em condições ideais. Além disso, essa fase é considerada um período de adaptação (fase lag), em que ocorre intensa atividade metabólica, apesar de não haver divisão celular. Com exceção de *Pseudomonas aeruginosa*, esse comportamento de decaimento foi registrado para os demais microrganismos em estudo. No entanto, como em alguns dias não foi possível realizar coleta de amostras, não se pode assegurar o comportamento dos microrganismos nesses intervalos. Estes, correspondem aos períodos de incubação de 120-216 e 288-384 h. Também observa-se nos gráficos do percolado imediato que o primeiro ponto, no tempo 0, representa a concentração do inóculo para cada microrganismo, e a primeira amostra (concentração inicial) foi coletada 24 horas após a inoculação.

Em todas as séries do percolado imediato, observa-se que *Staphylococcus aureus* teve um decaimento acentuado, principalmente nas séries II e III. As Figuras 4.6, 4.7 e 4.8 ilustram o comportamento desse microrganismo ao longo do tempo nas três séries de experimento do percolado imediato. *S. aureus* foi o microrganismo que teve a menor concentração ao longo dos 16 dias de experimento, atingindo a concentração de  $1,0 \times 10^1$  UFC/ml em 216 horas nas séries I e II, e 240 horas na série III. Em nenhum momento, foi observado um crescimento real de *S. aureus*, isto é, quando a concentração ultrapassa a concentração inicial. Uma das razões para a baixa concentração de *S. aureus* é que a bactéria é altamente resistente e possui uma alta capacidade de adesão ao resíduo, proporcionada por componentes de sua parede (Koneman *et al.*, 1997; Toledo & Trabulsi, 1999).

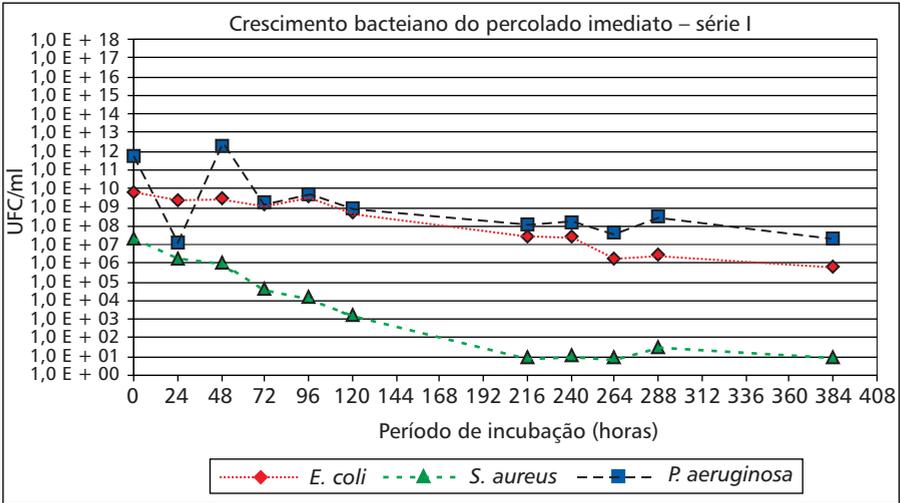


Figura 4.6 Evolução do crescimento de três microrganismos durante a série I do percolado imediato.

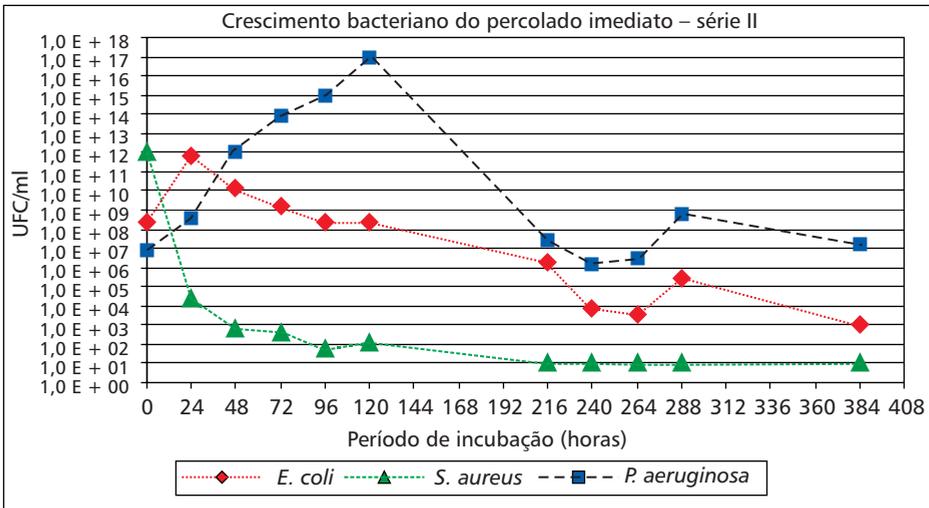


Figura 4.7 Evolução do crescimento de três microrganismos durante a série II do percolado imediato.

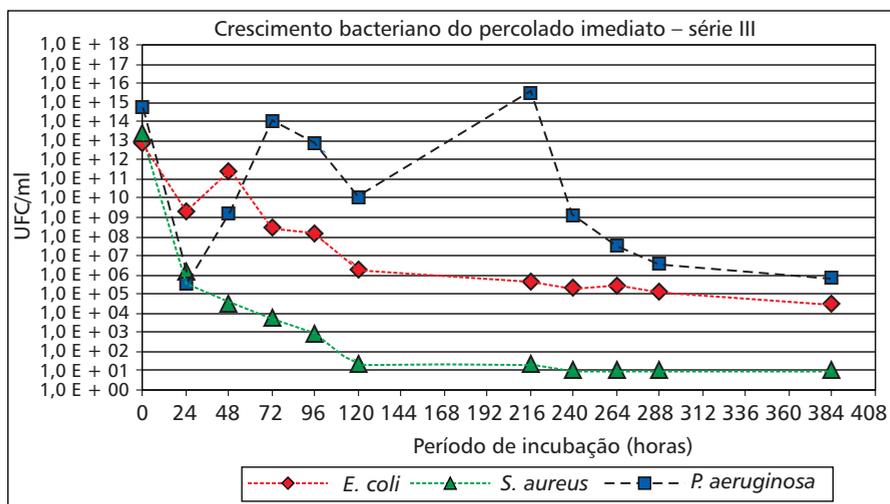


Figura 4.8 Evolução do crescimento de três microrganismos durante a série III do percolado imediato.

Ao observar os gráficos das séries do percolado imediato, percebe-se que *E. coli* e *S. aureus* tiveram um comportamento semelhante, independente das concentrações, principalmente até o momento 120 horas, ao passo que *P. aeruginosa* teve um comportamento diferenciado dos demais.

Em relação a *E. coli*, houve uma queda em sua concentração, quando comparada à inicial, com exceção da série III, no momento de 48 horas, não sendo observado crescimento real em nenhuma das séries. Como *E. coli* pertence à microbiota endógena dos animais de sangue quente, esperava-se que sua sobrevivência no meio ambiente fosse a menor. No entanto, isto não se confirmou, pois *S. aureus* foi o microrganismo que apresentou a menor concentração.

Dos microrganismos em estudo, somente *P. aeruginosa* apresentou crescimento real, chegando a atingir concentrações em torno de  $1,0 \times 10^{17}$  UFC/ml na série II (Figura 4.7) e  $1,0 \times 10^{15}$  UFC/ml na série III (Figura 4.8). Ao final dos experimentos, constatou-se que sua concentração ainda era superior às demais espécies. Resultados similares também foram obtidos por Silva (2000), trabalhando com avaliação microbiológica em resíduos hospitalares infectantes, em condições estáticas.

O crescimento diferenciado de *P. aeruginosa* pode estar relacionado à competição interespecífica, devido ao pigmento piocinina que ela produz, uma proteína não-enzimática capaz de inibir o crescimento de outras bactérias (Koneman *et al.*, 1997; Toledo & Trabulsi, 1999). Ou, ainda, esse comportamento reflete sua condição de organismo de vida livre, resistente a agressões do meio e com necessidades nutricionais mínimas, inclusive alimentando-se de produtos

oriundos do metabolismo das demais espécies. Esses fatores podem justificar o baixo crescimento de *E. coli* e, principalmente, de *S. aureus*.

### Resultados Obtidos para o Percolado Acumulado

Nos resultados obtidos para o percolado acumulado, observa-se que o comportamento dos microrganismos não diferiu muito do percolado imediato no que se refere à forma e à concentração, principalmente em relação ao *S. aureus*, que manteve a concentração de  $1,0 \times 10^1$  UFC/ml a partir do momento 216 horas nas séries I e II e do momento 240 horas na série III (Figuras 4.9, 4.10 e 4.11).

Para a série I (Figura 4.9), observa-se que a concentração de *P. aeruginosa* foi superior a dos outros microrganismos, permanecendo elevada durante todo o experimento e, mesmo no último momento de coleta, ainda estava em ascensão. Na série II (Figura 4.10), observa-se que *E. coli* e *P. aeruginosa* tiveram um comportamento semelhante, quanto ao crescimento e ao decaimento, no intervalo de 72 a 120 horas. Isto também se repetiu ao longo de todo o experimento da série I.

A evolução de *P. aeruginosa* no percolado acumulado mostrou-se semelhante a do imediato. Isto pode ser visualizado na série II dos dois percolados (Figuras 4.7 e 4.10), na qual se observa uma alta concentração no momento de 96 horas, chegando a  $1,0 \times 10^{17}$  UFC/ml.

Apesar da concentração inicial de *E. coli* na série III (Figura 4.11) ser bem maior que a concentração de *P. aeruginosa*, esta última superou a concentração de *E. coli* em 96 horas. Após o momento de 120 horas, ambas apresentaram o mesmo comportamento até o final do experimento.

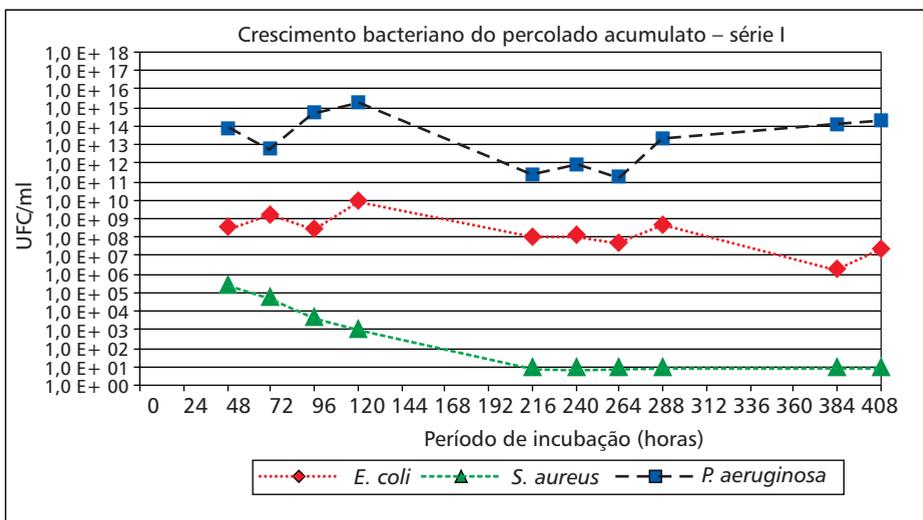


Figura 4.9 Evolução do crescimento de três microrganismos durante a série I do percolado acumulado.

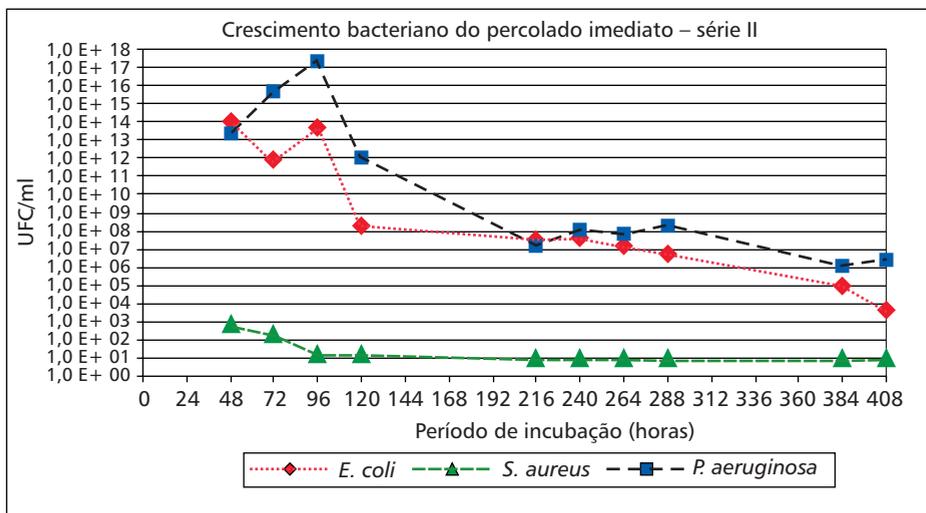


Figura 4.10 Evolução do crescimento de três microrganismos durante a série II do percolado acumulado.

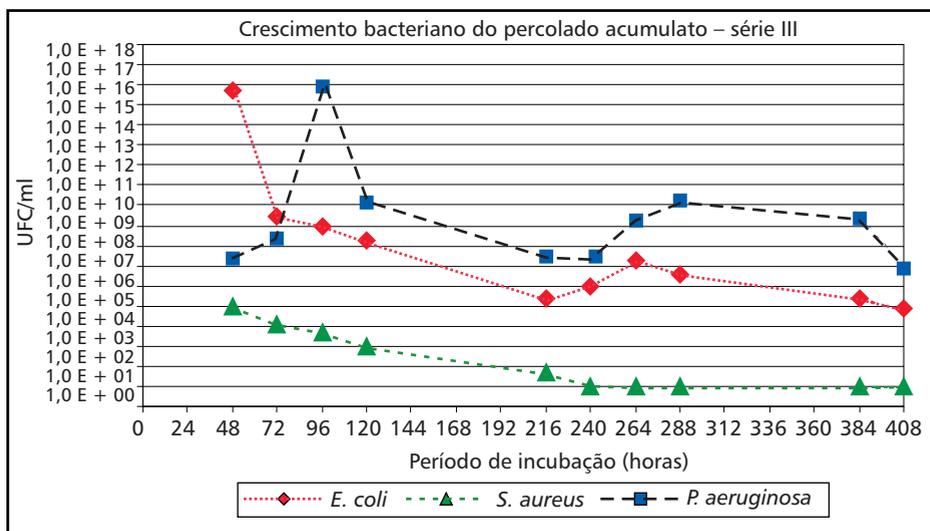


Figura 4.11 Evolução do crescimento de três microrganismos durante a série III do percolado acumulado.

Ao comparar as séries dos percolados imediato e acumulado, constata-se semelhanças em todas as séries no comportamento de *S. aureus*, o que não se repetiu para *E. coli*. Já para *P. aeruginosa*, as similaridades são observadas apenas

entre as séries II. A queda na concentração dos microrganismos no percolado pode ser explicada pelo fato de ele não ser um ambiente ideal ao crescimento de microrganismos e, apesar de a concentração não ter chegado a zero, houve uma diminuição na maioria das séries.

Apesar do decaimento em relação à concentração inicial, na maior parte das séries, é necessário um acompanhamento por um período superior àquele estabelecido inicialmente, a fim de acompanhar o processo até o momento em que realmente cesse o desenvolvimento de colônias. Concluiu-se que o resíduo, sofrendo a ação de um fluxo de água por um período de 11 dias, em um total de 16 dias de experimento, ainda oferecia condições de sobrevivência e reprodução para os microrganismos estudados, sendo necessário cuidados no armazenamento e na destinação final dos resíduos.

### Conclusões

O experimento demonstrou que o percolado é um meio que permite não apenas a sobrevivência como também o aumento na concentração dos microrganismos, em especial de *Pseudomonas aeruginosa*. A estabilização na concentração foi observada apenas para *Staphylococcus aureus*.

Os microrganismos apresentaram concentrações similares nos percolados imediato e acumulado, isso significa que, teoricamente, o chorume proveniente das células de aterro e o armazenado nas lagoas de estabilização têm constituição semelhante em termos microbiológicos. Com isso, conclui-se que o resíduo, sofrendo a ação de um fluxo de água por um período de 11 dias, ainda oferece condições de sobrevivência e reprodução para os microrganismos patogênicos estudados, sendo necessário um cuidado no armazenamento e na destinação final dos resíduos.

## 4.7 Experiências em Escala Real

No projeto *Codisposição de Resíduos Sólidos de Serviços de Saúde com Resíduos Sólidos Urbanos*, o IPH/UFRGS desenvolveu estudos em que analisou as interações entre resíduos sólidos de serviços de saúde e resíduos sólidos urbanos, a fim de observar os possíveis efeitos da operação de codisposição na atenuação da população de microrganismos patogênicos presente na massa de resíduos. Pretende-se, com isso, chegar a uma proposição tecnológica de codisposição dos resíduos em estudo, com base em resultados obtidos a partir de observações científicas.

Mais especificamente em relação à investigação científica, também foram realizados:

- o acompanhamento temporal do processo de decomposição anaeróbia das misturas de resíduos codispostas em células de aterro;
- a verificação do grau de contaminação (biológica e química) do percolado/lixiviado (chorume) efluente das células de aterro, mediante a avaliação de organismos específicos encontrados em RSSS, e parâmetros geralmente utilizados como indicadores de poluição química.

Nesse sentido, foram construídas seis células de 70 m<sup>3</sup> cada uma, nas quais foram dispostas misturas de resíduos sólidos de serviços de saúde e resíduos sólidos urbanos, de acordo com os valores apresentados na Tabela 4.7.

**Tabela 4.7** Massas de RS e respectivas porcentagens mássicas nas células.

Denominação	Massa RSU (kg)	Massa RSSS (kg)	% RSU	%RSSS
C1 (branco)	54.840	–	100	0
C2	33.800	2.000	94,4	5,6
C3	17.430	5.800	75	25
C4	11.390	11.390	50	50
C5	4.310	12.910	25	75
C6 (branco)	–	26.220	0	100

### 4.7.1 Caracterização de RSSS e RSU

A fim de tornar mais elucidativo o estudo da codisposição de RSSS e RSU, julgou-se indispensável conhecer a composição gravimétrica dos resíduos utilizados no preenchimento das células.

Normalmente, os estabelecimentos de saúde não mantêm controle sobre a composição de seus resíduos. A caracterização desse tipo de resíduo, como indicam os procedimentos de quarteamento, separação e pesagem, é tarefa considerada relativamente perigosa e nada agradável, pois o operador terá de manipular materiais que entraram em contato com excreções e secreções humanas. Logicamente, a utilização de EPIs é definitivamente indispensável para a realização do trabalho. Neste estudo, optou-se por realizar, parcialmente (o material não foi quarteado), o procedimento indicado pela normatização brasileira. O material proveniente de algumas unidades do hospital foi coletado por um período equivalente a 1/4 de dia (6 horas). Nesse ponto, o material foi separado de acordo com as categorias de materiais listadas na Tabela 4.8 e pesado. Com esses dados, calculou-se a composição gravimétrica dos RSSS do Hospital de Clínicas de Porto Alegre.

É preciso ressaltar dois pontos importantes. Neste estudo, não foi dada ênfase ao fato de o resíduo separado e classificado na caracterização estar contaminado ou não. A caracterização visava simplesmente identificar a composição gravimétrica dos resíduos gerados pelo hospital, pois a contaminação de materiais é muito relativa. O fato de um saco de lixo conter um par de luvas, por exemplo, é suficiente para considerá-lo contaminado por inteiro, mesmo que o par de luvas não esteja efetivamente contaminado. São medidas preventivas cabíveis adotadas pelos estabelecimentos de saúde.

Em segundo lugar, os resultados obtidos por uma caracterização serão diferentes dos obtidos em outra realizada futuramente, pois os estabelecimentos de saúde buscam estratégias em gestão de resíduos que minimizem os materiais destinados aos aterros sanitários.

Escolheu-se o Hospital de Clínicas de Porto Alegre como modelo, extrapolando os resultados para os outros hospitais que forneceram resíduos para o preenchimento das células. Os resultados da porcentagem mássica de resíduos sólidos urbanos e RSSS do Hospital de Clínicas de Porto Alegre podem ser observados na Tabela 4.8.

A caracterização dos RSU (Tabela 4.8) foi realizada no IPH/UFRGS a partir de um caminhão de resíduos cedido pelo DMLU da Prefeitura de Porto Alegre, e seguiu as indicações da Norma Brasileira.

Os valores da composição mássica média dos resíduos dispostos nas células (Tabela 4.9) foram calculados a partir das Tabelas 4.7 e 4.8.

**Tabela 4.8** Porcentagens mássicas dos RSU do município de Porto Alegre e dos RSSS do Hospital de Clínicas de Porto Alegre (HCPA).

<b>Tipo de material</b>	<b>RSU de Porto Alegre (%)</b>	<b>RSSS do HCPA (%)</b>
Matéria orgânica	41,89	4,70
Papel e papelão	20,74	26,70
Plástico	22,51	42
Metal	4,15	3,30
Borracha	0,50	8,50
Madeira	4,13	0,07
Trapos	3,62	11,80
Vidros	2,08	0,30
Cerâmica	0,19	0
Caixas de perfuro-cortantes	0	2,60

**Tabela 4.9** Composição mássica média do resíduo sólido disposto nas células (%).

<b>Tipo de material</b>	<b>C1(%)</b>	<b>C2(%)</b>	<b>C3(%)</b>	<b>C4(%)</b>	<b>C5(%)</b>	<b>C6(%)</b>
Matéria orgânica	41,89	39,82	32,61	23,30	14,01	4,70
Papel e papelão	20,74	21,08	22,23	23,72	25,21	26,70
Plástico	22,69	23,77	27,52	32,35	37,18	42
Metal	4,15	4,10	3,94	3,73	3,51	3,30
Borracha	0,50	0,95	2,50	4,50	6,50	8,50
Madeira	4,13	3,90	3,12	2,10	1,09	0,07
Trapos	3,62	4,08	5,66	7,71	9,76	11,80
Vidros	2,08	1,98	1,64	1,19	0,75	0,30
Cerâmica	0,19	0,18	0,14	0,10	0,05	0
Caixas de perfuro-cortantes	0,00	0,15	0,65	1,30	1,95	2,60

## 4.7.2 Construção de Células de Codisposição

A construção de células de codisposição segue os critérios de engenharia propostos para células de aterro especiais, que exigem completa estanqueidade, ou seja, completa impossibilidade de fuga de percolado/lixiviado para o ambiente. Isto é conseguido com o uso de manta de impermeabilização de polietileno de alta densidade (PEAD), com espessura de 2 mm, protegida por manta geotêxtil, superior e inferiormente, a fim de reduzir os danos resultantes de efeitos mecânicos do maciço de contenção sobre a manta (de fora para dentro) e dos resíduos sobre a manta (de dentro para fora). A principal diferença construtiva ocorre no momento do preenchimento das células, quando é necessário estabelecer a porcentagem de resíduo de serviço de saúde a ser adicionada à massa de resíduos urbanos. Outra questão a ser considerada é a forma como é disposto o resíduo: inferiormente, superiormente, em uma camada intermediária, completamente misturado, enfim, sua posição no ambiente físico da célula.

Intuitivamente, julga-se conveniente dispor o RSSS em camada superior do aterro, pois, dessa forma, os possíveis agentes causadores de doença seriam “filtrados” pela massa de resíduos, localizada em camadas inferiores.

As seis células construídas, C1, C2, C3, C4, C5 e C6, com as mesmas dimensões e características de montagem para codisposição de RSSS e RSU, procuraram simular, o mais perfeitamente possível, as condições existentes em células reais de aterro sanitário. As células foram montadas sobre célula existente no Aterro Sanitário Zona Norte, sendo escavadas, portanto, em local em que já havia lixo depositado.

Embora com camada de selamento de 0,60 m de argila, foram construídas de forma a permitir a infiltração de água da chuva, como ocorre normalmente em aterros sanitários. A base das células foi dotada de drenos para a retirada do líquido percolado/lixiviado (portanto, com controle absoluto sobre as emissões líquidas), acoplados a drenos verticais para a saída de gás.

As dimensões das células que compuseram o experimento são apresentadas a seguir.

Base inferior: 2,0 m × 3,0 m

Base superior: 7,0 m × 8,0 m

Profundidade: 2,5 m

Área total ocupada sobre a célula existente do Aterro Sanitário Zona Norte: 610 m<sup>2</sup>

Volume de cada célula: 70 m<sup>3</sup>

As etapas de montagem das células, apresentadas a seguir, serão mencionadas, tanto quanto possível, na ordem em que foram executadas.

## **Levantamento Planialtimétrico da Célula Existente no Aterro Sanitário Zona Norte**

Foi realizada a altimetria da célula existente do Aterro Sanitário Zona Norte. Com o objetivo de manter o alinhamento entre as medidas das células e de estabelecer suas dimensões com o máximo de precisão, optou-se por realizar o levantamento altimétrico do local de montagem das células. Em princípio, seria feito o levantamento topográfico completo, mas verificou-se que a altimetria e a planimetria seriam suficientes para os objetivos do trabalho.

A diferença de nível entre o topo da célula existente e o nível da rua que passa em frente a ela foi de 4,8 m. Com essa informação, concluiu-se que a montagem das células neste local seria viável, pois permitiria a instalação de células de 2,5 m de profundidade e de drenos horizontais de inclinação 2% por 30 m, até a saída do talude.

## **Escavação de Células e Valas/Colocação de Areia para Assentamento dos Drenos de Percolado**

A escavação foi feita diretamente na massa de resíduos da célula existente, utilizando-se uma máquina tipo retroescavadeira, cedida pelo DMLU. A escavação no lixo não foi tarefa fácil, no entanto, o formato das células ficou muito próximo do previsto no projeto.

A escavação não se limitou às células. Para adaptar os drenos de líquido a cada célula, foi necessário escavar o talude da célula existente por uma extensão de, aproximadamente, 30 m para cada célula, formando as valas que receberiam os drenos de chorume. O lixo daí retirado foi depositado ao lado das células para poder ser recolocado no local depois da montagem dos drenos.

Foi colocada uma camada de 20 cm de areia média, em cada fundo de célula e ao longo das valas. Tendo em vista que a base inferior das células é de 6 m<sup>2</sup>, o volume total de areia utilizado para as seis células foi de 7,2 m<sup>3</sup>. Essa camada de areia é importante para proteger os drenos do líquido, amortecendo as tensões a que são submetidos. Ao recolocar o lixo retirado na escavação do talude e na compactação, a tubulação foi submetida a diversos esforços. A presença da areia, foi, portanto, uma importante medida preventiva contra quaisquer danos, impossíveis de serem reparados depois de recolocado o lixo nas valas.

As Figuras 4.12, 4.13 e 4.14 apresentam a escavação de células e valas e a colocação de areia para assentamento dos drenos de percolado.

## **Instalação de Drenos de Percolado nas Células**

A saída do chorume percolado/lixiviado de cada célula foi realizada com a instalação de tubos hidráulicos de DN 40, resistentes às variações de pressão do líquido em seu interior. A escolha do DN 40 deveu-se à maior resistência desse tubo aos esforços normais, quando comparada a tubos de maior diâmetro. Não foram comprados tubos especiais para drenagem, por serem muito mais caros do que os utilizados. Para este fim, os tubos hidráulicos anteriormente mencionados foram

furados. Os furos foram feitos com furadeira, somente em uma de suas faces (face superior – a fim de facilitar o deslocamento do percolado), três a cada 5 cm, pela extensão de 3 m, somente na região que ficaria dentro da célula.

Foi considerada a possibilidade de entupimento dos furos. Para evitar que isso ocorresse, a região do tubo que foi perfurada recebeu uma capa de BIDIM 400. Esta capa de geotêxtil foi preparada antes de ser colocada no tubo. Para fazer uma capa que se adaptasse perfeitamente ao tubo, foi cortada uma tira de BIDIM que depois foi soldada com uma soldadora elétrica. A declividade dessa tubulação foi de, aproximadamente, 2%.

As Figuras 4.15 e 4.16 apresentam a instalação de drenos de percolado nas células.



Figura 4.12 Finalização da escavação da célula C6 e início da escavação da vala.



Figura 4.13 Lixo retirado da vala da célula C6, para ser recolocado após a instalação do dreno.



**Figura 4.14** Vista das valas das células C5 e C6 – recolocando lixo na vala da célula C6.



**Figura 4.15** Detalhe do dreno de percolado da célula C6.

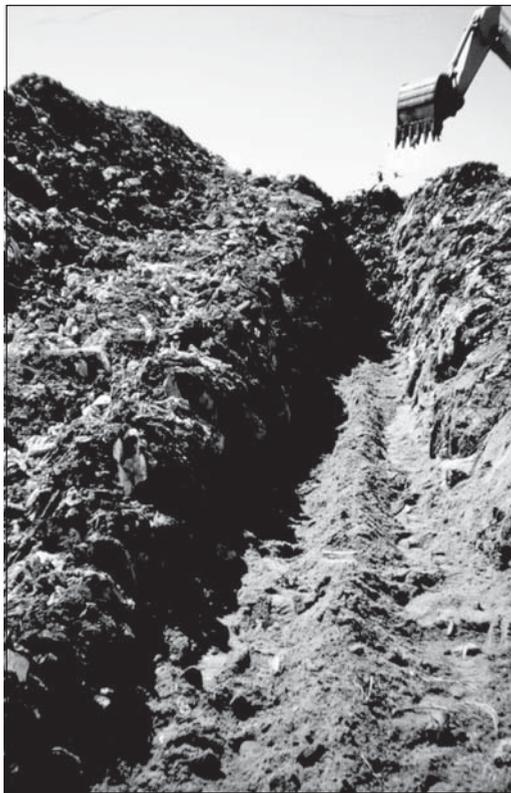


**Figura 4.16** Lixo sendo recolocado na vala da célula C6 – detalhe do dreno de percolato no fundo da célula.

### **Recolocação de Lixo nas Valas**

Após serem instalados os drenos de chorume, as valas que os continham foram recobertas com o lixo escavado. Esse processo de escavação/instalação do dreno/recolocação de lixo foi efetuado de forma completa em cada célula, para somente depois ser iniciado na seguinte.

A Figura 4.17 apresenta a recolocação de lixo nas valas.



**Figura 4.17** Vala da célula C6 com areia sobre o dreno de percolado – trator recolocando, sobre o dreno, o lixo retirado.

### **Colocação de BIDIM 400 nas Células**

O objetivo da colocação da camada de geotêxtil foi a proteção da manta de PEAD contra perfurações ou outras avarias. O BIDIM colocado nas células foi soldado na ligação entre as células, constituindo uma faixa inteira desde a célula C1 até a célula C6. Suas beiradas foram ancoradas em volta das células em uma vala de, aproximadamente, 30 cm de profundidade e 50 cm de comprimento. A fim de impedir o deslocamento do geotêxtil com o vento intenso do local, as beiradas foram presas com pedras. O recobrimento final com terra só foi efetuado ao final da colocação de todas as membranas, as quais serão descritas a seguir.

A Figura 4.18 apresenta a colocação de BIDIM 400 nas células.



Figura 4.18 BIDIM 400 sobre a célula C6.

### Colocação de Manta PEAD nas Células

O objetivo da instalação desta membrana é a impermeabilização das células, tornando-as estanques e impedindo a infiltração do percolado do resíduo no solo. Sua instalação não foi tarefa fácil, devido aos vários recortes necessários a seu bom assentamento nas células. Para unir as partes recortadas utilizou-se um aparelho de solda destinado especialmente a esta finalidade.

Utilizou-se PEAD de 2 mm de espessura para suportar os esforços advindos da movimentação do trator de esteira no momento da compactação da argila no recobrimento das células.

As Figuras 4.19, 4.20 e 4.21 apresentam a colocação da manta de PEAD nas células.



Figura 4.19 Lâmina de PEAD 2 mm sendo puxada para cobrir a célula.

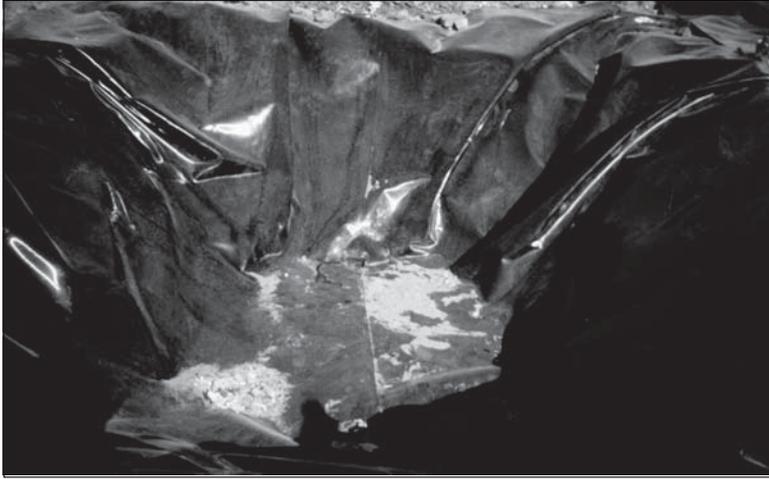


Figura 4.20 Lâmina de PEAD cobrindo a célula C6 – aguardando cortes para assentamento.



Figura 4.21 Vista do conjunto das células C1 a C6, recobertas por PEAD 2 mm.

### Colocação de BIDIM 180 nas Células

O BIDIM 180 possibilita a melhor drenagem do chorume no interior das células e permite a proteção da manta de PEAD contra perfurações durante a colocação do lixo no interior das células.

A Figura 4.22 apresenta a colocação de BIDIM 180 nas células.

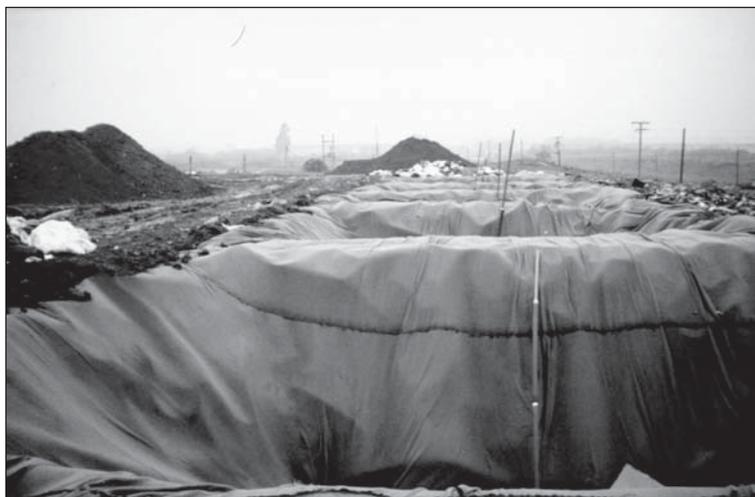


Figura 4.22 Drenos de gás envolvidos por BIDIM 180, dispostos no conjunto das células, precedendo a colocação dos resíduos.

### Colocação de Camada de Brita nas Células

No fundo de cada célula, após a instalação do BIDIM 180, foi aplicada uma camada de brita de, aproximadamente, 20 cm. Sua função é evitar o entupimento dos drenos de percolado.

A Figura 4.23 apresenta a colocação da camada de brita nas células.

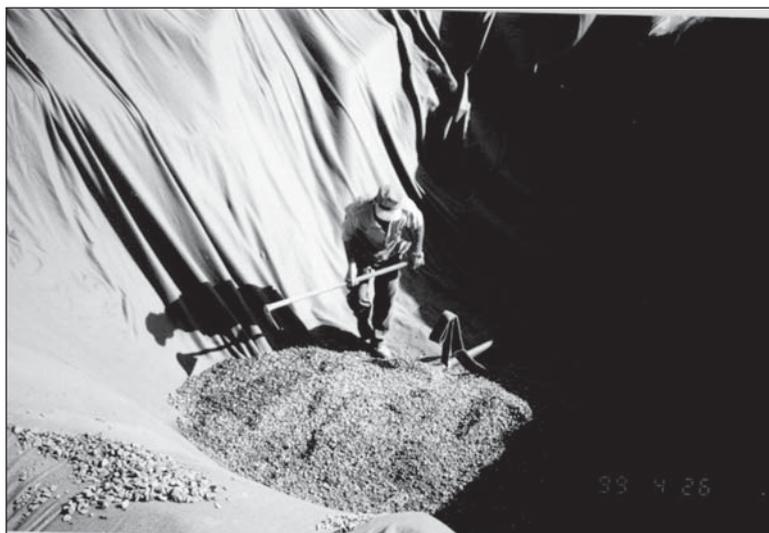


Figura 4.23 Detalhe da camada de brita colocada sobre o fundo da célula, precedendo a colocação dos resíduos (C14).

## **Colocação de Drenos de Gás nas Células**

Foram feitos furos ao redor dos tubos a cada 5 cm até a profundidade de 2,5 m. Para evitar entupimento dos furos, os tubos foram recobertos por BIDIM 180. A Figura 4.22 ilustra essa etapa do trabalho.

## **Colocação da Mistura de Lixo nas Células**

Esta foi uma das etapas mais delicadas da montagem do experimento. Para manter a porcentagem mássica da mistura de lixo prevista no projeto, foi preciso fazer um controle rígido da massa de resíduo que chegava ao aterro por meio dos caminhões de coleta.

Com base nas porcentagens previstas no projeto original, os resíduos foram dispostos em cada célula de acordo com o critério de colocar o RSU sempre abaixo do RSSS, a fim de permitir um maior contato do percolado do RSSS com o RSU.

O aterro dispunha de balança, com precisão da ordem de 10 kg, para a pesagem dos caminhões que faziam a coleta dos resíduos destinados a ele. Utilizou-se essa balança para controlar a massa de resíduo a ser colocada nas células. Conforme os caminhões de lixo chegavam ao aterro, eram pesados e encaminhados até as células, sendo descarregados integralmente dentro delas. Na saída, os caminhões eram novamente pesados, a fim de obter a massa de resíduo adicionada à célula.

Considerando que se trabalhou com massas da ordem de toneladas, foi necessário utilizar um caminhão de apoio para retirar, quando necessário, algum excesso de massa adicionado às células, a fim de atender aos valores da porcentagem mássica previstos no projeto. O resíduo retirado de cada célula também foi cuidadosamente pesado.

Com o decorrer do trabalho, a relação massa-volume já era percebida. Além disso, já se podia prever a magnitude aproximada das massas de resíduo que eram trazidas pelos caminhões em cada coleta. Dessa forma, não foi preciso fazer uma grande movimentação de resíduo pelo caminhão de apoio.

Em um primeiro momento, buscou-se calcular a quantidade de resíduo que formaria cada célula, a partir do preenchimento das células C1 e C6 e do cálculo da densidade verificada para essas células. Entretanto, ao proceder o enchimento das células C2 até C5, os valores obtidos para as massas de RSU e RSSS não puderam ser seguidos, pois a densidade desses resíduos não se manteve para todas as células. Optou-se, dessa forma, por atender à porcentagem mássica estabelecida por meio de tentativas, conforme a chegada dos caminhões de coleta de lixo no aterro.

A Figura 4.24 apresenta a vista das células C6 e C1 já preenchidas com resíduo.



**Figura 4.24** Vista das células C6 (inferiormente na figura) e C1, contendo, respectivamente, RSSS e RSU (C18).

### 4.7.3 Relações Adequadas RSSS/RSU

Dentro da proposta de codisposição, é preciso considerar que a quantidade de resíduos de serviços de saúde gerados em Porto Alegre e, por extrapolação, em outras cidades brasileiras, não ultrapassa 5% do total de resíduos urbanos. Particularmente em Porto Alegre, tem-se 2% de RSSS para o total de RSU.

Neste estudo, também foram testadas porcentagens superiores a 5%, a fim de avaliar condições mais restritivas.

Testou-se quatro porcentagens para as misturas de RSSS e RSU, em quatro células distintas. Outras duas células foram utilizadas somente com RSSS e somente com RSU.

### 4.7.4 Controle do Processo Via Efluentes Líquidos e Gasosos

O controle e a interpretação dos processos que ocorrem no interior das células de aterros sanitários passam pelo entendimento das fases da degradação anaeróbia da matéria orgânica, pois as células de aterro podem ser consideradas sob o ponto de vista da digestão anaeróbia.

Sabe-se que a degradação anaeróbia do material orgânico bruto quando bioestabilizado nos aterros sanitários, com a geração do gás metano (denominada metanogênese), é assumida conceitual e atualmente como um processo de cinco fases. São elas:

### **Fase 1: Ajustamento Inicial**

- Disposição dos resíduos, acúmulo de umidade.
- Subsidência inicial, cobertura da área.
- Início do processo de estabilização detectado por mudanças nos parâmetros ambientais.

### **Fase 2: Transição**

- Formação do chorume.
- Transição da fase aeróbia para a anaeróbia.
- Estabelecimento das condições de oxirredução.
- Aparecimento de compostos intermediários (ácidos voláteis).

### **Fase 3: Formação de Ácidos**

- Predominância de ácidos orgânicos de cadeia longa.
- Decréscimo do pH com conseqüente mobilização e possível complexação de espécies metálicas.
- Liberação de nutrientes com N e P que serão utilizados como suporte para o crescimento da biomassa.
- O hidrogênio é detectado, e sua presença afeta a natureza e o tipo de produtos intermediários em formação.

### **Fase 4: Fermentação Mecânica**

- Produtos intermediários que aparecem durante a fase de formação de ácidos são convertidos em  $\text{CH}_4$  e  $\text{CO}_2$ .
- Retorno do pH à condição de tampão, controlado pelos ácidos voláteis.
- Potenciais redox nos valores mais baixos.
- Precipitação e complexação de metais.
- Drástica redução de DQO (medida no lixiviado) com correspondente aumento na produção de gás.

### **Fase 5: Maturação Final**

- Estabilização da atividade biológica, com relativa inatividade.
- Escassez de nutrientes e paralização da produção de gás.
- Predominância de condições ambientais naturais.
- Aumento do valor do potencial redox, com o aparecimento de  $\text{O}_2$  e de espécies oxidadas.
- Conversão lenta dos materiais orgânicos resistentes aos microrganismos em substâncias húmicas complexadas com metais.

Durante a execução de um aterro, é preciso que se realizem análises periódicas de controle do processo, a fim de conhecer o desempenho das células.

Os parâmetros normalmente avaliados para proceder esse controle são: potencial redox, DQO, amônia, ácidos voláteis e gás metano.

**Potencial redox:** a energia primária para muitos organismos é a energia química suprida por compostos orgânicos ou inorgânicos, sendo que sua utilização como fonte de energia sempre envolve reações de oxirredução. Estas envolvem a transferência de elétrons, sendo a fonte de energia que perde elétrons oxidada e a que recebe, reduzida. Uma substância pode ser uma doadora ou uma aceptora de elétrons, dependendo da outra substância disponível para a reação. A tendência de transferência de elétrons sempre ocorre da forma mais reduzida para a mais oxidada. A medida do potencial de oxirredução indica o nível de oxidação e redução nos resíduos do aterro, podendo ser empregada como ferramenta para o conhecimento da atividade microbiana. O pH e a temperatura influenciam sua medição. De acordo com alguns autores, o potencial redox ótimo para produção de metano é menor que  $-200$  mV.

**DQO:** a análise de DQO é utilizada para indicar o teor de matéria orgânica (biodegradável e não-biodegradável) de um efluente. Ainda serve para calcular a porcentagem de remoção, determinar a quantidade de ar necessária à aeração, indicar a necessidade de pré-tratamento, além de ser uma variável de considerável importância para o desenho de unidades de tratamento e a definição de seus parâmetros operacionais. Os compostos oxidados no teste de DQO incluem os não-biodegradáveis, os quais a DBO não pode medir, e os tóxicos, que inibem a atividade microbiana da DBO. Entretanto, ela não é capaz de medir a taxa de degradação biológica no corpo receptor, podendo ser considerada uma medida independente da quantidade de matéria orgânica do efluente, diferente da DBO. A maior vantagem do teste de DQO é sua rapidez: pode ser realizado em poucas horas, enquanto a DBO leva cinco dias. O valor de DQO é ligeiramente superior ao da DBO (1,5 a 2 vezes) em função da oxidação de compostos não-biodegradáveis.

**Amônia:** é igual ao nitrogênio na forma de íon amônio ( $\text{NH}_4^+$ ) ou amônia, que existirá em solução aquosa, dependendo do pH da solução, de acordo com o equilíbrio  $\text{NH}_3 + \text{H}_2\text{O} \rightarrow \text{NH}_4^+ + \text{OH}^-$ . A amônia é formada pela transformação de proteínas e uréia presentes nos resíduos. O íon  $\text{NH}_4^+$  é bem menos tóxico que o gás  $\text{NH}_3$ , e as duas formas estão em equilíbrio, dependendo do pH do meio. Para concentrações superiores a  $150$  mg/L de gás  $\text{NH}_3$  dissolvido, a digestão anaeróbia é inibida.

**Ácidos voláteis** (*acético, propiônico, butírico, isobutírico, valérico e isovalérico*): se a concentração de ácidos voláteis é menor que  $200$  mg/L, há indícios de que todo o ácido produzido é imediatamente transformado em metano e dióxido de carbono. Concentrações de até  $8.000$  mg/L não são tóxicas à digestão anaeróbia, desde que o pH do sistema seja mantido entre 6,6 e 7,4. O acúmulo de ácidos

voláteis no aterro sanitário está associado ao aumento repentino de concentrações de compostos potencialmente tóxicos à digestão, ou a variações bruscas de pH e temperatura, entre outros.

**Gás metano:** a geração de gases, incluindo-se o metano, envolve bactérias denominadas metanogênicas, as quais são capazes de reduzir o  $\text{CO}_2$  e descarboxilar o acetato para formação de metano. A formação de metano é característica da fase metanogênica de degradação anaeróbia da matéria orgânica, sendo, portanto, um parâmetro indicador dessa fase.

Conforme a necessidade, podem ainda ser realizadas as análises constantes da Tabela 4.10, que auxiliam no controle do desempenho do processo.

De acordo com a Figura 4.25, verificam-se menores valores de amônia no início da operação das células e seu incremento na medida do avanço cronológico da vida dos reatores. Os valores variaram no intervalo de 30 a 900 mg/L. Isso deveu-se, em grande parte, à transformação das formas de nitrogênio orgânico em amoniacal.

De acordo com a Figura 4.26, os valores oscilam entre positivos e negativos para todas as células ao longo do tempo e parecem apresentar uma tendência de maior variação para valores negativos a partir do dia 200, para cada célula. Valores negativos desse parâmetro podem ser utilizados como indicadores do estado anaeróbio da amostra. Sabe-se que o oxigênio gasoso presente no interior das células de aterro tende a se extinguir em poucos dias, mas é preciso considerar que o dreno de gás é uma forma de contato entre o interior das células e o ambiente. A cobertura de argila das células, sendo permeável à água das chuvas, como comprova o volume de percolado gerado, é também um possível canal de entrada de ar do ambiente para o interior das células, apesar da pressão positiva que se estabelece na atmosfera do reator, devido à geração de gás. Dessa forma, se explicam os valores positivos para potencial redox apresentados em alguns dias, que passam a predominar a partir do dia 400 de experimentação.

De acordo com a Figura 4.27, os valores de DQO se reduzem para todas as células ao longo do tempo, confirmando os resultados obtidos para  $\text{DBO}_5$ . Percebe-se que os maiores valores de DQO foram obtidos para as células com maior porcentagem de RSU, ou seja, para aquelas com maior quantidade de matéria orgânica. O valor máximo obtido foi de 65.000 mg  $\text{O}_2$ /L para a célula C1, no início do experimento, e o menor valor foi de 140 mg  $\text{O}_2$ /L para a célula C4, no final do experimento.

Tabela 4.10 Parâmetros, método e unidade.

<b>Parâmetro</b>	<b>Método*</b>	<b>Unidade</b>
Condutividade	potenciométrico	micromhos/cm
Cor aparente	potenciométrico	mg Pt/L
pH	potenciométrico	–
<b>Potencial redox</b>	<b>potenciométrico</b>	<b>mV</b>
Turbidez	nefelométrico	UNT
DBO <sub>5</sub> total	titulométrico	mg/L
<b>DQO total</b>	<b>tit. refluxo fechado</b>	<b>mg O<sub>2</sub>/L</b>
NTK	macro-kjeldahl	mg/L
<b>Amônia</b>	<b>titulométrico</b>	<b>mg NH<sub>3</sub>-N/L</b>
Nitratos	cromat. iônica	mg NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> -N/L
Cádmio	absorção atômica	mg/L
Cálcio	absorção atômica	mg/L
Chumbo	absorção atômica	mg/L
Cobre	absorção atômica	mg/L
Cromo	absorção atômica	mg/L
Ferro	absorção atômica	mg/L
Magnésio	absorção atômica	mg/L
Manganês	absorção atômica	mg/L
Níquel	absorção atômica	mg/L
Potássio	absorção atômica	mg/L
Sódio	absorção atômica	mg/L
Zinco	absorção atômica	mg/L
<b>Ácidos voláteis como HAc</b>	<b>cromatografia gasosa</b>	<b>mg/L</b>
Sólidos totais	gravimétrico	mg/L
Sólidos fixos	gravimétrico	mg/L
Sólidos voláteis	gravimétrico	mg/L
Dióxido de carbono	cromatografia gasosa	%
<b>Gás metano</b>	<b>cromatografia gasosa</b>	<b>%</b>
Gás nitrogênio	cromatografia gasosa	%
Volume percolado	hidrometria	m <sup>3</sup>
Temperatura das células	direto	°C
<b>Coliformes totais</b>	<b>Métodos bioquímicos de microbiologia clássica</b>	<b>UFC/ml</b>
<b>Coliformes fecais</b>		<b>UFC/ml</b>
<b>Mesófilos hemolíticos</b>		<b>UFC/ml</b>
<i>Clostridium perfringens</i>		<b>presença ou ausência</b>

\* Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater (1995).

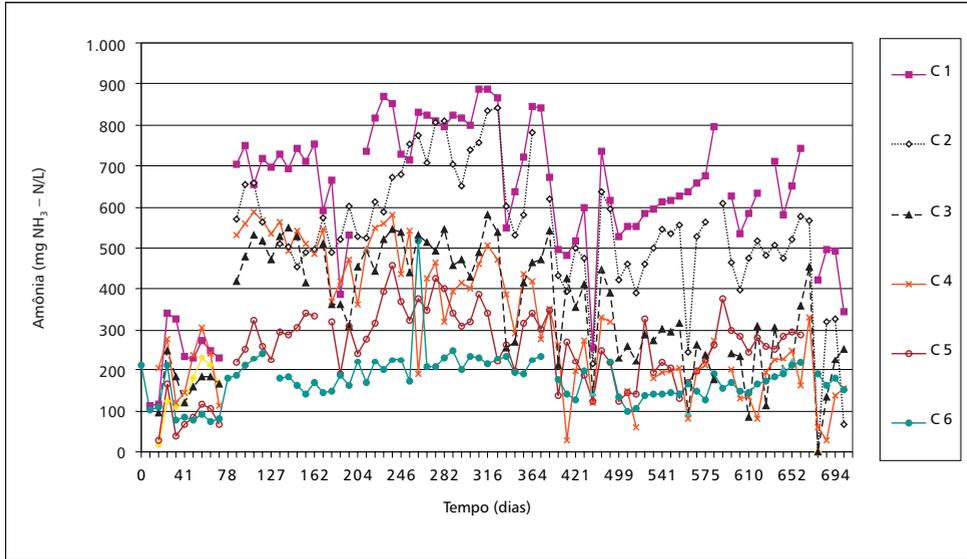


Figura 4.25 Concentração de amônia no percolato das células (mg NH<sub>3</sub>-N/L).

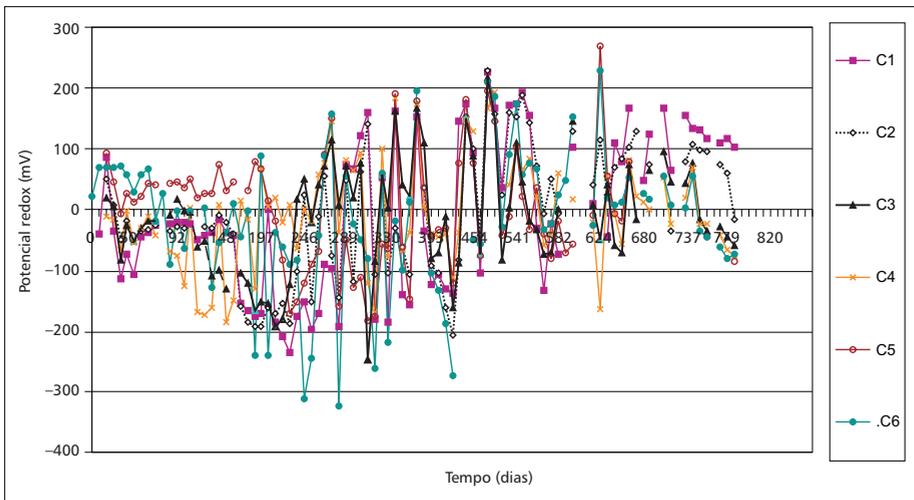


Figura 4.26 Potencial redox do percolato das células (mV).

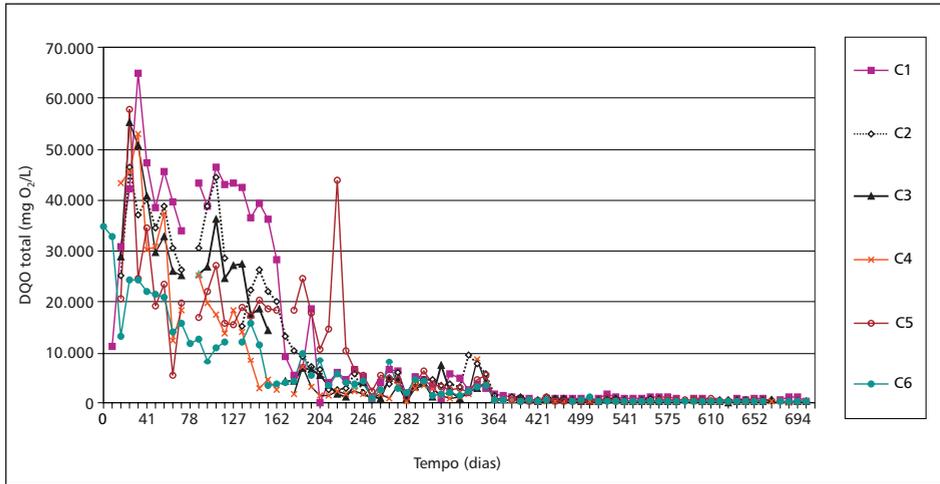


Figura 4.27 DQO do percolado das células (mg O<sub>2</sub>/L).

#### 4.7.5 Considerações a Respeito da Microbiologia dos RSSS

Os resíduos orgânicos podem ser reciclados por meio da decomposição biológica realizada por microrganismos, sendo a decomposição o resultado da ação de enzimas produzidas pelos microrganismos para obtenção de nutrientes.

Em microbiologia, o critério vida e morte é norteado pela capacidade que um microrganismo tem ou não de se reproduzir, entendendo-se por reprodução a capacidade da célula microbiana em dividir-se, dando origem a outro indivíduo. Para tanto, além de nutrientes, um microrganismo deve ter condições físicas adequadas, sendo quatro as principais condições que têm influência sobre este processo. São elas: a temperatura, o pH, a atmosfera gasosa e a pressão osmótica. Para a síntese de material celular, os microrganismos necessitam de carbono, nitrogênio, enxofre e fósforo; eles geralmente obtêm esses elementos a partir da decomposição da matéria orgânica.

A vida no planeta depende da transformação de compostos orgânicos, em seu estado elementar, em compostos inorgânicos e vice-versa, sendo essencial a atividade dos microrganismos para essas transformações. A maioria dos microrganismos é mesófila, isto é, sua temperatura ótima de crescimento é moderada, variando de 25° a 40°C. Entre estes estão os microrganismos saprófitos e os patogênicos para homens e animais.

Os microrganismos necessitam de quantidades variadas de gases, como oxigênio, dióxido de carbono, nitrogênio e metano, e são divididos em cinco grupos fisiológicos, conforme a resposta ao oxigênio gasoso: aeróbios restritos,

anaeróbios restritos, aerotolerantes, facultativos e microaerófilos. Os microrganismos aeróbios restritos são capazes de utilizar o oxigênio molecular. Muitas bactérias aeróbias desenvolveram a capacidade de continuar seu desenvolvimento na ausência deste. É o caso dos anaeróbios facultativos e dos microrganismos existentes no trato intestinal, como a *Escherichia coli*.

Poucas bactérias são microaerófilas, ou seja, necessitam de oxigênio, porém, em menor concentração que as encontradas no ar. Neste grupo, encontram-se alguns gêneros de bactérias patogênicas.

O pH ótimo (atividade do íon hidrogênio em ambiente líquido) ao crescimento microbiano é bem definido. Em função do pH, os microrganismos são classificados em acidófilos, neutrófilos ou basófilos. Porém, as espécies se adaptam a diferentes valores. São capazes de manter o pH intracelular em torno de 7,5, porque possuem tampões naturais e efetuam trocas de íons de hidrogênio com o meio externo.

As bactérias metanogênicas, importantes no processo anaeróbico da decomposição da matéria orgânica, são mais exigentes e sensíveis à variação do pH. A faixa ótima varia de 6,5 a 7,6.

Durante o crescimento ativo de uma cultura bacteriana, as células crescem exponencialmente, aumentando em progressão geométrica. O intervalo de tempo necessário para que a população em uma cultura duplique em número é denominado tempo de geração, e este é influenciado pela composição nutricional do meio e pelas condições físicas.

As células microbianas, crescendo em meio de cultura líquido contido em frascos, estão em um sistema fechado, porque nenhum novo nutriente é adicionado ou nenhum produto metabólico é removido.

Durante o crescimento, a população em sistema fechado é balanceada, havendo um aumento ordenado em todos os constituintes de cada célula. Quando é atingida a população máxima, ocorre a exaustão de nutrientes e a intoxicação pelos produtos metabólicos. A reprodução é inibida e os microrganismos começam a morrer.

A representação gráfica das fases de crescimento de uma cultura microbiana é uma curva típica, a qual identifica quatro fases. No período inicial, parece não haver crescimento. Os microrganismos ainda não se multiplicam, porém são metabolicamente ativos, adaptando-se ao meio, reparando danos e sintetizando enzimas adequadas; esta é a fase lag. Segue-se, então, a fase de crescimento logarítmico, ou exponencial, em que ocorre o crescimento balanceado, denominada fase log. A terceira fase é a estacionária, em que não há crescimento evidente. Finalmente, estabelece-se a fase de declínio ou morte.

Entre cada uma dessas fases há um período de transição, é o tempo que leva para que todas as células entrem em nova fase. Ao observarmos as curvas de crescimento de alguns microrganismos presentes no percolado, ao longo do tempo percebe-se que o aterro se comporta como um sistema fechado.

## Microrganismos Indicadores

A análise microbiológica de rotina para águas residuárias ou para determinar a potabilidade da água não é nem deve ser baseada no isolamento e na identificação de microrganismos patogênicos, pelas seguintes razões:

- a) Os agentes patogênicos têm acesso esporádico ao ambiente hídrico e não demonstram sobrevivência durante um longo período; portanto, poderiam ser perdidos em uma amostra submetida à análise laboratorial.
- b) Estando em pequeno número, os microrganismos patogênicos podem não ser detectados pelos procedimentos laboratoriais.
- c) É necessário um período de pelo menos 24 horas para a obtenção de resultados laboratoriais para microrganismos patogênicos. Detectada a presença desses microrganismos, durante esse período, muitas pessoas teriam consumido a água e estariam expostas a eles, antes de uma ação correta para a situação.

Pelas razões apresentadas, foram desenvolvidos métodos para análise da água que não dependem de isolamento e identificação dos microrganismos patogênicos. Os testes são baseados na detecção de microrganismos, cuja presença na água indica a possibilidade da presença de microrganismos patogênicos. Esses microrganismos são denominados microrganismos indicadores.

O termo microrganismo indicador refere-se a um tipo de microrganismo cuja presença na água é evidência de que ela está poluída com material fecal de origem humana ou de outros animais de sangue quente. Esse tipo de poluição indica que qualquer microrganismo patogênico que ocorre no trato intestinal desses animais também pode estar presente. Algumas características importantes de um microrganismo indicador são:

- a) está presente em águas poluídas e ausente em águas não poluídas;
- b) está presente na água quando os microrganismos patogênicos também estão presentes;
- c) o número de microrganismos indicadores está correlacionado com o índice de poluição;
- d) sobrevive melhor e por mais tempo na água do que os microrganismos patogênicos;
- e) apresenta propriedades uniformes e estáveis;
- f) geralmente, é inofensivo ao homem e a outros animais;
- g) está presente em maior número do que os patogênicos (sendo facilmente evidenciado);
- h) é facilmente evidenciado por técnicas laboratoriais padronizadas (Pelczar, 1996).

São exemplos de microrganismos indicadores: coliformes totais, fecais, *Clostridium perfringens* e mesófilos hemolíticos.

**Coliformes totais:** são bactérias, na forma de bacilos, gram-negativas, não esporuladas, facultativas, que fermentam a lactose com produção de ácido e gás, em 48 horas, a 37°C. São habitantes normais do trato intestinal de qualquer animal. Indicam a possibilidade da presença de bactérias dos gêneros *Enterobacter*, *Citrobacter*, entre outros.

**Coliformes fecais:** são bactérias, na forma de bacilos, gram-negativas, não esporuladas, facultativas, que fermentam a lactose com produção de ácido e gás, em 48 horas, a 44°C. São habitantes normais do trato intestinal de animais de sangue quente. Indicam a possibilidade da presença de bactérias como *Escherichia coli*, *Klebsiella* sp. e de enterobactérias como *Salmonella* spp. e *Shigella* sp.

***Clostridium perfringens*:** é um bacilo gram-positivo, esporulado, anaeróbio, patogênico para homens e animais. Indica a presença de microrganismos anaeróbios.

**Mesófilos hemolíticos:** são bactérias que crescem a 37°C e que produzem uma hemolisina que provoca a lise de hemáceas, liberando a hemoglobina. A ocorrência de hemólise é utilizada como indicador de patogenicidade. Indicam a possibilidade da presença de bactérias dos gêneros *Staphylococcus*, *Streptococcus*, *Pasteurella*, *Micobacterium*, entre outros.

Observe que o laboratório do Centro de Pesquisas Veterinárias Desidério Finamor, que realizou as análises para este trabalho, utiliza esta mesma metodologia para as análises de águas servidas e leite.

As Tabelas 4.11 e 4.12 apresentam os resultados quantitativos referentes a mesófilos hemolíticos, coliformes fecais, coliformes totais e *Clostridium perfringens*.

Tabela 4.11 Resultados quantitativos para os microrganismos aeróbicos presentes no percolado das células (NMP/ml).

Relatório	Data	t (dias)	Microrganismos indicadores	C1	C2	C3	C4	C5	C6
3	8/6/99	14	Mesófilos hemolíticos	0	$> 3.10^4$	$> 3.10^4$	$1,2.10^1$	$> 3.10^4$	0
			Coliformes totais	0	$9,1.10^1$	0	$3,6.10^1$	0	$4.10^4$
			Coliformes fecais	0	$3,6.10^1$	0	0	0	0
6	5/7/99	41	Mesófilos hemolíticos	0	0	0	$> 3.10^4$	0	0
			Coliformes totais	$3,6.10^1$	$6,1.10^1$	$7,3.10^1$	$9,1.10^1$	$7,2.10^1$	$6,2.10^1$
			Coliformes fecais	0	0	$3,6.10^1$	0	0	0
11	11/8/99	78	Mesófilos hemolíticos	$1,2.10^3$	$1,2.10^3$	$7,0.10^2$	$4,4.10^2$	0	0
			Coliformes totais	$3,0.10^1$	$3,0.10^1$	$1,1.10^3$	$9,3.10^1$	$1,5.10^3$	$9,1.10^1$
			Coliformes fecais	$3,0.10^1$	$3,0.10^1$	$3,0.10^1$	0	0	0
14	13/9/99	111	Mesófilos hemolíticos	0	0	0	$1,5.10^2$	0	0
			Coliformes totais	$2,7.10^2$	$6,1.10^1$	$1,4.10^2$	$7,2.10^1$	$1,5.10^3$	$4,3.10^3$
			Coliformes fecais	$3,0.10^1$	0	$7,0.10^1$	0	0	0
17	4/10/99	132	Mesófilos hemolíticos	$2,0.10^2$	$2,0.10^1$	$1,0.10^2$	$1,4.10^3$	$1,0.10^2$	0
			Coliformes totais	$4,3.10^3$	$1,1.10^2$	0	$3,5.10^2$	$7,2.10^1$	$4,9.10^3$
			Coliformes fecais	$3,0.10^1$	$3,6.10^1$	0	$9,1.10^1$	0	0
26	15/12/99	204	Mesófilos hemolíticos	0	$1,0.10^2$	0	$2,6.10^3$	0	$8,0.10^0$
			Coliformes totais	$4,4.10^3$	$2,1.10^3$	0	$3,5.10^2$	$1,9.10^2$	$4,6.10^3$
			Coliformes fecais	0	$3,6.10^1$	0	0	0	0
39	21/3/00	301	Mesófilos hemolíticos	0	0	0	0	0	0
			Coliformes totais	0	0	0	$3,6.10^1$	0	$3,6.10^1$
			Coliformes fecais	0	0	0	$3,0.10^0$	0	$3,0.10^0$
44	26/4/00	337	Mesófilos hemolíticos	$1,0.10^1$	0	0	0	0	$1,0.10^0$
			Coliformes totais	0	0	0	0	0	0
			Coliformes fecais	0	0	0	0	0	0
53	9/8/00	442	Mesófilos hemolíticos	$1,0.10^0$	0	0	0	0	0
			Coliformes totais	0	0	0	0	0	0
			Coliformes fecais	0	0	0	0	0	0
54	16/8/00	449	Mesófilos hemolíticos	0	0	0	0	0	0
			Coliformes totais	0	0	0	0	0	0
			Coliformes fecais	0	0	0	0	0	0
80	11/4/01	687	Mesófilos hemolíticos	0	0	$1,0.10^1$	$2,0.10^1$		$1,8.10^2$
			Coliformes totais	$9,1.10^0$	$9,1.10^0$	$3,6.10^0$	$3,6.10^0$	-	$2,3.10^1$
			Coliformes fecais	$9,1.10^0$	$9,1.10^0$	0	$3,6.10^0$		$3,6.10^0$

Tabela 4.12 Verificação da presença de *Clostridium perfringens* no percolado das células.

Relatório	Data	t (dias)	C1	C2	C3	C4	C5	C6
3	8/6/99	14	+	+	+	+	+	+
6	5/7/99	41	+	+	+	+	+	+
11	11/8/99	78	-	-	-	+	-	-
14	13/9/99	111	+	+	-	+	-	+
17	4/10/99	132	-	-	+	-	-	+
26	15/12/99	204	-	-	-	-	-	-
39	21/3/00	301	-	-	-	-	-	-
44	26/4/00	337	-	-	-	-	-	-
53	9/8/00	442	-	-	-	-	-	-
54	16/8/00	449	-	-	-	-	-	-

Legenda: presença +; ausência -.

Pode-se verificar nas Tabelas 4.11 e 4.12 e nas Figuras 4.27, 4.28 e 4.29, que a multiplicação e a viabilidade dos microrganismos indicadores, coliformes fecais, coliformes totais, mesófilos hemolíticos e *Clostridium perfringens*, dentro das células, obedeceram à curva de crescimento de microrganismos unicelulares em um sistema fechado em todas as suas fases, em que se pode observar os valores de um número de células viáveis no tempo.

As curvas mostraram quatro fases distintas: inicialmente, parece não haver crescimento em termos do aumento do número de células, caracterizando a fase lag, momento em que há recuperação de danos celulares e sintetização de enzimas para o desencadeamento da próxima fase, em que há a multiplicação em crescimento balanceado, denominada fase logarítmica ou exponencial (fase log). Segue-se, então, uma fase estacionária e, finalmente, quando os nutrientes do sistema se esgotam e os metabólitos microbianos tornam o meio tóxico, desencadeia-se a fase de declínio ou de morte dos microrganismos.

Percebe-se que, a partir do dia 200, o pH se encontra na faixa neutra, o que explica o aumento na concentração dos microrganismos, como mostrarm as Figuras 4.28, 4.29 e 4.30.

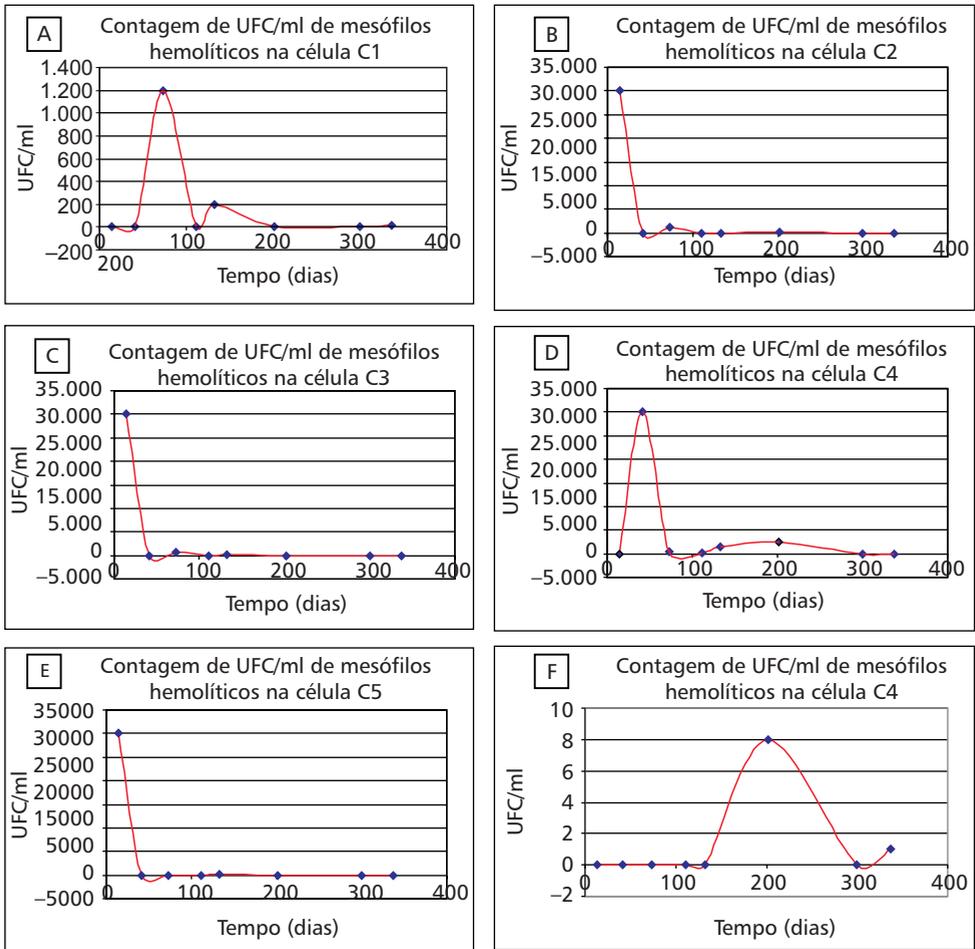


Figura 4.28 Gráficos das contagens de mesófilos hemolíticos nas células C1 a C6.

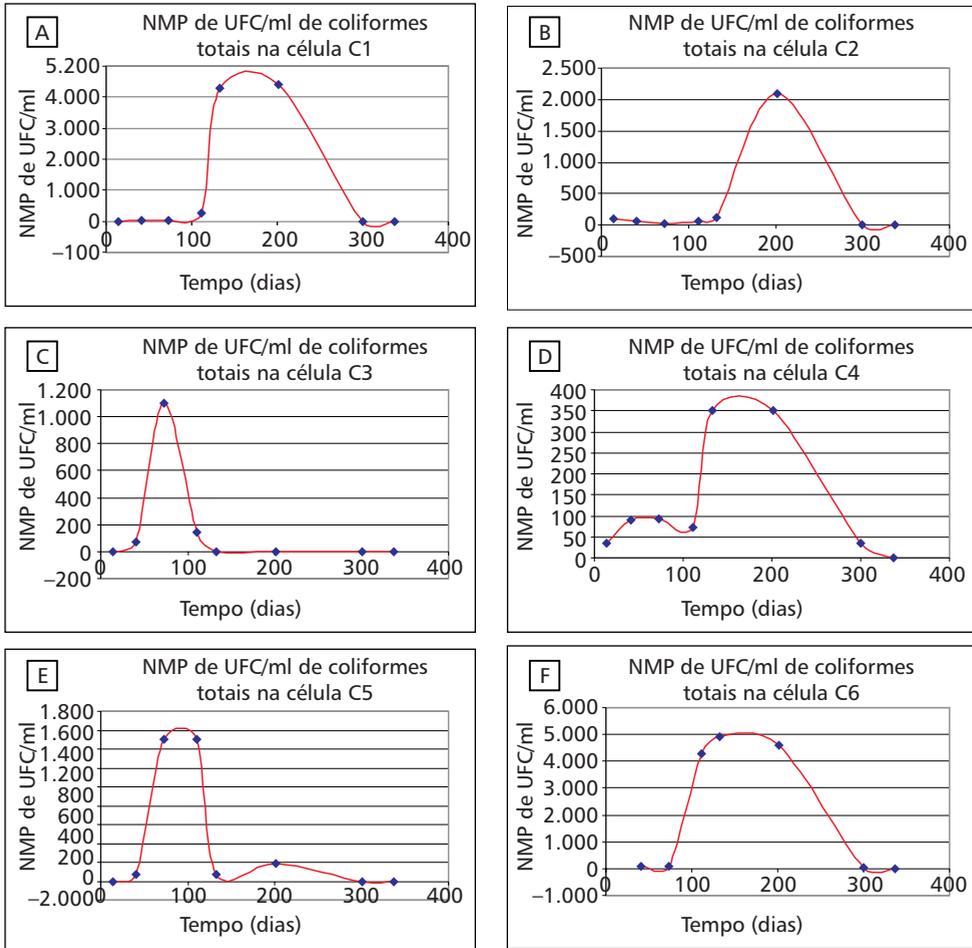


Figura 4.29 Gráficos dos números mais prováveis (NMP/ml) de coliformes totais das células C1 a C6.

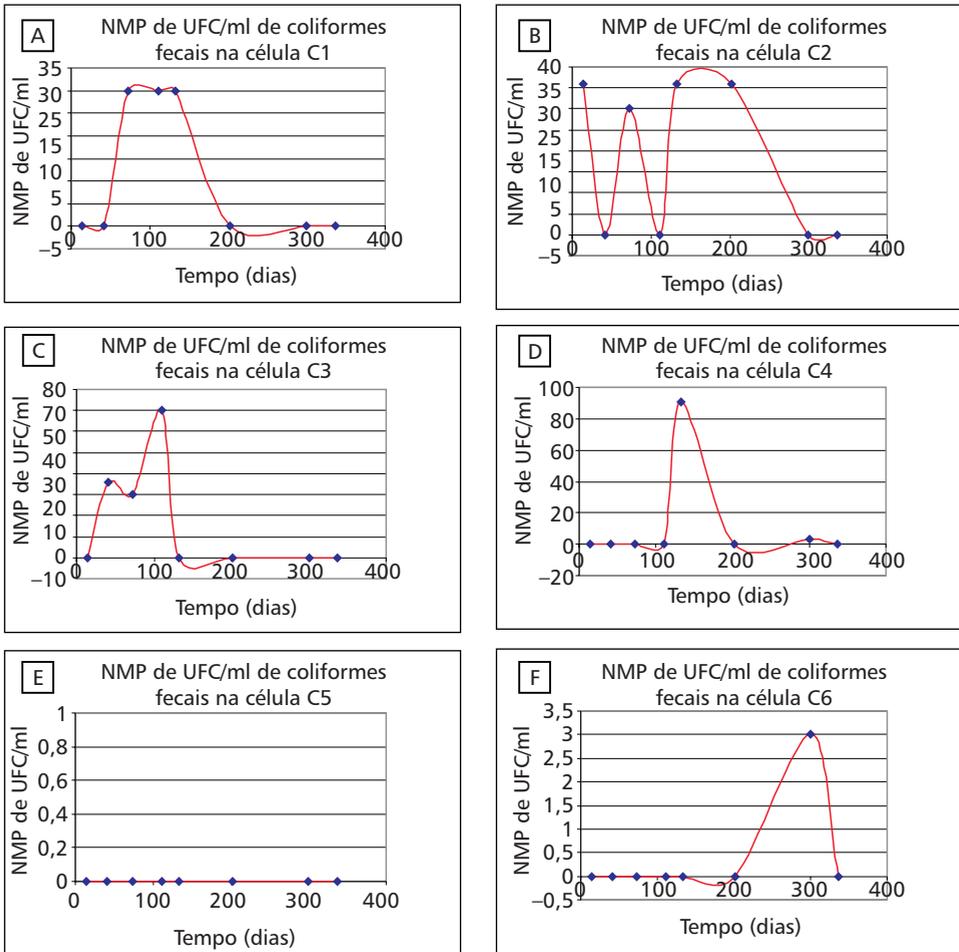


Figura 4.30 Gráficos dos números mais prováveis (NMP/ml) de coliformes fecais das células C1 a C6.

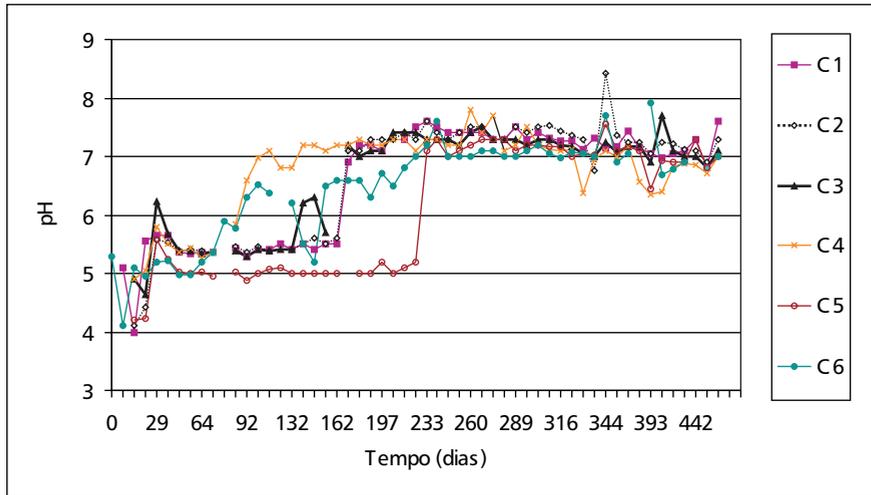


Figura 4.31 pH do percolado das células.

#### 4.7.6 Análise Global do Desempenho de Células de Codisposição de RSSS/RSU

De acordo com as pesquisas realizadas, foi possível chegar às seguintes conclusões:

- 1) a codisposição de RSSS com RSU é viável, tendo em vista os baixos valores obtidos para os microrganismos analisados;
- 2) o período mínimo para que se esgotem os nutrientes disponíveis ao crescimento microbiano é de, aproximadamente, 350 dias;
- 3) a contagem dos microrganismos analisados reduziu consideravelmente ao longo do tempo para todas as células e microrganismos analisados;
- 4) verificou-se que, embora tenha havido um crescimento no número de microrganismos ao redor do dia 200, este leva a concentrações extremamente baixas, inclusive inferiores aos padrões exigidos no polimento de esgotos domésticos, quando tratados secundariamente. Esta recuperação deveu-se, provavelmente, à recuperação do pH, que atingiu a faixa neutra. E, ainda, é preciso considerar que esse crescimento foi observado para microrganismos pouco representativos no âmbito desta pesquisa, como é o caso dos coliformes totais;
- 5) não houve diferenças absolutas significativas entre as células, e, em alguns momentos, as células que continham somente RSU foram as que apresentaram maior contagem de microrganismos.

## 4.8 Referências Bibliográficas

- AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION (APHA) (1992). *Compendium of methods for the microbiological examination of food*. 3.ed., Washington, DC. 1219p.
- ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS (1993). *NBR 9190 – Sacos plásticos para condicionamento de lixo – Classificação*. São Paulo.
- BARBOSA, H.R.; TORRES, B.B. (1999). Nutrição e metabolismo bacterianos. In: TRABULSI, L.R., ALTHERTHUM, F., GOMPERTZ, O.F., CANDEIAS, J.A.N. (eds.) *Microbiologia*. 3.ed. São Paulo, Atheneu. Cap. 3, 585p.
- BERTUSSI F, L.A. (1989). Lixo hospitalar: higiene ou matemática. *Saúde em Debate*. Londrina, n.26, p.60-64, set.
- BROOKS, G.F. et al. (1998). Patogenia da infecção bacteriana. In: JAWETZ, E.; MELNICK, J.L.; ADELBERG, E.A. *Microbiologia Médica*. 20.ed. Rio de Janeiro, Guanabara Koogan. Cap. 9, 524p.
- COMPANHIA DE TECNOLOGIA DE SANEAMENTO AMBIENTAL (1993). *Resíduos sólidos industriais*. São Paulo, CETESB. 233p.
- CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE – CONAMA (1991). Resolução n.006, de 19 de setembro de 1991. *Diário Oficial da União*, Brasília, 30 out., Seção I, p.24.063.
- DEPARTAMENTO MUNICIPAL DE LIMPEZA URBANA (1993). Os caminhos do lixo da origem ao destino final. In: SIMPÓSIO LATINO-AMERICANO DE RESÍDUOS SÓLIDOS, 1., São Paulo, volume único, 50p.
- FINLEY, B.B.; FALKOW, S. (1989). Common themes in microbial pathogenicity. *Microbiological Reviews*, [S.l.], v.53, n.02, p.10-230, june.
- FOSTER, T. (1998). Staphylococcus. In: *Baron's medical microbiology*. Madison. <<http://www.wisc.edu/Bact330/lecturestaph>> (setembro de 2000).
- GILLIGAN, P.H. (1995). *Pseudomonas* and *Burkholderia*. In: MURRAY, P.R. et al. *Manual of clinical microbiology*. 6.ed. Washington, ASM Press. Cap. 40.
- GRAY, L.D. (1995). *Escherichia*, *Salmonella*, *Shigella* e *Yersinia*. In: MURRAY, P.R. et al. *Manual of clinical microbiology*. 6.ed. Washington, ASM Press. Cap. 33.
- IGLEWSKI, B.H. (1998). *Pseudomonas aeruginosa*. In: *Baron's medical microbiology*. Madison. <http://www.bact.wisc.edu/Bact303/lecturepseudomonas> (setembro de 2000).
- JAWETZ, E.; MELNICK, J.L.; ADELBERG, E.A.; BROOKS, G.F.; BUTEL, J.S.; ORNSTON, L.N. (1998). *Microbiologia médica*. 20.ed. Rio de Janeiro, Guanabara Koogan. 524p.
- KONEMAN, E.M.; ALLEN, S.D.; JANDA, W.M.; SCHRECKENBERGER, P.C.; WINN JR., W.C. (1997). *Color Atlas and Textbook of Diagnostic Microbiology*. 5ed. Philadelphia: Lippincott.
- KUHNERT, P.; BOERLIN, P.; FREY, J. (2000). Target genes for virulence assessment of *Escherichia coli* isolates from water, food and the environment. *FEMS Microbiology Reviews*, [S.l.], v. 24, n.1, p.107-117.

- LEVY, S.M. (1997). *Reciclagem do entulho de construção civil, para utilização como agregado de argamassas e concretos*. São Paulo. 147p. Dissertação (Mestrado em Engenharia) – Escola Politécnica, Universidade de São Paulo.
- MADIGAN, M.T.; MARTINKO, J.M.; PARKER, J. (1997). Prokaryotic diversity. In: *Brock biology of microorganisms*. 8.ed. Upper Saddle River, Prentice Hall. Cap. 16, 986p.
- MADIGAN, M.T.; MARTINKO, J.M.; PARKER, J. (1997a). Host-parasite relationships. In: *Brock biology of microorganisms*. 8.ed. Upper Saddle River, Prentice Hall. Cap. 19, 986p.
- MADIGAN, M.T.; MARTINKO, J.M.; PARKER, J. (1997b). Concepts of immunology. In: *Brock biology of microorganisms*. 8.ed. Upper Saddle River, Prentice Hall. Cap. 20, 986p.
- MARTINS, L.T.; TRABULSI, L.R.; ALTHERTHUM, F.; GOMPERTZ, O.F.; CANDEIAS, J.A.N. (eds.) (1999). *Staphylococcus microbiologia*. 3.ed. São Paulo, Atheneu. Cap. 18, 585p.
- NAIRN, R. (1998). Imunologia. In: JAWETZ, E.; MELNICK, J.L.; ADELBERG, E.A. *Microbiologia Médica*. 20.ed. Rio de Janeiro, Guanabara Koogan. Cap. 8, 524p.
- PELCZAR, M.; REID, R.; CHAN, E.C.S. (1981). *Microbiologia*. v. I e II. Trad. por Manuel Adolpho May Pereira. Revisora técnica Maria Regina S. Borges. São Paulo, McGraw-Hill do Brasil.
- SILVA, A.P. (1999). *Simulação da codisposição de lodos de estações de tratamento de água em aterros sanitários*. Porto Alegre. 109p. Dissertação (Mestrado) – Programa de Pós-graduação em Engenharia de Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental, Universidade Federal do Rio Grande do Sul.
- SILVA, N.; JUNQUEIRA, V.C.; SILVEIRA, N.F.A. (1997). *Manual de métodos de análise microbiológica de alimentos*. São Paulo, Varela. 295p.
- SOARES, S.R.; CASTILHOS JR., A.B.; MACEDO, M.C. (1997). Diagnóstico da produção de resíduos de serviços de saúde. Estudo de caso: Hospital Universitário Florianópolis. In: CONGRESSO DA ABES, 19., Foz do Iguaçu, PR.
- TODAR, K. (1998a). Mechanisms of bacterial pathogenicity. In: *Baron's medical microbiology*. Madison. <<http://www.bact.wisc.edu/Bact303/Bact303pathogenesis>> (fevereiro de 2001).
- TODAR, K. (1998b). Mechanisms of bacterial pathogenicity. In: *Baron's medical microbiology*. Madison. <<http://www.bact.wisc.edu/Bact303/Bact303pathogenesis>> (fevereiro de 2001).
- TODAR, K. (1998c). Bacterial of Medical Importance. In: *Baron's medical microbiology*. Madison. <http://www.bact.wisc.edu/Bact303/medicalimportance> (fevereiro de 2001).
- TODAR, K. (2000a). Nutrition and bacterian growth. In: *Baron's medical microbiology*. Madison. <<http://www.bact.wisc.edu/Bact303/NutritionandGrowth>> (fevereiro de 2000).

- TODAR, K (2000b). Constitutive defenses part 1. In: *Baron's medical microbiology*. Madison. <<http://www.bact.wisc.edu/microtextbook/disease/contdef1.html>> (fevereiro de 2001).
- TODAR, K (2000c). Constitutive defenses part 2. In: *Baron's medical microbiology*. Madison. <<http://www.bact.wisc.edu/microtextbook/disease/contdef2.html>> (fevereiro de 2001).
- TODAR, K. (2000d). The inducible defenses. In: *Baron's medical microbiology*. Madison. <<http://www.bact.wisc.edu/microtextbook/disease/inddefense.html>> (fevereiro de 2001).
- TRABULSI, L.R.; CAMPOS, L.C. (1999). Generalidades sobre Enterobactérias. In: TRABULSI, L.R.; ALTHERTHUM, F.; GOMPERTZ, O.F.; CANDEIAS, J.A.N. eds. *Microbiologia*. 3.ed. São Paulo, Atheneu. Cap. 27, 585p.

## Capítulo 5

# Considerações sobre Custos

---

### 5.1 Aspectos Gerais

Uma estimativa de custos criteriosa, envolvendo obras como usinas de compostagem/vermicompostagem, aterros sanitários e sistemas de processamento de entulhos, deve levar em consideração alguns fatores principais:

- Custos de investimentos:
  - investimento em terreno (desapropriação);
  - custos de obras civis;
  - custos de equipamentos;
  - custos de instalações elétricas.
  
- Custos operacionais anuais:
  - custos com mão-de-obra (inclusive encargos sociais);
  - custos de manutenção (equipamentos fixos e móveis);
  - custos de materiais (peças de reposição, limpeza);
  - custos de energia elétrica e combustível.
  
- Receitas operacionais anuais:
  - venda de composto;
  - venda de vermicomposto;
  - venda de materiais recicláveis;
  - receita auferida por metro cúbico ou tonelada de resíduo disposto em aterro sanitário;
  - venda do entulho processado como matéria-prima ou matrizes previamente produzidas.

Para os fins deste texto, serão enfatizados alguns aspectos de custos, com o objetivo de subsidiar iniciativas voltadas à redução, à reciclagem e ao reaproveitamento de resíduos sólidos provenientes de coletas especiais, como é o presente caso, sem grande aprofundamento. Evidentemente, na elaboração de projetos executivos dessas iniciativas, deverá ser realizada análise técnico-

econômica apurada de cada empreendimento, com o estabelecimento de esquema tarifário que, com o tempo, permita a recuperação dos investimentos realizados e responda pelos gastos de operação.

## 5.2 Processos de Compostagem/ Vermicompostagem

Em estimativas recentes realizadas pelo IPH/UFRGS (janeiro de 2001, por meio de consultas a fabricantes especializados), usinas de triagem e reciclagem de resíduos sólidos urbanos, compostas por moegas metálicas receptoras dos resíduos brutos, dosadores tipo pólipos, esteiras de catação, trituradores de material orgânico para homogeneização de granulometria, compactadores para embalagens metálicas e plásticas, enfardadores para papel/papelão, peneiras para separação do composto, prédio de administração, refeitório e vestiário, destinadas ao processamento de 100 t/d de resíduos sólidos, com o material orgânico encaminhado para leiras de compostagem conduzidas pelo método *windrow* (reviramento sistemático manual ou mecânico), levam a investimentos da ordem de R\$ 1.500.000, ou R\$ 15.000 t. Considerando que 100 t/d correspondem (para uma produção *per capita* de resíduos de 0,5 kg/hab.d), em média, a uma população de 200.000 habitantes, o investimento *per capita* resulta em R\$ 7,5/hab. Incluem-se na estimativa os investimentos nas alvenarias e o revestimento das leiras de vermicompostagem; não incluem-se, no entanto, os custos de aquisição/desapropriação de terreno. O retorno econômico, em preços praticados atualmente em usinas similares no Estado de São Paulo, pode ser estabelecido em R\$ 25/t para o composto e R\$ 75/t para o vermicomposto.

Para estimar a área do pátio de compostagem, pode-se considerar que, dos resíduos totais referidos, 50% em peso são resíduos compostáveis (orgânicos) que, após a cura, perdem aproximadamente 1/3 de seu peso inicial (perda de água). Tem-se, assim, 33% de composto curado, 30% a 40% de rejeitos desprezíveis (devem ser encaminhados para aterro de rejeitos) e 10% a 20% de materiais recicláveis. Portanto, o pátio de compostagem terá:

### a) Cálculo das Dimensões das Leiras de Compostagem

Considerando leiras com seção transversal triangular, com 1,50 m de altura e 2,50 m de largura, obtém-se:

#### Seção da Leira

$$S_{st} = \frac{2,50 \times 1,50}{2} = 1,875 \text{ m}^2$$

#### Densidade da Massa a Compostar

$$\delta = 0,800 \text{ t/m}^3 \text{ (adotado)}$$

## Volume da Leira de Compostagem

$$V_L = \frac{50.000 \text{ kg(MO)}}{800 \text{ kg/m}^3} = 62,5 \text{ m}^3$$

## Comprimento da Leira

$$L = \frac{62,5 \text{ m}^3}{1,875 \text{ m}^3} = 33,33 \text{ m} \Rightarrow \text{Adotado } L = 34 \text{ m}$$

## b) Cálculo das Dimensões do Pátio de Compostagem

### Área da Base da Leira:

$$S_{ba} = 2,50 \text{ m} \times 34,00 \text{ m} = 85 \text{ m}^2$$

### Área de Folga para o Reviramento da Leira

$$S_{fo} = 85 \text{ m}^2$$

### Área Total Ocupada pela Leira

$$S_{to} = 2 \times 85 \text{ m}^2 = 170 \text{ m}^2$$

### Área do Pátio de Compostagem

Admitindo que o período de compostagem seja de 120 dias (fase ativa e fase de maturação), e que seja montada uma leira por dia, tem-se para área útil do pátio de compostagem:

$$S_{up} = 170 \text{ m}^2 \times 120 \text{ dias} = 20.400 \text{ m}^2 = 2,04 \text{ ha}$$

Para o composto curado (estabelecido conforme cálculos anteriores, 33% de resíduos brutos encaminhados para a compostagem), o qual seria encaminhado para vermicompostagem, considerando leiras com seção transversal retangular, com 0,30 m de altura e 1,50 m de largura, obtém-se:

### Seção da Leira

$$S_{st} = \frac{0,30 \times 1,50}{2} = 0,225 \text{ m}^2$$

### Densidade da Massa a Vermicompostar

$$\delta = 1,200 \text{ t/m}^3 \text{ (adotado)}$$

## Volume da Leira de Vermicompostagem

$$V_L = \frac{50.000 \text{ kg} \times \left(\frac{2}{3}\right)}{1.200 \text{ kg/m}^3} = 27,78 \text{ m}^3$$

## Comprimento da Leira

$$L = \frac{27,78 \text{ m}^3}{0,225 \text{ m}^3} = 123,45 \text{ m} \Rightarrow \text{Adotado } L = 125,00 \text{ m}$$

## c) Cálculo das Dimensões do Pátio de Vermicompostagem

### Área da Base da Leira

$$S_{ba} = 1,50 \text{ m} \times 125,00 \text{ m} = 188 \text{ m}^2$$

### Área de Folga para Circulação entre Leiras (1 m de Largura)

$$S_{fo} = 1,0 \times 125 = 125 \text{ m}^2$$

### Área Total Ocupada pela Leira

$$S_{to} = 188 \times 125 \text{ m}^2 = 313 \text{ m}^2$$

### Área do Pátio de Vermicompostagem

Admitindo que o período de vermicompostagem seja de 45 dias, e que seja montada uma leira por dia, tem-se para área útil do pátio de vermicompostagem:

$$S_{up} = 313 \text{ m}^2 \times 45 \text{ dias} = 14.085 \text{ m}^2 = 1,409 \text{ ha}$$

A área total de pátio de compostagem/vermicompostagem será:

$$S_{upt} = 2,04 \text{ ha} + 1,409 \text{ ha} = 3,449 \text{ ha}$$

Assumindo que serão necessários mais 10% de área para circulação e estacionamento, resulta:

$$S_{upt} = 34.490 \text{ m}^2 \times 1,10 = 37.939 \text{ m}^2 = 3,794 \text{ ha}$$

## 5.3 Aterros Sanitários de Codisposição

As células de codisposição empregadas nos estudos que originaram o presente texto foram executadas com o apoio logístico (equipamento, mão-de-obra, cessão do terreno) do DMLU da prefeitura de Porto Alegre. Assim, os investimentos

aqui referidos decorrem da aquisição de mantas geotêxteis, mantas de impermeabilização de PEAD de 2 mm, tubulações de PVC para execução de drenos de lixiviado e gás, argila de fundo e superfície (selamento), brita e areia, que foram os gastos mais significativos.

Na execução das seis células, cada uma com aproximadamente 70 m<sup>3</sup> de capacidade (volume total de 420 m<sup>3</sup>), investiu-se aproximadamente R\$ 18.000, ou R\$ 3.000/célula. Considerando que a mistura de RSU/RSSS foi realizada na proporção de 95% de RSU e 5% de RSSS, julgada ideal no presente estudo, o peso apostado em uma célula de 70 m<sup>3</sup> foi de 35.800 kg compactados (célula C2), o que leva a um custo de R\$ 83,8/t. Para uma produção *per capita* de resíduos de 0,5 kg/hab.d (considerando o peso de RSSS pouco representativo), conforme adotado anteriormente, assumindo que o enchimento da célula ocorra em um ano (vida útil de um ano, ou 365 dias), isto corresponderia à contribuição de uma população de 196 hab/d, o que representa um investimento *per capita* na célula de R\$ 15,3/hab. Evidentemente, à medida que houver redução da vida útil da célula (maior contribuição de resíduos), o custo unitário tenderá a valores menores (economia de escala).

## 5.4 Processamento de Entulhos

Os processos empregados nas centrais de reciclagem necessitam de um alto investimento inicial, mas geralmente são mais baratos que o custo gerado pelos aterros, e o retorno é considerado rápido.

Os aspectos econômicos da reciclagem de concreto foram analisados nos Estados Unidos, na Holanda e na República Federal da Alemanha. Nos três estudos, concluiu-se que são necessárias algumas condições que proporcionam o sucesso da operação das plantas de reciclagem, sendo: a) abundância e constante suprimento do entulho de demolição; b) alto custo para disposição do entulho; c) fácil acesso para caminhões pesados; d) área disponível para a indústria adequada, preferencialmente próxima ao aterro sanitário; e) inacessibilidade ou escassez e, ainda, alto custo de agregados naturais de boa qualidade, areia, brita e pedregulho; e f) mercado propenso para produtos.

Uma empresa na Califórnia gera em torno de US\$ 500 anuais em material processado, de acordo com seu proprietário, G. Meiburg, empregando um britador de impacto horizontal, peneiras, separadores magnéticos e uma empilhadeira radial. O equipamento custou cerca de US\$ 500.000. Os proprietários de uma mineradora, também na Califórnia, em dois anos de reciclagem pagaram os investimentos e ainda fornecem fundos para expandir a extração de material virgem. Segundo Mike Plumber, gerente operacional da empresa, a chave para o sucesso da reciclagem está na venda e não na produção do material (Pit & Quarry, 1996b, *apud* Zordan, 1997).

Taxas de disposição em aterros para resíduos de construção e de demolição mostram que, no Novo México, custa US\$ 8,00/t e, em New

Jersey, US\$ 75,00/t. As referências mostram, ainda, que o custo para disposição de resíduos de construção e demolição estão subindo rapidamente nos Estados Unidos.

Swana (1993), *apud* Pinto (1999), relata a distinção dos preços entre os tipos de resíduos. Em Minnesota, a disposição de resíduos domiciliares custa US\$ 16,00 por jarda cúbica e de resíduos de construção e demolição custa US\$ 2,00 a US\$ 4,50 por jarda cúbica, enquanto em Vermont o preço estava estabelecido em US\$ 67,00 por tonelada de resíduo domiciliar e US\$ 3,20 a US\$ 15,00 por tonelada de resíduos de construção e demolição.

São necessários alguns requerimentos para o sucesso das operações de reciclagem de resíduos de construção e demolição. Esses requerimentos estão listados seguir:

- boa localização e posição de locação;
- equipamento apropriado;
- experiência em operações de reciclagem de resíduos de construção e demolição;
- treinamento de supervisores e empregados;
- pesquisa para mercados de materiais secundários;
- capacidade de financiamento; e
- pesquisa no meio ambiente e nas normas de segurança.

Levantamentos da Asociación Interamericana de Ingeniería Sanitari y Ambiental (AIDIS) indica que os custos com os serviços de limpeza urbana no Brasil correspondem a porcentagens que variam entre 7% e 15% do orçamento municipal.

Em Los Angeles, de acordo com o programa de reciclagem implantado após o terremoto de 1994, a média dos custos de reciclagem, incluindo a coleta, foi de aproximadamente US\$ 15/t, sendo cerca de metade do custo dos aterros norte-americanos (Biocycle, 1994, *apud* Zordan, 1997).

Avaliações em regime de plena utilização têm mostrado que o custo do material produzido na usina de reciclagem chega a ser de 20% a 30% do preço de mercado da pedra britada.

Estima-se que o custo do gerenciamento seja quatro vezes superior ao da reciclagem. Estudos realizados pela Nortec indicam que a reciclagem do entulho em usinas com equipamentos britadores é viável sempre que for gerado em quantidades regulares, admitindo plantas de 30 t/h a 500 t/h. Já os levantamentos da I&T, mostram que o importante é adequar o porte do conjunto de equipamentos à necessidade de cada município ou até mesmo do canteiro de obras, que pode possuir menor escala de produção e configuração bem menos sofisticada, com uma produção de 20 t/h. Pinto (1995) salienta que não basta transportar os equipamentos de britagem para o ambiente urbano. Segundo ele,

“é necessário que sua instalação seja rodeada de novos cuidados, que vão permitir ao maquinário uma adequação para essa finalidade”. É preciso preocupar-se com a geração de ruídos e de material particulado.

Todas as instalações de reciclagem brasileiras são controladas pelo poder público ou pelas autarquias locais, o que dificulta a determinação do custo operacional em cada uma delas. Contudo, a consideração de itens necessários, como custos de manutenção e reposição, provisão de água, força e luz, custos de mão-de-obra, juros, amortização, equipamentos para manejo interno, tem mostrado custo em torno de R\$ 5,00 por tonelada processada (Pinto, 1999).

A Tabela 5.1 mostra características e preços de conjuntos de equipamentos que foram definidos por Pinto (1999) para quatro situações distintas.

**Tabela 5.1** Parâmetros de custo e características de equipamentos para reciclagem.

<b>Características do conjunto de reciclagem</b>	<b>Produção nominal<sup>1</sup> e produtos</b>	<b>Preço estimado<sup>2</sup></b>
Alimentador vibratório, britador de mandíbulas “tipo 4230” <sup>3</sup> e transportador de correia de ação radial	90 t/dia de “brita corrida” <sup>4</sup>	80.000
Alimentador vibratório, britador de mandíbulas “tipo 4230”, transportador de correia de ação radial, moinho de martelos, peneira vibratória elevada sobre baias fixas	90 t/dia de “brita corrida” ou agregados classificados	90.000
Alimentador vibratório, britador de impacto “tipo 20 TPH” <sup>5</sup> , transportador de correia de ação radial	130 t/dia de “brita corrida” <sup>4</sup>	130.000
Alimentador vibratório, britador de impacto “tipo 40 TPH”, transportador de correia de ação radial, peneira vibratória elevada e transportadores auxiliares fixos	260 t/dia de “brita corrida” ou agregados classificados	170.000

<sup>1</sup> Produção medida na britagem do entulho, em regime de 6,5 horas produtivas diárias.

<sup>2</sup> Preços médios orçados em 1998.

<sup>3</sup> Designação atual no mercado para equipamentos com boca retangular de alimentação nas medidas de 42 por 30 centímetros.

<sup>4</sup> É o produto primário da britagem, sem classificação granulométrica definida.

<sup>5</sup> Toneladas por hora – unidade de medida da produção em britagem.

Conhecendo o impacto do custo da disposição dos resíduos de construção e demolição no custo da limpeza pública, percebe-se o quanto a reciclagem é vantajosa.

Na maioria das cidades européias, atualmente, é economicamente possível reciclar de 80% a 90% da quantidade total de resíduo de construção e demolição, e as tecnologias de demolição e reciclagem geralmente são de fácil implantação e controle.

## 5.5 Referências Bibliográficas

- PINTO, T. de P. (1995). De volta à questão do desperdício. *Construção*, São Paulo, n.2491, p.18-19, nov.
- PINTO, T. de P. (1999). *Metodologia para a gestão diferenciada de resíduos sólidos da construção civil*. 209p. Tese (Doutorado) – Universidade de São Paulo.
- ZORDAN, S.E. (1997). *A utilização do entulho como agregado, na confecção do concreto*. Campinas. 140p. Dissertação (Mestrado em Engenharia) – Faculdade de Engenharia Civil, FEC, Universidade Estadual de Campinas.

## Capítulo 6

# Considerações Finais

---

Os resultados obtidos nos estudos, os quais permitiram a elaboração deste texto, levaram à formulação de algumas considerações que pretendem servir como orientação durante o emprego dos processos aqui abordados.

É importante, no entanto, recuperar os objetivos que se pretendeu atingir ao elaborar os trabalhos referidos, como forma de consolidar os procedimentos realizados.

No que se refere à compostagem/vermicompostagem, as finalidades principais foram utilização dos processos, que visam à aceleração da bioestabilização de resíduos verdes provenientes de podas realizadas no perímetro urbano de Porto Alegre, após sua mistura com resíduos (sobras de produtos agrícolas) da Ceasa local e com inóculo com lodos de estações de tratamento de esgotos sanitários (provenientes de tratamento aeróbio em um determinado momento e de tratamento anaeróbio em outro), como instrumento de correção da relação carbono/nitrogênio, estabelecendo os níveis exigidos ao bom andamento dos processos. Já em escala real, a indisponibilidade de lodos nas quantidades necessárias levou à utilização de esterco suíno como agente inoculante.

As fases iniciais dos estudos mostraram que leiras de compostagem com as formas recomendadas para outras regiões do Brasil (altura, largura etc.), principalmente aquelas de temperaturas ambiente médias mais elevadas e de climas mais secos, não apresentam bom desempenho para a região de Porto Alegre, principalmente pela situação marcada de chuvas ao longo do ano (perda rápida de calor e queda do processo). A utilização de dispositivos de proteção (telheiros), retirando o efeito referido, permitiu que o processo ocorresse normalmente, embora em alguns momentos tenha havido a necessidade de rega das pilhas, que, não expostas ao intemperismo, deram mostras de secagem da massa em degradação pelo excessivo calor (processo exotérmico).

Verificou-se que o resíduo verde de poda serviu de agente controlador da umidade das leiras, amenizando a grande participação desta nos resíduos da Ceasa. Os lodos de esgotos/esterco suíno também foram importantes como instrumento de reposição de nitrogênio ao processo.

O grande ganho apontado pelo estudo foi de que a compostagem, em codigestão com o controle da umidade e da sistemática de reviramento semanal,

antecipou os resultados que se obtinham em 18-24 meses para apenas 5 meses, reduzindo, assim, o tempo de bioestabilização, além de propor uma solução de baixo custo para três resíduos tidos como problemáticos pelo Departamento Municipal de Limpeza Urbana da capital gaúcha (poda, Ceasa e lodos de esgotos sanitários).

Os experimentos de vermicompostagem não adiantaram o estado de humificação dos resíduos compostados a ponto de ser recomendados como complementos no processamento dos resíduos estudados. Isso pode ser feito se houver disponibilidade de área a preços acessíveis.

Em relação aos aterros de codisposição de resíduos sólidos de serviços de saúde com resíduos sólidos urbanos, sabe-se que as restrições impostas atualmente pela legislação brasileira vigente exigem o acondicionamento/tratamento prévio dos RSSS para posterior disposição final em aterros. Em nenhum momento pretendeu-se ferir a legislação; a finalidade principal do trabalho foi verificar (em nível de pesquisa de base) os efeitos que a degradação anaeróbia (hidrólise fermentativa, acidogênese, acetogênese e metanogênese) exerce sobre microrganismos específicos, normalmente encontrados nos RSSS, em termos de sua sobrevivência. É intuitivo que organismos aeróbios (a parcela predominante na população microbiana dos RSSS), presentes nesses resíduos, tenham dificuldade em se manter em ambientes inadequados a sua sobrevivência.

Deve-se referir que, do ponto de vista ambiental, os resíduos infectantes têm um comportamento diferente do restante dos resíduos perigosos. Enquanto a maioria dos resíduos perigosos, como, por exemplo, os resíduos tóxicos, costuma se degradar lentamente, mantendo a toxicidade no meio ambiente, os resíduos infectantes tendem a perder seu caráter de periculosidade em períodos que variam, geralmente, de horas a algumas semanas, conforme o tipo de microrganismo. Dessa forma, com algumas exceções, os microrganismos que residem no corpo humano não resistem às condições ambientais externas, o que torna a contaminação ambiental, a médio e longo prazos, equivalente à dos resíduos domésticos.

Os excepcionais resultados observados não são, entretanto, definitivos; há ainda um longo caminho a ser percorrido, com o desenvolvimento de estudos que incluam pesquisadores de áreas afins, como biólogos, microbiologistas, administradores hospitalares, médicos etc.

Também é preciso ressaltar que o desempenho observado pelas células de aterro experimentadas, de certa forma, desmistifica e despotencializa a idéia de que, comparativamente aos resíduos sólidos urbanos, os RSSS sejam marcada e definitivamente impactantes, em relação à disposição final. Não se elimina e abdica, assim, da fundamental importância de manutenção de um programa eficiente de gestão de resíduos e vigilância sanitária, com controle efetivo em geração, segregação na origem, coleta e acondicionamento no âmbito dos hospitais (por exemplo) e durante a operação de transporte.

Finalmente, no que tange ao entulho da construção civil, já como agregado reciclado, pode-se referir que, quando usado saturado, é um material com propriedades semelhantes ao agregado natural quanto à trabalhabilidade, diferindo-se no estado em que ele é lançado na betoneira, ou seja, com a superfície mais ou menos seca, que resulta em uma maior ou menor demanda de água para atingir critérios de dosagem determinados.

Quanto aos resultados de resistência, os concretos fabricados com agregados reciclados, para o traço utilizado, forneceram valores mais baixos, da ordem de 20% a menos, quando comparados aos concretos de referência.

Quando se procura fazer um concreto com resistências mais baixas, o emprego do agregado reciclado pode se tornar muito viável quando se adota a técnica correta para sua utilização prática. Isso é necessário, pois o tratamento de saturação dado ao agregado reciclado é o ponto-chave para seu bom desempenho como agregado graúdo.

Verifica-se que o entulho reciclado tem grande potencial de reutilização como agregado reciclado para uso em concretos e argamassas. Este “bem mineral” pode ter um destino mais nobre do que simplesmente ser depositado em locais nem sempre adequados, comprometendo o meio ambiente. Embora a maioria dos entulhos de construção civil possa ser considerada inerte, é um material estranho ao meio, causando modificação no ambiente onde for depositado.

O entulho reciclado e triturado pode ser classificado como agregado graúdo e, como agregado miúdo, areia média, conforme NBR 7217(87), o que possibilita seu emprego como agregado miúdo para produção de argamassas de assentamento ou revestimento. Como o entulho antes de ser usado sofre um processo de triagem e trituração, isto possibilita obtê-lo com outras classificações. No ensaio de determinação do material pulverulento, verificou-se que a quantidade desse material é bem superior no entulho que na areia natural, o que faz com que as argamassas produzidas com entulho consumam mais água, mas, em contrapartida, são argamassas mais gordas, o que facilita sua aplicação.

Ressalva-se que, quando não identificada a origem do entulho, será prudente a realização de ensaios químicos, como a lixiviação e a solubilização de resíduos, a fim de determinar possíveis contaminantes nesses materiais, que podem comprometer seu uso. Em uma usina de reciclagem de entulho, deve-se identificar a procedência do entulho antes de misturá-lo, dando destino adequado àqueles que possam estar contaminados.