

# GESTÃO DE RESÍDUOS NA AGRICULTURA E AGROINDÚSTRIA

Editores técnicos - Claudio Spadotto e Wagner Ribeiro

Gestao de residuos na ...

2006

LV-2007/00021



CNPMA-6693-1





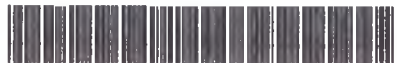
# **Gestão de Resíduos na Agricultura e Agroindústria**

Editores técnicos  
**Claudio A. Spadotto**  
**Wagner C. Ribeiro**

Gestão de resíduos na

2006

LV-2007/00021



6693-1

**2006**

CLASS 638.74  
CUTTER 5732.g  
TOMBO 021/2007-e.1

Copyright © Fundação de Estudos e Pesquisas Agrícolas e Florestais  
1ª edição 2006  
Tiragem: 1.000 exemplares

Revisão: Carmila de Oliveira

Capa e Diagramação: Designio ecodesign

**FEPAF** Fundação de Estudos e Pesquisas Agrícolas e Florestais  
Unesp - Campus de Botucatu - Lageado  
Fazenda Experimental Lageado s/nº  
18.603-970 - Botucatu - SP - Brasil  
Tel.: (14) 3882-7373  
fepaf@fca.unesp.br  
www.fepaf.org.br

FICHA CATALOGRÁFICA ELABORADA PELA SEÇÃO TÉCNICA DE AQUISIÇÃO E  
TRATAMENTO DA INFORMAÇÃO - SERVIÇO TÉCNICO DE BIBLIOTECA E DOCUMENTAÇÃO  
UNESP - FCA - LAGEADO - BOTUCATU (SP)

G393      **Gestão de resíduos na agricultura e agroindústria / edi-  
tores técnicos: Claudio A. Spadotto e Wagner C. Ri-  
beiro. - Botucatu : FEPAF, 2006  
319 p. : il., gráfs., tabs.**

ISBN 85-98187-04-6

1. Resíduos. 2. Resíduos agrícolas. 3. Resíduos orgâni-  
cos - Reaproveitamento. 4. Águas residuais. 5. Lodo de  
esgoto. I. Spadotto, Cláudio Aparecido. II. Ribeiro,  
Wagner Costa. III. Fundação de Estudos e Pesquisas Agri-  
colas e Florestais.

CDD 21.ed. (628.74)

## AUTORES

**Adriana Delfino dos Santos**, EMBRAPA INFORMÁTICA AGROPECUÁRIA, Campinas (SP).

**Adriana Marlene Moreno Pires**, EMBRAPA MEIO AMBIENTE, Jaguariúna (SP).

**Alcides Lopes Leão**, FCA/UNESP, Botucatu (SP).

**Aline René Coscione**, INSTITUTO AGRONÔMICO, Campinas (SP).

**André Kovacs**, UNICAMP/CESET, Campinas (SP).

**Andréa Bogatti Guimarães Tomazela**, FCA/UNESP, Botucatu (SP).

**Anselmo José Spadotto**, IB/UNESP, Botucatu (SP).

**Antonio Pereira de Novaes**, EMBRAPA INSTRUMENTAÇÃO AGROPECUÁRIA, São Carlos (SP).

**Cássio Hamilton Abreu Jr.**, CENA/USP, Piracicaba (SP).

**Claudio Aparecido Spadotto**, EMBRAPA MEIO AMBIENTE, Jaguariúna (SP).

**Cristiano Alberto de Andrade**, INSTITUTO AGRONÔMICO, Campinas (SP).

**Eloisa Jendiroba**, CENTRO UNIVERSITÁRIO BARÃO DE MAUÁ, Ribeirão Preto (SP).

**Elomir Antonio Perussi de Jesus**, EMBRAPA INSTRUMENTAÇÃO AGROPECUÁRIA, São Carlos (SP).

**Fábio César da Silva**, EMBRAPA INFORMÁTICA AGROPECUÁRIA, Campinas (SP).

**Fernando José Pereira de Campos Carvalho**, MAPA/SFA/  
SP-UOP, Piracicaba (SP).

**Gilberto Santiago**, COPLANA, Guariba (SP).

**Kátia Goldschmidt Beltrame**, BIOLAND LTDA., Piracicaba (SP).

**Ladislau Martin-Neto**, EMBRAPA INSTRUMENTAÇÃO  
AGROPECUÁRIA, São Carlos (SP).

**Luciana Pranzetti Barreira**, FSP/USP, São Paulo (SP).

**Luciana Ziglio**, FFLCH/USP, São Paulo (SP).

**Luciano Rodrigues Legaspe**, CEAGESP, São Paulo (SP).

**Luiz Henrique Antunes Rodrigues**, FEAGRI/UNICAMP,  
Campinas (SP).

**Marcelo Luiz Simões**, EMBRAPA INSTRUMENTAÇÃO  
AGROPECUÁRIA, São Carlos (SP).

**Marco Antônio Ferreira Gomes**, EMBRAPA MEIO AMBIENTE,  
Jaguariúna (SP).

**Mário Sérgio Rodrigues**, FUNDAÇÃO FLORESTAL /SMASP,  
Botucatu (SP).

**Otávio Antonio de Camargo**, IAC, Campinas (SP).

**Ricardo Yassushi Inamasu**, EMBRAPA INSTRUMENTAÇÃO  
AGROPECUÁRIA, São Carlos (SP).

**Silvia Maria Sartor**, UNIMONTE, Santos (SP).

**Wagner Bettiol**, EMBRAPA MEIO AMBIENTE, Jaguariúna (SP).

**Wagner Costa Ribeiro**, FFLCH/USP, São Paulo (SP).

**Wilson Tadeu Lopes da Silva**, EMBRAPA INSTRUMENTAÇÃO  
AGROPECUÁRIA, São Carlos (SP).

## APRESENTAÇÕES

Os resíduos sólidos urbanos (lixos domésticos, industriais ou de serviços) e rurais (de criações e culturas) vêm-se constituindo num dos grandes problemas ambientais das últimas décadas no Brasil. Contribuem para tanto o rápido crescimento das populações urbanas, a concentração do parque industrial e também os avanços da agricultura intensiva no campo.

O Programa Brasil Joga Limpo estima que cerca de 90 milhões de toneladas de resíduos sólidos sejam geradas anualmente nas áreas urbanas brasileiras. Nas áreas rurais, entre os resíduos sólidos prioritários, em termos de gestão ambiental, estão aqueles relacionados à suinocultura, atualmente estimados em mais de 30 milhões de toneladas/ano (estercos) e trazendo associado um adicional de mais de 10 bilhões de litros de efluentes líquidos.

Vale lembrar que, no caso dos resíduos sólidos da agropecuária e agroindústria, alguns têm merecido atenção especial, a exemplo do bagaço de cana-de-açúcar pós-moagem e do vinhoto, com tecnologias adequadas e com agregação de valor nas usinas de açúcar e álcool; das embalagens de agrotóxicos, com programa de recolhimento de âmbito nacional que chega a 70%; e dos efluentes das atividades de produção de suínos, atualmente objeto de ampla mobilização público-privada visando à gestão ambiental nos estados do centro-sul brasileiro.

Já em relação à gestão ambiental de resíduos urbano-industriais, tomando-se como exemplo o estado de São Paulo, apesar do avanço da coleta seletiva e reciclagem de alumínio e papelão, somente 28,4% dos municípios fazem a deposição de resíduos sólidos em aterros sanitários, conforme dados da CETESB. Segundo essa fonte, mais de 50,4% dos municípios paulistas ainda utilizam lixões, indicando uma

interlocutores e participantes sociais relevantes e ativos, através de práticas educativas e de um processo de diálogo que reforça um sentimento de co-responsabilização e de constituição de valores éticos. Isso também significa que uma política de desenvolvimento na direção de uma sociedade sustentável não pode ignorar nem as dimensões culturais nem as relações de poder existentes, e muito menos o reconhecimento das limitações impostas pelo aspecto ecológico, sob pena de apenas manter um padrão predatório de desenvolvimento.

Atualmente o avanço rumo a uma sociedade sustentável é permeado de obstáculos, na medida em que existe uma restrita consciência na sociedade a respeito das implicações do modelo de desenvolvimento em curso. Pode-se afirmar que as causas básicas das atividades ecologicamente predatórias podem ser atribuídas às instituições sociais, aos sistemas de informação e comunicação e aos valores adotados pela sociedade. Isso implica principalmente a necessidade de estimular uma participação mais ativa da sociedade no debate sobre seu destino, como uma forma de estabelecer um conjunto de problemas, objetivos e soluções identificado socialmente. O caminho a ser desenhado passa necessariamente por uma mudança no acesso à informação e por transformações institucionais que garantam acessibilidade e transparência na gestão. Existe um desafio essencial a ser enfrentado, centrado na possibilidade de os sistemas de informações e as instituições sociais se tornarem facilitadores de um processo que reforce os argumentos para a construção de uma sociedade sustentável, a partir de premissas centradas no exercício de uma cidadania ativa e na mudança de valores individuais e coletivos. Para tanto é preciso que se criem todãs as condições para facilitar o processo, suprindo dados, desenvolvendo e disseminando indicadores e tornando transparentes os procedimentos. Isso se dá através de práticas pautadas pela educação ambiental, garantindo os meios de criar novos estilos de vida e desenvolvendo uma consciência ética que questione o atual modelo de desenvolvimento, marcado pelo caráter



predatório e pelo reforço das desigualdades sócioambientais.

A preocupação com o desenvolvimento sustentável representa a possibilidade de garantir mudanças sóciopolíticas que não comprometam os sistemas ecológicos e sociais nos quais se sustentam as comunidades. É cada vez mais notória a complexidade desse processo de transformação de um cenário urbano não só crescentemente ameaçado, mas diretamente afetado por riscos e agravos sócioambientais.

O tema da sustentabilidade se confronta com o que Beck<sup>1</sup> denomina de "paradigma da sociedade de risco". Isso implica a necessidade da multiplicação de práticas sociais pautadas pela ampliação do direito à informação e de educação ambiental numa perspectiva integradora. Trata-se de potencializar iniciativas a partir do pressuposto de que maior acesso à informação e transparência na gestão dos problemas ambientais urbanos podem implicar uma reorganização de poder e autoridade.

A passagem da compreensão dos problemas ambientais de uma ótica mais centrada nas ciências naturais para um escopo mais abrangente sobre o tema inclui também o componente social, ampliando a compreensão da questão para uma dimensão sócioambiental, não se esquecendo de levar em conta critérios culturais e determinações específicas das políticas públicas.

O tema dos resíduos sólidos é provavelmente aquele que melhor exemplifica as possibilidades de formulação de políticas públicas minimizadoras ou preventivas. Diversas experiências bem-sucedidas de gestão a partir de práticas alternativas mostram que é possível romper com o círculo vicioso existente e engajar a população em ações pautadas pela co-responsabilização e compromisso com a defesa do meio ambiente.

Em nenhum outro caso existem condições tão favoráveis para se estabelecerem os vínculos entre a atividade humana e o sistema

---

<sup>1</sup>BECK, Ulrich. 1992. *Risk Society*. Sage, London.

ecológico como na forma com que uma sociedade administra os dejetos que produz. Este argumento é vital, uma vez que transcende o aspecto específico da gestão dos resíduos sólidos e abre um vasto campo de aprofundamento em torno dos meios e fins para atingir algum grau de sustentabilidade sócioambiental. Outros temas urbanos que por excelência estão relacionados com o da sustentabilidade são as opções de transporte, o planejamento e uso do solo e o acesso aos serviços de saneamento e infra-estrutura básica, todos eles vinculados com a potencialização de riscos ambientais. O crescimento populacional desordenado provoca uma expansão dos problemas em escala cada vez mais preocupante. A questão da coleta, tratamento e destino final dos resíduos sólidos tem-se agravado em decorrência da incapacidade dos governos locais de encaminhar iniciativas que enfrentem um problema cada vez mais complexo.

A destinação final do lixo representa um dos maiores desafios para os gestores municipais. Cada uma das cidades possui uma realidade própria, que varia de acordo com o seu perfil sócioeconômico. Quanto maior a renda *per capita* da população e mais dinâmico o perfil sócioeconômico da cidade, maior o volume de lixo produzido, na medida em que a capacidade de consumo da população determina a quantidade e a "riqueza" do lixo produzido.

O principal desafio que se coloca nos dias atuais é que as cidades, independentemente de seu porte, criem as condições para assegurar uma qualidade de vida que possa ser considerada aceitável, não interferindo negativamente no meio ambiente de seu entorno e agindo preventivamente para evitar a continuidade do nível de degradação, notadamente nas regiões habitadas pelos setores mais carentes.

Nesse sentido, esta coletânea de artigos apresenta um conjunto de trabalhos de abordagem didática, possibilitando ao leitor uma compreensão dos processos, das práticas sociais, das inovações e avanços tecnológicos, dos impactos ambientais e sócioeconômicos,

dos avanços quanto às formas de reciclagem, aproveitamento e reaproveitamento dos diferentes tipos de resíduos pelos diferentes setores, das transformações nas lógicas de gestão e dos desafios de promover soluções que avancem rumo a um perfil mais sustentável de gestão dos diferentes tipos de resíduos.

Os temas da reciclagem e do aproveitamento têm importante presença na coletânea, o que é muito bem-vindo, na medida em que um dos principais desafios que se colocam hoje para o conjunto das políticas que abordam os resíduos sólidos é o da sua recuperação, reutilização e transformação; ao que se soma o resgate social e a geração de empregos e renda para os excluídos, assim como a minimização de resíduos e o fortalecimento do mercado de recicláveis.

A responsabilidade sobre o lixo urbano, industrial e rural é complexa e interdependente. Avanços na redução, na coleta seletiva e na reutilização e reciclagem devem contar com atores das entidades públicas, da sociedade civil e do setor empresarial. Para tanto, quanto mais e melhor informados forem os três segmentos, melhores serão as possibilidades de avanço para se atingir um consumo consciente e um incremento da co-responsabilidade numa lógica de gestão compartilhada.

Nesse sentido, cabe ressaltar o importante papel, por parte das instituições da sociedade civil, de conscientização sobre a importância de o consumo ser cada vez mais sustentável, baseado numa lógica de co-responsabilização, através da adoção de práticas que orientem para um aumento permanente da informação aos cidadãos consumidores e para o fortalecimento de sistemas de certificação.

***Pedro Jacobi***

Professor Titular da Faculdade de Educação  
Programa de Pós-Graduação em Ciência Ambiental  
Universidade de São Paulo

## PREFÁCIO

Há aproximadamente dez mil anos o homem passou a cultivar os alimentos e deixou de ser nômade. Surgiu, então, a agricultura, e no início os métodos de produção eram primitivos. Nos séculos XVIII e XIX, com a modernização da agricultura, a produção de alimentos ampliou-se para uma escala muito maior. Os sistemas agrícolas ficaram mais intensivos e, com o fim da II Guerra Mundial, foi estimulado o uso de tecnologias nos países das regiões tropicais, processo conhecido como Revolução Verde, que teve seu auge nos anos 70, particularmente no Brasil.

Hoje, o setor de produção primária de alimentos, fibras e energias, junto com a agroindústria, constitui um dos principais segmentos da economia brasileira, com importância tanto no abastecimento interno como no desempenho exportador do país. Essas atividades geram resíduos que, se não forem aproveitados, representam desperdícios para o setor produtivo e oferecem riscos ecológicos e sociais.

O conhecimento e as tecnologias de que dispomos hoje podem reduzir consideravelmente os impactos ambientais. No entanto, sua utilização plena permanecerá reduzida enquanto os ecossistemas continuarem a ser percebidos como fornecedores de recursos gratuitos e ilimitados. É preciso reconhecer que esse modo de olhar para a natureza necessita ser revisto.

Nesse livro são tratados aspectos ligados à geração de resíduos nas atividades agrícolas, florestais, pecuárias e agroindustriais. Também são analisadas possibilidades de utilização, na agricultura, dos resíduos gerados no próprio meio rural, nas cidades e indústrias, considerando os efeitos adversos e benéficos do seu uso.

Esta obra surgiu como um desdobramento do Seminário Gestão, Impacto e Usos de Resíduos, promovido pelo Conselho Regional de Engenharia, Arquitetura e Agronomia de São Paulo

– Crea-SP, através da sua Comissão de Meio Ambiente, e realizado de 21 a 23 de outubro de 2003. Naquela oportunidade uma mesa-redonda tratou especificamente da interface do tema geral do evento com as atividades produtivas no campo.

Inicialmente foram convidados para encaminhar capítulos para o livro palestrantes do Seminário. Porém, dada a importância e abrangência do tema, foi rapidamente identificada a necessidade de incluir outros colaboradores nesse trabalho. Sabemos que, apesar da abrangência dessa obra, a complexidade do tema não foi plenamente considerada nela. Que isso nos sirva para reflexão e como estímulo para trabalharmos na pesquisa e na produção de outros textos que versem sobre a geração, uso e destino de resíduos na sociedade contemporânea.

***Claudio A. Spadotto***

***Wagner C. Ribeiro***

Editores técnicos

## AGRADECIMENTOS

*Os editores técnicos agradecem à Diretoria da Fundação de Estudos e Pesquisas Agrícolas e Florestais – FEPAF, pela acolhida e apoio à proposta de publicação desta obra.*

*Agradecimentos são devidos a Maria Amélia de Toledo Leme, da Área de Informação e Documentação da Embrapa Meio Ambiente, pela colaboração na revisão dos capítulos desse livro, a Silvia R. Soler, da FEPAF, pelos encaminhamentos dados para a sua publicação, e a todos que, mesmo anonimamente, tornaram possível essa obra.*

# CONTEÚDO

<b>Resumo</b>	<b>17</b>
<b>Summary</b>	<b>19</b>
<b>Produção de resíduos e sociedade de consumo</b> Wagner C. Ribeiro, Luciana Ziglio	<b>21</b>
<b>Resíduo orgânico urbano e seu (re)aproveitamento como fonte de alimentação humana, animal, compostagem e energia térmica</b> Luciano R. Legaspe	<b>34</b>
<b>Compostagem: reciclagem de resíduos sólidos orgânicos</b> Mário S. Rodrigues, Fábio C. da Silva, Luciana P. Barreira, André Kovacs	<b>63</b>
<b>Impacto ambiental do uso agrícola de composto orgânico: controle da qualidade ambiental e informatização</b> Fábio C. da Silva, Adriana M. M. Pires, Adriana D. dos Santos, Luiz Henrique A. Rodrigues, Cássio H. Abreu Jr.	<b>95</b>
<b>Comparação de padrões de qualidade de composto orgânico entre diferentes países</b> Kátia G. Beltrame, Fernando J. P. de Campos Carvalho	<b>118</b>
<b>Aproveitamento de resíduos da indústria sucroalcooleira</b> Eloisa Jendiroba	<b>138</b>

<b>Aproveitamento de resíduos sólidos para fins industriais</b>	<b>157</b>
<i>Alcides L. Leão, Silvia M. Sartor</i>	
<b>Impacto ambiental do uso agrícola do lodo de esgoto</b>	<b>181</b>
<i>Wagner Bettiol, Otávio A. de Camargo</i>	
<b>Metais pesados em solos tratados com lodo de esgoto</b>	<b>205</b>
<i>Adriana M. M. Pires, Cristiano A. de Andrade, Aline R. Coscione</i>	
<b>Gestão de águas residuárias em propriedades rurais</b>	<b>233</b>
<i>Andréa B. G. Tomazela</i>	
<b>Saneamento básico na área rural</b>	<b>262</b>
<i>Antonio P. de Novaes, Marcelo L. Simões, Ricardo Y. Inamasu, Elomir A. P. de Jesus, Ladislau Martin-Neto, Gilberto Santiago, Wilson T. L. da Silva</i>	
<b>Gestão de resíduos na produção animal</b>	<b>276</b>
<i>Anselmo J. Spadotto</i>	
<b>Resíduos de agroquímicos no ambiente</b>	<b>302</b>
<i>Claudio A. Spadotto, Marco Antonio F. Gomes</i>	



## RESUMO

### **Gestão de Resíduos na Agricultura e Agroindústria**

Nos capítulos desse livro são tratados diversos tópicos, com diferentes abordagens: (i) geração de resíduos na sociedade de consumo; (ii) resíduos orgânicos urbanos e seu aproveitamento; (iii) reciclagem de resíduos sólidos orgânicos através da compostagem; (iv) controle de qualidade no uso agrícola de composto orgânico; (v) comparação de padrões de qualidade de composto orgânico entre diferentes países; (vi) aproveitamento de resíduos da indústria sucroalcooleira; (vii) aproveitamento de resíduos sólidos para fins industriais; (viii) uso agrícola do lodo de esgoto; (ix) metais pesados em solos tratados com lodo de esgoto; (x) gestão de águas residuárias em propriedades rurais; (xi) saneamento básico na área rural; (xii) gestão de resíduos na produção animal; e (xiii) resíduos de agroquímicos no ambiente. Assim, são discutidos aspectos relacionados à deposição inadequada do lixo, são apresentados projetos nos quais passou-se a utilizar sobras de material orgânico urbano na alimentação humana e animal, na compostagem, na produção de alimentos e na produção de energia térmica. A compostagem é tratada como um processo de decomposição controlada da matéria orgânica por microrganismos, necessitando de controle da qualidade do composto e das recomendações para solos agrícolas. As posições de alguns países que já adotam parâmetros de qualidade de compostos orgânicos são comparadas. Informações sobre os resíduos existentes nas indústrias de açúcar e álcool que podem ser aproveitados são apresentadas. A geração dos resíduos sólidos urbanos e sua correlação com vários problemas, incluindo aspectos sociais, econômicos e ambientais,

é discutida, considerando aplicações industriais. O uso agrícola do lodo de esgoto é abordado, assim como os possíveis contaminantes em sua composição, com ênfase em metais pesados nos solos. Os principais sistemas de tratamento de águas residuárias em propriedades rurais, em perspectivas atuais e futuras, são mostrados. Soluções simples e de baixo custo para o saneamento básico na área rural são apresentadas. Elementos para o entendimento da gestão de resíduos na produção animal são fornecidos. Os processos de perda dos agroquímicos e os possíveis efeitos adversos dos seus resíduos são apresentados e discutidos.

## SUMMARY

### **Residues Management in Agriculture and Agricultural Industry**

*The chapters of this book deal with various topics, by means of different approaches: (i) production of residues and consumer society; (ii) urban organic waste and its use; (iii) recycling of organic solid residues by means of composting ; (iv) quality control in agricultural use of compost; (v) comparing quality standards of compost in different countries;(vi) processing of wastes of sugar and alcohol industry; (vii) utilization of solid waste for industrial applications; (viii) agricultural use of sewage sludge; (ix) heavy metals in soils treated with sewage sludge; (x) wastewater management in farmsteads; (xi) basic sanitation in rural area; (xii) residues management in animal production; (xiii) fertilizer and pesticide residues in the environment. Thus, aspects on improper waste disposal are discussed, and projects dealing with urban organic waste use, as source of human and animal food, composting, and thermal energy, are presented. Composting is taken as a controlled decomposition of organic matter process by microorganisms, demanding quality control of the compost and recommendation for agricultural uses. Quality standards parameters for compost in some countries are compared. Information on residues existing in industries of sugar and alcohol that can be used is presented. Generation of municipal solid waste and its correlation to several problems, including social, economical and environmental aspects, are discussed taking into account industrial applications. Agricultural use of sewage sludge is considered, as well as possible contaminants in its composition, with emphasis on heavy metals in soils. Main systems of wastewater*

*treatment in farmsteads, from current and future perspectives, are shown. Simple and low cost solutions, regarding to basic sanitation in rural areas, are presented. Elements for understanding residue management in animal production are provided. Fertilizer and pesticide losses from farm fields and possible negative effects of their residues in the environment are presented and discussed.*

# PRODUÇÃO DE RESÍDUOS E SOCIEDADE DE CONSUMO

**Wagner C. Ribeiro**

**Luciana Ziglio**

## **Introdução**

Sociedade de consumo é sinônimo de produção de resíduos. Em diversas escalas, mundial, nacional e municipal, esse processo resulta em imensos depósitos de materiais abandonados, que degradam o ambiente pela simples deposição inadequada. Também são gerados problemas de saúde, em especial em países de renda mais baixa, nos quais a população carente busca alimento para sua subsistência em meio a depósitos de lixo a céu aberto.

Ao menos dois fenômenos podem ser relacionados a isso: a concentração da riqueza e a elevada urbanização. Neste artigo, abordamos como esses aspectos estão relacionados à geração de lixo e as alternativas empregadas para a gestão adequada dos resíduos, destacando o caso brasileiro.

## **Renda, consumo e geração de resíduos**

A urbanização é um dos principais fenômenos sociais contemporâneos; associada ao desenvolvimento econômico, permitiu o surgimento de mudanças ambientais que acabaram por interferir na saúde pública da população que vive nas cidades. Desse modo, podemos perceber em centros urbanos condições de vida inadequadas, marcadas pela carência de infra-estrutura em moradia, saneamento, abastecimento de água e oferta de alimentos. Estas deficiências

acarretam impactos ambientais e alterações na vida humana em sua estrutura psíquica, biológica e social.

Os avanços da industrialização e sua repercussão ampliaram o consumo desigual no mundo. Junto a esse fenômeno, verificamos que a população urbana dos países de baixa renda cresceu enormemente na última metade do século XX. No Brasil, o crescimento foi multiplicado por cinco nos últimos trinta e cinco anos. A proliferação das grandes cidades foi surpreendente nos países pobres. Das vinte e seis maiores cidades mundiais em 1990, dezesseis estão em países de renda baixa (SANTOS, 1997). Na maior parte dessas metrópoles o destino final do lixo é inadequado.

## **Soluções mundiais**

Em diversas partes do mundo encontramos exemplos de metrópoles que implantaram medidas efetivas para diminuir os problemas causados por uma sociedade que consome cada vez mais. Em 1989, quando o município de São Paulo iniciava seu programa de coleta seletiva, metrópoles como Paris, Tóquio e Nova York deram também início a programas de coleta diferenciada.

O volume de lixo na aglomeração parisiense ultrapassa pouco mais de um milhão de toneladas anualmente. Ele tem como destino a reciclagem e a incineração. Em Paris os gestores elaboraram uma associação com noventa cidades para gerenciar os resíduos. Porém, não consegue reciclar mais que 22% do lixo gerado. O restante é incinerado (VEJA, 2003).

Em Nova York, que tem uma produção de lixo domiciliar de 1,5 kg/dia por habitante, instalou-se a cobrança de uma taxa diferenciada para o gerenciamento do lixo (VEJA, 2003). Adotaram-se o transporte e o depósito em outras áreas como soluções. Estima-se em cerca de 15 bilhões de dólares anuais o gasto para transportar e acondicionar em municípios do entorno, que cobram para receber os dejetos gerados pela população da metrópole. Em 2001 foi desativado o aterro sanitário que servia a Nova York. O

programa de reciclagem absorve apenas 18% do total coletado (VEJA, 2003).

Em Roterdã, nos Países Baixos, também foi adotada a cobrança da taxa do lixo da população. Porém, existem cinco estações de tratamento de resíduos não orgânicos que recuperam parte expressiva do material. Mas lá também não se livraram da incineração. Estima-se que cerca de 1,15 milhão de toneladas por ano tenha como destino a queima (VEJA, 2003).

Em Tóquio, como em todo o Japão, não existem aterros. O lixo é transportado por barcos para países vizinhos, que cobram pelo serviço. A reciclagem alcança o índice de 50% (VEJA, 2003).

O Brasil apresenta média inferior de produção de resíduos sólidos urbanos quando comparado a vários países – equivalente a 140 mil toneladas métricas por dia –, fruto, principalmente, das diferenças econômicas e sociais em seu extenso território. As áreas mais distantes e menos desenvolvidas compensam os altos volumes de centros urbanos como São Paulo e Rio de Janeiro, que geram mais de 1 kg de resíduos sólidos por dia, por habitante (VEJA, 2003).

O consumo ocorre de maneira proporcional à renda. A geração de lixo também. Veja a tabela a seguir.

**Tabela 1.** Geração de lixo diária por habitante.

PAÍS	QUANTIDADE kg/habitante/dia
Estados Unidos	2,0
Japão	1,9
Canadá	1,7
França	1,4
Países Baixos	1,4
Alemanha	0,9
Suécia	0,9
Uruguai	0,9
México	0,8
Brasil	0,7

**Fontes:** CEMPRE (2004) e Secretaria de Serviços e Obras da Prefeitura do Município de São Paulo, 2003.

A Tabela 1 indica claramente que países de renda mais elevada geram mais resíduos. Os Estados Unidos, por exemplo, chegam a gerar uma média diária, por habitante, que equivale a quase três vezes o que é gerado no Brasil. Países onde a reciclagem está mais organizada, como Alemanha e Suécia, tendem a um volume menor de geração de resíduos que outros que também têm renda elevada. Entre países de renda média, destaca-se o Uruguai, que apresenta mais lixo diário que México e Brasil, países com economias mais dinâmicas que a do membro do Cone Sul.

Garantir a deposição e o tratamento dos resíduos urbanos em grandes cidades tornou-se um desafio mundial e nacional. A perpetuação da falta de eficácia do sistema de gerenciamento revela uma insustentabilidade sem precedentes, que pode levar a uma crise de oferta de recursos naturais.

## **O gerenciamento dos resíduos sólidos no Brasil**

No Brasil se produzem diariamente 125 mil toneladas de resíduos, dos quais 68% são jogados em lixões ou em alagados. Dos 5.507 municípios brasileiros, 451 mantêm programa de coleta seletiva, segundo dados da Pesquisa Nacional do Saneamento Básico do Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE, 2000). Segundo a pesquisa CICLOSOFT, apenas 6 milhões de brasileiros possuem acesso aos programas de coleta seletiva, dentro de um universo de 170 milhões, o que permite afirmar que menos de 5 por cento da população participa de programas de coleta seletiva (IBGE, 2000; CEMPRE, 2004).

É elevada a quantidade de materiais orgânicos na composição dos resíduos sólidos urbanos do Brasil, correspondendo a cerca de 55% do peso. Isso pode ser explicado em parte pela ausência de embalagens adequadas, principalmente para a distribuição dos alimentos – fato esse que se repete em vários países da América



Latina. Além disso, o manuseio inadequado dos alimentos, desde a produção até o consumo, gera desperdício de comida. A simples separação do material orgânico, por exemplo, dos demais, permitiria a compostagem, o que resultaria em adubo orgânico, que causa menos impacto ambiental que os de origem industrial.

Gerenciar o lixo de forma integrada remete-nos a pensar sobre o sistema de coleta, transporte, armazenamento e deposição final dos resíduos. O mercado da reciclagem de materiais no Brasil contribui para esse gerenciamento, por reverter o envio de recicláveis para aterros sanitários e lixões. Porém ele é insuficiente. É necessário encontrar modelos de políticas públicas de resíduos sólidos que atendam ao mesmo tempo à economia globalizada, à regulação da gestão em áreas urbanas e à garantia de qualidade de vida ambiental e social da população.

## **O mercado de sucatas no Brasil**

Os programas brasileiros caminham lentamente, embora o número de municípios que realizam a coleta seletiva de lixo tenha crescido no país. Em 1994, eram 81. Em 2004, eram 237 municípios.

Os catadores de lixo estão inseridos no modelo nacional de coleta seletiva – estima-se que mais de 500 mil pessoas vivam dessa atividade. Em razão do tamanho e da diversidade cultural do país, esse modelo sofre variações em cada região.

No Brasil, a atividade é regida pelas leis de mercado. Em geral, os projetos são mantidos com responsabilidade compartilhada entre comunidade, catadores, cooperativas, indústrias, cadeias de distribuição de vendas e poder público, e levam a uma mudança da realidade para a população de baixa renda envolvida no processo de coleta, separação e destino final do lixo. Vale mencionar, sempre, que a estrutura do mercado de sucatas no Brasil é reforçada com a existência de programas de coleta seletiva. Inserir-se em um programa de coleta seletiva pode resultar em ingressar também na estrutura do

mercado de sucatas.

O mercado de sucatas brasileiro estrutura-se em torno de quatro níveis de negócios: catadores, pequenos, médios e grandes sucateiros (aparistas de papel e de materiais recicláveis), cooperativas e, finalmente, os recicladores. A Figura 1 demonstra a hierarquia e o fluxo do material.

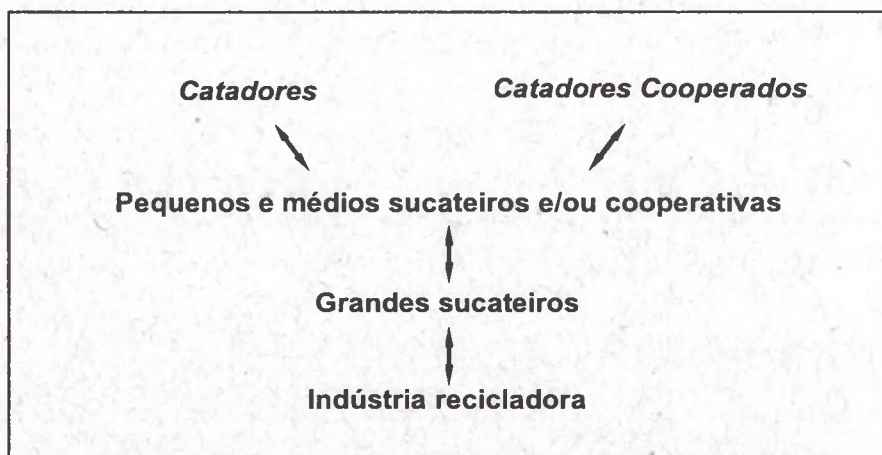


Figura 1. Hierarquia e fluxo do material reciclado (organizada pelos autores).

### **Catadores de materiais recicláveis**

Os catadores de materiais recicláveis exercem o papel da coleta de materiais recicláveis nas cidades brasileiras. Trabalhando como autônomos, ou seja, carrinheiros que não pertencem a nenhum tipo de cooperativa, acabam enfrentando problemas como a falta de credibilidade da sua atividade, pois agem de forma isolada e, muitas vezes, desorganizada. Eles recolhem papéis, vidros, plásticos e metais, entre outros materiais, de inúmeras fontes geradoras, desde comércio, residências até o próprio lixo descartado nas ruas. A formação de cooperativas promove a união desses atores, facilitando a obtenção e venda de sucatas, o que valoriza ainda mais o preço do material coletado.

Ao recolher os papéis pós-consumidos, por exemplo, o catador irá vendê-los a um centro de triagem ou a um sucateiro no município,

caso não esteja associado a nenhuma cooperativa. Como recolhe uma pequena quantidade de papel, em geral de baixa qualidade, recebe um valor mais baixo pelo material que os cooperados. Geralmente, os catadores individuais são explorados em sua atividade.

No Brasil o mercado de recicláveis tende ao contínuo crescimento. As tipologias mais presentes na separação de materiais são o papelão e o papel branco. O papelão é descartado pela maioria da população separado dos demais resíduos (geralmente fora do saco de lixo), o que facilita o trabalho do catador e também valoriza a sucata, uma vez que não foi contaminada por restos orgânicos e outros resíduos. Já os papéis brancos (folhas de impressão e escrita) são os que atingem maiores valores de comercialização neste mercado. Esse fator se deve à sua utilização nobre. Dessa forma, a qualidade da fibra celulósica, a gramatura e a cor o valorizam. No entanto, o catador consegue obter esse material apenas quando está separado dos demais resíduos (metais, plásticos, orgânicos) na própria fonte geradora, evitando, assim, a contaminação. Desse modo, é comum em escritórios, escolas e outros núcleos o catador combinar a retirada dessa para no local, para obter maior valor agregado.

## **Cooperativas**

A coleta e a reciclagem dos resíduos sólidos nas áreas urbanas é um dos desafios para a sociedade contemporânea. Os impactos ambientais são conseqüências de deposição inadequada. As cooperativas de trabalho contribuem para minimizar esses problemas.

Elas emergem a partir do desemprego e da exclusão social. As cooperativas surgem com uma função econômica e social, além da ambiental, pois promovem a geração de renda e a socialização de seus integrantes. Desse modo, elas surgem como mais uma possibilidade de inclusão social para a população de baixa renda. Não se trata apenas de olhar para elas como uma solução para dificuldades ambientais, mas sim de observar que, por meio delas, se podem gerar resultados sociais relevantes.

O trabalho de triagem (separação dos materiais coletados pelos catadores) é realizado na própria cooperativa ou o material pode ser enviado para uma central de triagem, na qual é separado, em geral, manualmente.

Cooperativas como a COOPAMARE, criada em 1989 em São Paulo, a ASMARE, criada em 1990 em Belo Horizonte, e as centrais de triagem de Porto Alegre, criadas na década de 1980, são ótimos exemplos de iniciativas que hoje apresentam um número significativo de catadores cooperados que comercializam sucatas, além de possuírem núcleos de aprendizagem profissional.

O catador recebe uma média mensal de dois a três salários mínimos, sendo 10 por cento desse valor recolhido de cada cooperado para a manutenção da infra-estrutura da cooperativa. Além da contribuição dos catadores, a instituição recebe doações da sociedade civil. É importante ressaltar que o trabalho realizado pelas cooperativas, além de valorizar o trabalho dos catadores, melhora a qualidade da sucata, influenciando positivamente os negócios realizados posteriormente com os sucateiros e recicladores, já que haverá um aumento de qualidade e regularidade no fornecimento do material. As cooperativas desenvolvem estabilidade social nas áreas onde atuam, pois geram renda, trabalho e integração social, além de preservação dos recursos naturais.

A estrutura do mercado de recicláveis apresenta duas grandes divisões. Em certas cidades, como por exemplo Belo Horizonte, Rio de Janeiro, Vitória, Porto Alegre e Curitiba, as cooperativas e centrais de triagem somam um número maior e desenvolvem trabalhos com êxito. Nas regiões Sudeste e Sul, os sucateiros predominam sobre as cooperativas. No entanto, nos estados das regiões Centro-Oeste, Norte e Nordeste a figura do aparista é muito presente e o número de cooperativas e centrais de triagem é reduzido.

Ao se realizarem parcerias, convênios e acordos de sucateiros, ou mesmo de municípios, com cooperativas de materiais recicláveis, deve-se detectar fundamentalmente:

- Situação das cooperativas quanto às restrições ao crédito;

- Utilização de mão-de-obra infantil em suas atividades;
- Gerenciamento realizado para os materiais recicláveis considerados rejeitos;
- Utilização de equipamentos de proteção individual;
- Trabalho de qualificação para uso de equipamentos, como, por exemplo, prensas de enfardamento;
- Cuidados com a higiene pessoal dos cooperados, bem como com a dependência química e o tabagismo;
- Situação das instalações para o recebimento do material reciclável: proliferação de moscas, roedores, acúmulo de água, queima de materiais recicláveis ou não, perigosos ou não.

## **Sucateiros**

A criação de empresas e microempresas que se dedicam à compra e venda de materiais recicláveis, uma das características dos sucateiros, é uma possibilidade para se garantir o funcionamento do sistema de coleta e reciclagem de materiais no Brasil. Muitas vezes o sucateiro não respeita as legislações trabalhistas e tributárias do país, atuando sem licença de operação e não pagando impostos. Atua desse modo porque a carga tributária para a maioria dos recicláveis no Brasil é idêntica à do produto não reciclado, o que dificulta a remuneração da atividade de reciclagem. Por isso, seria importante e desejável que uma política nacional de resíduos sólidos urbanos no país estimulasse a reciclagem, diminuindo a carga tributária sobre os materiais recicláveis.

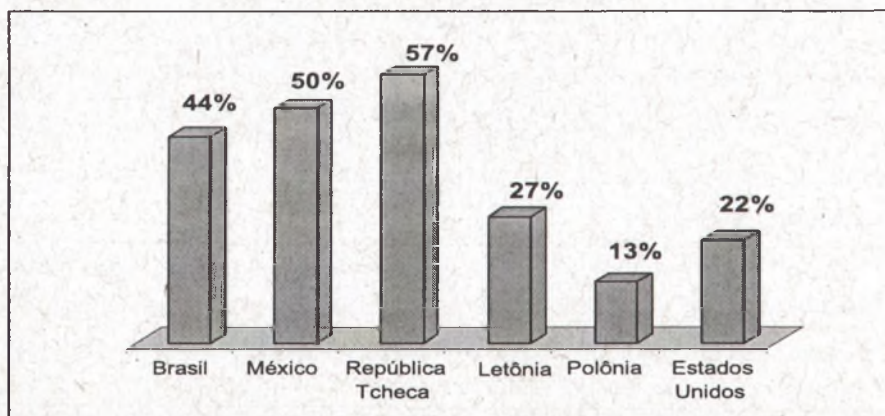
No entanto, o papel do sucateiro no Brasil não significa somente a compra e venda de recicláveis. Cabe a eles, mesmo por uma questão de êxito e sobrevivência, participar de campanhas de educação ambiental e conscientização para instigar a mudança de hábito da sociedade, que não participa dos programas de coleta seletiva. Os sucateiros estão espalhados em todo o território brasileiro. É difícil estimar a quantidade de sucateiros, uma vez que a maioria trabalha clandestinamente.

## Recicladores

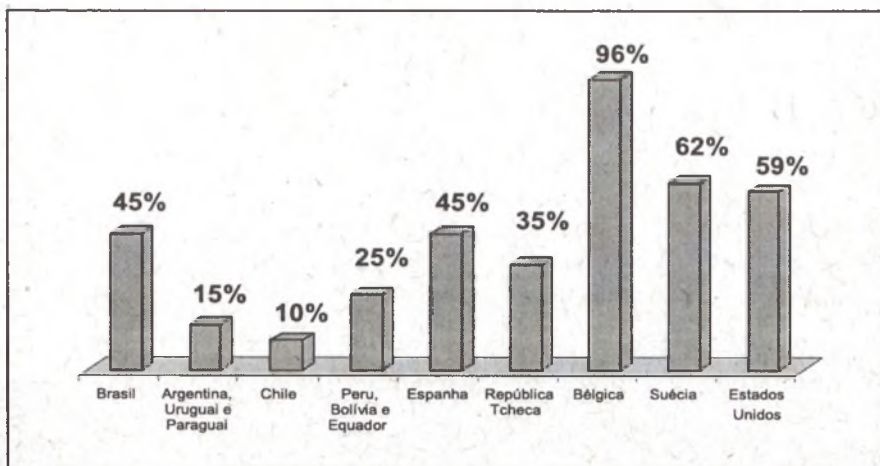
Nessa etapa se realiza a transformação dos materiais efetivamente. Entende-se por indústria recicladora aquela que recebe a sucata já selecionada para fins de transformação dos recicláveis para nova utilização.

A reciclagem pode ser de ordem física ou química. O material receberá componentes que facilitem sua desfragmentação, decantação e moldagem, e, por fim, ocorrerá a geração do material reciclado para nova utilização. O produto final desse processo industrial de reciclagem poderá gerar embalagens e outros tipos de materiais para usos diversos. É importante ressaltar que alguns materiais podem ser reciclados diversas vezes, como o vidro. Já o papel apresenta restrições. Em geral, ele pode ser reciclado para fins nobres (material para impressão e escrita) apenas uma vez. Depois, seu consumo pode ocorrer para embalagens.

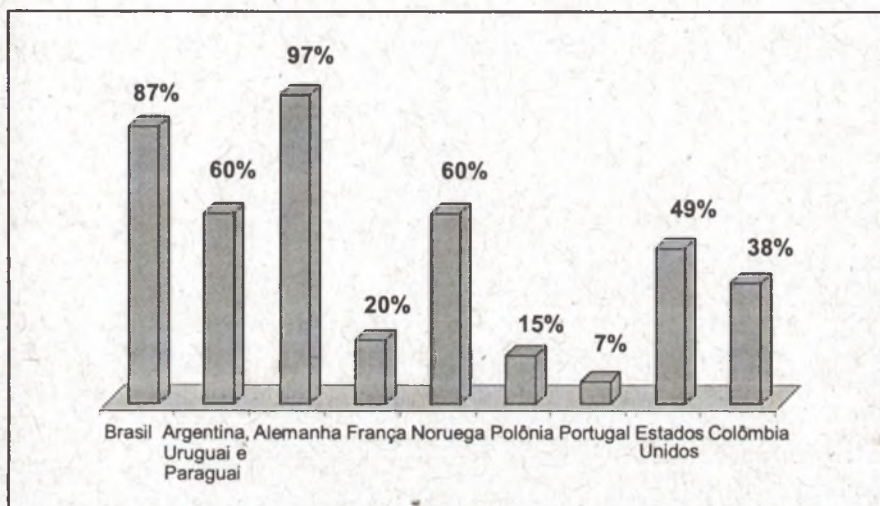
Os recicladores, assim como os catadores e sucateiros, estão espalhados por todo o território brasileiro. Os índices de reciclagem nacionais apresentados a seguir demonstram a radiografia desse setor (Figuras 2 a 5).



**Figura 2.** Porcentagem de vidro reciclado sobre o total de embalagens gerado em 2002 (CEMPRE, 2004).

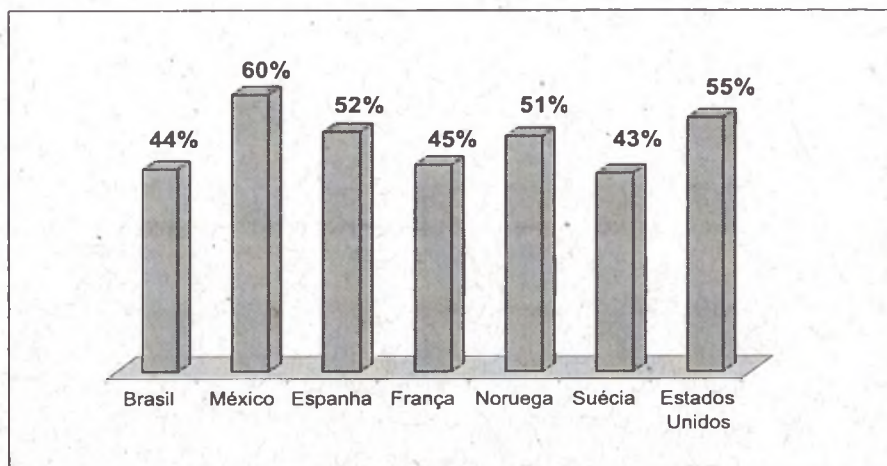


**Figura 3.** Porcentagem de **aço** reciclado sobre o total de embalagens gerado em 2002 (CEMPRE, 2004).



**Figura 4.** Porcentagem de **alumínio** reciclado sobre o total de embalagens gerado em 2002 (CEMPRE, 2004).

Observa-se que o Brasil se destaca na reciclagem do alumínio (87%), ficando atrás apenas da Alemanha. Em relação ao vidro, aço, papel e papelão, atinge quase metade do que utiliza, índice que pode ser melhorado com um maior envolvimento da sociedade na separação do material.



**Figura 5.** Porcentagem de **papel** e **papelão** reciclado sobre o total de embalagens gerado em 2002 (CEMPRE, 2004).

Além disso, a reciclagem, mais do que uma busca pela preservação dos recursos naturais, é, sem dúvida, fonte de geração de renda que pode representar, ainda, a inclusão social de camadas de baixa renda da sociedade brasileira.

## Considerações finais

Diariamente as práticas ambientais no Brasil ganham adeptos, mesmo que de maneira coercitiva, por meio da cobrança de taxas, como por exemplo a introdução de taxas de gestão de resíduos, multas por deposição inadequada, entre outros fatores. Porém, a coleta seletiva aumenta de modo expressivo, tanto em escala municipal quanto em escala comercial (envolvendo empresas). Desse modo, tem-se uma alternativa que resulta de maior consciência ambiental e que pode gerar receita à população de renda baixa.

A coleta seletiva no Brasil fomenta um novo segmento econômico que possibilita o aparecimento de oportunidades de trabalho. Os dados a seguir comprovam esta afirmação. No mundo criam-se, com a coleta seletiva e a reciclagem, aproximadamente 1,5 milhão de postos de



trabalho. Estima-se que cerca de 500 mil postos de trabalho no Brasil são ocupados por esse segmento (CÁRITAS, 2005).

A coleta seletiva ampliada para todos os municípios brasileiros, somada à coleta de resíduos orgânicos urbanos ou rurais, entulhos de construção civil ou, ainda, aos minérios, poderia acrescentar outros milhares de postos de trabalho.

A reciclagem no Brasil assume, gradativamente, características particulares nas diferentes regiões do país. Ela proporciona não somente a recuperação, a reutilização e a transformação de resíduos, como também o resgate social e a geração de empregos e renda para os que nela atuam. Além disso, ela promove a minimização de resíduos e fortalece o mercado de sucatas brasileiro.

A responsabilidade sobre o lixo urbano não termina, como muitos acreditam, quando ele é depositado em vias públicas para que o serviço de coleta municipal o recolha. Deve-se perceber que o avanço da reciclagem é compartilhado e deve contar com atores das esferas públicas, entidades civis, setor empresarial e, por fim – mas não menos importante –, com a sociedade, que tem de ser chamada a contribuir.

O cidadão, além de praticar o consumo consciente, tem um papel especial. Ele pode colaborar com a ação fiscalizadora e incentivadora nos programas de coleta seletiva existentes.

## Referências

CÁRITAS. Disponível em: <<http://www.caritasbrasileira.org/>>. Acesso em maio, 2005.

CEMPRE. *Compromisso Empresarial para Reciclagem. Pesquisa CICLOSOFT*. São Paulo, 2004.

IBGE. *Pesquisa Nacional de Saneamento Básico*. São Paulo, 2000.

SANTOS, M. *Metamorfoses do espaço habitado*. 5ª ed. São Paulo: HUCITEC, 1997.

VEJA. *Dossiê Lixo. Revista Veja*. São Paulo, nº 13, 2003.

# RESÍDUO ORGÂNICO URBANO E SEU (RE)APROVEITAMENTO COMO FONTE DE ALIMENTAÇÃO HUMANA, ANIMAL, COMPOSTAGEM E ENERGIA TÉRMICA

**Luciano R. Legaspe**

## **Resíduos orgânicos urbanos: seus problemas e soluções**

Como analisar a utilização dos descartes humanos urbanos produzidos em grandes proporções, fruto de um consumo desenfreado, e associá-los ao sistema de reciclagem? Isso nos impõe inúmeras condições.

As cidades brasileiras, por não terem sido concebidas para aproveitar os insumos (leia-se resíduos) por elas descartados, viraram locais de geração de poluentes. A vida nesses locais não associa estratégias que revertam as matérias secundárias (nome dado aos materiais que podem ser utilizados como produto reciclado) em fonte de recursos. O Brasil pouco investe nesse setor; dos 5.507 municípios, só 135 municípios possuem coleta seletiva, ou seja, apenas 2,5 % das cidades prestam esse serviço, e com enfoque voltado à reciclagem dos materiais secos (papéis, plásticos, vidros e metais). Essa baixa adesão à reciclagem se justifica com a seguinte explicação: custa em média 8 vezes mais a operação da coleta de forma seletiva que a coleta convencional de lixo.

Vamos apresentar diversos programas de (re)aproveitamento dos descartes urbanos que rompem com a visão de que reciclar é

uma atividade cara, como se ninguém auferisse lucro nesse processo. Quanto será que ganham as empresas coletoras de lixo e a indústria que beneficia os reciclados?

Rompendo com essa visão de que reciclar é caro, alteramos os modelos que subsidiam a reciclagem e estabelecemos parcerias em que o poder público também participa dos lucros, ampliando essa questão para os campos da melhoria ambiental, social, etc. Afinal, com o modelo de reciclagem que se pratica no Brasil, somente as indústrias obtêm vantagens.

Vendo pelo ângulo das indústrias, perde-se a possibilidade de explorar a gama de ações que envolvem a prática da reciclagem. Deve-se dissecar ao máximo suas funções sociais, ambientais e econômicas para compreender as relações que a reciclagem alcança.

O consumismo potencializa muito o ato do descarte, pois os produtos são cada vez mais sofisticados, apresentados com embalagens produzidas para aguçar o desejo de possuí-los, além de contar com o marketing, que estimula sua venda. O problema é que também carregam uma enormidade de material que será descartado. Assim, cada vez mais tipos diferentes de produtos são oferecidos aos nossos desejos, e, ao consumi-los, contribuimos para aumentar o descarte de lixo.

A contradição que encontramos nessa relação entre consumo e descarte cria uma interface que está levando à escassez de matéria-prima virgem; do outro lado da balança, temos um enorme estoque de matéria secundária, que está disponível na forma de lixo. E os países ricos têm um papel importante na contribuição para esse desequilíbrio.

Mas será que o vilão da história é somente o descarte do resíduo seco? Como fica a questão da matéria orgânica, um dejetivo que acompanha o homem desde seu surgimento na Terra, que pode e deve ser aproveitada?

Devemos pensar da seguinte maneira: se não existisse o consumo estimulado e a própria obsolescência dos produtos, ainda assim teríamos a necessidade básica de aumentar a produção global dos alimentos (consumo necessário), pois, a cada ano, acrescentamos 80 milhões de habitantes no planeta, sem considerar que 1/6 da população mundial se encontra passando fome ou no estado de subnutrição. Como obter esse aumento na produção de alimentos se as terras disponíveis para a agricultura, em boa parte dos países, já são exploradas há muito tempo? Será que apenas a adubação química conseguirá resolver o problema de reposição dos nutrientes da terra e das plantas?

Um relatório da FAO, Organização de Alimentação e Agricultura das Nações Unidas, descreve a fome da seguinte maneira: *“Não é uma condição transitória. É crônica. É debilitante. Às vezes, é fatal. Aflige as vidas de todos que são afetados e solapa as economias nacionais e os processos desenvolvimentistas por quase todo o mundo em desenvolvimento”* (Brown, 2001).

Como a alimentação é uma necessidade para qualquer ser vivo, a preocupação em como obtê-la da melhor forma, com qualidade e quantidade suficientes para suprir a demanda, sempre esteve presente na ação de entidades como a ONU, a FAO, o Banco Mundial, etc., bem como na ação de programas de governos locais, sendo objeto de discussão nos fóruns mundiais com representação dessas entidades.

O objetivo aqui é mostrar como pode ser aproveitada a matéria orgânica descartada, que até hoje é o produto mais desprezado. Como exemplo desse desprezo, podemos citar o fato de que, nas campanhas de coleta seletiva, o enfoque é sempre dirigido à reciclagem dos materiais secos, produtos que possuem valor econômico estabelecido pelo mercado, ao passo que a matéria orgânica é classificada como lixo, exatamente por não possuir

empresas que a transformem em produto.

A única forma de comprovar a viabilidade do uso racional da matéria orgânica é demonstrá-la na prática, pois ainda existe o conceito de que reciclar é mais caro que enterrar (leia-se jogar no aterro). Essa idéia é defendida por diversos departamentos públicos que gerenciam resíduos e por grandes empresas privadas que operam nesse mercado da limpeza. Trata-se de uma política que só contabiliza o custo do processo na reciclagem. Nessa matemática, os demais benefícios não são computados e a soma sempre leva em conta onde se obtém o lucro com maior facilidade e o que dá menos trabalho. Assim, novamente caímos no aterro.

Para rebater esse pensamento, serão apresentados diversos programas de reciclagem que operam prioritariamente com a utilização da matéria orgânica descartada, comprovando, assim, que reciclar é, na maioria das vezes, mais barato que jogar fora, além de ser eficiente e não poluidor.

Trata-se de ações desenvolvidas no âmbito do aproveitamento do material descartado, tais como o Programa FEIRA LIMPA, desenvolvido para a Prefeitura de São Paulo, e o Sistema de Reciclagem Integrada, concebido para a CEAGESP (Companhia de Entrepostos e Armazéns Gerais de São Paulo) – maior distribuidora de alimentos da América Latina e a terceira do mundo em volume comercializado (10.000 ton/dia), sendo também a maior geradora privada de resíduos orgânicos do Brasil (média de 100 ton/dia).

No caso da CEAGESP, aplicamos os 3 R's (Reduzir, Reutilizar e Reciclar) através de um programa concebido pela empresa e denominado Sistema de Reciclagem Integrada. São utilizadas sobras orgânicas nos projetos de alimentação humana, produção de ração animal e farinha de peixe, compostagem e energia térmica.

O Sistema de Reciclagem Integrada e o FEIRA LIMPA são programas que possuem, em sua metodologia de operação, a concepção de aproveitar o descarte dos materiais secundários orgânicos como fonte de recursos. Para isso ocorrer há que se separar a matéria orgânica, pois ela não é homogênea, e o ato de separá-la nas suas diferentes composições (frutas, verduras, legumes, coco verde, palha, pescado etc.) nos proporciona a condição de negociá-la como uma matéria-prima (*commodity*).

Separar só não basta; é preciso haver quem a utilize. As pessoas que trabalham no setor de reciclagem conhecem uma frase que explica esse fato: “sem mercado consumidor é enterrar em separado”. Deve-se encontrar uma viabilidade econômica para ela, e isso só ocorre se existirem parceiros que atuem no mercado de reciclagem e se a matéria secundária servir de insumo para ele. A parceria entre o poder público e o privado tem-se apresentado como a opção mais sensata, pois se consegue encontrar empresários (parceiros) que utilizam esses descartes.

Além de separar e encontrar mercado, em alguns casos temos também a necessidade de consorciar diversas técnicas para viabilizar a reciclagem da matéria orgânica. Quando foram colocadas em prática as idéias na CEAGESP, em março de 2003, saiu-se do zero na questão do aproveitamento e atingiu-se, em 35 meses, a reciclagem de 10.496 toneladas, sem que a empresa tivesse que gastar um centavo sequer. Isso foi possível ao se utilizarem técnicas integradas ao gerenciamento do descarte orgânico.

Só para exemplificar, quem pode imaginar que vísceras de peixe (cabeça, barrigada, espinhos etc.), um lixo indesejável, possuem um valor altíssimo quando processado?

Cada quatro toneladas de vísceras se transformam em uma tonelada de farinha de peixe, comercializada a US\$500.00

ou R\$1.078,50 (por tonelada).

De acordo com a Tabela 1, os valores pagos demonstram que o lixo representa o maior custo, comparado com a reciclagem, pois temos que transportá-lo e pagar o aterro.

O descarte de resíduos possui diferentes níveis de custos, conforme pode ser visto na Tabela 1. Atualmente, para encaminhar os resíduos ao aterro sanitário, a CEAGESP paga R\$77,69 por tonelada enviada, pagando os custos de transporte e aterro. Por meio de parcerias, esse custo pode ser diminuído. É o que acontece com os projetos desenvolvidos com o assentamento Dom Tomás Balduino, no município de Franco da Rocha (a 41,85 km de São Paulo), e com a empresa Agrorgânica, em Campinas (a 96 km de São Paulo).

Sem que haja despesa alguma para ambas as partes envolvidas, essas duas propriedades recebem as sobras orgânicas do ETSP para serem transformadas em composto. A vantagem desses projetos é que a CEAGESP paga somente o transporte do material orgânico. Ou seja, para encaminhar os resíduos ao assentamento, gasta-se R\$17,58 por tonelada. Já para que sejam destinados à empresa Agrorgânica, paga-se R\$40,32 por tonelada enviada.

Nas outras categorias de reciclagem (Ração, Palha, Madeira, Banco Central de Alimentos, etc.) a economia é de 100%, isto é, não há custo algum para a CEAGESP.

Assim, inverteu-se a lógica atual de que reciclar é dispendioso. Com isso, ampliou-se a base de sustentação de todos os programas e foi elaborada uma nova fórmula de aproveitamento dos desperdícios urbanos, estabelecendo graus de prioridades entre eles. Definiu-se que todo e qualquer alimento que esteja em condições de consumo humano deve ir para o Banco Central de Alimentos. Quando o alimento não apresentar essa condição, ele é destinado à produção de ração animal, e por último ele deve ser encaminhado para a produção de composto.

**Tabela 1:** Demonstrativo de custos da coleta de resíduos na CEAGESP.

Categoria – Nível	Valor*	
	R\$	US\$
Coleta Interna – I	197.828,00	91,714.42
Aterro – II	77,69	36.02
Reciclagem / Franco da Rocha – III	17,58	8.15
Reciclagem / Campinas – IV	40,32	18.69
Reciclagem / Outros – V	0,00	0.00

\*Cotação do dólar comercial do dia 10/02/2006: R\$2,157.

Passos importantes foram dados na busca de solução para a reciclagem, pois técnicas próprias foram desenvolvidas, além da incorporação de outras de terceiros para incrementar ao máximo o aproveitamento dos descartes.

Numa visão geral, consideramos que o Brasil tem que introduzir ações nesse sentido. Deve-se pesquisar o que deu certo em outros locais e fazer adaptações à realidade brasileira, pois existe um enorme número de pessoas desempregadas e que precisam trabalhar. Nesse caso, isso implica a criação de técnicas que utilizem mão-de-obra e a associação da tecnologia empregada às nossas condições climáticas, sociais e econômicas, pois não adianta importar equipamentos de países desenvolvidos e achar que aqui os resultados serão os mesmos. Não se trata da eficiência da máquina, mas sim da composição do lixo e sua relação direta com a técnica e com os objetivos planejados.

Comprovando a questão acima, sobre a falta de investimento em técnicas de aproveitamento da matéria orgânica descartada, observe que o país inteiro só utiliza 1,0% dessa matéria-prima na forma de compostagem (dado retirado do site do CEMPRE – Compromisso Empresarial para Reciclagem / [www.cempre.org.br](http://www.cempre.org.br)). Ou seja: enterram-se diariamente 60 mil toneladas de um produto que poderia ser transformado em fertilizante agrícola, tendo-se,



ainda, que tratar o chorume e o gás metano eliminado por ele. Além disso, a agricultura brasileira é dependente da importação de milhares e milhares de toneladas de adubo mineral.

Dessa forma, gastamos 2 (duas) vezes: quando enterramos os descartes orgânicos e quando importamos o adubo mineral (químico) necessário para repor os nutrientes da terra. A primeira, com o pagamento para transportá-los e enterrá-los (custo aterro - II), totaliza 21,9 milhões de ton/ano de matéria orgânica (60 mil ton/dia X 365 dias, tendo como ano de referência 2000). A segunda, com a necessidade que temos anualmente em adquirir adubo mineral importando-o e pagando-o em dólares, totaliza 12.426 milhões de toneladas no ano de 2000 (dado retirado do site do CEMPRE. Estudo realizado pelo IBGE – Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística, SECEX/MDIC – Secretaria de Comércio Exterior do Ministério do Desenvolvimento, ANDA – Associação Nacional para Difusão de Adubos e SIACESP – Sindicato das Indústrias de Adubos e Corretivos Agrícolas do Estado de São Paulo / [www.cempre.org.br](http://www.cempre.org.br)).

O desafio imposto é como recuperar parte desse produto nobre e desprezado, que quando descartado é tratado como lixo, pois, para se produzir alimento, é preciso ter disponíveis terra agricultável, sementes, adubo, energia, máquinas, mão-de-obra, defensivos químicos e transporte da lavoura até a mesa das pessoas.

Os programas que serão apresentados irão demonstrar que, quando o poder público investe na reciclagem, conferindo a ela estrutura e contribuindo para criar um mercado para o uso dos materiais reciclados, ele estabelece as bases de sustentabilidade para a sociedade e o meio ambiente.

Diante disso, concluímos que a reciclagem mais importante desenvolvida nesses programas foi a das idéias, na mudança de antigos conceitos.

## Programa FEIRA LIMPA

A compostagem tem-se apresentado como a alternativa mais viável e econômica para recuperar a matéria orgânica. Mas, ainda assim, ela está em uma fase de descrédito ou de falta de investimento para aumentar sua utilização por parte dos municípios, constatação essa evidenciada pelo aproveitamento de somente 1% do material orgânico descartado no Brasil inteiro.

O Programa FEIRA LIMPA trilhou um caminho inverso, nesse sentido, apresentando resultados importantes para a Prefeitura de São Paulo; ele foi elaborado para melhorar a qualidade e quantidade do composto produzido nas Usinas de Compostagem de Vila Leopoldina e São Mateus.

O Programa FEIRA LIMPA se constitui na idéia de recolher de forma seletiva as sobras orgânicas da Feira Livre, utilizando-se BAGS de Polipropileno com cores próprias (Figura 1) para acondicionar cada tipo de material. O Bag é um recipiente na forma de um grande saco, muito resistente e que pode ser (re)utilizado inúmeras vezes.



Figura 1

- BAG Marrom: para coleta de sobras de legumes, frutas e verduras, que eram encaminhadas para as Usinas de Compostagem livres de contaminantes, produzindo um composto de boa qualidade;
- BAG Preto: recolhe o assim chamado “lixo” (madeiras, coco verde e bagaço de cana), composto de matérias orgânicas mas que, devido à falta de equipamentos adequados, não era processado na Usina, sendo assim enviado ao aterro sanitário;
- BAG Colorido: concebido para coletar os materiais secos, tendo cada lado pintado de uma cor. Azul – Papel; Vermelho – Plástico; Verde – Vidro; Amarelo – Metal. Assim, os produtos secos iam para as cooperativas de catadores.

Este último foi introduzido com o objetivo de oferecer à população que frequenta a feira e aos que residem nas proximidades um ponto conhecido como PEV – Posto de Entrega Voluntária, onde pudessem levar seus materiais reciclados secos. Um tambor de plástico de 50 litros foi também introduzido para coletar sobras de peixes, que são encaminhadas para a produção de farinha de peixe (ver sobre parceria no setor de Pescado).

Esse sistema de reciclagem ampliada deu tão certo que, em apenas 45 feiras (São Paulo tem 950 feiras livres) onde foi inserido no ano de 2003, passou a reciclar em maior quantidade que toda a Coleta Seletiva da Prefeitura de São Paulo. O Programa FEIRA LIMPA foi contemplado no novo edital de concorrência pública (19/SSO/03) – conhecida como a licitação da Concessão que cuida do gerenciamento dos resíduos da cidade de São Paulo – para ser introduzido nas feiras livres da cidade, o que o torna obrigatório. Outros municípios também já solicitaram estudos para implantar esse conceito.

Cada feira produz, em média, 2 toneladas de material (re)aproveitável por comercialização, o que implica uma geração de 1.900 toneladas/semana (2 ton/feira X 950 feiras) ou ainda 7.600

toneladas/mês (1.900 ton/semana X 4 semanas).

As 7.600 toneladas representam a geração de um dia de lixo descartado em São Paulo. Ou seja, um único programa garantiria uma enorme economia de recursos naturais, além de promover a interação entre a cidade e o consumidor dessa fonte de recursos, que é o campo. E o adubo, após ser aproveitado pelas plantas, voltaria em forma de alimento, construindo assim um ciclo positivo.

Em virtude do fechamento das duas Usinas de Compostagem de São Paulo, o Programa FEIRA LIMPA foi interrompido até a construção de uma nova Usina, já prevista no novo contrato de concessão.

## **Sistema de Reciclagem Integrada na CEAGESP**

Baseado no princípio de que é possível reciclar a valores baratos e com qualidade, garantindo também ganhos ambientais e sociais, a exemplo do FEIRA LIMPA, foi concebido na CEAGESP o Sistema de Reciclagem Integrada.

Quando se elaborou o Sistema de Reciclagem Integrada, buscou-se maximizar a reciclagem, consorciando programas que funcionassem na busca da eficiência para cada tipo de resíduo. A engrenagem que movimenta a reciclagem é complexa e deve possuir estratégias que diagnostiquem e trabalhem o lixo como fonte de matéria secundária, introduzindo uma cadeia de ações interativas. Ao atingir esse princípio, os processos passam a ter custo baixo de implantação e são, em sua maioria, auto-suficientes. A carência de diversas matérias-primas no mercado, e às vezes seu alto custo, possibilita ao gestor dos resíduos encontrar soluções econômicas e ambientalmente corretas, desde que se conheça a necessidade de reposição da matéria secundária que o mercado possui. A constatação dessa afirmação pode ser checada nos programas que foram introduzidos e funcionam na CEAGESP.

Esse consórcio de ações que permite aproveitar os descartes com sistemas alternativos foi um dos fatos que levaram a CEAGESP, através do Programa Sistema de Reciclagem Integrada, a conquistar o primeiro lugar do Prêmio von Martius – edição 2004, na categoria Humanidade. A premiação sofreu auditoria da empresa internacional PriceWaterhouseCoopers, o que confere idoneidade aos programas.

## **Programa Banco Central de Alimentos - CEAGESP**

De todos os programas sociais realizados na CEAGESP, esse é o prioritário. Num país onde muito se produz e se joga fora, o maior Entrepasto de Alimentos tem a obrigação de conceber e atuar com políticas claras para garantir uma intervenção no desperdício.

E, para controlar o desperdício, devem-se analisar suas características (onde é gerado, qual seu volume, qualidade, sazonalidade etc.). Em virtude dessa análise, percebeu-se que grande parte dos alimentos (frutas, legumes e verduras) que eram destinados ao lixo poderiam ser (re)aproveitados para o consumo humano, pois, na maioria das vezes, os descartes desses alimentos ocorriam porque eles apresentavam danos físicos ou alto grau de maturação, o que inviabiliza sua comercialização, mas não seu consumo.

Durante o ano de 2003, foram enviadas 40,386 toneladas ao Banco Central de Alimentos. Em 2004, esse número aumentou para 269,632 toneladas. E no ano passado o crescimento foi maior que o esperado, quando atingimos a marca de 667,330 toneladas de alimentos doados.

Assim, para aumentar as doações, foi realizada uma campanha junto aos permissionários (comerciantes do Entrepasto) no sentido de se evitar que os alimentos em boas condições para o consumo humano fossem

jogados no lixo. A partir daí, passou-se a coletar 24 horas por dia essas sobras, visando sempre ao abastecimento do Banco Central de Alimentos.

Atualmente, existem mais de 300 entidades sociais cadastradas sem fins lucrativos. Cada uma dessas entidades atende em média a 80 pessoas. Assim, pode-se dizer que esse serviço está contribuindo para diminuir a fome de aproximadamente 24 mil indivíduos (300 entidades X 80 pessoas).

Diversas instituições idôneas mantêm parcerias com a CEAGESP, repassando alimentos para o programa, como é o caso do IBAMA (Instituto Brasileiro do Meio Ambiente), que, quando apreende peixes fora do padrão, os encaminha para que sejam doados na CEAGESP. Ou ainda instituições como a CONAB (Companhia Nacional de Abastecimento), que, no final de 2004, enviou aproximadamente 540 toneladas de feijão e 120 toneladas de farinha de mandioca para serem distribuídas às entidades cadastradas no Banco Central de Alimentos – CEAGESP.

Outro bom exemplo de parceria da CEAGESP com instituições de renome é o Programa Mesa São Paulo, administrado pelo SESI (Serviço Social da Indústria). A CEAGESP é a maior doadora de alimentos do programa, chegando a fornecer cerca de 80% do total distribuído por aquela entidade.

Há ainda um outro projeto, que atualmente se encontra em fase de instalação e que deve ser realizado em conjunto com o Banco Central de Alimentos. Trata-se do Nutri-Sopa, que deve ser financiado com recursos do Governo Federal (Programa Fome Zero) e que irá produzir sopa de forma industrial, utilizando boa parte do descarte dos alimentos. Portanto, o Banco Central de Alimentos, em breve, não só doará alimentos “in natura” como também alimentos industrializados, ampliando assim o tratamento para o desperdício.

## Programa Ração Líquida

O que é Ração Líquida e como ela é produzida?

Ração Líquida é uma pasta produzida através de processo industrial, onde se pasteurizam alimentos descartados, mas de boa qualidade e de diferentes composições e geradores, na consistência de uma sopa grossa, podendo ser ingerida pelos animais monogástricos, ruminantes e aves.

Podem ser utilizados alimentos de qualquer natureza, pois eles são triturados em uma granulometria muito fina, passam por um homogeneizador e, em seguida, são injetados em uma máquina que eleva sua temperatura a 180 °C, por um curto espaço de tempo, para que se eliminem microorganismos sem a perda do valor nutritivo, como ocorre no caso do leite de caixinha UHT-*Ultra High Temperature*, que recebe tratamento similar. Esse sistema permite produzir uma ração com qualidade, boa palatibilidade e digestibilidade, com controle microbiológico e bromatológico.

Um importante fator componente nesse processo, e muito caro hoje em dia, é a energia utilizada para pasteurização. Pensando nesse problema, foi elaborada uma alternativa ambientalmente correta, barata e, o mais importante, eficiente. A pasteurização requer um gasto elevado de energia, para que o alimento saia da temperatura ambiente em que se encontra e atinja 180 °C. Dependendo da fonte energética, o custo pode ser tão dispendioso que inviabilizaria o resultado final. Por isso, para contornar esse problema, a máquina pasteurizadora é acoplada a uma caldeira, que recebe a madeira como combustível e que produzirá fonte de calor (vapor), na função de prover a pasteurização.

Essa madeira é oriunda do descarte urbano, recolhida das sobras da construção civil, podas de árvores, descarte de caixarias, “*pallets*” etc. Com isso, utilizou-se uma fonte energética urbana

atualmente desperdiçada, diminuindo o corte de árvores para este fim. Dessa forma, novamente se viabilizou a utilização de uma fonte energética abundante que a cidade desperdiça.

Assim, através de uma parceria realizada entre a CEAGESP e a empresa VOMM Equipamentos, o processo tornou-se possível. Durante a fase de testes, a VOMM foi responsável pelo processamento e tecnologia, enquanto a CEAGESP fornecia as sobras orgânicas e desenvolvia as pesquisas correlatas em conjunto.

Cerca de 30 a 50% da fração orgânica descartada na CEAGESP pode ser transformada em Ração Líquida para uso na alimentação animal. E, para que fosse possível testar as diferentes sobras, foi necessário esperar todo o ciclo sazonal (iniciado em março de 2003) das frutas, legumes e verduras. Somente ao completarmos um ano, em fevereiro de 2004, foi possível, em conjunto com a VOMM, estudar o comportamento que cada alimento apresentou na formulação da Ração Líquida, bem como a interação entre eles, as necessidades de reposição de proteína, carboidratos, aminoácidos, etc., dependendo do animal e de sua fase de vida.

No período de um ano, foram produzidas mais de 525 toneladas de Ração Líquida, utilizadas para alimentação de suínos, aves e bovinos. Para cada espécie animal foi testado um tipo de ração, que deveria ser balanceada, levando-se em conta as características metabólicas e nutricionais exigidas.

Como não existem formulações disponíveis no mercado para a produção da Ração Líquida, teve-se que estudar sua aplicação na prática. Assim, a CEAGESP foi o primeiro órgão público no Brasil, voltado ao abastecimento e grande gerador de resíduos, a buscar uma solução dessa natureza.

Na elaboração da Ração Líquida foram utilizados alimentos de clima tropical, que se encontram naturalmente hidratados. Assim, não



houve necessidade de se realizar a desidratação, porque se utilizou sua água como um elemento a mais na composição da ração, ou seja, produziu-se algo econômico e adaptado às condições climáticas e agrícolas do país, fugindo do modelo da ração seca oriunda de sementes.

Existe um dispositivo legal do Ministério da Agricultura, publicado no Diário Oficial da União, no dia 30/10/03, que autoriza a produção de ração para animais utilizando-se carcaças de animais mortos, desde que sejam processadas da seguinte forma: vapor direto a temperatura não inferior a 133° C, com tempo mínimo de 20 minutos e pressão de 3 BAR da massa de produto em processamento. Em virtude do processo da Ração Líquida, utilizamos vegetais e sobras industriais, e não carcaça de animais, conseguindo assim um controle de qualidade superior ao da legislação vigente.

A técnica empregada foi apoiada e acompanhada por várias instituições idôneas, como a DIMA (Divisão de Inspeção Municipal de Alimentos), que é o órgão responsável na cidade de São Paulo pelo controle dos alimentos, e que, nesse caso, diagnosticava a qualidade da ração produzida. Participaram também o ITESP (Instituto de Terras do Estado de São Paulo), órgão ligado ao Governo do Estado de São Paulo e que foi responsável pelo acompanhamento técnico da alimentação animal no campo, cedendo zootécnicos e veterinários, e, por fim, o próprio governo local do município de Itapeva, para onde a Ração Líquida foi levada para alimentar os animais (suínos).

Portanto, a CEAGESP construiu uma forte estrutura de apoio para seu programa de transformação das sobras orgânicas em ração animal, firmando parcerias com esses órgãos públicos e com a empresa detentora da tecnologia e contando com a presença de técnicos altamente qualificados, com o único objetivo de consolidar esse princípio.

Os primeiros lotes da Ração Líquida foram elaborados utilizando-se inicialmente as sobras de legumes, frutas e verduras,

alimentos que possuem de média a baixa concentração de proteína. Com o passar do tempo, começou-se a inserir peixe (resíduos de filetagem), que apresenta alta concentração de proteína bruta (55%), fator que corrigiu a falta desse elemento na ração. Utilizaram-se também descartes de alimentos industrializados, como sobras de supermercados – bolacha, cereal, geléia, chocolate, macarrão, etc.

Assim, a Ração Líquida foi sendo balanceada de forma a corresponder às necessidades que vinham sendo estabelecidas para cada grupo de animal que surgia. Um dos principais problemas encontrados foi a falta de aminoácidos, principalmente para os animais novos (filhotes). Assim, teve-se que corrigir a falta de diferentes necessidades nutricionais, observando-se, no campo, o resultado prático da alimentação ofertada e a resposta dos animais.

Atualmente, um equipamento pasteurizador para produzir Ração Líquida de pequeno porte (panela com uma hélice movida a motor), para uso em pequena escala, está sendo patenteado. Com ele, um pequeno criador poderá produzir Ração Líquida em quantidades de até 200 litros por batelada, para aproveitar as sobras locais e alimentar seus animais a baixo custo.

Estudos revelam que hoje um criador gasta em média 70% com a aquisição de ração, seu principal custo fixo. O emprego da Ração Líquida consorciada à ração convencional pode permitir abaixar bastante esse custo, dependendo da fonte de sobras disponíveis e de seu balanceamento energético.

Outro fator importante é que, ao ser produzida a Ração Líquida pasteurizada com sobras, estamos inserindo um conceito a mais na lógica da reciclagem, pois se passa a alimentar os animais com aquilo que seria jogado fora e que ainda apresentava boas condições como alimentação alternativa. Com esse conceito em prática, não existe impacto ambiental; gera-se uma nova frente de empregos e pesquisa,

sem necessidade de grandes instalações ou da presença de empresas poluidoras; permite-se aumentar a oferta de grãos aos humanos, pois cessa a competição do alimento entre estes e os animais (por exemplo: o milho que o animal comia pode passar a ser consumido pelo homem). Com isso, a tendência é que ocorra uma queda do valor dos grãos, exatamente pela diminuição da competição, além do barateamento do custo da produção de derivados animais.

Com o término dos testes do Programa Ração Líquida, em fevereiro de 2004, continuou-se separando os alimentos que eram destinados para alimentação animal, tornando-os disponíveis “in natura” para os criadores. Para que isso pudesse ocorrer, a CEAGESP criou uma Norma (NP-OP-038 – Comercialização de Resíduos Orgânicos) que estabelece os procedimentos necessários para que o criador seja um “Parceiro Orgânico”.

Optou-se por comercializar essas sobras pelo valor de R\$10,00 (US\$4.636) a tonelada – preço simbólico de R\$0,01 (US\$0.0046) o quilo. Como se trata de uma empresa pública, ela tem a obrigação de ter critérios bem definidos. Além da venda, está prevista também a doação, mediante solicitação dos órgãos públicos (INCRA – Instituto Nacional de Reforma Agrária, ITESP, etc.).

Qualquer criador pode cadastrar-se, bastando seguir os procedimentos mínimos, como preencher um formulário específico e assiná-lo em conjunto com um técnico (veterinário ou zootécnico) que fará o acompanhamento nutricional do animal. Realizado o cadastramento, o interessado fornece BAGs à CEAGESP no dobro do uso estimado. Esses BAGs funcionarão como recipiente de troca, não gerando produção de embalagens descartadas.

Desde o início do projeto, em março de 2003, cerca de 2.300 toneladas já foram destinadas para a produção de ração animal. Atualmente, são fornecidas, em média, cerca de 60 toneladas por

mês. Nesse sentido, fomentou-se uma política que se tem mostrado correta, pois o objetivo principal é consolidar a reciclagem em todas as possibilidades aplicáveis, criando novos nichos de mercado.

## **Programa de Compostagem**

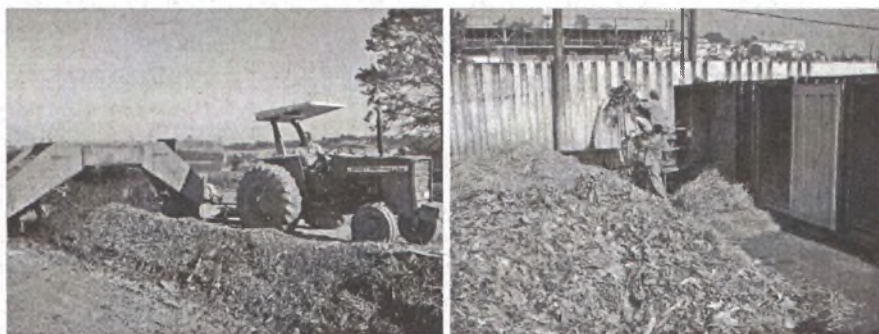
A compostagem deve ser o primeiro passo para as instituições que são grandes geradoras de matéria orgânica e que pretendem dar início à reciclagem.

O Programa de Compostagem, iniciado em março de 2003, foi introduzido na CEAGESP através da lógica da reciclagem em escalas Macro e Micro. Essas duas escalas são expressas pelo volume de matéria orgânica que o parceiro reciclador pode receber (capacidade) para compostar.

Durante o período de março de 2003 a janeiro de 2006, cerca de 4.230 toneladas foram destinadas para a produção de composto. Atualmente, cerca de 429 toneladas por mês são enviadas, em média, para os municípios de Franco da Rocha e Campinas, para que sejam utilizadas na produção do composto orgânico. Dessa forma, conseguiu-se, em pouco tempo, alcançar índices de reciclagem altíssimos, trabalhando-se tanto com o pequeno produtor rural (escala Micro) como com empresas de grande porte (escala Macro), equacionando-se a demanda e o porte de cada parceiro.

### **Escala Macro da compostagem**

Na escala Macro, estabeleceram-se duas parcerias com as empresas Agrorgânica e Ecocicle (Figura 2). Ambas atendem às escalas de reciclagem de grande volume e operam com tecnologias diferentes para a compostagem.



**Figura 2**

Devido à alta geração dos descartes (escala industrial), a CEAGESP utilizou esse potencial para negociar com segurança sua matéria orgânica, o que determinou a consolidação de parcerias não onerosas. Hoje, o descarte é disputado de forma positiva por diferentes empresas que conseguem viabilizar comercialmente a transformação do lixo em matéria-prima, apresentando-se como uma nova frente de negócios para o *agrobusiness*. Assim, a CEAGESP passa a ser uma referência para empresas testarem equipamentos e tecnologia voltados à reciclagem.

O fato de o trabalho ser desenvolvido com diferentes tecnologias faz com que a CEAGESP amplie o conhecimento sobre o tema, como também a capacidade de solucionar problemas relacionados ao processo. Assim, se faz a análise de quais são as tecnologias mais adequadas para o tratamento dos resíduos produzidos, propondo-se soluções que foram, inclusive, repassadas para outras Centrais de Abastecimento do Brasil e da América Latina.

O referido programa já contribuiu transmitindo experiência à CEASA de Belo Horizonte – MG, à MERCAMARA (Mercado de Mayoristas de Alimentos de Maracaibo – Venezuela) ou ainda a outros órgãos, como o Tribunal de Contas da União.

## **Escala Micro da compostagem**

Por dominar o processo da compostagem com técnicas próprias, a CEAGESP executa essa atividade internamente dentro do conceito de microprodução, que serve para demonstração de como processá-lo.

Assim, foi concebida a Escola de Reciclagem Orgânica (Figura 8), que tem como objetivo produzir composto, possibilitando o repasse de conhecimento à sociedade através de cursos gratuitos.

Existem vários tipos de pessoas interessadas nesse curso (estudantes, paisagistas, jardineiros, pequenos empresários, etc.), mas os pequenos agricultores representam o principal alvo de interesse, por terem o perfil de usuário que apresenta o maior potencial de tornar-se reciclador orgânico. Ministramos aulas para que o futuro reciclador (aluno) se torne um "Parceiro Orgânico" da CEAGESP. Após a conclusão do curso, ele recebe um certificado que lhe permite receber as sobras orgânicas limpas para serem transformadas em composto em sua propriedade.

Essa lógica tem possibilitado a mutação do resíduo urbano em fonte de emprego e geração de riquezas, estabelecendo uma nova cadeia de inter-relação, devolvendo matéria orgânica ao solo sem impactos ambientais, gerando um círculo virtuoso. Constrói-se, dessa forma, uma relação de equilíbrio ecológico, onde a cidade passa a fornecer parte do insumo de que o campo precisa. Com isso, contribui-se para educar as pessoas a viverem em equilíbrio com o meio ambiente. Criam-se novos elos de aproveitamento da enorme gama de oportunidades econômicas urbanas ocultas no descarte.

O processo de educação, nesse ramo do conhecimento, possibilita ensinar as pessoas a perceber as riquezas que estão sendo enterradas e o modo como elas podem ser (re)aproveitadas. Assim, a

Escola de Reciclagem Orgânica contribui para essa formação social e ambiental.



Figura 3

## Projeto Reciclagem da Madeira

A energia é a fonte de recurso que garante o crescimento econômico, tecnológico e a melhora na qualidade de vida da humanidade. Existem várias fontes energéticas. O custo para obtê-las varia muito, mas todas são caras.

Por sua vez, os centros urbanos desprezam a energia mais primitiva que o homem utilizou desde o tempo das cavernas, que é a energia proveniente da madeira. Só a cidade de São Paulo descarta, no lixo domiciliar, 160 ton/dia de madeira, e o LIMPURB calcula que mais de 2.000 ton/dia desse material estejam misturadas com o entulho (dejetos inertes, resíduo coletado do lixo domiciliar), pois é nas obras civis que a madeira entra como um componente importante, sendo constante o seu descarte.

O que permite transformar dejetos em uma oportunidade de negócio é a escala de geração. No Entrepasto de São Paulo descartavam-se em média 2 toneladas de madeira por dia.

Para mudar essa rota do desperdício, estabeleceu-se uma parceria com a empresa REICLATEC, especializada na reutilização de madeiras descartadas transformando-as em cavacos (madeira picada), que são utilizados como material combustível no lugar da lenha bruta. A REICLATEC comercializa esse produto para empresas que consomem lenha para mover caldeiras, fornos, etc.

A parceria não envolve nenhum tipo de ressarcimento entre as partes, sendo que a CEAGESP fornece a madeira e a REICLATEC disponibiliza a caçamba para armazenamento e cuida do transporte do material, o que garante a economia de R\$77,69 (US\$36.02) por tonelada. Desde o início dessa parceria até janeiro de 2006 foram recicladas aproximadamente 1.450 toneladas de madeira, ou seja, uma economia de R\$176.664,45 (US\$81,902.85).

O poder calorífico da madeira é de 3.800 kcal/kg e do diesel é de 9.600 kcal/kg. Nessa proporção, só com a reciclagem praticada na CEAGESP (506 toneladas) se permitiria diminuir o consumo de 141,68 toneladas de diesel, pois a madeira possui 28% do poder calorífico do diesel. A cidade de São Paulo, só com o descarte da madeira encontrada no lixo doméstico, contribuiria com a diminuição do consumo de 44,8 toneladas/dia de diesel. Em um ano, teríamos uma economia de 16.352 toneladas de diesel.

Contribuir para estruturar um mercado que reutiliza madeiras significa fomentar o uso correto e sustentável das fontes urbanas desperdiçadas. Não existe reciclagem sem que exista um mercado consolidado para o uso das matérias secundárias, e a madeira produzida do descarte urbano é passível de ser utilizada na sua totalidade, como fonte de combustível alternativo.



Várias indústrias que possuem caldeiras, fornos, olarias, entre outros, já passaram a utilizar esse material, com grandes vantagens econômicas. São milhares de toneladas de madeira que deixam de ir para o aterro e passam a ser utilizadas como energia, poupando recursos naturais.

A política de reciclagem promovida pela CEAGESP deve servir como modelo para o poder público, que pode incentivar parcerias, transformando o lixo de um ator social em matéria-prima para outro.

## **Programa Reciclagem de Peixe**

Há muito tempo, na CEAGESP, buscava-se uma solução para encontrar um destino correto ao descarte de peixe, chamado de vísceras. E a resposta para essa busca foi transformá-las em farinha de peixe (produto utilizado na elaboração de ração animal de boa qualidade).

Foram realizados cálculos para analisar qual é a perda que existe ao se limpar um peixe para o consumidor final. Com esse estudo, conseguiu-se calcular qual é o descarte gerado por esse produto diariamente em relação à comercialização interna de pescado, que gira em torno de 100 ton/dia.

O processo de limpeza do peixe descarta uma média de 40% do seu peso, jogado fora na forma de barrigada, escamas, cabeças, couro e parte da carne (vísceras), representando um enorme desperdício de proteína, cálcio, etc., que poderia ser consumido por animais, desde que processado de forma correta.

Com base no estudo de perda na limpeza do peixe, onde se descartam 40% do seu peso, traçamos um paralelo sobre o montante de 100 ton/dia comercializado na CEAGESP. Como se perdem 40%, temos 40 ton/dia de vísceras espalhadas nos diversos locais de venda e consumo de pescado. Um material que, se reciclado, pode ser transformado em farinha de peixe.

O impacto negativo causado pelo descarte de peixe é proporcional às soluções oferecidas pela sua capacidade de mutação, pois o valor da farinha de peixe está na casa dos US\$500.00 por tonelada (ou R\$1.078,50), superando, e muito, o valor do papel, vidro, metal e plástico reciclados, tão cobiçados no mercado. E para produzir 1 (uma) tonelada de farinha de peixe necessita-se de 4 (quatro) toneladas de vísceras. Portanto, se for estabelecida uma média de 40 ton/dia de descarte de peixe, que fossem recicladas na sua totalidade, teria-se 10 ton/dia de farinha de peixe, gerando um valor bruto de US\$ 5,000.00 em matéria-prima (R\$10.785,00), ou ainda US\$1,800,000.00 ao ano (R\$3.882.600,00). É exatamente isso que se joga fora.

Ao se procurar uma melhor destinação para esse resíduo, foi encontrada a solução que poderá servir para a cidade de São Paulo e para cidades próximas: em outubro de 2004 foi inaugurada, em parceria com a empresa Multimares, uma câmara frigorífica instalada no pátio de comercialização de pescados da CEAGESP. Esse equipamento já recebe as 3 ton/dia geradas nessa área e pode receber também as dos geradores (peixeiros) que desejarem trazer esse material.

Como o comércio de peixe na grande São Paulo só existe na CEAGESP, e por ser um produto que deve ser adquirido diariamente em virtude de ser perecível, o retorno das vísceras pode ser estabelecido de forma a garantir a criação de um mercado específico para esse fim.

## **Uma nova função para os resíduos das cidades**

A maioria das pessoas não imagina o quanto é lucrativa a reciclagem dos dejetos que uma cidade produz. Quando o próprio município descarta possibilidades relacionadas à reciclagem, ele perde a condição de ditar as regras e acaba pagando caro, pois está

preso ao modelo “lixo bom é lixo enterrado”. As oportunidades surgem observando-se a potencialidade econômica que a matéria secundária possui. Mas, quando você já chama de lixo sua matéria-prima, como quer que alguém dê valor a ela?

A CEAGESP está estruturando, de forma gradual, alternativas de tratamento dos resíduos com procedimentos próprios, e, em alguns casos, únicos no Brasil. Ao separar o descarte pela fração de sua composição (restos orgânicos, madeira, pescado e materiais secos), ela o transforma em matéria secundária e concebe um destino econômico para cada um de seus componentes.

Observe que, em vários países desenvolvidos, a sociedade e o poder público enxergam nos diversos resíduos produzidos fontes de recursos a serem exploradas como tal. Portanto, devemos questionar o modelo existente no nosso país, exigindo que as cidades elaborem contratos de coleta de resíduos, que seja obrigatória a reciclagem e que se possam utilizar os materiais reciclados como parte do pagamento do contrato.

O Programa FOME ZERO trouxe para a sociedade a problemática da fome, introduzindo a questão da necessidade do aumento da produção de alimentos. A CEAGESP apresenta, em paralelo, o Sistema de Reciclagem Integrada, que pode ser utilizado no combate ao desperdício orgânico, gerando não só um aumento da oferta de alimentos aos seres humanos como também aos animais; para tanto se introduz a compostagem, que serve para melhorar a produção agrícola sem que haja grandes investimentos.

Devem-se buscar soluções baseadas nas condições sociais, naturais e econômicas, promovendo-se pesquisas e utilizando-se alternativas próprias para os resíduos gerados aqui. Assim, estaremos construindo soluções para a sociedade e para o meio ambiente. Todos os projetos e programas aqui apresentados são fundamentados nesses conceitos.

Em trinta e quatro meses (março de 2003 a janeiro de 2006) foram recicladas 10.496 toneladas de sobras orgânicas na CEAGESP. Se dividirmos esse número pelo tempo de operação, será obtida uma média de 308 toneladas por mês. Porém, atualmente atingimos um número muito maior. No último trimestre (novembro de 2005 a janeiro de 2006) obtivemos uma média de 714 toneladas recicladas por mês. Até hoje, o Sistema de Reciclagem Integrada da CEAGESP já possibilitou a economia de mais de um milhão de reais (R\$1.029.073,87 ou US\$477,085.71). E esse valor não inclui o que foi arrecadado com a comercialização das sobras. A venda do material orgânico rendeu aos cofres da CEAGESP cerca de R\$39 mil ou US\$18 mil. Imagine esse processo ocorrendo nas cidades brasileiras.

Mas quais números são mais importantes? Os que se referem só à economia gerada ou os números que demonstram que se pode reciclar sem se gastar dinheiro com lixo, proporcionando à sociedade parcerias abertas e públicas, no conceito de que as empresas do governo estão aí para ajudar a sociedade e o meio ambiente?

Somando todos esses programas, projetava-se atingir 5% de reciclagem de todos os resíduos. No primeiro ano, superamos as expectativas ao reciclar 8,3%. Em 2004, esse índice subiu e atingimos 10,33%. E no ano passado, seguindo a evolução obtida nos dois anos anteriores, reciclamos 13,71% dos resíduos gerados na CEAGESP no período.

Todas as expectativas foram superadas, em todos os sentidos. Pensava-se em trabalhar com um modelo de compostagem, e, hoje, trabalha-se com três sistemas completamente diferentes um do outro; a Ração Animal, que chegou a ser uma idéia mais próxima de um sonho e hoje é uma realidade que alimenta milhares de animais; o Banco Central de Alimentos, o principal programa que contribui para que milhares de pessoas não passem fome; e, além disso, colabora-se todos os dias com a diminuição do corte de árvores, ao se fornecer

madeira para as caldeiras e fornos, o que, junto com a utilização das vísceras de pescado, inaugurou uma nova oportunidade de reciclagem para a sociedade.

Muitos outros programas não foram sequer apresentados no escopo deste trabalho, pois funcionaram como projetos-piloto. É o caso da utilização de palhas e capim que existem na CEAGESP, em virtude do processo de embalar a melancia, e que passaram a ser utilizados como substrato para a produção de cogumelo *champignon*. Desde agosto de 2003, já foram recicladas 1.132,030 toneladas desse material, sendo que cerca de 749 foram coletadas somente no ano passado.

No início do projeto, o maior desafio era superar as dificuldades contratuais para realizar a reciclagem, pois a CEAGESP não dispunha de contratos que obrigassem as empresas prestadoras de serviços de coleta de resíduos a ajudar a reciclar. Muito pelo contrário: elas faturavam por tonelada de lixo coletado, o que aumentava a resistência ao modelo de combate ao desperdício.

A partir do mês de julho de 2005, foi inaugurado um novo contrato de coleta de resíduos, que prioriza a reciclagem das sobras orgânicas. A criação de uma taxa fixa de coleta interna, que independe da quantidade de resíduos gerados no mês, possibilitou reverter essa situação e, conseqüentemente, ampliar parcerias.

Milhares de municípios no Brasil que possuem população idêntica à população que circula pela CEAGESP todos os dias (50.000 pessoas), e que geram um volume de lixo semelhante ao da Central de Alimentos, não conseguem sequer implantar a Coleta Seletiva, e muitos municípios que a possuem não alcançam índices de aproveitamento de 10%, quando comparados com a porcentagem obtida na CEAGESP. Nem São Paulo, a cidade mais rica do Brasil, obtém esse índice. Aliás, ela não aproveita nem 0,5% do lixo gerado. Hoje, com as 17 cooperativas, a cidade recicla em média 1.350 ton/mês.

Deve-se acreditar na possibilidade de se estabelecer uma via de duas mãos entre os espaços urbano e rural, onde parte dos descartes orgânicos das cidades seja utilizada como insumos no meio rural. Essa proposta possibilitaria a construção de uma nova realidade para o campo, que funcionaria como o local ambientalmente correto na transformação e utilização do desperdício orgânico, garantindo as condições de sustentabilidade para as próximas gerações.

## Referências

*BROWN, L.R. Estado do Mundo - Erradicação da Fome - Um Desafio Crescente. [S.l.]: Ed. Uma, 2001, p.46-67.*

*CEMPRE. Compromisso Empresarial para Reciclagem. Pesquisa CICLOSOFT. São Paulo, 2004. Disponível em: <[www.cempre.org.br](http://www.cempre.org.br)>.*



# COMPOSTAGEM: RECICLAGEM DE RESÍDUOS SÓLIDOS ORGÂNICOS

**Mário S. Rodrigues**

**Fábio C. da Silva**

**Luciana P. Barreira**

**André Kovacs**

## Introdução

Compostagem não é um conceito novo, sendo associada, nos dias atuais, ao conceito de decomposição biológica, um processo natural que surgiu com as primeiras plantas a colonizarem a Terra e que se tem perpetuado até os dias de hoje. Na medida em que folhas e demais materiais vegetais caem sobre o solo, elas sofrem um processo lento de decaimento. Com o passar do tempo, essas folhas decompostas passam a fazer parte do solo, liberando minerais e nutrientes que serão utilizados por plantas, animais e microorganismos (PARR; HORNICK, 1992).

Contudo, para a ciência, compostagem refere-se ao processo de decomposição controlada da matéria orgânica por microorganismos, sendo transformada num material humificado, de cor escura, odor de terra e benéfico ao solo e às plantas (BERTOLDI *et al.*, 1983). O processo define-se como controlado quando é manejado com o objetivo de acelerar a decomposição, otimizando a sua eficiência e minimizando os problemas ambientais eventualmente surgidos. A compostagem envolve uma série complexa de processos bioquímicos que só agora, graças a modernos métodos de investigação científica,

começamos a compreender.

A definição mais amplamente aceita estabelece que compostagem é a decomposição controlada, exotérmica e bio-oxidativa de materiais de origem orgânica por microorganismos autóctones, num ambiente úmido, aquecido e aeróbio, com produção de dióxido de carbono, água, minerais e uma matéria orgânica estabilizada, definida como composto (HUTCHINSON; RICHARDS, 1922; GRAY *et al.*, 1971; BERTOLDI *et al.*, 1983; ZUCCONI; BERTOLDI, 1986; SENESI, 1989; PARR; HORNICK, 1992, DIAZ *et al.*, 1993). As condições, portanto, para o processo de compostagem, são: a) resíduos orgânicos; b) microorganismos; c) umidade; d) aeração.

Formas rudimentares de compostagem estão, também, associadas às origens da produção agrícola. Especula-se que populações primitivas acumulavam restos de alimentos em leiras próximas às áreas cultivadas, utilizando o material decomposto. Na China, a compostagem de resíduos vegetais misturados com detritos humanos e animais tem sido realizada por mais de 2.000 anos. Na Europa, o uso de composto de resíduos orgânicos para melhorar a fertilidade do solo data do Império Romano e era muito popular entre agricultores da Idade Média (PARR; HORNICK, 1992; BLUM, 1992). A explosão das populações urbanas, como resultado da Revolução Industrial, no séc. XVIII, representou uma ruptura no processo de retorno de nutrientes ao solo na forma de restos alimentares, fezes e vestuário. O trabalho de Albert Howard, em Indore, na Índia, no início dos anos 20 do séc. XX, foi responsável pelo renascimento da compostagem como um método de reciclagem de resíduos na Europa. Ao mesmo tempo, Waksman e Bremner (1939), nos Estados Unidos, iniciaram estudos sobre a microbiologia da compostagem de resíduos vegetais misturados



com esterco animal. Já em 1922, na Inglaterra, Hutchinson e Richards publicaram seu primeiro trabalho sobre a produção de “esterco artificial”, obtido da compostagem de palha misturada com uma fonte de nitrogênio mineral, conhecido como processo ADCO. Após a II Guerra Mundial, o uso de composto gradualmente perdeu sua importância na agricultura. O motivo foi a crescente produção de fertilizantes químicos e sua facilidade de transporte e manuseio pelos agricultores, como descrito por Lopez-Real (1994).

Atualmente a compostagem vem ressurgindo, porém sua importância extrapolou a fronteira agrícola das fazendas e vem tomando espaço no gerenciamento das cidades. Tal tecnologia vem ganhando força e se fazendo necessária, dadas as dificuldades para se encontrarem novas áreas para implantação de aterros sanitários, cada vez mais escassas e caras. O que conseqüentemente eleva os custos para a deposição dos resíduos urbanos em locais apropriados e afastados das aglomerações urbanas.

Diante dessa realidade, alguns municípios – atuando de forma preventiva e se utilizando de um momento histórico em que há um significativo aumento na consciência da população para com a necessidade de reduzir os danos ambientais causados pelos Resíduos Sólidos Urbanos (R.S.U.) – vêm elaborando sistemas de gerenciamento integrado de resíduos sólidos, onde a compostagem é uma importante atividade acessória para tratar e reduzir o volume da fração orgânica dos resíduos sólidos urbanos gerados.

Segundo D’Almeida e Vilhena (2000), quando bem gerenciadas as usinas de triagem e compostagem podem diminuir em cerca de 50%, ou mais, a quantidade de R.S.U. destinada aos aterros ou afins. Assim, é possível afirmar que a compostagem, quando precedida por sistemas de coleta seletiva e triagem bem gerenciados, é uma grande aliada dos gestores no gerenciamento de resíduos urbanos.

## Fases da compostagem

Em condições ideais, a compostagem se desenvolve em três fases distintas:

- a) Fase mesofílica – é a fase em que predominam temperaturas moderadas, até cerca de 40°C. Tem a duração média de dois a cinco dias;
- b) Fase termofílica – predominam as altas temperaturas e pode ter a duração de poucos dias a vários meses, de acordo com as características do material sendo compostado;
- c) Fase de resfriamento e maturação, com duração de semanas a meses. É nessa fase que ocorre a humificação da matéria orgânica decomposta (GOLUEKE, 1973).

Diferentes comunidades de microorganismos (bactérias, actinomicetes e fungos) predominam nessas fases. A decomposição inicial é conduzida por microorganismos mesofílicos, que utilizam os componentes solúveis e rapidamente degradáveis da matéria orgânica. O calor metabólico por eles produzido promove um rápido aumento na temperatura da leira de resíduos desenvolvem-se microrganismos que apresentam uma fermentação ácida e o pH torna-se mais baixo, o que é favorável à retenção de amônio.

Quando a temperatura excede os 40°C, os microorganismos mesofílicos tornam-se menos competitivos e são substituídos pelos termofílicos. Ultrapassada a barreira dos 65°C, a maioria dos microorganismos cessa suas atividades ou morre, causando o colapso do processo de decomposição (LOPEZ-REAL; FOSTER, 1985). Nessa fase, os ácidos são consumidos por outros agentes biológicos, elevando o pH. O processo de humificação leva à obtenção de um produto final com pH próximo à neutralidade, com valores entre 7,0 e 8,0. O objetivo do sistema de compostagem controlada é, portanto, manter a temperatura média, na leira, abaixo

desses valores, através da aeração forçada ou do revolvimento. O revolvimento é muito importante, pois permitirá o rearranjo e homogeneização da leira e facilitará o contato de porções não decompostas dos resíduos com microorganismos introduzindo oxigênio, acelerando o processo de compostagem (SANSFORD; MACLEOD, 1998) e também a morte dos patógenos expostos à luz ultravioleta dos raios solares.

Durante a fase termofílica, as altas temperaturas aceleram a quebra de proteínas, gorduras, ácidos graxos e carboidratos complexos (celulose e hemicelulose). Essa fase é, também, muito importante para a destruição de microorganismos patogênicos termosensíveis, larvas e sementes de ervas daninhas, que ocorre acima dos 55°C (SANSFORD; MACLEOD, 1998). Em sistemas ao ar livre, invertebrados presentes nas leiras de compostagem sobrevivem à fase termofílica migrando para a periferia da leira ou entrando em dormência. A legislação norte-americana estabelece que o composto deve ser mantido a um mínimo operacional de 40°C por cinco dias, com temperaturas acima de 55°C por pelo menos quatro horas nesse período (RICHARD *et al.*, 2002).

Na medida em que os estoques dos compostos altamente energéticos são exauridos, a temperatura da leira decresce gradualmente, dando origem ao surgimento de comunidades mesofílicas que irão atuar na fase final de cura ou maturação do composto. O revolvimento da leira geralmente resulta em novos picos de temperatura, enquanto houver nutrientes facilmente assimiláveis à disposição dos microorganismos. Embora a temperatura da leira na fase de cura esteja próxima à do ambiente, continuam a ocorrer reações químicas que transformarão o material resultante numa matéria orgânica mais estável e adequada ao uso na produção vegetal (ZUCCONI; BERTOLDI, 1986).

## Química da compostagem

### Relação C/N

Dos muitos elementos requeridos para que a decomposição microbiana se desenvolva plenamente, carbono e nitrogênio são os mais importantes (HAMMOUDA; ADAMS, 1989).

O carbono fornece ao mesmo tempo uma fonte energética para o metabolismo e o material básico para a construção de células microbianas, perfazendo cerca de 50% da sua massa total.

O nitrogênio é o elemento crucial na formação de proteínas, ácidos nucléicos, aminoácidos, enzimas e co-enzimas necessários para o crescimento e funcionamento celular.

A relação C/N é a relação entre o conteúdo de carbono e nitrogênio, em peso, presente em um dado material. A relação C/N de microorganismos é cerca de 10:1 e, em teoria, seria o melhor valor para seu metabolismo. O intervalo de valores para C/N entre 25:1 e 40:1 é definido como ótimo para o início do processo de compostagem. Valores mais elevados significam que não há nitrogênio suficiente para um ótimo crescimento das populações microbianas, e a velocidade de decomposição será reduzida. Por outro lado, baixos valores de C/N induzem perdas de nitrogênio na forma de amônia, em particular a altas temperaturas e condições de aeração forçada, causando odores indesejados (ZUCCONI; BERTOLDI, 1986; LOPEZ-REAL, 1994; HAUG, 1993).

Seguindo uma hierarquia básica, os compostos de carbono mais simples e com menor peso molecular, como açúcares solúveis e ácidos orgânicos, serão atacados na fase inicial de decomposição, gerando energia e sendo transformados em polímeros maiores e mais complexos. A seguir, nessa seqüência, estão as hemiceluloses, celulose e lignina. Lignina é extremamente resistente ao ataque de

microorganismos sendo, assim, o último material a ser degradado na compostagem (KIRK; FARRELL, 1987).

Na medida em que a compostagem avança, a relação C/N decresce gradualmente, chegando a 10-15:1 no produto final. Isso ocorre porque, cada vez que compostos orgânicos são consumidos pelos microorganismos, 2/3 do carbono é liberado na forma de dióxido de carbono. O terço remanescente é incorporado às células microbianas junto com o nitrogênio (HOWARTH *et al.*, 1995).

Embora a relação 30:1 seja uma meta a ser obtida na operação de unidades de compostagem, deve-se ter em mente que esse valor deve ser ajustado de acordo com a biodisponibilidade dos materiais em questão. Em geral, na literatura tem-se verificado que durante a decomposição os microorganismos absorvem carbono e nitrogênio da matéria orgânica sempre na relação 30:1; das 30 partes de carbono assimiladas, 20 partes (2/3) são eliminadas na atmosfera na forma de CO<sub>2</sub> e a terça parte é assimilada pelos microorganismos. No geral, a maior parte do nitrogênio em materiais a serem compostados está prontamente disponível. Já o carbono pode estar retido na forma de compostos altamente resistentes à degradação biológica. Jornais, por exemplo, são de degradação mais lenta do que outros tipos de papel, porque são feitos de fibras de celulose envolvidas em lignina.

Caules de plantas de milho e palha de cereais são de decomposição igualmente mais lenta, porque são compostos por uma forma resistente de celulose. Embora todos esses materiais possam ser decompostos, seu decaimento lento significa que nem todo o seu carbono está disponível para os microorganismos.

Dessa forma, o tamanho de partícula também deve ser considerado, pois a velocidade de decomposição é uma função diretamente relacionada com a superfície de exposição e a massa das partículas. Ainda que a mesma quantidade de carbono esteja

contida em massas idênticas de aparas de madeira e serragem, a maior superfície da serragem fará com que o carbono nela contido seja mais disponível aos microorganismos (LYNCH; WOOD, 1985).

Como regra geral, costuma-se dizer que materiais verdes e úmidos tendem a ser mais ricos em nitrogênio; por exemplo: aparas de grama, aparas de plantas, restos de frutas e verduras, esterco, etc. Materiais marrons ou lenhosos, como folhas secas, aparas de madeira, serragem, papel picado, polpa de papel e palhas, têm elevado conteúdo de carbono.

Quando uma unidade de compostagem trabalha com um único material (esterco de gado estabulado, por exemplo), o cálculo da relação C/N é relativamente fácil, com base na análise química desse material. Quando, ao contrário, trabalha-se com quantidades incertas e variáveis de resíduos combinados, o mais acertado é estimar a relação C/N e monitorar o desenvolvimento do processo, ajustando as quantidades de materiais com mais carbono ou mais nitrogênio para um melhor desempenho.

### **Uso de fertilizantes nitrogenados para balancear a relação C/N**

Materiais ricos em carbono podem demandar a adição de fontes extras de nitrogênio, reduzindo a relação C/N aos níveis ideais para que ocorra a compostagem. Nesses casos, a adição de fertilizantes de síntese (uréia, nitrato de cálcio, salitre do Chile, etc.) deve ser considerada cuidadosamente. O nitrogênio nesses fertilizantes é disponibilizado muito mais rapidamente do que o nitrogênio orgânico. Enquanto nos adubos orgânicos a taxa de mineralização do nitrogênio é processada numa velocidade comparável à da taxa de crescimento dos microorganismos na leira de compostagem, nos fertilizantes de síntese o nutriente está

numa forma prontamente utilizável, podendo resultar numa "sobra" de nitrogênio no sistema, com conseqüente produção de amônia. Essa excessiva disponibilidade de nitrogênio dificulta, inclusive, o cálculo da relação C/N no material a ser compostado (RICHARD *et al.*, 2002).

## **Efeito da lignina na biodegradabilidade**

As paredes celulares das plantas superiores são compostas de três constituintes básicos: celulose, hemicelulose e lignina. Das três, a lignina é particularmente de difícil biodegradação e reduz significativamente a biodisponibilidade do carbono presente no material a ser compostado.

A celulose é uma cadeia longa de moléculas de glicose unidas por ligações glicosídicas. Essa simplicidade de estrutura requer um número pequeno de enzimas para a sua degradação por microorganismos, a baixo custo energético.

Hemiceluloses são polímeros de xilose, arabinose, galactose, manose e glicose. Sua função na parede celular é aumentar a estabilidade e reforçar a estrutura. Em função de sua maior complexidade, hemiceluloses são de degradação mais lenta e difícil pelos microorganismos (LYNCH, 1992).

A lignina é um polímero complexo formado de unidades de fenilpropano, que se entrelaçam numa variedade de diferentes ligações químicas. Essa complexidade faz com que sua degradação por microorganismos seja bastante dificultada. Na pilha de compostagem, a degradação inicial da lignina será feita basicamente por fungos e actinomicetes, em menor escala. Como a lignina é o mais recalcitrante componente da parede celular vegetal, quanto maior a proporção de lignina menor será a biodisponibilidade do substrato (ZUCCONI; BERTOLDI, 1986).

## Oxigênio

Por ser a compostagem um processo aeróbio por definição, a aeração é um fator essencial para seu sucesso. Microrganismos oxidam carbono para obter energia. Sem um suprimento suficiente de oxigênio, o processo se torna anaeróbico, retarda a degradação da matéria orgânica e produz odores desagradáveis (p. ex.: gás sulfídrico).

A atmosfera é composta por 21% de oxigênio, porém microorganismos aeróbicos sobrevivem a concentrações de até 5% de oxigênio. Em geral, concentrações acima de 10% são consideradas ótimas para a manutenção da compostagem em condições de aerobiose (RICHARD *et al.*, 2002).

Na medida em que a atividade microbiana progride, ocorre o decréscimo da concentração de  $O_2$  e o aumento na concentração de  $CO_2$ . Se a concentração média de  $O_2$  cai abaixo de 5%, desenvolvem-se condições anaeróbicas no interior da leira. Se a atividade anaeróbica for mantida a um mínimo, a leira de compostagem age como um biofiltro, capturando e degradando compostos odoríferos produzidos como subprodutos da decomposição anaeróbica (PEREIRA NETO, 1996a).

A eficiência da aeração é função do substrato e do sistema de compostagem. Substratos com granulação muito fina, ou com umidade muito elevada irão dificultar a difusão de oxigênio no interior da leira, favorecendo o surgimento de condições anaeróbicas. Com diferentes variações, existem dois tipos principais de sistemas de aeração na compostagem: revolvimento mecânico e aeração forçada (PEREIRA NETO, 1996b). No revolvimento mecânico, a aeração é feita através da movimentação da leira com o uso de instrumentos e equipamentos que podem ser de baixa tecnologia e emprego elevado de mão-de-obra (pás e garfos), trator com pá-carregadeira, revolvedores com pás “*compost turners*” e acionados por tomada



de força ou com propulsão própria, tambores rotativos, entre outros. Misturar e revolver a leira melhora a aeração, pois afofa o material e aumenta a sua porosidade.

Na aeração forçada, o ar é injetado através de sistemas de ventiladores/aeradores e tubos instalados sob as leiras ou no interior das leiras.

### **Balanco de nutrientes**

O fósforo, o potássio, o cálcio, o magnésio e os microelementos (ferro, boro, cobre, cobalto, etc.) são essenciais para o metabolismo microbiano. Normalmente esses nutrientes não são limitantes, uma vez que estão presentes em quantidades suficientes nos resíduos a serem compostados (LYNCH, 1992).

### **pH**

A faixa de pH entre 5,5 e 8,5 é considerada ótima para os microorganismos responsáveis pela compostagem. Na medida em que bactérias, actinomicetes e fungos digerem a matéria orgânica, eles liberam ácidos orgânicos. Assim, na fase inicial da compostagem, a concentração desses ácidos se eleva e ocorre um decréscimo no pH do material. Com o abaixamento do pH, estabelecem-se condições ideais para o desenvolvimento de fungos responsáveis pela digestão de lignina e celulose. Geralmente, esses ácidos orgânicos são decompostos durante o processo de compostagem, resultando num produto final com pH próximo da neutralidade (GOLUEKE, 1973).

Situações anaeróbicas podem favorecer o acúmulo de ácidos orgânicos, com uma conseqüente queda no pH, limitando a atividade microbiana. Nesses casos, a simples aeração da leira é suficiente para o retorno do pH a níveis aceitáveis.

## Fatores físicos afetando o processo

A compostagem é a decomposição da matéria orgânica que ocorre por ação de agentes biológicos microbianos, e, portanto, é afetada pelas condições físicas (tamanho das partículas, forma e dimensões da leira, compactação das camadas) e químicas adequadas para a formação de um produto final de boa qualidade.

### Umidade

A umidade considerada ideal para a compostagem varia de 50% a 60%. A decomposição microbiana ocorre mais rapidamente na fina película líquida presente na superfície das partículas orgânicas.

Enquanto níveis muito baixos de umidade (abaixo de 30%) inibem a atividade bacteriana, um meio muito úmido (acima de 65%) resulta em decomposição lenta, condições de anaerobiose e lixiviação de nutrientes (RICHARD *et al.*, 2002).

A difusão de oxigênio é muito menor em meio líquido do que no ar. Portanto, o excesso de umidade reduz a penetração de oxigênio na leira de compostagem. Essa redução ocorre de duas maneiras: a) a matéria orgânica decomposta é hidrófila e as moléculas de água aderem fortemente à superfície de suas partículas. Assim, a espessura do filme aquoso envolvendo cada partícula de matéria orgânica aumenta na proporção direta em que aumenta a umidade; b) a umidade preenche inicialmente os poros menores, criando zonas cheias de água entre as partículas, diminuindo a difusão de oxigênio e resultando em grumos anaeróbicos (ECO-CHEM, 2004). Se na leira predominar um processo anaeróbio, observa-se a formação de chorume, líquido negro e de odor desagradável, que escorre do material em decomposição nas leiras. Na prática, tal fato é comum na época das chuvas, devido ao excesso de umidade e também ao encharcamento e à compactação

dos resíduos comprimidos na base das leiras. No final, a umidade do composto para uso agrícola deve ser, no máximo, de 40%.

### **Tamanho de partículas**

A atividade microbiana ocorre geralmente na superfície das partículas orgânicas. Dessa maneira, quanto menor o tamanho das partículas, maior será a superfície ativa do material sujeita à atividade microbiana, e, portanto, maior a taxa de decomposição. Por outro lado, partículas muito pequenas tendem à compactação, inibindo a circulação de ar na leira, diminuindo a disponibilidade de oxigênio para os microorganismos e, conseqüentemente, diminuindo a atividade microbiana. Segundo Kiehl (1985), as dimensões ideais para as partículas do material a ser compostado devem estar compreendidas entre 1 e 5 centímetros. O tamanho das partículas afeta, também, a disponibilidade de carbono e nitrogênio: aparas de madeira, por exemplo, constituem um material volumoso que ajuda a manter a aeração na leira, mas fornecem menos carbono disponível por massa de material do que raspas de madeira e serragem, ambas de granulação mais fina (RICHARD *et al.*, 2002).

### **Tamanho e forma da leira**

Uma leira de compostagem deve ter um tamanho suficiente para impedir a rápida dissipação de calor e umidade, e ser pequena o suficiente para permitir uma boa circulação de ar. Frequentemente, admite-se que o volume mínimo necessário para promover a manutenção das condições para que a compostagem ocorra é de 1m<sup>3</sup> (GOLUEKE, 1973). A forma da leira é importante para a manutenção do isolamento térmico e da umidade necessários ao desenvolvimento do processo, podendo assumir seções triangulares ou trapezoidais. A largura é obtida a partir da altura da leira, variando

de 1,5 a 1,8 metros. Pereira Neto (1996a, 1996b) relata uma série de resultados interessantes quanto a esses aspectos de facilidades para compostagem a baixo custo.

## Classificação e escala da compostagem

De acordo com Kiehl (1985), o processo de compostagem pode ser classificado em quatro tipos:

1. Quanto à biologia, a fermentação pode ocorrer na presença de oxigênio (aeróbia), na sua ausência (anaeróbia) ou em ambiente misto. A verdadeira compostagem deve ocorrer predominantemente em condições aeróbicas. O método chinês utiliza-se da compostagem aeróbia, mas após a redução do  $O_2$  presente se desenvolve o processo anaeróbico;
2. Quanto à temperatura na digestão da matéria orgânica, os processos se dividem em: **criofílico**, onde a temperatura é inferior à ambiente; **mesofílico**, que varia de 40°C a 55°C (PHILLIPSON, 1966); e processo **termofílico**, no qual a temperatura atinge valores próximos a 70°C (RODRIGUES, 1996);
3. Quanto ao ambiente, sistema aberto refere-se ao local onde ocorre a compostagem no processo de maturação em pátios ao céu aberto, e sistema **fechado** ocorre no interior de equipamentos próprios;
4. Quanto ao tipo de processamento, aludindo ao revolvimento da massa em fermentação, que pode ser **estático ou natural** – em que ocorre o movimento da leira esporadicamente – ou pode ser **dinâmico ou acelerado** – em que a massa é revolvida continuamente, favorecendo a aeração, a atividade e o controle microbiológico.

A compostagem de resíduos sólidos orgânicos é um método que se adapta tanto à escala de uma única residência quanto ao

tratamento dos resíduos de grandes cidades, como Londres, Amsterdã e Seattle; ou que se adapta a mega 'resorts' turísticos como o Disney World (KENT *et al.*, 2002). Dessa maneira, a tecnologia empregada pode ser classificada de forma prática, variando na mesma proporção do volume e do material a ser compostado – desde caixas de madeira ou barris, onde se depositam e se deixam à degradação microbiana aparas de plantas e restos de frutas e vegetais consumidos por uma única família; instalações rústicas, operadas por equipamento básico da maioria das propriedades agrícolas, que compostam resíduos agrícolas e esterco animais; a sofisticadas instalações localizadas em galpões fechados, destinados a processar lodo de esgoto, restos de abatedouros e animais mortos e resíduos sólidos urbanos, entre outros.

Didaticamente, classificam-se as unidades de compostagem em:

1. Compostagem doméstica – Conduzida pelos ocupantes de uma única habitação em seu quintal. O composto produzido é exclusivamente para uso doméstico em hortas e jardins;
2. Compostagem de base comunitária – Realizada por grupos de voluntários, objetivando a utilização do composto em hortas comunitárias ou esquemas de horticultura urbana;
3. Compostagem *in situ* – Operada por organizações, tais como hotéis, quartéis, prisões, escolas, que utilizam o composto onde ele é produzido;
4. Compostagem agrícola – Realizada por produtores rurais, que processam geralmente resíduos vegetais e esterco animais e aplicam o composto na produção agrícola;
5. Compostagem comercial – Conduzida por organizações comerciais e administrações públicas. Resíduos urbanos, industriais e restos vegetais são conduzidos às instalações, compostados e distribuídos ou vendidos no mercado (THE COMPOSTING ASSOCIATION, 2004).

## Manejo da compostagem no sistema integrado de resíduos sólidos

Segundo Golueke e Diaz (1996), a compostagem de resíduos orgânicos deve ser encarada como uma atividade acessória de um programa de gestão de resíduos sólidos urbanos – também chamado manejo integrado de resíduos sólidos – que envolva outras técnicas hierarquicamente aplicadas, com o objetivo de diminuir a deposição de resíduos em aterros sanitários, aterros controlados ou simples lixões. São elas:

1. Redução na fonte: basicamente, a adoção de práticas de consumo que visem diminuir a quantidade de embalagens e produtos que seriam normalmente destinados à cadeia de resíduos sólidos urbanos. Ex: consumo sustentável;
2. Reutilização: o resíduo mantém suas características e pode ou não ter a mesma função. Ex: vidros de compotas utilizados para guardar parafusos ou botões;
3. Reciclagem, com compostagem: é a colocação dos resíduos novamente na cadeia produtiva, dando-lhes o mesmo uso ou novos usos e aumentando seu ciclo de vida. Ex: reciclagem de alumínio, vidro e metais, e compostagem de resíduos orgânicos;
4. Combustão com produção de energia: queima de resíduos em equipamentos que permitam a produção de energia elétrica. Ex: usinas termoelétricas que utilizam resíduos como combustível;
5. Aterro: destino dos resíduos que não puderam ser incluídos nas etapas anteriores, ou que após terem passado por elas vejam esgotado seu ciclo de vida (DEELSTRA, 1989; DICKSON *et al.*, 1991).

A compostagem apresenta-se como uma opção viável e atrativa de abatimento e tratamento da fração orgânica dos resíduos sólidos em geral e deve ser levada em consideração em programas de gestão e manejo integrado. O ideal, nesses casos, é que a compostagem seja precedida

pela coleta seletiva, com o objetivo de evitar-se ao máximo a presença de contaminantes (material não orgânico) no composto (EMERSON, 2004).

## Resíduos orgânicos como matéria prima para a compostagem

Sendo um processo aeróbico por natureza, a compostagem destina-se preferencialmente ao processamento de resíduos sólidos orgânicos. Resíduos líquidos podem ser incorporados no sistema como líquido irrigante, ou absorvidos em algum material volumoso, como palha de cereais, fibra de coco, restos vegetais desidratados, folhas secas, entre outros. De maneira geral, praticamente tudo aquilo o que é orgânico pode ser compostado, como se nota pela ampla variação de composição de algumas matérias-primas (Tabela 1). É apresentada abaixo uma lista de possíveis matérias-primas para a compostagem.

**Tabela 1.** Composição química de algumas matérias-primas compostáveis.

Matéria-prima	Componentes					
	C	N	P-P <sub>2</sub> O <sub>5</sub>	K-K <sub>2</sub> O	Ca-CaO	Mg-MgO
	g/kg (base seca)					
Lixo urbano <sup>1</sup>	299 - 490	10,9 - 22,1	1,8 - 2,6	5 - 10	12 - 38	4,0 - 5,2
Lodo de esgoto <sup>2,3,4</sup>	320 - 400	32	19 - 27	5 - 8,5	8 - 15	19
Esterco bovino <sup>3,4</sup>	285 - 490	6 - 28	1,5 - 8,5	4,5 - 10	3 - 11	3,4 - 4,5
Torta de filtro <sup>4,6</sup>	310 - 390	8 - 15	13 - 26	28 - 40	21 - 50	2,4 - 8,9
Torta de mamona <sup>3,4</sup>	480 - 520	40 - 60	15 - 20	10 - 20	5 - 8	7 - 10
Esterco de porco <sup>3,4</sup>	60 - 100	2 - 5	3,5 - 4,2	4,0 - 4,5	30 - 45	5 - 8
Palhas de cereais <sup>3,4</sup>	42 - 460	4 - 8	2,0 - 3,5	5 - 11	-	-
Palhas de leguminosas <sup>4</sup>	420 - 460	12 - 36	3 - 4	6 - 18	-	-
Torta de algodão <sup>4</sup>	51,3	25 - 65	8 - 26	15 - 20	-	-
Torta de amendoim <sup>4</sup>	52,2	60 - 80	15 - 20	10 - 15	-	-
Torta de babaçu <sup>4,5</sup>	500 - 540	30 - 42	17	10	-	-
Ossos, cascos e chifres <sup>4,5</sup>	35 - 38	120 - 150	10 - 25	-	78 - 110	12 - 25
Vinhaça <sup>3</sup>	140 - 265	2,6 - 5,8	1,4 - 3,2	17 - 55	1,3 - 20	2 - 12
Resíduos de cervejarias <sup>5</sup>	500 - 528	44	5,7	1,0	-	-

**Fontes:** <sup>1</sup> IPT (1995) e outros autores; <sup>2</sup> Lima (2004); <sup>3</sup> Ray *et. al.* (1997); <sup>4</sup> Malavolta (1976); <sup>5</sup> Kiehl (1985); <sup>6</sup> Orlando F<sup>o</sup> (1983).

Listagem de matérias-primas para a compostagem (adaptado de University of Georgia, 2004):

- Estercos e cama de animais.
- Embalagens biodegradáveis.
- Restos de alimentos.
- Resíduos de cervejarias e destilarias de álcool.
- Ossos, cascos e chifres.
- Resíduos de café e chá.
- Resíduos de construção (papelão, madeira não tratada, painéis).
- Resíduos de algodão, juta, linho, curauá, seda e lã.
- Tortas de algodão e oleaginosas.
- Resíduos de curtume e raspas de couro.
- Resíduos da indústria farmacêutica.
- Plantas, flores, arbustos, árvores, galhos e cascas.
- Resíduos de vinícolas.
- Restos de cultura. Palhas.
- Resíduos de peixes e pescados.
- Resíduos florestais.
- Biossólidos (lodo de esgoto).
- Restos de mobiliário.
- Cabelos e penas.
- Resíduos de centros distribuidores de frutas e verduras frescos.
- Folhas, aparas de grama, restos de jardinagem, poda de plantas e árvores.
- Resíduos de abatedouros e frigoríficos. Animais mortos.
- Polpa de papel. Papel e derivados.
- Plantas aquáticas.



- Madeira, raspas de madeira, fibras lenhosas, serragem e cinzas.
- Resíduos do processamento de tabaco.

## **Limitações da compostagem como estratégia de gestão de resíduos**

Apesar da flexibilidade da compostagem no tratamento de diversos tipos de resíduos sólidos orgânicos e da adaptabilidade a diferentes níveis tecnológicos e escalas operacionais, o processo apresenta algumas sérias limitações, mais relacionadas com questões socioculturais do que com o método em si. Lopez-Real (1994) aponta com muita propriedade que as razões para o insucesso da comercialização do composto não se ancoram nas limitações do processo de compostagem, nem na falta de conhecimento científico sobre as bases do processo ou na natureza do mercado; mas na falta de compreensão de que a qualidade do composto – e seu conseqüente apelo mercadológico – é absolutamente dependente da qualidade da matéria-prima básica, ou seja, do resíduo utilizado, seja ele de origem agrícola, urbana ou industrial. A qualidade dos resíduos agrícolas é, quase sempre, mais do que aceitável para a produção de composto; o problema concentra-se naqueles de origem urbana e industrial, geralmente contaminados por produtos químicos ou materiais grosseiros (EMERSON, 2004).

### **Contaminação por resíduos não orgânicos**

Mesmo em localidades atendidas por programas de coleta seletiva, a contaminação por resíduos não orgânicos apresenta um sério fator de depreciação da qualidade do produto final da compostagem, o composto, conseqüentemente reduzindo seu potencial de comercialização.

Dentre esses contaminantes, o mais abundante é o saco plástico de polietileno de baixa densidade, embalagem mais popularmente utilizada para embalar compras na maioria dos negócios de varejo. Utilizados inclusive para acondicionar resíduos orgânicos destinados à compostagem, os sacos de polietileno constituem um verdadeiro pesadelo para os operadores de unidades de processamento (PETERS, 1998), constituindo-se também como fontes de metais pesados para contaminação dos compostos produzidos. Outros componentes problemáticos presentes nos resíduos sólidos urbanos são as pilhas, baterias alcalinas, baterias de automóveis e outras. Durante o processo de coleta, transporte e processamento dos resíduos, essas baterias acabam por deixar vaziar seus conteúdos, liberando compostos de metais pesados altamente tóxicos para seres humanos, animais e plantas, e que se concentram ao longo da cadeia alimentar – níquel-metal-hidreto, íons de lítio, lítio e zinco, chumbo, cádmio, níquel-cádmio, zinco-manganês, mercúrio e seus compostos (LQES/Unicamp, 2004). Estima-se que em São Paulo são anualmente descartadas no meio ambiente 152 milhões de pilhas comuns, 40 milhões de pilhas alcalinas e cerca de 12 milhões de baterias de celular (DEQ-UEM, 2004). Epstein *et al.* (1992) afirmam não haver evidências de que o composto de resíduos urbanos, ainda que contaminado com metais pesados, signifique um risco à saúde humana ou ao ambiente. Isso se deve à sua baixa mobilidade e biodisponibilidade em condições normais a absorção de metais pelas plantas será possível em situações extremas de alta umidade

e solos extremamente ácidos (CHANEY; RIAN, 1993; EPSTEIN *et al.*, 1992; WOODBURY, 1992).

Além desses contaminantes principais, seguem na cadeia da compostagem diversos materiais que contribuem para a depreciação do composto: vidro, embalagens plásticas em geral, pedaços de metal, preservativos, borracha, etc.

Existem, também, os contaminantes invisíveis, tais como agrotóxicos e xenobióticos de diversas origens. Embora a concentração da maioria dos agroquímicos de uso permitido seja drasticamente reduzida durante a compostagem (WILSON *et al.*, 2003; COLE *et al.*, 1995), a permanência de traços desses compostos é suficiente para repelir grande parte dos consumidores potenciais de composto: agricultores e horticultores orgânicos, produtores domésticos e adeptos da jardinagem. A atitude mais prudente, portanto, é a adoção de um programa de monitoramento constante da qualidade dos resíduos que entram e do composto que sai do sistema de compostagem, garantindo a qualidade do produto e a saúde dos consumidores e do ambiente (RODRIGUES, 1996).

## **Alguns sistemas de compostagem brasileiros**

No Brasil encontram-se usinas de triagem e compostagem cujas instalações possuem cinco setores básicos: recepção e expedição, usina de triagem, pátio de compostagem, beneficiamento e armazenamento de composto e aterro de rejeitos (IPT, 1985).

**Tabela 2.** Algumas usinas de triagem e compostagem instaladas no Brasil.

Local	Sistema	Capacidade (ton/dia)	Situação atual
São Paulo	Beccari	-	Desativada
Niterói	Beccari	-	Operando
Recife	Beccari	-	Operando
Maceió	Beccari	-	Operando
Brasília	Dano	400	Operando
Vila Leopoldina (SP)	Dano	800	Desativada
São Matheus (SP)	Dano	200	Parada
Santo André	Dano	150	Desativada
S.J. dos Campos	Dano	160	Operando
Belém	Dano	150	Desativada
Belo Horizonte	Dano	150	Operando
São Sebastião	Faber	-	Operando
Manaus	FairField -Hardy	200	Parada
Araçatuba	Sanurbe	-	Desativada
Bauru	Sanurbe	-	Desativada
Presidente Prudente	Sanurbe	-	Desativada
Adamantina	Gavazzi	20	Operando
Garça	Gavazzi	25	Operando
São José do Rio Preto	Gavazzi	380	Operando
Assis	Iguaçumec	70	Operando
Bocaina	Stollmeier	7	Operando
Oswaldo Cruz	Stollmeier	25	Operando
Presidente Bernardes	Stollmeier	6	Operando
Martinópolis	Maqbrit	15	Operando

Fonte: Atualizada a partir de Lima (2004) e Barreira (2005).

Em geral, os processos de compostagem são enquadrados em dois grandes métodos (IPT, 1995; KIEHL, 1985):

1. Método natural – a fração orgânica do lixo é levada para um pátio a céu aberto e descartada em pilhas de formato variável, que é a técnica mais utilizada nas pequenas cidades, como também o processo Windrow modificado. A aeração necessária para o desenvolvimento do processo de decomposição é feita por

revolvimentos periódicos, com auxílio de equipamentos existentes no local. Após um período de três a quatro meses, o composto é peneirado e armazenado em leiras protegidas das chuvas. Os exemplos mais conhecidos seriam a usina de Irajá – RJ (processo Gondard) e de São José do Rio Preto – SP (Galvazi), entre outros.

2. Método acelerado – a aeração é forçada por tubulações perfuradas, sobre as quais se colocam as pilhas, ou em reatores rotatórios, dentro dos quais são colocados os resíduos, que avançam em sentido contrário ao da corrente de ar. Posteriormente são descartados em pilhas, como no método natural. O tempo de residência no reator é de cerca de três ou quatro dias, a exemplo do processo Dano, com um tempo total de compostagem reduzido para dois ou três meses.

O método acelerado foi também implantado em leiras estáticas aeradas. Nele, toda a fase de biodegradação é feita por uma aeração forçada de ar, por compressores. Foi financiado e implantado em várias cidades do interior do Estado de Minas Gerais; trata-se de um desenvolvimento tecnológico da LESA, da Universidade Federal de Viçosa. Todavia, requer um maior cuidado técnico na montagem das leiras, na mistura de resíduos e no controle de aeração promovido pelos tubos perfurados que insuflam ar, a partir da base da leira.

## **Novas fronteiras para a compostagem**

Conforme discutido anteriormente por Golueke e Diaz (1996), as últimas décadas trouxeram à luz condições que afetam favoravelmente a inclusão da compostagem nas estratégias globais de gestão de resíduos, a saber: a) a diminuição significativa da relação de custos entre compostagem e outros métodos tradicionais de deposição de resíduos orgânicos; b) a adoção por diversos países da separação compulsória dos resíduos na sua origem; c) o estabelecimento de

cotas periódicas de redução da quantidade de resíduos que podem ser destinados a aterros sanitários. Por exemplo: a Comunidade Européia estabeleceu que até o final desta década todos os seus membros deverão reduzir em 25% o total de resíduos direcionados a aterros; d) a importância que as frações dos resíduos de alimentos e resíduos verdes (oriundos de jardinagem e paisagismo) assumem, no total dos resíduos, e para as quais a compostagem se apresenta como a melhor opção de tratamento.

Uma nova e promissora fronteira de pesquisa e desenvolvimento em processos e técnicas de compostagem é a bioremediação, que é o uso de processos microbiológicos para degradar, através da compostagem, contaminantes orgânicos perigosos, ou abater contaminantes inorgânicos em níveis ambientalmente seguros em solos, água, lodos e resíduos. Nesse processo, os microorganismos digerem, metabolizam e transformam os contaminantes em húmus, dióxido de carbono, água e sais. A bioremediação já provou ser eficaz no tratamento de diversos tipos de resíduos contaminantes, tais como: hidrocarbonetos clorados e não-clorados, solventes, metais pesados, pesticidas, fenóis e compostos creosotados utilizados na preservação e tratamento de madeira, explosivos e derivados de petróleo (WOLFE; BJORNSTAD, 2003; BARKAY; SCHAEFER, 2001; BANG *et al.*, 2000; COATES; ANDERSON, 2000; MACNAUGHTON *et al.*, 1999; ALMEIDA *et al.*, 1998; LESAGE *et al.*, 1998; CHAPELLE, 1995; CROFT *et al.*, 1995; CROCETTI *et al.*, 1992; RICCIARDELLI; SHEEHAN, 1991).

Devemos ter em mente, todavia, que, mesmo sendo uma grande promessa para o tratamento de ambientes contaminados, a bioremediação ainda tem um longo caminho a percorrer. Existem, ainda, muitas dúvidas a respeito das interações entre microorganismos e diferentes resíduos em diferentes ambientes. Na medida em que a ciência for encontrando respostas para essas questões, a eficiência

e a aplicabilidade da bioremediação se tornarão mais confiáveis (CHAPELLE, 1995).

## Considerações finais

Por séculos a humanidade tem-se utilizado com bastante sucesso de resíduos de animais e plantas compostados para incrementar a fertilidade do solo e produzir colheitas mais férteis e saudáveis. Reconhecidamente, o composto possui propriedades que extrapolam a simples transferência de nutrientes ao solo, atingindo: aumento da capacidade de infiltração e retenção de água, aumento da porosidade, aumento da aeração, diminuição da densidade aparente, aumento da capacidade de troca catiônica, aumento do pH e do poder tampão do solo, aumento da microflora e microfauna do solo, liberação de substâncias promotoras do crescimento vegetal, entre outros (BLUM, 1992; PARR; HORNICK, 1992; PARR; PAPENDICK, 1982).

O processo de compostagem é conhecido pela ciência e sua aplicação prática não apresenta limitações de ordem tecnológica na maioria dos casos (BIOCYCLE, 2004). As limitações estão, portanto, na matéria-prima. Resíduos de origem agrícola e industrial geralmente são isentos de contaminação grosseira e resultam em compostos de boa qualidade (RODRIGUES *et al.*, 1996; MORRIS, 2002; SILVA *et al.*, 2002). É para os resíduos sólidos urbanos, portanto, que devem ser direcionados todos os esforços, com o objetivo de conduzirmos às unidades de compostagem uma matéria-prima selecionada, preferencialmente, em nível doméstico, e isenta de contaminantes. A pesquisa realizada recentemente por Barreira (2005), nas usinas de compostagem do estado de São Paulo, demonstra a baixa qualidade dos compostos em termos de nutrientes e de metais pesados, e a influência da falta de coleta seletiva quanto à quantidade de inertes no produto final, diminuindo seu valor no mercado e embutindo um risco de impacto

ambiental desnecessariamente, nas áreas rurais (SILVA *et al.*, 2002).

Na ponta operacional da equação da compostagem são necessárias novas abordagens, além do tradicional sistema de coleta e tratamento centralizados. Experiências como a compostagem de base comunitária (MUSICK, 2004; GORDEN, 2004; BERTOLINO; LARDENOIS, 1998), compostagem realizada pelo gerador ou consórcio de geradores de resíduos (SWANSON, 2004; SENTHIL; DAS, 2004; DAVIS, 2003; IÑIGUEZ; VACA; ROWELL, 2003; SHERMAN, 2003; GOLDSTEIN, 2003; GOLDSTEIN, 2002; SATKOFSKY, 2002), compostagem associada ao consumidor final (FAUCETTE; EDIGER, 2003; DEMARS; LONG; IVES, 2004) e compostagem institucional (GOLDSTEIN, 2003; BIOCYCLE, 2003; MADOLE *et al.*, 2002) apontam uma rota alternativa e viável para a compostagem. De qualquer maneira, pelas características de material volumoso e úmido do composto, três regras de ouro devem ser seguidas na implantação de instalações para a compostagem: elas devem estar sempre próximas da fonte do resíduo, o mais próximas possível do mercado consumidor e sempre ter uma administração voltada à qualidade do produto final.

## Referências

ALMEIDA, J.S.; LEUNG, K.; MACNAUGHTON, S.J.; FLEMMING, C.; WIMPEE, M.H.; DAVIS, G.; WHITE, D.C. Mapping changes in soil microbial community composition signaling for bioremediation. **Bioremediation Journal**, v.1, p.255-264, 1998.

BANG, S.W.; CLARK, D.S.; KEASLING, J.D. Cadmium, lead, and zinc removal by expression of the thiosulfate reductase gene from *Salmonella typhimurium* in *Escherichia coli*. **Biotechnology Letters**, v.22, p.1331-1335, 2000.

BARKAY, T.; SCHAEFER, J. Metal and radionuclide bioremediation: issues, considerations and potentials. **Current Opinion In Microbiology**, v.4, p.318-323, 2001.

BARREIRA, L.P. **Avaliação das usinas de compostagem do Estado de**



**São Paulo em função da qualidade dos compostos e processos de produção.**

2005. 285p. Tese (Doutorado) - Faculdade de Saúde Pública/USP, São Paulo.

BERTOLDI, M. de; VALLINI, G.; PERA, A. *The biology of composting: a review.*

**Wastes Management & Research**, v.1, p.153-176, 1983.

BERTOLINO, R.; LARDENOIS, I. *Grass roots composting in urban centers.* **BioCycle**, v.39, p.67-69, 1998.

BIDONE, F.R.; POVINELLI, J. **Conceitos básicos de resíduos sólidos.**

São Carlos: EESC/USP, 1999. 109p.

BIOCYCLE. *Cattle mortality composting at prison farms.* **BioCycle**, v. 43, p.32, 2003.

BIOCYCLE. *Growing the composting and organics recycling industry.*

**BioCycle**, v. 45, n.4, p.54, 2004.

BLUM, B. *Composting and the roots of the sustainable agriculture.* **Agricultural**

**History**, v.66, n.2, p.171-188, 1992.

CHANEY, R.L.; RYAN, J.A. *Heavy metals and toxic organic pollutants in MSW composts: research results on phytoavailability, bioavailability, fate, etc.* In: HOITINK, H.A.J.; KEENER, H.M. (Ed.). **Science and engineering of composting: Design, environmental, microbiological and utilization aspects.** Wooster: The Ohio State University, 1993. p.150-178.

CHAPELLE, F.H. **Bioremediation: Nature's way to a cleaner environment.**

Washington: U.S. Department of the Interior, U.S. Geological Survey, 1995. (Fact Sheet FS-054).

COATES, J.D.; ANDERSON, R.T. *Emerging techniques for anaerobic bioremediation of contaminated environments.* **Trends in Biotechnology**, v.18, p. 408-412, 2000.

COLE, M.A.; LIU, X.; ZHANG, I. *Effect of compost addition on pesticide degradation in planted soils.* In: HINCHEE, R.E.; ANDERSON, D.B.; HOEPEL, R.E. (Ed.). **Bioremediation of recalcitrant organics.** Columbus: Battelle Press, 1995.

CROCETTI, C.A.; HEAD, C.L.; RICCIARDELLI, A.J. *Aeration enhanced bioremediation of oil contaminated soils: a laboratory treatability study.* In: **PETROLEUM HYDROCARBONS AND ORGANIC CHEMICALS IN GROUND WATER PREVENTION, DETECTION AND REMEDIATION CONFERENCE, 1, 1992, San Diego. Proceedings...** San Diego: National Water Well Association and American Petroleum Institute, 1992.

CROFT, B.C.; SWANNELL, R.P.J.; GRANT, A.L.; LEE, K. *The effect of*

bioremediation agents on oil biodegradation in medium-fine sand. In: HINCHEE, R.E. (Ed.). **Applied bioremediation of petroleum hydrocarbons**. San Diego: Battelle Press, 1995.

D'ALMEIDA, M.L.O.; VILHENA, A. **Lixo municipal: manual de gerenciamento integrado**. 2ª ed. São Paulo: IPT; CEMPRE, 2000.

DAVIS, R. *If you like Jell-O™, you'll love compost*. **BioCycle**, v. 44, nº9, p. 24, 2003.

DEELSTRA, T. *Can cities survive: solid waste management in urban environments*. **AT Source**, v.18, n.2, p.21-27, 1989.

DEMARS, K.R.; LONG, R.P.; IVES, J.R. *Erosion control using wood waste materials*. **Compost Science & Utilization**, v.12, n.1, p. 35- 47, 2004.

DEPARTAMENTO DE ENGENHARIA QUÍMICA – DEQ/UEM. Disponível em: <<http://www.deq.uem.br/JornalDEQ/Pilhas.htm>>. Acesso em: 30 jun. 2004.

DIAZ, L.F.; SAVAGE, G.M.; EGGERTH, L.L.; GOLUEKE, C.G. **Composting and recycling – Municipal solid waste**. Boca Raton: CalRecovery/Lewis Publishers, 1993. 320p.

DICKSON, N.; RICHARD, T.; KOZLOWSKI, R. **Composting to reduce the waste stream: A guide to small scale food and yard waste composting**. Ithaca: Northeast Regional Agricultural Engineering Service, Cornell University, 1991.

ECOHEM. **Composting process**. Disponível em: <[http://www.ecochem.com/t\\_compost\\_faq2.html](http://www.ecochem.com/t_compost_faq2.html)>. Acesso em: 02 jul. 2004.

EMERSON, D. *Single stream vs. source separated recycling*. **BioCycle**, v. 5, n. 3, p. 22, 2004.

EPSTEIN, E.; CHANEY, R.L.; HENRY, C.; LOGAN, T.J. *Trace elements in municipal solid waste compost*. **Biomass and Bioenergy**, v.3, n.3-4, p.227-238, 1992.

FAUCETTE, B.; EDIGER, L. *Composting boosts tourism and coffee production*. **BioCycle**, v. 44, nº12, p.59, 2003.

GOLDSTEIN, J. *Supermarket chain sets up full-cycle composting*. **BioCycle**, v.43, p.28, 2003.

GOLDSTEIN, N. *Comparing composting technologies at correctional facilities*. **BioCycle**, v. 44, nº3, p. 28-31, 2003.

GOLDSTEIN, N. *Factors converge to advance grocery store composting*. **BioCycle**, v. 43, nº11, p.22-24, 2002.

GOLDSTEIN, N. *Rapid city closes the loop on MSW management*. **BioCycle**, v. 44, nº11, p. 34, 2003.

GOLUEKE, C.G. **Composting**: A study of the process and its principles. [S.l.]: Rodale Press, 1973. 190p.

GOLUEKE, C.G.; DIAZ, L.F. Historical review of composting and its role in municipal waste management. In: BERTOLDI, M. de; SEQUI, P.; LEMMES, B.; PAPI, T. (Ed.). **The Science of Composting** – European Commission International Symposium Proceedings. London: Blackie Academic & Professional, 1996. p.3-14.

GORDEN, M. Integrating projects in an old whaling town. **BioCycle**, v.45, nº3, p. 57-60, 2004.

GRAY, K.R.; SHERMAN, K.; BIDDLESTONE, A.J. Review of composting, Part II – The practical process. **Process Biochemistry**, v.10, nº10, p.1-7, 1971.

HAMMOUDA, G.H.H.; ADAMS, W.A. The decomposition, humification and fate of nitrogen during the composting of some plant residues. In: BERTOLDI, M. de; FERRANTI, M. P.; L'HERMITE, P.; ZUCCONI, F. (Ed.). **Compost**: production, quality and use. London: Elsevier Applied Science, 1989. p.245-253.

HAUG, R.T **Practical handbook of compost engineering**. Boca Raton: Lewis Publishers, 1993. 717p.

HOWARD, A. **In agricultural testament**. London: Oxford University Press; 1940. 240p.

HOWARTH, W.R.; ELLIOTT, L.F.; CHURCHILL, D.B. Mechanisms regulating composting of high carbon to nitrogen ratio grass straw. **Compost Science and Utilization**, v.3, nº3, p. 22-30, 1995.

HUTCHINSON, H.B.; RICHARDS, E.H. Artificial farmyard manure. **The Journal of the Ministry of Agriculture**, v.28, p.398-411, 1922.

INIGUEZ, G.; VACA, P.; ROWELL, R.M. Tequila, slaughterhouse waste and composting. **BioCycle**, v. 45, p. 57, 2003.

IPT – Instituto de Pesquisas Tecnológicas. **Lixo municipal**: Manual de gerenciamento integrado. Coordenação: Nilza Silva Jardim et.al. 1ªed. São Paulo: Instituto de Pesquisas Tecnológicas: Cempre, 1995. 278p. (Publicação IPT 2163).

KENT, D.; PAULIN, A.; HUBBARD, J.; HALCROW, D.; KALOGRIDIS, P. Biossolids compost utilization at Disney World. **Biocycle**, v. 42, p. 49-52, 2002.

KIEHL, E.J. **Fertilizantes orgânicos**. Piracicaba: Editora Agronômica Ceres, 1985. 492p.

KIRK, T.K.; FARRELL, R.L. Enzymatic "combustion": the microbial degradation of lignin. **Annual Review of Microbiology**, v.41, p.465-505, 1987.

LABORATÓRIO DE QUÍMICA DO ESTADO SÓLIDO - LQES/UNICAMP. Disponível em: <[http://lqes.iqm.unicamp.br/canal\\_cientifico](http://lqes.iqm.unicamp.br/canal_cientifico)>. Acesso em: 30 jun. 2004.

LESAGE, S.; LI, W.C.; MILLAR, K.; BROWN, S.; LIU, D. *Effect of humic acids on the bioremediation of polycyclic aromatic hydrocarbons from aquifers contaminated with petroleum*. In: SYMPOSIUM AND EXHIBITION ON GROUNDWATER AND SOIL REMEDIATION, 6, 1998, San Diego. **Proceedings...** San Diego: National Water Well Association and American Petroleum Institute, 1998.

LIMA, L.M.Q. **Lixo**: tratamento e bioremediação. 3ªed. São Paulo: Hemus, 2004. 265 p.

LOPEZ-REAL, J. **Composting through the ages**. Trabalho apresentado na Conferência Down to Earth Composting, Dundee, 1994.

LOPEZ-REAL, J.; FOSTER, M. *Plant pathogen survival during composting of organic agricultural waste*. In: GASSER, J.K.R. (Ed.). **Composting of agricultural and other wastes**. London: Elsevier Applied Science, 1985. p.291-299.

LYNCH, J.M. *Substrate availability in the production of composts*. In: HOITINK, H.A.J.; KEENER, H. (Ed.). **Proceedings of the International Composting Research Symposium**. [S.l.: sn.t.], 1992. p.24-35.

LYNCH, J.M.; WOOD, D.A. *Controlled microbial degradation of lignocellulose: the basis for existing and novel approaches to composting*. In: GASSER, J. K. R. (Ed.). **Composting of agricultural and other wastes**. London: Elsevier Applied Science, 1985. p.183-193.

MACNAUGHTON, S.J.; STEPHEN, J.R.; VENOSA, A.D.; DAVIS, G.A.; CHANG, Y.J.; WHITE, D. C. *Microbial population changes during bioremediation of an experimental oil spill*. **Applied and Environmental Microbiology**, v.65, p.3566-3574, 1999.

MADOLE, J.C.; NALL, K.G.; LAFLEUR, C. *Recycling and composting at the Winter Olympic Games*. **BioCycle**, v. 40, p. 41-42, 2002.

MALAVOLTA, E. **Manual de química agrícola – Adubos e adubação**. 2ªed. São Paulo: Editora Agronômica Ceres, 1976. 590p.

MORRIS, M. *Securing clean compost feedstocks*. **BioCycle**, v. 43, nº 8, p. 28-32, 2002.

MUSICK, M. *Alaskan tribal community creates quality compost*. **BioCycle**, v. 45, nº4, p. 27-30, 2004.

PARR, J. F.; HORNICK, S.B. *Agricultural use of organic amendments: A historical perspective*. **American Journal of Alternative Agriculture**, v.7, nº4, p.181-189, 1992.

PARR, J.F.; PAPENDICK, R.I. *Strategies for improving soil productivity*. In: **Developing Countries with Organic Wastes: Proceedings of the Fourth**

International Conference of the International Federation of Organic Agriculture Movements, Cambridge, Mass., 1982.

PEREIRA NETO, J.T. **Manual de compostagem - Processo de baixo custo**. Viçosa: UFV, 1996b.

PEREIRA NETO, J.T. **Manual de compostagem**. Brasília: UNICEF, 1996a. 40p.

PETERS, K. **Community-based waste management for environmental management and income generation in low-income areas: a case study of Nairobi, Kenya**. City Farmer: Canada's Office of Urban Agriculture, 1998. (Urban Agriculture Notes). Disponível em: <<http://www.cityfarmer.org/NairobiCompost.html#nairobi>>. Acesso em: 02 jul. 2004.

PHILLIPSON, J. **Ecological energetics**. London: Edward Arnold, 1966. (Studies in Biology, n.1).

RICCIARDELLI, A.J.; SHEEHAN, P.F. Bioremediation of fuel oil Cape Cod Air Force Station Sagamore, Massachusetts. In: FEDERAL ENVIRONMENTAL RESTORATION CONFERENCE, 1991. **Proceedings...** Washington, 1991.

RICHARD, T.; TRAUTMANN, N.; KRASNY, M.; FREDENBURG, S.; STUART, C. **The science and engineering of composting**. The Cornell Composting Website, Cornell University. Disponível em: <[http://compost.css.cornell.edu/Composting\\_homepage.html](http://compost.css.cornell.edu/Composting_homepage.html)>. Acesso em: 02 ag. 2002.

RODRIGUES, M.S. **Societal organic wastes for sustainable wheat (*Triticum aestivum*) production**. 1996. Thesis (Doctor of Philosophy) - University of London, London.

RODRIGUES, M.S.; LOPEZ-REAL, J.M.; LEE, H.C. Use of composted societal organic wastes for sustainable crop production. In: BERTOLDI, M. de; SEQUI, P.; LEMMES, B.; PAPI, T. (Ed.). **The Science of composting - Proceedings of The European Commission International Symposium**. London: Blackie Academic & Professional, 1996. p. 447-456.

SANSFORD, C.; MACLEOD, A. **Assessing compostings as an effective means of sanitizing agricultural and horticultural waste**. London: MAFF Press, 1998. (MAFF Reports).

SATKOFSKY, A. Dairy complex kicks off manure composting operations. **BioCycle**, v. 43, nº7, p. 54, 2002.

SENESE, N. Composted materials as organic fertilisers. **The Science of the Total Environment**. v. 81/82, p. 521-542, 1989.

SENTHIL, C.; DAS, K.C. Converting sugar industry wastes into ecofriendly

bioproducts. **BioCycle**, v. 45, nº6, p. 58-62, 2004.

SHERMAN, R. High volume restaurant makes composting leap. **BioCycle**, v. 45, p. 28, 2003.

SILVA, F. C. da; BERTON, R. S.; CHITOLINA, J. C.; BALLESTERO, S. D. **Recomendações técnicas para o uso agrícola do composto de lixo urbano no Estado de São Paulo**. Campinas: Embrapa Informática Agropecuária, 2002. (Circular Técnica, 3).

SWANSON, L. Firm turns fish waste into fertilizer and feed. **BioCycle**, v. 45, nº3, p. 62, 2004.

THE COMPOSTING ASSOCIATION. Disponível em: <[www.compost.org.uk](http://www.compost.org.uk)>. Acesso em: 03 jul. 2004.

TRAUTMANN, N.; OLYNCIW, E. Compost microorganisms. In: RICHARD, T.; TRAUTMANN, N.; KRASNY, M.; FREDENBURG, S.; STUART, C. (Ed.). **The science and engineering of composting: Proceedings. The Cornell Composting Website, Cornell University**. Disponível em: <<http://compost.css.cornell.edu/microorg.html>>. Acesso em: 02 out. 2002.

UNIVERSITY OF GEORGIA. Composting Feedstock. Engineering Outreach Program. Disponível em: <[http://www.uga.edu/~pplant/eop/composting\\_feedstocks.htm](http://www.uga.edu/~pplant/eop/composting_feedstocks.htm)>. Acesso em: 04 jul. 2004.

WAKSMAN, S.A.; BREMNER, J.M. Thermophilic decomposition of plant residues in compost by pure and mixed cultures of microorganisms. **Soil Science**, v. 47, nº 1/4, p.217-224, 1939.

WILSON, P.C.; WILSON, S.B.; STOFFELLA, P.J. Pesticide screening in a commercial yard waste and biosolids compost. **Compost Science & Utilization**, v. 11, nº4, p. 282, 2003.

WOLFE, A.K.; BJORNSTAD, D.J. Making decisions about hazardous waste remediation when even considering a remediation technology is controversial. **Environmental Science & Technology**, v. 37, p.1485-1492, 2003.

WOODBURY, P.B. Trace elements in municipal solid waste composts: a review of potential detrimental effects on plants, soil, biota and water quality. **Biomass and Bioenergy**, v.3, nº3-4, p.239-259, 1992.

ZUCCONI, F.; BERTOLDI, M. De. Organic waste stabilization throughout composting and its compatibility with agricultural uses. In: WISE, D.L. (Ed.). **Global bioconversions**. Boca Raton: CRC Press, 1986. p.109-137.

# **IV** USO AGRÍCOLA DE COMPOSTO ORGÂNICO: CONTROLE DA QUALIDADE AMBIENTAL E INFORMATIZAÇÃO

**Fábio C. da Silva**  
**Adriana M. M. Pires**  
**Adriana D. dos Santos**  
**Luiz H. A. Rodrigues**  
**Cássio H. Abreu Jr.**

## **Introdução**

A questão pública começa já na própria concepção de “lixo” – material inútil resultante das diversas atividades, mero subproduto do sistema produtivo –, que induz à idéia de que este deve ser eliminado, resultando, muitas vezes, no descarte de matéria de forma inadequada, em locais desprovidos de qualquer controle de contaminação ambiental. Atualmente, existe um conceito moderno para “lixo”, que passa a ser tratado como “resíduo sólido”, isto é, uma matéria que pode ser potencialmente responsável por problemas de degradação ambiental mas que também pode possuir valor econômico agregado, sendo aproveitada no processo produtivo e na agregação de mão-de-obra excluída.

No Brasil, onde não há uma legislação para o tratamento e descarte dos resíduos sólidos, são geradas 229 mil toneladas de lixo por dia, sendo que 60% dele não têm um destino adequado. A fração orgânica desse resíduo representa 50% de sua composição, podendo provocar graves impactos ambientais e à saúde pública. O gerenciamento sustentável dos resíduos sólidos é uma questão crítica que preocupa as administrações públicas municipais, preconiza a

adoção de sistemas descentralizados, dentro de um planejamento integrado, e dá ênfase às ações de minimização para solucionar o problema. Uma das principais ações diz respeito à maximização da reciclagem e ao reaproveitamento desses resíduos. Além disso, os aspectos sociais e econômicos da gestão de resíduos sólidos, como a falta de espaço físico e de verbas para a construção de novos aterros, têm contribuído para despertar o interesse do setor público em busca de alternativas economicamente sustentáveis.

A geração de resíduos sólidos tem aumentado significativamente nas sociedades contemporâneas, sendo que o acúmulo de resíduos se acentua diariamente em um determinado ambiente, proporcionalmente: (i) à sua população urbana, que exige maior produção de alimentos e bens de consumo direto; e (ii) ao seu crescimento industrial, implicando uma piora sensível da qualidade de vida nos grandes centros urbanos e seus entornos.

Até bem pouco tempo atrás, as propostas para o equacionamento da questão dos resíduos sólidos eram estritamente técnico-científicas e voltadas à sua destinação final. O crescente conhecimento das implicações do aumento do volume de resíduos sólidos, os impactos decorrentes do manejo, tratamento e deposição destes no ambiente, o esgotamento de matérias-primas e fontes de energia e o engajamento da sociedade organizada têm aumentado a consciência ambiental, que reflete na necessidade de mudança de paradigma do gestor público com relação ao tratamento e à qualificação do problema dos resíduos sólidos.

A compostagem dos lixos urbanos para uso agrícola e florestal vai ao encontro dessa aspiração, uma vez que é uma forma de deposição que utiliza o solo como um meio favorável ao consumo da carga orgânica potencialmente poluidora, apresenta os menores custos, pode ser viabilizada tecnicamente pela pesquisa, pode trazer



os benefícios inerentes à incorporação de matéria orgânica ao solo, promove a reciclagem de nutrientes (OLIVEIRA, 2000; ABREU JR. *et al.*, 2001; SILVA *et al.*, 2002; BERTON, 1995), além de reduzir o risco de contaminação com patógenos humanos em relação à permanência do lixo sem tratamento. Entretanto, a presença de contaminantes como metais pesados, compostos orgânicos persistentes e os próprios patógenos humanos e/ou animais (em compostagens mal conduzidas) pode limitar a adição do resíduo aos solos agrícolas. O nitrato também pode representar um problema devido à falta de sincronismo entre a mineralização de N e a absorção do nutriente pelas plantas, resultando em risco de contaminação do lençol freático, pela lixiviação de nitrato. Portanto, é necessária uma rigorosa regulamentação de padrões de qualidade do composto e de monitoramento da adição deste ao solo, para se evitarem riscos ambientais a curto e longo prazo e danos à saúde humana e/ou animal.

Nesse sentido, em vários países onde a gestão pública dos resíduos utiliza a compostagem do lixo como uma opção de descarte, foram definidos sistemas de avaliação de todo o processo de reciclagem, procurando-se responder as questões básicas para o sucesso do seu uso na agricultura: (a) os resíduos a serem compostados atendem a critérios mínimos de qualidade biológica, química e física para uso agrícola, atendendo inclusive a regras internacionais (HOGG *et al.*, 2002)? (b) o sistema de tratamento produz uma quantidade de composto que pode ser vendida durante todo o ano e existem áreas agrícolas para recebê-los? (c) os agricultores estão satisfeitos com o produto comercializado e, com isso, promovem seu uso para outros, repetidamente, expandindo o mercado? (d) no uso agrícola de composto, são tomados os cuidados de proteção ambiental? Se a resposta para essas quatro perguntas for positiva, pode-se dizer que o sistema funcionará bem,

independentemente do seu gestor.

Outro ponto importante é o de que o gestor público moderno requer informações técnicas adequadas e condições estruturais compatíveis para o manejo, tratamento e deposição dos resíduos do município. Desse modo, há diversos sistemas disponíveis, que vão desde metodologias baseadas em sistemas de informação geográfica, agrupando as variáveis de solos, o que reflete a sua capacidade de suporte ambiental para escolha das melhores áreas para a construção de aterros sanitários (WEBER; HASENACK, 2000), passando por softwares que procedem à análise da viabilidade econômica da implantação de uma usina de compostagem (SILVA *et al.*, 1999), até sistemas para avaliar a qualidade do composto de lixo e recomendar o seu uso na agricultura (SILVA *et al.*, 2002a). Entretanto, a política nacional de resíduos é o mecanismo que deverá indicar os meios econômicos para se adotar uma ação mais adequada, porém respeitando critérios agronômicos e ambientais de qualidade.

A falta quase total de uma legislação que regulamente o uso agrícola do composto de lixo urbano, que está em fase de discussão junto ao Ministério da Agricultura, aumenta, ainda mais, a responsabilidade do poder municipal no que concerne a um eficiente e adequado desempenho de coleta, transporte e, principalmente, deposição final do resíduo. Para adotar medidas que contribuam ao correto tratamento dos resíduos sólidos, faz-se necessário um gerenciamento de forma integrada. Para que isso ocorra, o conhecimento sistêmico do problema permite vislumbrar alternativas para sua gestão, as quais demandam um comportamento diferente dos setores público, produtivo e de consumo.

## **Os modelos de gestão dos resíduos sólidos**

A política de gestão de resíduos sólidos inclui a coleta, o

tratamento e a deposição adequada de todos os subprodutos e produtos finais do sistema econômico, tanto no que se refere ao lixo convencional como ao lixo tóxico. Atualmente, há consenso de que, além disso, essa política deve também atuar de forma a garantir que os resíduos sejam produzidos em menor quantidade já nas fontes geradoras, dando-se especial atenção à redução dos contaminantes em sua composição.

Os novos objetivos e princípios da política ambiental, e, conseqüentemente, o estabelecimento de novas prioridades da gestão de resíduos sólidos no nível internacional, implicam uma mudança radical nos processos de coleta e deposição de resíduos. Dentre os princípios que devem ser levados em conta na política pública de resíduos, destacam-se dois: a) o princípio da informação – a população tem o direito de possuir informação disponível sobre o potencial de impacto dos produtos e serviços sobre o meio ambiente e a saúde pública, e sobre os ciclos de vida e etapas dos produtos e seus componentes; e b) o princípio da prevenção, optando-se pela precedência das soluções de redução, reutilização e reciclagem às formas de deposição final. Nesse caso, a compostagem pode representar uma opção viável, desde que se adote uma regulamentação específica para que o composto do lixo urbano produzido possa ser utilizado sem colocar em risco a saúde humana e o meio ambiente (GALVÃO JÚNIOR, 1994).

O uso agrícola do composto de lixo urbano (CLU) vem em contraposição aos antigos sistemas de tratamento desses resíduos, que tinham como prioridade sua deposição, seja em aterros, seja em lixões (“livrar-se do lixo”). Mais recentemente, já é contemplada uma reciclagem parcial da fração seca desse material, mas com enfoque no retorno econômico. A coleta seletiva é importante na gestão municipal e também deve ser aprimorada.

De acordo com os dados da associação Compromisso Empresarial para Reciclagem (Cempre), os recicláveis que vão para a indústria correspondem a 80% do alumínio, 75% do plástico, 40% do papel e 17% do vidro produzido. Mas se deve destacar que o material reciclável representa entre 15% a 20% do lixo produzido no Brasil. Atualmente, deve-se ter como prioridade um ciclo ecológico de manejo (Figura 1), o que significa a montagem de um sistema circular, onde a quantidade de resíduos a serem reaproveitados dentro do sistema produtivo seja cada vez maior, e a quantidade a ser descartada menor.

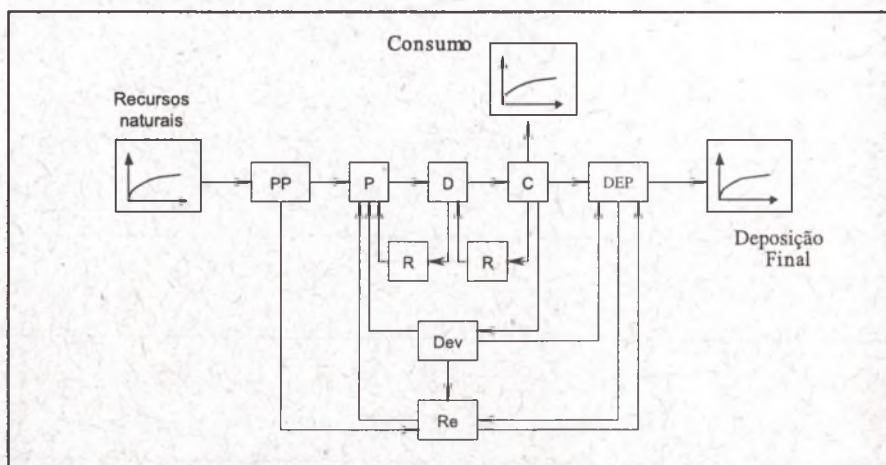


Figura 1. Modelo de gestão de resíduos sólidos adaptados às novas prioridades da política ambiental (DEMAJOROVIC, 1995). Dev – devolução, Re – reutilização, R – reciclagem.

O gerenciamento sustentável dos resíduos sólidos pressupõe a redução da carga destinada a aterros, especialmente pela compostagem da fração orgânica. A compostagem é um processo biológico, no qual os resíduos putrescíveis vão-se degradando e estabilizando em um novo produto com características físicas, químicas e biológicas distintas dos resíduos iniciais. Esse

processo pode ser acelerado nas usinas de compostagem, onde o produto final se denomina composto, uma substância escura e uniforme. Quando sua fração orgânica está estabilizada, passa a ter aspecto de massa amorfa é rico em partículas coloidais, lembrando o "húmus". Esse produto estabilizado pode ser utilizado na agricultura, mediante um controle dos valores máximos de metais pesados e patogênicos.

## **Uso de composto de lixo na agricultura: uma breve análise da legislação internacional e da qualidade do CLU no Brasil**

No mundo inteiro, as questões ligadas à compostagem são respondidas inicialmente por meio de ações integradas, que começam com uma preocupação com os custos relativos ao processo de compostagem, com o manejo dos recursos públicos aplicados ao saneamento ambiental e com a necessidade de legislação reguladora para administração de seu destino final.

Existem vários países que encorajaram a inserção da compostagem na gestão dos resíduos sólidos, destacando-se a Áustria, Bélgica, Alemanha e Holanda. Os usos do processo de compostagem são bastante variados, podendo ser desde uma simples estabilização e redução do volume da fração orgânica para deposição em aterros até aplicações em grandes volumes, como o uso na agricultura. Hoje, o avanço do processo de compostagem é tão importante quanto a qualidade requerida pelo mercado consumidor, gerando a necessidade de se desenvolverem mercados na mesma velocidade em que o material é produzido. A chave do sucesso é cada país possuir um padrão controlado de qualidade do composto aceito para ser aplicado na agricultura, que é apoiado por meio de sistemas para garantia de qualidade.



Um ponto importante quanto à qualidade do composto é a presença de contaminantes. Para se aplicar na agricultura o CLU de maneira segura, deve-se monitorar a presença de metais pesados, patogênicos e poluentes orgânicos (dioxinas, bifenilas policloradas, entre outros). Uma vez no solo, essas substâncias podem ser degradadas, absorvidas pelas plantas, adsorvidas ou mesmo translocadas no perfil, podendo atingir o lençol freático. Geralmente, as regulamentações apresentam limites de concentração desses contaminantes, além de controle das taxas de aplicação. É interessante destacar que, em países onde a compostagem já é uma prática bastante difundida, a manutenção da qualidade do composto está diretamente relacionada com o uso de resíduos sólidos oriundos de coleta seletiva (HOGG *et al.*, 2002).

A qualidade dos CLU produzidos no Brasil, quanto ao teor de contaminantes, ainda não foi devidamente avaliada. Existem, porém, alguns estudos como o de Grossi (1993), em que foram analisados compostos orgânicos de dezesseis usinas de compostagem de lixo brasileiras. O autor constatou, em sete delas, a presença de dioxinas (dibenzo-p-dioxinas policloradas) em concentrações acima do valor aceitável proposto pela legislação alemã. Nesse mesmo trabalho, observou-se também que, para uma das usinas, a soma das concentrações de seis congêneres de PCBs (bifenilas policloradas) foi superior ao limite de tolerância sugerido pela legislação alemã.

Em relação à presença de patógenos humanos no composto, o mais importante é realizar o processo de compostagem de maneira correta. Isso porque um processo de compostagem bem conduzido pode reduzir a concentração de patógenos do CLU devido à competição entre as espécies microbianas, a fatores antibióticos e, principalmente, à manutenção de alta temperatura por determinado tempo (na fase termofílica a temperatura está compreendida entre 55 e 60°C) (BERTOLDI *et al.*, 1982; PEREIRA NETO, 1996).

Observando-se os teores de metais pesados encontrados em compostos produzidos em quatro usinas de compostagem do estado de São Paulo (Tabela 1), tem-se que eles estariam acima dos limites permitidos nas legislações alemã, suíça e holandesa (Tabela 2). Por outro lado, esses mesmos teores atendem aos limites estabelecidos nas legislações italiana, austríaca e francesa. Isso se deve ao fato de que tanto a Alemanha como a Suíça e a Holanda não possuem terras agricultáveis disponíveis para a aplicação de resíduos sólidos, além de um histórico de problemas ambientais. Com isso, valores mais restritivos foram adotados, fundamentados em estudos de balanços iônicos, cujos metais adicionados aos agrossistemas devem ser compensados por perdas de igual valor. Na Holanda, além de haver uma lei que limita as quantidades máximas de metais presentes no composto de lixo, há também uma legislação que impede a continuação da aplicação do composto no solo agrícola, se a concentração de um determinado metal ultrapassar um valor preestabelecido.

De maneira geral, na Europa é aplicado o princípio da precaução, que induz à melhoria nos projetos de produção de compostos, resultando em melhor qualidade destes e garantindo a sua comercialização (BRINTON, 2001).

Nos Estados Unidos, a Agência Federal de Proteção Ambiental (USEPA) é o órgão responsável pela regulamentação das doses máximas permitidas de metais pesados presentes em produtos provenientes de resíduos urbanos que poderão ser aplicados aos solos. Os teores toleráveis foram determinados com base no conceito de rota de exposição, sendo permitido enriquecer os agrossistemas com metais pesados até um limite considerado seguro, flexibilizando bastante o uso agrícola.

Tabela 1 – Teores máximos e mínimos (em termos de matéria seca) encontrados em compostos maturados de resíduos sólidos urbanos provenientes de diferentes usinas do estado de São Paulo.

	Sto. André <sup>1,2</sup>	S. Mateus <sup>1,2,3</sup>	S. J. dos Campos <sup>2</sup>	Vi. Leopoldina <sup>2</sup>	Grossi (1993)	Cravo (1998)
	g/kg					
N	15,0	13,2	11,5	12,5	-	7-14
P	10 (6-11)	9 (4-14)	4 (2-18)	5 (3-10)	-	2-5
K	4 (3-8)	5 (3-6)	6 (3-21)	10 (7-16)	-	3-11
Ca	55 (45-65)	47 (24-63)	29 (12-55)	20 (14-50)	-	20-36
Mg	5 (3-7)	4 (3-6)	6 (2-15)	4 (3-7)	-	2-5
Fe	32 (25-38)	26 (16-38)	15 (13-25)	15 (13-25)	12-23	13-52
Al	23 (20-24)	16 (12-32)	16 (13-37)	20 (18-39)	6-13	11-19
Na	4 (2-10)	4 (2-6)	6 (4-19)	8 (6-17)	-	-
	mg/kg					
Cd	8,5 (4,6-14,3)	5,2 (3-12,4)	2,6 (0,7-5,0)	1,2-10,1	0,1-0,5	1,0-5,3
Cr	228(141-366)	180 (52-318)	78 (18-122)	65 (33-239)	76-104	29 -168
Cu	284 (163-718)	336 (107-983)	178 (47-607)	210 (187-621)	61-271	45-215
Mn	384 (312-518)	342 (220-466)	165 (58-445)	227 (208-648)	-	153-535
Ni	91 (48-185)	84 (32-1300)	58 (13-123)	38 (27-104)	20-30	11-27
Pb	375 (164-1632)	208 (65- 411)	110 (1 - 493)	315 (108 - 745)	56-432	92-600
Zn	1260 (590-556)	1098 (312-671)	310 (217-764)	379 (170-875)	102-259	111-1006

<sup>1</sup>Silva *et al.* (2002b); <sup>2</sup>Chitolina *et al.* (2001) e <sup>3</sup>Abreu Jr. (1999).

Tabela 2 – Teores permissíveis de metais pesados (mg/kg), na base de matéria seca, no composto de lixo urbano em alguns países da Europa e nos Estados Unidos.

País	Pb	Cu	Zn	Cr	Ni	Cd	Hg
Alemanha <sup>1</sup>	150	100	400	100	50	1,5	1
Estados Unidos <sup>2</sup>	500	500	1000	1000	100	10	5
França <sup>3</sup>	800	-	-	-	200	3	8
Austrália <sup>4</sup>	200	200	250	400	60	3	1
Áustria <sup>5</sup>	120	150	500	70	60	1	0,7
Itália <sup>6</sup>	500	600	2500	500	200	10	10
Sulça	150	150	500	-	-	3	3
Holanda <sup>7</sup>	100	60	200	50	20	1	0,3
Brasil *	150	200	500	200	70	5	1

Fonte: Síntese de várias legislações, modificada de Brinton (2001) e <sup>1</sup>Quality assurance RAL GZ-compost/digestion; <sup>2</sup>EPA CFR40/503 Sludge Rule; <sup>3</sup>NF Compost Urban; <sup>4</sup>ARMCANZ limits for biosolids; <sup>5</sup>Compost Ordinance: Quality A – agriculture; <sup>6</sup>Limits values for solid organic fraction; <sup>7</sup>Compost ordinary e \*Proposta em discussão junto ao Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento – MAPA (junho de 2004).



Por outro lado, é possível reduzir os teores de metais pesados presentes nos compostos de lixo, o que pode ser um caminho mais seguro a ser seguido. Para tanto existem alguns procedimentos, destacando-se a adoção da coleta seletiva, em virtude de o processo ser mais eficiente; no âmbito da usina, de modo menos eficiente, o uso de um separador balístico e de um eletroímã no final da esteira de catação. Na Tabela 1, são apresentadas as médias e amplitudes da concentração de diversos elementos em diferentes compostos de lixo (BERTON e VALADARES, 1991; GROSSI, 1993; CRAVO, 1998; ABREU JR., 1999; CHITOLINA *et al.*, 2001 e SILVA *et al.*, 2002b). Os resultados foram obtidos a partir da análise de mais de 50 amostras de composto provenientes das usinas São Mateus, Santo André e Vila Leopoldina, localizadas na cidade de São Paulo, e de uma usina de São José dos Campos, todas no estado de São Paulo. Os compostos de lixo apresentaram valores de pH em água entre 6,5 e 8,0, teores de P entre 2 e 14 g/kg e de Ca entre 12 e 60 g/kg, sendo classificados como nível médio e alto para todos os compostos analisados, de acordo com critérios de Kiehl (1985). Entretanto, os valores de N (5 a 14 g/kg), Mg (3 a 7 g/kg) e K (3 a 20 g/kg) apresentaram-se no nível indesejável, baixo e médio respectivamente, para os compostos de todas as usinas amostradas. O composto de lixo também possui vários micronutrientes em sua composição, como Zn, Mn e Cu, que podem ser liberados para as plantas após mineralização e solubilização, reduzindo ou mesmo substituindo o uso de fertilizante. Entretanto, o composto de má qualidade, isto é, aquele que é produzido a partir de um lixo indevidamente coletado e separado, pode conter outros metais tóxicos como chumbo, crômio, cádmio e níquel, que, uma vez adicionados ao solo, podem ser absorvidos pelas raízes e translocados para a parte aérea das plantas, entrando assim na cadeia alimentar. Quanto ao teor de matéria orgânica, os valores encontrados foram semelhantes,

variando de 300 a 490 g/kg, em função da época de coleta, tanto nos compostos crus como nos maturados (CHITOLINA *et al.*, 2001).

Visto o exposto, é indiscutível a necessidade de se regulamentar o uso agrícola de CLU, estabelecendo-se padrões de qualidade para sua deposição segura nos solos. Uma vez regulamentada essa prática, o controle de qualidade do composto passa a ser uma ferramenta importante para se atingirem e se manterem os padrões exigidos. Desse modo, o composto poderá ser considerado um produto seguro e de qualidade, podendo ser vendido como um produto útil para a agricultura. Além disso, os sistemas de controle de qualidade representaram um papel importante para assegurar um marketing positivo de produtos de composto de qualidade em muitos países.

### **Estudo de caso: controle de qualidade e de uso de composto de lixo na agricultura, apoiado por sistema especialista**

Atualmente, a recomendação do uso do composto de lixo urbano (CLU) na agricultura no estado de São Paulo é feita em dosagem única para o tipo de cultura, sem considerar as características do solo, da propriedade rural e da composição do próprio CLU (RAIJ *et al.*, 1996; BERTON e VALADARES, 1991). Existem também lacunas na legislação sobre a orientação do uso agrícola e sobre a definição de critérios para garantir a segurança ambiental, e, conseqüentemente, a agroalimentar. Nesse cenário, um grupo de pesquisadores paulistas de várias instituições (Embrapa, IAC, ESALQ e CENA/USP e UNITAU) vem atuando, desde 1995, na geração de conhecimentos para o melhor aproveitamento de resíduos sólidos orgânicos em solos agrícolas. O objetivo da pesquisa foi equilibrar a capacidade de fornecer nutrientes de um composto estabilizado ao solo, atendendo às necessidades

nutricionais das plantas, obtendo-se um resultado final em termos de produtividade e qualidade dos produtos conforme o almejado pelos agricultores. Desse modo, o CLU pode melhorar as condições físicas e químicas do solo, e, associado com adubos minerais, proporcionar um melhor aproveitamento dos nutrientes, trazendo reflexos na produtividade e na qualidade dos produtos finais das lavouras (SILVA *et al.*, 2002b). Todavia, a questão da acumulação de materiais potencialmente tóxicos nas áreas agrícolas pela aplicação do CLU deve ser considerada e fundamenta-se na prevenção de impactos ambientais.

Esse grupo de pesquisadores desenvolveu uma metodologia para o uso agrícola do CLU apoiado por auxílios à pesquisa fornecidos pela Fapesp (VASCONCELOS, 2003). Essa metodologia está fundamentada nos processos de tipo de coleta de lixo e de maturidade do CLU, que constituem fatores de restrição ambiental e de manejo agrícola adequado por cultura. Obtiveram-se resultados experimentais para algumas culturas, que são agrupados por exigências nutricionais similares: hortaliças (alface, chicória e rabanete); arroz e feijão; cana-de-açúcar; triticales, milho, mandioca e aveia branca. O conhecimento gerado está registrado na Circular Técnica da Embrapa (SILVA *et al.*, 2002b).

Buscando-se difundir o conhecimento desses pesquisadores de maneira mais eficiente e abrangente, optou-se pela utilização de tecnologias de Sistema Especialista (SE). O uso de ferramentas computacionais para agregar o conhecimento de especialistas e facilitar a sua difusão não é novidade na agricultura, porém sua adoção para agregar conhecimento sobre o uso agrícola de CLU o é. A inserção de novos conhecimentos numa base de conhecimentos é facilitada pelas tecnologias de SE. Por exemplo: incorporar resultados experimentais de culturas como laranja, eucalipto, roseira, outras hortaliças e cana-de-açúcar.

Inicialmente, construiu-se um protótipo de SE de uso acadêmico que analisa a adequação do CLU para uso agrícola e, se for possível, faz a recomendação de seu manejo na lavoura (SILVA *et al.*, 2002a). Para tal, necessita-se do estabelecimento de um conjunto de regras que representam o conhecimento dos especialistas. Utilizando-se como base o Comunicado Técnico da Embrapa, a equipe multidisciplinar de Engenharia do Conhecimento, composta por pesquisadores da área de CLU e de sistemas especialistas, organizou o conhecimento em forma de regras. Essas regras permitem: (i) o diagnóstico da qualidade de lote de CLU a partir de dados de análise físico-químico-biológica de amostras coletadas durante o período de maturação e (ii) a recomendação de uso agrícola do CLU a partir de dados sobre a composição química do solo da propriedade rural, o tipo de cultura e as características físico-químico-biológicas do CLU disponível. As regras foram extraídas de diversas pesquisas experimentais e de avaliação química e microbiológica do CLU. Esse processo de engenharia gerou a base de conhecimento do protótipo do sistema especialista. Para ilustrar, a Figura 2 mostra um esquema de funcionamento do protótipo (delimitado pelo retângulo tracejado denominado “SE”) e o contexto em que ele está inserido, desde a realização das pesquisas sobre o uso do CLU na agricultura e a sua produção até a sua análise, recomendação de uso e manejo pelo produtor rural.

Na parte superior da Figura 2 há especialistas em compostagem de lixo urbano realizando suas pesquisas e adquirindo conhecimento (atividades representadas pelo retângulo “Pesquisas em CLU”). Um especialista que conhece as técnicas de Engenharia de Conhecimento organiza este conhecimento adquirido em forma de regras e alimenta a Base de Conhecimento (DURKIN, 1994) (retângulo “Geração de regras”). Esta Base de Conhecimento agrega de forma única o conhecimento do grupo de pesquisadores.

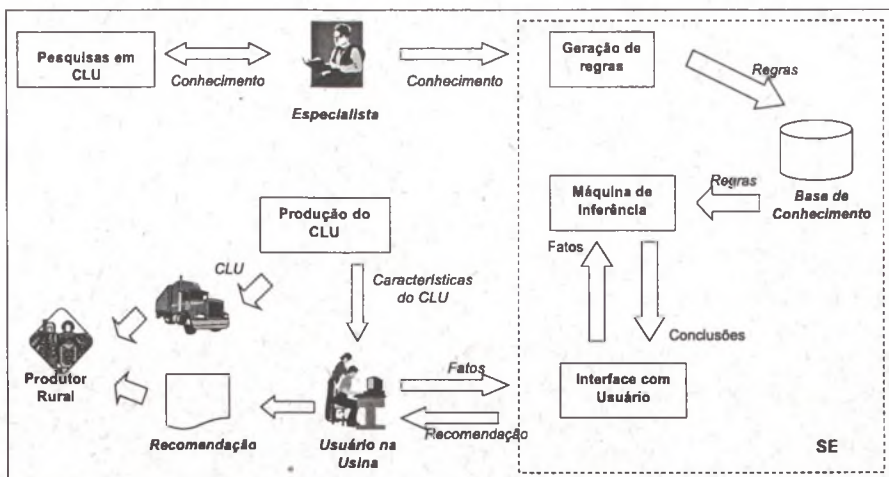


Figura 2. Esquema de funcionamento e contexto do SE de recomendação da aplicação do composto de lixo na agricultura.

Considerando-se uma usina de compostagem, o CLU é produzido e são realizadas análises químico-biológicas para obter as características deste CLU (atividades representadas pelo retângulo "Produção de CLU"). Com o objetivo de atender a um pedido de compra de CLU de um cliente dessa usina (representado pelo ícone "Produtor Rural"), um membro do departamento comercial dessa usina (representado pelo ícone "Usuário na Usina") solicita ao SE uma recomendação de uso do CLU representado pelo retângulo "Interface com Usuário". Nesta interação, fornece ao SE os fatos que são compostos pelas características químicas do solo da propriedade rural de um cliente, pela indicação da cultura em que se pretende usar o CLU e as características do CLU.

O SE combina os fatos recebidos com a Base de Conhecimento para chegar às conclusões sobre o problema (retângulo "Máquina de Inferência"). As conclusões são formatadas em recomendações de uso do CLU para aquela determinada propriedade e cultura (retângulo "Interface com Usuário"). Esta recomendação é entregue ao Produtor Rural junto com o composto que ele comprou.

Em paralelo à construção do protótipo, vem aumentando a demanda pelo estabelecimento de padrões de qualidade de composto de lixo e de monitoramento de sua aplicação a solos agrícolas e pela regulamentação do uso agrícola do resíduo a partir dos resultados obtidos, visando à garantia da preservação do ambiente e da saúde humana e/ou animal.

Segundo Pires *et al.* (2004), a Embrapa, com o objetivo de contribuir para atender a essa demanda, está iniciando trabalhos nessa direção através de um projeto de pesquisa que foca em dois pontos principais: (i) propor padrões de qualidade de CLU e de monitoramento de seu uso em solos agrícolas, como subsídios para a regulamentação do uso agrícola do CLU e (ii) desenvolvimento de um sistema de informação que dê suporte a essa regulamentação, ou seja, inserção do protótipo do SE em um sistema de informação mais amplo, que permita, além da difusão do conhecimento dos especialistas, o monitoramento do uso do CLU em solo agrícola por um órgão fiscalizador.

No que se refere ao levantamento dos requisitos desse sistema de informação, também chamado de SIRCLUA (Sistema Inteligente para Recomendação de uso de Composto de Lixo Urbano na Agricultura), definiu-se que esse sistema integrará o sistema de Gestão Municipal de Resíduos Sólidos e o sistema Agrícola.

O sistema de Gestão Municipal de Resíduos Sólidos é composto de quatro subsistemas – Populacional, Coleta, Deposição e Tratamento – e faz interface com o sistema Agrícola. Os subsistemas são representativos e aplicáveis a um município típico do interior do estado de São Paulo. Além disso, todos os subsistemas estão inseridos dentro de um escopo sócioeconômico, respeitando-se a capacidade de suporte ambiental do local. A Figura 3 apresenta um esquema dos subsistemas do sistema de gestão e sua interação com o sistema Agrícola. Nesta figura, os retângulos de borda arredondada representam os subsistemas, os retângulos de bordas retas

representam os processos (de subsistema ou sistema) e as setas representam os fluxos entre os elementos dos sistemas. O retângulo cinza representa sistema o SIRCLUA.

Nesse contexto de gestão de resíduos sólidos, o SIRCLUA está inserido no subsistema Tratamento, dando suporte ao processo de avaliação de qualidade do CLU e integrando o sistema de gestão com o sistema Agrícola. Dessa maneira, permite-se elaborar uma recomendação de uso agrícola do composto de acordo com as suas características químicas e sua patogenicidade, considerando-se, ainda, as características de fertilidade do solo da propriedade rural e o tipo de cultura a ser implantada. O SIRCLUA deverá alimentar uma base de dados de recomendações de uso agrícola do CLU. Nota-se que qualquer mudança em um dos componentes do sistema levará a uma série de conseqüências e respostas aos demais. Por isso, a qualidade do composto de lixo é reflexo de uma série de fatores diversos, como a coleta seletiva, o hábito alimentar da população e o tipo de processo de compostagem e reciclagem.

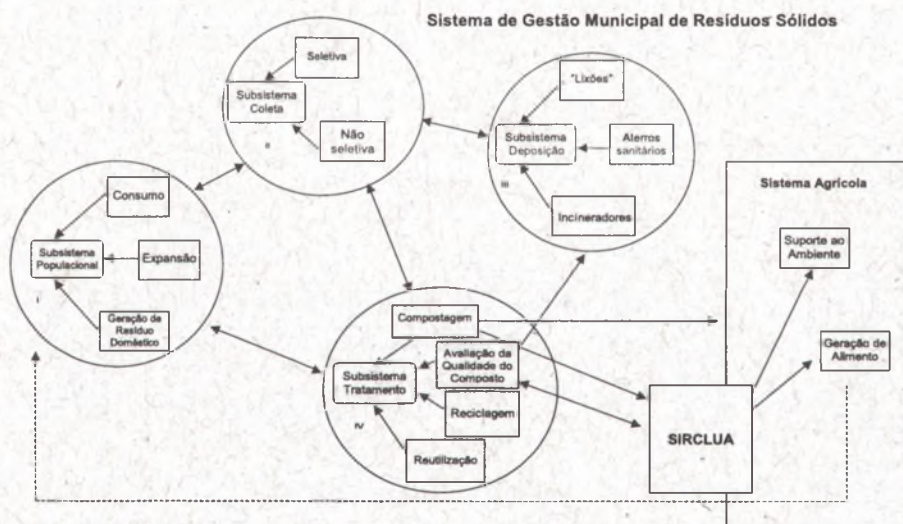


Figura 3. Relações interativas acerca dos diferentes subsistemas na gestão pública municipal do lixo.

O Sistema Agrícola, representado através dos processos Suporte ao Ambiente e Geração de Alimento, aplica o CLU em solo agrícola; através do SIRCLUA, será possível monitorar essas áreas de aplicação.

O escopo do SIRCLUA engloba os processos *Engenharia do Conhecimento*, *Diagnóstico da Qualidade e Geração da Recomendação de uso do CLU*, como apresentado na Figura 4<sup>1</sup>.

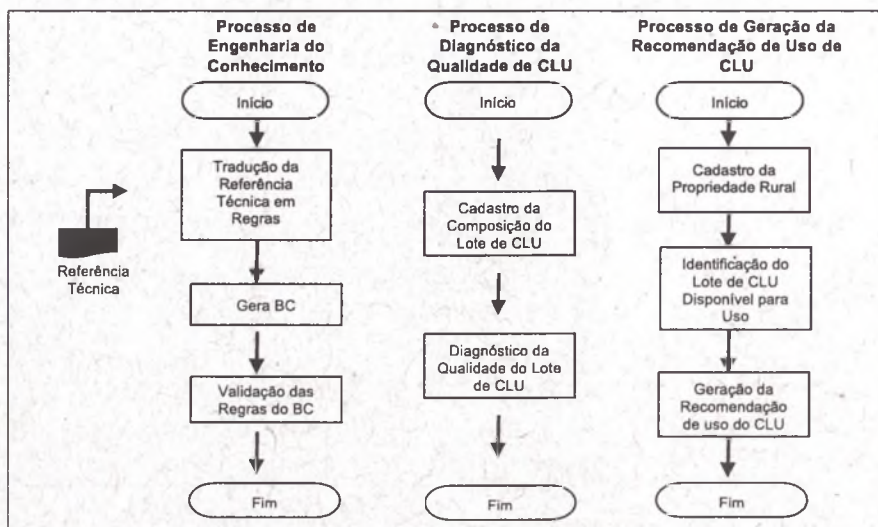


Figura 4. Processos englobados pelo SIRCLUA.

Fundamentado num documento normatizador, genericamente representado na figura por “Referência Técnica”, inicia-se o processo de Engenharia do Conhecimento. A primeira atividade traduz o conhecimento registrado para um conjunto de regras. Essas regras são armazenadas em uma Base de Conhecimento (BC). Em seguida, valida-se o conjunto de regras, confrontando-o com o conhecimento da referência técnica. Nessa atividade, várias iterações ocorrem até que a BC esteja em conformidade

<sup>1</sup>Até o presente momento o processo Monitoramento de uso do CLU não foi especificado porque depende do estabelecimento de uma regulamentação.



com a referência técnica. Ao término dessa atividade, a BC estará liberada para uso dos demais processos.

O processo *Diagnóstico da qualidade de CLU* inicia-se com o cadastramento das características físico-químico-biológicas de lotes de CLU produzidos e em processo de maturação. Várias análises podem ser cadastradas até que o CLU esteja maturado. O diagnóstico da qualidade é feito através do confronto das características do lote de CLU com as regras armazenadas na BC, e um laudo é emitido. A qualidade do lote é classificada em: *Adequada*, quando está dentro dos padrões de qualidade estabelecidos pela referência técnica; *Adequada com restrições*, quando o uso é restrito para algumas culturas; e *Inadequada*, quando o uso agrícola é impróprio.

O processo de *Geração da recomendação de uso do CLU* inicia-se com o cadastramento das propriedades rurais que são clientes da usina de compostagem. Nesse cadastramento, informações de identificação da propriedade e de análise química do solo são fornecidas. Em seguida, dentre os lotes que estão com qualidade "Adequada" ou "Adequada com restrições", identifica-se qual o lote de CLU que está disponível para uso. Solicita-se a geração da recomendação de uso do CLU confrontando as características do CLU, as características do solo da propriedade onde será aplicado e quais as culturas que serão manejadas. O resultado será uma recomendação, a ser entregue para o cliente junto com o produto e também a ser armazenada em uma base de dados, para que possa, no futuro, alimentar o processo de monitoramento.

O levantamento de requisitos consistiu em: (i) identificação dos processos envolvidos na produção de CLU e delimitação do escopo inicial do SIRCLUA; (ii) construção de um protótipo contendo somente um esboço das telas do sistema, com o intuito de esclarecer que atividades foram associadas aos seus respectivos processos, identificando-se as funcionalidades de cada um deles; e (iii) validação

das funcionalidades apresentadas nesse protótipo.

A validação foi realizada com técnicos de laboratório, especialistas em CLU e representantes de usina de grande porte e de pequeno porte. Os resultados obtidos nessa etapa mostram que o sistema contribuirá para diminuir a complexidade da tarefa de diagnóstico da qualidade do CLU, para aumentar o desempenho das tarefas de laboratório, para diminuir o esforço mental para execução dessas tarefas, além de influenciar a formalização e/ou padronização de processos de trabalho. Contribuirá, ainda, para melhorar o manejo da cultura, já que oferecerá uma recomendação de uso específica para a cultura e para as características da propriedade; além disso, a base de dados de recomendação será o insumo para realizar o monitoramento da área agrícola em que for usado o composto ao longo dos anos.

As próximas etapas de desenvolvimento do SIRCLUA utilizarão como referência esses requisitos identificados para nortear as soluções tecnológicas a serem adotadas. Como a tecnologia de sistema especialista será usada para armazenar o conhecimento sobre a qualidade do CLU e o seu uso em solo agrícola, é possível desenvolver esse sistema em paralelo ao esforço de propor padrões de qualidade de CLU, porque os resultados que serão obtidos nesse esforço, em geral, afetam os valores dos parâmetros que estão considerados na base de conhecimento do protótipo acadêmico de SE.

Ainda, um aspecto importante é que a funcionalidade e a eficiência de uma unidade de compostagem dependem da adequação da escolha do processo e dos equipamentos apropriados para serem operados pela equipe técnica local – com custos de manutenção compatíveis e tecnologia dominada ou conhecida – e dependem da integração do processo de compostagem com o gerenciamento de resíduos sólidos do município, sendo também dependentes do estabelecimento de uma rede organizada de consumidores no ano todo.

## Referências

ABREU JUNIOR, C. H. **Propriedades químicas e disponibilidade de nutrientes e de metais em diferentes solos adubados com composto de resíduo urbano**. 1999. 159f. Tese (Doutorado) - Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz/ Universidade de São Paulo, Piracicaba.

ABREU JUNIOR, C.H.; MURAOKA, T.; OLIVEIRA, F.C. *Cátions trocáveis, saturação por bases e capacidade de troca de cátions em solos brasileiros adubados com composto de lixo urbano*. **Scientia Agricola**, v.58, n.4, p.813-824, 2001.

ABREU JUNIOR, C.H.; MURAOKA, T.; OLIVEIRA, F.C. *Carbono orgânico, nitrogênio, fósforo e enxofre em solos tratados com composto de lixo urbano*. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v.26, nº3, p.769-780, 2002.

BERTOLDI, M. *Comparison of three windrow compost systems*. **Biocycle**, v. 23, p.45-50, 1982.

BERTON, R.S. **Utilização agrícola do composto do lixo urbano**. Relatório Final à Secretaria de Ciência, Tecnologia e Desenvolvimento Econômico, São Paulo, 1995. 76p.

BERTON, R.S.; VALADARES, J.M.A.S. *Potencial agrícola do composto de lixo urbano no Estado de São Paulo*. **O Agrônomo**, v..4, p.87-93, 1991.

BRINTON, W. F. *An international look at compost standards*. **Biocycle**, v.42, nº4, p.74-76, 2001.

CHITOLINA, J.C.; SILVA, F.C. da; ABREU, M.F. de; PALMA, F.M. de S.; CARMO, J.B. do. **Decomposição da matéria orgânica de compostos de lixo urbano e posterior preparo de extratos nítrico-perclórico**. Campinas: Embrapa Informática Agropecuária, 2001. 12p. (Embrapa Informática Agropecuária. Circular Técnica, 1).

COMPANHIA DE TECNOLOGIA DE SANEAMENTO AMBIENTAL. **Aplicação de biossólido em áreas agrícolas: critérios para projeto e operação**. São Paulo, 1999. 35p. (Manual Técnico).

CRAVO, M.S. **Composto de lixo urbano como fonte de nutrientes e metais pesados para alfafa**. 1995. 148f. Tese (Doutorado) - Centro de Energia Nuclear na Agricultura/ Universidade de São Paulo, Piracicaba.

DEMAJOROVIC, J. *Da política tradicional de tratamento de lixo à política de*

gestão de resíduos sólidos: as novas prioridades. **Revista de Administração de Empresas**, v. 35, nº3, p.88-93, 1995.

DURKIN, J. **Expert systems: design and development**. Englewood Cliffs: Prentice Hall, 1994. 800p.

GALVÃO JUNIOR, A.C. **Aspectos operacionais relacionados com usinas de reciclagem e compostagem de resíduos sólidos domiciliares no Brasil**. 1994. 113f. *Dissertação (Mestrado em Hidráulica e Saneamento) - Universidade de São Paulo / Escola de Engenharia de São Carlos, São Carlos.*

GROSSI, M. G. de L. **Avaliação da qualidade dos produtos obtidos de usinas de compostagem brasileiras de lixo urbano através de determinação de metais pesados e substâncias orgânicas tóxicas**. 1993. 222f. *Tese (Doutorado em Ciências) - Universidade de São Paulo, São Paulo.*

HOGG, D.; BARTH, J.; FAVOINO, E.; CENTEMERO, M.; CAIMI, V.; AMLINGER, F.; DEVLIEGHER, W.; BRINTON, W.; ANTLER, S. **Comparison of compost standards within the EU, North America and Australasia**. Oxon: The Waste and Resources Action Programme-WRAP, 2002. 97p.

KIEHL, E.J. **Fertilizantes orgânicos**. Piracicaba: Editora Ceres, 1985. 492p.

OLIVEIRA, F.C. **Disposição de lodo de esgoto e composto de lixo urbano num latossolo vermelho-amarelo cultivado com cana-de-açúcar**. 2000. 247f. *Tese (Doutorado) - Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz/ Universidade de São Paulo, Piracicaba.*

PEREIRA NETO, J.T. **Manual de compostagem**. Belo Horizonte: UNICEF, 1996. 56p. PIRES, A. M. M.; SANTOS, A. D. dos; ABREU JÚNIOR, C. H.; TEIXEIRA, E. N.; SILVA, F. C. da; GURRINI, I.; BELTRAME, K. G.; BARREIRA, L. P.; RODRIGUES, L. H. A.; LIGO, M. A. V.; RODRIGO, M. S.; RIBEIRO, M. A.; GROOKE, M.; ABREU, M. F. de; BERTON, R. S.; BETTIOL, W. **Estabelecimento de padrões de qualidade e de monitoramento da aplicação de compostos de lixo urbano em solos agrícolas e florestais**. Brasília, DF: Embrapa, 2004. 26 p. (Embrapa. Macroprograma 3 – Desenvolvimento Tecnológico Incremental). Projeto em Andamento.

RAIJ, B. van; CANTARELLA, H.; QUAGGIO, J. A.; FURLANI, A. M. C. **Recomendações de adubação e calagem para o Estado de São Paulo**. 2ª ed. Campinas: Instituto Agrônômico e Fundação IAC, 1996. 285p. (Boletim Técnico, 100).

SILVA, C. A. B.; PEREIRA NETO, J. T.; FERNANDES, A. R.; NOVAIS, F. V. *Reciclon 2.0: um sistema de apoio à implantação de pequenas unidades de reciclagem de*

resíduos sólidos. In: CONGRESSO DA SOCIEDADE BRASILEIRA DE INFORMÁTICA APLICADA À AGROPECUÁRIA E AGROINDÚSTRIA, 2,1999, Campinas. **Anais...** Disponível em: <http://www.agrosoft.org.br/trabalhos/ag99/artigo40.htm>. Acesso em: 09 mar. 2005.

SILVA, F. C. da; COSTA, F. O. da; ZUTIN, R.; RODRIGUES, L. H. **Sistema especialista para aplicação do composto de lixo urbano na agricultura.** Campinas: Embrapa Informática Agropecuária, 2002a. (Documentos, 22). Disponível em: <http://www.cnptia.embrapa.br/publica/2002/doc22.pdf>. Acesso em: 08 mar. 2005.

SILVA, F. C. da; BERTON, R. S.; CHITOLINA, J. C.; BALLESTERO, S. D. **Recomendações técnicas para o uso agrícola do composto de lixo urbano no Estado de São Paulo.** Campinas: Embrapa Informática Agropecuária, 2002b. (Circular Técnica 3).

VASCONCELOS, Y. "O melhor do lixo" – Software e nova metodologia de análise indicam a qualidade do composto orgânico usado como adubo. **Pesquisa Fapesp**, nº91, p.75-81, set. 2003.

WEBER, E.; HASENACK, H. Avaliação de áreas para instalação de aterro sanitário através de análises em SIG com classificação contínua dos dados. In: CONGRESSO E FEIRA PARA USUÁRIOS DE GEOPROCESSAMENTO DA AMÉRICA LATINA, 6, 2000, Salvador, BA. **Anais...** Disponível em: <http://delmonio.ecologia.ufrgs.br/idrisi/artigos/aterro.pdf>. Acesso em: 30 out. 2004.

# **V** COMPARAÇÃO DE PADRÕES DE QUALIDADE DE COMPOSTO ORGÂNICO ENTRE DIFERENTES PAÍSES

**Kátia G. Beltrame**

**Fernando J. P. de C. Carvalho**

## **Introdução**

A compostagem tem sido utilizada em nosso planeta há milênios. Até na Bíblia há referências a ela; portanto, não é nenhuma novidade. Resumidamente, define-se como um processo biológico, no qual os microrganismos convertem materiais ricos em matéria orgânica em um produto parecido com o húmus, denominado composto (HOITINK; KEENER, 1993).

A compostagem é reconhecida como um tratamento ambientalmente amigável, de baixo custo e para inúmeros resíduos orgânicos, como restos de culturas, podas de jardinagem, lodo de esgoto, lixo urbano e resíduo industrial (RYNK, 1992).

O composto é um produto totalmente diferente do material que o originou, apresentando-se como um produto de fácil manuseio e que pode ser estocado por longos períodos de tempo. Muitos benefícios advêm do uso de composto no solo, como: redução da erosão, aumento da infiltração e retenção de água, diminuição das flutuações de temperatura do solo, melhoria da saúde das plantas através do controle biológico de patógenos e pestes, condicionamento do solo com acerto do pH e fornecimento de nutrientes para sustentar o crescimento das culturas (DE BERTOLDI *et al.*, 1986).

Com o aumento da consciência ecológica aliada a uma grande oportunidade de negócios, as empresas de compostagem proliferam-se por todo o mundo, inclusive no Brasil. Como consequência desse fato, o mercado nacional passou a oferecer uma enorme quantidade de composto sem qualquer controle do padrão de qualidade, o que definitivamente colocava em risco a saúde do consumidor final e do meio ambiente, assim como a integridade das terras agricultáveis.

Diante dessa situação, o Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento – MAPA publicou, em 14 de janeiro de 2004, o Decreto Nº 4.954, o qual regulamenta a Lei Nº 6.894, de 16 de dezembro de 1980, e dispõe sobre a inspeção e fiscalização da produção e do comércio de fertilizantes orgânicos, corretivos, inoculantes ou biofertilizantes destinados à agricultura.

Esse Decreto representou um grande salto qualitativo, uma vez que passou a contemplar produtos e matérias-primas que o Decreto anterior, Nº 86.955, de 18 de fevereiro de 1982, não reconhecia, além de embasar a publicação das Instruções Normativas para cada segmento do setor produtivo. Nesse intuito foi publicada a Instrução Normativa MAPA Nº 10, de 6 de maio de 2004, que dispõe sobre a classificação e os registros dos estabelecimentos e produtos, exigências e critérios para as embalagens, bem como procedimentos para a coleta de amostras dos fertilizantes orgânicos.

Já na Instrução Normativa SDA Nº 23, de 31 de agosto de 2005, são apresentadas as classes e os padrões de qualidade específicos para os fertilizantes orgânicos, que estão diretamente vinculados a origens das matérias-primas utilizadas em sua produção. A IN/SDA Nº 27, de 09 de junho de 2006, trata dos limites das concentrações máximas admitidas para agentes fitotóxicos, patogênicos ao homem,

animais e plantas, metais pesados tóxicos e ervas daninhas para fertilizantes, corretivos, inoculantes e biofertilizantes. A IN/SDA Nº 35, de 4 de julho de 2006, aprova as normas sobre especificações e garantias, tolerâncias, registro, embalagem e rotulagem dos corretivos de acidez, de alcalinidade e de sodicidade e dos condicionadores de solos destinados à agricultura.

A legislação sobre fertilizantes orgânicos e as orientações para o registro de estabelecimentos produtores e de produtos estão disponíveis no site do Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento, [www.agricultura.gov.br](http://www.agricultura.gov.br).

Os sistemas de qualidade do composto refletem o desenvolvimento político e industrial dos diferentes países. Assim, podemos estabelecer um paralelo entre os padrões nacionais e os de alguns países nos quais tanto a atividade de compostagem como a qualidade e o uso do composto são regulamentados e estão consagrados há muito tempo.

O Reino Unido criou, em 2001, um programa bastante ativo de pesquisa para apoiar o desenvolvimento e a sustentabilidade do gerenciamento dos resíduos orgânicos, o WARP (The Waste and Resources Action Programme). Esse programa conta com profissionais altamente capacitados, e, em junho de 2002, publicou um trabalho extremamente elucidativo, que estabelece comparações entre os diferentes padrões de qualidade do composto em dezenove países: Áustria, Bélgica, Dinamarca, Finlândia, França, Alemanha, Grécia, Irlanda, Itália, Luxemburgo, Países Baixos, Portugal, Espanha, Suécia, Reino Unido, Austrália, Nova Zelândia, Canadá e Estados Unidos (HOGG *et. al.*, 2002).

O texto que se segue é uma compilação dessa pesquisa e mantém o foco nas diferenças entre os parâmetros de qualidade de compostos mais impactantes, quando do estabelecimento de um



conjunto de padrões que visam à proteção ambiental e da saúde humana e animal, colaborando para a formação de um mercado salutar e confiável.

## **Fundamentos de padrões de qualidade de composto**

Por abranger questões relacionadas à proteção ambiental e da saúde, a compostagem de resíduos orgânicos deve ser uma atividade embasada em regulamentos estatutários, que cobrem não somente aspectos ligados à sanidade do produto, a substâncias perigosas e a impurezas, mas também todo o monitoramento do processo que irá transformar os resíduos em produto. É muito importante a definição bem clara desses aspectos, porque eles vão adquirir status de lei, isto é, uma vez regulamentados deverão ser cumpridos por todos. Por ter natureza estatutária, qualquer engano cometido na adoção desses padrões pode trazer conseqüências desastrosas, pois para corrigi-lo há a necessidade da mobilização de políticos, pesquisadores, fabricantes e consumidores, o que demanda muito tempo.

Essa discussão leva à seguinte pergunta: quais seriam as exigências mínimas básicas que devem fazer parte dos padrões estatutários?

Os critérios mínimos devem incluir, pelo menos, metais pesados, poluentes orgânicos (quando se julgar necessário) e agentes patogênicos. Esses parâmetros poderiam ser complementados por padrões que avaliam o grau de estabilidade (maturidade) do composto.

Para facilitar a compreensão dos consumidores e também esclarecer a opinião pública sobre o que é um produto seguro, seria sensato fazer uma classificação simples, com um pequeno número

de classes. Assim, o papel do governo fica restrito àqueles padrões estatutários mínimos, que são fixos e que devem ser cumpridos por todos os fabricantes para manter a sustentabilidade agrícola e ambiental dos campos cultivados.

No Brasil os padrões terão caráter estatutário porque serão definidos pelo Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento – MAPA. A Instrução Normativa é que definirá quais os parâmetros a serem normalizados; seus limites serão publicados no site [www.agricultura.gov.br](http://www.agricultura.gov.br) do MAPA em abril de 2005 e permanecerão por dois meses para consulta pública. A seguir, as sugestões serão discutidas e avaliadas, para finalmente serem institucionalizadas.

## **Sistemas de garantia de qualidade**

A maioria dos países europeus conta com uma boa base estatutária e também com a preciosa ajuda das Organizações Certificadoras, que trabalham com padrões de qualidade voluntários (Tabela 1). Uma importante característica dos padrões voluntários é que, ao contrário dos padrões estatutários, eles são muito mais flexíveis, portanto mais fáceis de serem alterados, sendo considerados como aliados importantes nos locais onde os mercados ainda não estão bem definidos. Evidentemente, isso só é possível porque essas Organizações são absolutamente confiáveis, e, além de reforçarem a preocupação preventiva dos padrões Estatutários, abrangem também aspectos da qualidade do composto em suas Diretrizes.

**Tabela 1.** Classificação de qualidade de composto e resíduo orgânico na Europa.

País	Tipos e Classes de Qualidade
Austria	Estatutária: Classe A+ (para fazendas orgânicas), Classe A (para áreas agricultáveis que produzem alimentos e áreas de pastagens) e Classe B (para outros usos que não agrícolas ou pastagens), baseada em diferentes tipos de matérias-primas e conteúdos de metais pesados.
Bélgica/Flandres	Quase Estatutária: Composto de resíduos de origem vegetal, frutas e jardins, VFG composto e humotex. Composto feito da parte orgânica do lixo não tem classificação.
Dinamarca	Não há necessidade de critério de qualidade para compostos feitos de resíduos vegetais.
Alemanha	Estatutária: Normas de resíduos biodegradáveis (Biowaste Ordinance) Tipo I e II, com diferentes conteúdos de metais. Padrões Voluntários (RAL): composto fresco e "maduro" (humificado), composto para cobertura e substrato, resíduos "digeridos" (obtidos a partir de degradação anaeróbica) sólidos ou líquidos.
Itália	Estatutária: Um nível. Voluntário: Emendas de composto com separação na fonte do lixo urbano (2 tipos dependendo da matéria-prima) e composto de lixo sem coleta seletiva MSW.
Luxemburgo	Estatutária: Composto fresco e maduro.
Holanda	Estatutária: Composto e composto muito bom.
Suécia	Voluntário: composto e resíduos "digeridos" (obtidos a partir de degradação anaeróbica).
Espanha	Com ou sem separação na fonte.
Reino Unido	Voluntário: Associação de Compostagem definido pelo conteúdo de metais (impurezas e patógenos).
Canadá	Voluntário: AAFC - Uma classe baseada no conteúdo de metais pesados. Voluntário: CCME - Duas classes baseadas no conteúdo de metais pesados. Voluntário: BNQ - Três classes - os conteúdos de metais pesados, de matéria orgânica (base seca) e níveis de outros materiais inertes distinguem classes AA, A e B.
Estados Unidos	Estatutária: uma classe baseada no conteúdo de matéria orgânica.
Austrália	Voluntário: nível de pasteurização (sanidade) e granulometria/estabilidade.
Nova Zelândia	Voluntário: gama de parâmetros, exceto metais pesados.

## Procedimentos para o estabelecimento de padrões

### Metais pesados

Os países que começam a estabelecer reciclagem de resíduos orgânicos com o objetivo de produzir um composto de alta qualidade procuram adotar regulamentações baseadas nos parâmetros perigosos, sendo as concentrações de metais pesados o exemplo mais comum (Tabela 2).

**Tabela 2:** Concentrações limite de metais pesados em compostos de alguns países (mg/kg de M.S., exceto quando declarado).

País	Regulamentação	Cd	Cr total	Cr VI	Cu	Hg	Ni	Pb	Zn	As
Áustria	Decreto Composto: Classe A+ (fazendas orgânicas).	0,7	70	-	70	0,4	25	45	200	-
	Decreto Composto: Classe A (agricultura, jardinagem).	1	70	-	150	0,7	60	120	500	-
	Decreto Composto: Classe B (paisagismo e remediação), valor limite.	3	250	-	500	3	100	200	1800	-
	Decreto Composto: Classe B (paisagismo, remediação) Valor de referência (se passou muito dos valores do rótulo).	-	-	-	400	-	-	-	1200	-
Bélgica	Ministério da Agricultura.	1,5	70	-	90	1	20	120	300	-
Dinamarca	Composto depois de 01/06/2000.	0,4	-	-	1000	0,8	30	120/60 para jardins particulares	4000	25
Finlândia	Fertilised growing media	3	-	-	600	2	100	150	1500	50
França	NF Composto Urbano	3	-	-	-	8	200	800	-	-
Alemanha	Garantia de Qualidade RAL GZ-composto(digestion)	1,5	100	-	100	1	50	150	400	-
	Ordem de resíduos orgânicos (I) <sup>o</sup>	1	70	-	70	0,7	35	100	300	-
	Ordem de resíduos orgânicos (II) <sup>o</sup>	1,5	100	-	100	1	50	150	400	-
Grécia	Especificações e programas gerais de manejo de resíduos sólidos	10	510	10	500	5	200	500	2000	15
Irlanda	Limites em Licenças recentes	1,5	100	-	100	1	50	150	350	15
Itália	Valores limites para a fração de sólidos orgânicos	10	500	10	600	10	200	500	2500	10
	Verde (ACV) e Misturado (ACM) Emenda de compostagem	1,5	-	0,5	150	1,5	50	140	500	-
Luxemburgo	Licença para Empresas de compostagem	1,5	100	-	100	1	50	150	400	-
Países Baixos	Composto	1	50	-	60	0,3	20	100	200	15
	Composto (muito limpo)	0,7	50	-	25	0,2	10	65	75	5

Portugal	Decreto de lodo (valores limite utilizados também para MSW).	20	1000		1000	16	300	750	2500	-
Espanha	Decreto 1310/1990 pH>7,0 (lodo de esgoto na agricultura)	40	1500	-	1750	25	400	1200	4000	-
	Decreto 1310/1990 pH<7,0 (lodo de esgoto na agricultura)	20	1000	-	1000	16	300	750	2500	-
	Ordem 28/N/1998 sobre fertilização B.O.E. n.ºm. 131.2 Junho 1998	10	400	-	450	7	120	300	1100	-
Modelo Espanhol de Compostagem	Classe AA	2	250	-	300	2	100	150	400	-
	Classe A	5	400	-	450	5	120	300	1100	-
Modelo Catalão de Compostagem	Classe A	2	100	0	100	1	60	150	400	-
	Classe B (resíduos biodegradáveis estabilizados)	3	250	0	500	3	100	300	1000	-
Suécia	Valores de referência de QAS	1	100	-	100	1	50	100	300	-
	(Sistemas de controle de Qualidade)									
Reino Unido	UKROFS "Composto de lixo domiciliar"	0,7	70	0	70	0,4	25	45	200	-
	Selo de Qualidade da Associação de Compostagem	1,5	100	-	200	1	50	150	400	-
Canadá	BNQ Tipo AA e A, CCME Categoria A	3	210	-	100	0,8	62	150	500	13
	BNQ Tipo B, CCME Categoria B e AAFC	20	1060*		757*	5	180	500	1850	75
Estados Unidos	EPA CFR40/503 Sludge Rule	39	Sem leito	-	1500	17	420	300	2800	41
	Estado de NY CEC* Classe I	10	100	-	1000	10	200	250	2500	-
	Estado de WA Dept* de Ecologia, Grau A	10	600	-	750	8	210	150	1400	20
	Estado de WA Dept* de Ecologia, Grau AA	39	1200	-	1500	17	420	300	2800	20
	Texas TNRCC Composto Grau 1	16	180	-	1020	11	160	300	2190	10
	Texas TNRCC Composto Grau 2	39	1200	-	1500	17	420	300	2800	41
	Selo Orgânico Rodale de composto de qualidade	4	100	-	300	0,5	50	150	400	10
Austrália	ARMCANZ limites para biosólidos	3	400		200	1	60	200	250	20
Nova Zelândia	DoH Valores (1992)	15	1000	-	1000	10	200	600	2000	-
Comunidade Européia (EC)	Draft W.D. Biological Treatment of Biowastes (classe 1)	0,7	100		100	0,5	50	100	200	
	Draft W.D. Biological Treatment of Biowastes (classe 2)	1,5	150		150	1	75	150	400	
EC "ecolabel"	2001/688/EC	1	100		100	1	50	100	300	10
EC "ecoagric"	2092/91 EC - 1488/98 EC	0,7	70	0	70	0,4	25	45	200	

\* Válido apenas para Padrão BNQ.

Normalmente, a faixa de valores de limite adotada identifica produtos de qualidade comum ou excepcional, e as tolerâncias também são consideradas.

Duas diferentes filosofias para a adoção dos limites de metais pesados podem ser adotadas:

1. A que fixa valores baixos e níveis muito restritivos para os metais pesados, ainda que permita uma faixa de variação considerável, como a da Áustria, Dinamarca e Países Baixos;

2. A que estabelece um limite moderado para metais pesados e permite divergências relativamente pequenas, como a da Alemanha.

Os padrões austríacos e do Reino Unido (UKROFS) para agricultura orgânica, junto com o Ordinance Compost Type 1 alemão, formam um grupo que adota limites muito rígidos. O Reino Unido e a Áustria sofrem clara influência do Anexo II/A do regulamento da EC 2092/91/EEC.

Embora o limite holandês seja o mais baixo para o zinco (200 ppm-Tabela 2), esse valor pode, efetivamente, atingir o limite de 286 mg/kg de matéria seca, o que é ainda um valor bastante rígido, entretanto viável (Tabela 03).

**Tabela 3: Concentrações limite de metais pesados e tolerâncias permitidas (mg/kg M.S.).**

Países	Cromo	Níquel	Cobre	Zinco	Cádmio	Mercúrio	Chumbo
Austria				(+ 30%)			
Classe A	70	60	150	500	1	0,7	120
+ 50%	105	90	225	650	1,5	1,05	180
Bélgica							
Ministério da Agricultura	70	20	90	300	1,5	1	120
Dinamarca							
Ordem Estatutária	100	30	1000	4000	0,4	0,8	120
+ 50%	150	45	1500	6000	0,6	1,2	180
Alemanha +							
Luxemburgo							
RAL e Decreto de Materiais Biodegradáveis II	100	50	100	400	1,5	1	150
+ 25%	125	75	125	500	1,875	1,25	187
Países Baixos							
Composto	50	20	60	200	1	0,3	100
x 1,43	72	29	80	286	1,4	0,4	143

Igualmente, os padrões italianos podem não ser tão baixos em números absolutos, porém não há qualquer faixa de tolerância. Alemanha e Luxemburgo permitem tolerâncias de 25% dos valores, enquanto que os Países Baixos adotam um fator de divergência de 1,43 para um único metal pesado em uma única análise. No Reino Unido, os padrões da associação de compostagem admitem tolerâncias dentro de um sistema de pontos. Assim, amostras de composto que ocasionalmente excedam um ou mais limites, ou que mais freqüentemente excedam um limite, mesmo que por uma variação insignificante, não serão, necessariamente, as primeiras a se beneficiarem dessa tolerância.

## **Problemas de amostragem e problema analítico**

Um fator muito importante a ser considerado é a qualidade da amostra, ou seja, como ela foi preparada e enviada ao laboratório e como foi analisada.

Presume-se que os técnicos de laboratórios sejam treinados para coletar amostras representativas que estejam de acordo com os regulamentos, especialmente quando realizam a amostragem de grandes quantidades e precisam reduzir grandes porções de amostras iniciais em uma amostra final de pequeno volume, porém representativa.

Resultados de estudos de checagem de laboratórios europeus indicam que a margem de erro de amostragem e de erro analítico fica em torno de 40%. Assim, se os limites impostos forem muito pequenos, qualquer erro pode levar a resultados que os excedam, abrindo uma brecha para que a empresa que se sentir lesada possa questionar a validade dos resultados, visto que a margem de erro é muito grande. Assim, deve-se procurar estabelecer valores de limites e faixas de tolerância que sejam compatíveis com a realidade e que

possam realmente ser cumpridos pelas empresas, garantindo a produção de um composto de qualidade.

## Padrões para contaminantes orgânicos

Alguns países estabeleceram limites para poluentes orgânicos (Tabela 4). Na Alemanha e nos Países Baixos não há nenhum padrão para essas substâncias, porém o governo alemão estuda a possibilidade da adoção de limites para algumas substâncias orgânicas perigosas. A Dinamarca tem uma legislação bastante restrigente em relação a essas substâncias. Os pesticidas mais preocupantes geralmente encontrados em compostos são: carbaril, atrazina, clordane, 2,4-D, dieldrin, clorpirifós, diazinon e malation, além de outros.

Tabela 4: Valores limite para contaminantes orgânicos em compostos.

	Áustria Apenas para composto de lixo sem coleta seletiva	Dinamarca Biowaste compost (1 análise /ano)	Luxemburgo Valores de Referência para composto fresco e maduro
PCB <sup>1</sup>	1 mg/kg ms		0,1 mg/kg m.s. (4 análises/ano)
PCCD/F <sup>2</sup>			20 ng/kg m.s. (4 análises/ano)
Dioxinas	50ng ITEQ/kg ms		
PAH <sup>3</sup>	6mg/kg ms	3mg/kg ms	10mg/kg ms
AOX <sup>4</sup>	500mg/kg ms		
Hidrocarbonos	3000mg/kg ms		
LAS <sup>5</sup>		1300mg/kg ms	
NPE <sup>6</sup>		30mg/kg ms	
DEHP <sup>7</sup>		50mg/kg ms	

<sup>1</sup>PCB: polifenilclorados; <sup>2</sup>PCCD/F: dibenzofurum; <sup>3</sup>PAH: hidrocarbonos poliaromáticos; <sup>4</sup>AOX: halogênios orgânicos adsorvíveis; <sup>5</sup>LAS: alquilbenzenosulfonato linear; <sup>6</sup>NPE: nonifenol; <sup>7</sup>DEHP: di(2-etilhexil)ftalato.



As Diretrizes Australianas para lodo de esgoto (biossólidos) adotam limites para PCBs e vários pesticidas (normalmente herbicidas) (Tabela 5). Tipicamente, eles analisam lindano, heptacloro, DDT e derivados e os drins (aldrin, dieldrin, etc.).

**Tabela 5:** Limites dos padrões de referência da Legislação Estadual e Federal na Austrália.

Contaminantes Orgânicos	ARMCANZ Grade A mg/kg m.s.	Victória Draft Legislation ( <i>unrestricted use</i> ) mg/kg m.s.
DDT/DDD/DDE	<1 (total)	0,5
PCBs	<1 (total)	0,05
Dieldrin Clordane Heptacloro HCB Lindano	< 0,2 para cada um	0,05
Aldrin	< 0,2	

## Padrões para patogênicos, impurezas e ervas daninhas

Todos os países com padrões estatutários, com a exceção dos Países Baixos, têm testes para averiguar o nível de contaminação de patógenos que envolvem a prova de presença/ausência de microrganismos específicos, como Salmonellas e Coliformes fecais (Tabela 6).

Testes para a presença de impurezas, no caso de composto de lixo urbano, também são necessários, sendo que todos os países regulamentados também possuem padrões para limitar as impurezas, com exceção dos EUA, possivelmente, porque seu padrão é para lodo de esgoto, portanto sem impurezas ou inertes.

Os padrões de alguns países permitem uma contaminação maior de impurezas na forma de pedras do que na de plástico e vidro. Em relação à presença de ervas daninhas, não há um quadro uniforme. A maioria desenvolveu sistemas de controle; a Áustria e a Alemanha têm padrões com bases estatutárias, como fizeram Flandres e outras regiões da Bélgica.

**Tabela 6:** Exigências relativas a patogênicos, impurezas e ervas daninhas.

Pais	Presença de Patogênicos	Presença de Impurezas	Presença de ervas daninhas
Áustria	Estatutária: depende da área de aplicação.	Estatutária: impurezas > 2mm; agric.: máx 0,5%; outras finalidades que não para produção de alimentos: máx. 1,0%.	Estatutária: horticultura/campos de recreação/ composto ensacado: máx. 3 pl./L (testes de germinação).
Bélgica/Flandres	Estatutária: processos de controle indiretos.	Estatutária: pedras > 5 mm, máx. 2%; impurezas > 2 mm, máx. 0,5%.	Estatutária: não é permitida a presença de plantas daninhas nos testes de germinação.
Bélgica/Valonia	Estatutária: processos de controle indiretos.	Estatutária: pedras > 5 mm, máx. 2%; impurezas > 2 mm, máx. 0,5%.	Estatutária: não é permitida a presença de plantas daninhas nos testes de germinação.
Bélgica/Bruxelas	Estatutária: processos de controle indiretos.	Estatutária: pedras > 5 mm, máx. 2%; impurezas > 2 mm, máx. 0,5%.	Estatutária: não é permitida a presença de plantas daninhas nos testes de germinação.
Dinamarca	Estatutária.	Estatutária: as partículas de plástico, metal e vidro maiores do que 2mm não podem exceder 0,5% do peso em base seca.	Voluntário: 3 níveis de contaminação para sementes e propágulos de plantas: Muito baixo: < 0,5; Médio: 0,5-2/L; Alto: > 2/L.
Finlândia	Apenas por observação não tem magnitude prejudicial.	Estatutária: máx. 0,5% na umidade natural.	Não

França	Estatutária: sem presença de microrganismos perigosos, os quais podem pôr em risco o homem, os animais ou o meio ambiente.	Sim	Não
Alemanha	Processo Estatutário e testes de produto.	Estatutária: 0,5% peso m.s. de plástico, vidro, metal, pedras > 5mm, < 5% peso.	Estatutária: plantas germinadas e propágulos (< 0,5 pl./L) para uso como substrato.
Grécia	Estatutária: não pode detectar Enterobacteria.	Plástico < 0,3% peso seco; vidro 0,5% peso seco.	Não
Irlanda (Licenciamento)	Os parâmetros para patógenos humanos e de plantas ainda estão em estudo.	< 1,5% de > 25 mm da massa seca.	Não
Itália	Estatutária.	Estatutária: plásticos (malha < 10mm); < 0,5% peso/m.s.; materiais inertes (malha < 10mm): < 1% peso/m.s.; materiais inertes (malha >10 mm): ausente.	Estatutária: lei de fertilizante exige que se cumpra o Decreto velho: ausência de sementes de ervas daninhas em 50g.
Luxemburgo (Licenciamento)	Processo Estatutário e testes de produto.	Estatutária: plásticos, vidro, metal (>2 mm) < 0,5% peso/ms; pedras (<5mm) < 5% peso/m.s.	Estatutária: máx. 2 sementes/L.
Holanda	Testes voluntários de produtos.	Voluntário: vidro (> 2 mm) < 0,2% m.s., pedras (> 5 mm) < 2% m.s., vidro (> 16 mm) ausentes.	Voluntário: máx. 2 sementes germinadas e propágulos/L.
Portugal	Não	Não	Não

Espanha	Teste de produto Estatutário	Estatutária: partículas plásticas e outros inertes não devem ser maiores de 10 mm	Sim, Estatutária
Suécia	Teste de produto Voluntário	Voluntário: plástico, vidro e metais (> 2mm) < 0,5% m.s.	Voluntário: < ou = 2/L
Reino Unido (Associação de Compostagem)	Teste produto – para 2 espécies indicadoras de patogenicidade	Voluntário: < 1% m/m de amostra seca ao ar < 1% vidro, metal e plástico, da qual 0,5% m/m plástico e pedras < 5% m/m (se impureza >2 mm)	Voluntário: < 5 propágulos viáveis/L.
Canadá	CCME (Estatutária) e BNQ (Voluntária) limites fixos para Coliformes fecais e <i>Salmonellae</i>	CCME (Estatutária) e BNQ (voluntária), M.O. "de fora" são definidas como qualquer material de dimensão acima de 2mm que tenha sido fabricado pelo homem, de constituição orgânica ou inorgânica, como metal, vidro, e polímeros sintéticos (por exemplo, plástico e borracha podem estar presentes no composto, excluindo terra, madeira e pedras). São divididos em três classes específicas em termos de % massa seca em estufa.	Não
Estados Unidos	Estatutária – Teste produto	Não	Não

Austrália	Através das Diretrizes Estaduais ou Federal para Biossólidos.	Voluntária – Vidro, metais e plásticos rígidos >2 mm ≤ 0,5ms; plásticos leves, flexíveis ou filme > 5 mm, ≤0,05%ms; pedras e pedaços de argila ≤5% ms; Aconselha-se aos fabricantes e seus clientes que combinem um nível máximo aceitável de contaminação visual por plástico.	Não
Nova Zelândia	Voluntário – são adotados parâmetros de referência cruzada dos regulamentos de DoH.	100% de passante através de malha de 15 X 15 mm.	Não

## Outras características do composto

### Estabilidade/Maturidade

A estabilidade de um composto é vista como uma característica muito importante. Em determinadas situações específicas, o uso de um composto imaturo ou pouco estabilizado pode ser altamente problemático. A decomposição ativa e contínua desse composto, quando incorporada ao solo ou meio de crescimento (substrato), pode trazer impactos desastrosos no crescimento das plantas, porque reduz a concentração de oxigênio e de nitrogênio na rizosfera e pode conter substâncias fitotóxicas. Por essa razão, foram desenvolvidos testes para avaliar a maturidade dos compostos, como mostra a Tabela 7.

**Tabela 7: Testes de estabilidade de produtos.**

	Teste de Estabilidade
Áustria	Teste do agrião: requer um desenvolvimento mínimo de <i>Lepidius sativum</i> por um período de cerca de nove dias. Os parâmetros que podem ser medidos são biomassa, taxa e tempo de demora de germinação.
Bélgica/ Flandres	Estatutária: taxa de nitrato/amônia > 1 para composto de resíduos biodegradáveis - espera-se que ocorram mudanças a um grau de estabilidade de "Rottegrad IV" <sup>1</sup> .
Dinamarca	Voluntário: o grau de estabilidade (em planilhas) é designado como: ainda não pronto, fresco, estável ou muito estável <sup>1</sup> , e deve ser calculado de acordo com métodos analíticos "demanda total de O <sub>2</sub> em 96 horas" e teste de composto "Solvita".
Alemanha	Voluntário: Rottegrad (grau de decomposição) <sup>1</sup> .
Luxemburgo	Estatutário: Rottegrad (grau de decomposição) <sup>1</sup> .
Países Baixos	Voluntário: Rottegrad (temperatura máx. registrada) <sup>1</sup> .
Suécia	Voluntário: temperatura ou teste Solvita.
Reino Unido	Voluntário: nenhum, embora a declaração da relação C/N seja exigida.
Canadá	CCME e BNQ, um composto é considerado maduro se atende a três exigências: (1) relação C/N < 25; (2) taxa de demanda de oxigênio < 150mg O <sub>2</sub> /kg de sólidos voláteis /hora; e (3) taxa de germinação de sementes de agrião ( <i>Lepidium sativum</i> ) ou alface ( <i>Raphanus sativus</i> ) no composto deve ser maior que 90% da taxa de germinação na testemunha, e a taxa de crescimento de plantas em uma mistura de composto e solo não deve diferir mais de 50% em relação à amostra de controle. OU composto deve ser curado por no mínimo 21 dias, e a redução da M.O. deve ser > 60% no peso. OU se nenhuma outra determinação de maturidade for feita, o composto deve ser curado por um período de 6 meses. A pilha de cura deve ser mantida em condições aeróbicas. A cura começa quando ocorre redução dos microrganismos patogênicos e o composto não consegue mais atingir temperaturas termofílicas. As Diretrizes CCME também validam os seguintes critérios: o composto deve ser curado por pelo menos 21 dias e não atingir temperaturas maiores de 20°C sob temperatura ambiente.
Estados Unidos	Estatutária em alguns estados.
Austrália	Voluntário: nenhum; recomenda-se monitorar temperatura.
Nova Zelândia	Voluntário: testes de pH, condutividade elétrica, nitrato, amônia, granulometria <sup>2</sup> .

<sup>1</sup>O teste de Rottegrad pode ser considerado como uma forma particular de teste de auto-aquecimento. <sup>2</sup>Vários dos outros padrões incluem medidas semelhantes a estas; além dos testes para estabilidade listados nessa tabela para a maioria dos países, o levantamento focou testes de estabilidade diretos.

Nos Estados Unidos, em recente trabalho conjunto entre o Conselho de Qualidade de Composto da Califórnia (CCQC), o Conselho de Gerência Integrada de Resíduos da Califórnia (CIWMB) e outros revisores, definiu-se a maturidade como um grau de perfeição (integridade) do processo de compostagem. Essa conclusão contrasta com definições anteriores usadas na América, já que a maturidade não é vista como uma característica única, que pode ser avaliada isoladamente, e sim através da medida de dois ou mais parâmetros, depois da medida da Relação C/N. O sistema proposto na Califórnia é demonstrado na Tabela 8.

**Tabela 08:** Proposta seqüencial do CCQC de parâmetros para determinar o índice de maturidade do composto.

Passo 1: Medida da Relação C/N	
Passo 2: Se C/N < 25, proceder de acordo com cada um (A) ou (B)	
Parâmetros do Grupo A (selecione um)	Grupo B (selecione um)
Respiração.	1. Taxa de amônia/nitrato.
1. Evolução de CO <sub>2</sub> (incluindo CO <sub>2</sub> laboratorial ou Teste Solvita).	2. Concentração de amônia (inclusive amônia Solvita).
2. Requerimento de O <sub>2</sub> .	3. Ácidos orgânicos voláteis.
3. Teste Dewar de auto-aquecimento.	4. Testes de plantas.

## Fitotoxicidade

O tema estabilidade é parcialmente relacionado com fitotoxicidade. Normalmente, os compostos maduros (curados) têm menor possibilidade de causar problemas no desenvolvimento de plantas. Alguns países usam plantas-teste para indicar a maturidade do composto, como a Áustria. Outros ainda têm testes para detectar agentes fitotóxicos. Os países com padrões são a Áustria, Alemanha, Itália, Luxemburgo, Países Baixos, Reino Unido, Austrália e Nova Zelândia.

Todos os padrões de fitotoxicidade, com exceção do que ocorre na Itália, são feitos através de testes de crescimento de plantas. Os resultados dos testes são medidos avaliando-se a taxa de germinação/crescimento das plantas, ou se medindo o desempenho do desenvolvimento das plantas em diferentes concentrações de misturas de composto e solo ou qualquer substrato inerte, como areia lavada, ou sílica grossa, ou vermiculita.

Na Itália e nos Países Baixos, o composto é avaliado também em relação aos organismos potencialmente prejudiciais. Nos Países Baixos, são avaliados os nematóides, vírus de Rizomanie e Plasmodiophora brassicae (vol), e na Itália nematóides, cestóides e trematódeos.

## **Conclusões**

Os padrões referentes aos aspectos poluidores são adotados com o propósito de se proteger o solo de possíveis contaminações. Este deve ser o foco principal dos padrões de precaução. O conjunto de padrões adotados deve ser passível de ser alcançado através de processos de compostagem bem conduzidos. Esses padrões devem ser unificados, isto é, padronizados, normalizados. Atenção redobrada deve ser dispensada à metodologia adotada para se avaliarem esses padrões, especialmente em relação aos seus custos e à frequência de realização.

A eleição dos parâmetros na avaliação da qualidade de um composto é influenciada pela natureza das matérias-primas utilizadas no processo de compostagem. Porém, é bom lembrar que até mesmo a fração orgânica do lixo oriundo de coleta seletiva pode estar contaminada por resíduos de pesticidas e outras substâncias orgânicas persistentes, assim como metais pesados e microrganismos patogênicos.

Em relação às impurezas, os parâmetros avaliados variam



muito entre os diferentes países, porém está claro que pelo menos a adoção de um modelo padronizado é desejável. O mesmo poderia ser dito em relação à presença de ervas invasoras.

É fato que as preocupações relacionadas às características ambientais de um produto estão ganhando tanta importância quanto as que se referem às suas qualidades. Ambos os parâmetros, de estabilidade e fitotoxicidade, são importantes, porque estão mais diretamente relacionados ao valor do produto. A avaliação da estabilidade de um composto deve ser mensurada junto com parâmetros que avaliem sua sanidade, porque são intimamente relacionados.

Devem ser adotadas metodologias de análise bem definidas para esses parâmetros, auxiliando de modo eficiente o consumidor, que necessita desses resultados para balizar uma decisão segura de compra.

## Referências

BRASIL. Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento. Coordenadoria de Fertilizantes, Inoculantes e Corretivos - CFIC/DFIA/SDA/MAPA. **Inspeção e fiscalização da produção e do comércio de fertilizantes, corretivos, inoculantes ou biofertilizantes destinados à agricultura: Legislação.** Brasília, 2004.

DE BERTOLDI, M.; FERRANTI M.P.; L'HERMITE; ZUCCONI, F. **Compost: Production, quality, and use.** New York: Elsevier Applied Science, 1986. 250p.

HOGG, D.; BARTH J.; FAVOINO, E.; CENTEMERO, M.; CAIMI, V.; AMLINGER, F.; DEVLIEGHER, W.; BRINTON W.; ANTLER, S. **Comparison of compost standards within the EU, North America and Australasia.** Banbury: WRAP, 2002. 97p.

HOITINK, H.A.J.; KEENER H.M. **Science and engineering of composting: Design, environmental, microbiological and utilization aspects.** Washington: Renaissance Publications, 1993. 728p.

RYNK, R. **On-Farm composting handbook.** Ithaca: NRAES-54, 1992. 186p.

# VI APROVEITAMENTO DE RESÍDUOS DA INDÚSTRIA SUCROALCOOLEIRA

*Eloisa Jendiroba*

## **Introdução**

Na indústria sucroalcooleira, por muitos anos houve um desafio em relação ao descarte dos resíduos gerados no processo de produção de açúcar e álcool. Isso se deu porque o processo produtivo gerava externalidades negativas quando os resíduos eram descartados no ambiente afetando os recursos naturais. Atualmente, tornou-se uma vantagem econômica utilizar esses resíduos, à medida que geram externalidades positivas.

Uma grande mudança, ocorrida ao longo de 20 anos, deixou esse setor conhecido por utilizar, se não todo o volume de resíduos gerados no processo industrial, quase todo ele.

A relevância desse setor é notória por gerar produtos consumidos em todo o país, pela exportação do açúcar, pela área agrícola explorada e por contar com mais de 320 unidades no país, gerando um milhão de empregos diretos e aproximadamente três milhões de empregos indiretos. Essas unidades estão concentradas na região Centro-sul, Nordeste e algumas no estado do Paraná, na região Sul (ÚNICA, 2004).

Em São Paulo, a produção de açúcar corresponde a aproximadamente 60% do total da produção nacional, tendo esse estado uma grande contribuição no crescimento da atividade. Do total de produção do açúcar, 57% são exportados, e o grande desafio do setor é aumentar a exportação do álcool, como alternativa de energia limpa (ÚNICA, 2004).

Considerando essas estimativas, a produção de resíduos é grande e o destino adequado é essencial para a redução de impactos ambientais que a atividade pode causar. De acordo com a legislação estadual de São Paulo, mais especificamente o Decreto 47.397, de 04 de dezembro de 2002, a fabricação de álcool tem um fator alto de complexidade quando se considera a fonte de poluição (SMA, 2003).

Pretende-se, neste trabalho, apresentar informações sobre os aspectos mais importantes para que tenha ocorrido essa mudança, e como se faz hoje, de forma geral, a gestão de resíduos no setor na região Centro-Sul, onde se concentram 226 unidades de produção de açúcar e álcool.

## **Histórico sobre o destino dos resíduos**

As informações mais antigas sobre a geração de resíduos no setor sucroalcooleiro referem-se aos despejos sem controle, apenas se descartando esse material em local diferente da indústria, quase sempre nas suas imediações. A produção desses resíduos era pequena, quando comparada aos volumes gerados hoje, tanto pela produção menor de açúcar e álcool como pelos processos providos de menos técnicas.

As indústrias desse setor localizavam-se próximas aos rios, o que lhes garantia abundância em recursos hídricos para os seus processos, além de se utilizarem dos rios para descarte de seus efluentes. Hoje, muitas indústrias continuam localizadas nesses pontos, porém lhes é cobrada uma adequação ambiental para que ali possam permanecer. Os novos projetos já têm que respeitar critérios impostos pelos estudos de impacto ambiental e pela legislação, e os projetos para que possam ser licenciados já contemplam essa adequação e medidas que favorecerão o controle ambiental e a prevenção da poluição.

Segundo Leão (2002), na década de 1940 os efluentes eram

lançados no corpo d'água sem controle adequado, evidenciando pequena preocupação em relação à questão ambiental e à capacidade de suporte de resíduos, já que os volumes gerados e o número de unidades eram pequenos. Com o aumento gradativo na produção e o maior número de unidades industriais, aumentando conseqüentemente as fontes geradoras, somados às preocupações em relação ao corpo receptor, passou-se a evitar o despejo direto dos efluentes nos rios. Era feito o que se denominava tratamento das caldas, em que reduzia o teor de matéria orgânica, a concentração de sólidos em suspensão e alterava o pH para valores entre 6,0 e 7,0. Era então despejado o efluente diluído no corpo d'água, principalmente em função da quantidade de vinhaça e grandes volumes de água residual. A vinhaça, cujas características serão detalhadas a seguir, é o principal resíduo líquido e exige controle ambiental mais rigoroso.

Já com a preocupação citada em relação aos volumes, algumas áreas passaram a ser reservadas para a recepção do efluente, evitando-se assim o despejo no rio. Em função da demanda, essas áreas começavam a ser ampliadas para atender ao volume gerado do resíduo, o que posteriormente levaria a reduzir a sua capacidade de exploração agrícola, além de causar impactos ambientais. Aos poucos essa prática passou a ser abandonada.

A partir da década de 1970, quando a produção de álcool aumentou consideravelmente, a grande quantidade de produção de resíduos passou a ser um desafio para as indústrias que deveriam adequar o seu destino (LEÃO, 2002).

Muitos trabalhos foram desenvolvidos com a utilização da vinhaça como fertilizante para uso no solo, atendendo as áreas de produção de cana-de-açúcar. A vinhaça é o efluente final da fabricação de álcool etílico por via fermentativa, e é também conhecida como vinhoto, restilo, caldo ou garapão. Primeiramente foi considerada a sua

concentração em nutrientes para as plantas e a possibilidade de ser aproveitada em irrigação, devido ao seu alto teor de água. Os teores de potássio e de matéria orgânica reforçaram essa possibilidade de uso, e a irrigação beneficiaria a lavoura em períodos críticos de redução de umidade e precipitação pluviométrica. Confirmada a viabilidade do aproveitamento do efluente, os canaviais de grande escala passaram a ser o destino da vinhaça.

Todo o material passou a ser aproveitado, com ganhos de produtividade, e faz parte do processo de fertilização dos canaviais. Sendo considerado de suma importância para a análise de custos de produção das empresas, esse subproduto já é considerado um insumo agrícola.

Na década de 1990, o uso da vinhaça passou a ser considerado fundamental tanto para o destino desses resíduos como para aumentos de produtividade da lavoura de cana. A opção de utilizar o resíduo foi tão favorável que hoje as empresas já aproveitam em média 60 a 80% do volume gerado de vinhaça em fertirrigação, ou seja, aplicação do efluente como fertilizante através de irrigação. O restante ainda é colocado em áreas de despejo, revelando possibilidade de causar impactos ambientais e desperdícios na sua distribuição.

Para que isso fosse possível, na década de 1990 foram implementadas estruturas com estações de carregamento de caminhões, tanques para áreas mais distantes, sistema de aplicação como fertirrigação, canais de distribuição e diversos investimentos em circuitos hidráulicos compostos de estações de bombeamento, adutoras e depósitos (LEÃO, 2002).

Com a avaliação dos teores de minerais existentes na vinhaça visando a recomendações de dosagem, puderam ser acrescentados outros efluentes, como águas residuárias e purga de sistemas que

utilizam vapor, cujo destino também passou a ser as lavouras de cana-de-açúcar.

Para os outros resíduos gerados também em grande quantidade a evolução ocorreu de forma mais simplificada, acompanhando, porém, o que ocorreu com a vinhaça em termos de produção e aproveitamento agrícola ou industrial.

Assim, a torta de filtro – material orgânico sólido obtido na produção do açúcar, proveniente da clarificação do caldo e filtração –, sendo analisada, passou a fazer parte da adubação de plantio dos canaviais, pois nela há também parte dos resíduos minerais (terra) e palha provenientes da colheita e moagem da cana. A análise do material revelou uma concentração de fósforo que se tornou atrativa para o uso como adubo. Hoje é integralmente utilizada, enriquecida com outros produtos e está na operação de plantio das empresas.

Em alguns sistemas, junto à torta de filtro são incorporadas as cinzas de caldeira e fuligem dos sistemas de filtração dos gases emitidos para a atmosfera. Esses resíduos também são gerados em quantidades consideráveis e tornam-se problemáticos se forem armazenados na unidade industrial.

O bagaço é um resíduo também de grande importância, e já era utilizado em diversas atividades fora das indústrias sucroalcooleiras, notadamente em queima de caldeiras. Esse resíduo passou a ser mais interessante para as empresas quando utilizado em suas caldeiras para a produção de energia. Com poucos dias de moagem, as empresas já conseguem sua sustentabilidade em termos de energia para a realização do processo, assim como para as demais utilizações nas instalações da indústria (escritórios, almoxarifados, oficina, iluminação externa, etc.).

Nos últimos quatro anos, com vários projetos de implantação de co-geração de energia, as indústrias do setor passaram a ter,

com o excesso de bagaço que produziam durante o período de produção, mais uma atividade proveniente dos resíduos. A estrutura necessária foi estabelecida, e hoje as empresas conseguem produzir energia para a comercialização. Até então, o bagaço em excesso era comercializado ou doado para outros usos, geralmente em caldeiras de outros processos industriais, alimentação animal e substratos diversos.

Atualmente, na região Centro-Sul, cerca de 40 unidades já têm implementados sistemas de co-geração de energia a partir da utilização do bagaço da cana.

## **Os principais resíduos**

A quantidade de resíduos que é gerada na produção de açúcar e álcool é muito grande, sendo estimada a seguir, para se visualizar a sua grandeza (Tabela 1).

Considerando-se que, para cada tonelada de cana moída ou esmagada na unidade industrial, em média se obtêm 120 kg de açúcar e mais 14 litros de álcool, ou 80 litros de álcool no caso de destilarias, e que, para essa tonelada de cana esmagada e essa obtenção de produtos, se tem de 100 a 400 kg de torta de filtro, 800 a 1000 litros de vinhaça e 260 kg de bagaço de cana, reforça-se a idéia da necessidade de se destinarem adequadamente esses resíduos.

Outros resíduos são gerados e têm sua importância, mas em termos de quantidade e preocupação apresentam menor demanda. Entre eles estão águas residuárias, óleo fusel e levedura. Porém esses resíduos também são aproveitados, corroborando a idéia de que neste setor tudo é utilizado.

Considerando-se ainda a produção nacional do setor na safra 2003/2004, de acordo com Única (2004), chega-se às seguintes estimativas

de quantidades de resíduos gerados em uma safra de produção.

**Tabela 1.** Estimativa de geração dos principais resíduos da indústria sucroalcooleira. Safra 2003/2004.

Número de Unidades Produtoras		Produção de Açúcar (ton)	Produção de Álcool (L)
324		24.820 milhões	14.720 milhões
Produção de Cana	Produção de Resíduos		
	Vinhaça (L)	Torta de filtro (kg)	Bagaço (kg)
1 ton	800 a 1000	100 a 400	260
		Total de Resíduos	
	Vinhaça (m <sup>3</sup> )	Torta de filtro (ton)	Bagaço (ton)
357 milhões ton	285 a 357 milhões	35 a 142 milhões	92 milhões

Pelas quantidades apresentadas, e pelo fato de as unidades industriais estarem ligadas à produção agrícola, tornou-se parte integrante do processo de produção o aproveitamento de vinhaça – resíduo líquido com características ácidas – na fertirrigação das lavouras de cana-de-açúcar. A torta de filtro, material orgânico, também passou a ser aproveitada nas áreas de cultivo como adubo de plantio. E o bagaço da cana passou a ser aproveitado para a geração de energia, para diferentes fins.

Asolução encontrada foi uma das recomendadas nos programas de gerenciamento de resíduos: de forma integrada, aproveitar os resíduos, reduzindo o problema do resíduo industrial a ser destinado a áreas de bota-fora ou a aterros.

Observando o sistema de produção, constata-se que as possibilidades de redução ou eliminação de resíduos são pequenas. É necessário então partir para as alternativas de aproveitamento, que



neste caso é possível de se fazer na própria empresa geradora, porém em outra atividade – a produção agrícola. E também dentro do processo, como é o caso do uso do bagaço para a produção de energia.

Na Tabela 2 tem-se a composição dos resíduos que são utilizados na lavoura de cana-de-açúcar e que são geralmente analisados.

**Tabela 2.** Composição de material orgânico de origem agroindustrial utilizado na cultura da cana-de-açúcar (sem secagem).

Material	C/N	Umidade	C	N	P	K	Ca	Mg	S
	g/kg								
Vinhaça <i>in natura</i>	17	950	10	0,6	0,1	3,0	1	0,4	0,5
Torta de filtro	27	770	80	3,0	2,0	0,6	5	0,8	3,0

Fonte: Raij *et al.* (1997)

## Utilização dos resíduos

Em relação à vinhaça, praticamente todo o material passou a ser aproveitado nas lavouras de cana-de-açúcar. Esse processo foi facilitado pelas características das unidades que têm sua área industrial e agrícola operando conjuntamente. Os ganhos em rendimento agrícola das lavouras foram registrados e, hoje, o uso do resíduo faz parte do programa de fertilização dos canaviais, sendo considerado um insumo agrícola de suma importância para a análise de custos de produção das empresas.

Para essa utilização econômica foram desenvolvidos métodos de cálculos que podem envolver a distância entre a lavoura e a unidade industrial, o tipo de caminhão e a capacidade de volume de

vinhaça transportado e o custo do adubo mineral, como parâmetros para auxiliar a tomada de decisão sobre as áreas que receberão o efluente. Dessa forma calcula-se o raio econômico de aplicação da vinhaça, verificando até que distância é vantajoso aplicar o resíduo ao invés do adubo mineral. Além dos custos envolvidos, esse cálculo se justifica pela grande quantidade de área que as empresas ocupam e pelas diferentes características que elas apresentam em termos de pedologia, topografia e localização.

Considerando-se os fatores envolvidos na fertirrigação, chega-se à conclusão de que o maior valor no custo da aplicação da vinhaça são o frete e a distribuição no campo. Em contrapartida, o maior valor gasto no uso de adubo mineral é o próprio insumo, que varia em função da variação do câmbio do dólar.

Através desses cálculos, que são feitos por diversos programas informatizados desenvolvidos ou adotados pelas próprias empresas, obtêm-se as áreas mais apropriadas para receber o efluente, aquelas que trarão mais vantagens para o custo de produção.

A época de aplicação desse resíduo através da fertirrigação ocorre em geral, na região Centro-sul, entre os meses de abril e dezembro de cada ano. A partir do mês de abril, as chuvas já se estão reduzindo em frequência e volume, sendo então possível aplicar o efluente nas áreas de cana-de-açúcar. No decorrer do ano, próximo aos meses de junho e julho, a vinhaça entra como um fator importantíssimo para a cultura, constituindo-se em uma fonte de água, favorecendo o seu desenvolvimento em uma época em que naturalmente a planta não teria chuva incidindo sobre ela. A produção de vinhaça encerra-se na época em que o período de chuva já se iniciou, dando então continuidade ao suprimento de água para a cultura.

Em relação à torta de filtro, esta tem sido utilizada na adubação de plantio dos canaviais, sendo distribuída ao longo dos

sulcos de plantio em dosagens que variam entre aproximadamente 10 e 15 toneladas por hectare. A concentração de fósforo tornou-a atrativa para o uso como fertilizante, além de constituir-se em um material orgânico devido à presença de resíduos da cana. Como a vinhaça, foi necessário desenvolver o seu uso, constituindo-se em um aproveitamento de resíduo que pode reduzir despesas em relação aos insumos para a produção da cana-de-açúcar. Hoje, toda a torta de filtro produzida é integralmente utilizada, sendo em alguns casos enriquecida com outros produtos, para melhor nutrição das plantas.

Para esse resíduo há uma estrutura de processamento em que se busca a redução da umidade e a incorporação de alguns compostos para aumentar a sua qualidade como fertilizante. Esse resíduo sólido é armazenado nas unidades próximas à área industrial e utilizado na época de plantio, que não coincide integralmente com o período de produção industrial. Em geral, a fase de produção da torta de filtro se estende entre os meses de abril e novembro. Os plantios de cana nas áreas ligadas às empresas ocorrem a partir do mês de agosto, concentrando-se nos meses de final e início de ano.

Existem implementos agrícolas adaptados para a distribuição desse resíduo nos sulcos de plantio, de modo semelhante ao que se pratica com fertilizantes minerais. São também verificados aspectos econômicos que possam racionalizar o uso da torta de filtro como fertilizante, sendo considerados aspectos como tipo de solo, localização e logística de distribuição. Em alguns casos há uma complementação com fertilizante mineral, e em outros há a incorporação de cinzas ou fuligem para aplicação na lavoura. Essas complementações devem ser avaliadas através de análises dos materiais, para que possam manter o nível de nutrientes a serem aplicados na lavoura.

A fuligem gerada no processo é recolhida a partir de técnicas de lavagem e decantação, que se constituem, muitas vezes, em

tecnologias de final de tubo em que não há possibilidades de redução do resíduo, sendo preciso adequar seu destino. Separado esse material, em suspensão ou misturado ao material sólido (terra ou torta de filtro), ele retorna à lavoura como fonte de partículas minerais e poucos nutrientes para a cultura da cana. O objetivo é aproveitar a estrutura de distribuição dos demais resíduos e destinar esses materiais nas áreas próximas às unidades industriais. A estrutura de distribuição é praticamente a mesma utilizada para a vinhaça, quando está em suspensão nas águas residuárias. Estas são transportadas por caminhões até a lavoura, quando estão misturadas ao material sólido. São fundamentais, para essa utilização, o acompanhamento e as análises do resíduo e do solo que está recebendo esse material, para que se tenha o controle ambiental dessas áreas, seja do solo, seja dos recursos hídricos relacionados ao local.

Devido a essa defasagem entre período de produção e de utilização, o resíduo é armazenado em áreas próximas às unidades industriais, sofrendo o processo de secagem. Com isso, o material torna-se mais apropriado para a distribuição nas áreas de plantio, e as primeiras partidas vão sendo consumidas, enquanto as partidas intermediárias e finais vão sendo processadas. Existem equipamentos para o revolvimento e enleiramento de torta de filtro para essa secagem, como também implementos agrícolas adaptados para a distribuição desse resíduo nos sulcos de plantio, de modo semelhante ao que se pratica com adubos minerais.

Em relação ao bagaço da cana, nos últimos quatro anos, com os projetos de implantação de co-geração de energia, as indústrias passaram a ter mais uma atividade proveniente dos resíduos, com o excesso de bagaço que produziam durante o período de moagem. O material gerado em grande quantidade já era utilizado para geração de energia das unidades industriais, permitindo assim que essas

unidades não consumissem energia elétrica das redes de distribuição das empresas fornecedoras de energia durante o período de safra.

O processo evoluiu de forma a melhorar a queima do bagaço e de se obter aproveitamento maior do potencial calorífico do sistema, reduzindo perdas. O excedente de bagaço, que anteriormente era doado ou vendido, passou então a ser uma possibilidade de comercialização da energia. Várias empresas no estado de São Paulo desenvolveram seus projetos acoplando a unidade de co-geração em seus parques industriais, contribuindo dessa forma para o aumento de geração de energia de fonte alternativa – e de origem vegetal, portanto renovável. A estrutura necessária foi estabelecida e, hoje, as empresas conseguem produzir energia para comercialização, para cujo fornecimento se estabelecem contratos. O desafio dessa atividade está na possibilidade de se estender o período de geração de energia, uma vez que a geração de bagaço ocorre em geral durante seis meses do ano e o fornecimento ininterrupto seria mais interessante.

## **Impactos econômicos**

A partir da utilização de praticamente todos os resíduos produzidos em grande quantidade na indústria sucroalcooleira, obtém-se uma situação bastante interessante para impactos econômicos na atividade de produção da matéria-prima cana-de-açúcar. O fato de utilizarem resíduos no próprio setor permite que se desenvolvam tecnologias e sejam investidos recursos para esse aproveitamento. Caracteriza-se, dessa forma, um processo de sinergia dos subprodutos em que esses são considerados oportunidades de negócios, com possibilidade de redução de custos.

Considerando-se os principais resíduos, ou seja, aqueles produzidos em maiores quantidades, sabe-se que há um retorno

econômico no seu aproveitamento. Em análise simples, pode-se dizer que o uso desses insumos justifica investimentos e adoção de tecnologia e que isso refletirá no custo de produção como um todo.

Em relação à vinhaça aplicada em fertirrigação, tem-se, como componente em maior quantidade e de maior interesse, o potássio. De acordo com Malavolta *et al.* (1989), o potássio é um nutriente essencial para a planta e tem participação na formação e na qualidade da colheita dos vegetais. O potássio estimula a vegetação e o perfilhamento da cana, promove o armazenamento de açúcar, aumenta a utilização de água e aumenta a resistência a secas, geadas, pragas e doenças. Tendo o fornecimento adequado deste nutriente, a lavoura tem condições de desenvolvimento e conseqüente rendimento, dispensando o uso de fontes minerais de potássio. Os demais nutrientes utilizados nos tratos culturais da cana são fornecidos através da correção do solo e adubação de plantio, podendo ser aplicados complementos em função de análises de planta e de solo, que são facilmente obtidas em qualquer fase do ciclo da cultura.

A matéria orgânica presente na vinhaça também é benéfica para a cultura e contribui para a nutrição da planta e melhoria das condições físicas do solo, aumentando a taxa de infiltração hídrica e possibilitando maior retenção da água. Esse aspecto favorece a formação de agregados no solo que diminuem o risco de erosão.

A aplicação da torta de filtro fornece como nutriente mais significativo o fósforo, que, como o potássio, é um macroelemento, e portanto essencial para o desenvolvimento da planta. O fósforo como nutriente pode acelerar a formação de raízes e aumentar o teor de carboidratos, além de ajudar na fixação biológica de nitrogênio, entre outras importantes funções (MALAVOLTA *et al.*, 1989).

Os nutrientes que não forem fornecidos em quantidade suficiente são aplicados através de formulações minerais, e a operação

de plantio pode ser feita normalmente.

Com a aplicação desses resíduos, as empresas podem reduzir seus custos de adubação mesmo considerando os custos de aplicação desses materiais. O ganho econômico provém do fato de ter os materiais sem custo e de não ter o custo de deposição final. Poucos investimentos são necessários para o monitoramento das áreas que recebem os resíduos, para fins de controle ambiental.

Como dados gerais, podem-se encontrar empresas que reduzem a aquisição de 60 a 80% de formulações minerais para tratamentos culturais da cana-de-açúcar, após o corte. E 40 a 60% para o custo das formulações de plantio. Como já mencionado, há que considerar aqui que o custo de aplicação existe, como em qualquer outra cultura.

Com a queima do bagaço da cana em caldeiras que geram vapor para a produção de calor ou a movimentação de geradores de eletricidade necessários aos processos industriais, as empresas reduzem seus custos durante todo o período de safra. O excedente de energia pode ser vendido às concessionárias de energia, permitindo complementar as demandas de energia do país, que basicamente provém de hidroelétricas. Com os contratos de fornecimento em vigor as empresas geram renda a partir dos seus resíduos.

## **Impactos ambientais**

A utilização da vinhaça em áreas de lavoura parece ser a melhor alternativa, até o momento, para o destino deste efluente gerado em grande quantidade pelas empresas sucroalcooleiras. Há que se considerar aqui os grandes volumes, o longo período do ano de geração, a composição química, a estrutura já desenvolvida pelas empresas geradoras e a legislação ambiental, que proíbe o descarte em áreas próximas dos corpos d'água e nos corpos d'água (portaria nº 323 de 29

de novembro de 1978, do Ministério do Interior), proibindo também a deposição em áreas de sacrifício e prevendo a utilização desse resíduo com algumas restrições.

Em relação aos impactos ambientais provenientes da aplicação de vinhaça nas áreas de lavoura de cana e nas áreas de armazenamento temporário desse material, é necessário que haja um monitoramento através de avaliações subsuperficiais tentando verificar possíveis contaminações do lençol freático nessas áreas. Poucas empresas realizam esse monitoramento, sendo então necessário um trabalho de conscientização auxiliado pela divulgação de métodos de medição e monitoramento, para que os técnicos das unidades possam preparar-se e executar rotineiramente as avaliações. Na forma como ocorre hoje, há um destino mais adequado para o resíduo, que outrora era lançado no corpo d'água mais próximo à unidade industrial. Porém, sem esse controle ambiental podem ocorrer impactos graves em algumas regiões em que volumes e concentrações variáveis possam determinar alterações significativas no local de aplicação e armazenamento da vinhaça.

A área que recebe vinhaça tem, como impacto, o acúmulo no solo de matéria orgânica proveniente do resíduo, verificando-se melhora nas suas características químicas e físicas. O elemento potássio é repostado para as plantas, garantindo melhor estrutura vegetativa. O fato de ser um resíduo líquido permite considerar que é drenado no solo, melhorando a condição de hidratação para as plantas. Porém, pode-se considerar a possibilidade de atingir o lençol freático, quando ocorre a utilização de vinhaça sem critérios de dosagem em relação a alguns tipos de solo. Nas áreas próximas às cidades, o odor gerado pela aplicação do resíduo pode provocar desconforto à população. A dificuldade de se impedir a sua utilização vem do fato de que esse material logo é absorvido pelo solo, desaparecendo o odor pouco tempo depois da aplicação. O uso como alternativa ao fertilizante químico, para



alguns elementos necessários ao crescimento e desenvolvimento das plantas, deve ser considerado como um impacto ambiental positivo. Por se tratar de grande área de produção e exploração econômica, o fato de ser usado um insumo orgânico reduz muito a demanda de alguns produtos químicos.

Os impactos do uso da torta de filtro impõem que se considere o destino adequado do resíduo, produzido em grande quantidade. Os solos das áreas que recebem a torta de filtro estão sendo mais bem estruturados, com o aumento de matéria orgânica, e têm o elemento fósforo disponível e se acumulando – elemento este que está freqüentemente imobilizado no solo. Deve ser considerado também o impacto positivo do uso de fertilizantes orgânicos, reduzindo a demanda de adubo químico. Há, porém, a necessidade de se fazer o monitoramento das áreas que recebem a torta de filtro, uma vez que o material pode também ter variação nas concentrações dos elementos químicos. Nos casos em que há a adição de outros compostos nesse resíduo, o monitoramento se faz importante. Recomenda-se a análise periódica de qualquer material que esteja sendo colocado no solo em grande quantidade e que provenha de processo industrial. Seria também desejável o desenvolvimento e a divulgação de métodos de controle ambiental para o uso desse resíduo.

O uso do bagaço da cana gera, como impacto ambiental positivo, a adequação do destino do resíduo. Pela produção em várias unidades, pode ser considerado como alternativa à energia gerada em hidroelétricas. Em relação à queima do resíduo em caldeira, são gerados mais gases emitidos à atmosfera e são acumuladas quantidades maiores de cinzas, que deverão ser destinadas adequadamente. Esses resíduos, retirados antes da emissão dos gases e sendo incorporados a outros materiais, exigem adoção de sistema de monitoramento para evitar impactos ambientais, uma vez que a concentração pode variar e

as quantidades podem aumentar, em função do interesse em exploração da queima do bagaço para co-geração de energia.

Os impactos de uma forma geral devem ser abordados em cada um dos usos que já ocorrem; sempre será necessário o controle e o monitoramento, para se evitarem excessos e não se permitir a sobrecarga desses resíduos no ambiente. O fato de o uso dos resíduos ocorrer no próprio setor sucroalcooleiro permite que se faça, em parte, um controle ambiental. A análise do ciclo de vida dos subprodutos é uma questão que pode ser considerada no processo. Embora seja muito positivo o aproveitamento dos resíduos gerados no processo de produção, muito ainda se compromete quando se gera o resíduo, impedindo-se a adoção de técnicas de produção mais limpa que evitassem a geração desses resíduos.

## **Perspectivas**

Para os resíduos aqui detalhados há uma preocupação em se realizar o monitoramento e o controle ambiental, evitando que o fornecimento excessivo de determinados elementos como o potássio e o nitrogênio possa prejudicar os recursos hídricos. Constata-se porém que, por ser um subproduto economicamente interessante, a vinhaça via de regra não será aplicada em quantidades extremas. Não sendo ainda constatado nenhum problema em relação a essa questão, os órgãos ambientais têm papel fundamental na verificação dos sistemas de aplicação e nos planos anuais existentes nas empresas.

Percebe-se a necessidade de legislação para uso de todos os resíduos, para que a fiscalização possa ser feita com parâmetros técnicos objetivos.

Atualmente, estão sendo testados outros materiais conside-

rados como resíduos da cana – ou seja, da área agrícola – para serem utilizados no processo industrial. Como exemplo, pode-se citar o aproveitamento da palha da cana-de-açúcar que fica no campo. Com a legislação ambiental que promove a eliminação gradativa da queima da cana como método despalhador, o uso de máquinas para a colheita tem aumentado, gerando uma grande quantidade de palha nas áreas. Embora seja um material interessante em termos agrícolas, já que reduz o uso de insumos químicos como os herbicidas, constitui-se também em um problema na época seca, ficando muito vulnerável ao fogo em áreas em que este é proibido, o que torna difíceis as ações de combate pelas equipes de segurança das empresas.

Reduzindo-se a quantidade de palha através da coleta de parte desta para encaminhamento à queima na unidade industrial, têm-se algumas vantagens econômicas importantes. É possível um controle melhor das áreas em relação aos riscos de fogo. O uso do herbicida ainda será menor, comparado às áreas em que não há a palha. A unidade de co-geração terá mais matéria-prima e, portanto, poderá atuar em um período maior do ano para o fornecimento de energia, refletindo em contratos mais interessantes. Há, porém, que se considerar também investimentos em estrutura, para possibilitar mais operações no campo – como as de coleta e de transporte – e instalações para armazenamento dos resíduos na unidade industrial, já que, no caso dos resíduos discutidos anteriormente, eles são encaminhados para fora do parque industrial, e nesse caso virão das atividades agrícolas.

Percebe-se então que, a cada aproveitamento de resíduo, são necessários estudos, projetos de implantação e investimentos por parte da empresa. Porém, se bem estruturados e se considerados os ganhos ambientais dessas operações, a empresa poderá ter benefícios econômicos em cada uma delas.

## Considerações finais

As empresas do setor sucroalcooleiro encontram-se bem estruturadas para aproveitar os seus resíduos de forma econômica. Pela amplitude da área explorada por essas empresas na região Centro-Sul e pela quantidade de resíduos que geram, ao longo dos anos, percebeu-se a possibilidade de se obterem ganhos econômicos praticando a prevenção à poluição. Isso faz do setor um bom exemplo de atuação responsável na área ambiental.

Não se pode, porém, deixar de considerar que, em função desse aproveitamento dos resíduos em grande escala, é preciso aprimorar os métodos de controle e monitoramento das áreas de destino final. Com poucos investimentos as empresas poderão realizar essa etapa, atendendo aos requisitos legais e dando continuidade à evolução do controle ambiental, que já executam há um bom tempo.

## Referências

LEÃO, R.M. **Álcool: a energia verde**. São Paulo: Iqual Editora, 2002. 255p.

MALAVOLTA, E.; VITTI, G.C.; OLIVEIRA, S.A. **Avaliação do estado nutricional das plantas: princípios e aplicações**. Piracicaba: Associação Brasileira para Pesquisa da Potassa e do Fosfato, 1989. 201p.

RAIJ, B. van; CANTARELLA, H.; QUAGGIO, J.A.; FURLANI, A.M.C. **Recomendações de adubação e calagem para o Estado de São Paulo**. 2ª ed. Campinas: Instituto Agrônomo de Campinas/Fundação IAC, 1997. 285p. (Boletim Técnico, 100).

SÃO PAULO. Secretaria Estadual do Meio Ambiente (SMA). **Cadernos de legislação ambiental estadual**. 2003. Disponível em: [www.cetesb.sp.gov.br](http://www.cetesb.sp.gov.br) Acesso em: 10 jan. 2005.

ÚNICA - UNIÃO DA AGROINDÚSTRIA CANAVIEIRA DE SÃO PAULO. **Açúcar e álcool do Brasil: commodities da energia e do meio ambiente**. São Paulo: Chistho, Manesco & Associados, 2004. 35p.

# VII APROVEITAMENTO DE RESÍDUOS SÓLIDOS PARA FINS INDUSTRIAIS

**Alcides L. Leão**

**Silvia M. Sartor**

## **Introdução**

Várias questões surgem quando se questiona a geração de resíduos – tanto urbanos como industriais – e sua evolução ao longo dos tempos. A primeira delas é a de como o ser humano interage com o ambiente. Nesse caso o extrativismo é o representante máximo, onde o ambiente natural é fonte e objeto do conhecimento. É o meio ecológico gerando produtos. A segunda é a da exploração econômica dos recursos naturais, renováveis ou não. É o uso do ambiente como material de construção do universo. É o modo econômico associado ao tecnológico. E a terceira é a de uma nova visão, a ecomenia, onde se equilibra a exploração econômica com o extrativismo, ou seja, uma mistura de extrativismo e exploração econômica, mas com sustentabilidade e cuidados ambientais e sociais. É o cuidado com as transformações antes que elas sejam irreversíveis e que seus impactos e alterações climáticas se tornem tragédias globais. Assim se atende à definição de sustentabilidade, mantendo-se o capital natural para as futuras gerações e satisfazendo-se as necessidades de crescimento contínuo. Desenvolvimento sustentável é um eufemismo para desenvolvimento, pois se o desenvolvimento não fosse sustentável seria simplesmente uma bolha de crescimento. Essa linha vai ao encontro da ecoeficácia e da análise de ciclo de vida que permite estabelecer um ranking de impactos ambientais de cada tipo e/ou material de embalagem, atendendo aos preceitos da série ISO 14.000.

Historicamente a religião veiculou conceitos que resultaram na degradação dos recursos naturais, na caça e pesca desenfreadas e na exploração dos animais e do homem, baseando-se na interpretação de seus adeptos, acerca da bíblia, de que Deus criou os homens para que o RESTO do planeta lhes servisse. Felizmente hoje esse conceito mudou, devido em parte a pensadores como Leonardo Boff, com a teoria de Gaia. Mas essa mudança na forma de ver a relação entre o homem e o planeta começou a se alterar em 1543, com a declaração de Nicolau Copérnico de que a Terra não é o centro do universo, permitindo o desenvolvimento de uma ciência voltada ao ambiente, à ecologia. A ecologia surgiu da palavra grega oikos (ambiente) e logos (estudo), que trata da interação entre o ser humano e o ambiente. Esse conceito evoluiu com Charles Darwin, que afirmou em 1859 que o “homem não é o centro da criação, e sim parte integrante da Natureza”. E finalmente outro marco na evolução da ecologia foi a ECO 92, que basicamente resumiu essa relação com a definição de que “a espécie humana e todas as demais são elos indissociáveis de um futuro comum”. Dentro desse conceito bastante discutido no livro Nosso Futuro Comum, da década de 1980, coloca-se a opinião do economista italiano Pareto, que, no final do século XIX, afirmava que “ninguém se beneficia se alguém não se prejudica”. Isso se aplica a todos os setores de atividade, especialmente à agricultura, à mineração e à indústria.

Buscou-se, ao longo dos anos, a riqueza e o consumo. Porém no final do século XX surgiu um novo conceito, chamado Agenda 21, a partir do qual as preocupações foram mudando do imediatismo para a sustentabilidade. Vários capítulos da Agenda 21 abordam a questão dos resíduos ou têm relação com ela, como os seguintes:

- Combate à pobreza;
- Mudança dos padrões de consumo;
- Dinâmica demográfica e sustentabilidade;

- Proteção e promoção da saúde humana;
- Promoção de assentamentos humanos sustentáveis;
- Elaboração de políticas para o desenvolvimento sustentável;
- Proteção da atmosfera: realizando a transição energética;
- Enfoque integrado do uso de recursos do solo; e, principalmente,
- Busca de soluções para os problemas do lixo sólido.

Esses capítulos da Agenda 21 irão nortear o desenvolvimento no século XXI, que prima pela qualidade de vida, menos trabalho, mais lazer, mais serviços, mais tecnologia, etc. O conceito de Qualidade de Vida passou a ser mais importante do que ter, possuir, gastar, etc... Para se ter qualidade de vida, tem-se que desenvolver o tripé:

- Ambiental – preservação e conservação de recursos naturais (Agenda 21);
- Social – cuidado com as condições básicas da sociedade. Ex.: combate à falta de saneamento básico e investimentos em escolas, que levariam a uma redução da mortalidade infantil e do analfabetismo, com a diminuição da necessidade de mão-de-obra não qualificada; e
- Econômico – geração de empregos diretos, criando alternativas econômicas para regiões economicamente deprimidas. Por exemplo: há 13 bolsões de pobreza crônicos no Brasil, entre eles o Vale do Ribeira e o do Jequitinhonha, áreas tradicionalmente exportadoras de mão-de-obra não qualificada.

É dentro desse contexto que a universidade se enquadra, produzindo tecnologias novas que permitam desenvolver e manter a sustentabilidade, suportando o tripé básico da qualidade de vida.

Com a sociedade cada vez mais ávida em consumir, a geração de resíduos torna-se uma das principais preocupações ambientais. Essa geração se agravou com o avanço do processo de urbanização e industrialização. Antigamente o lixo, cuja origem vem do latim *lix*, que

significacinzas, já evidenciava a principal forma de tratamento dos resíduos domésticos – a queima. Ocorreu, ao longo do tempo, uma multiplicação dos problemas em relação ao crescimento da geração de resíduos em termos per capita. Isso ocorreu devido a mudanças nos hábitos de consumo, principalmente nos países desenvolvidos, destacando-se aqui o principal poluidor do planeta, os EUA. Os fatores econômicos e sociais resultam numa mudança na composição dos resíduos, principalmente na geração de embalagens. Isso pode ser evidenciado pelos dados de consumo de materiais diversos, sobretudo os polímeros ou os plásticos (Figura 1). Hoje os EUA gastam cerca de US\$490 bilhões em orçamento militar e mais de US\$250 bilhões na Guerra do Iraque. O Worldwatch Institute lista, no mundo, maiores gastos com maquiagem, perfumes, viagens, etc., do que os gastos necessários para prover água potável ou combater a fome no planeta.

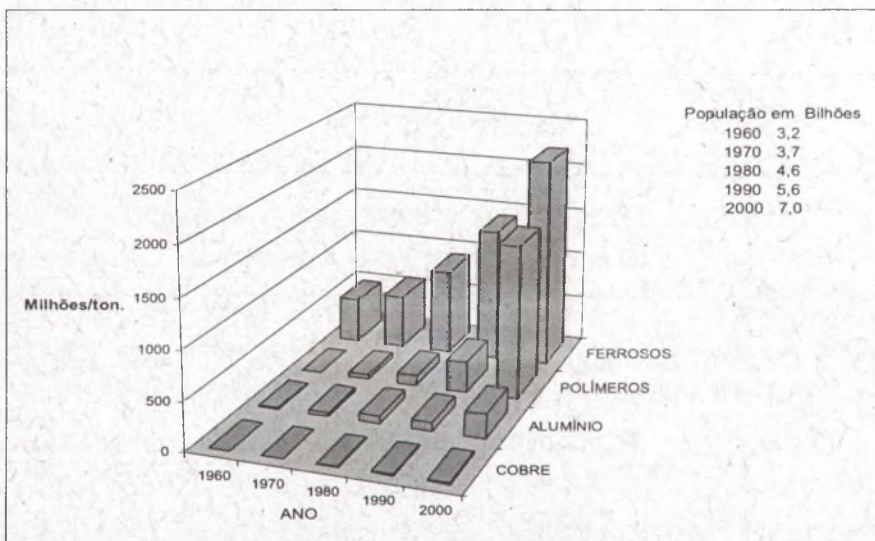


Figura 1. Estimativa de consumo de diferentes materiais.

Infelizmente o Brasil segue o modelo americano de consumo e, o que é pior, de desperdício. Somente o entulho descartado na cidade de São Paulo, segundo dados publicados pelo jornal Folha de São Paulo,



seria suficiente para construir cerca de 35 casas/dia. Já o desperdício industrial corresponde ao intervalo de 20 a 40% do faturamento global do setor. No caso dos hortigranjeiros esse desperdício corresponde a 30%, e nos grãos esse valor chega a 20% da produção. Como resultado, 100.000 crianças morrem de fome anualmente no Brasil.

Há variações nos dados da literatura sobre a geração de resíduos no mundo; inclusive no Brasil há grandes variações nos dados citados. Todavia se estima que o brasileiro gere em média 0,6 kg/dia, o que está de acordo com valores de países europeus como Itália (1,5 kg/dia), Holanda (1,3 kg/dia), Japão (1,1 kg/dia), Grécia (0,8 kg/dia) e Portugal (0,6 kg/dia), mas representa muito menos do que é gerado pelos EUA, 3,2 kg/dia *per capita*. Essa geração excessiva de lixo e sua deposição inadequada podem gerar vários problemas, inclusive para a saúde humana:

- Metais tóxicos – são aqueles pesados, que apresentam densidade acima de 5 g/cm<sup>3</sup>, e alguns leves, como o bário, mas ainda assim tóxicos (lâmpadas de mercúrio, embalagens tóxicas, pilhas e baterias, componentes eletrônicos, restos de tintas, plásticos coloridos, borrachas, tecidos, defensivos, entre outros produtos);
- Doenças vinculadas ao lixo – 5,2 milhões de pessoas, incluindo 4 milhões de crianças, morrem ao ano. Ex.: surto de cólera ocorrido no Peru, dengue (acúmulo de águas), etc.;
- Contaminação de corpos de água de superfície e subsuperfície, levando à falta de disponibilidade de água potável de qualidade ou mesmo à busca por águas profundas.

Esses problemas estão relacionados com a incidência de câncer em proporções maiores. Dentre as causas de câncer não genéticas, de 30 a 50% são constituídas por produtos naturais; fumar responde por 20%; causas ocupacionais por 5 a 25%, medicinais por 5 a 10% e as oriundas de aditivos alimentares por 5 a 10%. Muitos desses compostos

acabam nos aterros ou lixões, acumulando-se na cadeia alimentar através da água.

Assim, é importante, antes de se planejar a destinação dos resíduos e seu aproveitamento no Brasil, estabelecerem-se definições claras. A principal delas é o que é lixo. Lixo é uma mistura de resíduos e rejeitos. Resíduos são recicláveis e rejeitos são destinados à deposição final em aterros. Os conceitos podem variar conforme a época e o lugar. Dependem de fatores jurídicos, econômicos, ambientais, sociais e tecnológicos. A definição e a conceituação dos termos lixo, resíduo e reciclagem diferem conforme a situação em que forem aplicadas. Segundo Figueiredo (1995), a idéia usual de resíduos decorre da agregação aleatória de elementos bem definidos que, quando não tratados, podem transformar-se em uma massa sem valor comercial e com um potencial de agressão ambiental, variável segundo a sua composição. Resíduo é algo que fez parte de um processo produtivo ou não, e que eventualmente não está sendo aproveitado mas que apresenta ainda uma utilização em potencial, ou, ainda, é tudo o que serve para um processo produtivo próprio ou de terceiros. Resíduos são substâncias, produtos ou materiais gerados num processo industrial ou agrícola que, no mesmo processo ou em outro, ainda podem ser reaproveitados. Rejeito é algo inservível, cuja única aplicação é a destinação final. Rejeitos consistem na parte inaproveitável dos resíduos, restando apenas a sua deposição ou destinação final. Nessa deposição final tem que ser considerada sua inativação, neutralização, descontaminação ou desintoxicação. Os resíduos provêm de um produto, que é a atividade-fim de um negócio. Co-produto é algo de valor compatível com o produto da atividade-fim do negócio. Subproduto é algo que forneça uma remuneração ao negócio menor que a da atividade principal. No desenvolvimento dos processos de reciclagem ora em andamento na UNESP, busca-se a promoção de materiais tidos como rejeitos para resíduos, de subprodutos para produtos

e assim por diante, valorizando-se a cadeia produtiva dos recicláveis. Por outro lado, lixo seria algo inservível, necessitando apenas ser descartado de uma maneira atóxica e não poluente, e, se possível, não devendo ser notado pela geração atual e pelas futuras gerações. Lixo seria mais o rejeito do que o resíduo, e portanto será utilizada a terminologia RSU – Resíduos Sólidos Urbanos para definir-se o lixo urbano doméstico. Pois, a partir dessas definições, os processos estudados no presente trabalho poderão ou não tornar-se viáveis (LEÃO, 1997).

As pressões ambientalistas e a crescente competitividade pressionam nossas empresas a fazer mais (quantidade de produtos, qualidade) com menos (matérias-primas, energia, impacto ambiental, etc.). A intensidade de uso dos materiais deve levar em conta o custo de fabricação, utilização, reutilização, reciclagem e deposição final. Em outras palavras, deve-se aumentar a eficiência de conversão dos recursos naturais, prolongar a vida útil dos produtos, considerar sua reciclabilidade e devem-se usar tecnologias corretas para com o meio ambiente e para com os trabalhadores da empresa. Isso tornará os produtos da empresa competitivos globalmente, pois, ao se atender às demandas descritas anteriormente, o custo final do produto será menor. Tecnologias que permitam a utilização de materiais anteriormente descartados como rejeitos, para a produção de novos materiais de maior valor agregado, são bem-vindas. A ênfase do trabalho do Laboratório de Resíduos Sólidos e Compósitos da UNESP é a produção de um novo material denominado compósitos lignocelulósicos com matrizes termoplásticas.

Sistemas compósitos consistem na associação de uma substância chamada matriz a uma outra substância, que pode ser uma carga ou reforço e ser contínua, descontínua, curta, longa, na forma de pó, esferas, etc. O resultado dessa mistura é um efeito sinérgico nas propriedades globais do sistema, a partir das propriedades individuais dos seus componentes.

A indústria de compósitos tem a expectativa de ser o mais importante segmento da indústria de plásticos. As perspectivas são imensas para atender a mercados em grandes quantidades, com baixo preço e oferecendo um balanço favorável de produto, qualidade, desempenho e custo.

## **Resíduos sólidos urbanos e agroindustriais**

Todos os produtos são descartados, em algum ponto de sua vida. Dessa maneira, esse material inicial se transformará em algo que precisa ser descartado ou destruído sem causar maiores impactos ao meio ambiente. As opções são diversas, tais como: redução na fonte, reciclagem, compostagem, combustão e deposição em aterros sanitários. Um manejo integrado de resíduos em que estivessem presentes basicamente quatro das alternativas mencionadas configuraria o ideal. Uma interação entre essas quatro alternativas poderia resultar em uma diminuição do problema de deposição do lixo urbano; além disso, poderia possibilitar a produção de um material de mais alto valor econômico do que simplesmente a queima ou aterragem. Dentro desse contexto, a produção de materiais alternativos a partir do lixo urbano se apresenta como uma alternativa viável, reduzindo custos para deposição dos resíduos sólidos urbanos (RSU) e ainda gerando um material que poderia ser usado em casas populares (forros e divisórias, paredes) e na indústria automotiva (revestimento interno como portas, porta-luvas, painéis, etc). É o caso da injeção do material pós-consumo em mistura com fibras naturais para a produção de compósitos. Compósitos reforçados com lignocelulósicos não precisam necessariamente apresentar um fraco desempenho para competir com outros materiais, e isso é particularmente verdade quando se parte de matérias-primas de custo baixo – como é o caso dos RSU e dos resíduos agrícolas como bagaço de cana-de-açúcar – com excelente custo-oportunidade. É interessante notar a evolução da composição do

lixo da cidade de São Paulo desde o início do século. Observa-se um grande crescimento do plástico em detrimento do vidro (Tabela 1).

Cerca de 60% do peso total dos resíduos sólidos urbanos gerados no mundo são representados por materiais provenientes de recursos agroindustriais, como por exemplo papel, papelão, madeira, folhas, galhos de árvores e uma vasta gama de resíduos agrícolas. Todos esses recursos podem ser usados na produção de compósitos baseados em fibras naturais. Esses compósitos incluem diversos produtos com grande valor agregado, como embalagens, compósitos estruturais e não-estruturais, filtros, moldados; e produtos de grandes volumes, como revestimentos de aterros e encostas e absorventes de efluentes industriais. Além disso, podem ainda ser combinados com outros materiais como resinas plásticas, vidro e metais (ROWELL, 1995). É importante ressaltar que material, dentro do conceito estrito da palavra, é toda a substância que apresenta propriedades uniformes, repetitivas e previsíveis. Isso é particularmente difícil quando se trata de polímeros naturais lignocelulósicos; daí a importância em se produzir um compósito (LEÃO, 1993).

**Tabela 1.** Evolução da composição do resíduo sólido urbano (RSU) em São Paulo (% em peso).

Material	1927	1957	1969	1976	1991	1996
Orgânicos	82,5	86,0	52,2	62,7	60,6	52,2
Papel	13,5	16,7	29,2	21,4	13,8	19,2
Plásticos	-	-	1,9	5,0	11,5	14,8
Metais	1,7	2,2	7,8	4,0	3,5	2,6
Textil e Borracha	1,5	2,7	3,8	2,9	4,4	5,7
Vidros	0,9	1,4	2,6	1,7	-	2,3
Entulho	-	-	-	0,7	-	-
Madeira	-	-	2,4	1,6	0,7	0,7
Outros	-	0,1	-	-	-	2,5
D (kg/m <sup>3</sup> )	500	300	230	-	234	-
Umidade (%)	-	-	-	-	40 - 60	-

Fonte: Leão e Tan (1997).

A reciclagem de um material de maior valor agregado para outro de menor valor e/ou menores exigências é relativamente fácil. Colocando-se os produtos em uma hierarquia, observa-se que a degradação hierárquica (de propriedades físico-mecânicas, por exemplo) é a mais comum dentro de um processo de reciclagem. Por exemplo: papéis velhos podem ser picados e usados como cama para animais. Mas subir na hierarquia não é tão fácil. A produção de compósitos a partir desses resíduos significa trazer para o mercado um produto que estava degradado economicamente (ENGLISH, 1993).

A combinação de papel e plástico, dois dos maiores componentes encontrados no lixo urbano, oferece uma alternativa bastante atrativa, ao invés de simplesmente colocar esses materiais em aterros, lixões ou incinerá-los (CLEMONS; MYERS, 1993). O uso de jornal velho como um reforço fornece melhores propriedades que o uso de pó-de-serra comercial. Revistas velhas também podem ser usadas como cargas, apesar dos problemas de dispersão dentro da matriz. O uso de PEAD (polietileno de alta densidade) em substituição ao polipropileno acarreta algumas mudanças, como maior resistência e rigidez e melhor resistência ao ensaio de impacto com entalhe. Mas o uso de PP melhora a resistência ao impacto sem entalhe (YOUNGQUIST *et al.*, 1994). O papel de revista, pela elevada quantidade de cargas que apresenta, tem uma reciclagem extremamente difícil (Tabela 2).

**Tabela 2.** Utilização de materiais reciclados do lixo na produção de compósitos reforçados à base de polipropileno.

PP	Fibras	Tração		Flexão		Impacto (IZOD)	
		Ruptura (MPa)	Módulo (GPa)	Ruptura (MPa)	Módulo (GPa)	c/ Entalhe (J/m)	s/ Entalhe (J/m)
KPP	-	36,5	1,62	48,4	1,49	62,0	>800
	ONP	52,3	4,03	73,8	3,30	30,6	167
	OMG	38,9	3,55	61,8	3,01	34,2	138
VPP	-	31,5	-	41,1	1,43	23,8	650
	ONP	52,3	4,12	82,0	4,20	20,4	190

PP: polipropileno; KPP: polipropileno de embalagens de ketchup; VPP: polipropileno virgem; ONP: papel de jornais reciclados pós-consumo; OMG: papel de revistas recicladas pós-consumo.

O USDA Forest Products Laboratory (FPL) de Madison, WI, EUA, desenvolveu pesquisas sobre a utilização de resíduos pós-consumo de PEBD (polietileno de baixa densidade) em mistura com outros materiais, como pó de madeira de *Pinus ponderosa*. O resíduo de PEBD é bastante atrativo ao desenvolvimento de novos materiais devido à sua ampla disponibilidade, ao fato de sua fibra ser kraft de alta qualidade, à pouca necessidade de remoção de tintas – já que a impressão é sobre o filme de PEBD, e não sobre as fibras de papel – e ao fato de sua reciclabilidade pelos processos normais ser bastante difícil. Suas propriedades são mostradas na Tabela 3 (ENGLISH; SCHNEIDER, 1994).

**Tabela 3.** Comparação de algumas propriedades de compósitos à base de poliolefinas reforçadas.

Mistura	Resistência ao Impacto		Flexão		
	IZOD (J/m)		Módulos (GPa)	Ruptura (MPa)	Deflexão a Máx. Carga (%)
	c/ Entalhe	s/ Entalhe			
P. ponderosa	52,4	131	1,63	32,7	-
PEBD	> 800	> 800	0,20	9,10	8,1
Pó madeira/PP	23,2	105	3,22	62,7	-
PP virgem	23,8	650	1,43	41,1	-

Os compósitos baseados nos plásticos e nos lignocelulósicos compreendem a compatibilização entre um polímero natural (lignocelulósico) e um sintético (plástico). Polímeros são macromoléculas e incluem orgânicos naturais como proteínas, ácidos nucleicos e polissacarídeos (amido, celulose, lã, cabelos, pele, dente e lignina). Tem-se ainda os sintéticos, como os termoplásticos, termofixos, elastômeros, vidro e papel. Esses polímeros sintéticos, também chamados de materiais, oferecem baixo risco à saúde da população,

a curto prazo, mas no futuro representam um risco maior, tanto pela utilização dos recursos naturais de uma maneira não sustentada, com sérios problemas ambientais, como por causarem problemas de intenso consumo de energia para sua produção e de dificuldade de deposição final. O consumo anual desses polímeros está crescendo exponencialmente graças ao chamado desenvolvimento da cultura industrial, levando à média anual *per capita* de consumo de plásticos de 91 kg nos EUA e de cerca de 21 kg no Brasil. Já os papéis e produtos correlatos apresentaram um consumo *per capita*/ano de cerca de 182 kg (SEYMOUR; CARRAHER, 1992).

Parte da pesquisa atualmente em desenvolvimento na área de compósitos visa satisfazer os anseios da sociedade em adicionar valores aos materiais reciclados. Compósitos podem ser feitos a partir desses polímeros hoje descartados no lixo e de restos vegetais, conforme mostrado na Tabela 4. Observa-se que o polietileno de alta densidade e o polipropileno são excelentes matérias-primas para a produção de compósitos, pois se beneficiaram da adição de fibras naturais.

**Tabela 4.** Propriedades mecânicas de alguns compósitos selecionados usando agente compatibilizador E-43.

Polímero	Carga	Resistência ao Impacto ASTM D256-84 (J/m)		Teste de Tração ASTM D638-84	
		50%	c/ Entalhe	s/ Entalhe	MOE (GPa)
PP	Serragem	18,7	72	3,72	34,1
PEAD	Serragem	36,4	81	2,60	27,7
PP	Jornal	20,8	109	4,89	47,1
PEAD	Jornal	28,6	73	3,79	37,6
PP Virgem	-	16,0	640	?	33,1
PEAD Virgem	-	130,0	?	?	29,6

Fonte: English (1993).

Outro polímero que também tem potencial de ser combinado



com as fibras lignocelulósicas é o poliéster. Esse material foi combinado por Leão (1995) com fibras de madeira e resina fenólica para a produção de chapas não estruturais. Schneider *et al.* (1994) usaram juta incorporada com poliéster em mistura com polipropileno, como alternativa ao pó de serra, e concluíram que praticamente qualquer fibra vegetal pode substituir o pó de serra como carga.

## **Biodegradabilidade e reciclabilidade**

Devido à falta de espaços disponíveis no nível global para a localização de aterros sanitários e às restrições cada vez maiores aos denominados “lixões”, os poderes públicos estão sendo compelidos a buscar soluções – como a reciclagem – que visem a mitigar o problema de locação e de disponibilidade de instalações que tratem os RSU (Resíduos Sólidos Urbanos) (LEÃO, 1997).

Outro aspecto a ser considerado é a questão do que é visível e do que é efetivamente degradado. Tem-se dois exemplos bastante interessantes em que a primeira resposta instintiva é enganosa: o primeiro deles descreve uma situação em que dois tipos de copos comuns foram colocados nas praias. Para o copo de poliestireno foram adicionados agentes fotoativos. Depois de três meses os copos pareceram quase que totalmente degradados e depois de seis meses foram considerados totalmente degradados. Nesse caso o polímero não foi degradado, mas simplesmente diminuiu de tamanho, fragmentando-se, tornando-se invisível macroscopicamente. Por outro lado, os copos de papel, tipicamente tidos como biodegradáveis, estavam praticamente da mesma forma após dois anos de exposição ao tempo (SEYMOUR; CARRRAHER, 1992). Outro exemplo é o balanço de insumos e efluentes de dois tipos de copos, poliestireno e papel; analisados sob os parâmetros de emissão de CO<sub>2</sub>, enxofre, particulados, de consumo de energia, etc.,

constatou-se que o copo de poliestireno foi menos impactante ao meio ambiente do que o de papel revestido (LEÃO, 1996).

A biodegradação de materiais em geral pode ser dividida em degradação biológica e química. Na degradação química incluem-se a erosão eólica e hídrica, oxidação, fotodegradação, reação ácido-base e degradação térmica. Os testes microbiológicos incluem testes "in-site", como é o caso de dormentes ou moirões de cercas; e testes de laboratório, como é o caso do teste do bloco de solo comumente usado em chapas aglomeradas. Os fungos são mais comuns do que as bactérias. O grau de degradação de um polímero pode ser atestado por diversas formas, mas uma das mais significativas é a perda de massa, que está diretamente relacionada com a perda de resistência mecânica. Outras alterações importantes são distribuição do peso molecular, viscosidade, módulo de ruptura e alterações morfológicas (SEYMOUR; CARRRAHER, 1992). Um campo novo de estudo dos compósitos reforçados com fibras naturais é a aplicação de resinas biodegradáveis. Isso será possível tecnicamente, porém o fator custo é o ponto de estrangulamento.

O conceito de reciclabilidade é bastante amplo. Nesse contexto tem-se a reciclagem primária, em que o polímero ou material retorna após o processo de reciclagem sob a mesma forma anterior. Tem-se também a reciclagem secundária, em que o material é reciclado e retorna na forma de outro material, mas com menores exigências técnicas. A reciclagem terciária implica a produção de energia a partir do processamento do material ou polímero, como no caso da incineração com geração de energia. E, finalmente, a reciclagem quaternária, em que não há mais alternativa e o material é simplesmente aterrado (RECYCLING, 1992).

Para fins de reciclagem as resinas plásticas são identificadas por tipo:

- 1 (PET) – garrafas – transparente, flexível, não quebradiça;
- 2 (PEAD) – frascos e sacolas – chama e cheiro igual ao PP (5); não

produz fumaça ao queimar;

- 3 (PVC) – similar ao PET (1), porém quebradiça ao sol e uma marca persiste ao se dobrar;
- 4 (PEBD) – linear usado em embalagens; sacos de lixo e filmes – similar ao PEAD (2);
- 5 (PP) – embalagens, pára-choques – não produz fumaça ao queimar; queima como uma vela; para diferenciar do PEAD, colocar derretida sobre uma moeda: se não contrair, é PP;
- 6 (PS) – talheres e embalagens rígidas – quebradiça e com cheiro característico (similar ao ABS);
- 7 (ABS) – plásticos de engenharia – similar ao PS (6); fumaça preta com fuligem e chama avermelhada.

Dentre os estágios da reciclagem, a universidade busca manter as propriedades dos diversos materiais a serem reciclados. Pode-se dividir a reciclagem por estágio:

- Reciclagem Primária: resíduos de fabricação voltam ao processo produtivo, fazendo do resíduo o mesmo produto que deveria ser feito com a matéria-prima;
- Reciclagem Secundária: resíduos de determinados produtos servem para a composição de outros produtos;
- Reciclagem Terciária: usam-se resíduos como fonte de energia (calor), queimando-os e usando a energia neles contida;
- Reciclagem Quaternária: deposição dos resíduos em aterros, na esperança de que a natureza os degenere e os recicle (compostagem reciclando energia advinda da economia na produção de fertilizantes químicos).

Por exemplo: o PVC pode sofrer pirólise para resultar em cloreto, etileno, etc., o que por sua vez pode, após diversos passos energéticos,

converter-se em cloreto de vinila e finalmente em PVC. O problema nesse caso é a economicidade e o balanço energético do processo, fazendo com que isso apenas seja feito em escala piloto. Além disso, o PVC comercial consiste em cerca de 20-40% de aditivos como antioxidantes, corantes, estabilizadores e plasticizantes. O vidro é composto do mesmo material das nossas areias de praia, o dióxido de silício. Mas nem toda areia é utilizável para a produção de vidro. Contudo, felizmente o vidro é facilmente separável e reciclável, seu balanço energético é extremamente favorável à reciclagem, sendo ainda bastante tolerável a contaminantes. O vidro reciclado, chamado de *cullet*, pode ser usado em níveis de 5-40% na fabricação de vidro novo, dependendo das exigências de cor ou propriedades físico-mecânicas. Em último caso pode ser usado em asfalto como carga. O papel apresenta sérias limitações em termos de resistência, principalmente para o caso do jornal. Além disso, a maioria dos papéis apresenta aditivos e cargas. Esses aditivos é que determinarão qual papel pode ser reciclado. Assim, o uso dessas fibras em compósitos é uma possibilidade real como reforço e carga (SEYMOUR; CARRRAHER, 1992; LEÃO, 1997). As fibras naturais, quando incineradas ou quando sofrem a pirólise num acidente automotivo, não liberam gases muito tóxicos nem resíduos sólidos, pois são passíveis de sofrer combustão completa (JOLY *et al.*, 1996).

## **Resinas**

Os polímeros podem ser agrupados em dois grandes grupos, com propriedades distintas: termoplásticos e termofixos.

### **Resinas termoplásticas**

Resinas termoplásticas são materiais constituídos de moléculas bidimensionais, podendo ser amolecidas pelo calor e retornadas ao seu

estado original ao se resfriarem (SEYMOUR; CARRAHER, 1992). São baseadas em polímeros lineares ou ramificados, que se tornam rígidos quando resfriados e amolecem a variadas temperaturas elevadas (dependendo do tipo de resina do polímero e da presença de aditivos). Podem ser repetidamente amolecidas e endurecidas em resposta ao aquecimento e ao resfriamento, o que as torna particularmente aptas à reciclagem. Os termoplásticos mais comuns são o polipropileno (PP), polietileno (PEAD e PEBD), PVC, poliestireno (PS), acrílicos, poliéster e nylons. Termoplásticos representam cerca de 80-87% dos plásticos manufaturados no mundo, sendo que, desses, os PP, PE, PS e PVC representam aproximadamente cerca de 75% de todos os polímeros sintéticos produzidos, cerca de 100 milhões de toneladas anualmente (BALATINECZ, 1993). São a forma mais reciclável dos plásticos, com pequenas alterações em suas propriedades. Mais precisamente, PP e PEAD representam cerca de 35% do mercado de resinas termoplásticas (THAYER, 1990; KILLOUGH, 1996).

Alguns termoplásticos como o polietileno e o polipropileno podem ser derretidos diversas vezes, em formas diferentes, sem perdas significativas de suas propriedades físicas. Outros termoplásticos, os plásticos de engenharia, têm um ponto de derretimento superior, implicando uma significativa degradação térmica durante o reprocessamento. Geralmente a mistura de diferentes termoplásticos sofre profundas transformações durante o reprocessamento, o que implica reduções de importantes propriedades físicas. Portanto os termoplásticos são passíveis de reciclagem, principalmente secundária, devido à presença de alguns contaminantes como tintas, adesivos ou resinas diferentes (RECYCLING, 1992).

Cinco resinas plásticas são as mais comuns:

- PE (Polietileno): é a mais comum delas. Geralmente o PEAD (polietileno de alta densidade) é usado para embalagens rígidas e o polietileno de baixa densidade é usado para filmes e sacolas;

- PET (Polietileno tereftalato, ou poliéster): usado extensivamente em embalagens rígidas, como as de refrigerantes e óleos, apesar de existirem há vários anos aplicações da fibra em tecidos, tênis, barracas, etc.;
- PS (Poliestireno): é mais conhecido na forma de espumas para copos ou pratos (ISOPOR). Na forma rígida é usado em talheres plásticos;
- PVC (Policloreto de vinila): é uma resina freqüentemente usada em construção civil na forma de tubos, embalagens de shampoos, detergentes, etc.;
- PP (Polipropileno): é usado em uma grande variedade de áreas, sendo freqüentemente aplicado intermediando camadas com polietileno ou poliéster (THAYER, 1990).

### **Resinas termofixas**

Resinas termofixas são baseadas em polímeros com ligações cruzadas, em uma estrutura de tipo rede tridimensional que não pode ser reestruturada pelo aquecimento. As ligações cruzadas impedem as resinas termofixas de se derreterem quando aquecidas (SEYMOUR; CARRAHER, 1992). Elas endurecem permanentemente com ajuda de catalisadores e/ou calor e não podem ser derretidas ou solubilizadas novamente sem degradação de suas estruturas poliméricas, tornando mais difícil sua reciclagem. A família dos termofixos inclui fenólicos, epóxidos, MDI, poliuretanos, melaminas e uréia-formaldeído (KILLOUGH, 1996).

As resinas termofixas não podem ser aquecidas e reprocessadas da mesma forma que os termoplásticos. Na literatura são citados diversos processos para a reciclagem de resinas termofixas, como:

- Reciclagem química: consiste na pirólise controlada com a recuperação de monômeros;
- Reciclagem de partículas: moagem ou granulação do material para posterior uso como cargas em processos de injeção ou extrusão;

- Reciclagem de energia: aproveitamento da energia através da incineração do material.

Para serem reciclados, os resíduos de termofixos precisam ser picados ou moídos em uma forma que possibilite seu uso como carga ou reforço. Esse material pode, por exemplo, ser usado em substituição ao carbonato de cálcio no processo de SMC – compósito moldado em lâminas. Outra possibilidade de reciclagem dos termofixos é o desenvolvimento de aplicações para material fenólico curado. Segundo diversos autores, os termofixos curados podem ser reutilizados várias vezes, sem significativa perda de desempenho, ao contrário dos termoplásticos, que podem ter limitações para múltiplas reciclagens com relação à degradação de suas propriedades (RECYCLING, 1992).

Como os termofixos reciclados não são a parte principal (matriz) no compósito, eles são menos sensíveis com relação à mistura de resinas; o que não ocorre nos termoplásticos. Portanto, os termofixos podem ser muito mais flexíveis que os termoplásticos para o estabelecimento de um programa de aproveitamento de materiais recicláveis. Dados técnicos obtidos em experimentos usando a tecnologia de moldagem demonstram que a inclusão de até 15% de material fenólico aumentou a resistência ao impacto de 6,0 kJ/m<sup>2</sup> para 6,5 kJ/m<sup>2</sup>, e uma redução não significativa de resistência a ruptura, de 75 para 71 MPa, segundo normas DIN 53453 e 53452, respectivamente (RECYCLING, 1992).

Já os papéis têm um mercado de reciclagem mais estratificado, com um número muito menor de empresas quando comparado ao dos plásticos. Assim, o poder de barganha dos recicladores e catadores no mercado do papel é muito menor. Muitos tipos de papéis, embora sejam recicláveis tecnicamente, na prática são destinados a aterros sanitários. Dentre os tipos de papéis descartados listam-se: vegetal, carbono, metalizado, parafinado, plastificado e engordurado. Há uma empresa localizada na cidade de Tietê, SP, a Bruno Biaggioni Papéis

Especiais, que recicla todos os tipos, incluindo rótulos de garrafas (papel cáustico), fraldas e absorventes, com a retirada da celulose, restos de rasps de couro e resíduos de calças jeans. O que deve haver para que outras empresas façam o mesmo é uma obrigatoriedade do fabricante em se responsabilizar pela coleta e reciclagem de seus produtos em toda a cadeia de comercialização. Isso se aplica particularmente às embalagens cartonadas multifoliadas, do tipo longa vida; a maior parte delas vai sobrecarregar os aterros sanitários. A empresa produtora da embalagem deveria assumir os custos de coleta e reciclagem.

De uma forma geral, a indústria de embalagens tem feito sua parte. Dados compilados pelo CETEA, de Campinas, SP, revelam que tem havido uma constante redução no peso e na espessura das embalagens, demonstrando intenso avanço tecnológico:

- PET 2L: 60g (1983) – 42g (1996);
- Vidro (1L): 538g (1939) – 245g (1990);
- Lata de alumínio (300 mL): 45g (1960) – 17g (1990);
- Pote de iogurte: 12g (1965) – 5 g (1995);
- Lata de conserva (folha de flaândres): 90g (1950) – 57g (1995);
- Sacolas plásticas (PEAD/PEBD): 47  $\mu\text{m}$  (1970) – 25  $\mu\text{m}$  de espessura.

## **Educação ambiental**

Educação ambiental é um termo redundante para a educação, já que a educação deve envolver cidadania e cuidados éticos e ambientais. Todavia, a educação é um dos mais importantes pilares na redução dos problemas causados pelos RSU. A reciclagem no Brasil, para o plástico e o papel, está abaixo dos padrões de alguns países europeus mais desenvolvidos, mas acima, para o alumínio, graças não a uma maior consciência ambiental de nosso país, mas sim à miséria e



à falta de outras oportunidades para renda. Os plásticos pós-consumo são reciclados em cerca de 17,5%, enquanto a Europa, por lei, recicla 22% (PLASTIVIDA, 2002). Um exemplo clássico do efeito da educação sobre a melhoria da eficiência de programas de coleta seletiva ocorreu em Santos, SP, através da ação de voluntários realizando visita nos domicílios e deficientes físicos e mentais trabalhando na triagem dos recicláveis. É o que se pode observar pela Tabela 5.

**Tabela 5.** Aumento dos recicláveis coletados após a educação em Santos.

Nome do Bairro	Número de Casas Visitadas	Data do Início	Data do Final	Início do Programa (ton/mês)	Final do Programa (ton/mês)
José Menino	1091	05/09/94	19/10/94	6,770	9,650
Marapé	2264	26/10/94 06/03/95	09/12/94 29/03/95	11,280	16,750
Campo Grande	2359	18/04/95	20/07/95	12,960	21,940
Boqueirão	1739	18/08/95 03/12/96	21/11/95 20/12/96	15,020	24,280
Total	7453			46,030	72,620

## Estratégias de ação para a gestão dos resíduos sólidos urbanos

As estratégias para a redução do impacto ambiental dos resíduos sólidos urbanos, bem como para aumentar a renda na cadeia produtiva dos recicláveis, passam por:

- Redução na fonte: via programas de minimização de resíduos e implantação de sistemas de gestão ambiental nas indústrias;
- Educação (ambiental) e coleta seletiva: educação principalmente em escolas e para formadores de opinião em todas as classes sociais. No

Brasil riqueza não é sinônimo de educação;

- Reutilização: reaproveitamento de embalagens, respeitando-se a questão da contaminação e falsificação de bebidas para o caso dos vidros;
- Reciclagem: desenvolvimento de novos processos para materiais tidos como problemáticos e maximização dos processos atuais, reduzindo o consumo de energia, especialmente no caso dos filmes plásticos;
- Compostagem: treinamento para processos domésticos que possibilitem uma maior divulgação e aplicação da compostagem em residências;
- Combustão: incineração com recuperação de energia para os resíduos sólidos domésticos e incineração dos resíduos de serviços de saúde;
- Deposição final em aterros: aterros com impermeabilização com mantas de polietileno e captação do chorume e gases.

Medidas necessárias para a redução dos RSU no Brasil:

- Cultura consumista – Americana X Européia – dar ênfase através da educação de práticas ambientais mais corretas, ou seja, tendendo para a cultura européia, contrapondo-se à cultura americana.
- Domínio da tecnologia (reciclagem e degradação/biodegradação) – conhecer os processos tecnológicos para os materiais disponíveis, principalmente com relação a blendas poliméricas;
- União de designers, engenheiro de alimentos, engenheiro químico, químicos e ambientalistas – a união desses profissionais levará à produção de embalagens com menor dificuldade na reciclagem, ou seja, Ecoembalagens;
- Padronização de matérias-primas pelas indústrias (ex.: garrafas d'água) através da rotulagem ambiental;
- Desmonte de embalagens – o desmonte é tão importante quanto a montagem; ao planejar e realizar o design de uma embalagem, ter em mente como desmontá-la, especialmente no caso das embalagens multicamadas;

- Coleta seletiva cara – a coleta seletiva é importante, mas não pode sobrepor-se à eficiência do processo de coleta. Na média ela é 5 vezes mais cara do que a coleta convencional, não representando, por si só, um ganho ambiental, a não ser que seja eficiente;
- Imposto sobre reciclados – bitributação e multitributação. Os reciclados pagam os mesmos impostos de um material virgem, sem serem considerados os benefícios da “limpeza” ambiental que a reciclagem promove;
- Balanço de energia – deve-se realizar sempre um balanço de energia, para se ter a melhor avaliação das alternativas de gerenciamento dos resíduos sólidos, como incineração, reciclagem, compostagem e aterros.

## Referências

BALATINECZ, J.; WOODHAMS, R.T. *Wood-plastic composites - Doing more with less.* **Journal of Forestry**, v.91, nº 11, p.22-26, 1993.

CLEMONS, C.M.; MYERS, G.E. *Properties of melt-blended composites from post-consumer polypropylenes and wastepapers.* ANTEC'93: Annual Technical Conference, 51, 1993, New Orleans. **Proceedings....** Brookfield: Society of Plastic Engineers, 1993. p.3213-3215.

ENGLISH, B.W. *Using municipal waste in wood composites: collection, manufacturing, and consumption, environmental health perspectives.* **Journal of the National Institute of Environmental Health Sciences**, 19p, 1993.

ENGLISH, B.; SCHNEIDER, J.P. *Paper fiber/low-density polyethylene composites from recycled paper mill waste: preliminary results.* In: 1994 TAPPI RECYCLING SYMPOSIUM, 1994, Boston. **Proceedings...** Atlanta: TAPPI Press, 1994. 10p.

JOLY, C.; KOFMAN, M.; GAUTHIER, R. *Polypropylene/cellulosic fiber composites: chemical treatment of the cellulose assuming compatibilization between the two materials.* **Journal of Pure and Applied Chemistry**, v.A33, nº 12, p.1981-1996, 1996.

KILLOUGH, J.M. *The plastics side of the equation.* In: **Woodfiber-plastic**

**composites:** virgin and recycled wood fiber and polymers for composites. Madison: Forest Products Society, 1996. p.7-15.

LEÃO, A.L. Lixo, o alto preço cobrado pelo progresso. **O Estado de São Paulo**, Caderno 2, v.9, nº 3.493, p.D4, 1 de setembro de 1996.

LEÃO, A.L. Geração de resíduos sólidos urbanos e seu impacto ambiental. In: MARTOS, H.L.; MAIA, N.B. (Ed.). **Indicadores Ambientais**. Sorocaba: PUC-SP, 1997. p.213-222.

LEÃO, A.L.; TAN, I.H. Potential of MSW - Municipal solid waste - As a source of energy in São Paulo. Its impact on CO<sub>2</sub> balance. **Biomass and Bioenergy**, v. 14, nº1, p.83-89, 1998.

RECYCLING and the automobile. **Automotive Engineering**, v.100, nº10, p.41-57, 1992.

SCHNEIDER, J.P.; MYERS, G.E.; CLEMONS, C.M.; ENGLISH, B.W. Biofibers as reinforcing fillers in thermoplastic composites. In: ANTEC'94: Annual Technical Conference, 52, 1994, San Francisco. **Plastics gateway to the future**. Brookfield: Society of Plastic Engineers, 1994. p.1840-1845.

SEYMOUR, R.B.; CARRAHER JUNIOR, C.E. **Polymer chemistry - An introduction**. 3ªed. New York: Marcel Dekker, 1992. 621p.

THAYER, A.M. Plastics recycling efforts spurred by concerns about solid waste. In: GLASS, J.E. **Agricultural & synthetic polymers: biodegradability and utilization**. Washington: American Chemical Society, 1990. 323p. (ACS Symposium Series, 433).

YOUNGQUIST, J.; MYERS, G.E.; MUHEL, J.H.; KRZYSIK, A. M.; CLEMONS, C.; BROWN, L. et al. **Composites from recycled wood and plastics**. Washington: U.S. EPA, 1994. 20p. Project Summary.

# VIII IMPACTO AMBIENTAL DO USO AGRÍCOLA DO LODO DE ESGOTO

*Wagner Bettiol*

*Otávio A. de Camargo*

## **Introdução**

Toda e qualquer atividade humana leva à produção de resíduos, sendo que a crescente demanda da sociedade pela manutenção e melhoria das condições ambientais tem exigido, das autoridades e das empresas públicas e privadas, atividades capazes de compatibilizar o desenvolvimento às limitações da exploração dos recursos naturais. Dentre os recursos, os hídricos, que até a geração passada eram considerados fartos, tornaram-se limitantes e comprometidos, em virtude da alta poluição em algumas regiões, necessitando, portanto, de rápida recuperação. Nessas condições, há que se tratar os esgotos urbanos, que são hoje os principais poluidores dos mananciais.

O tratamento dos esgotos, que com certeza irá reduzir a poluição dos rios e melhorar a saúde pública da população, resulta na produção de um lodo rico em matéria orgânica e nutrientes, denominado lodo de esgoto, havendo necessidade de sua adequada deposição final. Entretanto, diversos projetos de tratamento de esgotos não contemplam o destino final do lodo produzido, e com isso se anulam parcialmente os benefícios da coleta e do tratamento dos efluentes. Assim, a comunidade precisa encarar com muita seriedade este problema, e, com auxílio de pesquisas científicas e tecnológicas, desenvolver alternativas seguras e factíveis para que esse resíduo não se transforme num novo problema ambiental, tirando-se, ao contrário, vantagens ambientais de sua deposição.

A deposição final adequada do lodo é uma etapa problemática no processo operacional de uma estação de tratamento de esgoto, pois seu planejamento tem sido negligenciado e apresenta um custo que pode alcançar até 50% do orçamento operacional de um sistema de tratamento.

As alternativas mais usuais para o aproveitamento ou deposição final do lodo de esgoto são: deposição em aterro sanitário (aterro exclusivo e co-deposição com resíduos sólidos urbanos); reutilização industrial (produção de agregado leve, fabricação de tijolos e cerâmica e produção de cimento); incineração (incineração exclusiva e co-incineração com resíduos sólidos urbanos); conversão em óleo combustível; recuperação de solos (recuperação de áreas degradadas e de mineração); "landfarming" e uso agrícola e florestal (aplicação direta no solo, compostagem, fertilizante e solo sintético). Entre as diversas alternativas existentes para a deposição final do lodo de esgoto, aquela para fins agrícola e florestal se apresenta como uma das mais econômicas, pois, como o lodo é rico em matéria orgânica e em macro e micronutrientes para as plantas, pode ser recomendada a sua aplicação como condicionador de solo e/ou fertilizante. Entretanto, o lodo de esgoto apresenta em sua composição diversos poluentes, tais como metais pesados, compostos orgânicos persistentes e organismos patogênicos ao homem, atributos que devem ser olhados com muito cuidado.

A deposição de esgotos na agricultura é uma prática antiga. As informações mais conhecidas são as originárias da China. No ocidente sabe-se que na Prússia a irrigação com efluentes de esgotos era praticada desde 1560. Na Inglaterra, por volta de 1800, foram desenvolvidos muitos projetos para a utilização agrícola dos efluentes de esgoto, especialmente em razão do combate à epidemia do cólera. A prática de uso do solo como meio de deposição do esgoto ou do lodo tem sido freqüente em muitos países.

No Brasil, não é difundida a experiência de incorporar resíduos de

esgoto, lodo e efluente aos solos, porque ainda são poucas as cidades dotadas de Estações de Tratamento de Esgotos (ETE). O Ministério do Meio Ambiente estima que menos de 10% do esgoto urbano produzido são tratados antes de serem lançados nos rios. Os dados da Tabela 1 mostram a situação da coleta de esgoto e lixo no Brasil.

Apesar dessa situação, diversos municípios brasileiros estão coletando e tratando adequadamente os esgotos, e, por conseguinte, gerando lodo de esgoto. Algumas cidades – como Araraquara, Araras, Araçatuba, Campinas, Caraguatatuba, Franca, Itu, Jaú, Jundiá, Limeira, Matão, Monguaguá, Piracicaba, Presidente Prudente, Ribeirão Preto, São José dos Campos, Ubatuba e a Grande São Paulo, SP; Curitiba e Londrina, PR; Belo Horizonte e Uberlândia, MG; Brasília, DF; Recife, PE; Goiânia, GO; Vitória e Cachoeiro do Itapemirim, ES; Rio de Janeiro, RJ; e Campo Grande, MS, entre outras – estão tratando os esgotos e gerando lodo. Diversos desses municípios vêm trabalhando para descartar o lodo gerado na agricultura.

O volume de lodo gerado em muitos desses municípios é relativamente pequeno; eles se localizam em regiões agrícolas ou próximo delas, além de não apresentarem os problemas da intensa industrialização. Assim, de certa forma, a deposição do lodo de alguns desses municípios pode ser facilmente equacionada. A situação é bem mais complexa quando se considera a geração de lodo em regiões metropolitanas, como a de São Paulo. Desse modo, além do volume gerado, deve ser considerada a falta de espaço para aterro sanitário na região e também a distância das áreas agrícolas e florestais. Outro problema que deve ser ponderado é a intensa industrialização dessas regiões, que colabora com o aumento na concentração de metais pesados e compostos orgânicos persistentes no lodo de esgoto. Dessa forma, além da necessidade de um adequado monitoramento, há que se trabalhar no sentido de evitar o lançamento de esgotos industriais no sistema.

**Tabela 1.** Situação do saneamento básico no Brasil por faixa etária.

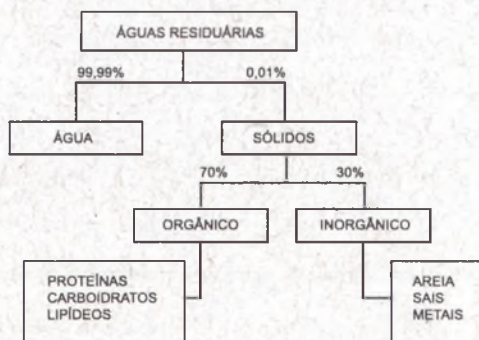
População	Sem esgoto	Sem água encanada	Sem coleta de lixo
0 a 15 anos	45%	23%	37%
> 60 anos	37%	18%	30%

Fonte: Fundação Getúlio Vargas (2000).

## Características do lodo de esgoto

A composição do esgoto varia em função do local de origem (ou seja, se proveniente de uma área tipicamente residencial ou tipicamente industrial), da época do ano e de outros fatores. A Figura 1 apresenta a composição básica de esgoto doméstico, que deve ser tratado nas estações de tratamento.

Da mesma maneira, o lodo de esgoto apresenta uma composição muito variável, pois depende da origem do esgoto, bem como do processo de tratamento do esgoto e do seu caráter sazonal. Um lodo de esgoto típico apresenta em torno de 40% de matéria orgânica, 4% de nitrogênio, 2% de fósforo e os demais nutrientes, além de elementos potencialmente tóxicos. Na Tabela 2 podem-se observar as variações da composição de lodos de esgoto gerados em Estações de Tratamento de Esgoto.



**Figura 1.** Composição do esgoto doméstico (Melo e Marques, 2000).



**Tabela 2.** Características químicas de três lotes dos lodos de esgotos das Estações de Tratamento de Esgoto de Franca (LF) e de Barueri (LB), localizadas no estado de São Paulo.

Atributo <sup>1</sup>	Primeiro lote (03/99)		Segundo lote (12/99)		Terceiro lote (09/00)		
	Unidade <sup>2</sup>	LB	LF	LB	LF	LB	LF
Fósforo	g/kg	15,9	16,0	31,2	21,3	26,9	12,9
Potássio	g/kg	1,0	1,0	1,97	0,99	1,0	1,0
Sódio	g/kg	0,5	0,5	0,6	0,6	0,5	0,9
Arsênio	mg/kg	<1	<1	<1	<1	<1	<1
Cádmio	mg/kg	12,8	3,32	9,5	2,0	9,4	2,05
Chumbo	mg/kg	364,4	199,6	233	118	348,9	140,5
Cobre	mg/kg	1058	239,8	1046	359	953,0	240,9
Cromo total	mg/kg	823,8	633,8	1071	1325	1297,2	1230,3
Mercurio	mg/kg	<0,01	<0,01	<1	<1	<0,01	<0,01
Molibdênio	mg/kg	<0,01	<0,01	<1	<1	<0,01	<0,01
Níquel	mg/kg	518,4	54,7	483	74	605,8	72,4
Selênio	mg/kg	<0,01	<0,01	<1	<1	<0,01	<1
Zinco	mg/kg	2821	1230	3335	1590	3372	1198
Boro	mg/kg	36,2	40,7	11,2	7,1	29,3	19,7
Carbono orgânico	g/kg	248,2	305,1	271	374	292,9	382,4
pH		6,6	6,3	6,4	6,4	6,4	5,4
Umidade	%	66,4	83	80,2	82,4	71,2	82,7
Sólidos Voláteis	%	43,0	60,5			56,8	72,5
Nitrogênio total <sup>3</sup>	g/kg	21	56,4	49,7	67,5	42,1	68,2
Enxofre	g/kg	13,4	16,3	10,8	13,3	17,1	15,7
Manganês	mg/kg	429,5	349,3	335	267	418,9	232,5
Ferro	mg/kg	54.181	33.793	32,5	31,7	37.990	24.176
Magnésio	g/kg	3,0	2,2	3,7	2,5	4,5	2,2
Alumínio	mg/kg	28.781	32.564	25,3	33,5	23.283	23.317
Cálcio	g/kg	40,3	29,2	22,8	16,8	47,8	24,8

<sup>1</sup>Determinados de acordo com EPA SW-846-3051 (1986), no IAC (Campinas, SP).

<sup>2</sup>Os valores de concentração são dados com base na matéria seca.

<sup>3</sup>Os valores de concentração para o nitrogênio total e a umidade foram determinados em amostras em condições originais, na Embrapa Meio Ambiente. Bettiol (2004) e Fernandes *et al.* (2004).

## Benefícios do uso agrícola do lodo de esgoto

A utilização do lodo de esgoto em solos agrícolas tem como principal benefício a incorporação dos macronutrientes – nitrogênio e fósforo – e dos micronutrientes – zinco, cobre, ferro, manganês e molibdênio. Como os lodos são pobres em potássio (cerca de 0,1%), há necessidade de se adicionar esse elemento ao solo. Pode-se dizer que, normalmente, o lodo de esgoto fornece ao solo as quantidades de nutrientes suficientes para as culturas. No entanto, é preciso conhecimento da sua composição, para se calcularem as quantidades adequadas a serem incorporadas sem se correr o risco de toxicidade às plantas e, em certas situações, aos animais e ao homem, atentando também para não se poluir o ambiente (CETESB, 1999).

Com respeito à melhoria das condições físicas do solo, o lodo de esgoto, de maneira semelhante à matéria orgânica, aumenta a retenção de umidade em solos arenosos e melhora a permeabilidade e infiltração nos solos argilosos, mantendo, por determinado tempo, uma boa estrutura e estabilidade dos agregados na superfície.

Embora em quantidade ainda insuficiente, várias pesquisas conduzidas no país mostram que o lodo é um resíduo com perspectivas favoráveis ao uso no solo para produção de plantas. Para a cultura do milho no cerrado brasileiro, Silva *et al.* (2000) demonstraram que o lodo de esgoto gerado pela CAESB, em Brasília, DF, apresenta potencial para substituição dos fertilizantes minerais. Melo & Marques (2000) apresentam informações sobre o fornecimento de nutrientes pelo lodo de esgoto para as seguintes culturas: cana-de-açúcar, milho, sorgo e azevém. Existem, ainda, informações do aproveitamento do lodo de esgoto para arroz, aveia, trigo, pastagens, feijão, soja, girassol, café e pêssego, entre outras culturas (BETTIOL; CAMARGO, 2000). Também em espécies florestais o lodo vem sendo utilizado com sucesso. Gonçalves *et al.* (2000) apresentam

informações sobre o potencial do uso do lodo de esgoto gerado na ETE de Barueri, SP, para o cultivo de *Eucalyptus*.

## **Considerações sobre os componentes potencialmente poluentes do lodo de esgoto**

Apesar de todas as vantagens, o lodo de esgoto pode apresentar em sua composição elementos tóxicos e agentes patogênicos ao homem. Dessa forma, há necessidade de se conhecerem os efeitos desses poluentes no solo quando utilizado na agricultura. Muitas questões ainda não foram respondidas pela pesquisa científica, devendo esse fator relativo ao seu uso na agricultura ser levado em consideração.

Uma questão fundamental é a que diz respeito à presença e concentração desses elementos potencialmente tóxicos. O lodo contém normalmente em concentrações maiores que o solo, mesmo aquele exclusivamente doméstico. Assim, a sua incorporação nos solos agrícolas deve ser adequadamente planejada e monitorada. Além do zinco, cobre, manganês, ferro, molibdênio e níquel, que são micronutrientes essenciais para as plantas mas que em altas concentrações podem causar sérios problemas, o cádmio e o chumbo podem também aparecer em quantidades consideráveis, especialmente se os lodos provêm de regiões industrializadas. Nesse caso, há que se controlar e monitorar a aplicação, porque em especial o zinco, o cobre e o níquel, se presentes em teores elevados, podem ser fitotóxicos; o cádmio, particularmente, pode ser altamente prejudicial para os animais que se alimentem dessas plantas. Por isso, em todos os países onde o lodo de esgoto é aplicado na agricultura existem normas estabelecendo, entre outras coisas, as concentrações máximas permitidas de metais pesados no lodo e o teor máximo acumulado no solo. A norma P4230 da CETESB (Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental, do estado de São Paulo) estabelece

esses limites, que são apresentados na Tabela 3. Além desses limites, a norma também estabelece a taxa máxima de aplicação anual de metais em solos agrícolas tratados com lodo e a carga máxima acumulada de metais pela aplicação do lodo. Como exemplo, na Tabela 2 são apresentados os dados de metais pesados obtidos de amostras de lodos originários das ETEs de Barueri, SP, que trata esgotos domésticos e industriais, e de Franca, SP, que trata esgoto essencialmente doméstico. As variações são devidas basicamente à origem do esgoto. Assim, de acordo com a norma P4230, da CETESB, o lodo da ETE de Barueri não poderia ser descartado na agricultura, pois os limites de Ni estão acima do permitido (Tabela 3).

Além de São Paulo, o estado do Paraná, por meio do Instituto Ambiental do Paraná (IAP), estabelece critérios para a deposição agrícola do lodo de esgoto. Nesse estado as limitações são maiores do que no estado de São Paulo. Entretanto, a partir do final de 2003, o CONAMA (Conselho Nacional do Meio Ambiente) iniciou uma discussão para a regulamentação, no nível nacional, da deposição do lodo de esgoto na agricultura, sendo que a norma já passou por consulta pública e está sendo sancionada para entrar em vigor em 2006. Também o estado de São Paulo está realizando a revisão de sua norma.

**Tabela 3.** Concentrações limite de metais pesados no lodo de esgoto aceitáveis para uso agrícola (base seca) em mg/kg; taxa de aplicação anual máxima de metais em solos (kg/ha/365 dias); e carga máxima acumulada de metais pela aplicação do lodo (kg/ha).

Metal pesado	Concentração máxima permitida no lodo	Taxa de aplicação anual máxima	Carga máxima acumulada de metais pela aplicação do lodo
Arsênio	75	2,0	41
Cádmio	85	1,9	39
Cobre	4.300	75	1.500
Chumbo	840	15	300
Mercúrio	57	0,85	17
Molibdênio	75	-	-
Níquel	420	21	420
Selênio	100	5,0	100
Zinco	7.500	140	2.800

Fonte: CETESB (1999)

A mobilidade dos metais pesados depende muito da reação do solo, ou seja, se ele é mais ou menos ácido; de maneira geral, aconselha-se que o pH seja mantido acima de 5,5, para evitar que os metais pesados, potencialmente tóxicos, possam ser absorvidos pelas plantas ou fiquem disponíveis no ambiente em quantidades que apresentem risco. À medida que aumenta o tempo de contato do lodo com o solo, diminui o perigo de as plantas absorverem os metais pesados em excesso, porque estes são fortemente retidos pelos colóides do solo, embora essa afirmativa nem sempre possa ser generalizada. Berton (2000) discute com detalhes os riscos de contaminação do agroecossistema com metais pesados.

O nitrogênio é um elemento essencial para o crescimento vegetal e para os seres vivos do solo. O uso adequado do lodo deve visar à eficiente utilização do nitrogênio, com um mínimo de perdas por percolação, volatilização, desnitrificação e arraste superficial. Com a decomposição do lodo adicionado ao solo, o nitrogênio orgânico é convertido em amônio ou nitrato. Os colóides do solo podem reter o amônio, mas o nitrato normalmente será lixiviado para fora da zona radicular, porque a capacidade dos solos em retê-lo é baixa. Por outro lado, em condições redutoras, pode ocorrer a desnitrificação, processo pelo qual o nitrogênio do nitrato é transformado em nitrogênio gasoso. Outra questão básica é o balanço do nitrogênio. A matéria orgânica do lodo aplicado ao solo sofre uma mineralização, liberando nitrogênio na forma amoniacal e nítrico, que não são somados aos existentes antes da aplicação. Assim, a quantidade de lodo aplicada deve ser tal que a quantidade de nitrato ou amônio presente não exceda àquela que a planta vai consumir, pois o excesso ficaria em forma lixiviável que poderia alcançar e contaminar corpos de água subterrâneos. Talvez esse elemento seja um dos mais importantes para monitoramento nas

áreas onde o lodo de esgoto é utilizado, na medida em que poderá contaminar o lençol freático (Dyenia *et al.*, 2006).

É praticamente nulo o risco que o excesso de fósforo possa apresentar para as plantas, porque dificilmente é constatada toxicidade por causa deste elemento e, por outro lado, os nossos solos, além de deficientes em fósforo, o retêm com grande energia. Assim, a contaminação das águas subterrâneas por esse elemento é muito difícil. Entretanto, há que se ter precaução, pois o arraste do material sólido superficial por erosão levará consigo fósforo retido, que, em certas situações, poderá ser liberado nos corpos de água superficiais para onde o material escorreu, provocando, muitas vezes, intensa eutroficação.

A decomposição do lodo de esgoto pode provocar a elevação da condutividade elétrica da solução do solo acima dos níveis aceitáveis para as plantas, em especial em regiões de baixa pluviosidade. Nas regiões de alta pluviosidade, os perigos são momentâneos, apenas enquanto as chuvas não arrastarem os sais para fora da zona radicular. Dentre os sais provenientes da decomposição do lodo, os de sódio podem causar problemas, pois este elemento pode substituir o cálcio e o magnésio do complexo de troca, dispersando a argila, destruindo os agregados e a estrutura dos solos e reduzindo a permeabilidade e a infiltração da água.

Os lodos de esgoto contêm patógenos humanos como coliformes fecais, salmonela, vírus e helmintos, que são passíveis de ser reduzidos com tratamentos adequados. Entretanto, é muito importante o monitoramento da população desses organismos, tanto no lodo a ser utilizado na agricultura como no solo onde ele foi aplicado. Soccol & Paulino (2000) discutem amplamente os riscos de contaminação do agroecossistema com parasitos pelo uso do lodo de esgoto. A norma P4230, da CETESB, que estabelece os

critérios de aplicação de lodos de sistemas de tratamento biológico em áreas agrícolas, classifica o lodo de esgoto, quanto à presença de patógenos, em classes A e B. O lodo classe A é aquele que atende aos seguintes critérios: densidade de coliformes fecais inferior a 103 NMP/g de sólidos totais e densidade inferior a 3 NMP/4 g de sólidos totais de *Salmonella* sp. O lodo é considerado classe B quando a densidade de coliformes fecais for inferior a  $2 \times 10^6$  NMP/g de sólidos totais. No caso do estado do Paraná, a norma do IAP estabelece limites para ovos de helmintos ( $>1/g$ ) que são mais resistentes e de grande importância para a saúde pública brasileira. Esse procedimento é premente para as condições nacionais, pois a nossa população apresenta sérios problemas com relação a esses patógenos.

Outro grupo de contaminantes que merece atenção é o dos compostos orgânicos persistentes. Até o momento, no Brasil, nenhuma norma estabelece limites para esses compostos. Além disso, são extremamente escassos os trabalhos com esses contaminantes no Brasil, existindo praticamente apenas uma análise apresentada por Tsutiya (2001).

## **Impactos ambientais: um estudo de caso**

Um experimento para estudar o impacto ambiental do uso agrícola do lodo de esgoto foi conduzido no Campo Experimental da Embrapa Meio Ambiente, localizado em Jaguariúna (SP), latitude  $22^{\circ}41'$  sul, longitude  $47^{\circ}$  W. Gr. e altitude de 570 m., em Latossolo Vermelho Distroférrico (textura argilosa), cujas características físicas e químicas na camada de 0-20 cm, antes do início do estudo, foram as seguintes: pH em água = 5,8; MO% = 2,55; P = 3,5 mg/dm<sup>3</sup>; K = 1,51; Ca = 27,5; Mg = 8,5; Al = 1; H = 35; CTC = 73,5 mmolc/dm<sup>3</sup>; V% = 50,8; e argila = 450 g/kg.

Os lodos de esgotos foram obtidos nas Estações de Tratamento de Esgoto de Barueri, SP, que trata esgotos domésticos e industriais (Lodo de Barueri – LB), e de Franca, SP, que trata esgoto essencialmente doméstico (Lodo de Franca – LF). As principais características desses lodos são apresentadas na Tabela 2 e foram determinadas de acordo com EPA SW-846-3051 (EPA, 1986).

Os tratamentos estudados para cada lodo foram: testemunha absoluta; fertilização mineral (NPK) recomendada para a cultura (Raij *et al.*, 1996); lodo de esgoto com base na concentração de nitrogênio para fornecer a mesma quantidade de N da fertilização mineral (1N); e duas (2N), quatro (4N) e oito (8N) vezes a dose de lodo de esgoto recomendada. Os cálculos das doses de lodo foram realizados em função do nitrogênio disponível para as plantas, considerando como sendo 30% a taxa de mineralização do nitrogênio (CETESB, 1999). Para os tratamentos com LE, quando necessária foi realizada complementação com potássio. A necessidade de complementação com potássio foi dependente do teor de potássio no lodo e da quantidade total aplicada em cada tratamento. Os lodos foram distribuídos a lanço, na área total das parcelas experimentais, e incorporados a 20 cm de profundidade com auxílio de enxada rotativa, três a quatro dias antes da semeadura.

O estudo foi conduzido durante quatro anos, sendo que no primeiro foi cultivado o milho variedade CATI AL 30, com semeadura realizada em 05/04/1999; no segundo foi cultivado o híbrido AG1043, com semeadura em 13/12/1999; no terceiro e quarto o híbrido Savana 133S, com semeadura em 30/10/2000 e 05/11/2001, respectivamente. Um mês antes da aplicação do lodo para o terceiro cultivo foi realizada uma correção do pH, em cada parcela individualmente, para pH 5,7 – tendo como base uma curva de neutralização do solo. Para os três cultivos, os tratamentos culturais foram os padrões utilizados na cultura,



sem irrigação. Antes da aplicação de lodo foram retirados os restos culturais das parcelas.

O delineamento experimental foi o de blocos casualizados, com três repetições. Cada parcela apresentava dimensão de 10 x 20m, com 12 linhas cada. As parcelas foram separadas por bordaduras de pelo menos 5 m de cada lado, com *Bracchiaria* mantida roçada.

A seguir serão apresentados alguns resumos de trabalhos publicados ou encaminhados para publicação obtidos no experimento:

1. BETTIOL, W. Effect of sewage sludge on the incidence of corn stalk rot caused by *Fusarium*. **Summa Phytopathologica**, v.30, p.16-22, 2004. A deposição final na agricultura do lodo de esgoto gerado nas Estações de Tratamento de Esgoto (ETE) é uma técnica em expansão, pois o lodo é rico em macro e micronutrientes e matéria orgânica. Num ensaio casualizado em blocos, com três repetições, em parcelas de 200 m<sup>2</sup>, em um latossolo vermelho distroférrico de textura argilosa, foi estudado o efeito da incorporação dos lodos de esgotos originários das ETES de Franca e de Barueri, SP, na incidência da podridão do colmo do milho causada por *Fusarium*. Os lodos foram incorporados ao solo nas concentrações de 0, 1, 2, 4 e 8 vezes a dose recomendada com base no teor de nitrogênio, em três cultivos sucessivos de milho: safrinha 1999 ('CATI AL 30') e safras de 1999/2000 ('AG1043') e 2000/2001 ('Savana 133S'). As doses de lodo foram comparadas com a adubação mineral recomendada para a cultura do milho. Nesse trabalho são apresentados os dados obtidos no segundo e no terceiro ciclo de aplicação do lodo, pois no primeiro não ocorreu a doença. Para as safras 1999/2000 e 2000/2001, as análises de regressão mostraram que a porcentagem de plantas doentes foi positivamente correlacionada com a concentração dos lodos incorporados ao solo. Os coeficientes de determinação para

o segundo cultivo do milho foram de  $R^2=0,90$  e  $R^2=0,84$ , enquanto que para o terceiro cultivo foram de  $R^2=0,77$  e  $R^2=0,45$ , para os lodos de Franca e de Barueri, respectivamente. As concentrações de lodo também apresentaram correlação positiva com a população de *Fusarium* do solo e com a condutividade elétrica (CE); por outro lado, foram negativamente correlacionadas com o pH. As correlações entre a porcentagem de plantas doentes e os atributos químicos do solo foram significativas e positivas, para os dois lodos, no nível de 5% para o teor de fósforo, a CTC,  $N_{total}$ ,  $N_{nitrato}$  e CE; por outro lado, foi negativamente correlacionado com o pH. Para o segundo cultivo, a porcentagem de plantas doentes apresentou correlação positiva com todos os micronutrientes (Fe, B, Cu e Zn), exceto com o Mn. Os resultados evidenciam que, para a utilização segura do lodo de esgoto na agricultura, há necessidade de estudos interdisciplinares a longo prazo e nas condições ecológicas de cultivo.

2. FERNANDES, S.A.P.; BETTIOL, W.; CERRI, C.C.; CAMARGO, P. Sewage sludge effects on gas fluxes at the soil-atmosphere interface, on soil  $\delta^{13}C$  and on total soil carbon and nitrogen. *Geoderma*, v.125, p. 49-57, 2005. O objetivo do presente trabalho foi estudar o efeito da aplicação a longo prazo e continuada de lodo de esgoto no carbono e nitrogênio total,  $\delta^{13}C$  do solo e os fluxos de gases na interface solo-atmosfera sob condições de campo e em condições tropicais. Assim, num latossolo vermelho distroférico foram realizadas quatro aplicações de lodo de esgoto originário da ETE de Barueri, que trata esgoto de uma região industrializada. O lodo foi incorporado nas concentrações de 0, 1, 2, 4 e 8 vezes a dose recomendada para a cultura, considerando o teor de nitrogênio da fertilização mineral, em quatro safras sucessivas. Todas as doses de lodo aumentaram a concentração de C e N no solo, quando

comparadas à testemunha. Os teores de C no solo, na maior dose de lodo de esgoto, aumentaram 55% e 48% nas camadas 0-10 e 10-20 cm, respectivamente, quando comparados à testemunha. No caso do N do solo o aumento foi de 59% e 66% na maior dose de lodo nas camadas 0-10 e 10-20 cm, respectivamente, em relação à testemunha. O aumento no teor C no solo foi originário do lodo de esgoto, conforme demonstraram as análises de  $\delta^{13}\text{C}$ , e, como os teores de  $\delta^{13}\text{C}$  do solo ficaram negativos, sugere-se que o solo está seqüestrando carbono originário do lodo de esgoto. A aplicação de lodo de esgoto aumentou o fluxo de  $\text{CO}_2$ ,  $\text{N}_2\text{O}$  e  $\text{CH}_4$  para a atmosfera, de 220, 320 e 165% para a maior dose de lodo de esgoto, quando comparado à testemunha. Apesar de estar havendo maior emissão de gases, quando comparado com os tratamentos testemunha e de adubação mineral recomendados para a cultura, é importante observar que parte do C adicionado, via lodo de esgoto, está sendo seqüestrado pelo solo.

3. FERNANDES, S.A.P.; BETTIOL, W.; CERRI, C.C. Effect of sewage sludge on microbial biomass, basal respiration, metabolic quotient and soil enzymatic activity. **Applied Soil Ecology**, v. 30, p.65-77, 2005. O objetivo do presente estudo foi avaliar o efeito da aplicação em longo prazo e continuada de doses de lodo de esgoto na biomassa microbiana, respiração basal, quociente metabólico e atividade enzimática de um latossolo vermelho distroférrico sob condições de campo em condições tropicais. Os estudos foram iniciados em 1999 e foram feitas quatro aplicações de lodo de esgoto produzido na Estação de Tratamento de Esgoto de Barueri, SP. Os tratamentos estudados foram: testemunha; fertilização mineral (NPK), dose de lodo de esgoto para fornecer a quantidade de N recomendada para a cultura; e duas, quatro e oito vezes a dose recomendada. Os resultados mostraram que a respiração basal e a biomassa microbiana

C e N do solo aumentaram com a adição de lodo de esgoto, ou seja, até com a maior dose de lodo não ocorreu efeito inibitório. Entretanto, o valor do quociente metabólico aumentou com o aumento das doses de lodo de esgoto, refletindo possivelmente num solo mais perturbado. As atividades de urease e amilase do solo aumentaram com as doses de lodo e correlacionaram-se significativamente com a biomassa microbiana do solo. Considerando que o uso agrícola do lodo de esgoto é uma das melhores formas de sua deposição e considerando os resultados obtidos no trabalho, recomendamos que a quantidade de lodo a ser aplicada leve em conta as necessidades de N da cultura, e, ainda, que sejam evitadas aplicações sucessivas.

4. DYNIA, J.F.; SOUZA, M.D.; BOEIRA, R.C. Lixiviação de nitrato em latossolo cultivado com milho após aplicações sucessivas de lodo de esgoto. **Pesq. agropec. bras.** Brasília, v.41, n.5, p.855-862, 2006. Avaliou-se a lixiviação de nitrato em um latossolo vermelho distroférico do campo experimental da Embrapa Meio Ambiente, causada pelas aplicações de lodo de esgoto e de fertilizante mineral em cinco cultivos de milho, conduzidas entre 1999 e 2003. As doses de N aplicadas via fertilizante mineral (FM) nos cinco cultivos foram de 50, 90, 100, 90 e 100 kg ha<sup>-1</sup>. Nos tratamentos com os lodos (L0N, L1N, L2N, L4N e L8N), as doses de N disponível aplicadas a cada cultivo foram equivalentes a zero, uma, duas, quatro e oito vezes as do tratamento com fertilização mineral. Todos os tratamentos causaram lixiviação de nitrato, mas com diferentes graus de intensidade. A lixiviação aumentou com o aumento das doses e do número de aplicações dos lodos. Os teores médios de nitrato no perfil do solo nos tratamentos 0N, 1N, 2N e FM dos dois lodos foram estatisticamente iguais ( $p < 0,05$ ) (exceto no quinto cultivo, em que o tratamento 2N de um dos lodos se destacou dos demais), sendo inferiores aos dos tratamentos 4N e 8N. Em relação ao tratamento FM,

as perdas médias de  $\text{N-NO}_3^-$  para a camada de solo entre 0,6 e 3,0m de profundidade nos tratamentos L1N, L2N, L4N e L8N, após cinco aplicações dos lodos, foram estimadas em 430, 1020, 2400 e 3970 kg ha<sup>-1</sup>, respectivamente, correspondendo a cerca de 28%, 42%, 54% e 45% do N total aplicado. No período mais chuvoso do quarto cultivo de milho – após a quarta aplicação dos tratamentos –, as concentrações de  $\text{N-NO}_3^-$  na solução do solo a um metro de profundidade, nas parcelas dos tratamentos FM e L1N, ficaram entre 5 e 9 e 33 e 71 mg L<sup>-1</sup>, respectivamente. No período o fluxo de água no solo apresentava sentido descendente, evidenciando a ocorrência de lixiviação de nitrato em taxas mais elevadas no tratamento L1N, devido às maiores concentrações do ânion na solução.

5. VIEIRA, R.F.; CARDOSO, A.A. Variações nos teores de nitrogênio mineral em solo suplementado com lodo de esgoto. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 38, p. 867-874, 2003. O conhecimento da dinâmica da mineralização de materiais orgânicos adicionados ao solo é importante para prever os efeitos das possíveis perdas de N para o ambiente. O objetivo deste trabalho foi avaliar a variação do N mineral, no período da seca e das águas, em solo cultivado com milho, após incorporação de doses crescentes de lodo de esgoto. Os tratamentos constituíram-se de parcelas não fertilizadas, parcelas com adubação nitrogenada, parcelas com dose de lodo de esgoto calculada para fornecer à cultura o mesmo teor de N do tratamento com adubação nitrogenada (1N) e parcelas com duas, quatro e oito vezes a dose de lodo de esgoto do tratamento 1N. As quantidades de lodo de esgoto a serem aplicadas ao solo devem ser diferentes no período da seca e no das águas, mesmo quando se baseiam nas necessidades de N, em decorrência das perdas desse elemento em períodos de intensas precipitações.

6. BOEIRA, R.C.; LIGO, M.A.V.; DYNIA, J.F. Mineralização de nitrogênio em solo tropical tratado com lodos de esgoto. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 37, n. 11, p.1639-1647, 2002. A mineralização do N orgânico é um dos principais fatores que determinam as quantidades de lodos de esgoto (LE) a serem aplicadas em solos. O objetivo deste trabalho foi quantificar, em laboratório, o potencial de mineralização de N orgânico num latossolo vermelho distroférrico, tratado com dois LE anaeróbios, um de origem doméstica (Franca, SP) e outro de origem doméstica e industrial (Barueri, SP). Os LE foram aplicados ao solo em doses de 1,5, 3, 6 e 12 g kg<sup>-1</sup> (Franca) e 4, 8, 16 e 32 g kg<sup>-1</sup> (Barueri), e o tempo de incubação foi de 15 semanas. O acúmulo de N inorgânico no solo ao final da incubação foi proporcional às quantidades de N orgânico adicionadas. O potencial de mineralização estimado pelo modelo exponencial simples foi de 24 mg kg<sup>-1</sup> de N no solo sem lodo e variou entre 44 e 265 mg kg<sup>-1</sup> de N no solo tratado com os lodos. A fração de mineralização potencial do N orgânico dos lodos foi estimada em 31%. A mineralização foi mais lenta no solo tratado com as duas maiores doses do LE de Barueri. Os dois lodos acidificaram o solo; o de Franca causou acidificação mais intensa que o de Barueri.

7. SILVA, C.A.; RANGEL, O.J.P.; BETTIOL, W.; MANZATTO, C.V. Disponibilidade de metais pesados para milho cultivado em latossolo sucessivamente tratado com lodos de esgotos (submetido à Revista Brasileira de Ciência do Solo). Este estudo teve como objetivo avaliar o efeito de doses de lodo de esgoto sobre os teores de metais pesados em solo e a disponibilidade desses elementos químicos para o milho. Foram conduzidos três experimentos, durante os anos agrícolas de 1999/2000 e 2000/2001, no Campo Experimental da Embrapa Meio Ambiente, em Jaguariúna (SP). Em três cultivos de milho, as doses aplicadas dos lodos de esgoto oriundos de Barueri

(LB) e de Franca (LF) variaram de 0 a 139 Mg ha<sup>-1</sup>. Foram avaliados os teores disponíveis (Mehlich-1 e DTPA) de Cu, Mn, Ni, Pb e Zn em solo e a fitodisponibilidade desses metais, por meio da correlação dos teores em solo com os em folhas e grãos de milho. O uso de doses crescentes de lodo de esgoto de Barueri resultou em um acréscimo nos teores disponíveis de Cu, Mn, Ni, Pb e Zn pelo DTPA. As duas soluções extratoras testadas são eficientes em prever a fitodisponibilidade de Zn para folhas e grãos de milho. O grau de associação do teor de metal-solo com o absorvido pelo milho depende da solução extratora usada, da fonte de lodo de esgoto, do elemento químico avaliado e da seqüência de cultivo.

8. RANGEL, O.J.P.; SILVA, C.A.; BETTIOL, W. Efeito de aplicações sucessivas de lodo de esgoto sobre o acúmulo de metais pesados em milho (submetido à Revista Brasileira de Ciência do Solo). Avaliaram-se os efeitos de doses de lodo de esgoto sobre os teores de metais pesados em milho cultivado em latossolo do Campo Experimental da Embrapa Meio Ambiente, em Jaguariúna (SP), nos anos agrícolas de 1999/2000 e 2000/2001. As doses de lodo (Lodos da ETE-Barueri, LB e da ETE-Franca, LF) aplicadas variaram de 0 a 139 Mg ha<sup>-1</sup> (Base seca). Foram avaliados os teores totais (digestão nítrico-perclórica) de Cu, Mn, Ni, Pb e Zn em folhas e grãos de milho, em três cultivos sucessivos. Verificou-se uma tendência de aumento nos teores de Cu, Mn e Zn em folha, e de Mn, Ni e Zn em grãos de milho com a aplicação sucessiva de lodo de esgoto. Essa elevação nos teores de metais pesados em folhas e grãos de milho ainda não foi suficiente para atingir os níveis considerados fitotóxicos para o milho, tampouco para inviabilizar o uso de grãos para o consumo humano. Entretanto, precisa-se considerar que foram realizados estudos por três anos agrícolas.

9. MUNHOZ, R.O.; BERTON, R.S. **Disponibilidade de fósforo para o milho em solo que recebeu lodo de esgoto**. Dissertação (Mestrado) - Instituto Agronômico, Campinas, SP, 2001. Amostras superficiais do solo que recebeu 0, 63, 125, 250, 500 e 1000 kg/ha de P na forma de lodo de esgoto e 35 kg/ha de P na forma de fertilizante mineral solúvel foram coletadas após dois ciclos consecutivos da cultura. O fósforo extraído por Mehlich 1, Mehlich 3 e resina trocadora de íons (RTI) foi correlacionado com a concentração do elemento nas folhas de milho. O índice de eficiência do lodo foi obtido a partir da dose de fósforo na forma de lodo necessária para acumular nas folhas de milho a mesma concentração de P obtida no tratamento que recebeu a fonte de P solúvel. Os parâmetros capacidade máxima de adsorção de fósforo (CMAF) e energia de ligação foram estimados em conformidade com o modelo de Langmuir. As frações do P foram determinadas pela extração seqüencial do elemento com  $\text{CaCl}_2$ ,  $\text{NaHCO}_3$ ,  $\text{NaOH}$ ,  $\text{HCl}$  e residual. Sendo que  $\text{CaCl}_2$  e  $\text{NaHCO}_3$  representam o P disponível;  $\text{NaOH}$ , o P moderadamente lábil;  $\text{HCl}$ , o P ligado ao cálcio; e a fração residual representa as formas resistentes de P. A principal consequência da adição do lodo sobre a dinâmica do fósforo no solo foi o aumento da disponibilidade do elemento. A eficiência do fósforo do lodo, sem distinguir a origem, foi de 34%. No entanto, separando os materiais, o fósforo do lodo de Franca apresentou eficiência de 64%, contra 16% do lodo de Barueri. Os três extratores apresentaram uma relação linear e significativa com o P acumulado nas folhas, porém em ordem decrescente de coeficientes de correlação. O lodo de esgoto diminuiu a energia de ligação e a capacidade de adsorção de P do solo, sem, contudo, modificar a CMAF. A maior disponibilidade de P nos solos que receberam os lodos de esgoto também foi constatada pelo aumento de 11,2% da participação do elemento nas frações mais lábeis e de 20,3% na fração moderadamente lábil em detrimento da fração



residual, que diminuiu em 32%. O lodo aumentou a disponibilidade de fósforo para o milho. No entanto, em doses elevadas de lodo diminuiu a energia de ligação do fósforo aos sítios de adsorção no solo. Isso aumenta os riscos de contaminação do ambiente nos casos em que há perda de solo. O fósforo adsorvido fracamente no material particulado das enxurradas seguiria em direção às águas superficiais.

10. MACEDO, J.R.; REICHARDT, K.; DORNELAS DE SOUZA, M. **Selamento superficial e atributos físicos e hídricos em solo tratado com lodo de esgoto**. Tese (Doutorado) – CENA/USP, Piracicaba, 2002. Na área experimental descrita anteriormente, os resultados obtidos com as propriedades físicas do solo permitiram as seguintes considerações: o sistema de manejo utilizado para preparo e incorporação do lodo de esgoto favoreceu a ação da chuva na formação do selamento superficial e afetou os outros atributos físicos e hidrológicos do solo, como a condutividade hidráulica do solo saturado e a curva de retenção de água. A adição de lodo de esgoto aumentou o aparecimento de rachaduras nos selamentos superficiais, propiciando o incremento da  $K(\theta)$  por fluxo preferencial. Os métodos de transmissão de raios gama e de tomografia computadorizada foram eficientes no detalhamento do processo de selamento superficial. O lodo de esgoto proveniente de Franca vem apresentando comportamento diferenciado em relação ao lodo de Barueri, no que tange às propriedades físicas do solo. A análise de lâminas delgadas permitiu confirmar a presença de selamento superficial, com um aumento observado desde o tratamento testemunha absoluta até aquele com oito vezes a dose de lodo recomendada. A partir de uma determinada dose de lodo (entre 2 e 4 vezes a dose recomendada), está ocorrendo o sinergismo entre a degradação da estabilidade do solo e a ação cimentante da MO e/ou do polímero utilizado para desaguar o lodo.

11. SANTOS, I.; BETTIOL, W. Effect of sewage sludge on the rot and seedling damping-off of bean plants caused by *Sclerotium rolfsii*. **Crop Protection**, v. 22, p.1093-1097, 2003. Para a cultura do feijoeiro, em condições de campo, num solo latossolo vermelho distroférrico (textura argilosa), previamente infestado com 100g de arroz em casca contendo patógeno, foi estudado o efeito do lodo de esgoto nas concentrações de 12,4 Mg/ha, 24,8 Mg/ha, 37,2 Mg/ha e 49,6 Mg/ha sobre a severidade das doenças causadas por *Sclerotium rolfsii*; sobre a emergência, o estande e o peso de matéria seca de plantas; e sobre a condutividade elétrica, o pH e a atividade microbiana do solo. O lodo de esgoto reduziu a severidade das doenças causadas por *S. rolfsii* e aumentou a emergência e o estande final do feijoeiro em três cultivos de feijoeiro. A atividade microbiana, medida por meio da hidrólise de diacetato de fluoresceína e de desprendimento de CO<sub>2</sub>, foi diretamente proporcional à concentração de lodo de esgoto, o mesmo ocorrendo para a condutividade elétrica. Para todos os cultivos a emergência e o estande final de plantas foram positivamente correlacionados com a atividade microbiana do solo e com a condutividade elétrica do solo. As concentrações de lodo estudadas não influenciaram a sobrevivência dos escleródios ao longo de 120 dias. Em relação ao desenvolvimento das plantas, devido às altas concentrações de lodo, foi observada fitotoxicidade nas condições controladas. Entretanto, em condições de campo e com doses até quatro vezes a recomendada para a cultura (49,6 Mg/ha), não foram verificados problemas no desenvolvimento das plantas.

## Considerações finais

O lodo de esgoto, quando suas características estiverem dentro das normas estabelecidas, pode ser aplicado na agricultura.

Entretanto, há necessidade de se monitorarem os solos em relação ao nitrato, metais pesados, compostos orgânicos persistentes e patógenos humanos. Além desses potenciais contaminantes, há necessidade de se monitorarem as alterações físicas e biológicas que ocorrem no solo, bem como o equilíbrio nutricional.

A literatura internacional sobre o assunto é relativamente abundante, de maneira especial nos EUA e nos países da Europa Ocidental. A literatura nacional dispõe de algumas importantes contribuições, mas ainda aquém das necessidades para fornecer bases seguras à normatização, manejo, fiscalização e controle da aplicação dos lodos urbanos na agricultura. Dessa forma, é indispensável o envolvimento dos órgãos de pesquisa e ensino nos estudos sobre os efeitos do lodo de esgoto nos solos tropicais, bem como sobre os seus impactos no ambiente. Esses estudos devem ser executados preferencialmente em condições de campo e por equipes multidisciplinares. Os resultados obtidos nesses estudos devem ser considerados pelos órgãos ambientais que regulam a deposição de resíduos em solos.

## Referências

BERTON, R. *Riscos de contaminação do agroecossistema com metais pesados*. In: BETTIOL, W.; CAMARGO, O.A. (Ed.). **Impacto ambiental do uso agrícola do lodo de esgoto**. Jaguariúna: Embrapa Meio Ambiente, 2000. p.259-268.

BETTIOL, W. *Effect of sewage sludge on the incidence of corn stalk rot caused by Fusarium*. **Summa Phytopathologica**, v.30, nº 1, p. 16-22, 2004.

BETTIOL, W.; CAMARGO, O.A. (Ed.). **Impacto ambiental do uso agrícola do lodo de esgoto**. Jaguariúna: Embrapa Meio Ambiente, 2000. 312p.

BOEIRA, R.C.; LIGO, M.A.V.; DYNIA, J.F. *Mineralização de nitrogênio em solo tropical tratado com lodos de esgoto*. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v.37, nº 11, p.1639-1647, 2002.

CETESB. **Aplicação de lodos de sistemas de tratamento**

**biológico em áreas agrícolas:** critérios para projeto e operação. São Paulo, 1999. 32p. (Manual Técnico – P4230).

Fernandes, S.A.P., Bettiol, W., Cerri, C.C., Camargo, P. Sewage sludge effects on gas fluxes at the soil-atmosphere interface, on soil  $\delta^{13}\text{C}$  and on total soil carbon and nitrogen. **Geoderma**, v.125, p. 49-57, 2005.

GONÇALVES, J.L.M.; VAZ, L.M.S.; AMARAL, T.M.; POGGIANI, F. Aplicabilidade de biossólido em plantações florestais: II. Efeito na fertilidade do solo, nutrição e crescimento das árvores. In: BETTIOL, W.; CAMARGO, O.A. (Ed.). **Impacto ambiental do uso agrícola do lodo de esgoto**. Jaguariúna: Embrapa Meio Ambiente, 2000. p. 179-196.

MELO, W.J.; MARQUES, M.O. Potencial do lodo de esgoto como fonte de nutrientes para as plantas. In: BETTIOL, W.; CAMARGO, O.A. (Ed.). **Impacto ambiental do uso agrícola do lodo de esgoto**. Jaguariúna: Embrapa Meio Ambiente, 2000. p. 109-141.

SILVA, J. E.; RESCK, D.V.S.; SHARMA, R.D. Alternativa agronômica para o biossólido: a experiência de Brasília. In: BETTIOL, W.; CAMARGO, O.A. (Ed.). **Impacto ambiental do uso agrícola do lodo de esgoto**. Jaguariúna: Embrapa Meio Ambiente, 2000. p. 143-152.

SOCCOL, V.T.; PAULINO, R.C. Riscos de contaminação do agroecossistema com parasitos pelo uso do lodo de esgoto. In: BETTIOL, W.; CAMARGO, O. A (Ed.). **Impacto ambiental do uso agrícola do lodo de esgoto**. Jaguariúna: Embrapa Meio Ambiente, 2000. p. 245-259.

TSUTIYA, M.T. Características de biossólidos gerados em estações de tratamento de esgotos. In: TSUTIYA, M.T.; COMPARINI, J.B.; SOBRINHO, A.P.; HESPANHOL, I.; CARVALHO, P.C.T.; MELFI, A.J. (Ed.). **Biossólidos na agricultura**. São Paulo: Sabesp, 2001. cap. 4, p. 89-131.

VIEIRA, R.F.; CARDOSO, A.A. Variações nos teores de nitrogênio mineral em solo suplementado com lodo de esgoto. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 38, p. 867-874, 2003.

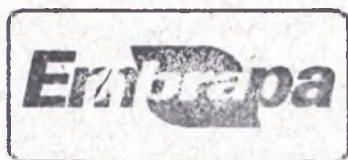
# **IX** METAIS PESADOS EM SOLOS TRATADOS COM LODO DE ESGOTO

***Adriana M. M. Pires***  
***Cristiano A. de Andrade***  
***Aline R. Coscione***

## **Metais pesados em lodo de esgoto**

O lodo de esgoto é um resíduo semi-sólido resultante do tratamento dos esgotos ou águas servidas, cuja composição é predominantemente orgânica. Com a implantação de sistemas de melhoria da coleta e tratamento do esgoto nas cidades brasileiras, quantidades cada vez maiores de lodo vêm sendo geradas. Uma importante alternativa de deposição desse resíduo é sua aplicação em áreas agrícolas, com taxas e frequência orientadas por técnicas agrônômicas ou silviculturais, visando ao retorno em produtividade das plantas sem oferecer riscos à qualidade do ambiente (OLIVEIRA, 2000). O aumento da produtividade está relacionado à melhoria da fertilidade e das características físicas dos solos, em função do fornecimento de nutrientes e matéria orgânica. Uma das limitações quanto ao uso agrícola de lodo de esgoto consiste na presença de metais pesados, como cobre, zinco, cromo, chumbo, cádmio e níquel, em sua composição.

O termo metal pesado designa elementos químicos com densidade superior a  $5 \text{ kg/dm}^3$  a 300 K, mas vem sendo gradualmente substituído por outros termos, como elementos-traço, tóxicos ou potencialmente tóxicos, uma vez que outros elementos, como arsênio e selênio, que não são contemplados por esta definição,



também são preocupantes. O principal interesse na determinação das quantidades destes elementos, bem como de antimônio, prata e cobalto, encontra-se no impacto negativo que eles podem causar ao ambiente (CETESB, 1999).

Os metais pesados ocorrem na natureza, mas suas quantidades são concentradas e, conseqüentemente, aumentadas no lodo, em função das fontes alimentadoras do sistema de tratamento de esgotos. O lodo de esgoto estritamente domiciliar possui normalmente quantidade baixa desses metais. Entretanto, a mistura de águas de lavagens de estabelecimentos comerciais, águas pluviais (águas de lavagem da atmosfera e posterior escoamento superficial) e esgotos industriais (USEPA, 1986) com o esgoto domiciliar pode resultar em altos teores dos metais no resíduo.

A *Agency for Toxic Substances and Disease Registry* (ATSDR, 2005) cita as seguintes atividades como as prováveis responsáveis pela presença de metais pesados no esgoto: (i) Cd: tratamento de superfícies metálicas, plásticos, fabricação de radiadores, borracha, pigmentos, entre outros; (ii) Pb: fabricação de baterias, tintas, escoamento pluvial de vias públicas; (iii) Cu: canalizações de água quente, fabricação de fios elétricos, radiadores de automóveis e tratamento de superfícies metálicas; (iv) Cr: curtumes, fabricação de ligas especiais de aço, tratamento de superfícies metálicas; (v) Ni: fabricação de ligas de aço especiais, recobrimento de superfícies metálicas por eletrólise, hidrogenação de óleos e substâncias orgânicas, tintas e cosméticos; (vi) Zn: produtos farmacêuticos, fábrica de tintas, borracha, pilhas elétricas e galvanização e (vii) Mn: fabricação de ligas de aço, cerâmicas e porcelanas, baterias, aditivo de combustíveis, fungicidas e pesticidas.

A ingestão de metais pesados pode resultar em efeitos tóxicos e provocar o desenvolvimento de doenças crônicas e agudas nos animais e seres humanos (ATSDR, 2005). Quando esses elementos são

absorvidos pelas plantas em quantidades tóxicas, o desenvolvimento delas pode ser prejudicado ou impedido. Existe, ainda, a possibilidade de o metal ser lixiviado para o lençol freático, dependendo do metal em questão, da sua forma química e da quantidade em que esse foi introduzido no sistema, assim como das reações que esse sofrerá após sua adição ao solo e das condições adversas que acabem por causar sua mobilização.

A presença de concentrações elevadas de alguns metais pesados em lodos de esgoto resultou em ações mais restritivas quanto ao uso agrícola desses materiais em diversos países, incluindo o Brasil (EUROPEAN COMMISSION, 2002; CONAMA, 2005). Nesse sentido, a gestão mais consciente do sistema de tratamento dos esgotos, bem como o tratamento de esgotos industriais pelas próprias geradoras, têm importante papel na redução dos teores desses metais nos lodos. Assim, além dos teores de nutrientes presentes no lodo de esgoto, uma avaliação preliminar dos teores de metais pesados é essencial para indicar a possibilidade ou não de seu uso agrícola.

O teor de metais pesados em lodo de esgoto muda em função do processo de tratamento de esgotos utilizado, da variedade sazonal e do tipo e grau de industrialização da região onde são gerados os esgotos (SOMMERS *et al.*, 1976). Um exemplo de variedade sazonal pode ser verificado nos trabalhos de Karvelas *et al.* (2003), que avaliaram os teores totais de Pb, Cd, Ni, Zn, Cr e Mn, numa mesma estação de tratamento de esgoto, e obtiveram um aumento de 2 a 8 vezes na concentração total dos metais listados no período entre 1996 e 2003. O levantamento realizado por Sommers (1977), a partir da caracterização de amostras de lodos de esgoto (concentrações mínima, máxima e média de metais pesados provenientes de 150 ETEs dos EUA), demonstra

a variabilidade do teor de metais pesados nesse resíduo (Tabela 1). Levantamentos mais recentes podem ser encontrados na literatura, mas têm sido feitos de forma a atender necessidades locais específicas (VASSEUR; MOREL, 2000; HUE; RANJITH, 1994; KORGMANN; CHIANG, 2002).

**Tabela 1.** Teor total de metais pesados encontrados em lodo de esgoto dos EUA.

Metal	Teor total no lodo seco (mg/kg)					
	Lodo digerido anaerobicamente			Lodo digerido aerobicamente		
	Mínima	Máxima	Média	Mínima	Máxima	Média
Cd	3	3.410	16	5	2.170	16
Cr	24	28.850	1.350	10	13.600	260
Cu	85	10.100	1.000	85	2.900	970
Fe	1.000	153.000	12.000	1.000	40.000	10.000
Mn	58	7.100	280	55	1.120	340
Ni	2	3.520	85	2	1.700	31
Pb	58	19.730	540	13	15.000	300
Zn	108	27.800	1.890	108	14.900	1.800

Fonte: Sommers (1977).

No Brasil ainda não há um levantamento sistemático que considere a caracterização química do lodo de esgoto gerado em diferentes localidades e métodos de tratamento. Dessa forma, não se tem uma visão clara e abrangente da composição do lodo gerado no país, o que seria desejável, pois serviria como base para a avaliação do destino mais adequado para este resíduo, permitindo, dentre outras possibilidades, a avaliação do seu potencial para uso agrícola. Os dados disponíveis na literatura são oriundos, em sua maior parte, de trabalhos científicos realizados com lodos de esgoto gerados no estado de São Paulo. Assim, uma avaliação da variação de sua composição química só é possível por meio da compilação de dados, como feito por Oliveira (2000).



**Tabela 2.** Teores totais de metais em lodos de esgoto de São Paulo.

Teor (mg/kg)	Cd	Cr	Cu	Fe	Mn	Ni	Pb	Zn
Mínimo	4	545	379	34.954	54	378	119	683
Máximo	35	2.227	2.404	170.955	820	1.331	835	4.327

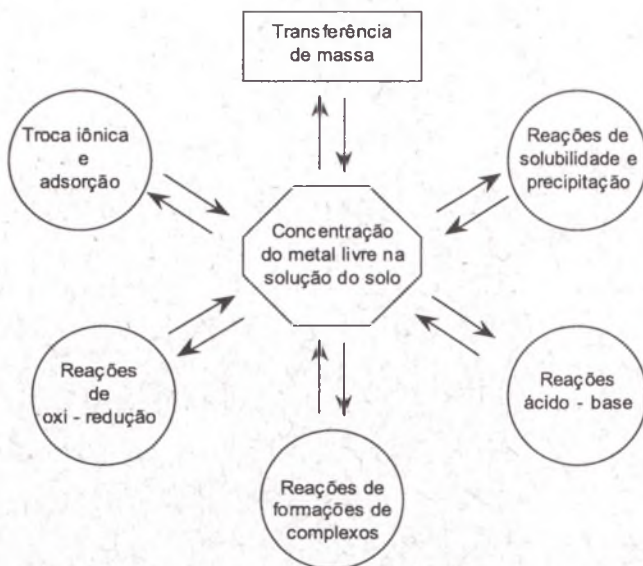
Fonte: Oliveira (2000).

A concentração total de metal no lodo de esgoto depende também do processo de estabilização da matéria orgânica. Esse processo corresponde à fase final do tratamento de esgoto, na qual o material biológico resultante é tratado para produzir um lodo com menor evolução de odores, baixa atratividade de vetores e maior facilidade de manuseio e destinação. O método de estabilização utilizado pode alterar significativamente as concentrações totais de metais no lodo de esgoto. Entre os métodos mais utilizados podem-se destacar peletização/secagem, compostagem, incineração e estabilização alcalina com calcário e outros reagentes alcalinos. No caso de compostagem e estabilização alcalina, ocorre um efeito de diluição dos metais pela adição de coadjuvantes nos processos em questão, enquanto que na incineração ocorrem perdas significativas em consequência da elevada temperatura (RICHARDS *et al.*, 1997).

## **Metais pesados em solos tratados com lodo de esgoto**

A dinâmica dos metais pesados no solo é governada por uma série de reações químicas (Figura 1) que ajudam a determinar os riscos ambientais a eles associados.

**Figura 1.** Representação esquemática das reações que controlam o teor de metais presentes na solução do solo. Adaptado de Mattigod *et al.* (1981).



As possibilidades dos inúmeros equilíbrios existentes fazem com que os metais pesados ocorram no solo sob diversas formas (BECKETT, 1989; ALLOWAY, 1995; KABATA-PENDIAS, 1985):

- Solúveis: íons livres, complexos solúveis com ânions inorgânicos ou ligantes orgânicos na solução do solo. Nesse compartimento, os metais pesados são facilmente absorvidos pelas plantas e/ou lixiviados no solo. A quantificação dos teores solúveis é realizada diretamente na solução; entretanto, existe dificuldade nesta determinação uma vez que a concentração normalmente é muito baixa. Atualmente têm sido bastante utilizados os modelos de especiação iônica que calculam a atividade e a concentração do metal em solução, como os programas Geochem e Minteq;

- Trocáveis: adsorvidos por forças eletrostáticas em sítios carregados negativamente presentes na matéria orgânica ou em minerais, como argilas. Geralmente a energia de ligação envolvida é baixa, possibilitando uma troca rápida com a fração presente na solução do solo. A capacidade de troca catiônica (CTC) é um indicativo

do potencial do solo em apresentar metais pesados na forma trocável; entretanto, deve-se considerar, dentre outros fatores, a seletividade do metal, concentração de outros cátions, pH e atividade iônica da solução;

- Adsorvidos especificamente: adsorvidos covalentemente a sítios específicos. A reação envolve alta energia de ligação, sendo que os metais são liberados de forma muito mais lenta do que na trocável;
- Ligados a materiais orgânicos insolúveis: metais pesados complexados por materiais orgânicos resistentes à degradação microbiana, ou presentes em células recentemente mortas;
- Precipitados: na forma de carbonatos, sulfatos, fosfatos, hidróxidos, entre outros.

As reações que envolvem as espécies químicas em solução são geralmente representadas por meio de equações de equilíbrio químico, fundamentadas em relações estequiométricas. Embora muitas vezes, simplificada, se utilize a concentração analítica dos íons em solução, a concentração efetiva ou atividade é a que realmente funciona para fins de fenômenos físico-químicos e biológicos na solução. A concentração analítica difere da atividade porque, como quaisquer outras cargas elétricas, os íons em solução estão sujeitos à Lei de Coulomb, por meio da qual pode-se calcular a força de repulsão entre íons de mesma carga e a força de atração entre íons de cargas opostas. Dessa forma, a atividade de uma espécie química iônica em solução ( $a_e$ ) será igual à sua concentração analítica ( $c_e$ ) multiplicada por um coeficiente de atividade ( $f_e$ ):

$$a_e = c_e \cdot f_e$$

O coeficiente de atividade ( $f_e$ ) pode ser calculado pela equação de Debye Hückell:

$$\log f_c = \frac{A z_c^2 \sqrt{\mu}}{1 + d B \sqrt{\mu}}$$

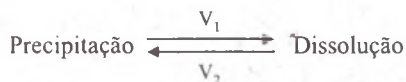
Em que: A e B são constantes cujos valores dependem da natureza do solvente e da temperatura (no caso da água a 25 °C, esses valores são 0,509 e 0,329 .10<sup>8</sup>, respectivamente);  $z_c$  é o número de oxidação da espécie química; d é o raio iônico efetivo da espécie química iônica hidratada; e  $\mu$  é a força iônica da solução, que depende de todas as espécies químicas iônicas presentes, podendo ser calculada pelo somatório dos produtos das concentrações molares das espécies químicas pelo número de oxidação deles, dividido por dois:  $\mu = \frac{1}{2} (C_1 Z_1^2 + C_2 Z_2^2 + \dots + C_n Z_n^2)$ ;  $C_1, C_2, \dots, C_n$  = concentrações molares das espécies químicas; e  $Z_1, Z_2, \dots, Z_n$  = número de oxidação das espécies químicas.

De modo geral, quanto maior a força iônica da solução, menor a atividade da espécie química e maior a diferença desta em relação à concentração analítica. No caso de soluções muito diluídas, esse efeito de campo elétrico se torna praticamente nulo, ou seja, o coeficiente de atividade se iguala à unidade e a atividade da espécie química iônica torna-se igual à concentração analítica, ou muito próximo desta. Algumas considerações feitas no presente texto admitirão a solução do solo como um meio diluído o suficiente para que os valores de atividade sejam iguais à concentração analítica, porém se deve lembrar que nem sempre isso é verdadeiro.

## Reações de dissolução e precipitação

O acúmulo de um metal pesado na fase sólida do solo pode ocorrer por meio de reações de precipitação. A precipitação de minerais ocorre sob condições de supersaturação da solução do solo (mais soluto que o limite do equilíbrio), enquanto a dissolução/

solubilização ocorre quando há condições de subsaturação (SPARKS, 1995):



Apartir do equilíbrio químico determina-se a constante de equilíbrio da reação, ou, nesse caso, o chamado produto de solubilidade ( $K_s$ ):

$$K_s = \frac{[A^+]^m \cdot [B^-]^n}{[A_m B_n]}$$

As atividades do sólido em estado puro e sob condições normais de temperatura e pressão e da fase aquosa infinitamente diluída são definidas como sendo iguais à unidade (1). Desse modo  $K_s$  é igual a:

$$K_s = [A^+]^m \cdot [B^-]^n$$

Por convenção, o produto de solubilidade ( $K_s$ ) é igual ao produto de dissolução ( $K_{dis}$ ) quando a fase sólida é pura e macrocristalina (sem imperfeições estruturais) e a fase aquosa é infinitamente diluída.

A solubilidade ( $S$ ) do composto iônico  $A_m B_n$  é dada por:

$$S = \sqrt[m+n]{\frac{K_s}{m^m \cdot n^n}}$$

Com os produtos do lado direito da equação de equilíbrio químico calcula-se o Produto de Atividade do Íon (PAI) correspondente à fase sólida dissolvida, que é dado em termos de atividade:  $PAI = (A^+)^m \cdot (B^-)^n$

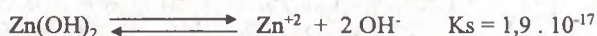
Programas de especiação iônica geralmente calculam o PAI e o

chamado valor de saturação relativa ( $\Omega$ ) ou índice de saturação (IS):

$$\Omega = \frac{PAI}{K_s} \qquad IS = \log \frac{PAI}{K_s}$$

Valores de  $\Omega$  menores que a unidade ou IS negativos indicam condições de não saturação da solução (subsaturação), enquanto que valores de  $\Omega$  maiores que a unidade ou IS positivos indicam condições de supersaturação da solução.

O pH da solução do solo influencia a solubilidade dos metais pesados em solução, uma vez que estes formam hidróxidos de baixa solubilidade a partir de reações com hidroxila, como representado na reação abaixo:



De modo geral, quanto maior o pH, menores são a solubilidade e a concentração do metal necessárias para que se atinjam condições de formação e precipitação dessas espécies químicas como hidróxidos na solução do solo, o que pode ser observado no exemplo da Tabela 3.

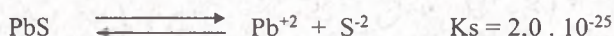
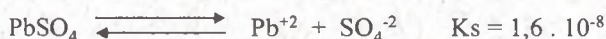
Outros ânions envolvidos na precipitação de metais são: carbonato ( $CO_3^{-2}$ ), fosfatos ( $H_2PO_4^-$  e  $HPO_4^{-2}$ ), sulfato ( $SO_4^{-2}$ ) e sulfeto ( $S^{-2}$ ). São comuns reduções de fitodisponibilidade de Zn, Cd e Pb em solos que recebem elevadas adubações com fontes solúveis de fósforo. Fosfatos de chumbo, particularmente piromorfitas, constituem formas muito estáveis desse metal no solo (NRIAGU, 1974). Por esse motivo, fontes solúveis de fosfato têm sido testadas em áreas contaminadas com chumbo, de forma a diminuir sua biodisponibilidade (Hettiarachchi *et al.*, 2001; Hettiarachchi e Pierzynski, 2002).

**Tabela 3.** Concentrações de saturação da solução de um solo para alguns metais pesados em função do aumento do pH.

Metal	Concentração de Saturação (mmol/L)	
	pH 5,1	pH 5,9
Cu	$9,4 \times 10^{-9}$	$6,3 \times 10^{-9}$
Pb	$7,2 \times 10^{-7}$	$3,0 \times 10^{-7}$
Ni	$1,0 \times 10^{-7}$	$6,0 \times 10^{-9}$
Zn	$12,2 \times 10^{-6}$	$5,8 \times 10^{-6}$

Fonte: Adaptado de Davies (1980).

Sulfatos são muito solúveis para persistirem no solo, a não ser em condições climáticas mais secas, onde podem acumular-se principalmente na forma de sulfato de cálcio (Camargo *et al.*, 2001). Solos sob condições redutoras (solos alagados, p. ex.) podem ter parte do enxofre inorgânico na forma de sulfeto ( $S^{2-}$ ), cuja reação com metais pesados resulta em espécies químicas de solubilidade mais baixa, quando comparada com as espécies de mesmo metal porém combinadas com sulfato ( $SO_4^{2-}$ ):



### Reações de oxidação e redução (oxi-redução)

Além de alterar o estado de oxidação de alguns ligantes inorgânicos, as reações de oxidação e redução também alteram o estado de oxidação dos metais pesados no solo. Reações de oxi-redução envolvem a transferência de prótons e elétrons. A espécie química que perde elétrons no processo de transferência de carga é chamada oxidada, enquanto a espécie que recebe os elétrons é denominada reduzida:



A reação acima é composta por duas semi-reações, uma vez que deve existir outra semi-reação em que o elétron é doado. A reação de oxi-redução líquida engloba duas semi-reações em que se pode calcular o valor da constante de equilíbrio:



$$K = \frac{(A_{red})^p}{(A_{ox})^m (H^+)^n (e^-)}$$

Os principais elementos químicos influenciados pelas condições redox do solo são C, N, O, S, Mn e Fe, sendo que em solos contaminados se adicionam à lista As, Se, Cr, Hg e Pb (SPOSITO, 1989).

O estado de oxidação do Cr é um importante fator na mobilidade e biodisponibilidade do referido elemento no solo. O cromo trivalente ( $Cr^{+3}$ ) é relativamente imóvel no solo, enquanto o cromo hexavalente ( $Cr^{+6}$ ) é muito móvel e tóxico. A oxidação de  $Cr^{+3}$  para  $Cr^{+6}$  pode ocorrer na presença de óxidos de ferro e manganês e sob condições levemente ácidas; a redução pode ocorrer na presença de sulfeto e  $Fe^{+2}$  (condições anaeróbicas) ou ainda sob condições aeróbicas em que a matéria orgânica em decomposição é a principal doadora de elétrons para a redução do  $Cr^{+6}$  a  $Cr^{+3}$  (KABATA-PENDIAS; PENDIAS, 1985).

### Reações de adsorção e complexação

A retenção e/ou acúmulo de metais na fase sólida do solo pode também ocorrer por meio do que se denomina adsorção, cujos mecanismos podem ser divididos basicamente em dois: (i) adsorção não específica ou de esfera externa; e (ii) adsorção específica ou de esfera interna.

A adsorção não específica ocorre por meio de forças eletrostáticas entre cátions metálicos na solução do solo e a superfície dos colóides carregada com cargas negativas. Esse tipo de adsorção é de baixa



energia, ou seja, os metais encontram-se em equilíbrio dinâmico com a solução do solo. O cátion adsorvido não especificamente mantém sua água de solvatação, enquanto na adsorção de esfera interna há perda da água de solvatação. Nos complexos de esfera externa, provavelmente o principal fator determinante da seletividade de imobilização na superfície dos colóides é a valência do cátion (SPOSITO, 1989).

A ocorrência de adsorção de esfera interna se deve a um aumento da afinidade entre a superfície adsorvente e os cátions livres em solução. Os principais fatores que interferem nessa afinidade são a relação valência/raio iônico do cátion ( $Z/R$ ) e a polaridade do cátion quando submetido a um campo elétrico. Nos dois casos o raio iônico desempenha papéis fundamentais, uma vez que um maior raio iônico implica um menor campo elétrico capaz de segurar a água de solvatação em face à competição pela complexação pelo grupo funcional da superfície coloidal, além do maior raio iônico permitir ampla expansão da configuração eletrônica e maior tendência de distorção (polaridade) mediante um campo elétrico, o que é pré-requisito para a ocorrência de ligações covalentes como as que existem nos complexos de esfera interna.

A adsorção não específica é altamente dependente do balanço de cargas (cargas positivas e negativas) na superfície coloidal, uma vez que se fundamenta na atração eletrostática. No caso da adsorção específica, esta se mostra pouco dependente da carga superficial do colóide, embora o aumento das cargas negativas dos colóides implique facilidade de aproximação e reação entre os cátions metálicos e os grupos funcionais dos colóides. O pH é o principal fator determinante do balanço de cargas em solos tropicais, sendo sua elevação associada ao aumento das cargas negativas e sua redução ao aumento das cargas positivas.

Um tipo de reação muito semelhante à adsorção de esfera interna em partículas minerais é a reação entre ligantes orgânicos e metais livres, para a qual se reserva o nome de complexação. Tanto

a formação de complexos entre metais e ligantes orgânicos como entre metais e ligantes inorgânicos pode ser entendida por meio da classificação entre ácidos e bases de Lewis e o conceito de duros e moles (Tabela 4):

- Ácidos de Lewis: átomos, moléculas ou íons que possuem um orbital vago para acomodar um par de elétrons. Os ácidos duros são aceptores de elétrons altamente carregados com carga positiva e de pequeno tamanho, não facilmente excitados por outros elétrons, sem polaridade e associados a bases duras por meio de ligações iônicas, e os ácidos moles são aceptores de elétrons com pequena carga elétrica, facilmente excitados por outros elétrons, capazes de distorções mediante campo elétrico (polaridade) e reagem com bases moles por meio de ligações covalentes;

- Bases de Lewis: átomos, moléculas ou íons que possuem pelo menos um par de elétrons na camada de valência, os quais podem ser compartilhados em ligação covalente. As bases duras são os doadores de elétrons com baixa polaridade, altamente eletronegativos e com baixo estado de oxidação, e as bases moles são os doadores de elétrons com alta polaridade, baixa eletronegatividade e com forte tendência para oxidação.

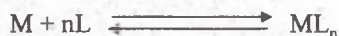
**Tabela 4.** Classificação em ácidos e bases de Lewis (conceito de duros e moles).

Ácidos de Lewis	Bases de Lewis
Ácidos duros	Bases duras
H <sup>+</sup> , Li <sup>+</sup> , Na <sup>+</sup> , K <sup>+</sup> , Be <sup>+2</sup> , Mg <sup>+2</sup> , Ca <sup>+2</sup> , Sr <sup>+2</sup> , Fe <sup>+3</sup> , Al <sup>+3</sup> , Se <sup>+3</sup>	H <sub>2</sub> O, OH <sup>-</sup> , F <sup>-</sup> , PO <sub>4</sub> <sup>-3</sup> , SO <sub>4</sub> <sup>-2</sup> , Cl <sup>-</sup> , CO <sub>3</sub> <sup>-2</sup> , ClO <sub>4</sub> <sup>-</sup> , NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> , ligantes orgânicos com grupos funcionais carboxílicos e/ou fenólicos
Ácidos de transição	Bases de transição
Fe <sup>+2</sup> , Co <sup>+2</sup> , Ni <sup>+2</sup> , Cu <sup>+2</sup> , Pb <sup>+2</sup> , Cr <sup>+3</sup> , Mn <sup>+2</sup>	Br <sup>-</sup> , NO <sub>2</sub> <sup>-</sup> , N <sub>2</sub>
Ácidos moles	Bases moles
Ag <sup>+</sup> , Au <sup>+</sup> , Cu <sup>+</sup> , Zn <sup>+</sup> , Cd <sup>+2</sup> , Hg <sup>+2</sup> , Pb <sup>+2</sup> , Sn <sup>+2</sup>	I <sup>-</sup> , CN <sup>-</sup> , CO, ligantes orgânicos com grupos funcionais contendo N e/ou S

Fonte: Adaptado de Sparks (1995).

Nota-se, pelas informações contidas na Tabela 5, que os metais pesados Cd, Cr, Cu, Ni, Pb e Zn, comumente encontrados em lodos de esgoto, são ácidos moles ou de transição, no caso do Cr e do Pb. Dessa forma, os metais Cd, Cu, Ni e Zn na forma livre na solução tendem a ser complexados (ligações covalentes) pelos ligantes orgânicos que possuem grupos funcionais com N e/ou S. A reação desses metais com os grupos carboxílicos e fenólicos das moléculas orgânicas deve ser predominantemente de origem eletrostática (adsorção não específica). No caso do Cr e do Pb, estes apresentam afinidade pelos três tipos de bases, competindo com os ácidos duros pelos sítios eletrostáticos e com os ácidos moles na formação de complexos por meio de ligações covalentes.

A estabilidade do complexo metal-ligante (M-L) é dada pela constante de estabilidade:



$$K = \frac{[ML_n]}{[M] \cdot [L]^n}$$

Na Tabela 5 são mostrados os valores da constante de estabilidade de alguns metais com o EDTA, um ligante orgânico atualmente estudado para uso em remediação de áreas contaminadas com metais pesados, justamente por sua facilidade em complexar essas espécies químicas.

Schnitzer e Hansen (1970) calcularam constantes de estabilidade para complexos entre metais e ácidos fúlvicos e encontraram a seguinte ordem decrescente de estabilidade:  $Fe^{+3} > Al^{+3} > Cu^{+2} > Ni^{+2} > Co^{+2} > Pb^{+2} > Ca^{+2} > Zn^{+2} > Mn^{+2} > Mg^{+2}$ . Os autores reportam ainda que os valores das constantes a pH 5,0 foram superiores àqueles encontrados a pH 3,5; o que foi atribuído à maior dissociação de grupos funcionais, particularmente grupos carboxílicos, com o aumento do pH.

**Tabela 5.** Constantes de estabilidade ou de formação (K) para complexos de alguns metais e o ácido etileno diamino tetra-acético (EDTA).

Espécie	K	Espécie	K
Ag <sup>+</sup>	2,0 x 10 <sup>7</sup>	Cu <sup>+2</sup>	6,3 x 10 <sup>18</sup>
Mg <sup>+2</sup>	4,9 x 10 <sup>8</sup>	Zn <sup>+2</sup>	3,2 x 10 <sup>16</sup>
Ca <sup>+2</sup>	5,0 x 10 <sup>10</sup>	Cd <sup>+2</sup>	2,9 x 10 <sup>16</sup>
Sr <sup>+2</sup>	4,3 x 10 <sup>8</sup>	Hg <sup>+2</sup>	6,3 x 10 <sup>21</sup>
Ba <sup>+2</sup>	5,8 x 10 <sup>7</sup>	Pb <sup>+2</sup>	1,1 x 10 <sup>18</sup>
Mn <sup>+2</sup>	6,2 x 10 <sup>13</sup>	Al <sup>+3</sup>	1,3 x 10 <sup>16</sup>
Fe <sup>+2</sup>	2,1 x 10 <sup>14</sup>	Fe <sup>+3</sup>	1,0 x 10 <sup>25</sup>
Co <sup>+2</sup>	2,0 x 10 <sup>16</sup>	V <sup>+3</sup>	8,0 x 10 <sup>25</sup>
Ni <sup>+2</sup>	4,2 x 10 <sup>18</sup>	Th <sup>+3</sup>	2,0 x 10 <sup>23</sup>

Fonte: Adaptado de Schwarzenback (1957).

É oportuno lembrar que a dinâmica das reações no ambiente é muito grande, de maneira que poderá ocorrer no sistema uma coexistência entre as formas de metais pesados, bem como alterações constantes nestas, por diferentes vias e em diversos níveis de energia.

## **Fitodisponibilidade de metais pesados em solos tratados com lodo de esgoto**

Teor fitodisponível pode ser definido como a quantidade de metal pesado que pode ser absorvida pela planta, criando, assim, um potencial de toxicidade ou fornecendo a quantidade necessária para sua sobrevivência (Adaptado de Parametrix, 1995). É importante diferenciar fitodisponibilidade de biodisponibilidade. No primeiro caso o termo se refere exclusivamente às plantas, e no segundo a qualquer organismo vivo. Portanto, os teores fitodisponíveis podem ser considerados biodisponíveis, mas nem sempre os teores biodisponíveis são fitodisponíveis.

O fator chave que controla a fitodisponibilidade é o equilíbrio entre os metais na fase sólida e os metais na fase solúvel do solo. Quanto maior for a porcentagem de metais pesados presentes na fase sólida do solo (em relação ao teor total), menor será a disponibilidade desses para serem absorvidos pelas plantas. A capacidade do solo em manter os metais pesados na fase sólida varia entre os diferentes tipos de solos, como consequência das diferentes propriedades que esses podem apresentar, destacando-se: pH da solução do solo, matéria orgânica e cálcio dissolvidos e, na fase sólida, teor de óxidos e de matéria orgânica. A forma em que o metal se encontra no solo pode, ainda, ser alterada devido a processos que ocorrem na rizosfera e/ou processos antropogênicos (alcalinização, salinização ou adição de matéria orgânica ao solo).

### **Absorção de metais pesados pelas plantas**

A absorção dos metais pesados pelas plantas ocorre a partir do contato do metal com as raízes, que se dá pela interceptação, fluxo de massa ou difusão. A interceptação apresenta pouca importância quando comparada aos outros dois processos, podendo-se, de forma geral, dizer que o movimento dos metais para a raiz é decorrente de fluxo de massa e difusão. Quando a quantidade de metais pesados fornecida por fluxo de massa é inferior à absorvida pelas plantas, a concentração em solução próxima das raízes diminui. Com isso, ocorre o processo de difusão em direção às raízes em função do gradiente de concentração gerado (BARBER, 1995).

É interessante determinar qual o papel de cada um dos dois processos na absorção. Se o movimento por difusão for mais efetivo, fatores que reduzam a mobilidade difusiva do contaminante, como a complexação, devem reduzir também a absorção pelas plantas (McLAUGHLIN, 1998). Se o fluxo de massa é predominante, o aumento da taxa de transpiração da planta pode resultar em maior absorção do

contaminante, como a encontrada para Pb por Blaylock *et al.* (1997). As vias de movimentação na planta são apoplásticas ou simplásticas (TAIZ; ZEIGER, 1998). No caso do apoplasto, muitas vezes o metal fica retido nas cargas negativas superficiais presentes nas paredes dos poros, não sendo realmente absorvido (REID *et al.*, 1996). Com isso, a quantidade total de metais pesados absorvida pelas plantas e/ou acumulada nas raízes pode ser superestimada.

Ainda existe controvérsia a respeito dos mecanismos de absorção dos metais pesados e vários modelos já foram desenvolvidos no sentido de explicá-los (BARBER, 1995). Welch e Norvell (1999) especulam que a entrada de metais divalentes ocorra através de um canal de  $\text{Ca}^{2+}$  ou  $\text{Mg}^{2+}$  localizado em proteínas intrínsecas da membrana. Kochian (1994) sugere que, em dicotiledôneas, a redutase férrica estaria presente na membrana plasmática e seria a responsável pela abertura do canal de  $\text{Ca}^{2+}$ , permitindo a absorção do próprio ferro e de outros íons divalentes. Existe, ainda, a possibilidade de competição iônica em termos de absorção radicular, o que evidenciaria a pouca especificidade dos transportadores (REID *et al.*, 1996; CATALDO *et al.*, 1983). Nesse caso, sugere-se que o raio iônico efetivo do metal pesado seria um parâmetro fundamental na competição, conforme o verificado para  $\text{Cu}^{2+}$  e  $\text{Zn}^{2+}$ .

Existem evidências de que complexos metálicos podem ser transportados através da membrana celular. Agentes complexantes liberados por raízes tiveram o carbono marcado ( $^{14}\text{C}$ ) e, na presença de Zn, foi constatado que ocorreu transporte do complexo (fitometalóforo) para dentro de raízes de milho (von WIREN *et al.*, 1996). A carga do complexo metálico parece estar diretamente relacionada com sua maior ou menor absorção.

A complexação dos metais pesados aumenta a absorção destes pelas plantas (VASSIL *et al.*, 1998; BLAYLOCK *et al.*, 1997). O aumento pode estar relacionado com a manutenção dos metais em solução ou

com maiores limitações na difusão do metal livre, em comparação aos complexos, para atingir os sítios de absorção, tendo em vista a forte ligação entre os metais e superfícies sólidas aliada ao alto grau de tortuosidade dos poros do solo (HUANG *et al.*, 1997; BARBER, 1995).

## **Métodos de avaliação da fitodisponibilidade de metais pesados**

Geralmente se sugere que a estimativa do teor fitodisponível seja feita se utilizando a concentração de metal presente na solução do solo. Esta concentração é um parâmetro de difícil determinação, principalmente em função de as condições originais se alterarem no processo de coleta da solução. Além disso, a concentração do metal pesado em solução geralmente é baixa, exigindo o uso de instrumentos analíticos com maior precisão e menores limites de detecção.

A especiação das formas químicas em que os metais pesados se encontram na solução também pode ser utilizada na avaliação da fitodisponibilidade. Entretanto, a determinação de cada espécie química solúvel do metal é analiticamente muito difícil, em função das concentrações muito baixas. Atualmente modelos de especiação iônica, como Geochem e Minteq, têm sido utilizados para estimar essas concentrações. Outra dificuldade no estudo da composição real da solução consiste na dinâmica dos processos que ocorrem no solo, particularmente na rizosfera. Microorganismos e raízes estão constantemente alterando o equilíbrio estabelecido entre as diferentes formas de metal presentes na fase sólida e na solução do solo.

Lindsay (1974) citou a necessidade de que procedimentos de extração adotados empiricamente fossem substituídos por métodos fundamentados na idéia de que a absorção de íons da solução do solo deve ser controlada, ou pelo menos mediada, pelo próprio sistema radicular, ao liberar componentes específicos que se ligam a

estes íons por reações de complexação.

Atualmente, a fitodisponibilidade de metais pesados originários de lodo de esgoto ainda é avaliada diretamente pelas concentrações do metal absorvido pela planta. Existem muitos métodos sendo estudados, como DTPA, Mehlich 3, entre outros, mas ainda não existe um consenso sobre qual deve ser utilizado. As principais dificuldades remetem à variação da eficiência dos extratores testados em função da concentração do metal no lodo de esgoto, do processo de obtenção do resíduo, do tipo de solo, da presença de outras espécies químicas, da espécie vegetal e do metal em questão. Mattiazzo *et al.* (2001) realizaram uma revisão sobre a eficiência dos extratores comumente utilizados e concluíram que ainda não existe um extrator que apresente boa correlação com as quantidades de metais absorvidas pelas plantas, considerando todas as variáveis anteriormente descritas.

Vários métodos de extração têm sido testados, envolvendo diferentes tipos de soluções. Uma das opções estudadas é o uso de soluções salinas, como nitrato de amônio, cloreto de cálcio, cloreto de potássio, acetato de amônio, entre outros. O fundamento empregado ao se utilizarem essas soluções é o de simular a força iônica do solo; no entanto, essa é bastante variável, o que dificulta a padronização da solução extratora. Outra opção é o uso de soluções de ácidos fortes, como Mehlich-1 ou solução 0,1 mol/L de HCl. Essas soluções podem extrair metais em formas pouco ou não disponíveis, mas mesmo assim, em algumas situações, podem ser obtidas boas correlações com a quantidade absorvida pelas plantas (Barretto, 1995). Avaliando métodos de extração para teores disponíveis de Cd, Cr, Cu, Ni e Zn para cana-de-açúcar cultivada em três diferentes solos tratados com lodo de esgoto, Bertoncini (1997) concluiu que o extrator HCl 0,1 mol/L foi mais eficiente que o DTPA (pH 7,3) e o Mehlich-3 para todos os metais, com exceção do Cu.



Soluções extratoras contendo agentes quelantes, como DTPA e EDTA, também são usadas para avaliar a fitodisponibilidade de metais pesados. Em alguns casos, como o do Mehlich-3, a solução combina ácidos e quelantes. Seu uso se justifica pelo fato de esses agentes extraírem parte dos metais ligados à matéria orgânica e a ligantes orgânicos livres. O DTPA (pH 7,3), desenvolvido por Lindsay e Norvell (1978), pode ser considerado como o mais utilizado em estudos de fitodisponibilidade de metais pesados. Mesmo tendo sido desenvolvido para estimar teores fitodisponíveis de micronutrientes em solos alcalinos, ou com pH próximo à neutralidade, o DTPA mostrou-se eficiente também para solos ácidos. Entretanto, a eficiência é baixa quando são considerados metais com maior potencial de fitotoxicidade, como Cd, Cr, Ni e Pb (ABREU *et al.*, 1995). Resultado semelhante foi encontrado por Berton *et al.* (1997), que avaliaram a eficiência do DTPA em prever a disponibilidade de Cu, Ni e Zn para plantas de milho em latossolos tratados com lodo de esgoto. O extrator foi eficiente apenas para estimar a fitodisponibilidade de Cu e Zn.

Para solos alcalinos, altas correlações têm sido encontradas para diferentes extratores. Em solos tratados por 5 anos consecutivos com lodo de esgoto, Xiu *et al.* (1991) observaram alta correlação entre os teores de Cd, Cu, Ni e Zn extraídos por DTPA, HCl e Mehlich-3 e os absorvidos por plantas de milho e sorgo.

Para as condições de acidez da maioria dos solos brasileiros, os resultados encontrados geralmente são pouco conclusivos na previsão da fitodisponibilidade (ANJOS; MATTIAZZO, 2001; OLIVEIRA; MATTIAZZO, 2001; ANDRADE; MATTIAZZO, 2000). Presume-se que essas baixas correlações se devam ao fato de que os extratores não simulam as reações que ocorrem próximas às raízes (BERTON, 2000).

## Fitodisponibilidade em solos tratados com lodo de esgoto

Como já discutido, as plantas absorvem os metais pesados na forma solúvel e essa é a principal via de entrada desses na cadeia alimentar. Portanto, os processos de solubilização são os mais importantes ao se avaliar a fitodisponibilidade dos metais pesados, e, conseqüentemente, o risco ambiental de adicioná-los aos solos agrícolas.

A troca iônica é um processo regulador da concentração de metais pesados trocáveis. Entretanto, a influência desse processo na solubilização dos metais é limitada, uma vez que a troca iônica apresenta caráter não seletivo, ocorrendo competição entre os metais traço e elementos presentes em maiores concentrações na solução do solo, como Ca (LATERREL *et al.*, 1978). No caso de solos tratados com lodo de esgoto, é interessante considerar que esse resíduo apresenta em sua composição outros íons, além dos metais pesados, destacando-se o cálcio. É comum a adição de cal virgem em alguns sistemas de tratamento de esgotos para melhorar a eficiência da prensagem (junto com cloreto férrico) e para auxiliar na estabilização do material (estabilização alcalina).

A adição de cal também é importante em relação à precipitação de metais pesados na forma de hidróxidos. Além disso, é importante lembrar que, para a maioria das culturas, o pH ideal para cultivo encontra-se entre 5,5 e 6,0; quanto maior o pH, menores são a solubilidade e a concentração do metal necessárias para que ocorra a precipitação.

É difícil se estabelecer a real contribuição da matéria orgânica na solubilização dos metais pesados. Muitos pontos envolvendo os processos que ocorrem no solo entre a matéria orgânica e estes metais ainda não foram esclarecidos. Por exemplo, existe controvérsia em relação à ligação que ocorre entre metais pesados e ácidos húmicos, sendo considerada de caráter trocável por alguns e específico por outros. Além disso, materiais

orgânicos podem formar complexos solúveis ou insolúveis com os metais, influenciando diretamente na sua disponibilidade (STEVENSON, 1982). Outro ponto interessante é de que a capacidade da matéria orgânica em reter os metais pesados é variável em função de sua composição (BERTONCINI, 2002), ou seja, essa capacidade pode variar de um lodo de esgoto para outro.

A adsorção específica é considerada um dos principais processos reguladores da atividade e concentração dos metais pesados em solução e está ligada aos atributos do solo e do resíduo, como presença de óxidos de Fe e de Al (ALLOWAY, 1995; BECKETT, 1989).

Portanto, a quantidade de metal fitodisponível está ligada a atributos do solo, da planta e do lodo de esgoto. No caso do resíduo pode-se destacar o teor de óxidos de Fe e de Al, silicatos, fosfatos, carbonatos, cálcio, composição da matéria orgânica, entre outros. Esses atributos são variáveis em função da origem dos esgotos, do tipo de tratamento adotado e da época de geração dos esgotos.

Alguns autores acreditam que a fitodisponibilidade diminuirá com o tempo, à medida que ocorre o processo de oclusão nas superfícies dos precipitados (BROWN *et al.*, 1998). Corey *et al.* (1987) citam que a concentração de Cd no tecido vegetal de plantas cultivadas em solo tratado com lodo de esgoto aumentou até atingir um patamar e manteve-se próxima a esse patamar, mesmo com a continuidade da aplicação de lodo ao solo. Os autores consideram que a adsorção específica do Cd em óxidos de Fe, de Al e de Mn e a formação de complexos com substâncias húmicas presentes no resíduo foram os processos responsáveis por esse comportamento.

Dessa maneira, considera-se que grande parte dos elementos-traço presentes em lodos de esgoto se encontra adsorvida especificamente em partículas minerais e matéria orgânica originários do próprio resíduo, e tende a permanecer em forma não fitodisponível após sua adição ao

solo (BERTONCINI, 2002; CANDELARIA, 1995). Por outro lado, outros autores acreditam que a fitodisponibilidade pode aumentar em função do tempo. Nesse caso, considera-se que a matéria orgânica é a responsável por manter os metais pesados em formas não disponíveis, e, com a sua decomposição, esses metais serão liberados (McBRIDE, 1995). Os estudos ainda não comprovam qual teoria está correta a longo prazo; entretanto, a maioria dos resultados já obtidos permite estimar que, de maneira geral, menos de 1% do total de elementos-traço originários de lodo de esgoto é absorvido pelas plantas (PETRUZZELLI *et al.*, 1989; CHANG *et al.*, 1997).

## Referências

ABREU, C.A. de; ABREU, M.F. de; RAIJ, B. van; SANTOS, W.R. *Comparação de métodos de análise para avaliar a disponibilidade de metais pesados em solos. Revista Brasileira de Ciência do Solo*, v.19, p.463-468, 1995.

ALLOWAY, B.J. **Heavy metals in soils**. 2ed. Glasgow: Blackie A&P, 1995. 368p.

ANDRADE, C.A.; MATTIAZZO, M.E. *Nitratos e metais pesados no solo e nas árvores após a aplicação de biossólido (lodo de esgoto) em plantações florestais de Eucalyptus grandis. Scientia Forestalis*, v.58, p.59-72, 2000.

ANJOS, A. R. M.; MATTIAZZO, M. E. *Extratores para Cd, Cu, Cr, Mn, Ni, Pb e Zn em Latossolos tratados com biossólidos e cultivados com milho. Scientia Agricola*, v.58, p.337-344, 2001.

ATSDR - Agency for Toxic Substances and Disease Control. *Toxicological Profile Information Sheet*. Disponível em: <<http://www.atsdr.cdc.gov/toxpro2.html>>. Acesso em: 05 jul. 2005.

BARBER, S.A. **Soil nutrient bioavailability: a mechanistic approach**. New York: John Wiley, 1995. 414p.

BARRETO, M.C. de. **Degradação da carga orgânica de diferentes resíduos e seus efeitos em alguns atributos químicos e físicos do solo**. Piracicaba, 1995. 106p. Tese (Doutorado) – Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, USP, Piracicaba.

BECKETT, P.H.T. *The use of extractants in studies on trace metals in soils*,

sewage sludges and sludge-treated soils. **Advances in Agronomy**, v.9, p.143-176, 1989.

BERTON, R.S. Riscos de contaminação do agroecossistema com metais pesados. In: BETTIOL, W.; CAMARGO, O.A. **Impacto ambiental do uso agrícola do lodo de esgoto**. Jaguariúna: Embrapa Meio Ambiente, 2000. cap. 16, p.259-268.

BERTON, R.S.; VALADARES, J.M.A.S.; CAMARGO, O.A.; BATAGLIA, O.C. Peletização do lodo de esgoto e adição de  $\text{CaCO}_3$  na produção de matéria seca e absorção Zn, Cu e Ni pelo milho em três latossolos. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v.21, p.685-691, 1997.

BERTONCINI, E.I. **Comportamento de Cd, Cr, Cu, Ni e Zn em latossolos sucessivamente tratados com bioossólido: extração sequencial, fitodisponibilidade e caracterização de substâncias húmicas**. 2002. 195p. Tese (Dotutorado) - Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz", USP, Piracicaba.

BERTONCINI, E.I. **Mobilidade de metais pesados em solos tratados com lodo de esgoto**. 1997. 102 p. Dissertação (Mestrado) - Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz", USP, Piracicaba.

BLAYLOCK, M.J.; SALT, D.E.; DUSHENKOV, S.; ZAKHAROVA, O.; GUSSMAN, C.; KAPULNIK, Y.; ENSLEY, B.D.; RASKIN, I. Enhanced accumulation of Pb in Indian mustard by soil-applied chelating agents. **Environmental Science and Technology**, v.31, p.860-865, 1997.

BROWN, S. L.; CHANEY, R. L.; ANGLE, J. S.; RYAN, J. A. The phytoavailability of cadmium to lettuce in long-term biosolids-amended soils. **Journal of Environmental Quality**, v. 27, p.1071-1078, 1998.

CAMARGO, O.A.; ALLEONI, L.R.F.; CASAGRANDE, J.C. Reações dos micronutrientes e elementos tóxicos no solo. In: FERREIRA, M.E. (Ed.). **Micronutrientes e elementos tóxicos na agricultura**. Jaboticabal: CNPQ; FAPESP; POTAFOS, 2001. 599p.

CANDELARIA, L.M. **Interactions of citric acid and synthetic hydroxy-aluminum montmorillonite**. 1995. 123p. Thesis (Ph. D.) - University of California, Riverside.

CATALDO, D.A.; GARLAND, T.R.; WILDUNG, R.E. Cadmium uptake kinetics in intact soybean plants. **Plant Physiology**, v.73, p.844-848, 1983.

CETESB. **Aplicação de bioossólido em áreas agrícolas – critérios para projeto e operação**. São Paulo: CETESB, 1999. 35p. (Manual Técnico P4.230).

CHANG, A.C.; HYUN, H.; PAGE, A.L. Cadmium uptake for swiss chard grown on composted sludge treated field plots: Plateau or time bomb? **Journal of Environmental Quality**, v.26, p.11-19, 1997.

CONAMA - CONSELHO NACIONAL DE MEIO AMBIENTE (Conama).

CT Saúde, Saneamento Ambiental e Gestão de Resíduos. GT regulamentação do uso agrícola do lodo de esgoto. Disponível em: <<http://www.mma.gov.Br/port/conamal>>. Acesso em: 07 jul. 2005.

COREY, R. B.; KING, L. D.; LUE-HING, C.; FANNING, D. S.; STREET, J. J.; WALKER, J. M. *Effects of sludge properties on accumulation of trace elements by crops*. In: PAGE, A. L. (Ed.). **Land application of sludge**. Ann Arbor: Lewis Publ., 1987. p.25-51.

DAVIES, B.E. **Applied soil trace elements**. New York: John Wiley & Sons, 1980. 482p.

EUROPEAN COMMISSION. DG ENV. E3. Project ENV.E3/ETU/2000/0058. **Heavy metals in waste: Final report**. Geneva, 2002.

HETTIARACHCHI, G.M.; PIERZYNSKI, G.M.; RANSOM, M.D. *In situ stabilization of soil lead using phosphorus*. **Journal of Environmental Quality**, v.30, p.1214-1221, 2001.

HETTIARACHCHI, G.M.; PIERZYNSKI, G.M. *In situ stabilization of soil lead using phosphorus and manganese oxide: influence of plant growth*. **Journal of Environmental Quality**, v.31, p.564-572, 2002.

HUANG, J.W.; CHEN, J.; BERTI, W.R.; CUNNINGHAM, S.D. *Phytoremediation of lead-contaminated soils: Role of synthetic chelates in lead phytoextraction*. **Environmental Science and Technology**, v.31, p.800-805, 1997.

HUE, N.V.; RANDIJTH, S.A. *Sewage sludges in Hawaii: chemical composition and reactions with soils and plants*. **Water, air and soil pollution**, v.72, p. 265-283, 1994.

KABATA-PENDIAS, A.; PENDIAS, H. **Trace elements in soil and plants**. Boca Raton: CRC Press, 1985. 315p.

KÁRVELAS, M.; KATSOYIANNIS, A.; SAMARA, C. *Occurrence and fate of heavy metals in the wastewater treatment process*. **Chemosphere**, v.53, p.1201-12110, 2003.

KOCHIAN, L.V. *Zinc Absorption from hydroponic solutions by plant roots*. In: ROBSON, A.D. (Ed.). **Zinc in soils and plants**. Dordrecht: Kluwer, 1994. 224p.

KORGMANN, U.; CHIANG, H.N.C. *Selected nutrients and heavy metals in sewage sludge from New Jersey POTWs*. **Journal of the American Water Resources Association**, v.38, n.3, p.681-691, 2002.

LATERREL, J.J.; DOWDY, R.H.; LARSON, W.E. *Correlations of extractable metals and metal uptake of snap beans grown on soil amended with sewage sludge*. **Journal of Environmental Quality**, v.7, p. 435-440, 1978.

LINDSAY, W.L. *The role of chelation in micronutrient availability*. In: CARSON, E.W. (Ed.). **The plant root and its environment**. Virginia: University Press of Virginia, 1974.

LINDSAY, W. L.; NORWELL, W. A. Development of a DTPA soil test for zinc, iron, manganese and copper. **Soil Science Society of America Journal**, v.42, p.421-428, 1978.

MATTIAZZO, M.E.; BERTON, R.S., CRUZ, M.C.P. Disponibilidade e avaliação de metais pesados potencialmente tóxicos. In: FERREIRA, M.E. (Ed.). **Micronutrientes e elementos tóxicos na agricultura**. Jaboticabal: CNPQ; FAPESP; POTAFOS, 2001. 599p.

MATTIGOD, S.V.; SPOSITO, G.; PAGE, A.L. Factors affecting the solubility of trace metals in soils. In: DOWDY, R.H.; RYAN, I.A.; VOLT, V.V.; BAKER, D.E. **Chemistry in the soil environment**. Madison: ASA, 1981. p.203-221. (ASA, Special Publications 40).

McBRIDE, M.B. Toxic metal accumulation from agricultural use of sludge: are USEPA regulations protective? **Journal of Environmental Quality**, v.24, p.5-18, 1995.

McLAUGHLIN, M.J.; SMOLDERS, E.; MERCKX, R. Soil-root interface: Physicochemical processes. In: HUANG, P.M. (Ed.). **Soil chemistry and ecosystem health**. Madison: Soil Science Society of America, 1998.

NRIAGU, J.O. Lead orthophosphates – VI Formation and stability in the environment. *Geochim. Cosmochimica Acta*, v.38, p.887-898, 1974.

OLIVEIRA, F. C. Disposição de lodo de esgoto e composto de lixo urbano num latossolo vermelho-amarelo cultivado com cana de açúcar. 2000. Tese (Doutorado) - Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz", USP, Piracicaba.

OLIVEIRA, F.C.; MATTIAZZO, M.E. Metais pesados em latossolo tratado com lodo de esgoto e em plantas de cana de açúcar. **Scientia Agricola**, v.58, p.581-593, 2001.

**PARAMETRIX. Persistence, bioaccumulation and toxicity of metals and metal compounds**. Ottawa: Canada International Council of Metals in the Environment, 1995. 93p.

PETRUZZELLI, G.; LUBRANO, L.; GUIDI, G. Uptake by corn and chemical extractability of heavy metals from a four-year compost treated soil. **Plant and Soil**, v.116, p.23-27, 1989.

REID, R.; BROOKES, J.D.; TESTER, M.A.; SMITH, FA. The mechanism of zinc uptake in plants. **Planta**. v.198, p.39-45, 1996.

RICHARDS, B.K.; PEVERLY, J.H.; STEENHUIS, T.S.; LIEBOWITZ, B.N. Effects of processing mode on trace elements in dewatered sludge products. **Journal of Environmental Quality**. v.26, p.782-788, 1997.

SCHNITZER, M.; HANSEN, E.H. Organo-metallic interactions in soils: 8. An evaluation of methods for the determination of stability constants of metal-fulvic acid complexes. **Soil Science**. v.109, p.333-340, 1970.

SCHWARZENBACK, G. **Complexometric titrations**. New York: Interscience Publishers, 1957. p.8.

SOMMERS, L.E.; NELSON, D.W.; YOST, K.J. Variable nature of chemical composition of sewage sludges. **Journal of Environmental Quality**. v.5, n.3, p.303-306, 1976.

SOMMERS, L.E. Chemical composition of sewage sludges and analysis of their potential as fertilizers. **Journal of Environmental Quality**. v.6, n.2, p.225-232, 1977.

SPARKS, D.L. **Environmental soil chemistry**. San Diego: Academic Press, 1995. 267p.

SPOSITO, G. **The chemistry of soils**. New York: Oxford University Press, 1989. 277p.

STEVENSON, F.J. **Humus chemistry: genesis, composition, reaction**. New York: John Wiley, 1982. 496p.

TAIZ, L.; ZEIGER, E. **Plant physiology**. Massachusetts: Sinauer Associates, 1998. 690p.

USEPA. **Report to Congress on the discharge of hazardous wastes to publicly owned treatment works (The Domestic Sewage Survey)**. Washington, DC: Office of Water Regulation and Standards, 1986. (EPA-530, SW 86 004).

VASSEUR, P.; MOREL, J.L. **Environmental contamination by trace elements**. Consequences for plants and ecosystems. *Comptes Rendus de l'Academie d'Agriculture de France*, V.86, P.39-48, 2000.

VASSIL, A.D.; KAPULNIK, Y.; RASKIN, I.; SALT, D.E. The role of EDTA in lead transport and accumulation by Indian mustard. **Plant Physiology**. v.117, p. 447-453, 1998.

WELCH, R.M.; NORVELL, W.A. Mechanisms of cadmium uptake, translocation and deposition in plants. In: McLAUGHLIN, M.J.; SINGH, B.R. (Ed.). **Cadmium in soils and plants**. Dordrecht: Kluwer, 1999. p.221-253.

WIREN, N. von; MARSCHNER, H.; ROMHELD, V. Roots of iron-efficient maize also absorb phyto siderophore-chelated zinc. **Plant Physiology**. v.111, p.1119-1125, 1996.

XIU, H.; TAYLOR, R.W.; SHUFORD, J.W.; TADESSE, W.; ADRIANO, D.C. Comparison of extractants for available sludge-borne metals: a residual study. **Water, Air and Soil Pollution**. v.57/58, p.913-922, 1991.



# X GESTÃO DE ÁGUAS RESIDUÁRIAS EM PROPRIEDADES RURAIS

**Andréa B. G. Tomazela**

## **Introdução**

A crescente demanda de água no setor agrícola é uma situação preocupante que requer medidas e alternativas viáveis para a garantia do desenvolvimento e da expansão da cadeia produtiva agropecuária.

O agronegócio brasileiro é uma atividade próspera, rentável e responsável por 33% do Produto Interno Bruto (PIB) do país. Com clima diversificado, chuvas regulares, energia solar abundante e quase 13% de toda a água doce disponível no planeta, o Brasil tem 388 milhões de hectares de terras agricultáveis férteis e de alta produtividade, dos quais 90 milhões ainda não foram explorados (BRASIL, 2005).

Ao estabelecer-se uma relação entre recursos hídricos e a necessidade de aumento da produtividade agrícola, é evidente que a irrigação apresenta papel fundamental no atendimento alimentar da população e nas taxas de consumo *per capita*, por incrementar a produção, possibilitar a antecipação de safras e a melhoria de frutos (MALANO e HOFWEGEN, 1999).

Investir em irrigação é também um fator de competitividade para o agricultor; somente no Brasil, quatro milhões de hectares são abastecidos com equipamentos de irrigação (AMARO *et al.* 2005). No estado de São Paulo, considerando resultados de levantamentos feitos pela Secretaria de Agricultura e Abastecimento, a área irrigada de unidades de produção agrícola é de 745.536 hectares (PINO,

2003). Atualmente, estima-se que 70% da água doce disponível são destinados à agricultura (MACEDO, 2001).

A reestruturação e atualização da legislação sobre recursos hídricos culminou na criação de instrumentos da política das águas, os quais surtiram efeito imediato no aspecto cultural quanto ao uso e preservação da água nos setores agrícola e industrial. Regiões do Brasil que adotam manejos adequados de condução e distribuição da água por sistemas de irrigação já obtêm uma redução significativa do uso deste recurso, refletindo positivamente no custo total da produção agrícola.

O desenvolvimento sustentável das empresas agrícolas de pequeno, médio e grande porte, considerando, principalmente, o uso racional da água e o reaproveitamento após tratamento dos efluentes gerados, pode ser considerado como pré-requisito para maior competitividade no mercado, uma vez que representa uma minimização significativa dos custos de produção.

Assim, a principal consequência da aplicação de normas legais relativas à cobrança pelo uso da água (Lei nº 9.433) foi o fato de que as pesquisas sobre o reaproveitamento de águas residuárias recém-tratadas em propriedades rurais se tornaram prioridades.

A abordagem dos principais sistemas de tratamento de águas residuárias em propriedades rurais ressalta a questão da gestão e do monitoramento dos recursos hídricos, bem como as perspectivas atuais e futuras do andamento das pesquisas ante os problemas da poluição e da escassez da água.

## **Importância da gestão das águas residuárias**

A gestão dos recursos hídricos refere-se à forma pela qual os especialistas na área ambiental pretendem equacionar e resolver questões da escassez relativa da água, através de processos integrados de

planejamento e correta administração de seu uso (GRANZIERA, 2001).

Essa definição reforça a necessidade de se promover a gestão das águas acoplada à administração ou ao monitoramento de seus parâmetros de qualidade.

Atualmente, é notória a maior valorização e disseminação desse tema devido aos seguintes fatores:

a) Necessidade de aumentar os serviços de saneamento básico, de modo a evitar doenças de veiculação hídrica: dados da Organização Mundial da Saúde (OMS) revelam que 65% das internações hospitalares são devido a doenças de veiculação hídrica (GUIMARÃES, 2002).

b) Promover campanhas de educação ambiental para investir na formação social da população: para auxiliar na luta contra os problemas de má gestão dos recursos hídricos, há uma série de publicações que orientam professores a inserirem a temática ambiental no projeto pedagógico das escolas de ensino fundamental e médio (SÃO PAULO, 2004).

Podem ser considerados como prioridades dos programas de educação ambiental os seguintes itens:

- Evitar o desperdício de água potável, incentivando o seu uso racional nos hábitos diários de higiene pessoal e na limpeza de locais: há enormes desperdícios no uso da água e as perdas no transporte podem ser de até 40% em muitas áreas urbanas de todo o planeta (TUNDISI, 2003).

- Estimular a atividade de reutilização de águas residuárias (esgotos sanitários) recém-tratadas em áreas agrícolas: a utilização de efluentes tratados para fins produtivos em áreas agrícolas apresenta-se como estratégia para suprir a carência de água e reduzir custos de produção com a economia de fertilizantes.

A mobilização da sociedade como um todo e a formação de cidadãos conscientes para ações de redução de consumo e preservação da qualidade da água são essenciais para a busca do

desenvolvimento sustentável do país, que inclui principalmente a correta gestão dos recursos hídricos.

## Parâmetros de qualidade da água

A gestão dos recursos hídricos em áreas rurais requer o acompanhamento de parâmetros de qualidade da água sob 3 aspectos fundamentais: alcançar níveis de concentração de compostos poluentes compatíveis aos descritos na legislação; obter água residuária recém-tratada com qualidade para fins de reutilização em irrigação, considerando características peculiares da cultura a ser beneficiada com esta atividade; monitorar parâmetros de qualidade de água como garantia do bom desempenho de seu sistema de tratamento.

Atingir as metas de padrões de qualidade desejados, conciliando os interesses legais e pessoais do produtor, é requisito básico para o sucesso de qualquer empreendimento que valorize tanto a minimização de impactos ambientais quanto a redução de custos de produção pelo uso racional da água. Analisando a questão da água no contexto jurídico, existem instrumentos da política nacional, esquematizados na Figura 1, que tratam das suas principais formas de gestão.

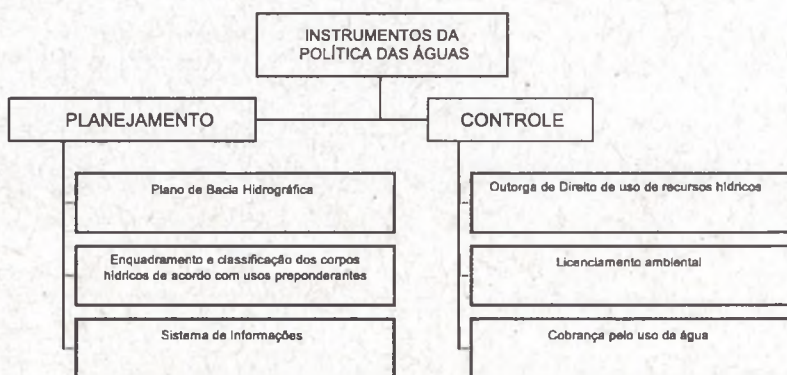


Figura 1: Instrumentos da Política das Águas (Adaptado de Granziera, 2001).

No instrumento de planejamento do uso dos recursos hídricos, a Resolução CONAMA 357/05 aborda o enquadramento da água doce em classes, segundo seu uso preponderante (BRASIL, 2005). Ressaltando somente as classes referentes à sua utilização para fins de irrigação, tem-se:

- Classe 1: águas destinadas à irrigação de hortaliças que são consumidas cruas e de frutas que se desenvolvem rentes ao solo e que sejam ingeridas cruas, sem remoção de películas.
- Classe 2: águas destinadas à irrigação de hortaliças e plantas frutíferas.
- Classe 3: águas destinadas à irrigação de culturas arbóreas, cerealíferas e forrageiras.

A água, após tratamento convencional, é considerada própria para o consumo quando apresenta os parâmetros físico-químicos e microbiológicos de acordo com a Portaria 518 do Ministério da Saúde (BRASIL, 2004). Embora não seja mencionada a questão da reutilização ou reciclagem da água para fins de irrigação, priorizam-se principalmente os parâmetros microbiológicos, descritos nesta Portaria, quando se deseja obter água com qualidade enquadrada nas Classes 1 e 2.

A Tabela 1 apresenta alguns dos parâmetros físico-químicos e microbiológicos da água de uso das classes 1 a 3 da Resolução Conama 357/ 05 e da Portaria 518/ 04 do Ministério da Saúde.

Na decisão em explorar águas de reutilização para fins de irrigação, é primordial conhecer, sob o ponto de vista agrônômico, as características peculiares da cultura de interesse local, com vistas ao seguinte:

- associar as necessidades hídricas da cultura às suas características de tolerância a compostos dissolvidos na água de reutilização; e ainda
- considerar o tipo de sistema de irrigação a ser implantado.

**Tabela 1.** Alguns parâmetros de qualidade da água estabelecidos na Resolução CONAMA 357/ 05 e na Portaria 518/ 04 do Ministério da Saúde.

Parâmetro	Resolução CONAMA 357/ 05			Portaria 518/ 04 Ministério da Saúde
	Classe 1	Classe 2	Classe 3	
pH	6,0- 9,0	6,0- 9,0	6,0- 9,0	6,0- 9,5
Oxigênio dissolvido (mg/L)	>6	>5	>4	—
Turbidez (NTU)*	40	100	100	5
Demanda bioquímica de oxigênio (mg/L)	3	5	10	—
Cloreto (mg/L)	250	250	250	250
Nitrato (mg/L)	10	10	10	10
Nitrito (mg/L)	1	1	1	1
Fe solúvel (mg/L)	0,3	0,3	5,0	0,3
Mn (mg/L)	0,1	0,1	0,5	0,1
Sólidos dissolvidos (mg/L)	500	500	500	1000
Sulfatos (mg/L)	250	250	250	250
Coliformes totais (UFC. 100 mL)**	1x10 <sup>3</sup>	5x10 <sup>3</sup>	2x10 <sup>4</sup>	Ausência
Coliformes fecais	2 x10 <sup>2</sup>	1x10 <sup>3</sup>	4x10 <sup>3</sup>	Ausência

\*NTU: Unidade nefelométrica de turbidez; \*\*UFC.100 mL: Unidade de formação de colônia por 100 mL de amostra.

A Tabela 2 apresenta alguns dos principais parâmetros de qualidade a serem considerados na água de reutilização para fins de irrigação.

**Tabela 2.** Parâmetros de análise de qualidade de água associados à sensibilidade das culturas de maior interesse agrícola e ao tipo de sistema de irrigação adotado.

Concentrações máximas recomendadas para águas de irrigação												
pH	Condutividade elétrica (mmhos/cm)	N-NH <sub>4</sub> (mg/L)	N (mg/L)	Ca (mg/L)	Mg (mg/L)	K (mg/L)	Na (mg/L)	Al (mg/L)	Cu (mg/L)	Fe (mg/L)	Mn (mg/L)	Zn (mg/L)
7	2	30	40	50	50	5	20	5	0,2	5	0,2	2

Fontes: Andrade (1998); Nuvolari (2003) adaptado.

A viabilidade de qualquer sistema de tratamento de águas residuárias não depende somente do acompanhamento das etapas do projeto que serão descritas a seguir, mas também está relacionada com o monitoramento de determinados parâmetros de qualidade da água. A Tabela 3 apresenta os principais parâmetros de qualidade da água que devem ser medidos para análise do desempenho de projetos que preconizam métodos biológicos de tratamento.

**Tabela 3.** Principais parâmetros de monitoramento em Estações de tratamento de águas residuárias por métodos biológicos e anaeróbios.

Parâmetros	Fatores de influência
Temperatura	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Velocidade de metabolismo das bactérias.</li> <li>- Solubilidade dos substratos de abastecimento dos sistemas de tratamento.</li> <li>- Equilíbrio iônico do sistema.</li> </ul>
Concentração de nutrientes (N, P, S) e Demanda Química de Oxigênio (DQO)	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Capacidade de obtenção da energia para o metabolismo dos microorganismos.</li> </ul>
pH e alcalinidade	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Crescimento das bactérias anaeróbias.</li> </ul>

Fonte: Foresti *et al.* (1999) adaptado.

Alcançar um nível qualitativo satisfatório de tratamento de águas residuárias parece ser uma meta difícil e complexa. Atualmente, ante as inúmeras propostas tecnológicas altamente desenvolvidas e o elevado grau de competência e especialização dos profissionais da área de gestão ambiental, a concepção de projetos de saneamento no meio rural é uma tarefa que se vem tornando cada vez mais simplificada.

## Etapas para a execução de projetos de sistemas de tratamento de águas residuárias em áreas agrícolas

A falta de análise minuciosa das etapas do projeto, antes de sua execução, resulta em problemas de implantação e manutenção dos sistemas de tratamento, que não atingem o nível de eficiência previsto. As conseqüências, nessa situação, se refletem diretamente e de forma nociva no meio ambiente e no aspecto social, dada a falta de conscientização da população diante do problema de uma possível crise futura de escassez de água.

Consideram-se como principais etapas na escolha e na execução de sistemas de tratamento de águas residuárias no meio rural:

### I - O levantamento sócioeconômico e cultural do produtor:

I - a) Poder aquisitivo do proprietário rural e suas necessidades primordiais quanto ao grau e à eficiência de tratamento da água residuária gerada a partir da atividade agrícola local (Figura 2).

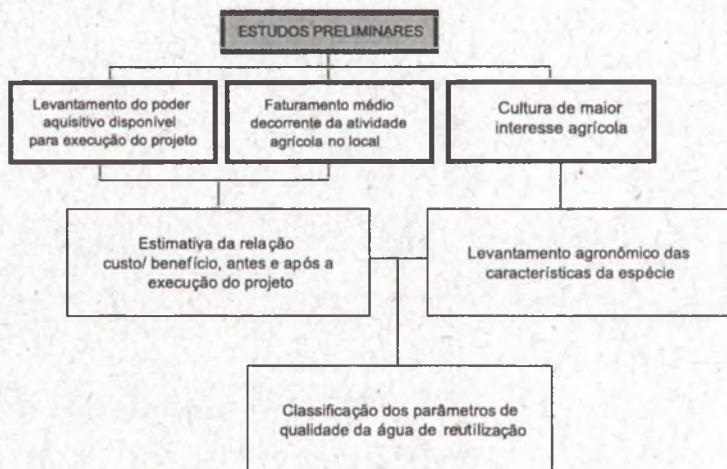


Figura 2. Representação esquemática de itens relevantes no levantamento sócioeconômico do produtor rural.



Inicialmente, é feita uma avaliação da disponibilidade de renda do interessado para a implantação do projeto. O faturamento médio decorrente de sua atividade agrícola é computado, para posterior verificação da relação custo-benefício após a implantação do sistema de tratamento. Classifica-se cada um dos parâmetros de qualidade da água dentro de um grau de importância baseando-se: na legislação vigente, no grau de eficiência que o sistema de tratamento da água residuária deve atingir para minimização dos impactos ambientais no local e na tolerância e sensibilidade das culturas a serem irrigadas com água de reutilização.

I - b) Questionamento e considerações sobre materiais ou produtos que não estão sendo utilizados e que, muitas vezes, causam transtornos ao produtor.

Ressalta-se que o maior diferencial que conduz ao sucesso do empreendimento é o aproveitamento de recursos até então não utilizados na propriedade, tais como pedras, plantas aquáticas, bambus, areia, etc. Estes recursos, se enquadrados em alguma das etapas do sistema de tratamento, significam reduções significativas do custo de implantação do sistema. Ainda considerando esse aspecto, é possível ao produtor tornar seu negócio ainda mais lucrativo adotando-se uma estratégia de propaganda para seu sistema de produção, classificando-o como diferenciado e auto-sustentável – ou seja, dependente dos recursos já existentes no local – e priorizando o aspecto político-social e cultural de minimização de impactos ambientais na agricultura.

I - c) Grau de aceitação do interessado na execução de um projeto priorizador e conservador de recursos ambientais.

O produtor deve estar ciente de que, no funcionamento de uma estação de tratamento de águas residuárias, haverá a geração

de resíduos sólidos, que são retirados dessas águas ou que serão produzidos por meio da síntese das bactérias que promovem o tratamento biológico (ANDRADE NETO e CAMPOS, 1999). Desse modo, é imprescindível avaliar o grau de aceitação do interessado frente à necessidade do manejo adequado desses resíduos sólidos, envolvendo desde sua captação e tratamento até seu destino final. Além disso, um levantamento completo do contexto sociocultural e de crenças religiosas locais é sempre necessário, como etapa preliminar para a implantação de projetos de reutilização da água (HESPANHOL, 2002).

## **II - Avaliação e levantamento de características físicas do local:**

II- a) Área disponível para implantação do sistema de tratamento, efetuando uma projeção de sua capacidade de expansão frente ao aumento da demanda de águas residuárias, caso haja interesse do produtor em expandir seu negócio.

II- b) Determinação das vazões de abastecimento da Estação de Tratamento.

II- c) Levantamentos dos reservatórios de água localizados próximos ou dentro da área rural, os quais serão receptores das águas de reutilização. É necessário o conhecimento da classe e capacidade de autodepuração desses corpos receptores (ANDRADE NETO e CAMPOS, 1999).

## **III - Escolha do melhor método de irrigação da água de reutilização, baseada na determinação das características qualitativas da água residuária recém-tratada e nos aspectos físicos e peculiares da cultura e do solo predominante no local.**

As condições básicas para a escolha correta do método de irrigação deve considerar principalmente o requerimento da quantidade e qualidade de água (levantamento já efetuado anteriormente), a frequência de irrigação, a fração de lixiviação (porção adicional de água de irrigação para remoção dos sais acumulados, como consequência do efeito de ascensão capilar, das camadas superficiais do solo) e a capacidade de drenagem (processo de remoção do excesso de água da zona radicular, para evitar sua putrefação e obter ótimo desenvolvimento da planta).

#### **IV - Elaboração dos projetos de execução das obras e estudo do impacto ambiental da Estação de Tratamento no ambiente.**

A apresentação do projeto inclui todo o detalhamento técnico específico da área de construção civil do sistema de tratamento e do sistema de irrigação escolhido.

## **Configuração de sistemas de tratamento de águas residuárias em áreas rurais brasileiras**

### **Generalidades**

As opções para o tratamento de esgoto sanitário no setor agrícola envolvem as mais diferentes alternativas, muitas delas complexas e onerosas, paralelamente a outras mais simples e de baixo custo, que são os maiores alvos de interesse dos centros de pesquisa universitários e de companhias de saneamento. A difusão e a maior aceitação das técnicas utilizadas para o tratamento de águas residuárias no meio rural ainda não são realidade no Brasil. Apesar do aumento de especialistas em elaboração de projetos nessa área e de eventos de divulgação dos benefícios dessas tecnologias, ainda há rejeição por parte dos empresários do setor agrícola.

Frente aos problemas crescentes da falta de esgotamento sanitário e do aumento da demanda de água para suprir a expansão do agronegócio brasileiro, o grande desafio dos profissionais em gestão ambiental é despertar a atenção dos agricultores quanto às vantagens de uma produção voltada à minimização de impactos ambientais e redução dos custos com uso da água de reutilização.

## **Categorias de classificação e métodos preferenciais no meio rural**

Os métodos de tratamento de águas residuárias são classificados em (SPERLING, 1995):

- a) **Métodos físicos:** sistemas com atuação de forças físicas como gradeamento, mistura, floculação, centrifugação.
- b) **Métodos químicos:** sistemas cuja remoção dos contaminantes é por adição de produtos químicos que promovem sua precipitação, coagulação, adsorção ou desinfecção.
- c) **Métodos biológicos:** sistemas com atividade biológica de microorganismos anaeróbios ou aeróbios para remoção da matéria orgânica carbonácea e desnitrificação.

Comparando-se as três categorias de classificação citadas, as técnicas de tratamento utilizando métodos biológicos anaeróbios estão sendo as de maior destaque em inovações tecnológicas. Os sistemas de tratamento biológico de digestão anaeróbia também são denominados de reatores biológicos anaeróbios. Nesses sistemas, há atuação de diferentes microorganismos que, na ausência de oxigênio molecular, promovem transformações de compostos orgânicos complexos em biogás (produto cujos principais componentes são metano e gás carbônico).

Considerando os aspectos qualitativos das águas residuárias no meio rural, sobretudo a concentração mínima ou nula de oxigênio dissolvido (fator limitante para a atividade de bactérias aeróbias), os reatores anaeróbios são os mais viáveis e priorizados. A Tabela 4 apresenta as principais vantagens e desvantagens da implantação de tais sistemas.

Atualmente, os fatores negativos dos reatores anaeróbios já estão sendo controlados e, muitas vezes, superados. A tendência dos projetos envolvendo tais sistemas, em condições adequadas de implantação e manejo, é intensificar ainda mais os seus benefícios.

**Tabela 4.** Principais vantagens e desvantagens dos reatores anaeróbios (adaptado de Chernicharo, 1997).

Vantagens	Desvantagens
<ul style="list-style-type: none"> <li>- Produção de menor quantidade de resíduos sólidos reduzindo o custo de seu manejo adequado.</li> <li>- Baixo custo de implantação do sistema</li> <li>- Geração de biogás possível de ser reaproveitado, em certos casos, para fins energéticos na propriedade.</li> <li>- Baixo consumo de energia.</li> <li>- Baixa demanda de água.</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Possibilidade de emissão de odores.</li> <li>- Sensibilidade a mudanças climáticas.</li> <li>- Remoção insatisfatória de nitrogênio, fósforo e patogênicos.</li> <li>- Sobrecargas orgânicas.</li> </ul>

A seguir, a descrição dos principais métodos de tratamento anaeróbios de águas residuárias que vêm sendo aplicados nas áreas rurais brasileiras será básica e abrangente, não incluindo detalhamento técnico de variáveis de dimensionamento nem resultados indicadores da eficiência de cada processo. O enfoque central será sobre o superaproveitamento de cada sistema, conciliando 3 aspectos: (a) capacidade de depuração do afluente (água residuária antes do tratamento); (b) recuperação e reutilização dos subprodutos por ele gerado; (c) possibilidade de aproveitamento de recursos da propriedade rural para seu abastecimento.

## Lagoas anaeróbias

As lagoas anaeróbias são reservatórios de pequena profundidade, construídos em diques de terra e com fundo compactado e impermeabilizado (MONTEGGIA e SOBRINHO, 1999). No Brasil, os primeiros registros do emprego desses sistemas surgiram na década de 60, com as lagoas de São José dos Campos e São Paulo. Atualmente são estimadas em mais de setecentas unidades em todo o país (ANDRADE NETO, 1997).

O tratamento nesses sistemas é feito através de processos naturais físicos e bioquímicos, uma vez que a matéria orgânica do efluente (água residuária após o tratamento) será convertida em produtos mineralizados, caracterizando o fenômeno como autodepuração ou estabilização (SPERLING, 1996).

### Modalidades de uso das lagoas anaeróbias

A lagoa anaeróbia é o único método que, em condições adequadas de implantação e manejo, contribui beneficentemente no aspecto paisagístico do local. A Tabela 5 apresenta diferentes modalidades de uso desses sistemas, de forma unitária ou em associações entre várias unidades.

**Tabela 5.** Propostas de uso de lagoas em áreas rurais.

Uso	Finalidade
Unitário	Depuração de águas residuárias
Associado (duas ou mais lagoas)	Depuração de águas residuárias Atividades de piscicultura
Associado (lagoas + macrófitas flutuantes)	Depuração de águas residuárias Preparo de forragem e alimentação animal com as macrófitas excedentes

As lagoas, quando utilizadas de forma unitária em projetos da área de saneamento, geralmente têm-se destacado ao ser operadas em condições de pós-tratamento ou polimento final do efluente. Alguns exemplos práticos para tal situação são as combinações entre reatores de manta de lodo (pré-tratamento) e lagoas anaeróbias (pós-tratamento); filtros anaeróbios (pré-tratamento) e lagoas (pós-tratamento).

A piscicultura é uma nova alternativa que está sendo proposta para as atividades de uso das águas residuárias tratadas por sistemas de associações de lagoas; porém, recomenda-se que os tanques piscícolas sejam abastecidos com efluentes de lagoas terciárias (Leon, 1997). Nessas condições, os níveis de organismos patogênicos e de oxigênio dissolvido na água propiciaram a sobrevivência de determinadas espécies de peixes, como a tilápia do Nilo (*Oreochromis niloticus*). Esta espécie apresenta importância relevante na atividade da aquicultura brasileira em função do seu grande potencial de produção (VIEIRA, 2001). A Tabela 6 apresenta os limites de tolerância a alguns parâmetros de águas residuárias recém-tratadas para reutilização em tanques de aquicultura.

**Tabela 6.** Limites de tolerância às concentrações do efluente recém-tratado para atividades de aquicultura (Adaptado de Boyde e Tucker, 1998).

Parâmetros	Concentrações Recomendadas
Sólidos sedimentáveis	3,3 mL/L
Sólidos em suspensão	30 mg/L
DBO (Demanda Bioquímica de Oxigênio)	30 mg/L
P total	0,17 mg/L
N-NH <sub>3</sub> total	1,77 mg/L
NO <sub>2</sub> -N	0,83 mg/L
NO <sub>3</sub> -N	16,9 mg/L
pH	6,0-8,5
OD (Oxigênio dissolvido)	5 mg/L

A associação de lagoas anaeróbias com macrófitas tem ocorrido naturalmente em diversos ecossistemas, diante da facilidade de adaptação e expansão de determinadas espécies vegetais que suportam até condições climáticas desfavoráveis em certas épocas do ano. A planta aquática *Eichhornia crassipes* (Mart.) Solms, conhecida como aguapé, é de procedência comum em várias regiões do Brasil e tem sido muito estudada como agente fitodepurador de águas residuárias (GUIMARÃES 2000; ARANTES, 2002; GUIMARÃES-TOMAZELA *et al.*, 2004).

Além do potencial de remoção de compostos poluentes em esgotos sanitários, é necessário considerar, em projetos de Estação de Tratamento de água de caráter auto-sustentável envolvendo macrófitas, o manejo e a deposição final das plantas aquáticas excedentes nas lagoas anaeróbias.

Novamente, tratando-se do aguapé, já se constatou que esta espécie apresenta valor nutritivo para utilização em forragem e também como fonte suplementar de alimentação animal (RODRIGUEZ, 1997).

O conhecimento dessas propostas de uso de lagoas anaeróbias envolve técnicas que despertam a atenção de produtores rurais e maior interesse de estudiosos em explorar mais tecnicamente o assunto. Ressalta-se, contudo, que é fundamental um bom preparo do projetista, para avaliar se realmente essa configuração de sistema de tratamento é favorável e adequada às condições locais do ambiente em específico.

## **Filtros anaeróbios**

Os filtros anaeróbios mais usuais constituem-se de tanques ou compartimentos impermeabilizados, preenchidos com materiais inertes, que caracterizam um leito fixo altamente permeável, onde



ficam, aderidos os microorganismos responsáveis pela digestão anaeróbia do afluente. No Brasil, estes sistemas começaram a ser aplicados na década 70, mas se tornaram mais populares a partir de 1982 (ANDRADE NETO *et al.*, 1999). De acordo com a forma de entrada da água residuária (afluente) no sistema, os filtros anaeróbios basicamente classificam-se em: filtros de fluxo ascendente (entrada do afluente pela parte inferior do sistema e saída pelo topo); filtros de fluxo descendente (entrada do afluente pela parte superior do sistema e saída pela base); filtros de fluxo horizontal (entrada e saída da água residuária por dispositivos situados na mesma altura no filtro).

A execução de projetos envolvendo filtros anaeróbios em áreas rurais é promissora, pois estes sistemas apresentam inúmeras vantagens, além da simplicidade técnica e de construção (Tabela 7).

**Tabela 7.** Vantagens e desvantagens dos filtros anaeróbios em projetos de gestão ambiental.

Vantagens	Desvantagens
<ul style="list-style-type: none"> <li>- Segurança operacional</li> <li>- Boa estabilidade de funcionamento</li> <li>- Pouca dependência a variações do afluente</li> <li>- Funcional com vários tipos de materiais de preenchimento</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Colmatção do leito fixo</li> <li>- Custo do material de preenchimento</li> </ul>

No decorrer do período de funcionamento dos filtros anaeróbios pode haver o entupimento dos espaços porosos (interstícios) existentes no material de enchimento, comprometendo o processo de filtragem e sua eficiência operacional. Esse problema é chamado de colmatção do leito fixo, e depende diretamente da concentração de partículas em suspensão do afluente – caracterizando-o como mais ou menos concentrado – e do tipo do material inerte utilizado no sistema. Quanto ao custo dos materiais

a serem utilizados para o enchimento dos filtros, considera-se como uma desvantagem quando há necessidade de comprá-los. Ao contrário, quando são utilizados produtos já existentes no local, isso se torna um fator vantajoso.

## Diversidade de materiais de enchimento dos filtros anaeróbios

A execução de projetos envolvendo filtros anaeróbios deve ser priorizada quando há interesse em explorar materiais de enchimento geralmente já encontrados em demasia no local, conforme já mencionado. Na Tabela 8 estão relacionados alguns materiais de enchimento com aplicação viável no meio rural.

**Tabela 8.** Materiais testados para enchimento dos filtros anaeróbios (adaptado de Andrade Neto *et al.*, 2000; Camargo *et al.*, 2001; Guimarães, 2002).

Tipo de material	Características
Pedra britada comercial	- Material mais usual - Porosidade de leito* $\cong$ 50%
Gomos de bambu (inteiros ou em forma de anéis)	- Facilmente encontrado em áreas rurais - Custo relativamente baixo em relação a outros materiais sintéticos
Tijolos cerâmicos	- Material resistente e durável - Porosidade de leito* $\cong$ 60%
Conduíte cortado	- Material resistente e durável - Porosidade de leito* $\cong$ 89%

\*Porosidade do leito refere-se ao percentual de interstícios ou espaços vazios existentes na composição dos materiais de enchimento.

## Reatores de manta de lodo

O uso de reatores de manta de lodo no Brasil vem-se consolidando desde a década 80, conforme consta em Kato e Florêncio

(2001), apresentando-se atualmente em várias formas de modelo bastante aperfeiçoados em detalhes técnicos e de construção.

A sigla UASB (Upflow Anaerobic Sludge Blanket) é a mais conhecida para designar os reatores de manta de lodo, tanto em âmbito internacional como nacional. São encontradas também, em literaturas nacionais, outras siglas referentes a este sistema de tratamento, tais como: RAFA (Reator Anaeróbio de Fluxo Ascendente); DAFA (Digestor Anaeróbio de Fluxo Ascendente); RALF (Reator Anaeróbio de Fluxo Fluidizado) (CHERNICHARO, 1997).

O reator UASB consiste em um compartimento composto internamente por: um sedimentador precedido de um sistema separador do biogás formado no processo de digestão anaeróbia (na porção superior); um sistema digestor (na porção inferior).

O fluxo do afluente a ser tratado é normalmente ascendente, ou seja, a água residuária é distribuída uniformemente no fundo do reator, passando através de uma camada biológica de lodo. É necessário um período inicial denominado partida ou "start up", em que há formação do leito de lodo no sistema e intensa atividade bacteriana de digestão anaeróbia.

### **Modalidades de uso de reatores UASB para tratamento de águas residuárias na agricultura**

O UASB é um modelo de configuração que tem sido amplamente testado para o tratamento de resíduos industriais; no entanto, ressalta-se que o maior interesse e o principal foco das pesquisas envolvendo o uso desses sistemas nas áreas agrícolas está em sua utilização para o aproveitamento energético do biogás. As diferentes modalidades de sistemas de tratamento com o UASB (COLEN, 2003; TOLEDO, 1996) revelam seu alto potencial operacional no tratamento dos mais variados tipos de resíduos agrícolas. Assim, valorizando essa

característica intrínseca desse sistema, serão abordados, a seguir, os parâmetros qualitativos das águas residuárias geradas a partir de atividades agrícolas de grande importância no agronegócio nacional. O abastecimento do UASB com tais afluentes foi fundamental para a redução de seus compostos poluentes, e, portanto, recomendado em situações com características similares às descritas abaixo.

### Águas residuárias do processamento da mandioca

A mandioca (*Manihot esculenta* Cranz) é considerada a terceira cultura mais importante no país, tanto para uso alimentar como para industrial (FEIDEN, 2001). A atividade agrícola de processamento da mandioca gera a manipueira (água vegetal ou de prensa) e a água de extração da fécula, que são substâncias de efeito muito nocivo ao meio ambiente, uma vez que contêm glicosídeos tóxicos como linamarina e a lotaustralina (BIANCHI e CEREDA, 1999). A Tabela 9 apresenta concentrações médias de parâmetros qualitativos de águas residuárias resultantes da atividade agrícola de processamento da mandioca.

**Tabela 9.** Valores médios de parâmetros qualitativos do afluente gerado na atividade de processamento da mandioca e utilizados para o abastecimento do reator UASB (adaptado de Feiden, 2001).

Parâmetros qualitativos do afluente											
pH	DQO <sup>1</sup> (mg/L)	C.O. <sup>2</sup> (mg/L)	N (mg/L)	P (mg/L)	K (mg/L)	S (mg/L)	Cianeto total (mg/L)	Sólidos sedimentáveis (mg/L)	Sólidos totais (mg/L)	Sólidos voláteis (mg/L)	Sólidos fixos (mg/L)
6,18	11.484	2.604	420	74	1.215	9	19	61	9,2	6,4	2,8

<sup>1</sup>Demanda química de oxigênio; <sup>2</sup>Carbono orgânico total.

### Águas residuárias de porcilgas

No Brasil, cerca de 85% das fontes de água das propriedades

rurais que exercem a suinocultura como a atividade agrícola predominante estão contaminadas, principalmente por bactérias do grupo dos coliformes fecais (TOLEDO, 1996). As águas residuárias de pocilgas apresentam alto grau de putrescibilidade, alta concentração de sólidos, nitrogênio, fósforo, aditivos de ração, cor forte e mau odor. Na Tabela 10 são mostrados alguns parâmetros qualitativos caracterizando os dejetos de suínos que compõem as águas residuárias de pocilgas.

**Tabela 10.** Valores médios de parâmetros qualitativos de dejetos de suínos que compõem as águas residuárias de pocilgas (adaptado de Toledo, 1996).

Parâmetros qualitativos de dejetos de suínos													
pH	ST <sup>1</sup> %	N %	P %	K %	Ca %	Mg %	DQO <sup>2</sup> (g/L)	Na %	Cu (mg/L)	Zn (mg/L)	Mn (mg/L)	Fe (mg/L)	Coliformes fecais (NMP/g)*
6,94	9	0,6	0,25	0,12	0,57	0,10	98,65	0,04	11,79	72,36	49,23	216,41	3,3x10 <sup>6</sup>

<sup>1</sup>Sólidos Totais; <sup>2</sup>Demanda Química de Oxigênio; \* NMP = Número Mais Provável.

## Caldo de cana-de-açúcar

A cana de açúcar é plantada em 5,4 milhões de hectares e apresenta uma safra anual de 354 milhões de toneladas, sendo considerada um dos produtos mais importantes do agronegócio brasileiro. Há projeções de que o país será, em pouco tempo, o principal pólo mundial de produção de biocombustíveis feitos a partir desta cultura (BRASIL, 2005).

Como resultado do processo de moagem da cana tem-se o caldo absoluto, que é definido como a diferença entre o peso do colmo e o bagaço (COLEN, 2003).

A Tabela 11 mostra a composição do caldo fermentado naturalmente em um período de 24 horas utilizado como substrato do UASB.

**Tabela 11.** Composição do caldo fermentado naturalmente em um período de 24 horas utilizado como substrato do UASB (adaptado de Colen, 2003).

Composição do caldo fermentado															
pH	N	P <sub>2</sub> O <sub>5</sub>	K <sub>2</sub> O	C	Ca	Mg	S	Na	Zn	Cu	Mn	Fe	DQO <sup>1</sup>	ST <sup>2</sup>	SV <sup>3</sup>
	(g/L)							(mg/L)							
3,28	1,75	0,6	1,9	72,25	1,45	0,5	0,1	12	2	0,7	4,5	11	269.385	231.304	203.173

<sup>1</sup>Demanda Química de Oxigênio; <sup>2</sup>Sólidos Totais; <sup>3</sup>Sólidos Voláteis.

## Sistemas combinados

O conjunto associado de duas ou mais configurações de sistemas de tratamento com intuito de maximizar a eficiência de redução de compostos poluentes das águas residuárias é denominado sistema combinado.

No território nacional, especificamente nas áreas rurais, o número de projetos envolvendo tais sistemas torna-se cada vez mais evidente. Atualmente, já existem várias propostas de projetos de sistemas combinados oferecidas de inúmeras vantagens, principalmente relativas aos custos de implantação-operação e à possibilidade de obtenção de águas de reutilização para irrigação das culturas de maior interesse agrícola do local.

Valorizando o contexto de implementação de sistemas integrados de proteção ambiental no meio rural (nomenclatura idealizada por Lettinga, 1995), serão abordados alguns modelos de projetos que englobam a aplicação da tecnologia anaeróbia de tratamento de águas residuárias agrícolas no Brasil.

## **Decanto-digestores combinados com filtros anaeróbios e sistema fitopedológico**

Os decanto-digestores ou tanques sépticos são unidades de tratamento primário do afluente que desempenham as funções de sedimentação e remoção de partículas sólidas em suspensão, enquanto que os filtros anaeróbios são unidades de tratamento secundário.

O sistema fitopedológico, mais conhecido como "wetland vegetado", refere-se a qualquer compartimento contendo plantas (gramíneas ou espécies aquáticas ou daninhas) cultivadas em solo ou mistura de solo com outro material permeável (palha de arroz, pedra britada, etc. ).

A Figura 3 mostra um exemplo de modelo de sistema fitopedológico que pode ser implantado no meio rural.

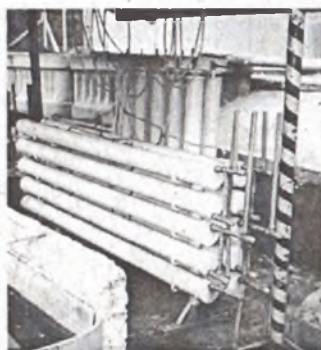


**Figura 3.** Modelo de configuração de sistema fitopedológico com a espécie *Juncus sellovianus*.

## **Tanques sépticos combinados com reatores anaeróbios de leito fixo e sistema fitopedológico**

O reator anaeróbio de fluxo horizontal e leito fixo (RAHLF) proposto neste projeto é uma nova geração de reatores anaeróbios testada inicialmente no Brasil por Foresti, 1995 (Figura 4). O leito fixo ou material inerte para imobilização da biomassa (lodo formado no sistema), nesse caso, foram espumas de poliuretano.

Os tanques sépticos removeram parte das partículas de maior granulometria do esgoto sanitário bruto. No RAHLF a atuação microbiológica caracterizou um efluente com altas concentrações nutricionais e poucas partículas em suspensão para o abastecimento do sistema fitopedológico (GUIMARÃES, 2002).



**Figura 4.** Reator Anaeróbio Horizontal de Leito Fixo (RAHLF) construído com tubos de PVC e preenchido com espumas de poliuretano (GUIMARÃES, 2002).

## **Deposição controlada no solo**

A deposição de águas residuárias no solo é uma prática que oferece redução significativa nos custos da produção agrícola, por proporcionar a complementação de fertilizantes nas áreas de cultivo que as recebem.

A divulgação e o maior desenvolvimento dessa prática de deposição de águas residuárias no solo, denominada simplesmente deposição controlada no solo, deve sempre destacar, no entanto, que o seu uso de forma indiscriminada pode acarretar sérios problemas de impacto ambiental e de toxicidade de culturas agrícolas.



O solo é considerado como elemento depurador por apresentar as seguintes características (PAGANINI, 1997):

- Capacidade de troca iônica responsável pela retenção de íons metálicos trazidos pelos esgotos sanitários.
- Capacidade tampão onde solos carbonatados, tamponados para um pH maior ou igual a 7, inibem a solubilidade de metais pesados. Essa vantagem é muito relevante quando se trata de águas residuárias industriais. Os esgotos sanitários rurais normalmente não apresentam concentrações tão consideráveis de metais pesados em comparação aos afluentes industriais.
- Filtrabilidade que garante principalmente a retenção de partículas em suspensão.
- Atuação microbiológica responsável por transformações de compostos presentes em águas residuárias, para elementos essenciais ao desenvolvimento das plantas.

Essa tecnologia natural de tratamento de águas residuárias tem a maior tendência de expansão em propriedades agrícolas.

O alvo da maioria das pesquisas em saneamento rural é aliar sistemas combinados com deposição controlada no solo, ou seja, sistemas combinados com a posterior reutilização do efluente tratado no solo, caracterizando os chamados sistemas de irrigação com águas de reutilização.

## **Considerações finais sobre possíveis soluções para a busca do desenvolvimento sustentável**

As previsões a respeito do esgotamento dos recursos hídricos no planeta indicam um futuro incerto quanto à busca da água para a sobrevivência humana.

A expansão do agronegócio aliado ao desenvolvimento

sustentável dos países, de modo a atender à crescente demanda da população mundial, torna-se cada vez mais um grande desafio, ante a intensa necessidade da exploração dos recursos naturais não renováveis.

Assim, a garantia da boa qualidade de vida das gerações futuras do homem depende, portanto, exclusivamente de medidas mitigadoras de impactos ambientais e de alternativas que preconizam o uso racional da água.

O conteúdo deste capítulo mostra uma série de opções que podem ser adotadas para o tratamento de águas residuárias no meio rural. Exemplos de medidas com elevado grau tecnológico pelo fato de associarem, na maioria dos casos, as características de simplicidade estrutural com a eficiência de tratamento e baixo custo operacional.

A divulgação de tais métodos, não somente entre instituições de pesquisas científicas, mas sobretudo em todos os segmentos sociais, é indispensável. A nação deve ser alertada sobre o problema de uma possível crise de escassez de água; porém, também deve estar ciente de que há soluções ou medidas preventivas que, se colocadas em prática, são capazes de evitar essa calamidade.

## Referências

AMARO, A. A.; NEVES, E. M.; MARINO, M. K.; ROSSI, R. M.; CONEJERO, M. A.; CAMPOS, E. M.; TEIXEIRA, L.; MARCHETTO, R. M.; CARVALHO, T. S. de. *As indústrias de insumos agrícolas*. In: NEVES, M. F.; LOPES, F. F. (Org.). **Estratégias para a laranja no Brasil**. São Paulo: Atlas, 2005. p.52-87.

ANDRADE, L. *Avaliando a qualidade da água para o uso em gotejamento*. In: *CURSO de aplicação de fita gotejadora*. Petrópolis, 1998.

ANDRADE NETO, C. O. **Sistemas simples para tratamento de esgotos sanitários: Experiência brasileira**. Rio de Janeiro: ABES, 1997. 301p.

ANDRADE NETO, C. O.; CAMPOS, J. R.; SOBRINHO, P. A.; CHERNICHARO,

C. A. de L.; NOUR, E. A. *Filtros anaeróbios*. In: CAMPOS, J. R. (Coord.). **Tratamento de esgotos sanitários por processo anaeróbio e disposição controlada no solo**. Rio de Janeiro: RiMa Artes e Textos, 1999. p.139-154.

ANDRADE NETO, C. O.; CAMPOS, J. R. *Introdução*. In: CAMPOS, J. R. (Coord.). **Tratamento de esgotos sanitários por processo anaeróbio e disposição controlada no solo**. Rio de Janeiro: RiMa Artes e Textos, 1999. p.1-28.

ANDRADE NETO, C. O.; PEREIRA, M. G.; MELO, H. N. S. *Materiais alternativos para o enchimento de filtros anaeróbios: conduíte cortado e tijolo cerâmico vazado*. In: OFICINA E SEMINÁRIO LATINO-AMERICANO DE DIGESTÃO ANAERÓBIA, 6, 2000, Recife. **Anais...** Pernambuco: UFPE, 2000. v.1. p. 28-35.

ARANTES, L. A. **Utilização de lagoas de maturação com aguapé (*Eichhornia crassipes* (Mart.) Solms) no tratamento terciário de efluente doméstico de uma comunidade rural**. 2002. 113 f. *Dissertação (Mestrado em Agronomia/ Energia na Agricultura)*- Universidade Estadual Paulista, Botucatu.

BIANCHI, V. L. D.; CEREDA, M. P. *Balço de massa de uma fábrica de farinha de mandioca de médio porte do Estado de São Paulo*. **Energia na Agricultura**, Botucatu, v. 14, nº3, p. 34-48, 1999.

BOYDE, C. E.; TUCKER, C. S. **Pond aquaculture water quality management**. Massachusetts: Kluwer Academic Publishers, 1998. 700 p.

BRASIL. Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento. **Agronegócio brasileiro: uma oportunidade de investimentos**. Disponível em: <<http://www.agricultura.gov.br/>>. Acesso em: 11 fev. 2005.

BRASIL. Portaria nº518, de 25 de março de 2004, Normas e padrão de potabilidade da água destinada ao consumo humano. **Diário Oficial [da] República Federativa do Brasil**, Brasília, 25 mar. 2004. Seção 1.

BRASIL. Resolução CONAMA nº 357, de 17 de março de 2005, Classificação das águas doces, salobras e salinas do Território Nacional. **Diário Oficial [da] República Federativa do Brasil**, Brasília, p. 58-63, 17 març. 2005, Seção 1.

CAMARGO, S. A. R. de; NOUR, E. A. A.; CORAUCCI FILHO, B.; BROLLEZE, S. T. *Desempenho de um filtro anaeróbio com enchimento de bambu para tratamento de esgotos sanitários a diferentes tempos de detenção hidráulico*. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 21, 2001, João Pessoa. **Anais...** João Pessoa: ABES, 2001, II-016- CD-ROM.

CHERNICHARO, C. A. L. **Reatores anaeróbios: Princípio do tratamento biológico de águas residuárias**. Belo Horizonte: Segrac, 1997. 5 v. 246 p.

COLEN, F **Potencial energético do caldo de cana-de-açúcar como substrato em reator UASB**. 2003. 83 f. *Tese (Doutorado em Agronomia/ Energia na Agricultura)* - Universidade Estadual Paulista, Botucatu.

FEIDEN, A. **Tratamento de águas residuárias de indústrias de**

**fécua de mandioca através de biodigestor anaeróbio com separação de fases em escala piloto.** 2001. 80f. Tese (Doutorado)- Universidade Estadual Paulista. Botucatu.

FORESTI, E.; ZAIAT, M.; CABRAL, A. K. A.; DEL NERY, V. *Horizontal-flow anaerobic immobilized sludge (HAIS) reactor for paper industry wastewater treatment.* **Brazilian Journal of Chemical Engineering**, v. 12, p. 235-239, 1995.

FORESTI, E.; FLORÊNCIO, L.; HAANDEL, A. van.; ZAIAT, M.; CAVALCANTI, P. F. F. *Fundamentos do tratamento anaeróbio.* In: CAMPOS, J. R. (Coord.). **Tratamento de esgotos sanitários por processo anaeróbio e disposição controlada no solo.** Rio de Janeiro: RiMa Artes e Textos, 1999. p.29-52.

GRANZIERA, M. L. M. **Direito das águas.** São Paulo: Atlas, 2001. 245 p.

GUIMARÃES, A. B.; LEOPOLDO, P. R.; PIEDADE, A. R.; BREDI, C. C. *Treatment of domestic wastewaters in rural zone by using aquatic plant system.* In: INTERNACIONAL SYMPOSIUM ON SANITARY AND ENVIRONMENTAL ENGINEERING, 2000, Trento. **Proceedings...** Trento: ABES, 2000, v. 15, p. 43- 49. 1 CD-ROM.

GUIMARÃES, A. B. **Reator anaeróbio horizontal de leito fixo (RAHLF) combinado com sistema fito-pedológico aplicado ao tratamento de esgoto sanitário.** 2002. 119 f. Dissertação (Mestrado em Agronomia/ Energia na Agricultura) - Universidade Estadual Paulista, Botucatu.

GUIMARÃES-TOMAZELA, A. B.; FRAVET, A. M.; BATISTA, I. F.; TERRA, M. A. *Desenvolvimento de Eichornia crassipes e Pistia stratiotes em função do nível de fertilidade da água.* **Boletim Informativo [da] Sociedade Brasileira de Ciência das plantas daninhas.** São Paulo, v 10, p.112, 2004. Suplemento.

HESPANHOL, I. *Potencial de reuso de água no Brasil. Agricultura, indústria, municípios, recarga de aquíferos.* **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, v.7, nº4, p.75-95, 2002.

KATO, M. T.; FLORENCIO, L. *Pós-tratamento de efluente anaeróbio em lagoa de polimento.* In: CHERNICHARO, C. A. (Coord.). **Pós-tratamento de efluentes de reatores anaeróbios: coletânea de trabalhos técnicos.** Belo Horizonte: Segrac, 2001. p. 59-68.

LÉON, S. G. **Tratamento e uso de águas residuárias.** Campina Grande: UFPB, 1999. 109 p.

LETTINGA, G. *Introduction.* In: **International course on anaerobic treatment.** Wageningen: Wageningen Agriculture University, 1995. p. 17-28.

MACÉDO, J. A. B. **Águas & águas.** São Paulo: Varela. 2001. 505 p.

MALANO, H. M.; HOFWEGEN, P. J. M. **Management of irrigation and drainage systems.** Rotterdam: A Service Approach, 1999. (IHE Monograph 3).

MONTEGGIA, L. O.; SOBRINHO, P. A. *Lagoas anaeróbias.* In: CAMPOS, J. R. (Coord.). **Tratamento de esgotos sanitários por processo anaeróbio**

**e disposição controlada no solo.** Rio de Janeiro: RiMa Artes e Textos, 1999. p.101-116.

NUVOLARI, A. (Coord.). **Esgoto sanitário: coleta, transporte, tratamento e reuso agrícola.** São Paulo: Edgard Blucher, 2003. 520 p.

PAGANINI, W. S. **Disposição de esgotos no solo: escoamento à superfície.** 2ª ed. São Paulo: AESABESP, 1997. 232 p.

PINO, F. A. Perfil da agricultura irrigada no final do século XX, Estado de São Paulo. **Informações Econômicas**, v.33, nº 1, p.18-31, 2003.

RODRÍGUEZ, J. C. Valor nutritivo de *La Bora Eichhornia crassipes* (Mart.) Solms en relacion a su utilización como forraje. **Zootecnia Tropical**, n.15, p. 51-65, 1997.

SÃO PAULO. Secretaria de Estado da Educação. **Água hoje e sempre: consumo sustentável.** São Paulo: imprensa Oficial, 2004. 256 p.

SPERLING, M. von. **Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos.** Belo Horizonte: UFMG, 1995. 240 p. (Série Princípios de Tratamento Biológico de Águas Residuárias, 1).

SPERLING, M. von. **Lagoas de estabilização.** Belo Horizonte: UFMG, 1996. 134 p. (Série Princípios de Tratamento Biológico de Águas Residuárias, 3).

TOLEDO, A. A. G. F. de. **Tratamento de águas residuárias de pocilgas, utilizando biodigestores UASB sob quatro tempos de retenção hidráulica.** 1996. 67 f. Dissertação (Mestrado em Agronomia/ Energia na Agricultura) - Universidade Estadual Paulista, Botucatu.

TUNDISI, J. G. **A água no século XXI: enfrentando a escassez.** São Carlos: RiMa/ I I E, 2003. 247 p.

VIEIRA, I.; CYRINO, J. E.; PEZZATO, L. E. Colina e betaina em rações purificadas na nutrição da tilápia do Nilo (*Oreochromis niloticus*). **Scientia Agrícola**, v. 58, n. 4, p. 675- 680, 2001.

# XI SANEAMENTO BÁSICO NA ÁREA RURAL

**Antonio P. de Novaes**

**Marcelo L. Simões**

**Ricardo Y. Inamasu**

**Elomir A. P. de Jesus**

**Ladislau Martin-Neto**

**Gilberto Santiago**

**Wilson T. L. da Silva**

## **Introdução**

Segundo a Organização das Nações Unidas para a Agricultura e o Abastecimento (FAO), a agricultura de base familiar reúne 14 milhões de pessoas, mais de 60% do total de agricultores, e detém 75% dos estabelecimentos agrícolas no Brasil. É comum nessas propriedades o uso de fossas rudimentares (fossa “negra”, poço, buraco, etc.), que contaminam águas subterrâneas e, obviamente, os poços de água, os conhecidos poços “caipiras”.

Assim, há a possibilidade de contaminação dessa população por doenças veiculadas pela urina, fezes e água, como hepatite, cólera, salmonelose e verminoses, entre outras.

O processo de biodigestão de resíduos orgânicos é bastante antigo, sendo que a primeira unidade foi instalada em Bombaim, na Índia, em 1819. Na Austrália uma companhia produz e industrializa o metano a partir de esgoto desde 1911. A China possui mais de 75 milhões de biodigestores que produzem gás e adubo orgânico, sendo que a principal função é o saneamento no meio rural (RUIZ, 1992). No Brasil, a ênfase para os biodigestores foi dada para a produção

de gás, com o objetivo de converter a energia do biogás em energia elétrica através de geradores. Isso permitiu melhorar as condições rurais, como, por exemplo, pelo uso de ordenhadeiras na produção de leite (e outros benefícios que podem ser introduzidos) (ALENCAR, 1980; ALVES *et al.*, 1983; COMASTRIN FILHO, 1981; CATI, 1981). Esse processo se realiza através da decomposição anaeróbica da matéria orgânica digerível por bactérias, que a transformam em biogás e efluente estabilizado e sem odores, podendo ser utilizado para fins agrícolas. As fases do processo constam de fase de hidrólise enzimática, fase ácida e fase metanogênica (OLSEN; LARSEN, 1987), as quais eliminam todo e qualquer elemento patogênico existente nas fezes, devido, principalmente, à variação de temperatura. Com isso, o processo de biodigestão de resíduos orgânicos é uma possibilidade real a ser considerada para a melhoria do saneamento no meio rural.

O uso freqüente da água contaminada no abastecimento das residências é outro tema importante na questão do saneamento. Isso acarreta problemas de saúde do morador dessas áreas, diminuindo sua qualidade de vida e conseqüentemente a produtividade do trabalho, gerando um círculo vicioso.

O biodigestor aqui desenvolvido tem dois objetivos: (1) substituir, a um custo barato para o produtor rural, o esgoto a céu aberto e as fossas sépticas; (2) utilizar o efluente como um adubo orgânico, minimizando gastos com adubação química, ou seja, melhorar o saneamento rural e desenvolver a agricultura orgânica. O Clorador visa ao tratamento da água utilizada nas residências rurais, para a melhoria da qualidade de vida do agricultor e de sua família.

## **O Clorador Embrapa**

A maior parte dos domicílios rurais do Brasil não possuem água tratada.

Segundo o IBGE (2000), 3376 domicílios não possuem sequer rede interna de água, número esse que atinge aproximadamente 14.377.000 pessoas somente no meio rural.

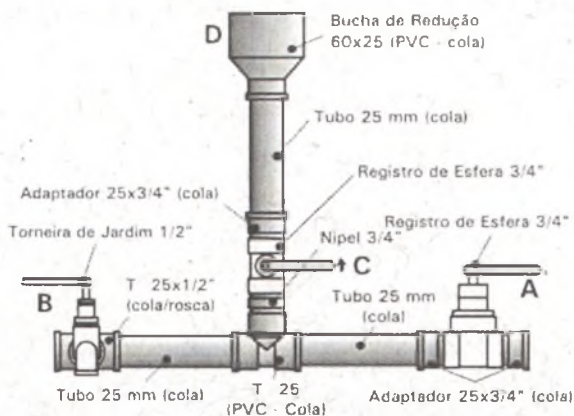
Segundo dados do Ministério da Saúde, é sabido que a falta de água tratada e de esgoto sanitário compromete fortemente a saúde da população. Cerca de 75% das internações hospitalares estão relacionadas à falta de saneamento básico. A ampliação dos serviços de saneamento básico, especialmente no que diz respeito ao aumento de domicílios abastecidos com água de qualidade, é fundamental para a saúde e, em particular, para redução da mortalidade infantil.

Um dos maiores problemas de se clorar a água para o abastecimento doméstico está no fato de haver dificuldade de acesso à caixa d'água para a adição do cloro. O Clorador Embrapa, um sistema simples e barato, foi proposto e idealizado por pesquisadores da Embrapa, aproveitando-se a própria energia hidráulica para levar o cloro diariamente até a caixa d'água das residências.

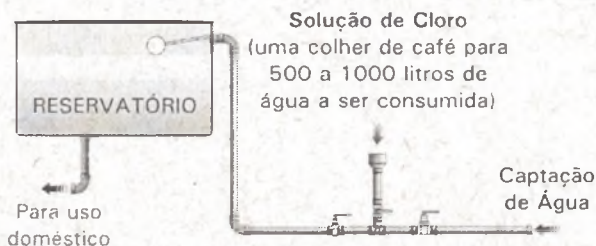
O esquema do Clorador é apresentado na Figura 1. Como se pode observar, trata-se de material barato que pode ser encontrado em qualquer loja de materiais de construção. Sua instalação na rede de água é apresentada na Figura 2.

O uso do Clorador Embrapa ocorre da seguinte forma: fecha-se o registro (A) que controla a entrada da água captada. Abre-se a torneira (B) para aliviar a pressão da tubulação que leva a água para a caixa, até o esgotamento de todo o líquido, para então ser novamente fechada. Prepara-se uma solução de cloro (1 colher rasa de café de cloro granulado em meio copo de água) suficiente para 500 litros de água. Abre-se o registro do clorador (C) e coloca-se vagarosamente a solução de cloro no receptor (D). Lava-se o receptor de cloro com um pouco de água e fecha-se a válvula (C). Finalmente é aberta a válvula (A) de entrada de água, sendo o cloro, dessa forma, levado até a caixa d'água.





**Figura 1.** Esquema representativo do Clorador Embrapa, com destaque para seus componentes.



**Figura 2.** Instalação do Clorador Embrapa na rede de captação de água.

## A fossa séptica biodigestora

A maior contribuição do sistema de fossa séptica biodigestora é a viabilização do tratamento de esgoto doméstico, e, conseqüentemente, a produção de resíduos isentos de coliformes fecais, por ação de digestão fermentativa; utiliza-se esterco bovino como catalisador desse processo. Isso evita a proliferação de doenças veiculadas pela água poluída por esgoto doméstico.

Entretanto, a utilização do sistema de fossa séptica biodigestora proporciona um instrumento para o processo fermentativo de esgoto

sanitário, em condições de anaerobiose. O subproduto gerado pelo sistema de fossa séptica biodigestora tem sido utilizado como fonte de adubação orgânica, cuja composição química modifica a fertilidade do solo, sendo comparada com o efeito de adubação química inorgânica do tipo NPK.

O dimensionamento do sistema permite que o material depositado nas caixas fermente por aproximadamente 35 dias, período suficiente para uma completa biodigestão (SCHOKEN-ITURRINO *et al.*, 1995), permitindo que o efluente possa ser utilizado como um adubo orgânico em canteiros com plantações a um custo praticamente zero.

Os coliformes totais/fecais atuam como indicadores de qualidade de águas, sendo expressos em densidade, ou seja, como o "número mais provável (NMP) em cada 100 mL". Análises realizadas nos efluentes da Fossa Séptica Biodigestora revelaram que o número de coliformes totais observado foi de 1100/100 mL em todas as análises. Quanto aos fecais, foi de 3/100 mL nos dois primeiros meses e ausente nos subsequentes.

O sistema (Figura 3) é composto por duas caixas de cimento amianto ou plástico de 1000 litros cada, facilmente encontradas no comércio, conectadas exclusivamente ao vaso sanitário (pois a água do banheiro e a da pia não têm potencial patogênico, e sabão ou detergente têm propriedades antibióticas que inibem o processo de biodigestão) e a uma terceira caixa de 1000 litros, que serve para coleta do efluente (adubo orgânico).

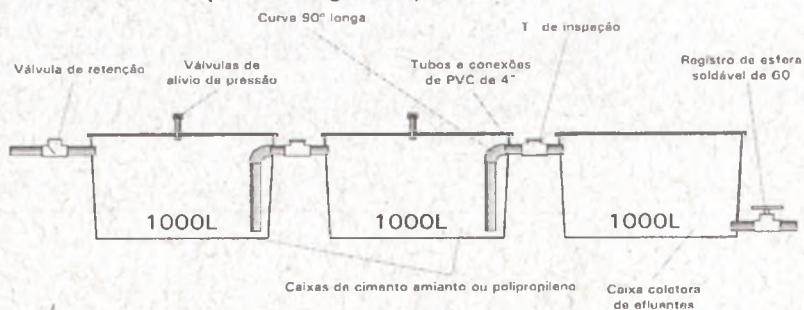


Figura 3. Esquema do sistema da Fossa Séptica Biodigestora.

As tampas dessas caixas devem ser vedadas com borracha e unidas entre si por tubos e conexões de PVC de 4", com curva de 90° longa no interior das caixas e "T" de inspeção para o caso de entupimento do sistema. Os tubos e conexões devem ser vedados na junção com a caixa com cola de silicone e o sistema deve ficar enterrado no solo para manter o isolamento térmico. Inicialmente, a primeira caixa deve ser preenchida com aproximadamente 20 litros de uma mistura de 50% de água e 50% de esterco bovino (fresco). O objetivo desse procedimento é aumentar a atividade microbiana e conseqüentemente a eficiência da biodigestão, devendo ser repetido a cada 30 dias com 10 litros da mistura água/esterco bovino através da válvula de retenção. A Tabela 1 apresenta os principais microorganismos existentes no esterco bovino que, em simbiose, atuam na degradação dos substratos encontrados nas fezes humanas (carboidratos, proteínas, gorduras, etc.). O sistema consta ainda de duas chaminés de alívio colocadas sobre as duas primeiras caixas, para a descarga do gás acumulado (CH<sub>4</sub>). A coleta do efluente é feita através do registro de esfera de 60 mm instalado na caixa coletora. Caso não se deseje aproveitar o efluente como adubo e utilizá-lo somente para irrigação, pode-se montar na terceira caixa um filtro de areia, que permitirá a saída de água sem excesso de matéria orgânica dissolvida e outros sólidos suspensos. A Figura 4 apresenta o sistema do filtro de areia.

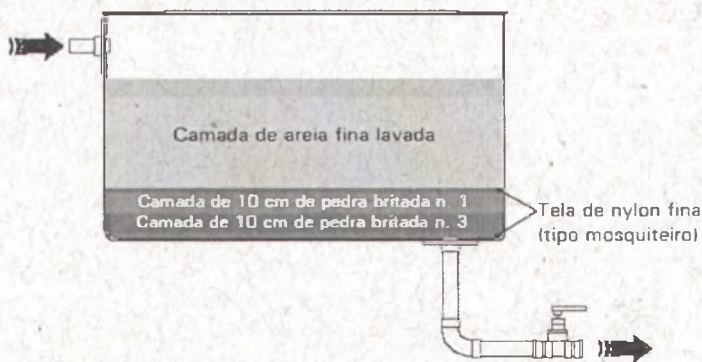


Figura 4. Caixa projetada para a remoção de sólidos suspensos.

**Tabela 1.** Bactérias presentes no rúmem bovino (Ruiz, 1992).

Celulolíticas	Bacteróides succinogenes, Ruminococcus flavefaciens, Ruminococcus albus, Ruminococcus butyrivibrio fibrisolvens
Hemicelulolítica	Butyrivibrio fibrisolvens, Bacteróides ruminicola, Ruminococcus sp
Pectinolíticas	Butyrivibrio fibrisolvens, Bacteróides ruminicola, Lachnospira multiparus, Succinivibrio dextrinosolvens, Treponema bryantii, Streptococcus bovis
Amilolíticas	Bacteróide amylophilus, Streptococcus bovis, Succimimonas amyolitica, Bacteróide ruminicola
Ureolíticas	Succinivibrio dextrinosolvens, Selenomonas sp., Bacteróide ruminicola, Ruminococcus bromii, butyrivibrio sp., Treponema sp.

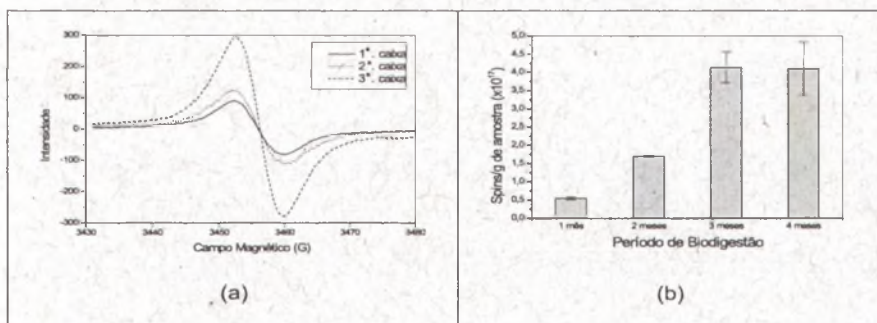
## **Análise bacteriológica do efluente**

Os coliformes totais/fecais atuam como indicadores de qualidade de águas, sendo expressos em densidade, ou seja, como o “número mais provável (NMP) em cada 100 mL”. Para análises microbiológicas do efluente, mensalmente retiraram-se amostras da 3ª caixa e realizou-se a contagem dos coliformes totais e fecais através da técnica de fermentação em tubos múltiplos, também chamada técnica do Número Mais Provável (NMP/100 mL) (CETESB, 1997). Essas análises revelaram que o número de coliformes totais foi de 1100/100 mL em todas as análises. Quanto aos fecais, foi de 3/100 mL nos dois primeiros meses e ausente nos subsequentes. É importante ressaltar que, para comprovar a eficiência desse sistema de biodigestão na eliminação dos agentes patogênicos, esse agentes foram colocados propositalmente na 1ª caixa, após a segunda análise, e houve monitoramento da 3ª caixa; porém, em nenhuma análise eles foram detectados. A Resolução CONAMA – CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE – Nº 357, de 16 de março de 2005, estabelece que para águas de classe 2 (que podem ser utilizadas para irrigação de hortaliças e plantas frutíferas) a concentração de coliformes termotolerantes não deve exceder o limite de 1000/100 mL. Tendo em mãos

essa resolução e os resultados aqui apresentados, observa-se que esse sistema de biodigestão foi eficiente na eliminação de agentes patogênicos que poderiam contaminar as águas subterrâneas e superficiais.

## Análise da matéria orgânica do efluente

Para acompanhar o grau de humificação da matéria orgânica presente nas caixas, foram realizadas a extração, secagem e quantificação de radicais livres orgânicos (RLO) presentes na matéria orgânica, obtidos por espectroscopia de ressonância paramagnética eletrônica (RPE). Segundo Martin-Neto *et al.* (1998), a quantidade de RLO está relacionada com o grau de humificação/estabilização da matéria orgânica presente nos solos e rios. A Figura 5 apresenta os espectros de RPE obtidos para as amostras retiradas da primeira, segunda e terceira caixas, respectivamente. Observa-se claramente o aumento do grau de humificação da matéria orgânica presente no efluente. Isso significa que a incorporação desse material no solo não acarretará explosão de crescimento microbiano e conseqüente anaerobiose da camada superficial, comuns quando da aplicação de material recente e pouco estabilizado. O resultado é que a matéria orgânica presente no efluente será melhor incorporada, levando aos efeitos benéficos desejados.



**Figura 5.** Grau de humificação da matéria orgânica, obtido por RPE, para amostras coletadas nas três caixas da Fossa Séptica Biodigestora. (a) Espectros de RPE e (b) Quantificação dos sinais até 4 meses de permanência no sistema.

## Efeitos da aplicação do efluente sobre a fertilidade do solo

Nesse trabalho foram também observados os efeitos da aplicação do efluente, aqui denominado adubo orgânico, sobre o solo da Fazenda Belo Horizonte, em Jaboticabal/SP (local onde o sistema foi implantado). Na Tabela 2 estão os resultados da análise de fertilidade, para adubação química (NPK) e adubação orgânica.

**Tabela 2.** Resultados da análise química de rotina, para determinação da fertilidade do solo após a aplicação de adubação NPK e do efluente do biodigestor em duas profundidades.

Adubação (prof./cm)	pH		V	M.O.	P	K <sup>+</sup>	Ca <sup>2+</sup>	Mg <sup>2+</sup>	H+Al	Al <sup>3+</sup>	CTC	S
	H <sub>2</sub> O	CaCl <sub>2</sub>	%	g/dm <sup>3</sup>	Mg/dm <sup>3</sup>	Mmol/dm <sup>3</sup>						
NPK (0-10)	5,9	5,5	76	10	93	11,3	39	9	19	0	79	60
Orgânica <sup>a</sup> (0-10)	6,3	5,5	69	15	177	6,6	31	11	22	0	71	49
NPK (10-20)	5,5	4,7	52	7	16	4,5	20	5	27	4	57	29
Orgânica <sup>a</sup> (10-20)	5,1	4,5	59	7	16	5,5	26	6	27	4	64	38

<sup>a</sup> Uso do efluente da fossa séptica biodigestora. CTC: Capacidade de Troca de Cátions.

A aplicação do efluente obtido da fossa biodigestora levou a um aumento do conteúdo de matéria orgânica, de P extraível e da acidez potencial na primeira camada amostrada, o que era esperado, visto que se trata de um material orgânico provavelmente rico em P e em grupos ácidos. Por outro lado, provocou uma aparente lixiviação de K<sup>+</sup> e Ca<sup>2+</sup> para a camada de 10-20 cm, provavelmente pela adição de ácidos orgânicos de baixa massa molar e alta mobilidade no solo, permitindo a mobilização desses

nutrientes (FRANCHINI *et al.*, 1999).

O conteúdo inicial de matéria orgânica era baixo, o que possibilitou o significativo aumento do seu conteúdo com a aplicação desse resíduo orgânico.

Outro fato a se destacar são os elevados teores de  $K^+$ ,  $Ca^{2+}$ ,  $Mg^{2+}$  e P (segundo níveis de interpretação de resultados de análise de solo: IAC [1997]), o que pode estar acarretando um desequilíbrio nutricional, induzindo a deficiência de micronutrientes, provavelmente  $Zn^{2+}$ , visto que o antagonismo  $P \times Zn^{2+}$ , quer seja no solo (TISDALE *et al.*, 1993) ou na planta (MARSCHENER, 1986; MENGEL; KIRKBY, 1987), é bem conhecido e documentado. Assim, provavelmente está ocorrendo uma deficiência de  $Zn^{2+}$  e/ou de outros micronutrientes na área tratada com adubação química, e a aplicação do composto do biodigestor pode estar minimizando essa deficiência, por este ser uma fonte de micronutrientes ou por estar aumentando a disponibilidade destes pela adição de compostos orgânicos. Esse fato pode explicar a melhora visual das plantas tratadas com esse composto (Figura 6).



Figura 6. Fotos de pés de graviola; a) aplicação de adubação química e b) aplicação do efluente do biodigestor.

Amelhora no aspecto das plantas onde foi conduzido o experimento é visual (Figura 6), quando da aplicação do adubo orgânico, observando-

se maior quantidade de folhas com aspecto saudável – ao passo que para a adubação química há menor quantidade de folhas e as existentes estão amareladas. Também se observou melhora significativa em outras culturas como goiaba, banana, couve, brócolis e noz macadâmia. É importante ressaltar que essa diferença de aspecto foi observada na grande maioria das plantas expostas a condições similares (temperatura, umidade, etc.) – exceto pelo tipo de adubação – e que os efeitos sobre o solo, e conseqüentemente sobre as plantas, podem ser distintos, dependendo do tipo de solo e de suas necessidades nutricionais.

Foi feita também a análise de nitrogênio na forma mineral, comparando os valores obtidos entre os dois tipos de adubação. O N é um dos mais caros macronutrientes, o mais instável no solo e considerado como o principal limitador da produção agrícola, sendo absorvido pelas plantas na forma de nitrato ( $\text{NO}_3^-$ ) e amônio ( $\text{NH}_4^+$ ). Esse macronutriente regula a velocidade de decomposição e a atividade microbiana; se a matéria orgânica contiver menos de 1,2% de N, conseqüentemente uma relação C/N alta, pode-se esperar que a imobilização do N mineral do solo será maior que a mineralização do C, e o processo de decomposição será lento. As análises realizadas mostraram (tabela 3) que, quando aplicado o efluente do biodigestor, houve um aumento de aproximadamente 17% na concentração de  $\text{NH}_4^+$  no perfil de 0 a 10 cm e 9% entre 10 e 20 cm. O aumento para o  $\text{NO}_3^-$  foi de 23% de 0 a 10 cm e de 15% entre 10 e 20 cm.

**Tabela 3.** Resultados da análise química de rotina em solos aos quais foram aplicados NPK ou efluente do biodigestor, nos perfis do solo de 0 a 10 e 10 a 20 cm.

Amostra	$N\text{-NH}_4^+$	$N\text{-NO}_3^-$
Adubação Química 0-10 cm	16,2	9,8
Biodigestor 0-10 cm	19,0	12,0
Adubação Química 10-20 cm	15,7	9,2
Biodigestor 10-20 cm	17,1	10,6



Para confirmar esses fatos, foi realizada análise para determinação de macro e micronutrientes no tecido vegetal – ou seja, análise foliar – para culturas de graviola e goiaba. Para a coleta seguiu-se o procedimento descrito por Nogueira *et al.* (1998), em que as folhas com cor amarelada foram descartadas. Os resultados são mostrados na Tabela 4.

**Tabela 4.** Resultados da análise foliar após a aplicação de adubação NPK e do efluente do biodigestor.

Cultura (Adubação)	N	Ca	Mg	P	K	S	Cu	Fe	Mn	Zn
	g/kg						mg/kg			
Graviola (NPK)	20,6	15,9	3,2	1,2	13,5	1,1	123,1	119,0	58,8	10,8
Graviola (Orgânica)	16,3	27,9	3,7	1,2	9,3	1,0	144,6	169,2	65,5	10,6
Goiaba (NPK)	19,7	14,1	6,3	1,7	5,8	1,9	16,3	109,3	79,2	12,5
Goiaba (Orgânica)	18,4	13,6	5,9	1,6	5,7	2,3	12,6	182,4	62,4	10,6

Aqui se constata que a aplicação do efluente no solo libera à planta quantidades de macro e micronutrientes equivalentes àquelas fornecidas pela adubação mineral, demonstrando que o efluente é uma fonte de nutrientes, representando uma economia substancial de recursos financeiros por parte do agricultor. Esse efeito positivo do uso do efluente é mais evidente quando do seu uso em solos arenosos, com baixa capacidade de troca de cátions e conseqüente baixa fertilidade natural, objeto desses estudos.

## Conclusões

Devido ao baixo custo para confecção, à eficiência demonstrada na biodigestão dos excrementos humanos e à conseqüente eliminação

de agentes patogênicos, esse modelo de fossa séptica é indicado para substituir a tradicional "fossa negra", normalmente utilizada na área rural e principal responsável pela contaminação das águas subterrâneas que abastecem os "poços caipiras". Quanto à reutilização do efluente, ele mostrou ser uma fonte de macro e micronutrientes para as plantas, além de matéria orgânica para o solo. No caso de águas potencialmente contaminadas por microorganismos (águas superficiais e provenientes de poços caipiras), que são de uso doméstico, o Clorador Embrapa, pela sua forma simples e acessível de instalação e uso, mostra-se uma excelente alternativa na melhoria da qualidade dessa preciosa substância. Ao final, esse sistema proporciona ao homem do campo incremento na renda (através do aumento da produtividade e/ou diminuição de gastos com fertilizantes) e melhora na qualidade de vida, através do acesso ao saneamento básico.

## Referências

ALENCAR, J. **Biogás: energia do meio rural para o meio rural.** Coronel Pacheco: EMBRAPA-CNPGL, 1980. 11p.

ALVES, S.M.; MELO, C.F.M.; PRAKASAN, K. **Produção e utilização de biogás a partir do esterco de bubalinos.** Belém: EMBRAPA-CPATU, 1983. (EMBRAPA-CPATU. Circular Técnica, 46).

CATI – Coordenadoria de Assistência Técnica Integral. **Progás: programa de produção e uso do biogás.** Campinas, 1981. 9p. (Documento Técnico Cati, 35).

CETESB – Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental. **Estimativa de concentração de bactérias a partir dos resultados da técnica dos tubos múltiplos: água, qualidade padrão, potabilidade e poluição.** [S.l.], 1997.

COMASTRIN FILHO, J.A. **Biogás: independência energética do pantanal matogrossense,** Corumbá: EMBRAPA-UEPAE de Corumbá, 1981. 53p. (EMBRAPA-UEPAE de Corumbá. Circular Técnica 9).

FRANCHINI, J. C.; MIYAZAWA, M.; PAVAN, M. A.; MALAVOLTA, E. *Dynamic of*

ions in acid soil leached with green manure residues extracts and pure solutions of organic acids. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 34, nº12, p. 2267-2276, 1999.

IAC – Instituto Agrônomo de Campinas. Programa de Controle de Qualidade de Laboratórios com o Sistema IAC de Análise de Solos. **Análise do solo**: unidades de interpretação. [Campinas], 1997.

IBGE – Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. **Indicadores de Desenvolvimento Sustentável – Brasil – 2002**. Rio de Janeiro, 2002.

MARSCHENER, H. **Mineral nutrition of higher plants**. London: Academic Press, 1986. 674p.

MARTIN-NETO, L.; ROSELL, R.; SPOSITO, G. Correlation of spectroscopic indicators of humification with mean annual rainfall along a temperate grassland climosequence. **Geoderma**, v.81, p.305-311, 1998.

MENGEL, K.; KIRKBY, E. A. **Principles of plant nutrition**. 4. ed. Bern: International Potash Institute, 1986.

NOGUEIRA, A. R.; MACHADO, P. L. O.; SANTANA do CARMO, C. A. F.; FERREIRA, J. R. **Manual de laboratório: solo, água, nutrição vegetal, nutrição animal e alimentos**. São Carlos: EMBRAPA-CPPSE, 1998. 72p.

OLSEN, J. E.; LARSEN, H. E. Bacterial decimation times in anaerobic digestions of animal slurries. **Biological Wastes**, v. 21, n. 3, p. 153-68, 1987.

RUIZ, R.L. **Microbiologia zootécnica**. São Paulo: Livraria Roca, 1992. 314p.

SCHOKEN-ITURRINO, R.P.; BENINCASA, M.; LUCAS JUNIOR, J.; FELIS, S. D. Biodigestores contínuos: isolamento de bactérias patogênicas no efluente. **Engenharia Agrícola**, Campinas, v. 15, p. 105-108, 1995.

TISDALE, S. L.; NELSON, W. L.; BEATON, J. D.; HAVLIN, J. L. **Soil fertility and fertilizers**. 5. ed. New York: Macmillan, 1993. 634p.

# XII GESTÃO DE RESÍDUOS NA PRODUÇÃO ANIMAL

**Anselmo J. Spadotto**

## **Introdução**

Este capítulo tem por objetivo apresentar uma visão ampla sobre as relações entre os resíduos da produção animal e os riscos ao meio ambiente. Pretende indicar caminhos para a gestão de resíduos da produção animal, enfocando em particular a nutrição animal.

A crescente preocupação com o meio ambiente tem levado pesquisadores e técnicos a buscarem alternativas para o encaminhamento dos resíduos oriundos da produção animal. A agricultura Orgânica e a Agricultura Biodinâmica já vinham mostrando caminhos para amenizar esse problema, quer seja no próprio sistema de produção mais integrado com o meio ambiente, quer no preparo do composto.

Assim como ocorre com a população humana, a grande concentração de animais por unidade de área também aumenta a dificuldade de encaminhamento de resíduos, necessitando, portanto, de um planejamento geográfico. Grandes estações de tratamento desses resíduos tornam-se soluções de alto risco, comparadas com pequenas unidades para essa finalidade. Entretanto, a distribuição mais planejada, da produção animal em termos ambientais nem sempre é viável num primeiro momento, pois existe uma tendência econômica de se aproximar as áreas de produção das áreas de consumo. Se num primeiro momento isso reduz custos com transportes, o problema passa a ser como levar os resíduos até as áreas produtivas agrícolas

para serem aproveitados.

São duas as formas básicas de resíduos da produção animal quanto ao encaminhamento. A primeira refere-se aos resíduos que podem ser aproveitados em atividades agrícolas, e a segunda são as formas de descarte no meio ambiente. Na primeira forma estão basicamente os adubos (orgânicos) que geralmente passam por um processo de compostagem. Na segunda forma, os resíduos deverão ser tratados antes de serem colocados no meio ambiente, muitas vezes destinados a pequenos mananciais de água.

Com o avanço da Agricultura Orgânica, Agricultura Biodinâmica e da preocupação com o meio ambiente, aumenta o interesse no uso de dejetos de aves, bovinos e de aves, como adubos (orgânicos) substitutos dos fertilizantes químicos. Isso não se trata de modismo, mas de uma necessidade do grande e do pequeno produtor. Para pequenas criações, a relação adubo orgânico e solo vem de tradições consagradas, onde é possível se estabelecer um equilíbrio nutricional. Mas o que fazer quando a quantidade e a qualidade do adubo orgânico representarem perigo para determinadas áreas? Mais uma vez, parece que um planejamento geográfico da produção animal e vegetal pode indicar um caminho, aliás como já vem ocorrendo em algumas áreas da Europa. Portanto, não basta tratar ou processar os resíduos da produção animal; há a necessidade de se incluir um planejamento de aproveitamento desses resíduos no planejamento global da produção.

Para esse planejamento global existem indicações de que existirão áreas com maior ou menor aptidão para certas criações, ficando a limitação maior em função das bacias hidrográficas. Também, as características de uma dada bacia hidrográfica poderá determinar a quantidade de cada espécie a ser criada. Evidentemente que esse estudo deverá levar em conta muitos parâmetros, como o tipo de solo, possibilidade de contaminação

de águas subterrâneas, dentre muitos outros.

O panorama que preocupa é que, em função de diversos segmentos da sociedade estarem manifestando preocupação com a questão ambiental, dá-se ensejo ao oportunismo, pois há a necessidade de se aplicar conhecimento técnico e científico para buscar soluções. De fato, esses questionamentos precisam de base em conhecimentos técnicos e científicos, com estudos de cadeias produtivas e sem se deixar de lado a questão econômica. Entretanto, como a sociedade já se manifesta, muitos oportunistas têm entrado nessa área de atuação, com uso incorreto de conhecimento agravando o problema. O resultado disso pode ser o descrédito geral, o que implicaria maiores dificuldades para projetos futuros.

## **Os dejetos animais como adubos**

Ao contrário do que se pensa, o uso de dejetos animais como fertilizante do solo pode representar riscos ambientais e riscos à própria fertilidade do solo. Argumentam os defensores do adubo químico que os fertilizantes químicos poderão ser formulados especificamente para cada tipo de cultura e de solo, o mesmo não ocorrendo com os dejetos animais, que possuem vários minerais que se encontram em proporções desequilibradas em relação à capacidade de absorção das plantas. Citam-se como efeitos negativos no uso de dejetos animais, para essa finalidade, a poluição das águas através de lixiviação e o escoamento superficial em pastagens e lavouras. A diminuição da diversidade de microrganismos do solo é muito discutida, particularmente em algumas regiões.

As quantidades poderão ser calculadas observando-se os critérios das recomendações de adubação e de calagem. É necessário conhecer o conteúdo de nutrientes dos dejetos e do solo onde eles

serão aplicados, sendo necessária, para isso, a análise química. A questão básica surge na desproporção entre nutrientes do solo e da planta. Sabendo-se que a proporção de nutrientes dos dejetos é diferente daquela exigida pela planta, a melhor alternativa é limitar a quantidade de dejetos em função do nutriente crítico (aquele exigido na menor quantidade pela planta). Os nutrientes normalmente mais críticos são o zinco e o cobre, presentes em grande quantidade no esterco. Também há casos em que o nitrogênio é o limitante, quando a concentração de micronutrientes é baixa no esterco. Se a produção não for orgânica ou biodinâmica, os nutrientes ausentes poderão ser adicionados através de fertilizantes químicos; se a produção for orgânica ou biodinâmica, através de outros tipos de resíduos orgânicos. Na prática, tem-se observado que não existe um parcelamento das aplicações dos dejetos, o que pode representar riscos ao meio ambiente.

De um modo geral, os riscos nas aplicações se referem ao fato de se tentar fazer uma única aplicação com base nos requerimentos da planta para todo o seu ciclo. Com essa medida, além de colocar em risco o ambiente com relação ao nitrogênio, os outros nutrientes também podem representar perigo de contaminação ambiental. O mesmo raciocínio poderá ser aplicado quando se tomam outros nutrientes como referência.

Mas existem possibilidades de se reduzirem os riscos ao meio ambiente com essa prática. A prática da compostagem já é bem difundida e consiste em um meio interessante de se usarem os dejetos de origem animal. Deve-se dar preferência para o uso de dejetos com controle de metais pesados, além de menores quantidades de zinco, cobre, fósforo, nitrogênio, antibióticos e outros medicamentos.

A Tabela 1 apresenta a relação entre carbono e nitrogênio (C: N) de vários resíduos que podem ser usados na compostagem ou na cobertura do solo.

**Tabela 1.** Relações C:N de diferentes resíduos viáveis para compostagem ou cobertura do solo (valores médios).

Material	Relação C:N
Esterco bovino	18:1
Esterco de aves	10:1
Esterco suíno	19:1
Esterco de ovinos	15:1
Esterco de equinos	18:1
Cama de aviário	14:1
Café: palha (café coco beneficiado)	31:1
Café: casca	53:1
Cana-de-açúcar: bagaço	22:1
Arroz: casca e palha	39:1
Serragem de madeira	865:1

Fonte: Adaptado de Kiehl (1985).

## As produções animais

O Brasil assumiu, em sua Política Nacional de Recursos Hídricos, que “a água é um bem de domínio público e um recurso natural limitado, dotado de valor econômico”, o que abre um leque de ação social. A água tem sido um dos recursos naturais de maior preocupação. O setor produtivo animal tem sido intimado a mostrar o que tem feito para produzir com menos impacto ambiental.

Quanto aos resíduos da produção avícola e da suinocultura, esses compreendem a cama da criação de frangos de corte, as fezes, a urina, a casca de ovos e os restos de ração oriundos de postura, bem como as fezes e a urina da suinocultura, basicamente, sem deixar de lado os animais mortos por doenças, manejo ou resíduos de abatedouros. Na Tabela 2 são apresentadas as produções diárias de dejetos de aves e suínos.

É necessário que se tenha conhecimento dessas cadeias



produtivas e de suas relações com os ciclos naturais. O primeiro passo é, portanto, o conhecimento do impacto ambiental. Para os casos das aves e dos suínos, é importante iniciar-se o planejamento de uma granja pela capacidade hídrica da região. As questões a serem colocadas versam sobre o abastecimento da granja para bebida por parte dos animais e para a lavagem, bem como sobre o encaminhamento dos resíduos e manejo geral. Como foi dito anteriormente, um planejamento por bacia hidrográfica é recomendado após a avaliação da capacidade de impacto da granja no meio ambiente.

**Tabela 2.** Produção diária de dejetos.

Aves (toneladas por 1000 cabeças)		
Frango de Corte	2,0	
Poedeira	35 - 44	
Suínos (kg/dia)		
Fases de Produção	Esterco	Esterco + Urina
Média	2,35	5,8

Fonte: Adaptado de Oliveira (1994) e Mitchell Jr. *et al.* (1991).

Considerando-se o consumo desnecessário de água como um risco ao meio ambiente, muitas formas podem ser adotadas para reduzir o impacto da produção animal. Uma dessas formas diz respeito aos equipamentos empregados, que podem implicar maior ou menor consumo de água. Bebedouros e nebulizadores devem ser criteriosamente escolhidos e rigorosamente instalados. Muitas vezes, caberia aos fabricantes desses equipamentos procurar baratear o seu custo, para viabilizar uma granja. Também, pesquisas para desenvolver equipamentos mais econômicos quanto ao gasto de água seriam interessantes.

A biodigestão de dejetos de aves ou suínos é uma interessante maneira de se diminuir o impacto ao meio ambiente, em particular à água. A Resolução do CONAMA 20/86 estabelece a classificação para as águas doces do Brasil. Em nenhum caso o oxigênio dissolvido pode ser inferior a 2,0 mg/L. Trabalhos como o de Palhares *et al.* (1995) com dejetos de aves, por exemplo, mostram que o dejetos colocado na água sem ser biodigerido apresentou somente 1,13 mg/L de oxigênio dissolvido, portanto muito abaixo do requerimento legal mínimo. Implicações semelhantes poderiam ser relatadas sobre outros componentes da água.

A bovinocultura e a ovinocultura, dentre outras produções animais, também podem promover riscos ao meio ambiente. Muito do que foi dito para aves e suínos também é válido para outras espécies, em particular para os bovinos. O Brasil detém grande rebanho bovino, e somente esse fato já justifica estudos relacionando a bovinocultura e o meio ambiente. No caso dos bovinos, são os confinamentos e a mineralização do rebanho que merecem maior atenção.

## **A nutrição animal e a redução de riscos ambientais**

Tanto para aves como para suínos e outras espécies, algumas medidas têm sido propostas em termos nutricionais. Trata-se de pesquisas para a melhoria da eficiência alimentar e do aumento de produtividade, em que as rações seriam melhor formuladas e processadas. Segundo Spadotto *et al.* (1997) e Spadotto & Seraphim (1998), a eficiência alimentar dos animais depende grandemente do processamento e transporte da ração, onde muito pode ser perdido ou jogado no meio ambiente quando a homogeneidade não é atingida ou quando ocorre o "demix" no transporte, inclusive no transporte interno da fábrica. A peletização ou a extrusão podem melhorar esse panorama, mas não o resolvem.

## Processos de misturas alimentares

No processamento de alimentos, o consumo de energia, a qualidade do produto, a segregação na estocagem e o tempo de mistura têm motivado inúmeras pesquisas científicas sob muitos aspectos. Segundo Axe (1995), em um trabalho que é importante referência nesta área, a indústria de alimentos tem desejado produzir uma uniforme e duradoura mistura de ingredientes. Isso tem incentivado a indústria, tanto animal como humana, à competição para a otimização da performance dos produtos e dos serviços diferenciados. O dilema, contudo – continua este autor –, é que a indústria de alimentos é capaz, no papel, de formular mais precisamente os alimentos, e com um mínimo de custo, do que pode produzir rotineiramente nos seus misturadores de alimentos. Ainda nesse trabalho, o autor conclui que os ingredientes são a chave para se produzir uma mistura homogênea. As características dos ingredientes e as interações entre eles, continua ele, determinarão como serão controlados o processo de mistura e a segregação no armazenamento.

### Tempo de mistura

No processo de fabricação de rações animais, e mesmo de alimentos em geral, o tempo de mistura desempenha importante papel em termos de eficiência industrial e qualidade do produto.

Foi na década de 70, quando a competitividade nesse setor aumentou na chamada internacionalização industrial, que começou a surgir uma quantidade maior de trabalhos nessa área. Dentre eles, McEllhiney (1982) apresentou uma das primeiras sugestões práticas recomendando um tempo mínimo de 15 minutos de mistura após a adição do último ingrediente, quando o misturador estiver bem ajustado. Nesse sentido, cita a existência de vários fatores

que afetam a qualidade da mistura, tais como: tempo insuficiente de mistura, ajustamento impróprio do misturador e características físicas do material a ser misturado, principalmente quando micronutrientes são empregados.

Segundo Lopes *et al.* (1984), não há critério na determinação do tempo que o misturador deva funcionar para se obter uma mistura com máxima homogeneidade. Além dos problemas de desmisturas que podem ocorrer quando o tempo de mistura exceder o indicado, é evidente que se venha a consumir mais energia para fazer funcionar o misturador. Trabalhando com misturador vertical, tempo de mistura e homogeneidade de rações animais, esses autores fizeram as seguintes observações: que não houve diferença estatística significativa ( $P > 0.05$ ) entre os tempos de mistura (5, 10, 15, 20, 25, e 30 minutos) quando se analisaram proteína bruta, matéria mineral, fósforo, cálcio, sódio, potássio, magnésio, manganês, cobre, ferro e zinco das rações, exceto para energia bruta e fibra bruta. Os valores de energia bruta tenderam a crescer com o tempo de mistura, atingindo o valor máximo aos 20 minutos (4147 kcal/kg), enquanto os valores de fibra bruta se comportaram de maneira inversa, atingindo um mínimo (2,29%) naquele tempo. Quando as médias encontradas das análises das rações, nos diferentes tempos de mistura, foram comparadas com aquelas esperadas, pôde ser observado que, para proteína bruta, fibra bruta e média mineral, os resultados foram semelhantes. Entretanto, quando os minerais foram analisados separadamente, observou-se que a maioria das médias apresentaram grandes variações, exceto as observadas para o cálcio e o magnésio. Nesse sentido, fazendo parte da conclusão desse trabalho, esses autores citam que não houve tendência à maior homogeneidade da ração com o aumento do tempo de mistura.

Muitos dos tipos de misturadores existentes têm performance satisfatória, mas cada misturador precisa funcionar por tempo suficiente. Dependendo do tipo de misturador, o intervalo de funcionamento após a adição do último ingrediente varia entre 15 e 30 minutos (McElhiney, 1985).

Num trabalho detalhado nessa linha de pesquisas, Poux *et al.* (1991) determinam os tempos recomendados para diferentes tipos de misturadores. Para os de tipo vertical e horizontal com rosca sem fim o tempo recomendado varia de 5 a 30 minutos, enquanto que para os de tipo “Y” ou “V” os autores recomendam de 1 a 10 minutos, após o último ingrediente ser carregado.

### **Características físicas dos ingredientes de rações**

Os fatores citados anteriormente – tempo de mistura e ajustamento do misturador – dependem basicamente do terceiro fator, que se refere às características físicas do material. Quando mal feitas as misturas de micronutrientes, onde muitas pequenas partes de partículas sólidas são adicionadas em grandes volumes, podem acontecer eventuais prejuízos na performance produtiva dos animais.

Pfost (1976), num trabalho que é referência nesta área de pesquisa, relaciona as cinco características das partes de uma mistura que interferem na composição final de uma ração: tamanho da partícula, peso específico, higroscopicidade, suscetibilidade a cargas elétricas e adesividade da partícula.

Uma pré-mistura, medida adotada por muitos técnicos, segundo McElhiney (1982), ainda pode melhorar a qualidade do produto, mesmo com ingredientes mal selecionados. Esses autores explicam que misturadores verticais são fabricados com uma espiral vertical central que movimenta a massa ali colocada. Nesse caso, dependendo das características físicas dos ingredientes, o fluxo mais

rápido de alimentos está próximo da espiral e o mais lento próximo da parede lateral do misturador.

McElhiney (1985), num trabalho desenvolvido para o aperfeiçoamento da tecnologia de processamento de alimentos, enfatiza que da preparação de premix depende grandemente a qualidade de um alimento completo. O processamento de um premix precisa ser cuidadoso, porque erros podem ser causados pela pressa e podem custar caro. Uma mistura uniforme, de um ou mais micronutrientes, pode ser obtida com a adição de diluentes sólidos e/ou carregador de ingredientes durante o processo de mistura. Assim, premixes são usados para facilitar uma dispersão uniforme dos micronutrientes na grande mistura.

Vários são os fatores que afetam a qualidade de uma mistura e que podem provocar um substancial aumento no tempo de processamento. Para Axe (1995), existem oito fatores que afetam a uniformidade de uma mistura, sendo citados abaixo:

### **Tamanho de partículas**

Quando há dois ingredientes com tamanho de partículas extremamente diferentes, em vez de ocorrer mistura eles podem separar-se. Tamanho de partícula é de longe o mais importante dos fatores inerentes aos ingredientes. Uma mistura de partículas de tamanhos diferentes pode segregar-se através de 5 mecanismos diferentes:

- Trajetória: esse mecanismo pode causar segregação numa mistura na qual partículas são elevadas fora de uma massa de material e atiradas em espalhamento lateral ao exterior. Também, as grandes partículas podem mover-se em trajetórias diferentes e isso limitará a qualidade da mistura, que pode ser muito prejudicada. Esse mecanismo pode também causar segregação no curso do material residual em uma

correia de transporte.

- Ângulo de repouso: partículas uniformizadas quanto ao tamanho e constituídas por diferentes materiais em uma mistura podem segregar-se significativamente durante o empilhamento, se o material tem diferentes ângulos de repouso (máximo ângulo em graus que um material retém água). O material tendo o ângulo agudo tende a concentrar-se no centro quase todo o tempo, e o material com ângulo alisado a concentrar-se no exterior da massa. Segregação causada pelo ângulo do mecanismo de repouso freqüentemente amplia uma segregação causada pelo tamanho de partículas, porque partículas finas têm grandes ângulos de repouso comparadas com partículas grossas de um mesmo material.

- Percolação ou peneiramento das partículas finas: se uma massa de partículas é perturbada ocorre uma sucção, fazendo um caminho que as partículas percorrem, uma reorganização que acontece no ato de embalar. De tempos em tempos, aberturas entre partículas são produzidas, permitindo que uma partícula que está sobre outra venha a cair e uma partícula em algum outro lugar venha a mover-se para cima. Se a massa de pó contém partículas de diferentes tamanhos, isso acontecerá facilmente, fazendo uma partícula grande cair para o interior da próxima camada. E assim será formado o caminho para pequenas partículas moverem-se descendentemente, em direção à segregação. Para esses efeitos ocorrerem, é necessário que finas partículas, assim como as pequenas, passem através de vazios formados entre grandes partículas, quando elas estão no repouso; uma pequena diferença no tamanho é suficiente para provocar segregação numa certa região. Percolação pode ocorrer sempre que a mistura de partículas de diferentes tamanhos for perturbada, semelhantemente ao rearranjo das partículas. Isso pode não acontecer durante a agitação, o tremor e a vibração feitos para promover a mistura de

líquidos, mas causa separação dos componentes sólidos, quando houver partículas de diferentes tamanhos envolvidas. Segregação no empilhamento é de semelhante importância e merece devida atenção. Isso acontece quando a mistura de partículas de diferentes tamanhos é moldada, formando um cone numa pilha ou monte, observando-se que as grandes partículas tendem a correr em sentido descendente para a borda do monte. A extensão desse fato para que tal segregação ocorra no interior do monte, contudo, geralmente não acontece. Quando o material é amontoado sobre o topo de um monte, este forma uma camada de partículas, de acordo com o número de pequenas partículas e seus diâmetros, na qual elas têm muitos gradientes de velocidade. Esta camada eficientemente forma um anteparo através do qual as grandes partículas são capazes de passar para a região estacionária abaixo. A facilidade da passagem é uma função do tamanho da partícula e sua direção, sendo maior também em função do tamanho do monte. Isso é muito freqüente e séria causa de segregação de tamanhos de partículas.

- Elevação de partículas grossas em vibração: em adição ao efeito de percolação, esse é outro mecanismo de segregação, quando a massa contém partículas de diferentes tamanhos em vibração. Isso pode ser demonstrado pelo lugar ocupado pelas grandes partículas no fundo e sobrepostas por uma camada de pequenas partículas; na vibração, as grandes partículas podem mover-se para elevação para a superfície. Este efeito ocorre invariavelmente se grandes partículas são mais densas que as partículas finas. De fato, a densidade de partículas grandes facilita a segregação, que é induzida pela elevação de partículas. Isso pode ser explicado pelo fato de que partículas grandes causam um aumento de pressão na região abaixo, com conseqüente compactação do material e parada do movimento das partículas descendentes. Alguns movimentos de subida permitem a



partículas finas correr embaixo das partículas grossas, e estas são fechadas nessa posição. Se a intensidade da vibração é grande, a partícula grande se moverá diretamente acima da superfície.

- Segregação de pó: quando uma partícula de um material contém uma vasta distribuição em tamanhos, incluindo uma apreciável quantidade de partículas menores que  $50\mu\text{m}$ , e ele é descarregado dentro e no topo de um depósito ou misturador, o ar contido nesse sistema é deslocado da posição inferior. A velocidade do ar pode ser igual à velocidade final das partículas finas ou excedê-la; elas podem permanecer em suspensão como uma nuvem, após as partículas grandes terem-se assentado. As partículas finas poderão eventualmente cair fora da suspensão e formar uma camada no topo da camada de partículas grossas. Quando o misturador ou recipiente é esvaziado, uma remanescente quantidade de partículas finas aparecerá na emergência em curso.

### **Número de partículas**

Isso é uma relação entre tamanho de partículas e número de partículas; onde um dado volume ou peso é constante, o número de partículas aumenta quando o tamanho de partículas diminui. Essa é uma relação que promove uniformidade. Usando microingredientes com um grande número de partículas, garantir-se-á a adição de partículas por unidade de aumento. Isso pode melhorar a dispersão de micronutrientes.

### **Configuração das partículas**

Refere-se a distintas características das partículas: forma é o grau no qual uma partícula se aproxima de uma forma definitiva semelhante a um cubo, tetraedro ou esfera. Proporção é a medida relativa que distingue um cubo de um tetraedro ou esferóide de

outras classes geométricas. Configuração das partículas influencia propriedades semelhantes como fluxo, habilidade de mistura e acondicionamento. Partículas laminadas, semelhantes a casca de fruta, são conhecidas por serem difíceis de se misturarem, porque elas se entrelaçam e formam obstruções ao fluxo. Quando a configuração das partículas é extremamente diferente de outros ingredientes da mistura, ela pode tender à segregação. Os mais similares ingredientes pela configuração de partículas são mais facilmente misturados.

### **Densidade**

Quando ingredientes têm partículas com densidades diferentes ao extremo, estas também tendem a segregar-se durante a mistura ou manuseio. As partículas mais densas migram descendentemente através do meio, mais rápidas que partículas menos densas. Portanto, convém que a densidade do premix seja similar à do alimento produzido no qual serão incluídas.

### **Carga eletrostática**

Carga eletrostática também é chamada de eletricidade estática, um fenômeno bem conhecido e que é facilmente demonstrável. Isso é geralmente menos conhecido que a carga de fricção, sua causa. As partículas provavelmente transformam-se em cargas eletrostáticas devido às colisões com outras partículas e/ou à mistura de suas partes durante o processamento das rações. Geralmente, a maior carga eletrostática é carregada pelas partículas finas. A área da superfície superior pode dirigir-se para o alto, carregando níveis dos ingredientes com grossas partículas carregando baixas cargas. Cargas eletrostáticas são mais importantes e difíceis de manusear durante o inverno do que no verão. Isso porque a umidade relativa do ar é grande durante o verão; as partículas, então já úmidas, absorvem pouca umidade

e tornam-se ligeiramente menos condutivas, o que ajuda a atrair menos carga livre. Partículas carregadas podem tanto atrair como repelir. Se as partículas têm cargas opostas, elas se atrairão. Num premix de certas cargas opostas, elas terão uma tendência para seus componentes se aderirem formando um carregador. Em contraste, as partículas carregadas podem também aderir às partes de metal do misturador, causando assim adicional segregação de tamanho nos ingredientes e causando resultados irregulares de misturas.

## **Empoeiramento**

Partículas de poeira são um incômodo aos operadores das fábricas, afetam a segurança do local, provocam risco à saúde e predizem perda potencial de microingredientes para o ar ou para o sistema de coleta. Poeira geralmente consiste em minúsculas partículas sólidas e maiores que  $1\mu\text{m}$  em média de diâmetro. Conseqüentemente, o desenho do moinho de alimentos, o sistema de coleta de poeira e a natureza da formulação de cada alimento influenciam a magnitude da poeira em perdas. Daí se sabe que microingredientes, em função da fina espessura das partículas, podem ser colocados fora da formulação de alguns alimentos, se a fração fugitiva de poeira não é imediatamente aderida pelas partículas mais densas e carregada durante o processo de mistura. Por essa razão, recomenda-se que a performance do processamento de alimentos seja regularmente analisada quanto à poeira que possa ser coletada, para determinar quais ingredientes ativos específicos estão presentes, e em quais níveis.

## **Higroscopicidade**

Essa é uma propriedade comum às pequenas partículas sólidas, podendo agir em afinidade com a umidade atmosférica. Um significativo aumento dessa umidade em um ingrediente pode resultar

em um número de mudanças de propriedades físicas semelhantes ao torrão ou pedaço de terra, reduzindo número de partículas, aumentando o tamanho e a densidade destas. Isso pode atrapalhar seriamente a habilidade de um ingrediente em distribuir-se ou misturar-se bem, dentro do conjunto de ingredientes.

## **Escoamento**

Muitos técnicos preferem um premix facilmente esgotado ou derramado dos misturadores, dando a entender que existe uma continuidade no processo de mistura. O formulador de premix esforça-se para prover a indústria de alimentos com fácil escoamento. Alguns fatores discutidos anteriormente podem favorecer o escoamento, como tamanho de partícula, forma, densidade, higroscopicidade e carga elétrica.

Misturar componentes de dieta faz parte do processo produtivo na criação de animais domésticos. Entretanto, apesar da fundamental importância que o processamento de alimentos tem na produção animal, muitos trabalhos científicos dessa área não contemplam com o rigor necessário esta parte do experimento. Spadotto *et al.* (1996), trabalhando com bovinos em regime de confinamento, adotaram na metodologia a padronização do método de mistura dos ingredientes da ração, entendendo que a qualidade da mistura dos ingredientes da dieta interfere não somente no consumo por parte dos animais, como também na sua performance.

## **Exames de rações**

Já no início da década de cinquenta, com a corrida da expansão industrial do pós-guerra, Danckwerts (1953) notou a importância do estabelecimento de uma escala de exame de ingredientes de alimentos a serem misturados. Assim, a definiu como o “mínimo tamanho da

região de segregação na qual a mistura poderia ser observada como imperfeitamente misturada". Posteriormente, ele mostrou que a situação não era tão simples como a discussão sugeria, visto que a mistura não homogênea é determinada não somente pelo tamanho da região de mistura imperfeitamente misturada, mas também pela intensidade de segregação entre essas regiões. Na prática, isso pode limitar-se a não mais que uma estimativa aproximada da escala de exame, mas o conceito é usado na definição da qualidade de uma mistura. Segundo o mesmo autor, estabelecendo-se uma escala apropriada de exame para o produto e o uso de elementos fixos como ingredientes, o tamanho ou volume final seria usado para avaliar a qualidade da mistura.

A qualidade de uma mistura depende muito da escala na qual é examinada. Por exemplo: uma amostra de tinta pode parecer ser uma mistura homogênea quando examinada a olho nu, porém, quando observada em ampliação, torna-se evidente que é composta de camadas divididas em pequenas partículas. Um exemplo usado por Harnby (1985) é o da mistura de micronutrientes para formar uma dieta para alimentar animais. Se a primária preocupação é a de garantir que cada animal receba a correta quantidade de nutriente por dia, então a escala apropriada de exame para que a mistura seja analisada será o consumo diário da dieta por animal. Entretanto, se o critério é que o nutriente ingerido foi controlado na semana, então a escala de exame foi fechada como o consumo semanal da ração. No último caso, foi possível considerar variações na concentração de nutrientes entre alimentação diária, mas em cima da média do total dos nutrientes ingeridos na semana o requerimento completo é satisfeito. Num outro plano alimentar trata-se da uniformização de cores e textura, por exemplo, e então a escala de exame será muito reduzida.

Fan e Chen (1990), num trabalho que foi considerado, na

época, como a revisão que envolveu o maior levantamento sobre misturas sólidas desde 1976, dividiram seus objetivos dentro de 3 grandes categorias: caracterização de estados de misturas sólidas, taxa e mecanismos, além dos processos de misturas sólidas e desenho de misturadores. Concluíram que a homogeneidade de uma mistura de sólidos ou a distribuição dos seus componentes é frequentemente qualificada por um índice de mistura. Muitos dos índices de mistura são baseados na variação da concentração de uma certa quantidade ou componente-chave no meio de pontos de amostras. Esses índices de mistura, entretanto, podem somente descrever o comportamento macroscópico de uma mistura de sólidos. Com esse método, é difícil de se visualizarem os detalhes estruturais de uma mistura – pontos de contato ou área entre partículas de diferentes fases dos sólidos – através de avaliação dos índices. Todavia, devido às características complexas de uma mistura de sólidos, alguma avaliação de índices de mistura parece ser de longe satisfatória. Os três maiores mecanismos de mistura, difusão, convecção e difusão-convecção têm sido propostos para mistura de sólidos. Vários modelos matemáticos para esses mecanismos têm sido propostos, e numerosas expressões matemáticas para as taxas de mistura sólidas baseadas nesses mecanismos têm sido desenvolvidas. Isso pode ser atribuído a dificuldades em se delinear a inerente e natural complexidade do processo de mistura de sólidos pela média da determinística aproximada. A tendência será a probabilidade continuar, porque a mistura em sistemas de partículas não é nem macroscópica nem microscópica, mas mesoscópica. Ainda que considerável progresso tenha sido feito no entendimento de processos de mistura de sólidos, o desenho dos misturadores não tem acompanhado essa evolução. Isso tem ocorrido em função da complexidade dos processos de mistura

de sólidos, incorporando somente alguns dos muitos parâmetros envolvidos.

Poux *et al.* (1991) realizaram investigações com misturas e armazenagem de sólidos com granulometria muito pequena, ou pós, examinando diferentes tipos de misturadores, particularmente em práticas usadas em indústrias. Os autores analisaram os pontos essenciais para a mistura de sólidos e as definições de qualidade de uma mistura, os mecanismos de mistura, as possibilidades de escolha de misturadores de sólidos, a contribuição experimental da homogeneidade e os índices de misturas. Concluíram eles, abordando os diferentes pontos que relatam a complexidade desse processo, o que se descreve a seguir: (a) A nomenclatura criada por muitos autores para refletir a natureza da mistura tem-se tornado mais e mais complexa. Em consequência disso, os autores diagnosticaram um excesso de diferentes definições resultando em uma confusa linguagem. (b) Idênticos problemas ocorrem com índices de mistura, onde cada autor dá sua própria definição. Para amenizar essas dificuldades de linguagem técnica, sugestões de padronizações são bem-vindas. (c) Muitos tipos de desenvolvimento de misturadores de sólidos são decorrência da diversidade de produtos e seus usos. Isso mostra que não existe um critério geral para se selecionar um misturador que se relacione com a natureza dos ingredientes. (d) As presentes observações nesses exames claramente mostram que novos estudos práticos são necessários.

Atendendo à tendência atual de aumentar a eficiência dos processos industriais, nos países desenvolvidos têm surgido importantes trabalhos nessa área. Rielly *et al.* (1994, parte 4), trabalhando com sistemas de misturas na produção de alimentos voltados para a agricultura, descrevem o processo de mistura. Segundo estes autores, a mistura pode ser assim descrita: suponha que a mistura é dividida em

um número de amostras ou subamostras. Se a mistura é homogênea, então a composição em cada subvolume será exatamente igual. Tendo como referência uma figura onde aparecem quadrados pretos e brancos perfeitamente distribuídos no quadrado maior, tem-se uma mistura homogênea contendo 50% de partículas brancas. A mistura é dividida dentro de subvolumes, cada um contendo 16 partículas, e cada amostra tem, claramente, igual número de partículas brancas. A variação provavelmente produzindo a ordem estrutural é extremamente pequena; em geral, o melhor que uma mistura pode realizar é distribuir as partículas brancas variavelmente no espaço. Agora, tendo como referência uma outra figura, cada subvolume de 16 partículas contém um diferente número de partículas brancas, embora na média sejam 8 brancas em cada amostra. Examinando somente uma única amostra desse segundo caso, pode-se sugerir que o material não está completamente misturado ainda; entretanto, a distribuição variável das partículas não resultará em alguma incorreção na qualidade da mistura. Mistura completa pode ser definida como o estado em que todas as amostras são fundidas para conter os componentes em igual proporção como no total da mistura. Nessas bases, a mistura na primeira figura está completa; contudo, pode ser improvável que isso ocorra na prática. Em contraste, a mistura mostrada na segunda figura não contém 8 partículas brancas em todas amostras, e, ainda, as partículas estão casualmente distribuídas. Assim, concluem os autores que definições estatísticas dentro de misturas reais que se assemelham a uma simples definição de mistura completa são de pouco uso prático.

### **Tipos de misturadores**

A escolha do tipo de misturador mais adequado não é prática comum entre os usuários, sendo estes técnicos ou não. Essa



informação é corroborada por McElhiney (1982), que afirma não serem os misturadores verticais eficientes para misturar ingredientes, embora sejam os mais empregados, possivelmente pela desinformação existente no meio produtivo de rações.

A eficiência da mistura em misturadores contínuos foi avaliada por Lehtola e Kuoppamaki (1982). Um método de radiotraçador foi usado para testar as características da mistura em misturadores industriais contínuos. Como resultados, obtiveram que, para o desenho de misturador, esse método mostra dados quantitativos de propriedades de homogeneização que podem facilitar o desenvolvimento da construção de misturadores. Para os usuários de misturadores, esse método possibilita a realização de uma análise de um novo misturador e a determinação da classe de parâmetros de valores onde a performance do misturador é razoável ou ótima, quando há dois ou mais misturadores acoplados.

Lopes *et al.* (1984) analisaram a composição química da ração em quatro locais diferentes do misturador vertical: em cima, na boca de abastecimento e na boca de descarga, no início e no final da descarga. Obtiveram as seguintes características: não houve diferenças estatísticas significativas ( $P > 0.05$ ) quanto a proteína bruta, energia bruta, cálcio, sódio, magnésio, ferro e zinco em amostras retiradas nas quatro posições; entretanto, houve diferença estatística significativa ( $P < 0.05$ ) quanto a fibra bruta, matéria mineral, fósforo, potássio, magnésio e cobre. Constataram, ainda, que o teor de fibra tendeu a ser bem maior na parte superior do misturador do que na boca de abastecimento; isso pode ser atribuído à pequena densidade da fibra em relação aos outros nutrientes, enquanto os minerais apresentaram tendência a concentrar-se na parte inferior do misturador, principalmente os mais pesados, como cobre, ferro, zinco e manganês. Fazendo parte da conclusão desse trabalho, esses autores citam que

o misturador vertical foi ineficiente na homogeneização, uma vez que a sua composição química apresentou diferenças, quando se analisaram proteína bruta, matéria mineral, fósforo, potássio, manganês e cobre nas amostras retiradas nos quatro diferentes locais do aparelho. Por se escolher um misturador do tipo vertical sem critério técnico, muito se perde em qualidade das rações e em energia no seu processamento.

Segundo McElhiney (1985), a chave para se prepararem boas misturas é a seleção de um misturador que tenha performance constantemente boa com cada tipo de mistura. O misturador poderá ser bastante rugoso, para trabalhar melhor a variedade de densidade de produtos que serão misturados, e a sua capacidade deve ser cuidadosamente considerada para ajustar melhor o tamanho da carga. O misturador deve estar bem localizado para facilitar o trabalho de carga e descarga, bem como a visualização do material que está sendo processado.

Trabalhando com misturadores, Fan e Chen (1990) analisam as características básicas de 13 tipos de misturadores, donde se destacam os 4 tipos mais usados na agroindústria. Os misturadores dos tipos vertical e horizontal têm como principal mecanismo de ação a convecção e apresentam alta possibilidade de segregação de ingredientes; os misturadores dos tipos "V" e "Y" têm como mecanismo principal de ação a difusão e apresentam baixa possibilidade de segregação de ingredientes da mistura.

Analisando as características dos tipos de misturadores mais comuns existentes no mercado, Poux *et al.* (1991) recomendam os tipos "Y" e "V" para misturar materiais secos em geral, com precauções para materiais com tendência à aglomeração; já os misturadores verticais e horizontais com mecanismo de rosca sem fim os autores recomendam para materiais secos ou pastas, resguardando-se os problemas de segregação que podem ocorrer na lateral do aparelho. Assim, as indústrias têm adotado os misturadores do tipo "Y" como forma de

obter uma mistura mais homogênea, porém eles têm o inconveniente de não se adaptarem tão eficientemente à linha de produção quanto os do tipo vertical ou horizontal.

Misturadores para processar alimentos normalmente usados na indústria de rações animais foram revistos e classificados por Niránjan *et al.* (1994, parte 5) dentro de 3 categorias, de acordo com os materiais a serem misturados. Esse trabalho compreendeu análises de misturadores que funcionam como dispersantes e diluentes em líquidos, misturadores de material particulado, e misturadores de sólidos e líquidos para formar pastas. Potenciais problemas associados com misturas de certos materiais – como sucção de partículas, como materiais que podem tender à segregação ou à aglomeração – foram discutidos em conjunto com tipos de misturadores que foram classificados pela suas aptidões. Dentre as conclusões dos autores, e que são de interesse imediato nesta tese, destacam-se as observações de que aparelhos para a mistura de materiais particulados requerem cuidadoso desenho, e que os principais problemas nesses casos são a segregação e a aglomeração.

## **Considerações finais**

Vários fatores estão relacionados com a maior ou menor quantidade de deposição de resíduos de origem animal no meio ambiente, bem como com sua qualidade. Dentre esses fatores podem ser citados a nutrição animal (aqui entendendo até o processamento das rações), o manejo e a genética animal.

Entende-se que o manejo do meio ambiente, local da criação animal, deva levar em conta a bacia hidrográfica, com suas características e capacidades de receber os resíduos. A gestão de resíduos na produção animal tem, portanto, um caráter amplo, envolvendo várias técnicas e áreas do conhecimento humano.

## Referências

AXE, D. E. *Factors effecting uniformity of a mix.* **Animal Feed Science and Technology**, v.53, p.211-220, 1995.

CONSELHO NACIONAL DE MEIO AMBIENTE. *Resolução nº20, de 15 de dezembro de 1986. Dispõe sobre uma nova classificação para as águas doces, bem como para as águas salobras e salinas do Território Nacional. Disponível em: <http://www.mma.gov.br>. Acesso em: 17 ago. 2004.*

DANCKWERTS, P. V. *Theory of mixtures and mixing.* **Research**, London, v.6, p.355-361, 1953.

FAN, L. T.; CHEN, Y. M. *Recent developments in solids mixing.* **Powder Technology**, v.61, p.255-287, 1990.

HARNBY, N. **Mixing in the process industries.** London: Butterworths, 1985. 78p.

KIEHL, E. J. *Compostagem: maturação e qualidade do composto.* In: ENCONTRO NACIONAL DE LIMPEZA PÚBLICA, 1998, São Paulo. **Anais...** São Paulo: ABLP, 1998. p. 96-104

LEHTOLA, S.; KUOPPAMÄKI, R. *The measurement of mixing efficiency of continuous mixers.* **Chemical Engineering Science**, v.37, p.185-191, 1982.

LOPES, D. C.; DONZELE, J. L.; ALVARENGA, J. C.; DA SILVA, D. J. *Determinação do tempo mínimo de mistura para obtenção de uma ração homogênea, em misturador vertical.* **Revista da Sociedade Brasileira de Zootecnia**, v.13, p.285-291, 1984.

McELLINEY, R. R. **Problems with mixing.** In: *Feed International.* Kansas State University, 1982. p. 34-38.

McELLINEY, R. R. **Feed manufacturing technology III.** Virginia: American Feed Industry Association, 1985. 546p.

MITCHELL JR., C.C. *The value and use of poultry waste as a fertilizer.* In: **Poultry by-product management handbook.** Alabama Cooperative Extension Service, Auburn University, 1990. (Circular ANR-244, 244a e DTP 10/90-002).

NATIONAL RESEARCH COUNCIL. **Canadian tables of feed composition.** Washington, D. C.: National Academy of Science, 1970.

NIRANJAN, K.; SMITH, D. L. O.; RIELLY, C. D. *Mixing process for agricultural and food materials: Part 5, Review of mixer types.* **Journal of Agricultural Engineering Research**, v.59, p.145-161, 1994.

OLIVEIRA, P.A.V. *Impacto ambiental causado pelos dejetos de suínos*. In: SIMPÓSIO LATINO-AMERICANO DE NUTRIÇÃO DE SUÍNOS, 1994. **Anais...** p.27-40.

PALHARES, J.C.P.; LUCAS JUNIOR, J.; SIPAÚBA-TAVARES, L.H. **Efeito da aplicação de dejetos animais, 'in natura' e fermentado em biodigestores, na qualidade da água para aqüicultura**. 1995. 76p. Monografia (Zootecnia) - Faculdade de Ciências Agrárias e Veterinárias, Universidade Estadual Paulista, Jaboticabal.

PFOST, H. **Feed manufacturing technology**. 5. ed. Arlington: American Feed Manufacturers Association, 1976. p. 512 - 517.

POUX, M.; FAYOLLE, P.; BERTRAND, J. *Powder mixing: Some practical rules applied to agitated systems*. **Powder Technology**, v.68, p.213-234, 1991.

RIELLY, C. D.; SMITH, D. L. O.; LINOLEY, J. A. *Mixing processes for agricultural and food materials: Part 4, assessment and monitoring of mixing systems*. **Journal of Agricultural Engineering Research**, v.59, p.1-18, 1994.

RODRIGUEZ, E. M. **Uso de energia elétrica no beneficiamento de café e na secagem de milho associada à produção de ração**. 1990. 84p. Tese (Doutorado) – Faculdade de Ciências Agrônômicas – UNESP – Botucatu.

SPADOTTO, A. J.; SILVEIRA, A. C.; FURLAN, L. R.; ARRIGONI, M. B.; COSTA, C.; OLIVEIRA, H. N.; PARRÉ, C. *Avaliação da silagem de milho das variedades granífera e forrageira no desempenho de bovinos das raças Nelore e Canchim em regime de confinamento*. **Journal of the Brazilian Society of Animal Science**, v.25, p.1-12, 1996.

SPADOTTO, A. J.; GUERRINI, I. A.; SERAPHIM, O. J. *Uso racional de energia no processamento de minerais para alimentação animal através do uso da dimensão fractal*. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA AGRÍCOLA, 26, 1997, Campina Grande. **Anais...** Campina Grande, 1997.

SPADOTTO, A J & SERAPHIM, O J. *Determinação da dimensão fractal pela Fórmula Spadotto e pelo MC-D*. **Energia na Agricultura**. v. 12, nº 4, p. 24-31, 1998.

# XIII RESÍDUOS DE AGROQUÍMICOS NO AMBIENTE

***Claudio A. Spadotto***  
***Marco Antonio F. Gomes***

## **Introdução**

A utilização de produtos químicos como fertilizantes (adubos químicos) e agrotóxicos (defensivos) nas atividades agrícolas e de reflorestamento pode resultar em resíduos que coloquem em risco a saúde humana e os organismos nos diferentes compartimentos ambientais. Como subsídio para a gestão ambiental, é necessário que os processos de perda dos agroquímicos como fonte difusa de contaminação e os possíveis efeitos adversos dos seus resíduos sejam conhecidos.

Para fins desse capítulo, são considerados resíduos de fertilizantes e agrotóxicos suas porções que, após a aplicação nas lavouras agrícolas e no reflorestamento, seguem para além da área cultivada – através de carreamento superficial –, para baixo da zona-de-raiz do solo – por lixiviação – ou para cima do dossel das plantas cultivadas – por volatilização. Portanto, não são aqui considerados os resíduos que permanecem nos limites da área cultivada e na zona-de-raiz do solo, nem os resíduos que contaminam os produtos agrícolas e florestais colhidos.

## **Uso de agroquímicos no Brasil**

O consumo de fertilizantes no Brasil está em torno de 20 a 22 milhões de toneladas anualmente. O Mato Grosso ainda é o maior consumidor, e a soja, principal cultura da região, responde por 40% da

demanda total por fertilizantes.

No entanto, nota-se que tem havido uma importante mudança na distribuição geográfica do consumo desses insumos, motivada pelo bom desempenho de lavouras perenes, como cana-de-açúcar, café, citros, e pelo bom desempenho do reflorestamento. Assim, alguns estados têm mostrado recente aumento no uso de fertilizantes: Espírito Santo (+15%); Minas Gerais (+6%); Pernambuco (+3%); São Paulo (+3%). Essa mudança geográfica implica alterações na composição dos fertilizantes, já que essas culturas consomem mais nitrogênio do que a soja.

Por sua vez, o consumo anual de agrotóxicos no Brasil tem sido superior a 300 mil toneladas de produtos comerciais. Expresso em quantidade de ingrediente-ativo (i.a.), são consumidas anualmente cerca de 130 mil toneladas; isso representa um aumento no consumo de agrotóxicos de 700% nos últimos quarenta anos, enquanto a área com culturas agrícolas aumentou 78% nesse período.

O consumo de agrotóxicos difere nas várias regiões do país, nas quais se misturam atividades agrícolas intensivas e tradicionais. Os agrotóxicos têm sido mais usados nas regiões Sudeste (~39%), Sul (~31%) e Centro-Oeste (~23%). O consumo de agrotóxicos na região Norte é, comparativamente, muito pequeno (~1%), enquanto na região Nordeste (~6%) o uso está principalmente concentrado nas áreas de agricultura irrigada, nas quais grandes quantidades de agrotóxicos são usadas. O consumo de agrotóxicos na região Centro-Oeste aumentou nas décadas de 1970 e 1980 devido à ocupação dos cerrados, e continua crescendo pelo aumento da área plantada de soja e algodão naquela região. Destacam-se, quanto à utilização de agrotóxicos, os estados de São Paulo (25%), Paraná (16%), Minas Gerais (12%), Rio Grande do Sul (12%), Mato Grosso (9%), Goiás (8%) e Mato Grosso do Sul (5%).

Quanto ao consumo de agrotóxicos por unidade de área cultivada, a média geral no Brasil passou de 0,8 kg i.a./ha, em 1970, para 7,0 kg i.a./ha, em 1998. Em termos de quantidade total de ingredientes-ativos, as culturas agrícolas brasileiras nas quais mais se utilizam agrotóxicos são: soja, milho, citros e cana-de-açúcar. Pela quantidade total elevada de agrotóxicos usados, algumas culturas agrícolas merecem atenção, não por esses produtos serem aplicados intensivamente por unidade de área cultivada, e sim por essas culturas ocuparem extensas áreas no Brasil, como é o caso da soja, do milho e da cana-de-açúcar. Outras culturas agrícolas, apesar de ocuparem áreas pouco extensas, destacam-se pelo uso intensivo de agrotóxicos por unidade de área cultivada, como as culturas de tomate e batata.

## **Perdas de nutrientes e efeitos adversos dos fertilizantes**

A intervenção do homem nos ecossistemas naturais com o objetivo de produzir alimentos, fibras e energia, transformando-os no que se convencionou chamar de agroecossistemas, influencia diversas etapas dos ciclos biogeoquímicos dos elementos (ciclos de nutrientes em escala global), afetando em consequência sua estabilidade. O grau de intervenção pode variar em função do sistema agrícola adotado, variando, em consequência, também o grau de alteração dos ciclos. As modificações impostas pelas atividades agrícolas alteram a dinâmica natural dos processos e vias dos ciclos dos elementos, o que pode resultar em aumento ou decréscimo das suas quantidades em alguns compartimentos e mesmo em perdas consideráveis para fora do sistema.

Agroecossistemas podem ser considerados sistemas abertos, pois os nutrientes são transportados para fora dos seus limites.



Além das perdas através da exportação dos elementos contidos nos produtos agrícolas que saem do campo, ocorrem perdas por meio de processos naturais como a erosão e o escoamento superficial das águas de chuvas – processos esses que, em geral, se intensificam em tais sistemas alterados. Isso ocorre devido às modificações impostas aos diversos compartimentos dos ciclos pelas práticas de manejo agrícola adotadas, que incluem, entre outros aspectos, movimentação do solo, substituição da vegetação nativa diversificada por uma única espécie ou poucas espécies, geralmente exóticas, adoção de práticas culturais e adubações químicas e orgânicas.

Os fertilizantes podem ser considerados contaminantes por causarem desvios na composição normal do meio, quando fornecem quantidades variáveis de elementos traços (MALAVOLTA, 1994), muitos deles reconhecidos como metais pesados e outros como micronutrientes. Portanto, o uso de fertilizantes deve obedecer sistematicamente às recomendações agrônômicas, mediante análises prévias da fertilidade do solo. Por causarem reações e alterações físicas, químicas e biológicas, podem levar a efeitos negativos no agroecossistema.

Assim, embora necessários na agricultura, por propiciarem aumento da produtividade das culturas e manutenção da fertilidade dos solos, os fertilizantes (e corretivos), sejam eles de natureza orgânica ou mineral, podem causar reações adversas no agroecossistema e alterar seu equilíbrio, quando utilizados inadequadamente. O nível dessas alterações, no entanto, está condicionado à qualidade (composição) e quantidade dos fertilizantes aplicados. A utilização desses produtos em doses elevadas causa consumo excessivo de nutrientes pelas plantas e aumenta a disponibilidade dos elementos no sistema solo-água, levando a desequilíbrios no ambiente (GOMES *et al.*, 2000). O equilíbrio dinâmico do sistema é quebrado no momento em que

elementos ou componentes estranhos interferem nos parâmetros físicos, químicos e biológicos do solo, que funciona como um reservatório com grande capacidade de reter e complexar elementos químicos. No entanto, sua capacidade de suporte é limitada e esse limite precisa ser determinado para cada elemento estranho que está sendo introduzido. A extrapolação dos limites de suporte do solo é que dá origem aos principais problemas de ordem físico-química.

O processo pelo qual as águas superficiais são enriquecidas com nutrientes que funcionam como adubos para plantas aquáticas é conhecido como **eutrofização**. Em sentido mais restrito, refere-se à mudança progressiva das águas superficiais, especialmente as de lagos e lagoas, devido ao grande crescimento de algas, e de outras plantas, seguindo-se um período de decomposição durante o qual a matéria orgânica que se desdobra remove oxigênio da água com uma velocidade maior que a de sua deposição. O processo causa o aparecimento de cheiro e sabor desagradáveis e dificuldades crescentes no tratamento destinado a fornecer água potável ou garantir o seu uso industrial ou agrícola. A falta de oxigênio que acompanha o processo de eutrofização pode ser muito prejudicial aos peixes.

O **nitrogênio (N)** do adubo, como se sabe, tem os seguintes destinos: absorção e exportação (em parte) pelas culturas, perda por carreamento superficial, lixiviação no solo, perda por volatilização (como amônia ou como  $N_2$  ou óxido de nitrogênio, no caso de denitrificação); e as quantidades relativas variam muito. Na Figura 1 pode-se observar um esquema do ciclo do nitrogênio de forma mais completa.

Quantidades excessivas de amônia nas águas podem também mostrar efeitos tóxicos diretos sobre peixes; entretanto, somente  $NH_3$ , e não  $NH_4^+$ , apresenta essa condição. A fração não ionizada ( $NH_3$ ) aumenta com o pH e a temperatura. A concentração tóxica mais baixa é 0,2 mg/L; a exposição prolongada a 0,025 mg  $NH_3$ /L pode,

entretanto, já apresentar efeitos tóxicos.

O N está sempre presente nas águas superficiais porque, em média, cerca de 0,7 mg N/L são trazidos na água de chuva, e porque a fixação biológica incorpora o elemento e depois libera em parte no solo e na água. A concentração de N na água de lagos varia na faixa de alguns microgramas por litro ( $\mu\text{g/L}$ ) até 5 mg N/L, quando ocorrer grande influxo de resíduos.

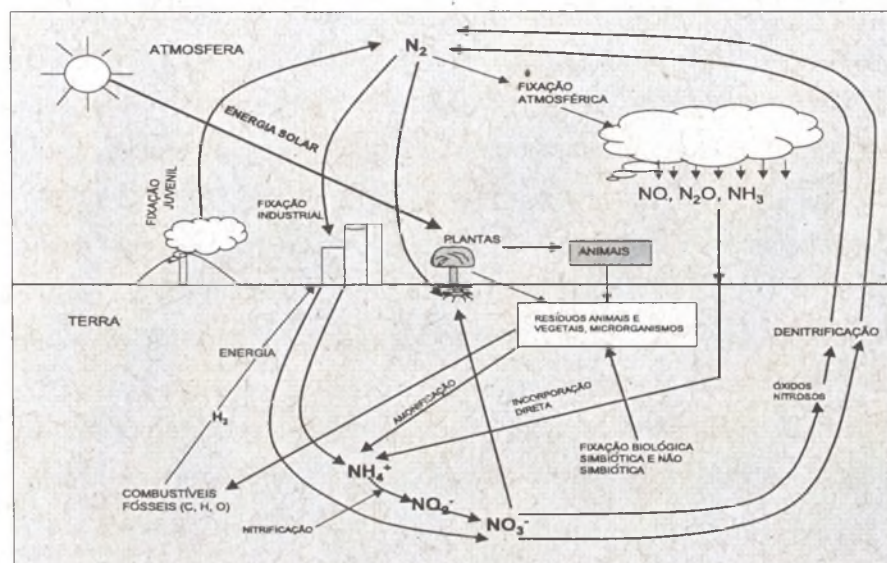


Figura 1. Ciclo do nitrogênio mostrando os principais processos envolvidos. Fonte: Gomes *et al.* (2000).

Qualquer que seja a sua origem, o N-nítrico carregado superficialmente ou lixiviado no solo pode passar aos reservatórios de água potável. Um excesso de nitrato ( $\text{NO}_3^-$ ) na água potável é considerado indesejável principalmente por causa do perigo que representa para crianças com menos de quatro meses de idade, que são incapazes de se desintoxicar do nitrato que atinge seu sangue. A condição resultante é denominada metemoglobinemia ("crianças azuis"). O valor de 10 mg/L de  $\text{N-NO}_3^-$  é adotado em

vários países como limite máximo tolerável para padrão de potabilidade da água. Animais jovens podem também desenvolver essa doença, ingerindo N em concentrações de 5 mg/L de  $\text{N-NO}_3^-$  na água que bebem; em animais adultos com longo período de exposição pode ocorrer queda na produção de leite, deficiência de vitamina A, distúrbios da tireóide, problemas na reprodução e abortos (Pimentel, 1996).

Através dos alimentos, o nitrato ingerido pode sofrer também uma reação de desnitrificação no trato intestinal de animais e do homem, ocasionando intoxicações graves. O nitrato não é tóxico, mas sim o nitrito ( $\text{NO}_2^-$ ) gerado de sua reação, o qual passa para a corrente sanguínea e promove a complexação do ferro da hemoglobina, impedindo, assim, o transporte de oxigênio para o sangue. Outro aspecto negativo do nitrato é que, em altas concentrações, há facilidade de transformação em nitrito, que reage com aminas e forma nitrosaminas cancerígenas.

Uma proporção relativamente pequena do **fósforo** (P) do adubo é absorvida pelas plantas (de 5 a 30% em um período de 3 anos); a fração maior (cerca de 80%) é fixada passando para a fase sólida; as perdas por carreamento superficial e lixiviação são geralmente desprezíveis. Os teores de P que são capazes de permitir uma população sadia de peixes são 0,005 a 0,2 mg P/L. O conteúdo de fósforo em riachos e poços é em média 0,1 mg P/L.

Em ambientes tropicais não tem sido constatada, em grande escala, a contaminação das águas por fosfato. Esse fato pode ser devido: (a) ao fosfato ainda não ser usado em demasia, como nos países de primeiro mundo; (b) ao uso mais freqüente de compostos de rápida assimilação pelas plantas; (c) a alguns solos tropicais apresentarem grande capacidade de fixação de fósforo; (d) aos solos serem relativamente profundos, dificultando a chegada até corpos

d'água subterrâneos por lixiviação; e ainda, (e) à falta de estudos mais específicos. Deve-se lembrar que os fertilizantes fosfatados se constituem também em fontes de cádmio (Cd) e de urânio (U), além de outros elementos radioativos.

O **potássio (K)** do adubo é absorvido pelas plantas em proporções variáveis (de 50 a 100% no ano da aplicação); as perdas por carreamento superficial são em geral pequenas; o restante é adsorvido ao complexo de troca do solo e em parte fixado; o K que passa para as águas subterrâneas vem principalmente da decomposição de minerais primários ou é liberado pelo próprio solo. Os teores de K que são capazes de permitir uma população sadia de peixes são de 4 a 20 mg K/L.

De um modo geral, não tem sido constatado, em ambientes tropicais, qualquer efeito adverso decorrente do uso de fertilizantes potássicos, seja no solo, seja na água superficial ou subterrânea. No entanto, em culturas irrigadas, adubações contínuas com fertilizantes de elevado índice salino, como o cloreto de potássio, induzem a problemas de salinidade na zona radicular, bem como ao favorecimento à eutrofização dos mananciais.

O efeito negativo mais evidente, em decorrência do uso de **cálcio (Ca)** em excesso, é o favorecimento à dispersão dos colóides do solo. A dispersão dos colóides do solo significa o desencadeamento de um processo erosivo, por propiciar, de forma mais intensa, o escoamento superficial da água e o carreamento de partículas de solo.

Em relação aos efeitos adversos decorrentes do uso do **enxofre (S)**, em sistemas agrícolas, não há muitos dados disponíveis na literatura que comprovem tal ação. Todavia, os compostos e fertilizantes fabricados encerram uma gama de elementos que aparecem como impurezas ou subprodutos. Tais elementos, muitas vezes do grupo dos pesados, podem, certamente, ser os responsáveis por maiores

danos nos agroecossistemas, notadamente nos organismos aquáticos e terrestres e no próprio homem.

O fosfogesso é um desses compostos que contêm uma gama de metais pesados; é oriundo da fabricação do ácido fosfórico e, portanto, distinto do gesso obtido por mineração. O fosfogesso pode ser utilizado como condicionador de solos sódicos, por possuir efeito floculante, como fonte de S e ainda de Ca e como redutor da atividade de alumínio no solo. Limitações ao uso do fosfogesso podem surgir em razão da presença de metais tóxicos e radionuclídeos (ALCORDO; RECHCIGL, 1995; RUTHERFORD *et al.*, 1996).

Em regiões tropicais e subtropicais os solos originados de rochas básicas apresentam, na fração argila, a maghemita, que é o mineral dominante do aporte de **micronutrientes**, e, dentre eles, alguns metais pesados. Por outro lado, as fontes secundárias de micronutrientes incluem os fertilizantes.

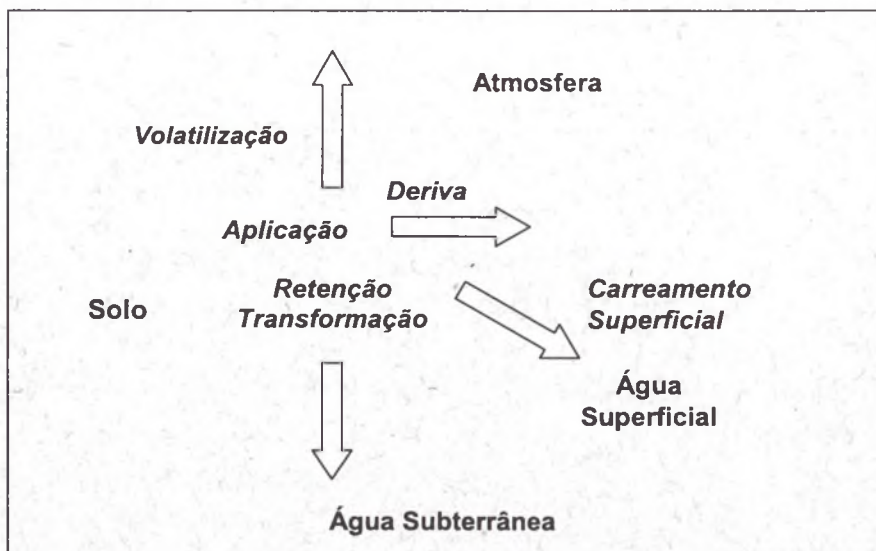
A área de toxicologia humana tem obtido avanços consideráveis, conseguindo estabelecer um sem-número de sintomas orgânicos em decorrência da presença de várias substâncias tóxicas no organismo, dentre elas muitos metais pesados.

Relatos da literatura médica e da toxicologia mostram, por exemplo, que concentrações elevadas de alumínio (Al) causam rigidez das faces, dor de cabeça na frente, constipação intestinal, cólicas freqüentes, ansiedade e humor variável; o manganês (Mn) em excesso pode provocar paralisia nos membros inferiores, enfermidade de Parkinson, rosto inexpressivo, semelhante a uma máscara, e constipação intestinal; o cobre (Cu) e o boro (B) em níveis tóxicos causam o atrofiamento dos testículos, retardamento mental leve, retardamento no desenvolvimento psicomotor, convulsões e concentração difícil. No caso específico do boro, ainda foram identificados os sintomas de terror noturno, medo de

cair, sobressaltos com facilidade e debilidade nas articulações; no caso do estrôncio (Sr), a ansiedade, indução à mutagênese celular, alterações na calcificação dos ossos, decorrentes de distúrbios no metabolismo do cálcio; para o vanádio (V), a diminuição dos leucócitos, depressão, tremores, irritação cutânea, além de melancolia e vertigem; zinco (Zn) em excesso foi correlacionado com vertigens constantes, infecções repetidas, alterações no crescimento, desequilíbrio emocional, além de doenças com erupção constante da pele; chumbo (Pb) em níveis elevados teve correlação com dores abdominais, vômitos, agressividade, anorexia com fome violenta após a ingestão de quantidade normal de comida e, ainda, agressividade (SOUSA, 1996).

## **Perdas de agrotóxicos e efeitos adversos dos resíduos**

Depois da aplicação de um agrotóxico, vários processos físicos, químicos, físico-químicos e biológicos determinam seu comportamento. O destino de agrotóxicos no ambiente é governado por processos de retenção (sorção), de transformação (degradação biológica e decomposição química) e de transporte (deriva, volatilização, lixiviação e carreamento superficial), e por interações desses processos – Figura 2. Além da variedade de processos envolvidos na determinação do destino ambiental de agrotóxicos, diferenças nas estruturas e propriedades das substâncias químicas, bem como nas características e condições ambientais, podem afetar esses processos. Condições meteorológicas, composição das populações de microrganismos no solo, presença ou ausência de plantas, localização do solo na topografia e práticas de manejo dos solos podem também afetar o destino de agrotóxicos no ambiente. Além disso, a taxa e a quantidade de água se movendo na superfície e através do perfil do solo têm uma grande consequência no movimento do agrotóxico.



**Figura 2.** Representação esquemática dos processos que determinam o comportamento e o destino de agrotóxicos no ambiente.

Um entendimento dos processos de transporte de agrotóxicos no ambiente é essencial para direcionar planos de gestão dos seus resíduos. A variedade de agrotóxicos usados representa muitas diferentes classes de substâncias químicas, e os tipos de interações desses compostos com diferentes componentes do ambiente são enormes.

Considerando os processos de transporte entre compartimentos ambientais, com os quais os agrotóxicos estão relacionados depois de aplicados em áreas agrícolas, a lixiviação e o carreamento superficial merecem destaque. A lixiviação dos agrotóxicos através do solo tende a resultar em contaminação das águas subterrâneas, e, neste caso, as substâncias químicas são principalmente levadas em solução junto com a água que alimenta os aquíferos. O carreamento superficial favorece a contaminação das águas de superfície, com o agrotóxico adsorvido às partículas do solo erodido ou na água escoada. A permanência dos



agrotóxicos no solo agrícola é inversamente dependente da taxa de ocorrência dos processos de transporte (SPADOTTO *et al.*, 1998).

Os monitoramentos de agrotóxicos em águas subterrâneas de diferentes países, realizados entre 1987 e 1993, indicam que foram detectados 56 ingredientes-ativos, dos quais 50 foram encontrados em concentrações superiores a 0,1 µg/L (FUNARI *et al.*, 1995). Dos 56 agrotóxicos detectados 32 são herbicidas, principalmente do grupo das triazinas, seguido das amidas e dos ácidos fenoxialcanóicos. Além das moléculas originais, vários produtos de degradação de agrotóxicos foram detectados em águas subterrâneas. Em uma publicação do Serviço Geológico dos EUA (USGS, 1996), 143 agrotóxicos e 21 produtos de degradação foram detectados em águas subterrâneas de mais de 43 estados americanos.

Em um levantamento de dados de literatura, Carter (2000) encontrou, para a classe de herbicidas, perdas, com relação à quantidade aplicada, de menos de 0,001% até 0,25% por carreamento superficial e de menos de 1% até 5% por lixiviação. No entanto, dados preliminares de trabalho de monitoramento a campo no Brasil têm mostrado que até 2 a 3% e até cerca de 1% da quantidade aplicada são perdidos, respectivamente, adsorvidos às partículas de solo carreado e em solução na água escoada superficialmente. Trabalhando com colunas de solo em lisímetros, Matallo *et al.* (2005) determinaram que 52% da quantidade aplicada de um herbicida usado na cultura de cana-de-açúcar no Brasil passaram abaixo de 50 cm de um solo arenoso, durante um ano, sendo que, baseado nos dados experimentais, um modelo matemático prevê que 96% da quantidade aplicada passa dos primeiros 12 cm (profundidade na qual seu efeito de controle das plantas daninhas é desejado) em 67 dias.

Carter (2000), em seu levantamento, encontrou ainda perdas de herbicidas de menos de 2% até 90% por volatilização, com relação

à quantidade aplicada. A volatilização pode ocorrer durante e após a aplicação, a partir da superfície das plantas, na superfície e na matriz do solo, assim como na superfície e na coluna d'água. Além disso, as estimativas de resíduos têm que considerar também os processos de transporte na atmosfera e a deposição no solo, na vegetação e em corpos d'água.

As estimativas de resíduos de agrotóxicos a partir da deriva na pulverização dependem do método de aplicação usado. A Tabela 1 apresenta concentrações ambientais estimadas de agrotóxicos, imediatamente após a aplicação, na área tratada e na área adjacente, assumindo 1% de deposição a partir da deriva após uma pulverização terrestre. Pode-se observar que as concentrações estimadas decrescem rapidamente com a distância. No entanto, deve-se salientar que Chaim (2004) relatou 35% de deriva em uma cultura de tomate com 40 cm de altura.

**Tabela 1.** Concentrações ambientais estimadas, imediatamente após a aplicação, na área tratada e na área adjacente.\*

Dose de Aplicação (g i.a./ha)**	Matriz	Concentração Ambiental Estimada (mg i.a./kg)**	
		Área Tratada	Área Adjacente
1000	Plantas	200	2
	Solo (5 cm prof.)	1	0,01
100	Plantas	20	0,2
	Solo (5 cm prof.)	0,1	0,001
10	Plantas	2	0,02
	Solo (5 cm prof.)	0,01	0,0001

\*Assumindo 1% de deposição a partir da deriva após uma pulverização terrestre. Parcialmente adaptado de Hoerger e Kenaga (1972) por FAO (1989). \*\*i.a. representa ingredientes ativos.

Além dos perigos aos seres humanos, nos aspectos ocupacionais, alimentares e de saúde pública, sabe-se que os resíduos

de agrotóxicos no ambiente podem provocar efeitos ecológicos indesejáveis, como a alteração da dinâmica bioquímica natural pela pressão de seleção exercida sobre os organismos, tendo, como conseqüência, mudanças na função do ecossistema.

Os efeitos ambientais adversos do resíduo de um agrotóxico (em sentido mais amplo) dependem da sua toxicidade ao ser humano e da sua ecotoxicidade (a outros organismos), assim como das suas concentrações nos diferentes compartimentos ambientais (solo, água, planta e atmosfera). As concentrações, por sua vez, dependem da carga contaminante e do comportamento e destino do agrotóxico no ambiente.

Os agrotóxicos são moléculas sintetizadas para afetar determinadas reações bioquímicas de insetos, microrganismos, animais e plantas que se quer controlar ou eliminar, mas determinados processos bioquímicos são comuns a todos os seres vivos, e, assim, o efeito pode então atingir não só o organismo alvo, mas também outros seres do ambiente. Os efeitos de resíduos de agrotóxicos nem sempre são isolados, pois as comunidades têm interações recíprocas de dependência ou cooperação, e a ação sobre uma determinada população pode afetar todo o funcionamento de um ecossistema (SPADOTTO *et al.*, 2004).

Alguns agrotóxicos se dissipam rápida e completamente no solo através do processo de mineralização, resultando na sua transformação em  $H_2O$ ,  $CO_2$  e  $NH_3$ . Embora parte desse processo seja ocasionada por reações químicas, como a hidrólise e a fotólise, o catabolismo microbiológico e o metabolismo são, geralmente, os principais meios de mineralização. Algumas moléculas são moderadamente persistentes e seus resíduos podem permanecer no solo por um período relativamente curto; outras podem persistir por mais tempo. De qualquer forma, não devemos esquecer que, quando a degradação não é completa, os produtos desse processo (produtos de degradação ou metabólitos)

podem também ter importância ambiental, por apresentarem toxicidade e ecotoxicidade iguais às das moléculas originais ou maiores do que as das moléculas originais.

Alguns organismos possuem grande capacidade de bioacumular substâncias químicas, caracterizando o processo de bioacumulação ou bioconcentração. Se o processo de bioacumulação atingir níveis elevados em uma cadeia trófica, passa a caracterizar então a biomagnificação (VALARINI *et al.*, 2003).

No ambiente aquático, além da hidrólise e da fotólise, os agrotóxicos podem também sofrer a degradação biológica e, ainda, a bioacumulação e a biomagnificação, diferenciando apenas os microrganismos nesse ambiente em relação àqueles presentes no solo.

Segundo a Organização das Nações Unidas para Agricultura e Alimentação (FAO, 1989), a experiência tem mostrado que, com doses típicas em aplicações agrícolas, agrotóxicos com valores de toxicidade nas faixas ou acima daquelas faixas apresentadas na Tabela 2 têm sido considerados praticamente não perigosos.

**Tabela 2.** Faixas de valores de toxicidade nas quais ou acima das quais os agrotóxicos têm sido considerados praticamente não perigosos (FAO, 1989).

Aves	
DL <sub>50</sub> aguda	100 – 500 mg/kg peso corporal
CL <sub>50</sub> dieta (5 dias)	500 – 1000 mg/kg alimento
Abelhas	
DL <sub>50</sub> oral aguda	50 – 100 µg/abelha
Mamíferos	
DL <sub>50</sub> ratos	100 – 500 mg/kg peso corporal
Invertebrados Aquáticos	
CE <sub>50</sub> daphnias (48h)	5 – 10 mg/L água
Peixes	
CL <sub>50</sub> aguda (96h)	5 – 10 mg/L água

## Considerações adicionais

As avaliações de impactos ambientais a campo são muito complexas, caras e, por vezes, não podem ser levadas a efeito na sua plenitude por problemas operacionais. A avaliação de risco ambiental aparece como alternativa à avaliação de impacto ambiental propriamente dita e como ferramenta fundamental para a gestão ambiental. Portanto, “avaliação de impacto ambiental” e “avaliação de risco ambiental” não representam metodologicamente a mesma abordagem e os mesmos procedimentos.

No contexto da avaliação de risco, o termo perigo indica o potencial de dano para o meio ambiente, enquanto risco é a possibilidade (ou probabilidade) de ocorrência de um certo dano. Perigo diz respeito aos efeitos sobre o ser humano e/ou sobre organismos terrestres e aquáticos, conforme tratados nesse capítulo, enquanto risco é uma função conjunta da exposição e do perigo. Assim, quanto maior a exposição de organismos (ou compartimentos ambientais) e/ou o perigo intrínseco do agroquímico, maior é o risco. Essa diferenciação é particularmente importante para o gerenciamento dos resíduos de fertilizantes e agrotóxicos.

Vale salientar que os termos “avaliação de risco ecológico” e “avaliação de risco ambiental” são, às vezes, usados como sinônimos. No entanto, alguns autores incluem os aspectos relacionados à saúde humana no risco ecológico, e outros preferem o termo risco ambiental como o mais abrangente.

## Referências

ALCORDO, I.S.; REHCIGL, J.E. *Phosphogypsum and other by products gypsums*. In: REHCIGL, J.E. (Ed.). **Soil amendments and environmental**

**quality.** Boca Raton: Lewis Press, 1995. p.365-425.

CARTER, A.D. Herbicide movement in soils: principles, pathways and processes. **Weed Research**, v. 40, p.113-122, 2000.

CHAIM, A. Tecnologia de aplicação de agrotóxicos: fatores que afetam a eficiência e o impacto ambiental. In: SILVA, C.M.M. de S.; FAY, E.F. (Ed.). **Agrotóxicos e ambiente.** Brasília: Embrapa Informação Tecnológica, 2004. 400p.

FAO. **Revised guidelines on environmental criteria for the registration of pesticides.** Rome: Food and Agriculture Organization of the United Nations, 1989. 51p.

FUNARI, E.; DONATI, L.; SANDRONI, D.; VIGHI, M. Pesticides levels in groundwater: value and limitations of monitoring. In: VIGHI, M.; FUNARU, E. (Ed.). **Pesticide risk in groundwater.** Boca Raton: CRC Press, 1995. p.3-44.

GOMES, M.A.F.; SOUZA, M.D. de; BOEIRA, R. C.; TOLEDO, L. G. de. **Nutrientes vegetais no meio ambiente: ciclos biogeoquímicos, fertilizantes e corretivos.** Jaguariúna: Embrapa Meio Ambiente, 2000. 50p. (Embrapa Meio Ambiente. Documentos 18).

HOERGER, F.D.; KENAGA, E.E. Pesticide residues on plants: correlation of representative data as a basis for estimation of their magnitude in the environment. **Environmental Quality**, v.1, p.9-28, 1972.

MALAVOLTA, E. **Fertilizantes e seu impacto ambiental: micronutrientes e metais pesados, mitos, mistificações e fatos.** São Paulo: ProduQuímica, 1994.

MATALLO, M.B.; SPADOTTO, C.A.; LUCHINI, L.C.; GOMES, M.A.F. Sorption, degradation and leaching of tebuthiuron and diuron in soil columns. **Journal of Environmental Science and Health**, v. 40, p. 39-43, 2005.

PIMENTEL D. Green revolution agriculture and chemical hazards. **Science of the Total Environment**, v.188, p.586-598, 1996.

RUTHERFORD, P.M.; DUDAS, J.J.; AROCENA, J.M. Heterogeneous distribution of radionuclides, barium and strontium in phosphogypsum by product. **Science of the Total Environment**, v.180, p.201-203, 1996.

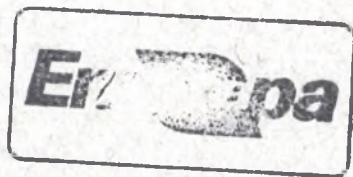
SOUSA, M. do S. Minerais, achados clínicos e laboratoriais, comparação com matéria médica homeopática e toxicologia. In: SEMINÁRIO SOBRE INTERAÇÕES GEOMÉDICAS, 2, 1996, Areia, PB. **Anais...** João Pessoa: UFPB/DPSER, 1996. p. 77-88.

SPADOTTO, C. A.; GOMES, M. A. F.; RODRIGUES, G. S. Uso de agrotóxicos nas diferentes regiões brasileiras: subsídio para a geomedicina. **Pesticidas: Revista de Ecotoxicologia e Meio Ambiente**, v.8, p.111-126, 1998.

SPADOTTO, C. A.; GOMES, M. A. F.; LUCHINI, L. C.; ANDRÉA, M. de. **Monitoramento do risco ambiental de agrotóxicos: princípios e recomendações.** Jaguariúna: Embrapa Meio Ambiente, 2004. 29p. (Embrapa Meio Ambiente. Documentos, 42).

USGS. **Pesticide in ground water.** Sacramento, CA: U.S. Geological Survey, 1996. 19p. (Fact Sheet FS-244-95).

VALARINI, J. P.; DE NARDO, E. A. B.; GOMES, M. A. F.; FERREIRA, C. J. A.; CASTRO, V. L. S. S. Dinâmica e efeitos de agrotóxicos no meio ambiente. In: FREIRE, F.C.O.; CARDOSO, J.E.; VIANA, F.M.P. **Doenças de fruteiras tropicais de interesse agroindustrial.** Brasília: Embrapa Informação Tecnológica, 2003. p. 625-687.









ISBN 85-98187-04-6



9 788598 187044