



# GESTÃO DE RESÍDUOS

MARIA DA GRAÇA MADEIRA MARTINHO  
MARIA GRAÇA PEREIRA GONÇALVES

ISBN: 978-972-674-503-7

Maria da Graça Madeira Martinho  
Maria Graça Pereira Gonçalves

# **GESTÃO DE RESÍDUOS**

**Universidade Aberta**

2000

© Universidade Aberta

Copyright © **UNIVERSIDADE ABERTA** — 1999  
Palácio Ceia • Rua da Escola Politécnica, 147  
1269-001 Lisboa – Portugal  
[www.uab.pt](http://www.uab.pt)  
*e-mail*: [cvendas@uab.pt](mailto:cvendas@uab.pt)

TEXTOS DE BASE (cursos formais) N.º 196  
ISBN: 978-972-674-503-7



### **MARIA DA GRAÇA MADEIRA MARTINHO**

Maria da Graça Madeira Martinho é Professora Auxiliar do Departamento de Ciências e Engenharia do Ambiente (DCEA) da Faculdade de Ciências e Tecnologia (FCT) da Universidade Nova de Lisboa (UNL).

Licenciada em Engenharia do Ambiente e mestre em Engenharia Sanitária pela FCT/UNL. Obteve o grau de doutoramento em Engenharia do Ambiente, especialidade Sistemas Sociais, na UNL.

Exerce a actividade de docência e investigação em regime de exclusividade, desenvolvendo e colaborando em projectos relacionados com as temáticas de gestão de resíduos sólidos, psicologia social aplicada ao ambiente, planos municipais de ambiente e turismo ambiental. É membro dos Conselhos Nacionais de Acompanhamento dos Planos Estratégicos dos Resíduos Sólidos Urbanos, dos Resíduos Hospitalares, dos Resíduos Industriais e dos Resíduos Agrícolas. Integra a equipa do Painel Técnico de Acompanhamento do Plano Operacional de Gestão Integrada dos Resíduos Sólidos Urbanos dos Municípios de Lisboa, Loures, Amadora e Vila Franca de Xira (POGIRSUL) e do Painel Técnico de Reflexão e Concepção de Estratégias de Gestão de RSU Fermentáveis da VALORSUL.

Actualmente é Presidente da Associação Portuguesa de Engenheiros do Ambiente (APEA) e faz parte da Direcção Nacional da Liga para a Protecção da Natureza (LPN).



### **MARIA GRAÇA PEREIRA GONÇALVES**

Em 1992 concluiu a licenciatura em Engenharia do Ambiente, na Faculdade de Ciências e Tecnologia da Universidade Nova de Lisboa, tendo em 1997 obtido o grau de mestre em Sociologia Aprofundada e Realidade Portuguesa, na Faculdade de Ciências Sociais e Humanas, da mesma universidade. Desde 1994, é docente na Escola Superior de Tecnologia da Saúde de Lisboa (ESTeSL), sendo responsável pelas disciplinas de Gestão de Resíduos e Ecologia. Leccionou na Escola Superior de Biotecnologia da Universidade Católica Portuguesa (1998 e 1999) a disciplina Tratamento de Resíduos Sólidos e Lamas (aulas teóricas). Tem participado na docência de Cursos de Formação Profissional e colaborado em diversos projectos relacionados com a gestão de resíduos. Presentemente realiza um projecto de investigação sobre resíduos hospitalares. No biénio 1997/1999 foi Vice-Presidente da Associação Portuguesa de Engenheiros do Ambiente, sendo actualmente a responsável pelo Grupo de Educação Ambiental.

# Gestão de Resíduos

---

## 1. Perspectivas

- 11 **Objectivos de aprendizagem**
- 13 **Introdução**
- 14 **A evolução histórica da gestão de resíduos**
- 16 **Gestão integrada de resíduos**
- 18 **Legislação e política comunitária e nacional em matéria de resíduos**
- 24 **Tópicos para discussão e problemas**

## 2. Produção e composição dos resíduos

- 27 **Objectivos de aprendizagem**
- 29 **Classificação de resíduos**
- 30 **Quantificação e caracterização de resíduos**
- 30 *Produção e evolução*
- 34 *Composição e evolução*
- 39 **Metodologia para a quantificação e caracterização física dos resíduos**
- 45 **Tópicos para discussão e problemas**

## 3. Prevenção, redução e reutilização

- 51 **Objectivos de aprendizagem**
- 53 **Prevenção**
- 54 **Redução na fonte**
- 59 **Reutilização**
- 60 **Tópicos para discussão e problemas**

## 4. Sistemas de recolha e transporte de resíduos

- 63 **Objectivos de aprendizagem**
- 65 **Conceitos gerais**
- 67 **Deposição**
- 67 *Métodos de deposição*

---

68	<i>Equipamentos para deposição</i>
73	<b>Recolha</b>
73	<i>Tipos de recolha</i>
78	<i>Veículos de recolha</i>
83	<i>Equipa de recolha</i>
84	<b>Transporte e transferência de resíduos</b>
87	<b>Análise dos sistemas de recolha</b>
87	<i>Indicadores de produtividade</i>
95	<i>Optimização de circuitos</i>
98	<b>Tópicos para discussão e problemas</b>

## **5. Separação e processamento de resíduos**

103	<b>Objectivos de aprendizagem</b>
105	<b>Introdução</b>
106	<b>Operações unitárias e equipamentos para processamento de resíduos</b>
106	<i>Transportadores</i>
107	<i>Equipamento de separação</i>
111	<i>Redução de dimensões</i>
113	<b>Estações de triagem</b>
118	<b>Balanço de massas</b>
122	<b>Tópicos para discussão e problemas</b>

## **6. Valorização e tratamento de resíduos**

125	<b>Objectivos de aprendizagem</b>
127	<b>Introdução</b>
128	<b>Reciclagem</b>
129	<i>Factores determinantes para o sucesso da reciclagem</i>
134	<i>Reciclagem de materiais</i>
134	Fileiras
143	Fluxos
148	Reciclagem orgânica

---

148	Compostagem
162	Biometanização
165	<b>Valorização energética</b>
165	<i>Incineração</i>
182	<b>Tópicos para discussão e problemas</b>

## **7. Confinamento**

187	<b>Objectivos de aprendizagem</b>
189	<b>Introdução</b>
191	<b>Aterro sanitário</b>
191	<i>Aspectos gerais</i>
194	<i>Tipos e classificação de aterros sanitários</i>
198	<b>Reacções e processos básicos</b>
201	<b>Composição e produção de biogás</b>
204	<b>Composição e produção de lixiviados</b>
208	<b>Planeamento de um aterro sanitário</b>
209	<i>Fase de estudos</i>
214	<i>Fase de construção</i>
216	<i>Fase de exploração</i>
218	<i>Fase de encerramento e pós-encerramento</i>
220	<b>Sistemas de controlo ambiental</b>
220	<i>Águas</i>
220	Sistema de impermeabilização de águas lixiviantes
223	Sistemas de recolha e drenagem de águas pluviais e lixiviantes
224	Tratamento de águas lixiviantes
225	<i>Biogás</i>
225	Sistemas de controlo e recolha de biogás
226	Tratamento e valorização energética do biogás
227	<b>Programa de monitorização da qualidade ambiental</b>
230	<b>Tópicos para discussão e problemas</b>

---

	<b>8. Planeamento e gestão de sistemas de resíduos</b>
233	<b>Objectivos de aprendizagem</b>
235	<b>Introdução</b>
235	<b>Planeamento dos sistemas</b>
239	<b>Sistemas de gestão e entidades gestoras</b>
246	<b>Instrumentos de gestão</b>
252	<b>Indicadores de desempenho dos sistemas</b>
265	<b>Tópicos para discussão e problemas</b>
267	<b>9. Bibliografia</b>

---

## **1. Perspectivas**

Página intencionalmente em branco

---

## Objectivos de aprendizagem

- Definir resíduos e resíduos urbanos.
- Identificar os principais factores da problemática actual da gestão de resíduos.
- Relacionar a história da gestão de resíduos com a evolução da civilização.
- Definir gestão integrada de resíduos.
- Conhecer a política e legislação, comunitária e nacional, para o sector de resíduos.

Página intencionalmente em branco

## 1.1 Introdução

Entende-se por **resíduos**, quaisquer substâncias ou objectos de que o detentor se desfaz ou tem a intenção ou obrigação de se desfazer (...) (Decreto-Lei (DL) n.º 239/97, de 9 de Setembro).

**Resíduos urbanos (RU)** definem-se como os resíduos domésticos ou outros resíduos semelhantes, em razão da sua natureza ou composição, nomeadamente os provenientes do sector de serviços ou de estabelecimentos comerciais e industriais e de unidades prestadoras de cuidados de saúde, desde que, em qualquer dos casos, a produção diária não exceda 1 100 litros por produtor (DL n.º 239/97, de 9 de Setembro). Aos RU corresponde o código n.º 20 00 00 do Catálogo Europeu de Resíduos (catálogo publicado no Anexo I da Portaria n.º 818/97, de 5 de Setembro).

Actualmente, em quase todos os países desenvolvidos, a gestão dos RU é uma tarefa problemática, devido, fundamentalmente, aos seguintes factores:

- taxa crescente de produção de resíduos *per capita* e diminuição dos potenciais locais para a sua eliminação;
- disfunções e riscos ambientais associados aos tecnossistemas de gestão, cujas medidas de prevenção e minimização representam elevados custos;
- dificuldades numa mudança de filosofia e de estrutura dos sistemas de gestão de resíduos (devido à complexidade de uma abordagem holística, reconhecida como necessária para a implementação de sistemas integrados e sustentáveis);
- necessidade de obtenção de consensos e envolvimento dos vários agentes nos processos de participação em planos de gestão de RU;
- dificuldades na aplicação de medidas complementares efectivas (de carácter regulamentar, económico e educativo) indutoras de comportamentos eficientes de conservação dos recursos, redução e valorização dos resíduos, por parte dos agentes económicos e dos consumidores.

Tendo em atenção estes factos o 5.º Programa de Acção Comum em Matéria de Ambiente da União Europeia considera a gestão dos resíduos uma tarefa chave para os anos 90. Define opções prioritárias nas quais é dado maior ênfase às acções preventivas, de modo a reduzir quer a quantidade quer a perigosidade dos resíduos, seguidas da promoção da reutilização e reciclagem, da valorização energética, através da incineração com recuperação de energia, e, finalmente, a selecção criteriosa de formas adequadas de tratamento e de eliminação dos resíduos.

Procurou-se que a presente publicação fosse orientada pelas acções prioritárias enfatizadas pelo 5.º Programa, mas sobretudo houve a preocupação de facultar informação para possibilitar uma selecção consciente e criteriosa das melhores opções para uma gestão correcta dos RU ao nível local.

## 1.2 A evolução histórica da gestão de resíduos

Tendo por base pesquisas de historiadores e arqueólogos, sabe-se que a problemática da gestão de resíduos é um assunto que tem acompanhado a evolução das sociedades humanas, desde a transição do nomadismo para o sedentarismo.

A primeira lixeira municipal surgiu em Atenas, por volta do ano 500 A. C., de acordo com a historiadora americana M. V. Melosi (Melosi, 1981). Os «varredores de ruas» eram obrigados a depositar os resíduos a pelo menos uma milha das fronteiras da cidade. De igual modo, a compostagem, como forma de tratar/reconverter os resíduos orgânicos em fertilizantes, é uma prática bastante antiga. Há evidências de que este método foi utilizado em Knossos, Creta, há cerca de 4 000 anos (Rathje e Murphy, 1992).

O arqueólogo C. W. Blegen, ao estudar a Idade do Bronze na cidade de Tróia, constatou que os resíduos produzidos no dia-a-dia eram deixados no chão das habitações e periodicamente cobertos com camadas de terra. Em muitas casas o nível do chão atingiu tal altura que foi necessário aumentar o telhado e reconstruir a porta de entrada (Rathje e Murphy, 1992).

Mas em Tróia, bem como noutros locais, nem todos os resíduos eram guardados no interior das habitações. Os resíduos orgânicos de maior dimensão eram lançados para as ruas e aproveitados por animais semidomesticados, como porcos e cães. A prática de lançar os resíduos porta fora tornou-se um lugar comum e permaneceu até à actualidade. A consequência mais dramática desta prática foi uma epidemia, a Peste Negra, responsável pela morte de metade da população da Europa no século XIV (Tchobanoglous *et al.*, 1993).

Contudo, foi com a Revolução Industrial que os problemas dos resíduos atingiram níveis sem precedentes. A grande concentração de pessoas em cidades, primeiro na Europa e alguns anos mais tarde, nos Estados Unidos da América (EUA), deu origem a graves problemas de poluição. O nível mais sério de preocupações despontou quando se começaram a relacionar as doenças com a presença abundante de resíduos.

Na década de 1840, o mundo ocidental entrou na «Idade do Saneamento». As novas descobertas científicas no campo da saúde pública deram origem a

---

pressões da opinião pública para que os governantes tomassem medidas de saneamento, com base em abordagens colectivas. No final do século XIX, princípio do século XX, iniciou-se o desenvolvimento de muitos serviços municipais de saneamento, incluindo a recolha de resíduos urbanos, a limpeza das ruas e a drenagem de esgotos. No entanto, os métodos de eliminação continuaram a ser rudimentares, com a deposição indiscriminada em lixeiras a céu aberto como prática mais frequente (Rhyner *et al.*, 1995).

O crescente assumir das responsabilidades governamentais e o reconhecimento de que a eliminação dos resíduos era inadequada levaram a abordagens mais sistemáticas, como a incineração. O primeiro incinerador surgiu em Nottingham, Inglaterra, e foi desenvolvido em 1874, tendo esta tecnologia sido importada para os EUA (Nova York) em 1885 (Melosi, 1981; Rathje e Murphy, 1992; Ruiz, 1993).

Os aterros, como obra de engenharia, apareceram após as primeiras incineradoras. Foram desenvolvidos em Inglaterra em 1920, com base nas preocupações de saúde pública da época. Em 1959, a American Society of Civil Engineers publicou o primeiro guia de normas técnicas para a construção de aterros sanitários, com o objectivo de prevenir odores e proliferação de roedores (Pamela, 1993).

A reciclagem, enquanto opção técnica para a gestão de RU, começou a desenvolver-se nos finais dos anos 60, princípios dos anos 70, em muitas cidades dos EUA, Canadá e nos países mais desenvolvidos do Centro e Norte da Europa. Primeiro surgiram os designados *buy-back centers* (centros de compra de recicláveis) e depois, rapidamente, desenvolveram-se diversos esquemas de recolha porta-a-porta e sistemas por transporte voluntário (e. g. ecocentros e ecopontos).

Nos anos 80 e 90 dá-se uma marcante revolução científica e tecnológica nas tecnologias e práticas de gestão de resíduos. No entanto, a queima a céu aberto nas lixeiras e/ou a sua eliminação nos oceanos continua, ainda, a ser, em muitos países, um método corrente. Enquanto nos países desenvolvidos se gastam enormes quantias para promover sistemas de reciclagem e tratamento de resíduos, os «*zabaline*» no Egipto ou os «*pene-nadores*» no México, por exemplo, conseguem «reciclar» das suas lixeiras quantidades que ultrapassam as de qualquer sistema de reciclagem mais sofisticado.

Os governantes actuais têm um papel crítico na gestão dos resíduos, devido aos impactes directos e indirectos que os mesmos podem causar nos respectivos países. No entanto, a gestão de resíduos deixou de ser um assunto que os governos pudessem internamente resolver de forma integrada: resíduos e pobreza, resíduos e mercado internacional, resíduos e relações

---

Norte-Sul, resíduos e movimentos sociais, resíduos e política, resíduos e economia, resíduos e tecnologia, são exemplos de relações que conferem aos resíduos uma complexidade estrutural que ultrapassa as fronteiras de cada país.

Apesar da História revelar que o problema dos resíduos tem acompanhado de perto, desde os primeiros tempos, a evolução da civilização, no final do século XX os resíduos tomam uma dimensão totalmente diferente: transformam-se num fenómeno social e num dos grandes dilemas das sociedades contemporâneas, com largo espectro psicossocial, económico, tecnológico, político, ambiental e jurídico.

### 1.3 Gestão integrada de resíduos

Por **gestão de RU** entende-se as operações de recolha, transporte, armazenagem, tratamento, valorização e eliminação de resíduos, incluindo a monitorização dos locais de descarga após o encerramento das respectivas instalações, bem como o planeamento dessas operações (DL n.º 239/97, de 9 de Setembro).

Face ao regime jurídico em vigor, a gestão de RU é da responsabilidade dos municípios, independentemente da exploração e gestão ser efectuada por sistemas municipais (municípios ou associações de municípios) ou multi-municipais. Neste último caso, a gestão e exploração poderá ser directamente efectuada pelo Estado ou atribuída, em regime de concessão, a entidade pública de natureza empresarial ou a empresa que resulte da associação de entidades públicas com entidades privadas (DL n.º 379/93, de 5 de Novembro; DL n.º 294/94, de 16 de Novembro).

Em Portugal a gestão de RU, até há bem pouco tempo, baseava-se na simples recolha indiferenciada e sua deposição em lixeira ou, na melhor das hipóteses, em vazadouro controlado. A esta deficiente gestão associaram-se os problemas da grande produção de resíduos e da crescente escassez de espaços disponíveis para as infra-estruturas, o que veio exigir uma nova abordagem, originada, igualmente, pelas medidas regulamentares, pelos instrumentos económicos e pela maior consciencialização quer dos cidadãos quer dos políticos.

Ao longo da história, a saúde e segurança, têm sido as maiores preocupações em relação à gestão dos resíduos. Hoje em dia, para além destes dois factores, a gestão dos resíduos tem associada três grandes áreas de preocupação: a conservação dos recursos, os riscos ambientais associados aos tecnossistemas de RU e a necessidade de alteração de comportamentos e co-responsabilização de todos os agentes envolvidos.

---

Contudo, estas preocupações apenas se concretizam se o sistema de gestão de RU for integrado. Neste contexto o termo «integrado» refere-se aos sistemas, esquemas, operações ou elementos nos quais as unidades constituintes podem ser desenhadas ou organizadas de tal forma que uma se engrena na outra para atingir um objectivo global comum: sustentabilidade ambiental, económica e social (Diaz *et al.*, 1993).

O conceito de gestão integrada de resíduos tem também sido associado, ou mesmo relacionado, com a hierarquia de prioridades estabelecida pela política Comunitária em matéria de gestão de resíduos. Esta estipula, por ordem decrescente: redução; reutilização; reciclagem (material e orgânica); incineração com valorização energética; aterro e incineração sem valorização energética.

Contudo, muitos autores defendem que é um erro olhar para as componentes de um sistema de gestão integrado como uma escolha linear hierárquica de opções técnicas (White *et al.*, 1995; Rhyner *et al.*, 1995; Tchobanoglous *et al.*, 1993; Brisson, 1996; Diaz *et al.*, 1993). As razões desta discordância baseiam-se no facto de que as diferenças sócio-económicas, geográficas, culturais, políticas e psicossociais variam de cidade para cidade, de região para região, de país para país, pelo que não existirá uma solução óptima universal mas sim várias soluções, cada uma mais adaptada a cada situação.

No entanto, o primeiro objectivo: a redução da quantidade e perigosidade dos resíduos, é consensual, sendo, talvez, o mais complicado de pôr em prática, não tendo actualmente nenhum, ou quase nenhum, papel de destaque nos processos de planeamento e gestão de RU ao nível local. A complexidade resulta do facto dos RU representarem uma grande variedade de produtos aos quais estão associados uma grande diversidade de agentes (produtores, distribuidores, comerciantes, consumidores), o que torna difícil a implementação de procedimentos que induzam este objectivo.

Uma outra preocupação é a gestão dos RU de uma forma ambientalmente correcta, o que significa minimizar os impactes ambientais associados aos tecnossistemas de gestão de RU, nomeadamente contribuir para a conservação dos recursos naturais e para a diminuição das emissões poluentes. Os caminhos para atingir este objectivo já não são tão consensuais, associados ao facto dos melhoramentos ambientais envolverem necessariamente um aumento de custos.

Uma perda de recursos naturais é a produção e deposição em aterro de grandes quantidades de resíduos. Apesar da Terra ser um sistema aberto em termos energéticos é um sistema fechado em termos de matéria. Ao depositar os resíduos em aterros está-se a bloquear uma quantidade significativa de

---

recursos. Como referem White *et al.* (1995) a concentração de determinados materiais é mais elevada em alguns aterros que nas suas reservas naturais. Por este motivo, a actividade extractiva em aterros com o objectivo de recuperar os materiais aí depositados, ao longo de anos, já se realiza em alguns países.

No seguimento desta abordagem, foi proposta por White *et al.* (1993), a metodologia de Inventariação do Ciclo de Vida para a gestão ambiental e económica dos resíduos. O que pressupõe uma definição clara dos objectivos de gestão e uma correcta inventariação de todos os materiais e energia (*inputs* e *outputs*) ao longo do ciclo de vida.

Esta nova filosofia de abordagem holística transformou o sector dos RU num dos sistemas de gestão municipal mais complexos de sempre. A complexidade resulta não só da necessidade de se dispor de recursos financeiros, técnicos e profissionais em quantidade e qualidade, por forma a satisfazer todos os critérios aceitáveis (e. g. tamanho, custos, eficiência) como, simultaneamente, conseguir o consenso entre diversos agentes com interesses antagónicos e a aceitação e o suporte do público (Tombs, 1996).

Actualmente, um fenómeno social bastante polémico é o conhecido síndrome NIMBY (Not in My Back Yard), o qual traduz a oposição da população à localização de novas infra-estruturas para valorização, tratamento ou eliminação de RU. Este síndrome não pode ser ignorado ou excluído dos processos de planeamento e gestão dos sistemas de RU.

Contrariamente ao que muitos políticos e técnicos pensam, o planeamento e gestão dos RU não é um assunto exclusivamente técnico-científico. É um processo que opera em contextos complexos, com problemas que não têm uma solução única. Este facto resulta, muitas vezes, em conflito, pela dificuldade de reconhecer as várias dimensões e níveis de complexidade, bem como os factores de incerteza, como quando se fala em sustentabilidade, análise de risco, análise do ciclo de vida, opções para a gestão dos resíduos ou localizações geográficas de infra-estruturas.

#### **1.4 Legislação e política comunitária e nacional em matéria de resíduos**

Ao nível da política comunitária, os primeiros passos na gestão de RU foram dados em 1971, através da publicação de uma recomendação, cujo foco se dirigia para a redução e reutilização dos resíduos. Este objectivo central foi suportado pelo Parlamento Europeu e fixado no Primeiro Programa Comunitário de Acção para o Ambiente (1973-1976). Contudo, apenas em 1975,

---

com a publicação da primeira directiva neste domínio (Directiva n.º 75/442/CEE, de 15 de Julho), a Comunidade Económica Europeia (CEE) começou a definir uma política de gestão de resíduos, embora deixando às autoridades nacionais a tarefa de escolher a forma e os métodos da sua implementação (Vieira *et al.*, 1995).

Apesar de existir legislação comunitária sobre o tema, apenas em 1987 uma resolução do Parlamento Europeu, veio alertar para a extensão e gravidade dos problemas de contaminação dos solos, água e ar resultantes da incorrecta gestão dos RU. Em Setembro de 1989, a Comissão adoptou o documento de orientação intitulado «A Estratégia da CEE para a Gestão de Resíduos», que preconizava a redução directa dos fluxos de resíduos, a optimização do tratamento e do destino final, a redução de movimentos transfronteiriços e a responsabilidade civil (Vieira *et al.*, 1995; Ferreira e Cunha, 1992).

Em 1991, a Directiva n.º 75/442/CEE foi alterada parcialmente pela Directiva 91/156/CEE do Conselho, de 18 de Março de 1991, a qual vem dar expressão legal concreta ao conceito de hierarquia de resíduos e aos princípios de proximidade e auto-suficiência.

Nos finais dos anos 80 e durante os anos 90, a União Europeia (UE) publicou um vasto conjunto de directivas e regulamentos sobre resíduos, contemplando quer os aspectos mais globais de gestão (como por exemplo nas Directivas n.º 91/156/CEE, de 18 de Março, relativa à gestão de resíduos, e n.º 91/689/CEE, de 12 de Dezembro, sobre a gestão de resíduos perigosos), quer aspectos mais específicos, como os relacionados com métodos de tratamento (incineração, aplicação de lamas ao solo) e com fileiras e fluxos específicos dos resíduos (óleos usados, pilhas e baterias, embalagens, entre outros). Encontram-se ainda em discussão, ou em fase de proposta, directivas relativas a aterros, pneus usados, resíduos de construções e demolições, solventes clorados, veículos usados e equipamento eléctrico e electrónico (Lobato Faria *et al.*, 1997).

Em Dezembro de 1996, o Conselho de Ministros do Ambiente da UE aprovou a revisão da estratégia adoptada em 1989. Nessa revisão é reforçada a prioridade a dar à prevenção, à educação dos cidadãos, à desmaterialização do sistema económico, evidenciando a importância de medidas como o *ecodesign* no ciclo de vida dos produtos e a aplicação de outros instrumentos de gestão preventiva, nomeadamente os de natureza económica. É acrescentado, ainda, o princípio da melhor solução ambiental e económica, na escolha entre diferentes soluções de gestão de resíduos, não sendo dada, contudo, nenhuma indicação sobre o modo como estas duas componentes devem ser abordadas (Rose, 1996; Pássaro, 1997a); Lobato Faria *et al.*, 1997).

Para além das políticas e regulamentações directas enumeradas, outras, postas recentemente em prática pela UE, terão a curto e médio prazo um impacto significativo na gestão dos RU. Estão nesta situação, por exemplo, a atribuição do Rótulo Ecológico Comunitário<sup>1</sup> e o Sistema Europeu de Ecogestão e Auditoria<sup>1</sup>.

<sup>1</sup> Consultar capítulo 3.

Em Portugal, a primeira acção do Estado em matéria de resíduos surge em 1927, com a publicação do DL n.º 13166, de 18 de Fevereiro, o qual atribuía às Câmaras Municipais a responsabilidade de promulgação de posturas relativas à remoção de lixos domésticos (Antas, 1987).

De forma sistemática, a política de gestão de resíduos em Portugal pode-se subdividir em quatro períodos, com características bem diferenciadas. O primeiro, termina em 1972 com a publicação do DL n.º 351/72, de 8 de Setembro, o qual atribui competência à Direcção de Serviços de Engenharia Sanitária do Ministério da Saúde para se pronunciar, no aspecto sanitário, sobre projectos de instalações de depósito e tratamento de resíduos. Teve os seguintes traços determinantes (Antas, 1987):

- uma preocupação exclusiva com os RU, devido aos graves problemas de saúde pública que originavam, inclusivamente a ocorrência de cólera;
- ausência de intervenção e controlo da Administração Central;
- responsabilização das Autarquias, sem contrapartidas relativas aos respectivos meios técnicos e financeiros.

O segundo período, decorreu entre 1972 e 1985, foi uma época de transição, durante o qual ocorreram em Portugal acontecimentos de grande impacto social e económico, além de se registarem alterações significativas na estrutura do Governo e da Administração Central, no âmbito do ambiente e do saneamento. Este período foi caracterizado pelo papel preponderante que a Administração Central passou a ter na gestão de resíduos (embora ainda de forma não integrada e focada quase exclusivamente nos RU), e pela necessidade de integrar a problemática dos resíduos na política de ambiente, facto novo decorrente dos actos comunitários (MARN, 1995).

O terceiro período iniciou-se com a publicação do DL n.º 488/85, de 25 de Novembro, o qual veio definir as diversas competências e responsabilidades no domínio dos resíduos, quer a nível central, quer a nível local. Contudo, entre 1985 e 1995, a evolução baseou-se sobretudo no subsistema de recolha, com um aumento substancial nos índices de população servida, comparativamente ao tratamento/eliminação, apesar da extensa publicação legislativa produzida, a maior parte por obrigação de transposição das Directivas da UE.

O quarto período iniciou-se em 1995, aquando da aprovação do primeiro Plano Nacional de Política de Ambiente (PNPA), o qual, para o sector dos RU, aconselhava as seguintes sete áreas de actuação prioritárias: elaboração de um Plano Nacional de Resíduos; incentivo à redução, recolha selectiva e reciclagem; estabelecimento de um sistema de controlo e de cumprimento integral da legislação sobre RU; convergência para níveis de atendimento da ordem dos valores médios europeus; aperfeiçoamento dos sistemas de informação e de capacidade de avaliação e de monitorização dos RU; reforço das capacidades institucionais na gestão dos RU e melhoria das interfaces com o público (MARN, 1995).

Por esta data, em quase todo o país as lixeiras constituíam o método de deposição mais utilizado (cerca de 300). O grande atraso em relação aos restantes países da UE e as graves disfunções ambientais causadas pela má gestão dos RU, conferiram, ao sector dos resíduos, prioridade em matéria de política ambiental, que se materializou na aprovação, em 1996, do primeiro plano nacional para a sector dos RU, o **Plano Estratégico para a Gestão dos Resíduos Sólidos Urbanos (PERSU)**, o qual marca, definitivamente, um quarto período na história da gestão dos RU.

Em traços gerais, o PERSU preconiza a mesma hierarquia de opções estabelecida pela UE para a gestão dos resíduos, dando, no entanto, um ênfase especial à prevenção e à necessidade urgente de «limpar o país», devido à situação particular de Portugal neste domínio (Lobato Faria *et al.*, 1997). Além destas duas prioridades, estabelece mais quatro, relacionadas com a educação, a reciclagem, a gestão e exploração dos sistemas e a respectiva monitorização. Propõe ainda, para essas prioridades, metas e objectivos para horizontes a curto (ano 2000) e médio prazos (2005)<sup>2</sup>. Na tabela 1.1 apresenta-se um resumo das metas anunciadas para o ano 2000 e 2005.

A implementação das linhas estratégicas definidas no PERSU, para além dos efeitos directos na remediação dos problemas ambientais causados pelas práticas tradicionais de gestão de RU, terá, igualmente, impacte na criação de novos empregos e na alteração da planificação dos sistemas de gestão (criação das Regiões Plano<sup>3</sup>) e das respectivas fontes de financiamento.

Um outro aspecto da gestão de RU que sofreu alteração foi o reconhecimento da necessidade de criação e implementação de taxas municipais de gestão de RU, as quais devem constituir um veículo indispensável para cobrir os custos de operação e manutenção dos sistemas implementados e, também, funcionar como instrumento económico estratégico para a prevenção/redução dos RU e alteração das atitudes dos cidadãos. Estes, tradicionalmente, consideram a gestão dos seus resíduos, uma tarefa da responsabilidade da autarquia e, por isso, gratuita.

<sup>2</sup> Inicialmente previa-se também um horizonte temporal a longo prazo (2010) contudo este último revelou-se de muito difícil previsão, sendo apenas considerado em situações especiais (Lobato Faria *et al.*, 1997).

<sup>3</sup> Consultar capítulo 7.

No entanto, a reconversão acelerada das cerca de 300 lixeiras existentes em novos tecnossistemas (como aterros), pela via da **alternativa massificada**, pode retardar os esforços necessários à implementação de alternativas ligadas à prevenção, à recolha selectiva e ao desvio dos resíduos dos aterros, ou seja, a perspectiva apelidada no PERSU de **alternativa selectiva**. A compatibilização, destas duas vertentes requererá, por parte dos responsáveis pela gestão dos RU, sensatez e sensibilidade nas suas tomadas de decisão.

Principais linhas de diferenciação do *quarto período* da história da gestão de RU:

- elaboração do projecto do Plano Nacional de Resíduos;
- criação do primeiro PERSU;
- criação do Instituto dos Resíduos (INR);
- criação da Sociedade Ponto Verde, responsável pela implementação do Sistema Integrado de Gestão de Resíduos de Embalagens;
- atribuição do maior investimento financeiro ao sector dos RU, por parte do governo;
- organização do país em Regiões Plano para a gestão dos RU;
- abertura da área da gestão e exploração dos sistemas de RU à iniciativa privada;
- reconhecimento da importância da alteração de comportamentos dos vários agentes intervenientes no sector, com especial destaque para a necessidade de um forte investimento na educação dos cidadãos.

**Tabela 1.1** – Metas propostas no Plano Estratégico para a Gestão dos Resíduos Urbanos (adaptado de Lobato Faria *et al.*, 1997).

<b>Estratégias</b>	<b>Metas a curto prazo (ano 2000)</b>	<b>Metas a médio prazo (ano 2005)</b>
<b>Prevenção</b>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• elaborado, aprovado e em curso um Programa de Prevenção de Resíduos (PPR)</li> <li>• reduzido em 2.5% o quantitativo global de RU previsto</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• avaliado e, se necessário, revisto o PPR</li> <li>• aumentada para 5% a redução do quantitativo de RU previsto</li> </ul>
<b>Tratamento</b>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• elaborado, aprovado e em curso um Programa de Tratamento de Resíduos (PTR), no qual se contempla uma Rede Nacional de Tratamento de RU (RNTRU)</li> <li>• utilizadas em pleno todas as instalações de incineração com valorização energética (LIPOR e VALORSUL), processando 26% da produção total de RU</li> <li>• utilizadas em pleno todas as infra-estruturas de confinamento tipo Estações de Confinamento Técnico de Resíduos Urbanos (ECTRU) e tipo Aterro Sanitário, processando 41.5% da produção total de RU, dos quais 20% dirigidos para ECTRU</li> <li>• erradicação total das lixeiras</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• avaliados e, se necessário, revistos o PTR e a RNTRU</li> <li>• continuação da utilização das infra-estruturas existentes de incineração com recuperação de energia, absorvendo 22% da produção global de RU</li> <li>• utilizadas uma ou mais infra-estruturas de valorização energética, do tipo tratamento biológico anaeróbio, em conjugação com o tratamento das lamas de Estações de Tratamento de Águas Residuais (ETARs)</li> <li>• aumento de 10% da capacidade das infra-estruturas de ECTRU</li> <li>• diminuição de aterros sanitários, passando a processar cerca de 13% da produção global de RU</li> </ul>
<b>Educação</b>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• elaborado, aprovado e em curso um Programa de Educação para a Gestão dos RU (PEGRU)</li> <li>• programadas e em curso acções de educação com ênfase na prevenção</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• avaliado e, se necessário, revisto o PEGRU</li> <li>• avaliadas e, caso necessário, reprogramadas acções de educação para a correcta gestão dos RU</li> </ul>
<b>Reciclagem</b>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• 15% dos RU destinados a reciclagem orgânica</li> <li>• encaminhados para reciclagem multimaterial cerca de 15% do total de RU produzidos</li> <li>• prioridade para a recolha selectiva e para a implementação plena do Sistema Integrado de Gestão de Resíduos de Embalagem</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• metade dos RU produzidos destinados à reciclagem: <ul style="list-style-type: none"> <li>– 25% reciclagem orgânica e</li> <li>– 25% reciclagem de materiais</li> </ul> </li> </ul>
<b>Gestão e exploração</b>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• eliminação dos condicionalismos legais à natureza e estrutura do capital das entidades gestoras dos sistemas de RU</li> <li>• eliminados os entraves e limitações à livre concorrência no mercado da gestão e exploração dos RU</li> <li>• elaborado, aprovado e em aplicação um programa de recolha selectiva e transporte</li> <li>• em vigor todas as peças regulamentares indispensáveis ao funcionamento dos tecnosistemas a nível local, nomeadamente em Regulamento Municipal de RU</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• estabelecido e regulado o mercado da gestão dos RU, em todos os seus segmentos de negócio (estudos e projectos, construção, equipamentos, instalações, manutenção e operação)</li> <li>• em vigor todas as peças regulamentares indispensáveis ao funcionamento das infra-estruturas de gestão de RU, nomeadamente um Regulamento Geral de RU</li> </ul>
<b>Monitorização</b>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• elaborado, aprovado e em aplicação um Programa de Monitorização dos RU (PMRU), no qual seja contemplada uma Rede de Monitorização da Gestão dos RU (RMGRU)</li> <li>• estabelecida a rede de monitorização, a nível nacional, regional e local</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• avaliado e, se necessário, revisto o PMRU</li> <li>• avaliada e, se necessário, revista a RMGRU</li> </ul>

---

## Tópicos para discussão

- Tente reconstruir o passado histórico e a evolução das políticas de gestão de RU do seu Concelho (competências, organograma dos serviços, veículos e pessoal afecto, custos do sistema, destino dos RU, problemas ambientais ocorridos, entre outros).
- Procure fazer um levantamento sobre as medidas de gestão de RU implementadas na sua zona de residência, nomeadamente, quais as acções que os Serviços responsáveis pelo sector estão a desenvolver para atingir os objectivos do PERSU.
- Informe-se, junto dos Serviços responsáveis pela gestão dos RU da sua zona de residência, se existe um Regulamento Municipal para o Sector dos Resíduos e elabore uma ficha resumo dos principais tópicos abrangidos.
- Após a análise das informações que conseguiu recolher, sobre a gestão dos RU do seu Concelho, considera que a mesma poderá designar-se por gestão integrada de RU? Tente fundamentar a sua resposta.

---

## **2. Produção e composição dos resíduos**

Página intencionalmente em branco

---

## Objectivos de aprendizagem

- Enumerar os diferentes critérios que se podem adoptar para a classificação dos RU.
- Saber fazer a distinção entre fileiras e fluxos de resíduos.
- Explicar o que é o Catálogo Europeu de Resíduos.
- Explicar a importância do conhecimento dos quantitativos e composição dos resíduos para a gestão integrada de RU.
- Definir o que se entende por produção e composição dos resíduos. Saber explicar que factores são responsáveis pelas variações nas quantidades e composição dos RU, ao longo do tempo e entre zonas rurais/urbanas e interior/litoral.
- Adquirir conhecimento sobre a captação e as quantidades de RU produzidos no país.
- Conhecer a composição física média dos RU produzidos em Portugal.
- Saber o que é e que elementos informativos devem constar, num Mapa de Registo de Resíduos Sólidos Urbanos.
- Explicar porque é que a metodologia proposta no Documento Técnico n.º 1 publicado pela Direcção-Geral do Ambiente (DGQA, 1989), relativa às componentes a separar na análise da composição física dos RU, pode ser insuficiente para os objectivos duma gestão integrada de resíduos.
- Definir peso específico, humidade, poder calorífico e relação C/N dos RU e adquirir sensibilidade para os valores típicos destes parâmetros.
- Explicar em que consiste uma campanha de quantificação e caracterização dos RU.
- Saber a quem compete a quantificação e caracterização dos RU no país e quais as suas responsabilidades legais nesta matéria.
- Explicar os passos a seguir para o planeamento duma campanha de quantificação e caracterização dos RU.
- Saber quantas amostras e que quantidade de resíduos devem ser considerados numa campanha de quantificação e de caracterização de RU, em zonas urbanas e em zonas rurais.

- 
- Saber calcular as quantidades anuais de RU produzidos num município, o valor médio do peso específico e a composição física dos RU recolhidos num ano, em função dos resultados obtidos numa campanha de quantificação e caracterização de RU.
  - Saber determinar o peso específico, a humidade e o poder calorífico inferior (PCI) duma amostra de RU, conhecendo os valores destes parâmetros para cada um dos seus componentes.
  - Saber estimar as quantidades e os volumes de RU produzidos num determinado aglomerado populacional, em diferentes horizontes temporais.

## 2.1 Classificação de resíduos

Devido à heterogeneidade dos resíduos não existe uma classificação internacionalmente aceite. Os diversos critérios utilizados para a definição e classificação dos resíduos têm sido os responsáveis pelas dificuldades de interpretação e comparação dos dados relativos aos diferentes países, regiões ou cidades.

Os resíduos podem-se classificar de acordo com as fontes que os produzem (e. g. domésticos, comerciais, industriais), o tipo de materiais constituintes (e. g. papel, vidro, plásticos), a composição química (e. g. inorgânicos, orgânicos), as suas propriedades face aos sistemas (e. g. compostáveis, combustíveis, recicláveis), o grau de perigosidade (e. g. corrosivos, tóxicos, explosivos) ou ainda, de acordo com as utilizações dadas a esses materiais (e. g. resíduos de embalagens, resíduos de demolições).

A maior parte das nomenclaturas de resíduos adoptam classificações com critérios múltiplos e sistemas com características semi-abertas. No entanto, em Portugal a identificação segundo a origem tem uma grande relevância sendo os resíduos classificados, de acordo com o DL n.º 239/97, de 9 de Setembro, em: **resíduos urbanos; resíduos industriais; resíduos hospitalares** e em **outros tipos de resíduos**.

A nível nacional é também adoptada legalmente (DL n.º 239/97, de 9 de Setembro) a classificação de **resíduos perigosos**, estando estes presentes em cada uma das categorias anteriores, em maiores ou menores quantidades.

Nos RU existem **pequenas quantidades de resíduos perigosos (PQRP)**, como, por exemplo, medicamentos fora de prazo, electrodomésticos com halocarbonetos clorofluorados (CFCs), tintas, vernizes e solventes, produtos para remover a ferrugem, produtos para preservar a madeira, detergentes, produtos para limpeza de metais, pilhas, entre outros.

De acordo com Lobato Faria *et al.* (1997), a classificação como RU da porção dos resíduos comerciais, industriais, hospitalares ou de serviços, que possuam características semelhantes aos resíduos domésticos e que não apresentem riscos que os classifiquem como perigosos, é a posição mais pragmática a nível nacional. Contudo, estes autores defendem que deverá ser aplicado o princípio da responsabilidade do produtor, o que significa que as Autarquias não têm qualquer obrigação legal de os recolher ou tratar sem a adequada cobertura financeira.

De igual forma, foi considerada no PERSU (Lobato Faria *et al.*, 1997) a necessidade de uma abordagem não exclusivamente ligada à origem de produção, devido à complexidade e diversidade dos resíduos actualmente produzidos, introduzindo-se os conceitos de **fileira e fluxo** de resíduos.

As fileiras correspondem aos materiais componentes dos resíduos (vidro, papel e cartão, plásticos, metais e matéria orgânica). Os fluxos deverão ser entendidos como tipos específicos de produtos usados, sendo no PERSU considerados os seguintes fluxos: embalagens, resíduos de jardins, pilhas e acumuladores, óleos usados, pneus usados, veículos usados, resíduos de construção e demolição, resíduos de equipamentos eléctricos e electrónicos, lamas de estações de tratamento de águas residuais (ETAR) e PQRP.

Por forma a assegurar a harmonização quer do normativo vigente quer das estatísticas existentes em matéria de resíduos na UE e facilitar um perfeito conhecimento pelos agentes económicos do regime jurídico a que estão sujeitos, foi aprovado, pela Comissão, o Catálogo Europeu de Resíduos (CER) (Decisão n.º 94/3/CE, de 20 de Dezembro de 1993). O CER, publicado no anexo I da Portaria n.º 818/97, de 5 de Setembro, consiste numa lista de resíduos aos quais corresponde um código composto por seis dígitos (código CER). Desta portaria constam igualmente a lista de resíduos perigosos (anexo II da portaria) e a lista de características de perigo atribuíveis aos resíduos (anexo III da portaria).

## 2.2 Quantificação e caracterização de resíduos

O conhecimento das quantidades de resíduos, bem como das suas características, é fundamental para o planeamento e gestão eficiente dos sistemas de recolha, armazenamento, tratamento, valorização e eliminação dos resíduos. Para poder determinar, por exemplo, o tipo, dimensão e localização das infra-estruturas de resíduos, as necessidades de mão-de-obra, o equipamento requerido, o potencial para a valorização, os impactes ambientais e económicos do processamento e deposição dos resíduos e as alternativas mais viáveis, um gestor necessita de ter boas projecções das quantidades e composição dos resíduos gerados ao longo do tempo.

### 2.2.1 Produção e evolução

Entende-se por **produção** a geração de RU nas suas variadas fontes: habitações, instituições, empresas, indústrias, limpeza pública, espaços de lazer e vias de comunicação (Lobato Faria *et al.*, 1997).

A quantidade de resíduos produzidos pode ser expressa em peso ou volume. Contudo, devido à variação de compressão dos resíduos, o peso constitui uma medida mais precisa e de mais fácil medição. No entanto, o volume é

---

também útil em situações como, por exemplo, planeamento do número de contentores e veículos, dimensionamento de vários sectores (e. g. fossas de recepção, trituradores, separadores) e cálculos relativos ao tempo de vida dos aterros sanitários.

Numa comunidade a produção de RU não é constante ao longo do tempo. Registam-se alterações semanais, mensais e anuais. De uma forma geral, tem-se constatado que a maior produção de RU regista-se à Segunda-feira (dia em que na maior parte dos municípios se acumula a produção de Domingo), descendo até Quarta-feira (dia da semana de menor produção), voltando a subir até Sábado.

A primeira semana de cada mês é a de maior produção, decrescendo o seu valor gradualmente até ao final do mês. Os meses de maior produção correspondem às épocas de maior consumo, Dezembro/Janeiro (Natal e Fim do Ano) ou, no caso de zonas do litoral com grande afluência de veraneantes, aos meses de Julho/Agosto. Nas zonas que não têm expressão turística estes meses de Verão correspondem aos de menor produção, pelo facto de muitas famílias se ausentarem das suas zonas de residência.

As variações nos quantitativos de RU produzidos ao longo do tempo relacionam-se com diversos factores, nomeadamente (Dorfmann, 1985):

- nível de vida da população (situação sócio-económica e cultural);
- dimensão do agregado familiar;
- tipo e dimensão da habitação;
- estação do ano (devido, por exemplo, a diferentes hábitos de alimentação, ao movimento de férias, aos períodos festivos);
- modo de vida das populações (e. g. migrações pendulares, movimento de fins-de-semana e feriados, tipo de actividade profissional);
- clima (e. g. mais cinzas no Inverno, mais embalagens no Verão);
- situação geográfica (e. g. interior/litoral);
- evolução tecnológica e de consumo (e. g. pilhas recarregáveis, mais embalagens, menor durabilidade dos produtos, hábitos de consumo).

O indicador mais utilizado para expressar os quantitativos de resíduos produzidos é a **capitação**, ou seja, a produção de RU (em peso) por habitante (ou por residência) e por unidade de tempo (ano ou dia).

A nível nacional, os valores de capitação *per capita* estimados em 1993, e a respectiva correspondência em relação a concelhos com diferentes densidades

populacionais, apresentam-se na tabela 2.1. Na tabela 2.2 indicam-se as estimativas da produção total de RU.

**Tabela 2.1** –Correspondência entre classes de população, por concelhos, e valores aproximados de capitação para 1993 (Vieira *et al.*, 1995 *fide* Lobato Faria *et al.*,1997).

Concelhos com:	Capitação aprox.
pop. < 20 000 hab.	700 g/hab. dia
20 000 hab. < pop. < 100 000 hab.	875 g/hab. dia
pop. > 100 000 hab.	1 000 g/hab. dia

**Tabela 2.2** – Produção de RU em 1993 (Vieira *et al.*, 1995 *fide* Lobato Faria *et al.*, 1997).

Características da população	População (hab.)	Produção (t)	Capitação (g/hab. dia)
População com recolha	8 739 734	2 949 308	925
População total	9 371 346	3 148 772	925

Numa perspectiva evolutiva tem-se verificado um aumento significativo da produção de RU nos últimos anos, facto que se pode visualizar na tabela 2.3. Para Portugal Continental, a taxa de crescimento da capitação de RU foi estimada por Lobato Faria *et al.* (1997) em 3% ao ano, valor a partir do qual se fizeram as projecções dos quantitativos que se produzirão nos horizontes 2000 e 2005, indicados no PERSU.

**Tabela 2.3** – Estimativas de produção de RU em Portugal (adaptado de Lobato Faria *et al.*, 1997).

	1980	1987	1990	1993	1995
Produção (10 <sup>6</sup> t)	1.946	2.627	2.969	3.149	3.340
Capitação (g/hab.dia)	573	707	766	925	967

A tendência histórica tem revelado que a produção de RU, embora correlacionada com o incremento da população, tem aumentado mais rapidamente que a taxa de crescimento desta. Um estudo realizado pela EPA<sup>4</sup>, sobre a relação entre o aumento da produção de RU e o crescimento da população dos EUA, permitiu concluir que no período analisado de 33 anos

<sup>4</sup> Environmental Protection Agency (EUA).

---

(1960 a 1993), a taxa de crescimento dos RU foi de 135% e a da população foi de 43%, ou seja, o aumento da população só consegue explicar cerca de 1/3 do crescimento dos RU (US.EPA, 1994).

A relação entre a produção de RU e a actividade económica, pode ser avaliada pelo Produto Interno Bruto (PIB). No estudo anteriormente referido, a produção de RU *per capita*/dia aumentou 65%, no período considerado, e o PIB *per capita* aumentou 82%. O coeficiente de correlação, obtido entre estes dois indicadores, foi de 0.99, o que demonstra a importância da actividade económica (e talvez de outros factores) para o aumento dos RU (US.EPA, 1994).

Contudo, a relação entre as condições de desenvolvimento sócio-económico e a produção de RU são biunívocas. De acordo com um relatório elaborado pelo Banco Mundial, em 1992, a relação entre as despesas com os resíduos representavam em média 0.2-0.5% do PIB, havendo uma relação proporcional entre o rendimento *per capita* de cada país e os custos de deposição dos resíduos. Esta evidência revela a dependência do sector dos resíduos em relação às condições de desenvolvimento sócio-económico dos países (Pearce e Brisson, 1995).

Um dos factores que tem sido apontado também como responsável pelo crescimento de RU *per capita* é a diminuição, registada nos últimos anos, na dimensão do agregado familiar, o que originou uma maior taxa de consumo e, conseqüentemente, uma maior taxa de produção de RU, ambos *per capita*.

Muitos outros factores são responsáveis por esta situação, podendo-se destacar o aumento do sector terciário (com o incremento da utilização de papel nas empresas devido aos meios informáticos), a crescente urbanização, as mudanças nos padrões de consumo e estilos de vida e as políticas de redução e valorização de resíduos.

Em termos comparativos, a tabela 2.4 permite visualizar alguns dados sobre a produção de RU e respectiva evolução, em alguns países desenvolvidos. Verifica-se que Portugal possui uma capitação reduzida, embora não muito abaixo da média da UE, apresentando, contudo, a maior evolução de produção de RU, entre 1980 e 1989 (33%). Salientam-se as reduções nas capitações da Alemanha Ocidental (-7%) e da Holanda (-2%), obtidas pelo sucesso das políticas de redução e reciclagem implementadas nesses países.

Na última coluna da tabela 2.4 encontram-se os valores de um indicador (RU/PIB) que relaciona a produção de RU com o PIB, expresso em toneladas de RU por milhão de dólares americanos (\$EUA) do PIB. Analisando os dados dos diferentes países, constata-se que, por exemplo, a Alemanha Ocidental produziu 28 toneladas de RU por cada milhão de dólares americanos

(\$EUA) do seu PIB e a Holanda 50 toneladas, em Portugal este índice atingiu as 113 toneladas de RU por cada milhão de \$EUA. Isto significa que, embora a produção de RU *per capita* em Portugal seja relativamente baixa, é um país que desperdiça muito.

**Tabela 2.4** – Situação da produção de RU em alguns países (adaptado de GEPAT, 1992 *vide* Vieira *et al.*, 1995).

Países	Capitação (g/hab. dia)	Evolução (%)	RU/PIB (Preços de 1985)
	1989	1980-1989	1989
Alemanha Ocidental	882	-7	28
Bélgica	959	13	39
Canadá	1696	18	41
Estados Unidos	2296	19	46
França	844	18	29
Holanda	1304	-2	50
Itália	830	22	36
Japão	1071	10	31
Luxemburgo	1233	28	43
<b>Portugal</b>	<b>778</b>	<b>33</b>	<b>113</b>
Reino Unido	871	9	34
Suiça	1200	9	34
OCDE	1436	21	42
CEE	830	10	36

### 2.2.2 Composição e evolução

A composição dos resíduos define-se como sendo a sua caracterização analítica, podendo ser física, química ou específica (Lobato Faria *et al.*, 1997).

Numa comunidade a composição de RU varia com determinados factores, na globalidade, os mesmos que induzem variações na produção de resíduos (referidos anteriormente), verificando-se também alterações temporais. Contudo, constata-se, principalmente nas zonas urbanas, uma certa uniformização dos produtos de consumo, responsável pela diminuição das variações sazonais e geográficas.

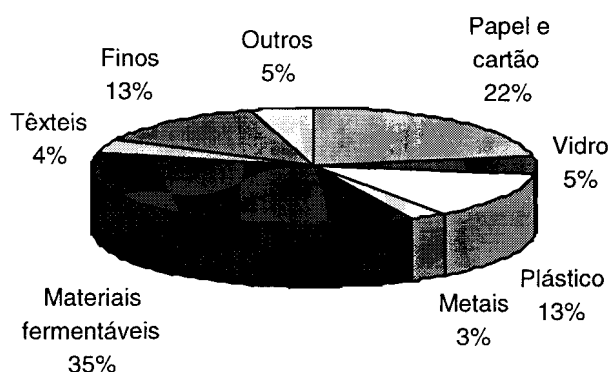
Os componentes a considerar na determinação da composição física variam de acordo com as práticas metodológicas de cada país e com os objectivos

para a sua caracterização. A nível nacional, e de acordo com o publicado na Portaria n.º 768/88, de 30 de Novembro, devem ser consideradas numa campanha de caracterização dos RU nove componentes: papel e cartão, vidro, plásticos, metais ferrosos, metais não ferrosos, materiais fermentáveis, têxteis, finos (resíduos de dimensões inferiores a 20mm) e outros.

A classificação dos resíduos nestas categorias é bastante limitativa face às novas estratégias de gestão, nomeadamente no que se refere aos processos de valorização dos resíduos e à necessidade de se harmonizar os critérios por forma a ser possível comparações sobre o desempenho dos diferentes sistemas ou programas implementados. Para adaptar a classificação dos RU às novas exigências de gestão, a European Recovery and Recycling Association (ERRA) propôs um sistema hierárquico para a sua classificação. Essa metodologia, especifica não só o tipo de material mas também a sua forma (e. g. filmes, garrafas, latas), factores essenciais para a indústria de reciclagem (ERRA, 1992a). Em anexo (anexo 1) apresenta-se um exemplo da metodologia que tem sido utilizada pelos técnicos da TRATOLIXO, S. A.<sup>5</sup> nas caracterizações físicas que efectuam aos RU, a qual resulta numa adaptação da metodologia da ERRA.

<sup>5</sup> Empresa que se ocupa de algumas operações de gestão de resíduos da AMTRES (Associação de Municípios de Cascais, Oeiras e Sintra).

A composição física média dos RU a nível nacional, em 1993, apresenta-se na figura 2.1. No PERSU foi efectuada uma comparação entre concelhos do interior, com baixa densidade populacional, e concelhos do litoral, com uma densidade populacional mais elevada (tabela 2.5). Não foram detectados padrões ou diferenças significativas entre as classes consideradas. Contudo, é possível salientar algumas diferenças. As populações do litoral, comparativamente às do interior, apresentam na composição média dos seus resíduos percentagens mais elevadas de papel e cartão (mais 4.5%) e de plásticos (mais 1.6%). Em contrapartida, as populações do interior apresentam valores percentuais médios superiores para os componentes metais (mais 2.5%), matérias fermentáveis (mais 1.1%) e finos (mais 1.3%).



**Figura 2.1** – Composição física média dos RU em Portugal, em 1993 (Vieira *et al.*, 1995 *vide* Lobato Faria *et al.*, 1997).

**Tabela 2.5** – Comparação entre a composição física média dos RU (%) produzidos em 1993 nas regiões do interior e do litoral do país (Vieira *et al.*, 1995 *fide* Lobato Faria *et al.*, 1997).

Região	Papel e cartão	Vidro	Plástico	Metais	Materiais fermentáveis	Têxteis	Finos (<20mm)	Outros
Interior/ Baixa densidade	18.5	4.8	11.4	4.9	37.1	4.4	14.0	4.8
Litoral/ Alta densidade	23.0	4.9	13.0	2.5	15.9	3.5	12.7	4.5

Para além da composição física, os parâmetros tradicionalmente considerados na caracterização dos RU, incluem:

- Peso específico (kg/m<sup>3</sup>);
- Humidade (%);
- Poder calorífico (kcal/kg);
- Análise elementar.

### *Peso específico*

Este parâmetro pode ser definido como o peso de uma massa de resíduos por unidade de volume, expresso nas unidades kg/m<sup>3</sup>. Este indicador tomará valores diferentes consoante a maior ou menor compactação que os resíduos sofram nos contentores, nos veículos de recolha ou nos sistemas de tratamento, valorização e eliminação, pelo que se deve referir sempre em que circunstâncias é que o mesmo foi determinado.

Valores típicos para o peso específico dos RU em contentor situam-se entre os 100 a 300kg/m<sup>3</sup>. O peso específico médio dos RU estimado para Portugal Continental foi, em 1993, de 244kg/m<sup>3</sup> (Lobato Faria *et al.*, 1997). Este valor refere-se aos resíduos colocados nos contentores. Nos veículos de recolha, este quantitativo pode aumentar 1.5 a 3 vezes, dependendo das taxas de compactação de cada veículo. Em aterro sanitário o peso específico dos resíduos pode atingir os 900 a 1000kg/m<sup>3</sup>, dependendo das máquinas e das técnicas de compactação utilizadas.

O peso específico varia igualmente com diversos factores, de um modo geral, os mesmos que contribuem para as variações na composição física dos RU. Cada componente dos resíduos, tem um peso específico diferente, sendo o peso específico de uma amostra de resíduos função da presença relativa de cada componente.

---

Assim, devido à tendência da evolução da composição física dos resíduos no sentido de uma diminuição da componente de materiais fermentáveis (mais pesada devido à presença de maiores quantidades de água) e do aumento das componentes papel/cartão e embalagens (mais leves), o peso específico tende a diminuir, o que se traduz numa taxa de crescimento anual negativa.

### *Humidade*

É a percentagem de água contida na massa dos resíduos. Varia de acordo com a composição dos mesmos, a estação do ano, as condições climáticas, o tipo de sistema de contentorização, entre outros factores. Valores típicos para a percentagem de humidade dos RU oscilam entre 25 e 60% (Dorfmann, 1985).

Este parâmetro tem grande importância para a compostagem (influencia a velocidade de decomposição dos resíduos), para a incineração (altera o poder calorífico útil) e para os aterros sanitários (tem um papel relevante na produção de lixiviados e biogás).

### *Poder calorífico*

É a quantidade de calor libertado por combustão de uma unidade de peso de resíduos brutos. Distingue-se Poder Calorífico Superior (PCS), em que se supõe que o vapor de água formado regressa ao seu estado inicial, isto é, que condensou restituindo o calor de vaporização, e Poder Calorífico Inferior (PCI). Neste último caso considera-se que o calor de vaporização não é restituído, ou seja, escapa-se com os outros gases de combustão pela chaminé, sendo o que se verifica nas instalações industriais. O PCI caracteriza a aptidão dos resíduos para a valorização energética. Valores típicos para o PCI dos RU situam-se na ordem dos 1500-2000 kcal/kg.

### *Análise elementar*

Tipicamente esta análise envolve a determinação da percentagem de C (carbono), H (hidrogénio), O (oxigénio), N (azoto), S (enxofre), cinzas e, por vezes, compostos halogenados, presentes na massa de resíduos. Podendo igualmente possibilitar uma caracterização da composição química da fracção orgânica existente nos RU. A determinação destes elementos é fundamental, por exemplo, para avaliar as emissões nos processos de incineração e definir as condições mais apropriadas para a degradação microbiológica nos processos

de compostagem. Neste último caso, tem especial interesse a determinação da **relação C/N**, ou seja, a razão entre os teores em carbono e azoto.

A relação C/N reflecte a riqueza dos resíduos em nutrientes, a sua aptidão para a reciclagem orgânica e permite seguir a evolução da decomposição dos resíduos numa estação de compostagem. A experiência demonstra que a relação C/N para os resíduos frescos situa-se entre 35 e 20 e após compostagem entre 25 e 10. Para um bom composto a relação C/N deve oscilar entre 15 e 18 (num bom solo agrícola ronda os 10) (Dorfmann, 1985). Nos RU a relação C/N tem tendência a aumentar devido ao acréscimo da quantidade de papéis (maior teor em carbono) e diminuição dos materiais fermentáveis (maior teor em azoto).

Para se poder avaliar os processos de tratamento (ou valorização) mais adequados às características dos resíduos, é conveniente determinar numerosos parâmetros (tabela 2.6). A maior parte destes parâmetros devem ser objecto de um controlo regular sobre a matéria (resíduos) que entra nos sistemas de tratamento e durante o próprio processo (incluindo o controlo dos resíduos e emissões produzidas).

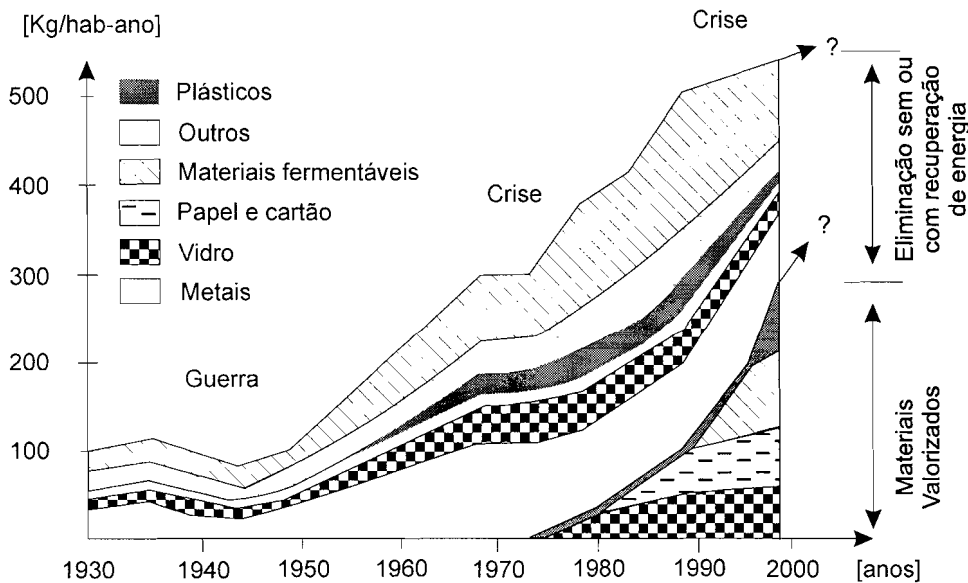
**Tabela 2.6** – Parâmetros físico-químicos a determinar em função do processo de tratamento dos RU (adaptado de Maystre *et al.*, 1994).

	Processo	
	Compostagem	Biometanização
<b>Incineração</b>		
<ul style="list-style-type: none"> <li>• teor em elementos combustíveis</li> <li>• teor em inertes</li> <li>• teor em cinzas</li> <li>• humidade</li> <li>• PCI</li> <li>• teor em azoto (N<sub>2</sub>) e dióxido de carbono (CO<sub>2</sub>)</li> <li>• metais pesados (e. g. cobre (Cu), zinco (Zn), cádmio (Cd), mercúrio (Hg), chumbo (Pb))</li> <li>• cloro (Cl) e flúor (F)</li> <li>• substâncias complexas (dioxinas, furanos, hidrocarbonetos aromáticos policíclicos)</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• temperatura</li> <li>• humidade</li> <li>• pH</li> <li>• salinidade</li> <li>• relação C/N</li> <li>• nitrato (NO<sub>3</sub>)/azoto amoniacal (NH<sub>4</sub><sup>+</sup>)</li> <li>• teor em matéria orgânica</li> <li>• teor em elementos facilmente biodegradáveis (amido, celulose, lenhina)</li> <li>• teor em elementos xenobioticos</li> <li>• metais pesados (e. g. Cu, Zn, Cd, Hg, Pb)</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• humidade</li> <li>• temperatura</li> <li>• pH</li> <li>• potencial redox</li> <li>• relação C/N</li> <li>• hidróxido de carbonato (HCO<sub>3</sub>)</li> <li>• teor em celulose</li> <li>• teor em elementos xenobioticos</li> <li>• metais pesados (e. g. Cu, Zn, Cd, Hg, Pb)</li> </ul>

De acordo com Lobato Faria *et al.* (1997) em Portugal apenas em casos pontuais se realiza a caracterização da composição química dos RU, mesmo em relação aos parâmetros mais genéricos, pelo que não existem dados representativos da situação nacional.

A figura 2.2 permite visualizar a evolução média da produção e composição dos RU nos países ocidentais. De referir que o gráfico foi elaborado em

1990, pelo que as previsões efectuadas para a década de 90 devem ser analisadas com cuidado atendendo à actual evolução económica mundial.



**Figura 2.2** –Evolução da produção e composição dos RU nos países ocidentais (Maystre *et al.*, 1994).

### 2.3 Metodologia para a quantificação e caracterização física dos resíduos

A quantificação e caracterização dos RU é da responsabilidade das Câmaras Municipais e é obrigatória em Portugal, desde a publicação da Portaria n.º 768/88, de 30 de Novembro, que define o **Mapa de Registo de Resíduos Sólidos Urbanos** (consultar anexo 2).

Pela referida legislação as Câmaras Municipais devem proceder anualmente à organização e actualização dos Mapas de Registo, até 15 de Fevereiro do ano imediato àquele a que se reportam os dados, enviando os documentos às autoridades competentes (actualmente Direcções Regionais do Ambiente), que depois de emitir parecer os enviam até 15 de Março ao Instituto dos Resíduos.

Com o objectivo de auxiliar o preenchimento do Mapa de Registo foi publicado, pela Direcção-Geral do Ambiente, em 1989, um documento técnico, Documento Técnico n.º 1 (DGQA, 1989), explicativo da metodologia a seguir para a realização de campanhas de quantificação e caracterização dos RU.

A quantificação de resíduos tem por objectivo estimar a quantidade, em peso, de RU produzidos anualmente por uma determinada população.

---

A caracterização física tem por objectivo estimar os valores médios do peso específico e da composição física dos RU produzidos por essa mesma população.

No caso dos municípios em que todos os resíduos recolhidos são encaminhados para uma instalação de tratamento, valorização ou eliminação, possuindo báscula à entrada, é possível determinar os quantitativos anuais de uma forma bastante precisa, bastando para tal somar as quantidades de RU transportadas pelos veículos que dão entrada diariamente nessas instalações. Não se verificando esta situação, há que estipular um programa de amostragem anual para quantificar os RU produzidos. Em qualquer dos casos é sempre necessário realizar uma campanha de caracterização.

Os principais passos para o planeamento de uma **campanha de caracterização** dos RU, são os seguintes:

- 1.º Definir as fronteiras da área a caracterizar (e. g. bairro, freguesia, concelho, região);
- 2.º Adoptar um método para a recolha de amostras que garanta a representatividade dos resultados, devido à variabilidade nas quantidades e composição dos resíduos. Um método bastante aceite é o método de amostragem aleatório estratificado, que consiste em dividir a área a caracterizar em zonas o mais homogéneas possível, tomando como principais critérios de diferenciação: o tipo de habitação (e. g. moradias, prédios baixos, prédios altos), o estrato socio-económico predominante dos residentes (e. g. baixo, médio, elevado), o tipo e frequência da recolha de RU (e. g. individual, colectivo, diário ou não) e o tipo e densidade das actividades económicas existentes (e. g. habitação, comércio, serviços, indústria, misto);
- 3.º Seleccionar e definir circuitos de recolha de amostras de RU representativos de cada uma das zonas homogéneas identificadas;
- 4.º Definir três aspectos básicos, após estarem delimitadas as áreas homogéneas e seleccionados os respectivos circuitos de recolha de RU:
  - a) o grau de representatividade que se pretende;
  - b) a quantidade de amostras que devem ser recolhidas por área homogénea para atingir os níveis requeridos para a fidelidade dos resultados;
  - c) a dimensão (em peso) que deverá ter cada amostra.

O segundo e terceiro aspectos são particularmente importantes porque a separação dos resíduos requer muita mão-de-obra e tempo, ou seja,

---

é bastante dispendiosa. LeRoy *et al.* (1992) estimaram que são necessárias 16 pessoas para separar 1 600kg/dia de RU em 12 categorias;

- 5.º Programar uma calendarização anual da campanha de caracterização dos RU, estabelecendo, para cada circuito representativo, o número de vezes em que se vai recolher os RU para amostra e os meses e dias da semana em que se efectuam os circuitos representativos de cada grupo homogéneo. As regras básicas para a programação desta calendarização consistem em escolher meses representativos de cada uma das estações do ano e semanas alternadas e sem feriados. Além disso, evitar a realização simultânea de duas ou mais caracterizações de circuitos diferentes, devido às dificuldades práticas em organizar os meios e recursos necessários;
- 6.º Organizar os meios humanos e materiais para a realização das campanhas, caso estas se efectuem com os recursos do município, ou contactar uma empresa devidamente credenciada para o efeito. De uma forma geral, em relação aos meios humanos são necessários um responsável pela campanha, um motorista e dois cantoneiros, um operador de báscula e pelo menos quatro cantoneiros para a separação por componentes dos resíduos da amostra. Em relação aos materiais, destacam-se os boletins de pesagens e de análises, um veículo de recolha, uma báscula, um local pavimentado para a realização da mistura dos resíduos, um local abrigado, arejado e bem iluminado para a operação de separação dos componentes, uma pá carregadora para mistura dos resíduos, recipientes de capacidade conhecida para determinação do peso específico, um crivo em rede metálica com malha de 20 x 20mm, recipientes para colocação dos vários componentes, balança com estrado e material de protecção do pessoal (fato-macaco, máscara, luvas e botas de borracha).

O número de amostras, de cada zona homogénea, necessário para uma amostragem representativa da totalidade dos RU é função da variabilidade esperada da composição dos resíduos e do grau de fidelidade requerido. O parâmetro utilizado para estimar a variabilidade das medições das amostras é o desvio padrão. Por este motivo, antes de se iniciar um programa de amostragem para caracterização física dos resíduos é aconselhável estimar, ou inferir de outros estudos, o desvio padrão do(s) componente(s) dos resíduos que se pretende(m) estimar com maior precisão (Diaz *et al.*, 1993). Os procedimentos estatísticos a realizar para a determinação do número de amostras a recolher e da quantidade mínima por amostra, encontram-se descritos em vários livros de estatística elementar.

Foi com base numa análise estatística efectuada à variabilidade dos RU produzidos nos municípios urbanos e rurais que se estipulou, para o caso

---

português, os seguintes critérios constantes do Documento Técnico n.º 1 (DGQA, 1989):

#### *Campanha de quantificação de RU*

- Num município urbano os resíduos recolhidos devem ser pesados durante uma semana em cada dois meses. Em municípios rurais, não constituídos em associação, o número de pesagens reduz-se para uma semana em cada estação do ano.

#### *Campanha de caracterização de RU*

- Num município urbano a frequência de recolha para amostra é de 24 vezes por ano. Num município rural 10 a 12 vezes por ano (consoante a recolha se realize 5 ou 6 dias por semana) ou 6 a 8 vezes por ano nos restantes casos.
- As quantidades de RU a recolher para amostra podem variar entre 2 a 3.5 toneladas, devendo esta quantidade ser obtida ao longo de toda a extensão do circuito seleccionado como representativo de uma zona homogénea. Depois de devidamente misturados, a quantidade mínima de RU a retirar para análise da composição física deve situar-se entre 500 a 875kg.

Na prática, devido ao facto da caracterização dos resíduos se realizar manualmente, o que representa um enorme esforço em termos de tempo e mão-de-obra requerida, vários autores admitem a necessidade de se reduzir o tamanho das amostras, aceitando um peso mínimo compreendido entre 100 e 200kg (Maystre *et al.*, 1994; Diaz *et al.*, 1993; Tchobanoglous *et al.*, 1993). De acordo com Leroy *et al.* (1992), a quantidade mínima de amostra, para assegurar uma precisão de 10%, é de 100 a 130kg, sendo 12 o número mínimo de amostragens necessárias para obter uma estimativa da variância dos resíduos produzidos em zonas com características homogéneas.

No anexo 3 apresenta-se uma figura explicativa dos procedimentos a efectuar para a recolha e análise da amostra destinada à caracterização dos RU.

#### **Exemplo 1. Campanha de quantificação de RU (DGQA, 1989)**

De acordo com uma calendarização previamente definida para um determinado circuito homogéneo, efectuaram-se num ano 6 pesagens semanais, sendo a quantidade total de resíduos recolhidos nessas semanas de 2 100t. Estime a quantidade de RU recolhidos anualmente neste circuito.

Utilize a seguinte expressão:

$$U = S / (7 \times N) \times Z$$

sendo:

U = quantidade de RU recolhidos anualmente (t)

S = soma da quantidade de resíduos recolhidos nas semanas de pesagem (t)

N = número de semanas com pesagens

Z = número de dias do ano (= 365).

Aplicando os dados do exemplo, a quantidade de resíduos recolhidos nesse ano foi de 18 250t.

## Exemplo 2. Campanha de caracterização dos RU (DGQA, 1989)

Descrição e agrupamento dos circuitos de recolha

Circuito	Descrição	Grupo
1	Percorre o centro urbano de maior dimensão. Misto, abrange áreas residenciais e áreas com comércio importante e alguns serviços. Nocturno, de segunda a sábado.	A
2	Percorre o centro urbano de maior dimensão. Misto, abrange áreas residenciais, áreas com comércio importante e áreas com algumas unidades industriais de pequena dimensão. Nocturno, de segunda a sábado.	A
3	Percorre uma área rural. Diurno, terças e sextas.	B
4	Percorre o centro urbano de menor dimensão. Abrange áreas residenciais. Nocturno, de segunda a sábado.	C
5	Percorre uma área rural. Diurno, quartas e sábados.	B

Frequência de colheita de resíduos para amostra nos grupos de circuitos

Quantidade de resíduos recolhidos numa semana				n.º de colheitas	
Por circuito:		Por grupo:			
			% do total		
1	13.3 t	A	25 t	50%	12
2	11.7 t				
3	6 t	B	10.5 t	21%	5
5	4.5 t				
4	14.5 t	C	14.5 t	29%	7
Total no município:			50 t	100%	24

## Calendarização da campanha de caracterização num município urbano

Grupo (circuitos representativos)	N.º de colheitas
A (1)	12
B (5*)	5
C (4)	7

	Janeiro	Abril	Julho	Outubro
Segunda	A	C	A	A
Terça	C	A	A	C
Quarta	B	C	B	B
Quinta	A	A	C	A
Sexta	C	A	C	A
Sábado	A	B	A	B

\* O circuito 5 apenas se realiza às quartas e sábados.

## Calendarização da campanha de caracterização num município rural

Grupo (circuitos representativos)	N.º de colheitas*
A (1**)	4
B (3***)	6

	Janeiro	Julho
Segunda	A	B
Terça	B	B
Quarta	B	A
Quinta	A	A
Sexta	B	B

\* Neste município não se realiza recolha de resíduos aos sábados e domingos (cinco dias de recolha na semana). \*\* O circuito 1 não se realiza às terças. \*\*\* O circuito 3 não se realiza às quintas.

## Expressões a aplicar aos resultados da campanha de caracterização dos RU (DGQA, 1989)

Para estimar:	Utilizar a expressão:
<b>Peso específico da amostra</b>	$\rho = (P-R)/V$ onde: $\rho$ = peso específico dos resíduos (kg/m <sup>3</sup> ) P = soma dos pesos dos recipientes cheios (kg) R = soma dos pesos dos recipientes vazios (kg) V = soma dos volumes dos recipientes (m <sup>3</sup> )
<b>Composição física da amostra, por componentes, em percentagem do peso total</b>	Para cada componente: $C = [(K-T)/(B-A)] \times 100$ onde: C = peso do componente em percentagem do peso total da amostra (%) K = soma do peso dos recipientes contendo o componente (kg) T = soma do peso desses recipientes vazios (kg) B = soma dos pesos de todos os recipientes com componentes (kg) A = soma dos pesos de todos os recipientes vazios (kg)
<b>Valor médio de peso específico dos RU recolhidos num ano</b>	$Y = F/G$ onde: Y = valor médio de peso específico dos RU recolhidos num ano no município (kg/m <sup>3</sup> ) F = soma dos valores de peso específico obtidos nas várias amostras (kg/m <sup>3</sup> ) G = número de amostras analisadas no ano de campanha
<b>Composição física dos RU recolhidos num ano, segundo os vários componentes em percentagem do peso total</b>	Para cada componente $X = H/M$ onde: X = percentagem média do componente nos resíduos (%) H = soma das percentagens em que ocorreu esse componente nas várias amostras M = número de amostras analisadas no ano de campanha

## Tópicos para discussão e problemas

1. Recolha junto da sua Câmara dados relativos às quantidades e composição física dos RU produzidos ao longo dos anos no seu concelho. Analise as diferenças verificadas nas quantidades e composição dos resíduos e procure relacioná-las com os factores sócio-económicos e culturais. Se lhe for possível obter informação relativa às características de cada circuito de recolha, idealize uma calendarização para a campanha de quantificação e caracterização dos resíduos produzidos no seu concelho.
2. Determine o peso específico, a humidade e o poder calorífico inferior (PCI) da amostra de resíduos apresentada na tabela.

Componente	peso húmido (%)	Humidade (%)	PCI (kcal/kg)	peso específico (kg/m <sup>3</sup> )
papel e cartão	22.3	38.4	3000	82
vidro	4.9	2.0	40	194
plásticos	12.7	2.0	6500	64
metais	2.9	8.7	120	237
mat. fermentáveis	36.0	70.0	900	250
têxteis	3.7	23.2	4200	64
finos	12.9	49.9	600	267
outros	4.6	19.5	2500	367

3. Supondo que a composição dos RU apresentados na tabela anterior diz respeito à produção numa zona residencial com 1000 habitações, determine as quantidades e os volumes anuais produzidos por essa população no momento actual e daqui a 15 anos. Admita que a dimensão média do agregado familiar é de 3.4, a taxa de crescimento da população é de 1% ao ano, a capitação de RU é de 1kg/hab.dia, a taxa de crescimento da capitação é de 3% ao ano, o peso específico dos RU é de 150kg/m<sup>3</sup> e a taxa de crescimento do peso específico é de -0.25% ao ano.

Nota: para fazer projecções utilize o modelo de crescimento aritmético  $X_f = X_i(1 + nTa_x)$ , sendo:  $X_f$  a população, a capitação ou o peso específico dos RU, no ano 15 (f);  $X_i$  a população, a capitação ou o peso específico dos RU, no ano zero (i);  $n$  o número de anos relativo ao tempo f, neste caso 15 anos;  $Ta_x$  a taxa de crescimento da população, da capitação ou do peso específico dos RU.

4. Suponha que cerca de 20% do papel e cartão, 40% do vidro, 10% dos plásticos e 5% dos metais, são depositados pelos residentes nos equipamentos de deposição selectiva, e que 5% dos materiais fermentáveis são desviados para compostagem caseira. Recalcule o peso específico, a humidade, o PCI dos resíduos e as quantidades diárias enviadas para os contentores da recolha indiferenciada.

## Anexo 1

**Tabela 1** – Exemplo de uma listagem de componentes consideradas para a análise da composição física dos RU utilizada pela TRATOLIXO, S. A.

<b>Componentes</b>	
<b>1</b>	<b>Papel e cartão</b>
1.1	fraldas, pensos, papéis sanitários
1.2	jornais, revistas, livros, folhetos e panfletos
1.3	cartão e cartão canelado
1.4	tetrapak
1.5	outros papéis
<b>2</b>	<b>Plásticos</b>
2.1	garrafas de PEAD
2.2	garrafas de PVC
2.3	garrafas de PET
2.4	filme plástico
2.5	tubos, copos e vasos
2.6	outros plásticos de embalagem
2.7	outros plásticos não embalagem
<b>3</b>	<b>Metais</b>
3.1	ferrosos de embalagem
3.2	ferrosos não embalagem
3.3	não ferrosos embalagem
3.4	não ferrosos não embalagens
<b>4</b>	<b>Vidro</b>
4.1	vidro de embalagem
4.2	outro vidro
<b>5</b>	<b>Roupas e trapos</b>
<b>6</b>	<b>Fermentáveis e finos</b>
<b>7</b>	<b>Outros</b>
7.1	madeira de embalagem e não embalagem
7.2	pedras e terra
7.3	pilhas
7.4	outros resíduos

## Anexo 2

### MAPA DE REGISTO DE RESÍDUOS SÓLIDOS URBANOS (a)

MUNICÍPIO:  ANO:

1 - Quantidades de resíduos sólidos urbanos recolhidos, em toneladas

2 - População servida com recolha de resíduos sólidos urbanos

3 - População residente no município

4 - Tratamento ou destino final dado aos resíduos sólidos urbanos recolhidos

	LOCALIZAÇÃO (Freguesia / Lugar)	QUANTIDADES ANUAIS (ton.)
Aterro sanitário		
Compostagem		
Incineração		
Outro *		

\* Sublinhe qual: vazadouro controlado, lixeira.

5 - Peso específico médio anual dos resíduos sólidos recolhidos, em Kg / m<sup>3</sup>

6 - Composição física média anual dos resíduos sólidos urbanos recolhidos, em percentagem do seu peso total e em relação aos componentes abaixo descritos.

Papel e cartão	Vidro	Plástico	Metais		Materiais fermentáveis	Têxteis	Outros	Finos (<20 mm)	Total
			Ferrosos	Ñ ferrosos					
									100%

7 - Quantidades de materiais reciclados dos resíduos sólidos urbanos, em toneladas.

	Vidro	Papel e cartão	Plástico	Metais			Outros:
				Ferrosos	Ñ ferrosos		
					Alumínio	Outros	
Na origem (Recolha selectiva)							
No destino (Aterro sanitário, compostagem, outro)							

8 - Caso a Câmara Municipal recolha e/ou elimine resíduos industriais e hospitalares, de acordo com o definido nos artigos 4.º e 6.º do Decreto-Lei n.º 488/85, de 25 de Novembro, indique as características desses resíduos, as quantidades (em toneladas) e refira quaisquer factos que julgue poderem contribuir para melhor compreensão da situação.

---



---



---



---

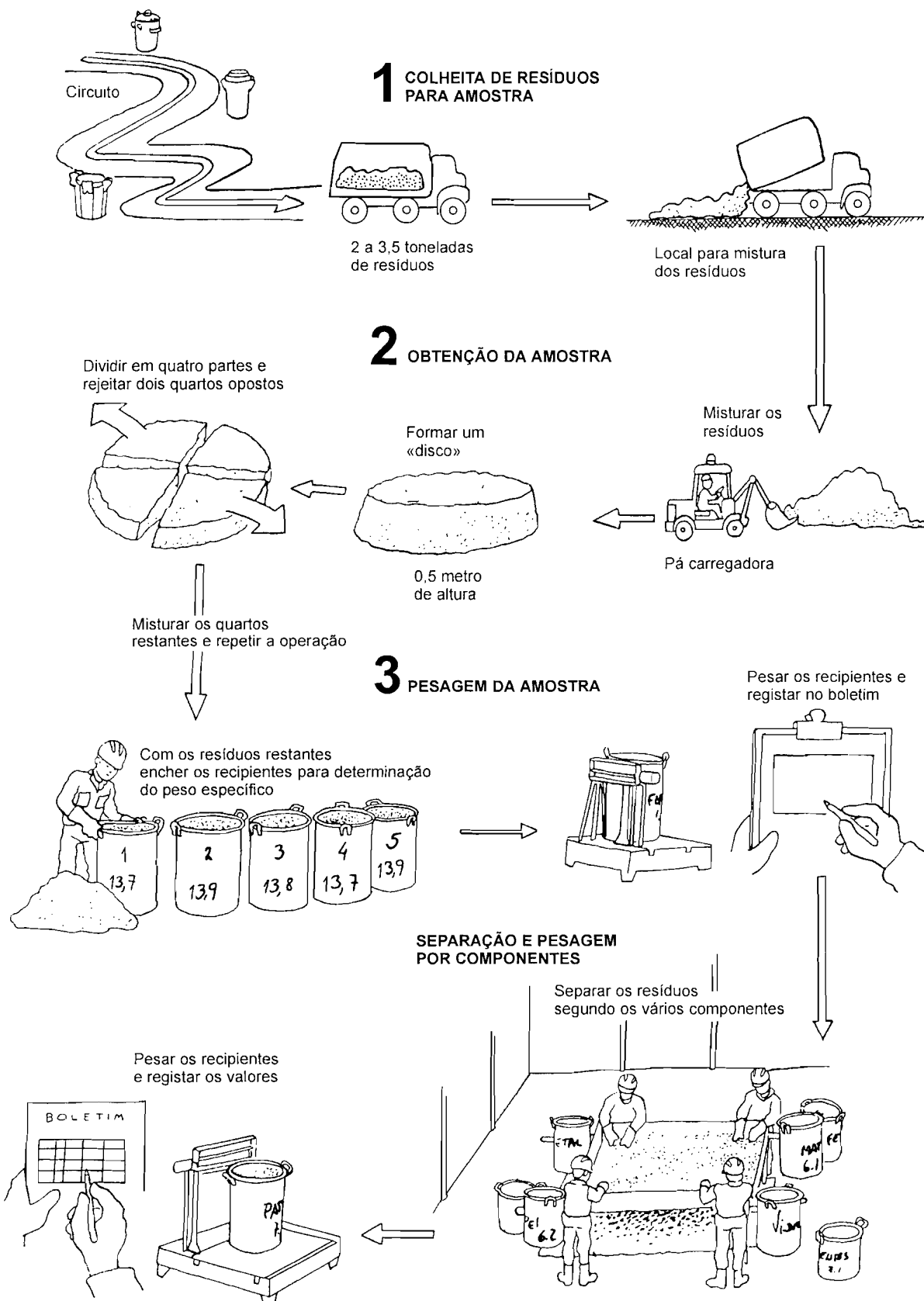


---

(a) Todos os valores se devem referir ao ano indicado no Mapa de Registo.

# Anexo 3

## PROCEDIMENTOS DE RECOLHA E ANÁLISE DE AMOSTRA



---

### **3. Prevenção, redução e reutilização**

Página intencionalmente em branco

---

## Objectivos de aprendizagem

- Definir, exemplificando, os conceitos de prevenção, redução na fonte e reutilização.
- Justificar a importância das medidas regulamentares e dos instrumentos económicos para a prevenção e redução dos resíduos.
- Saber explicar porque é que os instrumentos económicos podem ter um papel mais eficaz na minimização dos RU que os instrumentos regulamentares.
- Descrever o funcionamento do Sistema de Consignação em vigor no país para as embalagens e os níveis mínimos de reutilização previstos para esse fluxo.
- Saber dar exemplos de medidas e/ou técnicas de redução e reutilização de RU que possam ser efectuados por consumidores e produtores.
- Relacionar e exemplificar, o *design* numa embalagem com a redução dos resíduos.

Página intencionalmente em branco

### 3.1 Prevenção

A actual produção de grandes quantidades de RU e o aumento da sua perigosidade, reforçam, a nível mundial e europeu, o problema da sua gestão e, muito em particular, a difícil tarefa de inversão das tendências de crescimento. Neste contexto, a prevenção surge como uma possível solução, estando no topo da hierarquia das prioridades estabelecidas pela UE, e também, a nível nacional, no PERSU.

Prevenção pode ser definida, em sentido lato, como englobando todo o género de actividades, ou grupos de actividades, que tenham por finalidade evitar consequências nefastas, para a saúde e para o ambiente, provenientes dos resíduos em si mesmos e de qualquer operação ou processo do seu tecnossistema de gestão (Lobato Faria *et al.*, 1997).

Desta forma, a noção de prevenção está também estreitamente relacionada com os conceitos de saúde pública e de saúde ocupacional. Esta estratégia requer o envolvimento de diferentes agentes económicos e parceiros sociais em políticas e acções concertadas, baseadas no princípio da responsabilidade partilhada (Chinita, 1996).

As actividades de prevenção necessitam ser motivadas por políticas e estratégias, definidas pelo Governo e repercutidas em planos regionais, locais e sectoriais, e só conseguem obter resultados satisfatórios se forem inseridas em programas apropriados. Esses programas têm por objectivo, normalmente, o cumprimento de metas em prazos previamente estabelecidos e contêm propostas de actividades tendentes a facilitar esse cumprimento (Lobato Faria *et al.*, 1997).

Em sentido estrito, prevenção pode igualmente ser definida como um princípio de gestão baseado na minimização da quantidade e/ou perigosidade dos resíduos, através (Lobato Faria *et al.*, 1997):

- de utilização de matérias-primas sem ou com a menor quantidade possível de elementos poluentes;
- da modificação do processo produtivo (quando aplicada à indústria);
- da substituição ou modificação dos produtos por outros ambientalmente mais compatíveis;
- da reutilização dos RU, em particular resíduos de embalagens.

De acordo com os mesmos autores, considera-se que a prevenção engloba três níveis de actuação: prevenção primária, secundária e terciária.

### **Prevenção primária**

Refere-se às políticas, programas e acções tendentes a evitar, na origem, a produção de resíduos e/ou a sua perigosidade para o homem e para o ambiente. O que significa que pretende reduzir a quantidade ou a perigosidade dos resíduos (sinónimo de redução e de minimização).

Compreende três vertentes diferentes, embora complementares e passíveis de serem aplicadas em simultâneo, a eliminação (colocando determinados produtos fora do circuito, em geral por razões relacionadas com o perigo que o seu uso pode ter para a saúde), a redução (engloba dois aspectos, o quantitativo – peso e/ou volume – e o qualitativo – perigosidade) e a reutilização (utilizando repetidamente bens e produtos).

### **Prevenção secundária**

Engloba as acções destinadas a evitar os problemas potenciais resultantes do funcionamento dos tecnossistemas de gestão de RU. Procurando privilegiar, por um lado, o mínimo contacto dos resíduos com os seres humanos (trabalhadores do sistema ou público em geral) e, por outro, evitando que o impacte dos resíduos nos diversos elementos do ambiente, biofísico (água, solo, ar, alimentos) ou social (valores societários, económicos, psicossociais ou culturais), se torne muito negativo ou mesmo insustentável.

### **Prevenção terciária**

Tem como principal objectivo não permitir que sejam confinados resíduos passíveis de valorização, além de pretender a supressão ou minimização dos efeitos, no ambiente, dos resíduos a confinar.

De uma forma global a prevenção inclui, também, as intervenções que promovam a reciclagem de materiais. Contudo, é normalmente proposta como termo que engloba a redução na origem, das quantidades e/ou perigosidade dos RU, a reutilização de bens de consumo e o bom enquadramento ambiental, social e de saúde pública do funcionamento dos sistemas de gestão de resíduos.

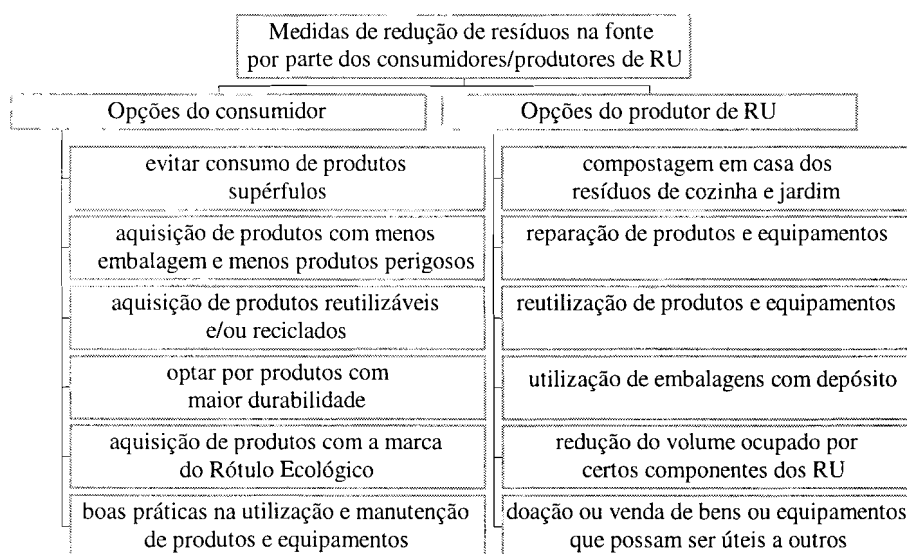
Desta forma, o conceito de **prevenção** abrange o de **redução**, e este engloba o de **reutilização**, mas os três conceitos têm significado próprio e um lugar específico na gestão de resíduos.

## **3.2 Redução na fonte**

O termo «redução na fonte» tem suscitado algumas dúvidas, nomeadamente relacionadas com o significado de outros termos como «redução de resíduos» e «reciclagem». Nesta publicação é adoptada a definição utilizada pela EPA e pelo PERSU, ou seja, redução da quantidade e/ou perigosidade dos resíduos, no local onde são gerados, antes de entrarem no sistema de recolha.

Como se pode constatar por consulta à tabela 1.1, no PERSU são estabelecidas metas para a redução na produção de RU (2.5% no ano 2000 e 5% em 2005).

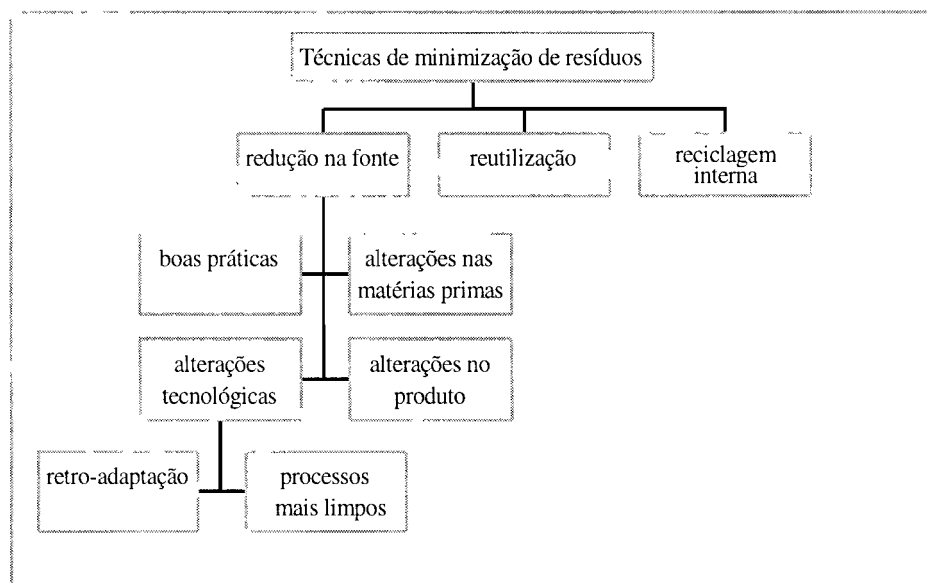
A redução na fonte é um conceito que se aplica quer aos consumidores, quer aos produtores. Os consumidores têm um duplo papel, o de consumidores de bens e serviços e o de produtores de RU. Enquanto consumidores devem adoptar padrões de consumo mais sustentáveis, incentivando, através das suas opções de compra, a produção de produtos mais limpos e dinamizando o respectivo mercado. Enquanto produtores de RU cabe-lhes pôr em prática medidas que minimizem a produção dos resíduos originados pelos produtos que consomem. Na figura 3.1 apresentam-se alguns exemplos de medidas de redução na fonte que podem ser adoptadas por parte do consumidor/ produtor de RU.



**Figura 3.1** – Algumas medidas de redução que podem ser efectuadas pelo consumidor/ produtor de RU.

Ao nível dos produtores de bens de consumo a minimização de resíduos pode realizar-se a diversos níveis, como se pode visualizar na figura 3.2. Quase sempre estas medidas têm originado significativas poupanças em matérias-primas, energia, consumo de água e nos custos com a gestão de resíduos.

Um exemplo é o que se tem verificado no sector das embalagens, estas têm registado alterações significativas no tamanho e peso por representarem poupanças no consumo de matérias primas e custos de energia. De 1972 a 1992, as garrafas de vidro sofreram uma redução em peso de 36.5% e as de plástico de politerftalato de etileno (PET) 18.1%, as latas de aço 31.5% e as de alumínio 22.0% (US.EPA, 1994).



**Figura 3.2** –Técnicas de redução dos resíduos por parte das empresas produtores de bens de consumo (adaptado de Crittenden e Kolaczkowski, 1995).

Estes resultados, associados à melhor imagem que as empresas criam junto à opinião pública, têm constituído um grande estímulo para a adesão de um número crescente de empresas a sistemas de gestão ambiental e auditorias ambientais aos resíduos. Contudo, o sucesso dos programas de redução necessita igualmente de um adequado suporte institucional, regido por instrumentos regulamentares e económicos.

Para além das políticas e regulamentações directas sobre a prevenção e redução dos resíduos, as quais têm incidido na proibição de determinados produtos perigosos e de práticas condenáveis, na limitação nos teores de algumas substâncias perigosas e em códigos de boa prática para operações e processos, outras políticas e instrumentos de regulação (na sua maior parte de aplicação voluntária), postos recentemente em funcionamento pela UE, poderão ter um impacte positivo na prevenção, redução e valorização de resíduos. É o caso, por exemplo, da atribuição do Rótulo Ecológico Comunitário (Regulamento CEE n.º 880/92 do Conselho, de 23 de Março) e do Sistema Europeu de Ecogestão e Auditoria (Regulamento CEE n.º 1836/93, de 10 de Junho), bem como o desenvolvimento das normas da série ISO 14 000.

A atribuição do Rótulo Ecológico, baseada em critérios ecológicos específicos aplicáveis a cada grupo de produtos, impõe necessariamente aos produtos candidatos que no seu percurso do «berço à cova» se minimizem os impactes ambientais, sociais e económicos, resultantes do consumo de matérias primas, energia, emissão de poluentes e resíduos. Este instrumento de incentivo a um melhor desempenho ambiental dos produtos, e a sua adesão por parte

dos agentes económicos, induzirá à redução e valorização dos resíduos resultantes da utilização de vários bens de consumo.



*símbolo do rótulo ecológico*

O Sistema Comunitário de Ecogestão e Auditoria, que entrou em vigor em Abril de 1995, com carácter voluntário, pretende funcionar como um incentivo a uma melhor ecoeficiência (ecológica/económica) das empresas e à internalização progressiva do ambiente nas estratégias das empresas. Ao prever a realização de auditorias de ambiente, nas quais se incluem auditorias aos resíduos, e a elaboração de uma Declaração Ambiental de Compromisso, a qual tem que ser validada por um verificador ambiental acreditado, para efeitos de registo no Sistema Europeu, proporcionará resultados bastante eficazes e positivos no desempenho ambiental das empresas, nomeadamente no que se refere à redução dos resíduos (Peneda e Rocha, 1995).

Nos últimos anos as políticas de ambiente têm reconhecido o interesse da aplicação de instrumentos económicos. Para além da sua elevada flexibilidade, que contrasta com a rigidez dos instrumentos regulamentares, os instrumentos económicos possuem a vantagem de constituírem um incentivo constante à redução da poluição, por serem um estímulo ao desenvolvimento de tecnologias menos poluentes, oferecendo uma maior eficácia relativamente a custos e uma melhor integração com outras políticas sectoriais (GEPAT, 1988). De acordo com Amaral (1993), pela própria lógica de uma economia de mercado, os instrumentos económicos serão os mais poderosos para forçar uma mudança de tecnologias e padrões de consumo para um desenvolvimento sustentado.

A aplicação de instrumentos económicos envolve a modificação dos preços de mercado, quer directamente, através da aplicação de taxas de poluição, sistemas de depósito e consignação, acção directa sobre os preços, aplicação de regulamentos ou incentivos à conformidade, quer indirectamente, através da criação de novos mercados, de ajudas financeiras e de subsídios e restrições quantitativas e qualitativas a determinados produtos.

Apesar da redução na fonte ser uma estratégia preventiva consensual, não tem tido um papel de destaque nos processo de planeamento e gestão dos

---

RU ao nível local. O problema reside no facto da maioria dos engenheiros e gestores estarem mais familiarizados com os passos envolvidos no projecto, construção e operação de sistemas de recolha e reciclagem, aterros e incineradoras, tendo apenas uma vaga ideia sobre o que é, e o que a autoridade local pode fazer relacionado com a redução na fonte.

No entanto, o papel destes profissionais, no domínio da redução, é bastante amplo. Fishbein e Gelb (1994), por exemplo, publicaram um guia com 200 páginas, sobre as várias estratégias que as autoridades locais podem implementar para reduzir a quantidade e perigosidade dos RU, e os benefícios associados a essas estratégias. Os autores dão também exemplos de iniciativas que podem ajudar instituições públicas, empresas e certos grupos de cidadãos, a desenvolver os seus próprios programas de redução na fonte ou a trabalharem em conjunto com as autoridades locais.

### 3.3 Reutilização

A reutilização pode ser definida como a reintrodução, em utilização análoga e sem alterações, de substâncias, objectos ou produtos nos circuitos de produção e ou consumo, por forma a evitar a produção de resíduos (DL n.º 239/97, de 9 de Setembro).

Ao nível dos países da UE, incluindo Portugal, a reutilização, sobretudo a das embalagens, possui já um certo historial. O material mais amplamente reutilizado é o vidro, embora alguns países, como a Dinamarca, também reutilizem o plástico, nomeadamente o PET (Chinita, 1996).

Contudo, ao longo dos últimos anos, tem-se verificado um decréscimo da reutilização de bens domésticos, devido à interacção de diversos factores, como a mudança dos padrões de consumo e a emergência de novas políticas comerciais, acompanhadas de um aumento das possibilidades de opção do consumidor.

Face a esta problemática, a UE publicou uma directiva relativa à gestão de embalagens e resíduos de embalagens, transposta para o direito nacional pelo DL n.º 366-A/97, de 20 de Dezembro. Nesta directiva apenas foram estabelecidos objectivos e metas específicas para a valorização e reciclagem de resíduos de embalagens, cabendo a cada Estado-membro estabelecer metas concretas, ou incentivos, para a redução e reutilização. Portugal, pela Portaria n.º 29-B/98, de 15 de Janeiro, define para embalagens reutilizáveis a forma de gestão e os níveis mínimos de reutilização.

De acordo com a referida Portaria, os embaladores e os responsáveis pela colocação de produtos no mercado nacional com embalagens reutilizáveis,

devem estabelecer um **Sistema de Consignação** que permita recuperar e reutilizar as suas embalagens depois de utilizadas pelos consumidores. A consignação envolve a cobrança, no acto da compra, de um depósito (o Governo pode fixar um valor mínimo) que só pode ser reembolsado no acto da devolução. O distribuidor/comerciante é obrigado a cooperar neste sistema, incluindo assegurar a recolha das embalagens usadas (apenas as marcas por ele comercializadas) e o seu armazenamento em condições adequadas.

Os embaladores ou os responsáveis pela colocação de produtos no mercado nacional, são obrigados a recolher as embalagens recebidas e armazenadas pelos distribuidores/comerciantes e são responsáveis pelo seu destino final. Têm também que comunicar anualmente ao Instituto dos Resíduos os quantitativos em causa, além de serem obrigados a elaborar um plano de gestão das embalagens reutilizáveis.

Os distribuidores/comerciantes que comercializem bebidas refrigerantes, cervejas, águas minerais naturais, de nascentes ou embaladas, e vinhos de mesa (excluindo aqueles com classificação de vinho regional e VQPRD), em embalagens não reutilizáveis, devem também comercializar a mesma categoria de produtos em embalagens reutilizáveis, por forma a assegurar o direito de opção ao consumidor.

A partir de Janeiro de 1999, as bebidas anteriormente referidas (excepto o vinho de mesa), destinadas a consumo imediato no local (estabelecimentos hoteleiros, de restauração e similares), serão obrigatoriamente acondicionadas em embalagens reutilizáveis (excepto os concentrados destinados à preparação de bebidas refrigerantes por diluição no próprio local de consumo). Os níveis mínimos de reutilização a atingir por sector apresentam-se na tabela 3.3.

**Tabela 3.1** – Níveis mínimos de reutilização em percentagem dos volumes totais comercializados anualmente em litros (Portaria n.º 29-B/98, de 15 de Janeiro).

	1997	1998	1999
Bebidas refrigerantes	15	20	30
Cervejas	70	75	80
Águas minerais naturais	5	8	10
Vinhos de mesa (excluindo os anteriormente mencionados)	55	60	65

Alguns países têm sistemas de consignação implementados também para outros fluxos, nomeadamente, pilhas, baterias, pneus, veículos e electrodomésticos.

## Tópicos para discussão e problemas

1. Faça uma vistoria aos produtos de consumo existentes na sua casa (cozinha, casa de banho, quarto, sala, garagem) e elabore uma lista dos produtos que poderiam ser substituídos por outros com idênticas funções, mas que contribuiriam para a redução dos resíduos. Dos RU presentes no seu saco do lixo, quais poderia reutilizar?
2. Vários estudos têm posto em evidência que o tipo de contentores do lixo que as famílias dispõem pode influenciar as quantidades de resíduos produzidos, verificando-se que quanto maiores forem os contentores mais resíduos são produzidos por família. Consegue encontrar uma explicação lógica para este facto?
3. Que medidas, ou que técnicas, de redução das quantidades dos RU estão a ser postas em prática pelas autoridades locais do seu concelho?
4. Redução e reciclagem são duas estratégias que exigem da parte dos consumidores mudança de atitudes e comportamentos. Admitindo que os equipamentos para deposição selectiva se encontram disponíveis, qual lhe parece, das duas estratégias anteriores, ser a mais fácil em termos de esforço requerido aos consumidores? Tente justificar a sua resposta.
5. Suponha que em sua casa a produção média diária de RU *per capita*, em 1997, foi de 1kg, e que a taxa de crescimento da capitação é de 3% ao ano. Que quantidades de RU terão que ser reduzidas em sua casa por dia e por pessoa, por forma a dar cumprimento às metas previstas no PERSU para os horizontes a curto e médio prazos (consultar tabela 1.1).
6. De que forma o Sistema Comunitário de Ecogestão e Auditoria pode contribuir para a redução das quantidades de resíduos produzidos? Existe alguma empresa no seu Concelho que tenha aderido a este sistema? Que medidas foram adoptadas e quais os resultados obtidos em termos de redução de resíduos?
7. A alteração do *design* dos produtos pode induzir a substanciais reduções nas matérias primas consumidas e quantidades de resíduos produzidos. Calcule as dimensões óptimas (altura e diâmetro, em cm) de uma lata cilíndrica de alumínio, com 0.33 l de volume, por forma a que a quantidade de alumínio seja mínima. Face aos resultados obtidos, qual a percentagem de alumínio que poderia ser reduzida nas actuais embalagens de 0.33 l existentes no mercado ( $h \approx 9.9\text{cm}$ ;  $r \approx 3.25\text{cm}$ )?

$$(\text{Área} = 2\pi r^2 + 2\pi r h; \text{Volume} = \pi r^2 h).$$

---

## **4. Sistemas de recolha e de transporte de resíduos**

Página intencionalmente em branco

---

## Objectivos de aprendizagem

- Reconhecer e identificar os vários tipos de deposição, recolha e transporte (métodos e equipamentos), disponíveis para a recolha indiferenciada e selectiva de RU.
- Identificar as razões da importância da componente recolha e transporte no âmbito do sistema integrado de resíduos.
- Saber o que se entende por um sistema de recolha integrado.
- Descrever a importância e tipos de processamento e armazenamento de resíduos na fonte.
- Identificar os principais factores a ter em consideração na deposição, na recolha e no transporte de resíduos.
- Conhecer e classificar os vários tipos de equipamentos para a deposição de resíduos.
- Saber o que significa a etapa transporte de resíduos e o que se entende por distância crítica de transporte.
- Saber o que é uma estação de transferência e quais os principais motivos para a sua instalação.
- Descrever as operações unitárias envolvidas nas actividades de recolha de contentores estacionários e de contentores transportáveis.
- Saber calcular alguns indicadores de produtividade dos sistemas de recolha, nomeadamente, o tempo total por volta, o tempo de transporte, o tempo efectivo de recolha, o número de voltas por dia de trabalho e o número de contentores que pode ser esvaziado por volta.
- Distinguir entre análise macro-circuito e análise micro-circuito.
- Saber o que se entende por optimização de circuitos e quais as vantagens da utilização de programas de computador como ferramentas de auxílio ao planeamento e gestão de circuitos de recolha.

Página intencionalmente em branco

## 4.1 Conceitos gerais

O problema da gestão de resíduos gera-se com a sua produção. Embora se procure incentivar práticas de redução e de reutilização na fonte, a sua eliminação é impossível. Uma vez produzidos, os resíduos têm que ser depositados, recolhidos e transportados, do local onde são produzidos, para o local onde serão processados, tratados, valorizados ou confinados.

A **deposição**<sup>1</sup> pode entender-se como o conjunto de operações envolvendo a armazenagem domiciliária de RU e a sua colocação em recipientes, em condições de serem removidos. **Recolha** é a operação efectuada por pessoal e/ou equipamento especialmente adequado para esse fim, mediante a transferência dos resíduos, incluindo ou não os recipientes, para as viaturas de recolha. **Transporte** pode ser definido como a operação de transferir os resíduos de um local para outro.

Os sistemas de recolha<sup>2</sup> e de transporte, adquirem, na gestão integrada de resíduos, uma importância fundamental, devido, essencialmente, aos seguintes factores:

- é a componente do sistema de gestão de RU mais dispendiosa, pode representar 40 a 70% dos custos totais de gestão;
- constitui a interface entre o sistema e os utentes;
- deixou de ser encarada como uma componente do sistema independente, actualmente a adopção de estratégias integradas de recolha, trouxe ao sistema de recolha e transporte maior complexidade técnica, económica, social e ambiental;
- é vulnerável ao comportamento dos utentes e aos conflitos que possam existir entre os vários operadores;
- a forma como os resíduos são recolhidos e transportados condiciona a eficiência dos processos de valorização e tratamento subsequentes.

De acordo com Pferdehirt *et al.* (1993), uma estratégia de recolha integrada deve procurar:

- fornecer níveis de serviço local apropriados para atingir os objectivos políticos, regulamentares, de saúde pública e ambiente;
- atingir os mais baixos custos;
- desenvolver acordos entre os sectores público e privado;
- ser flexível para as necessidades de mudança;
- contribuir para as políticas de redução de RU.

<sup>1</sup> Também denominada contentorização (Lobato Faria *et al.*, 1997).

<sup>2</sup> O sistema de recolha, engloba a deposição e a recolha. É também denominado sistema de remoção.

A forma como os produtores de RU os manuseiam pode ter um efeito significativo nas quantidades e características dos mesmos, com implicações para as restantes subcomponentes do sistema e eventuais riscos para a saúde pública.

Informar os utentes do serviço de recolha sobre as melhores práticas para reduzir, separar, armazenar e valorizar os resíduos, antes de os colocarem nos contentores para serem removidos, deve fazer parte dos objectivos estratégicos das políticas de redução e valorização de resíduos. Ao nível doméstico podem ser adoptados diversos tipos de processamento de RU na fonte. Na tabela 4.1 fornecem-se alguns exemplos.

**Tabela 4.1** – Processamento de RU na fonte.

Tipo de processamento	Observações
<b>Trituração (trituradores de cozinha)</b>	<ul style="list-style-type: none"> <li>- diminui a quantidade de RU a recolher e os problemas de putrefacção;</li> <li>- aumenta a carga orgânica dos efluentes domésticos, pode ter implicações para as Estações de Tratamento de Águas Residuais (ETAR).</li> </ul>
<b>Separação de componentes</b>	<ul style="list-style-type: none"> <li>- melhor via para a redução e valorização, reduz as quantidades de RU na recolha indiferenciada;</li> <li>- implicações para as subsequentes operações de processamento dos RU.</li> </ul>
<b>Compactação</b>	<ul style="list-style-type: none"> <li>■ <i>individual</i> (sacos ou caixotes com sistema de compactação, conseguem reduções de 60-70 % do volume de RU);</li> <li>■ <i>colectiva</i> (contentores compactadores localizados nos prédios ou nas vias públicas).</li> <li>- qualquer dos processos tem implicações para as subsequentes operações de processamento dos RU, pode não ser recomendado se os resíduos se destinarem a valorização (material, orgânica ou energética).</li> </ul>
<b>Combustão</b>	<ul style="list-style-type: none"> <li>- queima em lareiras, incineradores domésticos ou fornalhas (em desuso);</li> <li>- problemas de emissão de poluentes atmosféricos.</li> </ul>
<b>Compostagem caseira</b>	<ul style="list-style-type: none"> <li>- reduz a quantidade de RU que vão para o sistema de recolha;</li> <li>- produz um correctivo orgânico que pode ser utilizado na agricultura (ou jardinagem), limitando a utilização de fertilizantes comerciais.</li> </ul>

Os equipamentos mais comuns, para acondicionar os RU nas habitações, incluem: sacos (de plástico ou papel), caixas empilháveis (para os recicláveis), baldes ou contentores de pequena dimensão (com ou sem divisões). Para além destes equipamentos domésticos poderão existir sistemas de transporte no interior e no exterior das edificações até ao local do seu armazenamento (condutas verticais e/ou sistemas pneumáticos)

As condutas verticais (ou tubos de queda), destinadas à descida, por acção da gravidade, dos RU produzidos nos vários pisos das edificações e respectivas portas que podem ser basculantes (equipamento instalado na boca colectora, destinado a receber e lançar no interior do tubo de queda os RU produzidos

---

no piso ou habitação) obedecem a Normas Técnicas. Apesar de serem mais cómodas para os produtores domésticos têm causado problemas de acidentes (e. g. fogos, explosões) e manutenção (e. g. obstruções, maus cheiros), pelo que muitos países proíbem a sua instalação.

Os sistemas pneumáticos, têm funções semelhantes às condutas verticais, embora muitas vezes também sejam utilizados no transporte horizontal dos RU, para pontos de recolha centralizados. Os resíduos são transportados por pressão de ar ou vácuo, sendo sistemas sofisticados e caros.

As condições de armazenamento dos RU na fonte devem ter em consideração factores como:

- o efeito nas características dos RU (decomposição biológica, absorção de líquidos, contaminação das componentes);
- o tipo de contentores a utilizar (depende do tipo de resíduos a recolher, do tipo de sistema de recolha, da frequência da recolha e do espaço disponível);
- a localização dos contentores (depende do tipo de construção e do espaço disponível);
- os problemas de saúde pública e estética (e. g. vectores de doença, intrusão visual).

## 4.2 Deposição

### 4.2.1 *Métodos de deposição*

A escolha do sistema de deposição a adoptar é condicionada por uma vasta gama de factores, dos quais se destacam, o clima, os aspectos geográficos, o volume e tipo de resíduos a recolher, o tipo de habitação e de urbanização, a densidade populacional, a frequência e rapidez da recolha, a distância e o tipo de tratamento, valorização ou eliminação que se pretende para os resíduos, os hábitos, as atitudes e as características dos produtores de resíduos, o tipo de recipientes e veículos a utilizar e os recursos financeiros e humanos disponíveis.

Os métodos de deposição podem ser classificados, de acordo com o tipo de resíduos recolhidos ou com os equipamentos de deposição utilizados.

Em relação ao tipo de resíduos, a deposição pode ser **conjunta** (todos os resíduos misturados num único recipiente, também designada por deposição

---

indiferenciada ou tradicional), ou **selectiva** (deposição separada de algumas componentes dos resíduos, a qual por sua vez pode ser monomaterial ou multimaterial). Quanto ao tipo de recipientes, a deposição pode-se dividir em deposição em sacos, em caixas ou em contentores.

#### 4.2.2 Equipamentos para deposição

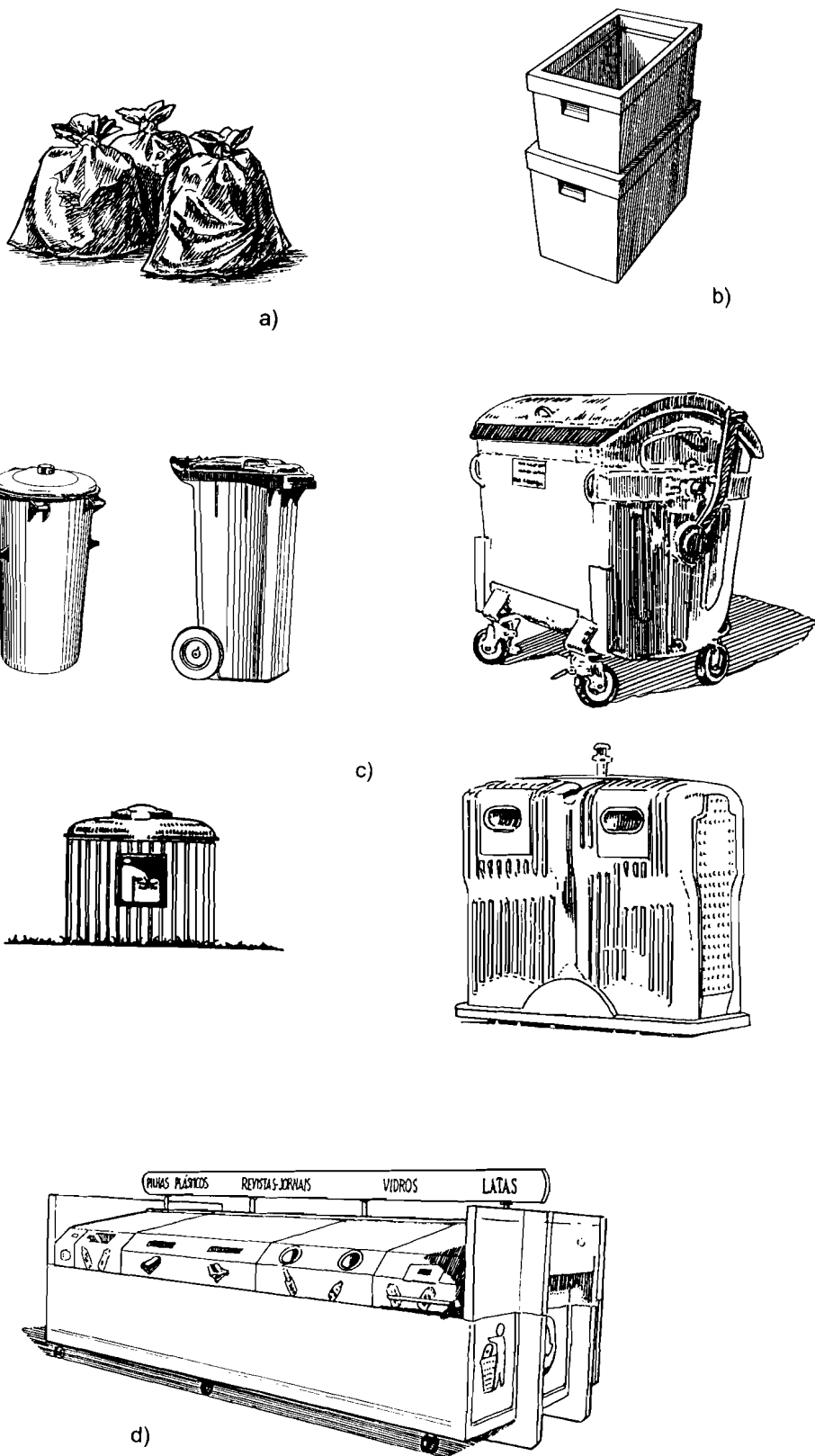
A selecção do tipo de recipientes a adoptar requer sempre uma análise gradativa das seguintes condicionantes:

- tipo de habitação;
- características urbanas locais;
- capacidade de deposição;
- número de recipientes necessários;
- tipo de veículos de recolha;
- flexibilidade do sistema (recipientes/veículos);
- grau de participação a esperar da população;
- tempos de carga/descarga;
- custos de implementação e exploração;
- higiene e segurança dos trabalhadores.

A opção final do melhor sistema de contentorização, só é possível após uma análise do problema concreto. Qualquer alteração no tipo de recipientes tem implicações a montante e a jusante do sistema de gestão de RU.

Para a deposição dos RU podem ser utilizados diversos tipos de recipientes: sacos, caixas e contentores, apresentando-se na figura 4.1 alguns exemplos.

**Sacos não recuperáveis.** Os sacos podem ser utilizados para a deposição indiferenciada ou selectiva. Podem ser de plástico (polietileno) ou papel impermeabilizado, com capacidade muito variada, os mais correntes são de 50, 70, 90 ou 100 litros. Na tabela 4.2 apresentam-se algumas vantagens e desvantagens associadas à utilização de sacos para a deposição de RU.



**Figura 4.1** – Recipientes para deposição de RU: a. sacos não recuperáveis; b. caixas para recicláveis; c. contentores de pequena e média capacidade; d. contentor de grande capacidade (transportável).

**Tabela 4.2** – Vantagens e desvantagens da utilização de sacos para a deposição dos RU.

Vantagens	Desvantagens
<p>Para o <i>produtor de RU</i>:</p> <ul style="list-style-type: none"> <li>– eliminam a operação de recolha do recipiente;</li> <li>– dispensam a lavagem e protecção do recipiente;</li> <li>– evitam o ruído na descarga para o veículo de recolha e o furto.</li> </ul> <p>Para o <i>serviço de recolha</i>:</p> <ul style="list-style-type: none"> <li>– reduzem o tempo de recolha;</li> <li>– suprimem o regresso do recipiente e sua lavagem;</li> <li>– provocam menos fadiga ao pessoal;</li> <li>– evitam a permanência dos recipientes na via pública, durante longos períodos.</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>– necessidade de suportes especiais para auxiliar o seu enchimento;</li> <li>– os resíduos facilmente se espalham pelo chão, quando sujeitos a actos de vandalismo;</li> <li>– maiores despesas de aquisição e distribuição (se for gratuita, sendo o município a distribuir, os munícipes não sentindo o preço da sua aquisição passam a dar outro destino aos sacos);</li> <li>– ocupam mais espaço nos veículos de recolha devido à formação de vazios.</li> </ul>

**Caixas.** Este tipo de recipiente é utilizado em algumas recolhas selectivas porta-a-porta. São caixas de plástico empilháveis, normalmente com uma capacidade de 50 litros. Na tabela 4.3 apresentam-se algumas vantagens e desvantagens associadas à utilização de caixas para a deposição dos recicláveis.

**Tabela 4.3** – Vantagens e desvantagens da utilização de caixas para a deposição de recicláveis.

Vantagens	Desvantagens
<ul style="list-style-type: none"> <li>– melhor qualidade dos materiais recolhidos, uma vez que o material vem separado (normalmente as caixas com materiais não desejáveis ou contaminados não são recolhidas), os custos de processamento são menores;</li> <li>– a participação da população é qualitativamente melhor (devido, por exemplo, à pressão social).</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>– a gama de materiais aceites e o volume de resíduos a recolher é limitado pelo tamanho da caixa, como tal nem todos os materiais potencialmente recicláveis são recolhidos;</li> <li>– as embalagens têm que ser previamente lavadas;</li> <li>– muitas vezes têm que ser fornecidas novas caixas porque os munícipes desviam-nas para outras utilizações.</li> </ul>

**Contentores.** Encontram-se disponíveis no mercado contentores de vários formatos, capacidades, tipos de tampas, com ou sem rodas, entre outros aspectos. No entanto, as características dos contentores são regulamentadas através de normas que os torna a todos bastante semelhantes para a mesma capacidade.

---

- *Contentores de pequena e média capacidade*

- ▼ **Contentores de fundo redondo** (de 35, 50, 70 ou 110 litros), normalmente de plástico, cor cinzenta ou verde, para a recolha indiferenciada, ou outras cores, quando adaptados à recolha selectiva. Têm pegas e saliências compatíveis com o sistema de elevação do veículo de recolha. Existem também modelos em metal, embora estejam em desuso.
- ▼ **Contentores de fundo quadrado ou rectangular** (contentores de rodas). Podem ser de plástico ou metal galvanizado. Os de plástico (de 80, 120, 240, 360, 500, 660, 700, 770, 800, 1000 ou 1100 litros) apresentam-se normalmente em cor verde, cinzenta ou «areia», para a deposição indiferenciada, ou outras cores quando adaptados à recolha de recicláveis. Têm 2 ou 4 rodas para facilitar o transporte. Podem ser compartimentados (geralmente 2 compartimentos) ou não. No caso dos contentores compartimentados, utilizados na recolha simultânea de dois fluxos, a separação pode ser perpendicular ou paralela ao eixo da tampa, dependendo do tipo de veículo utilizado. Os de metal (de 770, 800, 810 ou 1100 litros), têm 4 rodas que na maior parte dos casos, tomam qualquer direcção. Ambos têm pegas e saliências compatíveis com o sistema de elevação do veículo de recolha.

Os contentores de média capacidade devem ter um sistema de descarga de fundo para escoamento dos líquidos de lavagem e desinfecção, quando esteja previsto um tipo de lavagem em que não se vire o contentor. Podem possuir na tampa uma pega de borracha ou plástico mole para amortecer e isolar e um sistema mecânico (pedal ou alavanca) para facilitar a abertura da tampa. Muitas vezes têm um sistema de blocagem a duas rodas.

- ▼ **Contentores em profundidade** (*molok*) (de 1,3, 3 ou 5m<sup>3</sup>). São contentores semi-enterrados no solo, podem ser utilizados para a deposição indiferenciada ou selectiva. São constituídos por uma tampa, um poço, um saco de elevação e um saco descartável. O poço divide-se em duas partes, a parte superior, acima do solo (fabricada, por exemplo, em aço ou alumínio com revestimento em ripas de madeira), e a parte inferior, enterrada no solo (cujo material é o polietileno). A função do saco de elevação consiste em suportar os resíduos no momento da descarga do contentor, sendo içado do seu interior por intermédio de grua, tem um sistema de abertura especial pelo fundo, manuseada através de cabos. O saco de plástico descartável é colocado no interior do saco de

elevação e visa evitar o derrame de resíduos no interior e exterior do contentor.

- ▼ **Contentores tipo «igloo».** Contentores destinados à deposição selectiva na via pública, podendo existir com diferentes formas (esféricos, cúbicos) e capacidades (de 1,1 a 4m<sup>3</sup>). Têm aberturas de diversos formatos consoante o material a que se destinam (e. g. circulares para o vidro, plástico ou latas e alongadas para o papel). A grande maioria destes contentores possuem um gancho metálico na parte superior de modo a poderem ser elevados por uma grua e esvaziados pelo fundo. Outros são articulados na vertical e abrem-se em duas meias «conchas» como uma mala. Podem ser mono ou multicompartimentados. A vantagem dos segundos em relação aos primeiros situa-se a nível dos custos, é mais económico ter um contentor multicompartimentado do que vários mono-compartimentados. Os compartimentos individuais são, no entanto, mais pequenos pelo que se enchem mais rapidamente e muitas vezes a velocidades diferentes. Podem-se encontrar na via pública isolados (tipo vidrão) ou acoplados (tipo baterias de contentores ou ecopontos) (ACR, 1997).

- *Contentores de grande capacidade*

Há basicamente dois tipos de contentores deste género: os fixos ou estacionários e os móveis ou transportáveis. Ambos podem ter associado um sistema de compactação, como equipamento acoplável ao contentor ou fazendo parte da sua estrutura. Podem ser utilizados por grandes produtores de resíduos, servir como pequenas estações de transferência, como ecopontos ou fazerem parte de centros de recolha (ecocentros).

- ▼ **Contentores fixos.** Contentores com capacidade entre 2 e 5m<sup>3</sup>, cujos veículos de recolha têm um sistema de elevação frontal (elevação directa ou por cabo).
- ▼ **Contentores transportáveis** (contentores para equipamento *multibenne* e *polibenne*). Contentores adaptados aos veículos *multibenne* (contentores de balde), geralmente para entulhos mas também para outros tipos de resíduos, incluindo recolhas selectivas. Possuem uma capacidade que varia entre os 5 e os 10m<sup>3</sup>. Contentores adaptados aos veículos *polibenne* (contentores rebocáveis), têm entre 10 e 20m<sup>3</sup>. Utilizam-se em estações de transferência e em recolhas selectivas ou recolhas especiais. No caso das recolhas selectivas estes contentores podem apresentar divisões para deposição de diferentes fileiras ou fluxos.

## 4.3 Recolha

### 4.3.1 *Tipos de recolha*

A recolha pode ser classificada de acordo com o tipo de resíduos recolhidos, o local de recolha, o tipo de entidade que os recolhe e a frequência e horário da recolha.

#### A. *Por tipo de resíduos e local de recolha*

##### ▼ **Recolha indiferenciada, regular ou normal**

É a recolha de RU todos misturados. É executada segundo horários e circuitos pré-estabelecidos, com uma frequência variável, entre 1 a 7 vezes por semana, dependendo das características do meio rural ou urbano, do tipo de resíduos e das condições climáticas. Pode ser do tipo **porta-a-porta**, ou seja, os cantoneiros recolhem os recipientes de deposição que se encontram localizados à porta (passeio) de cada unidade residencial (moradia ou prédio), **colectiva**, os cantoneiros recolhem os recipientes que servem mais do que uma unidade residencial (várias moradias ou prédios) ou em **locais centralizados de deposição** (é frequente este tipo de recolha em aglomerados dispersos e parques industriais). As autoridades municipais definem por postura municipal o tipo de resíduos a recolher, normalmente domésticos e equiparados, e os locais de recolha.

Os RU recolhidos de forma indiferenciada podem ser valorizados, após processamento. A principal vantagem deste tipo de recolha, para efeitos de valorização, para além do menor esforço que é exigido aos produtores e à entidade que os recolhe, são os baixos custos da recolha já que não é necessária uma deposição e recolha adicional para os recicláveis. O principal inconveniente é o grau de contaminação dos recicláveis, o que lhes dá um valor comercial mais baixo ou mesmo inaceitável para as indústrias de reciclagem. Melhorar a qualidade dos materiais recuperados por esta via significa investir em tecnologias de processamento mais sofisticadas o que representa grandes despesas de capital e manutenção (McMillen, 1993).

##### ▼ **Recolha selectiva**

Este tipo de recolha visa separar na fonte uma ou mais categorias de resíduos, seguida ou não de nova separação em estações de triagem. Pode realizar-se em simultâneo com a recolha indiferenciada (utilizando o mesmo veículo, veículo compartimentado),

por substituição (nos dias em que há recolha selectiva não há recolha indiferenciada) ou por adição (em alguns dias efectuam-se as duas recolhas, mas separadamente, com veículos diferentes). Existem basicamente duas estratégias distintas: a *recolha selectiva porta-a-porta* e a *recolha por transporte voluntário* (os próprios produtores transportam os resíduos para determinados pontos).

**a. *Recolha selectiva porta-a-porta***

É um sistema de deposição individual e compreende a recolha dos recicláveis da porta de cada habitação. É mais apropriado para moradias ou prédios com menos de três andares. Se o sistema for convenientemente gerido e publicitado, e se a recolha selectiva se realizar no mesmo dia da recolha convencional, obtêm-se resultados muito significativos na captura de grandes quantidades de recicláveis (Bullock e Salvador, 1993). O sistema de recolha porta-a-porta apresenta diversas variações, como o número de componentes a separar na fonte, o tipo e número de recipientes utilizados, o tipo de veículos e sistema de recolha, a frequência e horário da recolha e o tipo de separação efectuada após deposição (pode ser realizada no passeio, pelos operadores de recolha, ou nas estações de triagem). Desta forma, as opções pelo sistema de remoção porta-a-porta, podem-se subdividir em quatro grandes grupos:

- 1) *Mistura de recicláveis (recicláveis depositados todos no mesmo recipiente, também designada por recolha multi-material)/veículo mono-compartimentado;*
- 2) *Mistura de recicláveis/veículo multicompartimentado (separação efectuada no passeio pelo operador da recolha);*
- 3) *Sistema de separação dedicada (mais do que um tipo de recicláveis, cada um em seu recipiente)/veículo multicompartimentado;*
- 4) *Sistema de co-recolha (recolha simultânea de recicláveis e não recicláveis)/veículo mono ou multicompartimentado.*

**b. *Recolha selectiva por transporte voluntário***

Engloba uma grande variedade de opções para a deposição, cujas características comuns são serem sistemas de deposição colectivos e exigirem aos produtores a separação na fonte e o trans-

---

porte para esses pontos de deposição. São os sistemas mais generalizados porque podem ser implementados a uma escala pequena, requerem menos capital de investimento, adaptam-se melhor à construção em altura e podem ser autofinanciados por empresas ou grupos locais.

As variantes são determinadas fundamentalmente por duas características: o tipo de equipamento e a densidade de pontos de deposição na malha urbana (medida em termos de habitante ou por área servida por ponto de deposição). De acordo com estes dois critérios podem-se identificar os seguintes sistemas:

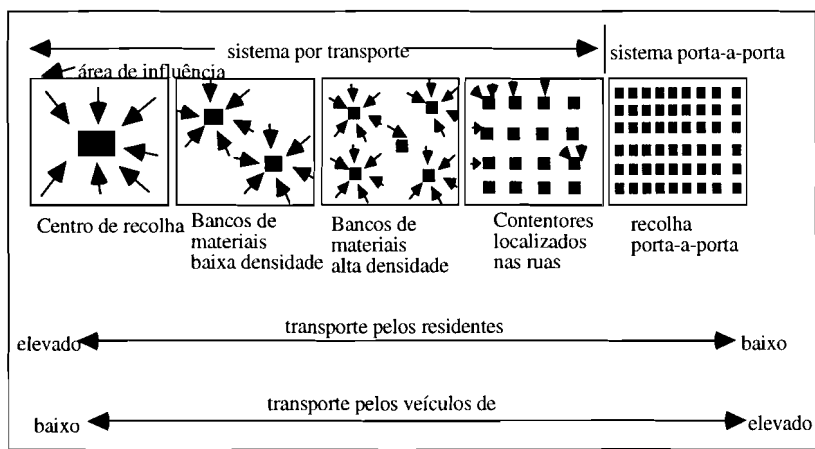
1. **Contentores isolados.** Contentores de várias dimensões, formatos e cores, integrados na malha urbana, destinados à deposição selectiva de um ou mais componentes dos RU (e. g. contentor para deposição de vidro-vidrão).
2. **Ecopontos.** Sistemas muito semelhantes ao anterior, com a única diferença de que num ponto de deposição selectiva, em vez de existir um só contentor, existe um conjunto de contentores ou baterias de contentores para fileiras específicas de materiais (vidro, papel e cartão, plástico, metais) ou determinados fluxos (e. g. embalagens, pilhas e baterias).
3. **Ecocentros (ou centros de recolha).** São infraestruturas vedadas, com horário de abertura e fecho, caracterizadas pela existência de um volume de contentorização superior ao dos ecopontos, destinadas a uma gama mais vasta de materiais para além das fileiras habituais (como resíduos de jardim, electrodomésticos, resíduos de demolições, óleos usados). Contam com a presença de um ou mais técnicos especializados no apoio e acompanhamento da deposição.
4. **Sistemas de deposição móveis.** Conjunto de contentores móveis ou rebocáveis, ou veículos especiais dotados de capacidade de contentorização separada para diferentes fileiras e fluxos de resíduos, que podem estar estacionados durante algum tempo num local, deslocando-se posteriormente para outros locais, funcionando como ecopontos móveis (Gama, 1996).

### Dois exemplos do sistema de deposição móvel

Implementados em Curitiba, Brasil, e em Vallejo, um subúrbio de São Francisco, Califórnia (E. U. A.).

- No primeiro caso a prefeitura organizou um serviço de recolha de recicláveis que consiste no estacionamento de uma viatura compartimentada, em determinados dias da semana, à entrada de algumas favelas. Os habitantes das favelas transportam os materiais para essa viatura e em troca recebem senhas para alimentação ou transporte (Martinho, *et al.*, 1992).
- No segundo caso um serviço móvel realiza cerca de 10 paragens de 15 a 45 minutos em locais pré-estabelecidos, como escolas e igrejas. Os materiais são pesados e comprados. As dificuldades neste tipo de sistema estão relacionadas com encontrar um local de paragem apropriado, de fácil acesso e segurança, e os inconvenientes das pessoas terem de esperar, devido a eventuais atrasos da viatura, ou esquecerem-se do dia e hora da recolha (McMillen, 1993).

Pode-se afirmar, comparando os sistemas porta-a-porta com os sistemas por transporte voluntário, que não há um melhor que outro, mas sim um sistema melhor para determinada situação (figura 4.2). Só através de uma análise cuidadosa das características de cada situação é que se poderá decidir sobre a solução mais sustentável.



**Figura 4.2** –Espectro dos vários sistemas de deposição de recicláveis (White *et al.*, 1995).

## **B. Por tipo de entidade que recolhe os resíduos**

- ▼ Recolha **municipal**. De acordo com a legislação em vigor compete às Câmaras Municipais a recolha dos RU. O serviço de recolha pode, contudo, ser concessionado a privados.
- ▼ Recolha **pelos próprios produtores**. Neste caso são os próprios produtores, como grandes comerciantes, a recolher e transportar os seus resíduos para um local previamente estabelecido, podendo este serviço também ser concessionado a privados.

## **C. Frequência e horário de recolha**

A frequência e horário de recolha são muito variáveis de país para país e de zona para zona. Apenas as condições locais e as características do serviço podem determinar este parâmetro. Em relação à frequência, a recolha pode classificar-se em diária, semanal, bissemanal ou mensal. Em relação ao horário, em diurna ou nocturna. Os factores a considerar quanto à escolha de uma das alternativas enunciadas, são:

- tipo de recolha (conjunta vs selectiva);
- volume a recolher;
- composição dos RU;
- efeito na taxa de produção;
- proliferação de vectores de doença e riscos para a saúde pública;
- características do aglomerado (e. g. urbano, rural, densidade);
- características do tráfego;
- condições climáticas (decomposição e cheiros);
- hábitos da população;
- produtividade e rendimento do serviço;
- custos.

### 4.3.2 *Veículos de recolha*

Um dos aspectos importantes na organização de um serviço de recolha é a escolha das viaturas. Esta selecção depende dos aspectos locais. No entanto, existe um conjunto de qualidades que deve reunir um veículo de recolha, nomeadamente:

- rapidez de absorção dos resíduos;
- máximo volume e facilidade de descarga;
- zona de carregamento deverá permitir uma fácil descarga dos recipientes;
- ser estanque, de fácil manutenção e lavagem;
- a carga deverá distribuir-se uniformemente pelos eixos;
- funcionamento o mais silencioso possível;
- máxima manobrabilidade na circulação;
- menores custos de manutenção e consumo de combustível;
- possuir órgãos de segurança adequados;
- esteticamente agradável.

Os veículos podem classificar-se em função dos seguintes critérios: a) método de descarga; b) tipo de sistema de elevação dos contentores e respectiva localização; c) tipo de sistema de transferência dos resíduos da tremonha de recepção para o interior da caixa; d) número de compartimentos da caixa (cuba). Nas figuras 4.3A e 4.3B apresentam-se alguns exemplos de veículos utilizados na recolha de RU.

### a. Quanto ao método de descarga dos resíduos na viatura

**Recolha convencional ou aberta.** Caracteriza-se pelo facto da zona de carregamento da viatura ser aberta ou dispor apenas de uma cortina em borracha. Pode ser realizada manualmente ou semi-automáticamente. Actualmente existem sistemas mecânicos de elevação que se adaptam a qualquer capacidade de contentores comercializados.

**Recolha hermética.** Designa-se a recolha em que são utilizadas adufas para descarga dos contentores de pequena capacidade (50 a 360 l). As adufas são constituídas por um sistema de elevação hidráulico e por uma boca de descarga provida de um orifício (opérculo) que se mantém fechado quando não está a ser utilizado. Existem sistemas para determinados formatos e capacidades de contentores. Recentemente foi desenvolvido um sistema que permite o carregamento de vários tipos de contentores de pequena capacidade. Nos contentores de média capacidade (de 500 a 1100 l) o esvaziamento não é efectuado através de opérculo mas sim, por uma abertura a toda a largura da traseira do veículo, protegida por uma cortina de borracha.

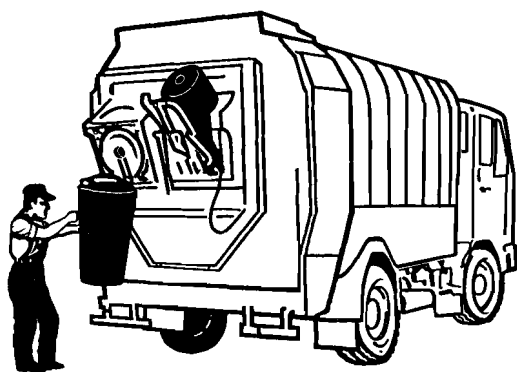
**Tabela 4.4** – Método de descarga dos resíduos para a viatura, vantagens e desvantagens.

	Vantagens	Desvantagens
<b>Recolha convencional ou aberta</b>	<ul style="list-style-type: none"><li>– é rápido no processo de carregamento;</li><li>– permite o carregamento de objectos volumosos que sejam encontrados ao longo do percurso do circuito.</li></ul>	<ul style="list-style-type: none"><li>– os cantoneiros estão expostos às poeiras e cheiros;</li><li>– pode permitir acidentes pela facilidade com que se atinge a carga.</li></ul>
<b>Recolha hermética</b>	<ul style="list-style-type: none"><li>– maior higiene e limpeza;</li><li>– diminuição dos riscos para a saúde;</li><li>– aspecto ergonómico, o trabalho do cantoneiro resume-se a pôr e tirar o contentor dos encaixes de elevação;</li><li>– defende os trabalhadores da emanação de cheiros e poeiras.</li></ul>	<ul style="list-style-type: none"><li>– exige investimentos mais elevados na aquisição ou reparação das adufas;</li><li>– normalmente é de utilização menos flexível, face aos contentores de pequena e média capacidade;</li><li>– em caso de avaria não possibilita soluções alternativas de carregamento.</li></ul>

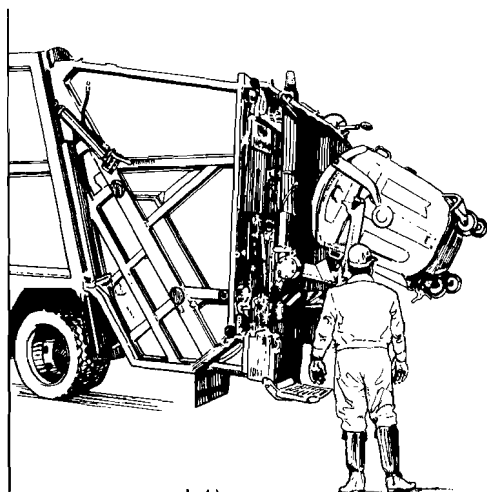
### b. Sistema de elevação dos contentores e respectiva localização

O sistema de elevação dos contentores pode ser **manual**, **semi-automático** ou **totalmente automático**. Além disso pode localizar-se:

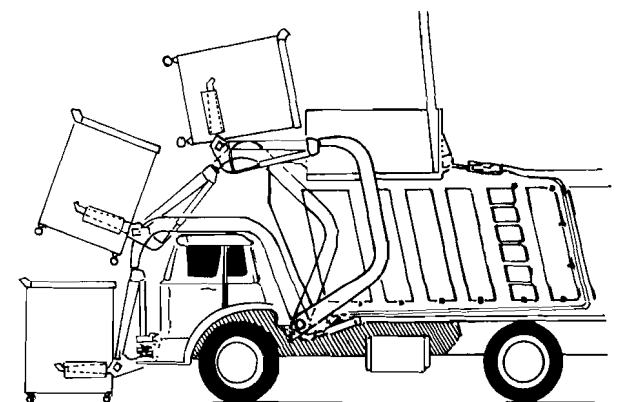
- na parte de trás do veículo (**carregamento traseiro**), processo mais vulgar, tem como principais vantagens a possibilidade de obter uma altura mais baixa de vazamento dos contentores e utilizar o mesmo sistema para efectuar a descarga de resíduos;
- lateralmente (**carregamento lateral**), muitas vezes utilizado para recolhas em simultâneo (convencional + uma selectiva);
- na parte da frente (**carregamento frontal**), utilizado para a recolha de contentores de grande capacidade.



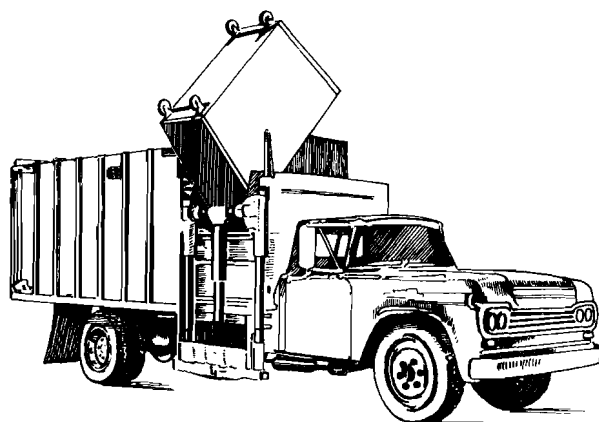
a)



b1)

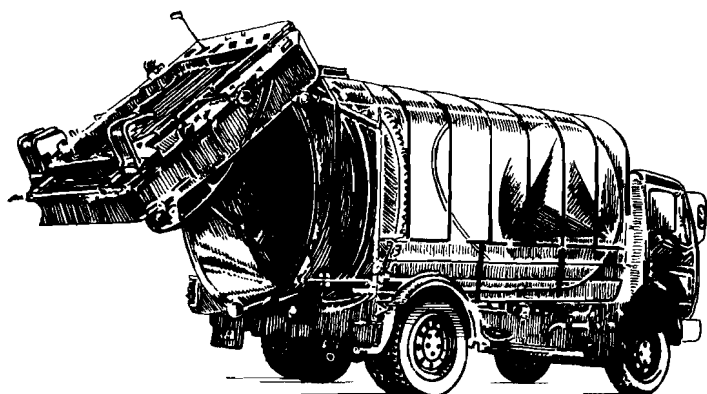


b3)

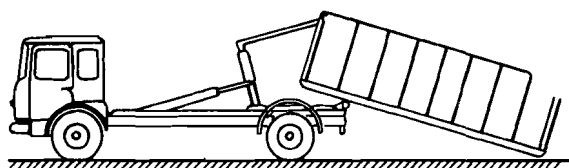


b2)

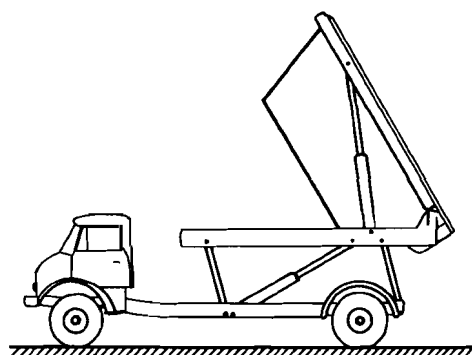
**Figura 4.3A** – Veículos de recolha: a. recolha hermética; b. localização do sistema de elevação dos contentores (carregamento traseiro (b1), lateral (b2) e frontal (b3)).



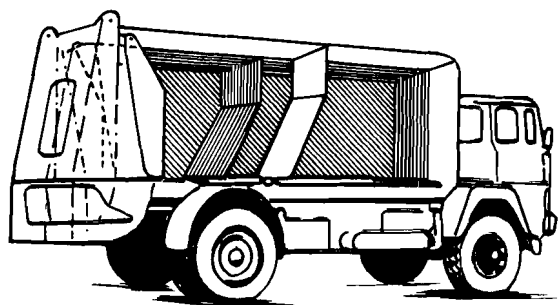
c)



d1)



d2)



e)

**Figura 4.3B** –Veículos de recolha: c. sistemas de transferência dos resíduos da tremonha de recepção para o interior da caixa (sistema mecânico); d. sistema para equipamento *polibenne* (d1) e *multibenne* (d2); e. compartimentos da caixa (veículo bicompartimentado).

**c. Sistema de transferência de resíduos da tremonha de recepção para o interior da caixa**

O sistema de transferência de resíduos da tremonha de recepção para o interior da caixa pode ser:

- **manual** – em desuso, utilizado nos veículos de caixa aberta, em que a distribuição dos RU na caixa de carga é feita por vários trabalhadores colocados dentro da mesma. Actualmente recorre-se ao seu uso, por exemplo, para a remoção de ferrosos e objectos volumosos.
- **mecânico** – as caixas modernas são completamente fechadas, podendo existir:
  - sistema mecânico descontínuo: os resíduos são transferidos e também compactados por comando do cantoneiro, sempre que a tremonha de carga esteja cheia. A alimentação da tremonha é suspensa durante a operação;
  - transferência mecânica contínua: é efectuada, sem intervenção dos cantoneiros, pelo movimento de vai-e-vem permanente duma placa ou por um parafuso sem fim ou tapete de lâminas.

**d. Número de compartimentos da caixa**

Os veículos utilizados na recolha tradicional são veículos mono-compartimentados, ou seja, têm uma única divisão nas suas carrocerias. Na generalidade das situações estes veículos estão equipados com sistemas de compactação por forma a reduzir o volume dos RU, aumentar a capacidade de carga e, conseqüentemente, diminuir os custos da recolha e transporte. As taxas de compactação destes veículos podem variar entre 1.5:1 a 5:1.

Para determinados tipos de contentores (como baterias de contentores, contentores tipo «igloo», *molok*, entre outros) utilizam-se veículos de caixa aberta equipados com grua. De igual forma, para os contentores de grande capacidade utilizam-se veículos adaptados a cada caso (e. g. elevação directa ou por cabo para contentores fixos).

Para algumas recolhas selectivas, podem ser utilizados veículos mono ou multi compartimentados. O recurso a veículos mono-compartimentados, no caso duma recolha selectiva multimaterial, permite reduzir o investimento inicial, sobretudo se se utiliza a frota existente para a recolha tradicional. Será, no entanto, necessário confirmar que o nível de compactação no interior do veículo é o adequado. Uma compactação demasiada pode alterar a qualidade dos materiais recolhidos (ACR, 1997). Também se podem utilizar veículos mono-compartimentados para recolha de dois tipos de recicláveis,

---

desde que cada um se encontre acondicionado num saco de cor diferente e depois a separação se realize numa estação de triagem por meios manuais.

Os veículos multi-compartimentados permitem recolher simultaneamente várias fileiras e fluxos sem os misturar. As divisórias no interior podem ser verticais ou horizontais. Um veículo bicompartimentado permite recolher dois ou quatro tipos de recicláveis (dois num dia e dois no outro). Existem também veículos compartimentados que permitem recolher mais de três sem os misturar. Neste caso o veículo é composto de vários grandes caixotes que funcionam separadamente. No caso de ser possível utilizar este tipo de veículo, a triagem pode ser feita pelos cantoneiros na altura da recolha (ACR, 1997).

Embora os custos de um veículo multi-compartimentado sejam superiores, o custo global da recolha pode ser menor. É importante que os diferentes compartimentos sejam dimensionados com base nas densidades aparentes das diferentes fileiras ou fluxos. Uma outra possibilidade será recorrer a divisórias móveis que permitem a adaptação às diferentes situações (ACR, 1997).

Os veículos de recolha podem ser equipados com sistemas intermutáveis, quer dizer, uma vez cheias, as carrocerias podem ser trocadas por outras vazias, o que permite separar por completo recolha e transporte. O trabalho de recolha pode assim continuar sem interrupção e o transporte das carrocerias para os centros de triagem, tratamento ou eliminação, poderá ser feito noutra altura, por exemplo em que as condições de circulação sejam oportunas (ACR, 1997).

### 4.3.3 *Equipa de recolha*

A constituição da equipa de recolha é muito variável. Em Portugal, na recolha hermética, a equipa é constituída por 1 motorista e 2 a 3 cantoneiros e nas recolhas selectivas por 1 motorista e 1 a 2 cantoneiros. Equipas muito numerosas têm normalmente rendimentos muito baixos. Uma boa gestão dos recursos humanos pode representar substanciais reduções de custos e proporcionar uma melhor imagem do serviço de recolha. Em relação à equipa de recolha as áreas fundamentais a considerar são as seguintes:

- ***Fardamento e equipamento acessório individual.*** Necessidade de um fardamento adaptado às condições climáticas (Verão e Inverno) e distribuição mínima de 2 fardas por trabalhador, para garantir a sua manutenção em adequado estado de limpeza. De salientar que é através da apresentação dos seus trabalhadores que um serviço transmite ao público utente a sua imagem. O equipamento acessório pode contemplar colete ou alças reflectoras, luvas de textura adequada ao serviço e botas antiderrapantes. Tem por objectivo garantir aos traba-

lhadores maior segurança no trabalho e também maior conforto e bem estar. É indispensável e o seu uso deverá ser obrigatório sempre que em serviço, pois muitos acidentes de trabalho poderão ser evitados.

- **Sistemas de segurança das viaturas de recolha.** Têm por objectivo não só a segurança individual mas, também, a circulação do equipamento na via pública, como medida de prevenção de acidentes. Incluem, por exemplo, luz rotativa amarela (para assinalar a posição), botão de paragem de emergência do sistema de carregamento (um de cada lado da parte traseira da viatura) e tubo de escape na vertical.
- **Aspectos sociais.** Os motoristas e cantoneiros são os trabalhadores do sistema de gestão de RU que mais directamente contactam com os utentes, pelo que as acções de educação e formação, as técnicas que visem a dignificação profissional e a auto-estima e a resolução dos problemas sociais destes trabalhadores, são aspectos essenciais a ter em conta.

#### 4.4 Transporte e transferência de resíduos

O factor económico mais crítico da recolha de RU é o custo de transporte. As componentes de custo a considerar são os equipamentos (veículos), o consumo de combustível e a mão-de-obra.

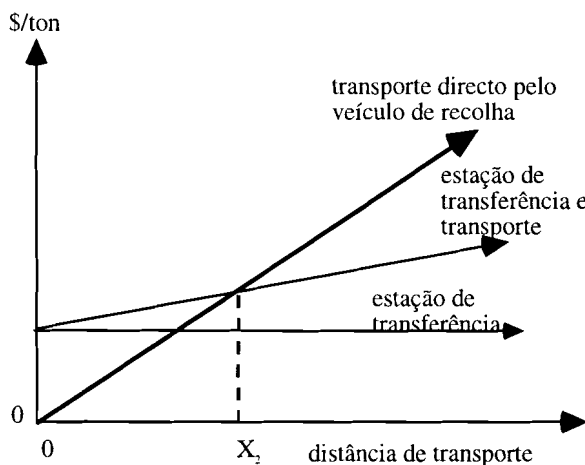
Quando as distâncias de transporte são reduzidas, este trajecto é efectuado pelas próprias viaturas de recolha. Quando as distâncias de transporte são críticas é necessário recorrer à transferência dos resíduos. Considera-se **distância crítica de transporte** a distância a partir da qual deixa de ser económico o transporte dos resíduos pelas viaturas afectas à recolha. Nestes casos é preferível fazer o transbordo dos resíduos para veículos de maior capacidade ou para estações de transferência.

As **estações de transferência** são instalações onde os resíduos são descarregados com o objectivo de os preparar para serem transportados para o local de tratamento, valorização ou eliminação. Como principais motivos e vantagens para a instalação de uma estação de transferência, destacam-se os seguintes:

- redução dos custos de transporte;
- possibilidade de um maior aproveitamento dos veículos de recolha, por diminuição das distâncias percorridas;
- permite a utilização de veículos mais pequenos em meios urbanos;
- possibilidade de servir várias comunidades;

- redução do volume dos resíduos ou recuperação de algumas componentes;
- contribuem para a diminuição das deposições ilegais;
- possibilita a localização de infraestruturas de valorização, tratamento e eliminação de RU a maiores distâncias dos centros urbanos.

Existem métodos rigorosos para avaliar a distância a partir da qual deve ser encarada a construção de uma estação de transferência. A análise é efectuada a partir da comparação entre os custos associados ao transporte directo pelos veículos de recolha e os custos inerentes à implementação da estação de transferência e ao transporte de resíduos. Como se pode verificar pela figura 4.4, a partir da distância  $X_2$  é economicamente vantajosa a existência duma estação de transferência.



**Figura 4.4** –Relação entre os custos do transporte e a distância percorrida, sem e com a instalação de uma estação de transferência.

Na ausência de dados específicos, é comum sugerirem-se estações de transferência quando as distâncias, do centróide do circuito ao local de deposição, ultrapassam os 15 a 25km.

Os principais factores a considerar no projecto duma estação de transferência, dizem respeito aos seguintes aspectos:

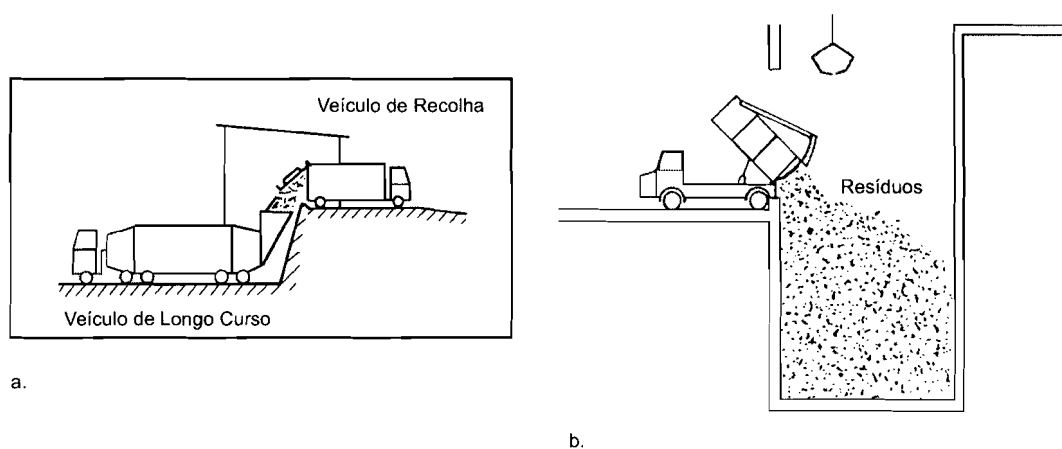
- localização;
- tipo de operação de transferência a realizar;
- capacidade de armazenagem na plataforma/fossa de recepção dos RU;
- equipamentos e acessórios necessários;
- medidas de protecção pessoal e ambiental.

Para a localização de uma estação de transferência uma série de factores deverão ser avaliados, nomeadamente, a aptidão do terreno, as características geológicas e hidrogeológicas, as acessibilidades, a situação do local em relação às construções mais próximas, a inserção paisagística e as reacções da população.

As estações de transferência podem-se classificar de acordo com: a) o método de carregamento; b) o tipo de processamento efectuado aos RU; c) o meio de transporte utilizado; d) a capacidade instalada. Na tabela 4.5 apresentam-se as variantes associadas a cada critério de classificação e na figura 4.5 é possível visualizar dois exemplos de métodos de carregamento.

**Tabela 4.5** – Classificação das estações de transferência de acordo com as suas características.

<b>Método de carregamento</b>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• carregamento directo (os veículos de recolha despejam directamente os resíduos para o veículo que os transportará para o local de destino);</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• carregamento indirecto (os resíduos são despejados primeiro para a plataforma ou fossa de recepção);</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• carregamento misto (estações multiuso).</li> </ul>
<b>Processamento</b>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• sem compactação;</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• com compactação, trituração ou enfardamento.</li> </ul>	
<b>Meio de transporte</b>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• rodoviário, veículos de grande capacidade (semi-reboques);</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• ferroviário;</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• fluvial ou marítimo.</li> </ul>
<b>Capacidade</b>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• pequenas (&lt; 100t/dia);</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• médias (100 a 500t/dia);</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• grandes (&gt; 500t/dia).</li> </ul>



**Figura 4.5** – Estação de transferência. **a.** método de carregamento directo; **b.** método de carregamento indirecto (fossa de recepção).

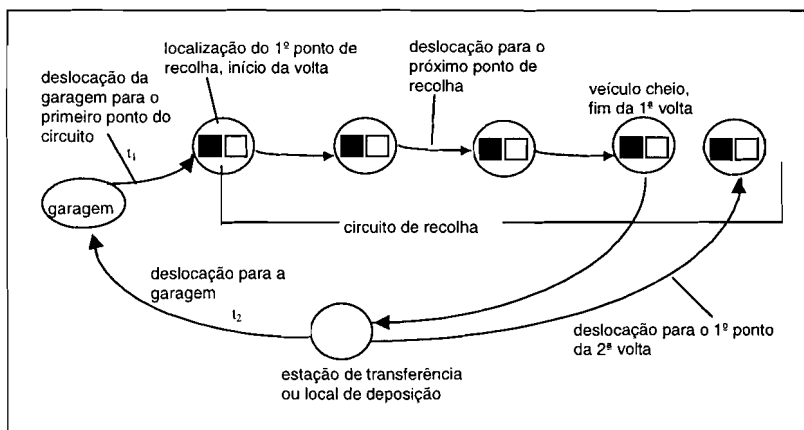
## 4.5 Análise dos Sistemas de Recolha

### 4.5.1 Indicadores de produtividade

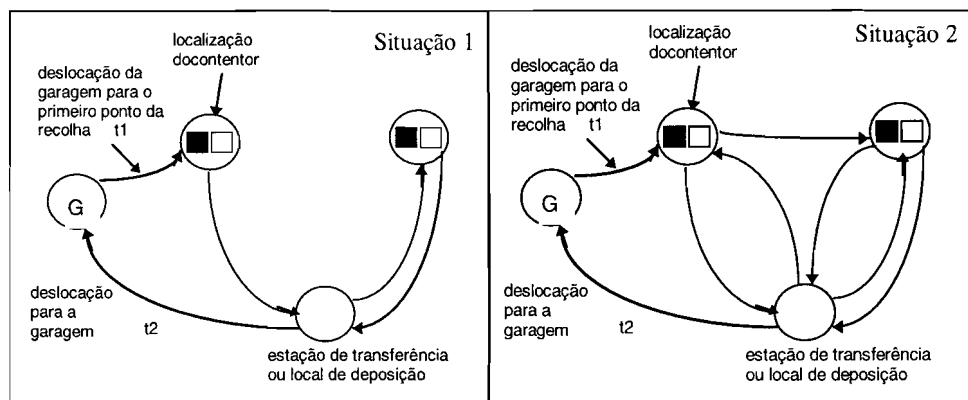
Designa-se por **circuito**, um itinerário de recolha que obedece a um planeamento prévio em termos de sequência de pontos de recolha (ou ruas a percorrer), dias e horário. Um circuito pode completar-se numa só **volta** (ou frete), o que acontece quando as quantidades a recolher ocupam um volume idêntico ou inferior à capacidade do veículo, ou apenas se completar em mais de uma volta, quando os resíduos produzidos nesse circuito possuem um volume superior à capacidade do veículo.

O sistema de recolha envolve operações e tempos diferentes consoante se trate de um sistema com contentores estacionários ou transportáveis, como se pode observar pelos esquemas apresentados nas figuras 4.6 e 4.7.

No caso de contentores transportáveis, o sistema de recolha pode efectuar-se de dois modos. Na situação 1 (figura 4.7) o veículo sai da garagem com um contentor vazio, desloca-se ao 1.º ponto de recolha, descarrega o contentor vazio e carrega o contentor cheio, dirigindo-se de seguida para o local de destino desses resíduos. Regressa ao 2.º ponto com o contentor vazio que se encontrava no 1.º ponto, prosseguindo do mesmo modo para os restantes pontos. Na situação 2 (figura 4.7) o veículo sai da garagem sem nenhum contentor, dirige-se ao 1.º ponto da recolha, carrega o contentor cheio, vai despejá-lo ao local de destino, e regressa ao 1.º ponto para o colocar no mesmo lugar, de seguida dirige-se ao 2.º ponto de recolha efectuando as mesmas operações descritas para o 1.º ponto de recolha.



**Figura 4.6** – Sequência esquemática das operações de recolha de contentores estacionários (adaptado de Tchobanoglous *et al.*, 1993).



**Figura 4.7** – Sequência de operações de recolha de contentores transportáveis ou rebocáveis (adaptado de Tchobanoglous *et al.*, 1993).

O conhecimento das distâncias e/ou tempos realizados na recolha e transporte de resíduos, permite o cálculo de indicadores de produtividade, úteis para a avaliação da eficiência dos circuitos, comparações entre circuitos e exercícios de simulação. Uma série de modelos matemáticos têm sido desenvolvidos para avaliar estes indicadores.

De acordo com Tchobanoglous *et al.* (1993), as actividades envolvidas nas operações de recolha de resíduos podem subdividir-se em 5 operações unitárias:

- tempo de e para a garagem ( $t_1$  e  $t_2$ );
- tempo efectivo de recolha ( $P_{scs}$  ou  $P_{hsc}$ );
- tempo de transporte ( $h$ );
- tempo de espera no local de deposição ( $s$ );
- tempo fora do circuito ( $W$ ) (não produtivo).

- A **distância** ou **tempo efectivo da recolha**, corresponde ao tempo ou distância que o veículo demora a encher, desde o 1.º ponto de recolha até ao último.
- O **tempo** ou **distância de transporte**, diz respeito ao tempo ou distância desde o último ponto de recolha, quando o veículo atingiu a sua capacidade máxima, até ao local de esvaziamento da sua carga e regresso ao 1.º ponto da segunda volta.
- Nos **tempos de espera no local de deposição** incluem-se os tempos necessários ao esvaziamento dos contentores (contentores móveis) ou da carga do veículo (contentores fixos).
- Nos **tempos não produtivos** incluem-se os necessários (inerentes aos circuitos, como tempo a preencher folhas e preparar o veículo, tempo perdido na reparação ou manutenção do equipamento, com o congestionamento do trânsito ou com a refeição) e os desnecessários (e. g. tempos abusivos da hora da refeição, conversa com os amigos, cafés).

### a. Contentores transportáveis

As expressões (1) a (6), que se apresentam, foram desenvolvidas por Tchobanoglous *et al.* (1993), para o caso de sistemas de contentores transportáveis (situações 1 e 2 da figura 4.5).

$$\text{Tempo total por volta:} \quad T_{hcs} = (P_{hcs} + s + h) \quad (1)$$

sendo:

$$T_{hcs} = \text{tempo total por volta (h/volta)}$$

$$P_{hcs} = \text{tempo efectivo de recolha (h/volta)}$$

$$s = \text{tempo no local de deposição (h/volta)}$$

$$h = \text{tempo de transporte por volta (h/volta)}.$$

Para estes sistemas, o tempo efectivo de recolha e o tempo no local de deposição são praticamente constantes, mas o tempo de transporte depende da velocidade do veículo e da distância a percorrer até ao local de transferência ou deposição final. Após a análise de diversos dados sobre distâncias de transporte efectuadas por diferentes veículos, Tchobanoglous *et al.* (1993), chegaram à conclusão que o tempo de transporte ( $h$ ) podia ser obtido pela seguinte expressão:

$$\text{Tempo de transporte:} \quad h = a + bx \quad (2)$$

sendo:

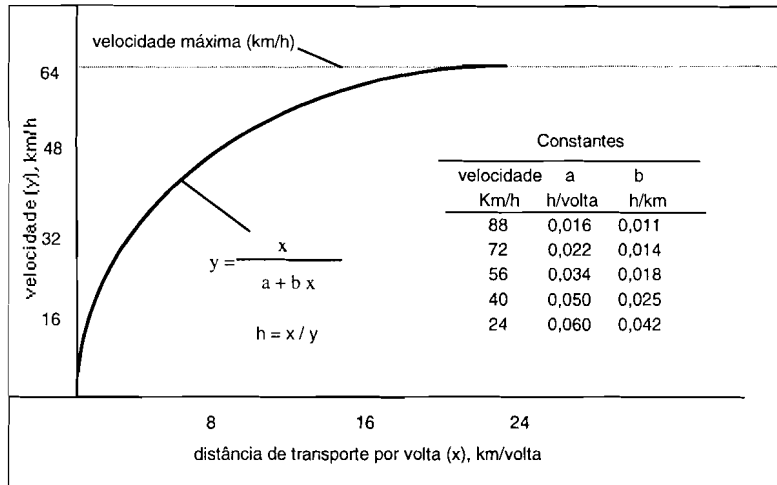
$$h = \text{tempo total de transporte (h/volta)}$$

$$a = \text{constante empírica (h/volta)}$$

$$b = \text{constante empírica (h/km)}$$

$$x = \text{distância média de transporte por volta (km/volta)}.$$

As constantes de velocidade  $a$  e  $b$ , podem ser obtidas a partir da linearização da hipérbole apresentada na figura 4.8, sendo  $a$  o valor da ordenada na abcissa e  $b$  o declive da equação  $x/y = h = a + bx$ .



**Figura 4.8** – Correlação entre a velocidade de transporte e a distância de transporte por volta para contentores transportáveis (adaptado de Tchobanoglous *et al.*, 1993).

Substituindo a expressão (1) pela (2), o tempo total por volta será:

$$T_{hcs} = (P_{hcs} + s + a + bx) \quad (3)$$

Tempo efectivo de recolha:  $P_{hcs} = pc + uc + dbc \quad (4)$

sendo:

$P_{hcs}$  = tempo efectivo de recolha por volta (h/volta)

pc = tempo requerido para carregar o contentor cheio (h/volta)

uc = tempo requerido para descarregar o contentor vazio (h/volta)

dbc = tempo requerido na deslocação entre contentores (h/volta).

**Nota:** Se o tempo entre contentores não for conhecido pode ser estimado pela equação (2). Neste caso, a distância entre contentores é substituída pela distância de transporte e pelas constantes de velocidade de transporte correspondentes à velocidade 24km/h.

O número de voltas que pode ser efectuado por um veículo num dia de trabalho, entrando em conta com o tempo não produtivo (W), é determinado pela seguinte equação:

Número de voltas/dia:  $N_d = |H(I - W) - (t_1 + t_2)| / T_{hcs} \quad (5)$

sendo:

$N_d$  = número de voltas por dia (voltas/dia)

H = horas de trabalho por dia (h/d)

$W$  = factor de tempo não produtivo, expresso em fracção (varia entre 0.10 a 0.40, típico 0.15)

$t_1$  = tempo despendido na deslocação da garagem ao 1.º ponto da recolha (h)

$t_2$  = tempo despendido desde o último ponto da recolha à garagem (h)

$T_{hcs}$  = tempo de recolha por volta (h/volta).

Os valores para a equação (5) podem ser obtidos a partir da figura 4.6 e da tabela 4.6.

**Tabela 4.6** – Valores representativos de vários sistemas de recolha de contentores (adaptado de Tchobanoglous *et al.*, 1993).

Tipo de veículo	Sistema de carga	Taxa de compactação (r)	Tempo requerido para carregar o contentor cheio e colocar o vazio (h/volta)	Tempo requerido para esvaziar o contentor (h/contentor)	Tempo no local de deposição (h/volta)
Móveis	grua	–	0.067		0.053
	rebocável	–	0.40		0.127
	rebocável	2.0-4.0 <sup>a</sup>	0.40		0.133
Estacionários	compactador	2.0-2.5		0.008-0.05 <sup>b</sup>	0.10
	compactador	2.0-2.5			0.10

<sup>a</sup> contentores com compactadores fixos; <sup>b</sup> o tempo depende da dimensão do contentor.

O número de voltas que se podem realizar por dia (equação 5), pode ser comparado com o número de voltas necessárias, de acordo com a seguinte equação:

$$N_d = V_d / (cf) \quad (6)$$

sendo:

$N_d$  = n.º de voltas por dia (voltas/dia)

$V_d$  = quantidades diárias de resíduos a recolher (m<sup>3</sup>/dia)

$c$  = capacidade média dos contentores (m<sup>3</sup>/volta)

$f$  = factor de utilização dos contentores (fracção ocupada pelos resíduos).

### b. Contentores estacionários

Para determinar os indicadores relativos aos sistemas que auto-carregam e despejam os contentores, **contentores estacionários de carregamento mecânico**, Tchobanoglous *et al.* (1993), propõem as seguintes expressões (7) a (11):

$$\text{Tempo de recolha: } T_{scs} = (P_{scs} + s + a + bx) \quad (7)$$

sendo:

$T_{scs}$  = tempo por volta (h/volta)

$P_{scs}$  = tempo efectivo de recolha por volta (h/volta)

$s$  = tempo no local de deposição (h/volta)

$a$  = constante empírica (h/volta)

$b$  = constante empírica (h/km)

$x$  = distância média de transporte (km/volta) (do centro de gravidade para o local de deposição).

$$\text{Tempo efectivo de recolha: } P_{scs} = C_t (uc) + (n_p - 1) (dbc) \quad (8)$$

sendo:

$C_t$  = número de contentores esvaziados por volta (contentores/volta)

$uc$  = tempo médio de esvaziamento por contentor (h/contentor)

$n_p$  = número de pontos de recolha (pontos/volta)

$dbc$  = tempo despendido na deslocação entre contentores (h/ponto)

$(n_p - 1)$  – porque o número de vezes que o veículo tem que se deslocar até ao ponto de recolha é igual ao número de locais com contentores menos 1.

Se o tempo despendido na deslocação entre contentores for desconhecido, pode-se usar a expressão  $h = a + bx$ , onde as constantes de velocidade ( $a$  e  $b$ ) são relativas à velocidade de 24km/h (figura 4.8).

O número de contentores que pode ser esvaziado por volta, depende da capacidade do veículo e da sua taxa de compactação, esse número é dado pela expressão:

$$C_t = vr / cf \quad (9)$$

sendo:

$v$  = volume da caixa do veículo ( $m^3/volta$ )

$r$  = taxa de compactação do veículo

$c$  = volume do contentor ( $m^3/contentor$ )

$f$  = factor de utilização do contentor (valor típico 0.6).

**Nota:** No caso de recolhas porta-a-porta, tem que se considerar, ainda, a taxa de apresentação dos contentores, ou seja, a percentagem de produtores que apresentam o seu recipiente para remoção no dia da recolha (valor típico 0.8).

O n.º de voltas a efectuar por dia pode ser estimado pela seguinte equação:

$$N_d = V_d / vr \quad (10)$$

sendo:

$N_d$  = n.º de voltas por dia (voltas/dia)

$V_d$  = quantidade média de resíduos a recolher por dia ( $m^3/dia$ ).

O tempo requerido por dia, tendo em conta o factor de tempo não produtivo ( $W$ ), pode ser expresso:

$$H = [(t_1 + t_2) + N_d (T_{scs})] / (1 - W) \quad (11)$$

sendo:

$t_1$  = tempo de deslocação da garagem ao 1.º contentor (h)

$t_2$  = tempo de deslocação aproximado do último ponto do circuito à garagem (h)\*  
(restantes factores já descritos).

\*  $t_2$  é o tempo de deslocação **aproximado** porque nos sistemas de contentores estacionários, os veículos após a conclusão do circuito, deslocam-se primeiro ao local de deposição e só depois para a garagem. Quando o tempo de deslocação do local de deposição à garagem for inferior a 1/2 do tempo de transporte,  $t_2$  assume-se igual a zero. Se o tempo de deslocação do local de deposição à garagem for superior ao tempo de transporte, então  $t_2$  será igual ao tempo que vai do local de deposição para a garagem menos 1/2 do tempo de transporte.

Stone e Stearns (1969) desenvolveram também modelos de produtividade dos sistemas de recolha e transporte. As equações (12) e (13), apresentadas de seguida, foram desenvolvidas por estes autores.

$$\text{Tempo total para uma volta: } X_1 = Vtr/Q + B + K + D \quad (12)$$

sendo:

$X_1$  = tempo total necessário para completar uma volta (recolher e depositar uma carga) (min.)

$V$  = capacidade do veículo ( $m^3$ )

$t$  = tempo médio por ponto de recolha mais o tempo de deslocação até ao próximo ponto (min.)

$\rho$  = peso específico dos RU no veículo ( $kg/m^3$ )

$Q$  = quantidade média de RU por ponto de recolha (kg)

$B$  = tempo médio de uma deslocação entre o circuito e o local de deposição da carga (min.)

$K$  = tempo não produtivo (min.)

$D$  = tempo médio de deposição da carga (tempo no local de deposição) (min./carga).

Após a realização da primeira volta a equipa deve decidir se há tempo suficiente para regressar ao circuito e efectuar uma segunda volta. Neste caso, os factores a considerar são a carga parcial mínima a recolher e as regras relativas às horas extraordinárias. Se, por exemplo, for assumido que a carga mínima parcial a recolher não deverá ser inferior a 1/8 da capacidade do veículo e que as horas extraordinárias não poderão ultrapassar 1/2h, então (Rhyner *et al.*, 1995):

- se  $X_1 + 2B + D > 510$  minutos (8 horas de trabalho mais 1/2 hora extraordinária), a equipa finaliza o seu dia de trabalho;
- se  $X_1 + 2B + D < 510$  minutos, a equipa regressa ao circuito para realizar a 2.<sup>a</sup> ou 3.<sup>a</sup> volta.

Em geral, o veículo realizará um número total de  $n$  voltas, sendo:

$$X_n = (n + a - 1)Vt/Q + (2n - 1)B + K + nD \quad (13)$$

$X_n < 510 < X_{n+1}$  e  $a > 1/8$ . Se  $a < 1/8$ , só  $n - 1$  voltas se realizarão

sendo:

$a$  = número de cargas possíveis

$n$  = número de voltas.

---

Quando a equação (13) for utilizada para estimar o número de cargas cheias e parciais a recolher, medidas de eficiência, como, por exemplo, toneladas recolhidas por veículo, número total de pontos de recolha por veículo e custos de mão-de-obra por tonelada de resíduos recolhidos, podem ser calculados (Rhyner *et al.*, 1995).

#### 4.5.2 *Optimização de circuitos*

O sistema de recolha de RU ou de recicláveis deve incluir circuitos que minimizem as distâncias e os tempos de percurso. Para além da redução dos custos, circuitos otimizados significam, também, redução de impactes ambientais (menores emissões para a atmosfera e menor consumo de combustível). Uma variedade de ferramentas encontram-se disponíveis para desenvolver circuitos de recolha equilibrados e eficientes. Essas ferramentas variam entre técnicas heurísticas a sofisticados programas comerciais de computador.

Circuitos de recolha bem equilibrados são os que conseguem que a equipa de recolha cumpra o circuito no tempo estipulado (sem acumular tempos significativos de horas extraordinárias, ou, ao contrário, sem utilizar em pleno as horas diárias de trabalho da equipa). O processo de determinar circuitos de recolha bem equilibrados é por vezes designado análise macro-circuito (Rhyner *et al.*, 1995).

Um segundo objectivo da optimização da recolha consiste em minimizar o número de circuitos e tentar evitar que os veículos tenham que percorrer a mesma rua mais do que uma vez. Os processos de planeamento e organização de circuitos para atingir este objectivo são por vezes referidos como análise micro-circuito (Rhyner *et al.*, 1995).

Uma importante técnica heurística para a análise macro-circuito consiste em dividir a área a intervir em zonas, cujos critérios de delimitação podem ser as barreiras físicas ou administrativas (e. g. rios, linhas de comboio, auto-estradas, estradas com grande tráfego, grandes parques urbanos). Após a identificação de zonas, estas podem ser divididas em circuitos individuais (Rhyner *et al.*, 1995).

Schur e Shuster (1974) identificaram alguns princípios heurísticos que podem ser aplicados à análise macro e micro-circuito. Dentro desses princípios destacam-se, entre outros, os seguintes:

- os circuitos não devem ser fragmentados ou sobrepostos. Cada circuito deve ser compacto, consistindo em segmentos de ruas agrupadas na mesma área geográfica;

- a recolha efectiva mais a distância de transporte, devem ser razoavelmente constantes para cada circuito (tempos de trabalho equilibrados);
- o circuito deve inicializar-se tão próximo quanto possível da garagem, tendo em atenção os percursos de grande trânsito e as ruas de um só sentido;
- as ruas de maior tráfego não devem ser recolhidas nas horas de ponta;
- no caso de ruas de um só sentido é preferível iniciar o circuito perto do final da rua com maior elevação, descendo por um processo de *lopping*.

Em adição às técnicas heurísticas uma série de programas de computador têm sido desenvolvidos para auxiliar no planeamento e organização de circuitos de recolha. Estes programas normalmente baseiam-se em dois problemas clássicos da investigação operacional: o carteiro chinês e o caixeiro viajante.

No entanto, os sistemas de recolha de RU ou de recicláveis, incluem problemas mais complexos que não podem ser modelados como simples problemas clássicos. Como exemplo pode-se referir a presença de veículos de diferentes tipos, o facto de alguns pontos de recolha requererem veículos específicos, a existência de várias garagens ou de diversos locais de descarga de viaturas, algumas ruas só possuírem um sentido ou não permitirem inversão de marcha e certas áreas requererem horários de recolha específicos (Rhyner *et al.*, 1995).

Pacotes de *software* têm sido desenvolvidos incorporando alguns destes problemas, no entanto, como em qualquer programa deste tipo, tratam-se de ferramentas de auxílio à gestão do sistema e, como tal, o seu utilizador deve saber que tipo de *inputs* pode introduzir e que tipo de *outputs* pretende. Actualmente a utilização de Sistemas de Informação Geográfica (SIG), como uma ferramenta de gestão dos circuitos de recolha de RU está a expandir-se em muitas cidades. Um exemplo duma *package* deste tipo é o programa RouteSmart (desenvolvido por Bodin *et al.* 1989). Uma aplicação deste programa a Oyster Bay (Nova Iorque) permitiu reduzir o número inicial de viaturas de 40 para 37 e uma poupança de 750 000 dólares/ano.

De um modo geral, existe um conjunto de informação que é requerida para a generalidade dos programas comerciais:

- delimitação das fronteiras da área de recolha;
- localização dos pontos de recolha;

- 
- identificação das ruas que requerem o serviço de recolha;
  - informação sobre as restrições de trânsito;
  - tipo de contentores e respectivas capacidades;
  - tempo médio de recolha por rua (ou entre pontos);
  - localização da garagem e do local de descarregamento da viatura;
  - quantidade de RU produzidos por rua (ou por ponto de recolha);
  - frota disponível e respectivas capacidades;
  - dimensão da equipa;
  - frequência da recolha em cada ponto.

Alguns destes parâmetros têm que ser previamente estimados, por recurso a fórmulas, como as que se apresentaram anteriormente para os indicadores de produtividade. Os dados necessários para o cálculo desses indicadores devem, sempre que possível, basear-se em levantamentos de campo e tratamentos estatísticos adequados.

Os Serviços de Resíduos devem fornecer aos motoristas um boletim relativo ao itinerário do circuito que realizam, com indicação do nome das ruas e localização dos contentores a recolher. Muitos boletins podem incluir também o levantamento de outro tipo de informação como, por exemplo, as horas de partida da garagem, de chegada ao primeiro ponto de recolha, de finalização da 1.<sup>a</sup> volta e de chegada e partida do local de descarga da viatura, além das quantidades recolhidas e dos quilómetros efectuados nestes diferentes percursos. Muitos destes e de outros dados, essenciais para uma boa gestão dos circuitos, não podem ser recolhidos numa base diária, pois requerem um esforço adicional por parte do motorista. Por este motivo, é importante que se programe uma campanha anual para a recolha específica deste tipo de informação, com base em critérios de representatividade dos circuitos.

## Tópicos para discussão e problemas

1. Observe os sistemas de deposição, recolha e transporte de RU existentes na sua zona de residência e tente classificá-los de acordo com os critérios apresentados neste capítulo (considere a recolha indiferenciada e as recolhas selectivas).
2. Suponha que os RU produzidos pelas 1000 habitações referidas no problema n.º 3 do capítulo 2, dizem respeito a um bairro residencial com 50 blocos de prédios, cada um com 10 pisos e 2 apartamentos por piso. As entidades responsáveis pela recolha dos RU pretendem alterar o sistema de recolha colectivo existente para um sistema de recolha por prédio. Em função dos dados de base fornecidos nos problemas n.º 3 e 4 do capítulo 2, determine:
  - a) O número e tipo de contentores a instalar nesta zona residencial para a deposição dos não recicláveis (admita que os contentores disponíveis no mercado têm as seguintes capacidades: 240 l, 360 l e 660 l e que o período de vida útil dos contentores é de 5 anos).
  - b) Um veículo com 15 m<sup>3</sup> de capacidade e uma taxa de compactação de 2:1, conseguirá esvaziar, numa volta, todos os contentores existentes neste bairro? (factor de utilização dos contentores = 0.7).
  - c) Para além da recolha neste bairro o veículo terá que recolher os resíduos produzidos noutros 4 bairros adjacentes, com as mesmas características. Determine o tempo necessário para a realização de uma volta e o número de voltas que o veículo terá que efectuar para recolher os resíduos produzidos nos 5 bairros. Utilize o modelo de Stone/Stearns (referido neste capítulo).

Admita os seguintes dados de base: tempo médio de recolha por prédio e deslocação até ao próximo prédio = 1 min.; tempo de percurso até ao local de destino dos RU = 25 min.; tempo no local de descarga = 15 min.; tempo não produtivo = 40 min.; tempo nominal de um dia de trabalho = 8h; horas extraordinárias permitidas = 30 min.
3. Em cada um dos bairros vão ser instalados 5 ecopontos. As autoridades locais pretendem avaliar duas alternativas. A alternativa 1 consiste num sistema de contentores fixos composto por 3 contentores por ecoponto, para recolha de três conjuntos de recicláveis: i) papel e cartão; ii) plásticos e metais e iii) vidro. A alternativa 2 consiste num contentor móvel com

três divisórias, uma para cada um dos conjuntos de recicláveis referidos. Com base nas estimativas apresentadas no problema n.º 4 do capítulo 2, relativas à percentagem de materiais depositados nos equipamentos de recolha selectiva, e nos dados de base fornecidos na tabela seguinte, determine:

- a frequência mensal com que têm que ser recolhidos os contentores de cada um dos conjuntos de materiais da alternativa 1 e a dimensão que tem que ter cada divisória do contentor relativo à alternativa 2 se a frequência de recolha nesta situação for semanal;
- o número de contentores que podem ser recolhidos por volta na alternativa 1;
- tempo efectivo de recolha para cada uma das alternativas;
- o tempo total por volta para cada uma das alternativas;
- o número de voltas que pode ser efectuado por veículo num dia de recolha para cada uma das alternativas;
- tempo requerido por dia de recolha para cada uma das alternativas.

	Tipo de sistema de contentores	
	Estacionário	Móveis
peso específico do papel/cartão no contentor	90kg/m <sup>3</sup>	90kg/m <sup>3</sup>
peso específico dos plásticos no contentor	70kg/m <sup>3</sup>	70kg/m <sup>3</sup>
peso específico dos metais no contentor	120kg/m <sup>3</sup>	120kg/m <sup>3</sup>
peso específico do vidro no contentor	200kg/m <sup>3</sup>	200kg/m <sup>3</sup>
volume de cada contentor/bateria	1 100 l	4m <sup>3</sup>
capacidade do veículo	15m <sup>3</sup>	–
taxa de compactação	1.5	–
tempo médio de recolha por contentor e deslocação até ao próximo contentor	8 min.	–
tempo de percurso até ao local de destino dos RU	25 min.	25 min.
tempo no local de descarga	10 min.	15 min.
tempo não produtivo	40 min.	60 min.
tempo nominal de um dia de trabalho	8h	8h
factor de utilização dos contentores	0.8	0.8
tempo médio a carregar o contentor cheio	–	5 min.
tempo médio a descarregar o contentor vazio	–	5 min.
tempo médio para percorrer a distância da garagem ao 1.º ponto de recolha (t <sub>1</sub> )	10 min.	10 min.
tempo médio para percorrer a distância do último contentor para a garagem (t <sub>2</sub> )	30 min.	40 min.

- 
4. Os resíduos de um novo parque industrial irão ser recolhidos em contentores de grande dimensão de  $5\text{m}^3$  (tipo balde). A quantidade de resíduos a recolher por semana é de  $100\text{m}^3$ , o factor de utilização dos contentores é de 0.8, o tempo nominal de trabalho é de 8h e o factor de trabalho não produtivo de 0.20. Admita ainda que o tempo médio a carregar um contentor cheio é de 5 min., o tempo médio a descarregar o contentor vazio é de 5 min., o tempo médio de deslocação entre contentores é de 5 min., o tempo no local de descarga é de 5 min./volta, a distância média de transporte é de 10km, o tempo médio para percorrer a distância da garagem ao 1.º ponto de recolha ( $t_1$ ) é de 10 min., o tempo médio para percorrer a distância da último contentor para a garagem ( $t_2$ ) é de 30 min. e as constantes de transporte,  $a$  e  $b$ , são, respectivamente, 0.050h/volta e 0.025h/km. De acordo com os dados de base fornecidos, e utilizando as expressões de Tchobanoglous *et al.* (1993) determine:
- o tempo efectivo de recolha por volta;
  - o tempo total por volta;
  - o número de contentores que podem ser esvaziados por dia de recolha;
  - o número de dias por semana necessário para a recolha dos resíduos produzidos.

---

## **5. Separação e processamento de resíduos**

Página intencionalmente em branco

---

## Objectivos de aprendizagem

- Discutir a importância da separação e processamento de RU face aos objectivos estratégicos da gestão integrada de resíduos.
- Relacionar e discutir a influência do tipo de sistema de recolha de resíduos com o tipo de sistema de triagem.
- Conhecer os vários processos unitários e equipamentos mecânicos utilizados no processamento de RU numa estação de triagem.
- Descrever o tipo e funcionamento das estações de triagem implementadas em Portugal.
- Saber fazer um balanço de massas do fluxo de materiais que entra e sai de uma estação de triagem.

Página intencionalmente em branco

## 5.1 Introdução

A separação dos RU por fluxos e por fileiras é uma componente essencial para as estratégias de gestão integrada de resíduos, podendo realizar-se em qualquer fase do sistema de gestão e um variado número de vezes. A primeira separação pode ser efectuada na fonte, mas também é possível realizá-la durante e/ou após a recolha dos RU, nomeadamente, em estações de triagem, de valorização ou mesmo em aterros.

Nos casos em que a recolha dos RU é indiferenciada, a sua separação à entrada da estação de valorização (e. g. compostagem, incineração) representa, muitas vezes, a primeira etapa do processo, podendo, também, ocorrer a triagem dos resíduos valorizáveis após tratamento (e. g. remoção dos metais ferrosos das cinzas provenientes da incineração).

Face às necessidades de maximização da valorização, muitas comunidades optaram pela construção de estações de triagem de RU. Estas são unidades nas quais os resíduos misturados, ou previamente separados na origem, são triados e processados mecânica e/ou manualmente, com o objectivo de recuperar diferentes fileiras para reciclagem e/ou determinados fluxos para subsequente processamento e valorização.

As estações de triagem possibilitam ainda uma redução da quantidade de RU a depositar em aterro sanitário (como resultado de uma melhor recuperação dos materiais recicláveis), favorecem a qualidade dos materiais recuperados, tornando-os mais competitivos em termos de mercado, e permitem simplificar as exigências de separação na origem, contribuindo, deste modo, para a redução dos custos de recolha e aumento da taxa de participação dos cidadãos nos sistemas de recolha selectiva.

Estas estações podem receber os recicláveis que foram separados na fonte e que requerem um mínimo de processamento, apenas remoção de alguns contaminantes, compactação e enfardamento, ou então aceitar os recicláveis como uma mistura de resíduos, os quais exigem separações e processos mais sofisticados, antes de serem encaminhados para as respectivas indústrias recicladoras (Rhyner *et al.*, 1995).

As estações de triagem podem ter diversos tamanhos, operando para quantitativos entre 25 000-200 000t/ano, embora a maioria funcione entre 50 000-100 000t/ano. Compreendem uma sequência de operações unitárias, dependendo a dimensão da estação, o tipo e número de operações e equipamentos a utilizar, de um conjunto de factores, de que se destacam: o tipo de resíduos a processar, o grau de mistura, as exigências do mercado e as disponibilidades financeiras.

## 5.2 Operações unitárias e equipamentos para processamento de RU

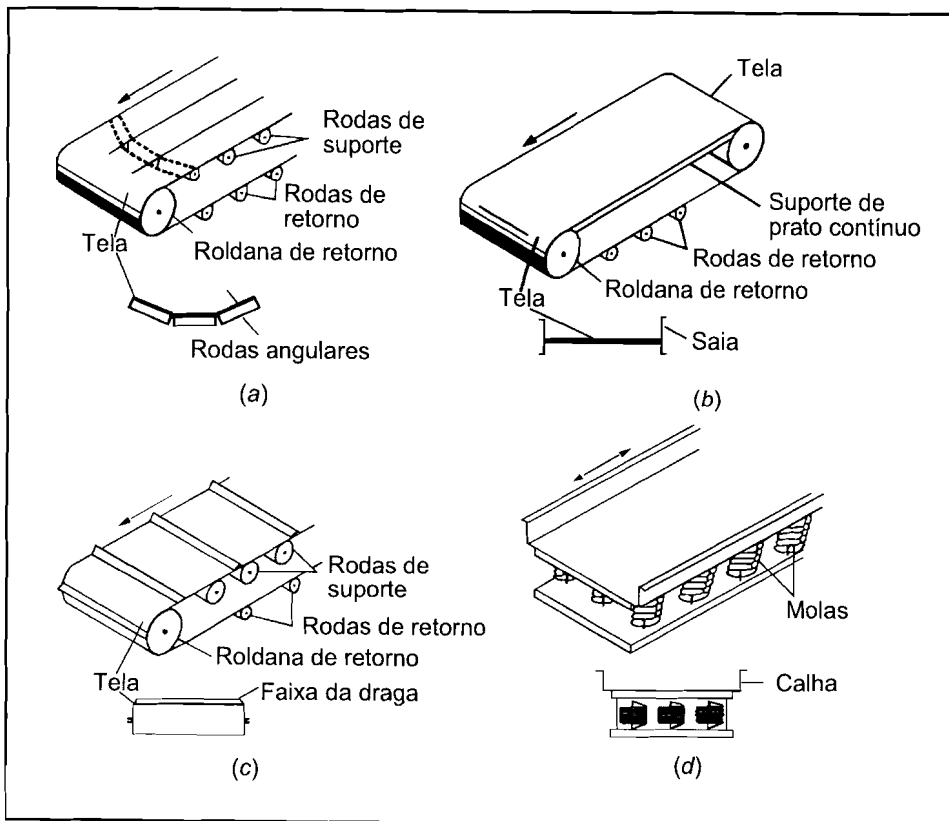
Na tabela 5.1 apresenta-se o tipo de equipamento fixo mais utilizado nas estações de triagem para o processamento de RU. Algum deste equipamento é também utilizado noutros tecnossistemas de RU, nomeadamente, nas estações de transferência, de compostagem, de incineração e aterros sanitários. Neste capítulo apenas se descrevem sumariamente os equipamentos e as operações unitárias mais comuns nas estações de triagem de RU.

**Tabela 5.1** – Equipamento fixo que pode ser utilizado numa estação de triagem (CalRecovery e PEER Consultants, 1993).

<b>Equipamento de transporte dos materiais</b>	<b>Equipamento de redução de tamanho</b>
Transportador de correia	Compactador (densificador)
Transportador de parafuso	Triturador de latas
Transportador de manto (saia)	Laminador de latas
Elevador de êmbolo	Esmagador de vidro
Transportador de draga	Granulador de plástico
Transportador pneumático	Perfurador de plástico
Transportador vibratório (tabuleiro)	Enfardador
<b>Equipamento de separação</b>	<b>Equipamento de ambiente</b>
Separador magnético	Sistema de recolha de poeiras
Separador de alumínio (contra corrente)	Aparelhos de controlo de ruído e vibrações
Crivos: disco; tambor rotativo; vibratório; oscilante	Sistema de controlo de odores
Passadeira rolante de cortina	Aquecimento, ventilação e ar condicionado
Classificador por ar	<b>Outro equipamento</b>
	Contentores fixos para armazenamento
	Local pavimentado para carregamento de fardos
	Veículo carregador

### 5.2.1 Transportadores

Os transportadores têm por função fazer a transferência dos resíduos de um local para outro. Os mais comuns nas estações de triagem são o transportador de correia (telas transportadoras, passadeiras transportadoras), o transportador de draga e o transportador vibratório (figura 5.1).

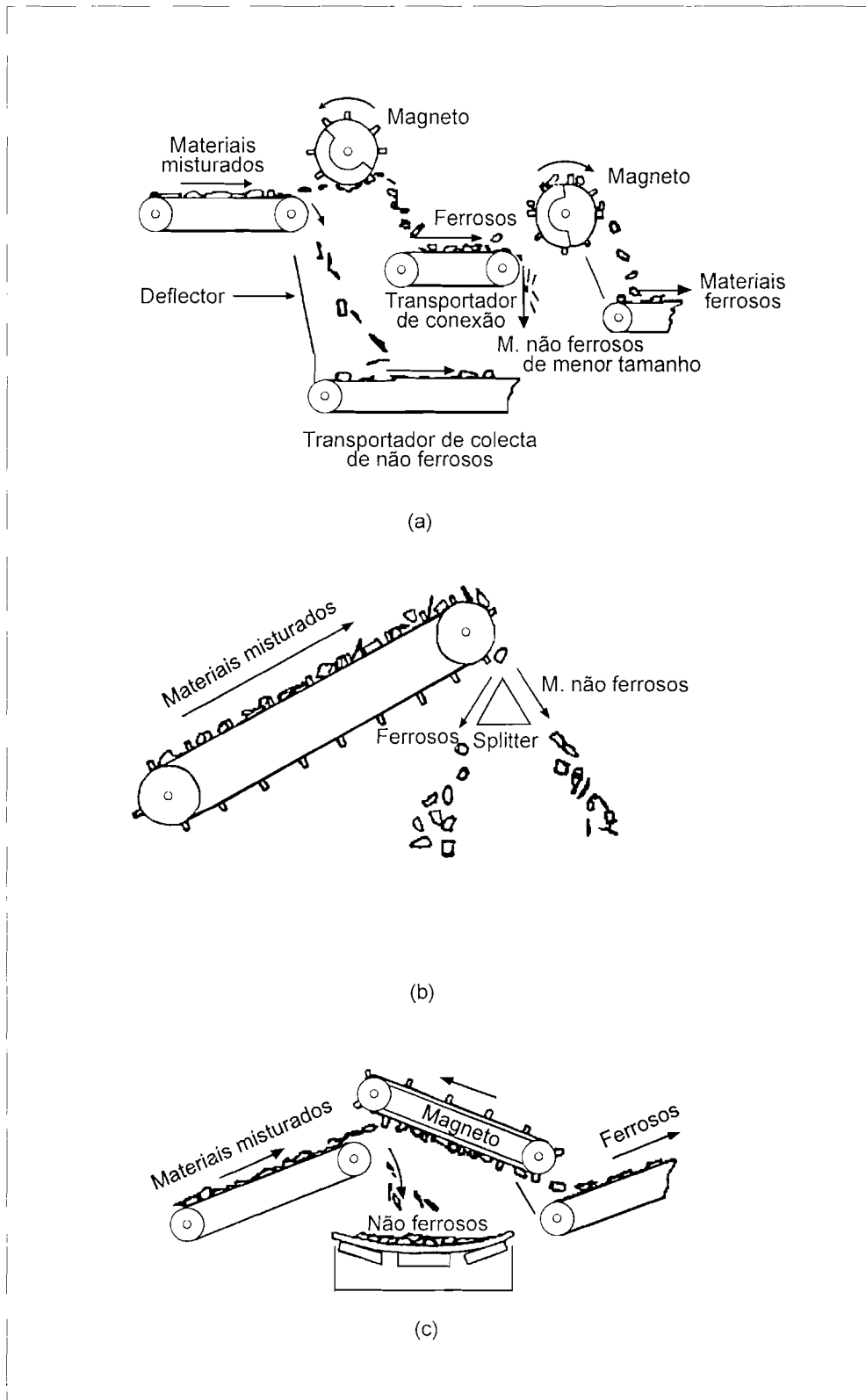


**Figura 5.1** –Equipamento utilizado no transporte dos resíduos: a. passadeira em calha com rodas angulares; b. passadeira plana em prato contínuo; c. transportador de draga sobre rodas; d. transportador mecânico vibratório (Tchobanoglous *et al.*, 1993).

### 5.2.2 Equipamento de separação

- a. Separadores magnéticos.** A separação magnética é uma operação unitária que visa a recuperação de metais ferrosos do fluxo dos resíduos, utilizando as suas propriedades magnéticas. Os magnetos podem ser do tipo permanente ou electromagnético. Existem três configurações possíveis para estes separadores, nomeadamente, tambor, correia (tela) magnética ou roldana de cabeça magnética (figura 5.2).

A eficiência da separação magnética é afectada pela altura do fluxo de resíduos misturados. Para uma remoção mais completa dos materiais ferrosos pode ser necessário recorrer a uma segunda separação, utilizando um segundo separador magnético, em linha.



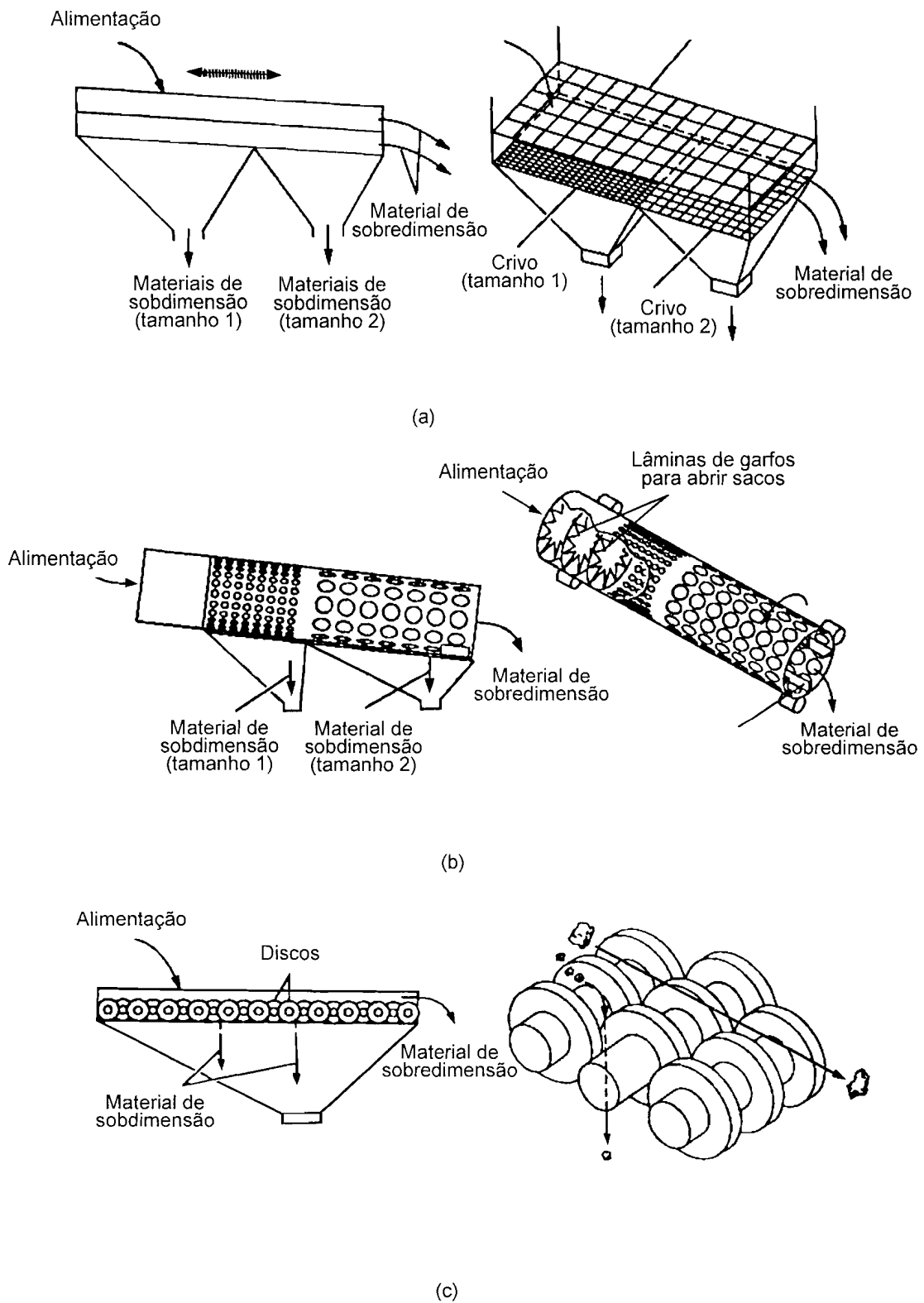
**Figura 5.2** –Separadores magnéticos: a. tambor magnético múltiplo, b. roldana de cabeça magnética; c. correia ou tela magnética (CalRecovery e PEER Consultants, 1993).

---

**b. Separadores de alumínio** (contra corrente). Nas estações de triagem mais simples, as latas de alumínio (material não ferroso) são separadas manualmente, após a passagem dos resíduos por um separador magnético. Pode, no entanto, efectuar-se uma separação por meios mecânicos. Os metais não ferrosos podem ser separados dos restantes materiais não metálicos por meio de correntes induzidas nos metais com um campo magnético alternado. Estas correntes induzidas produzem um campo magnético de direcção oposta ao campo magnético aplicado. Como resultado, os metais são ejectados e separados dos outros materiais. Diferentes metais não ferrosos e de diferentes formas (e. g. folhas de alumínio, latas de alumínio) podem também ser separados uns dos outros por esta via (Bilitewski *et al.*, 1994).

**c. Separação por dimensões.** A crivagem é uma operação unitária utilizada para separar misturas de materiais de diferentes dimensões, em duas ou mais fracções, em função do seu tamanho e através de uma ou mais superfícies de crivagem. As principais aplicações do equipamento de crivagem no processamento dos RU podem incluir: remoção de materiais de sobredimensão; remoção de materiais de subdimensão; separação dos resíduos em leves-combustíveis e pesados-não-combustíveis; separação do papel, plásticos e outros materiais leves, do vidro e dos metais; separação do vidro, cascalho e areias dos materiais combustíveis e separação de materiais de sobredimensão das cinzas de combustão.

O tipo de crivos mais utilizados na separação mecânica dos RU é o crivo vibratório, o crivo de tambor rotativo (ou *trommel*) e o crivo de disco (figura 5.3).

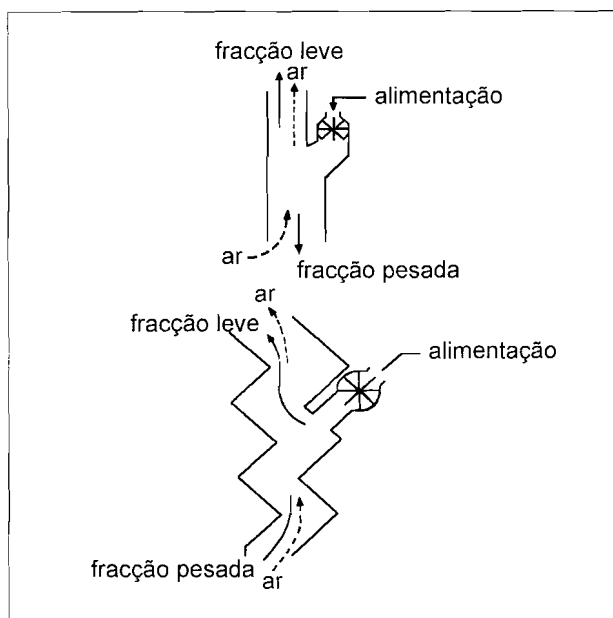


**Figura 5.3** – Crivos utilizados na separação de RU: a. crivo vibratório; b. crivo de tambor rotativo (*trommel*); c. crivo de disco (Tchobanoglous *et al.*, 1993).

d. **Classificação por ar.** A classificação por ar, operação unitária também designada por elutrição, é utilizada para separar os materiais leves, como o papel e o plástico, dos pesados, como os metais ferrosos e o vidro, com base na diferença de densidade dos materiais submetidos a um fluxo de ar. Quando os RU triturados são introduzidos num fluxo de ar com velocidade suficiente, os materiais mais leves são arrastados com o fluxo de ar enquanto que os materiais mais pesados caem na direcção contrária.

Nas estações de triagem a classificação por ar é utilizada para separar o material orgânico, normalmente designado por fracção leve, da fracção inorgânica mais pesada. Pode ser utilizada também para separar misturas de vidro e plástico.

Os classificadores por ar podem ter diferentes configurações, sendo o tipo vertical direito um dos mais comuns (figura 5.4).



**Figura 5.4** –Classificadores de ar: a. vertical direito; b. vertical em zigzag (CalRecovery e PEER Consultants, 1993).

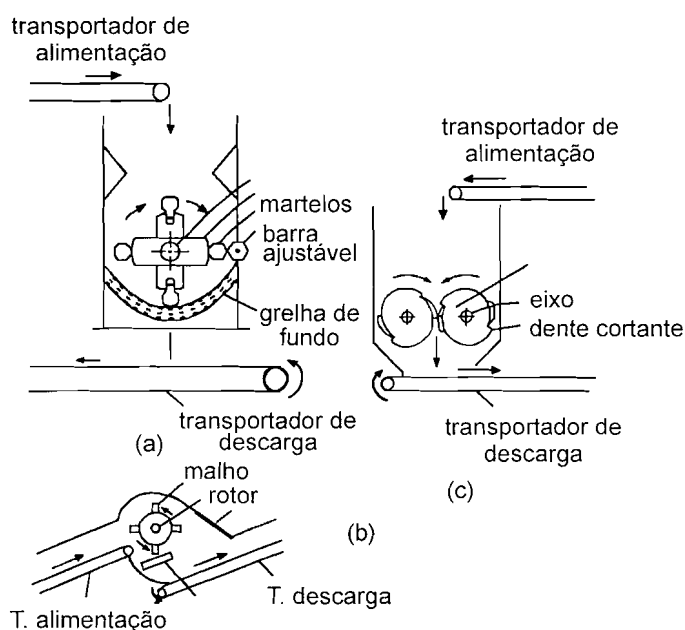
### 5.2.3 Redução de dimensões

A redução das dimensões dos RU é uma operação essencial na separação mecânica. Facilita o manuseamento e transporte dos materiais e torna-os mais uniformes, condição que é necessária à maioria dos equipamentos de processamento. Dentro dos processos de redução destacam-se a trituração e a compactação.

a. **Trituração.** A trituração é um termo utilizado para descrever o processo mecânico pelo qual as dimensões dos resíduos são reduzidas a partículas mais pequenas e uniformes. A redução do tamanho aumenta a homogeneidade e o peso específico dos resíduos. Esta operação unitária pode ser incorporada em diferentes alternativas para a gestão dos resíduos. Tamanhos mais pequenos e uniformes das partículas são necessários em muitas técnicas de separação utilizadas tanto nas estações de transferência, como nas de compostagem e nas de incineração (Rhyner *et al.*, 1995). O aumento da densidade resulta num transporte mais eficiente e na necessidade de menor espaço em aterro sanitário.

Os trituradores mais comuns, utilizados no processamento de resíduos, são o moinho de martelos, o moinho de malho e o triturador por cisalhamento (figura 5.5). Na operação do moinho de martelos, os martelos, ligados a um elemento rotativo, batem nos resíduos que vão entrando e forçam a saída do material triturado da unidade, a qual pode ou não estar equipada com grelhas de fundo, estas de dimensão variável. O moinho de malho é semelhante ao anterior mas promove apenas uma trituração mais grosseira, é um dispositivo só de uma passagem, enquanto que no moinho de martelos os materiais permanecem até que consigam passar pela grelha de fundo. Os moinhos de malho são frequentemente utilizados para rasgar os sacos.

O triturador de cisalhamento é, por sua vez, constituído por dois eixos, de rotação oposta, onde estão montados perpendicularmente uma série de discos que promovem a acção de corte. Os resíduos a tritura são direccionados para o meio dos eixos.

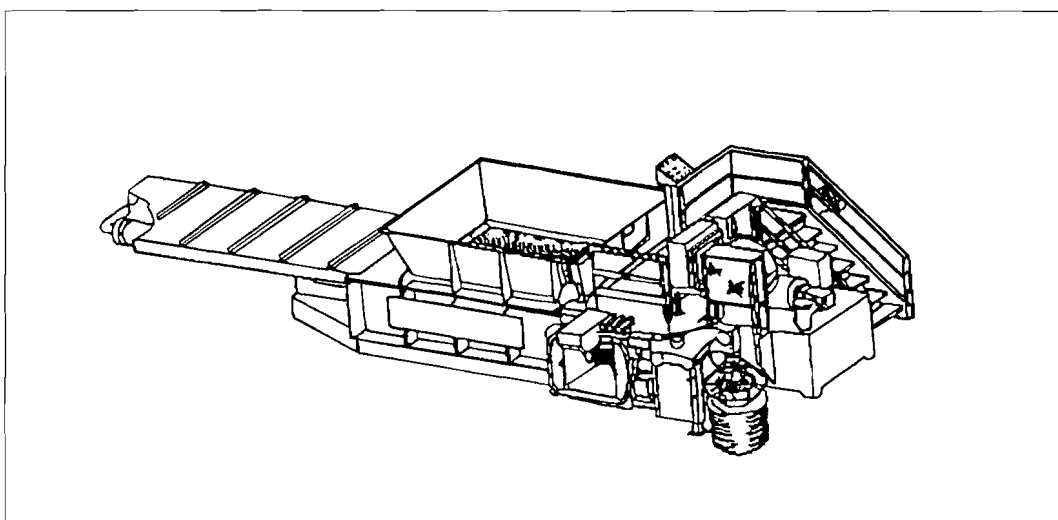


**Figura 5.5** – Trituradores: a. moinho de martelos; b. moinho de malho; c. triturador de cisalhamento (Tchobanoglous *et al.*, 1993).

**b. Compactação e enfardamento.** A compactação (ou densificação) é uma operação unitária através da qual se promove o aumento de densidade dos materiais. Pode ser utilizada para diferentes fins, nomeadamente, obter maior eficiência no transporte ou armazenamento dos materiais, cumprir especificações de mercado ou como meio de preparação de fuel derivado dos resíduos (refuse derived fuel-RDF) nas unidades que contemplam esta opção.

O enfardador (figura 5.6), um dos equipamentos de processamento mais utilizados numa estação de triagem de RU, é utilizado habitualmente para o enfardamento do papel e cartão, dos plásticos e das latas e peças metálicas. Este equipamento reduz o volume dos resíduos a armazenar, prepara-os para comercialização e aumenta a sua densidade, reduzindo, deste modo, os custos de transporte.

Podem-se encontrar no mercado diferentes tipos de enfardadores, mais ou menos automatizados, existindo tipos específicos para os casos em que se pretende que o mesmo enfardador seja utilizado para diferentes materiais (figura 5.6). A escolha do enfardador a utilizar é não só função deste aspecto, como das especificações de mercado, nomeadamente no que se refere às dimensões dos fardos e tipo de materiais utilizados para os atar.



**Figura 5.6** – Enfardador (CalRecovery e PEER Consultants, 1993).

### 5.3 Estações de triagem

As estações de triagem podem incluir tecnologias e equipamentos mais simples (sistemas com processos de baixa tecnologia, de pequena capacidade e

com uma componente de separação manual importante), ou mais complexos (sistemas de alta tecnologia, de grande capacidade, com mecanização intensiva, elevados custos de investimento, operação e manutenção). A opção pela selecção de uma ou outra abordagem depende de um conjunto de factores relacionados, nomeadamente, com o tamanho, os custos, a localização, os impactes ambientais e as condições económicas da área particular em estudo.

- a. *separação manual.* Utiliza um conjunto de pessoas que separam os materiais recicláveis dos tapetes rolantes para contentores específicos ou para outras telas transportadoras (figura 5.7). Para alguns tipos de separação esta é, actualmente, a única opção, por exemplo, para a separação de papeis coloridos. Contudo, para outros materiais esta separação é difícil, é o que acontece com os metais (e. g. latas de alumínio são visualmente idênticas às latas ferrosas).



**Figura 5.7** – Separação manual (Estação de Tratamento de Resíduos Sólidos Urbanos de Setúbal).

A separação manual tem a vantagem de conseguir um grau de separação mais elevado, com produtos menos contaminados e investimentos mais baixos. Tem a desvantagem de requerer mão-de-obra intensiva, com variações de eficiência devido à fadiga, riscos de saúde, acidentes e custos de mão-de-obra elevados. No entanto, alguns destes riscos podem ser atenuados, nomeadamente através de medidas de circulação e filtragem do ar, utilização de vestuário apropriado (e. g. luvas específicas), rotação dos trabalhos e concepção ergonómica dos locais de operação (Waite, 1995).

**b. Separação semi-automática.** Estes sistemas associam à separação manual tecnologias da separação mecânica. Esta modalidade tem como principais benefícios:

- melhoria da eficiência na separação de alguns materiais;
- decréscimo dos custos unitários da separação;
- aumento das condições de segurança do pessoal afecto;
- melhoria do preço de venda dos materiais e acesso a novos mercados (e. g. o plástico pode ser separado e lavado para obter melhor qualidade).

Neste tipo de estação de triagem podem existir, entre outros equipamentos, crivos rotativos para separar os elementos mais finos dos de maiores dimensões e separadores magnéticos para a separação entre ferrosos e alumínio. Contudo, é também fundamental a separação manual.

**c. Separação automática.** Os sistemas completamente automáticos utilizam uma combinação de diversos equipamentos mecânicos, recorrendo às propriedades físicas dos materiais, como o tamanho, o peso e a área superficial.

Actualmente são possíveis algumas separações automáticas específicas, como a separação entre garrafas de PVC (cloreto de polivinilo) e PET (politerftalato de etileno) (pelo uso de sensores de raios X que detectam os átomos de cloro do PVC) e a separação entre o polipropileno (PP) e o polietileno de alta densidade (HDPE) (White *et al.*, 1995). De igual forma, consegue-se seleccionar o casco (vidro velho) por cores (através de sistemas ópticos) e é também possível remover deste material certos contaminantes, como a cerâmica (por detectores de cerâmicas).

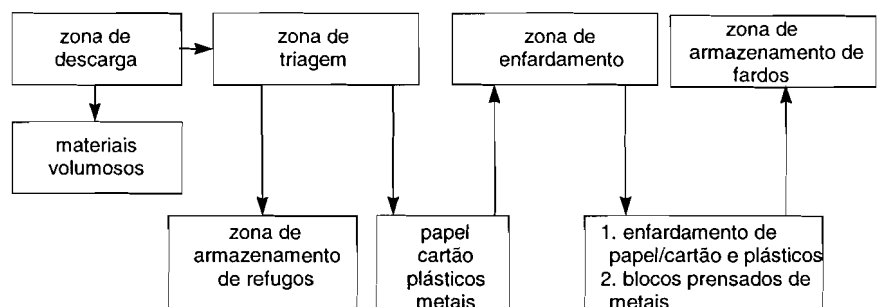
Com a separação automática a qualidade de separação é, para muitos materiais, inferior à conseguida com a triagem manual. Comparativamente a uma estação manual equivalente, as estações automatizadas têm maiores custos de investimento e menores de mão-de-obra. Apresentam ainda a desvantagem de não serem tão flexíveis em relação a alterações no tipo de materiais e às flutuações do preço de mercado dos materiais recuperados (Waite, 1995).

Em termos de planta e combinação de equipamentos de separação e processamento de resíduos existe, em qualquer tipo de estação de triagem, uma grande variedade de possibilidades de concepção,

devido a sua implementação envolver sempre a análise dos seguintes aspectos (CalRecovery e PEER Consultants, 1993):

- definição dos objectivos e funções da estação;
- especificação do tipo de materiais que se pretende separar (no presente e no futuro);
- identificação das especificações requeridas pelo mercado para os recicláveis;
- desenvolvimento de diagrama de fluxos do processo de separação;
- determinação de balanços de massa;
- concepção e dimensionamento das instalações;
- selecção do equipamento a utilizar;
- implementação de sistemas de controlo ambiental.

Uma estação de triagem, independentemente do tipo de resíduos que recebe para processamento, inclui sempre três zonas principais, destinadas: a) à descarga das viaturas; b) ao processamento dos resíduos e c) à formação de fardos e armazenagem dos materiais recuperados e do material rejeitado (figura 5.9). Para além destas áreas são necessárias outras destinadas às funções administrativas, de manutenção, de apoio ao pessoal e de sistemas de controlo ambiental.



**Figura 5.9** – Processos operativos numa estação de triagem (Cabeças *et al.*, 1998).

Em Portugal a primeira estação de triagem implementada foi em Vila Fria (Oeiras), no âmbito de uma experiência piloto de recolha selectiva multimaterial, que se iniciou em Queijas, em Junho de 1994. Em 1997, a Câmara Municipal de Oeiras alargou a recolha selectiva multimaterial a todo a área do Concelho.

### **Experiência piloto de recolha selectiva multimaterial da Câmara Municipal de Oeiras**

O sistema, do tipo porta-a-porta, consiste na separação dos RU em quatro fluxos: a) materiais de embalagem (de plástico, de cartão e de metal), colocados num saco azul; b) papel e cartão, atados em pequenos fardos e colocados ao lado do saco azul; c) vidro, depositado nos vidrões existentes; d) restantes resíduos, colocados num saco preto.

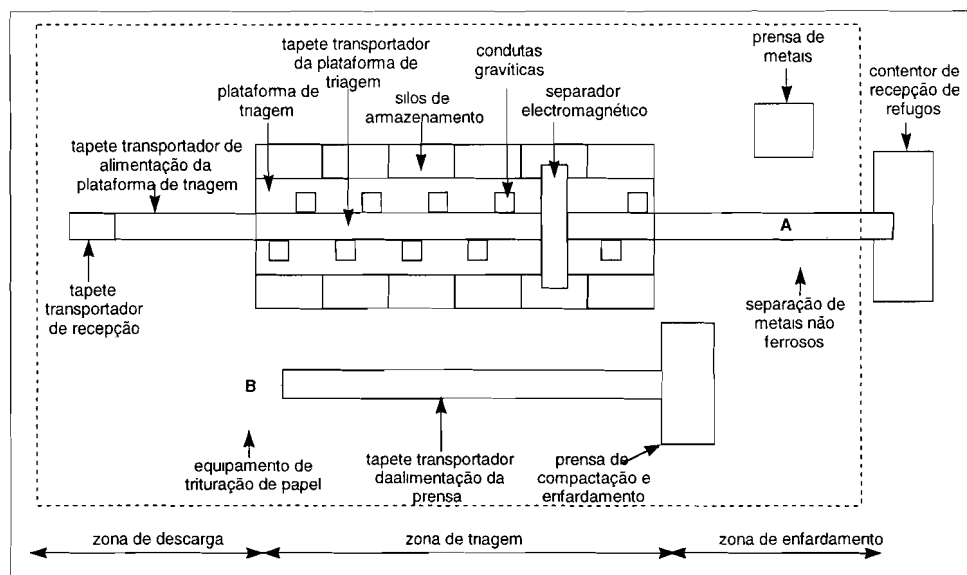
Os sacos pretos são transportados para a central de compostagem de Trajouce e os sacos azuis e o papel para a estação de triagem de Vila Fria. Nesta estação, o circuito de processamento dos materiais é o seguinte:

1. os materiais recolhidos no saco azul e também o papel/cartão são descarregados e colocados junto da passadeira transportadora;
2. os sacos azuis são abertos manualmente e o seu conteúdo colocado na passadeira transportadora que os encaminha para o tapete de triagem;
3. os materiais de embalagem são separados manualmente em sete categorias distintas, de acordo com as especificações das indústrias recicladoras: papel e cartão, cartão de líquidos alimentares, garrafas de plástico de PVC, garrafas de plástico de PET, frascos de polietileno de alta densidade (PEAD), filme plástico e latas de alumínio. A separação das embalagens ferrosas é feita mecanicamente por um electroímã. Os materiais separados são colocados nas respectivas cubas de armazenamento;
4. após enchimento das cubas, os diversos materiais são empurrados até ao transportador para a prensa;
5. na prensa, os materiais são compactados e atados em fardos;
6. os fardos são armazenados até ao momento do seu envio para as respectivas indústrias recicladoras.

Com a divisão de Portugal continental em áreas plano, e no caso dos sistemas multimunicipais, o tipo mais comum de sistema de recolha selectiva contempla a colocação de contentores (e. g. ecopontos) em todos os municípios, para a deposição de papel/cartão (papelão), embalagens (embalão) e vidro (vidrão) (Cabeças *et al.*, 1998). Desta forma, foram já implementadas (ou serão num futuro próximo) estações de triagem para a selecção de alguns dos RU provenientes destas recolhas selectivas.

Nestas estações, a separação dos diferentes materiais (e. g. papel/cartão, plásticos) é feita manualmente. Apenas a separação dos metais ferrosos é realizada por meio de um separador electromagnético. Todos os materiais que não são passíveis de valorização, quer devido à tipologia, quer devido à dimensão, são conduzidos para deposição

em aterro sanitário. Na figura 5.10 apresenta-se um *lay-out* típico de uma estação de triagem semi-automática.



**Figura 5.10** – *Lay-out* de uma estação de triagem (Cabeças *et al.*, 1998).

#### 5.4 Balanço de massas

Para planear e organizar eficientemente as várias operações a realizar numa estação de triagem, é necessário, para além da determinação das quantidades das várias componentes do fluxo de resíduos que dão entrada na estação, prever as quantidades de cada material presentes à entrada e à saída de cada operação unitária. Neste sentido, é fundamental proceder a uma análise de balanço de massas em que se considera a natureza do fluxo de resíduos afluyente, o nível de tecnologia utilizado na separação e processamento dos materiais, as especificações de mercado para os produtos finais, a justificação económica para os materiais separados e processados e a diminuição dos quantitativos dos resíduos a depositar em aterro, legislado ou projectado, que se pretende atingir.

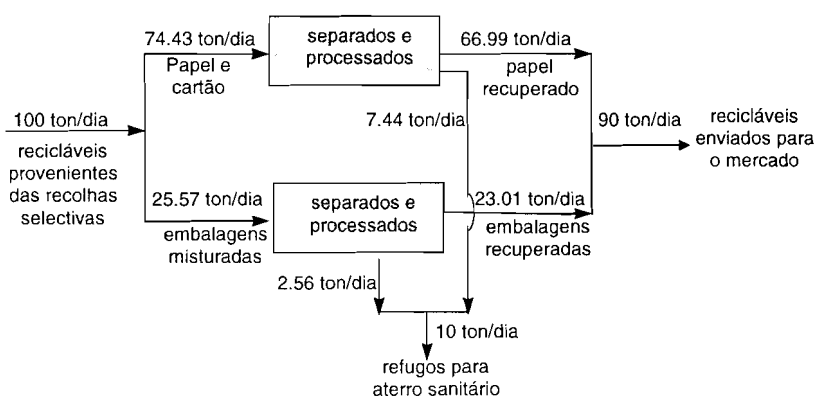
Um importante factor a considerar, antes de iniciar o balanço de massas e o subsequente dimensionamento da estação de triagem e dos seus subsistemas, é a antecipação da tonelagem total que dará entrada na estação. A previsão deste quantitativo terá que se basear numa estimativa (com base numa adequada campanha de caracterização dos resíduos) do total de recicláveis produzidos por uma comunidade, entrando em linha de conta com a taxa de participação esperada no programa de recolha e com as quantidades que serão efectivamente depositadas no sistema de deposição selectiva existente

ou previsto. Há que considerar também o regime de operação da estação, ou seja, o número de dias por ano, o número de horas por dia e o número de dias por semana, que se prevê que a estação esteja em funcionamento (ver exemplo 5.1.).

**Exemplo 5.1** – Estimativa das quantidades de RU a enviar para a estação de triagem (adaptado de CalRecovery e PEER Consultants, 1993).

- Quantidades totais de recicláveis produzidos pelos residentes = 46 500t/ano.
- Composição física do fluxo de recicláveis provenientes das recolhas selectivas: papel e cartão = 74.43%; mistura de recicláveis = 25.57% (inclui embalagens de vidro, plásticos e metais).
- Taxa de participação esperada no sistema de recolha selectiva = 70%
- Quantidades máximas a recolher =  $0.7 * 46\ 500\ t/ano = 32\ 550t/ano$ .
- Quantidade de recicláveis que são de facto depositados no sistema de recolha = 80%
- Recicláveis a recolher e enviar para a estação de triagem =  $0.8 * 32\ 550t/ano = 26\ 040t/ano$ .
- Regime de operação da estação: 52 semanas/ano, 5 dias por semana = 260 dias/ano.
- Quantidade diária recolhida e depositada na estação =  $26\ 040t/ano / 260\ dias/ano = 100t/dia$ .

Na figura 5.11 apresenta-se um diagrama de fluxos simplificado de uma unidade, considerando como entradas, o valor de 100t/dia obtido no exemplo anterior, nas proporções de papel/cartão e mistura de embalagens recicláveis indicadas no mesmo exemplo, e uma taxa de recuperação de 90%, ou seja, considerando como saídas 90t/dia de recicláveis destinados às indústrias recicladoras e 10t/dia de refugos a enviar para aterro sanitário.



**Figura 5.11** – Diagrama de fluxos e balanço de massas (CalRecovery e PEER Consultants, 1993).

Diaz *et al.* (1982), com base no conceito de balanço de massas, propuseram uma metodologia para modelar um sistema de processamento de resíduos numa estação de triagem, que utiliza o parâmetro RFTF (*recovery factor transfer function* – factor da função de transferência), específico de cada operação unitária.

## Método de modelação RFTF

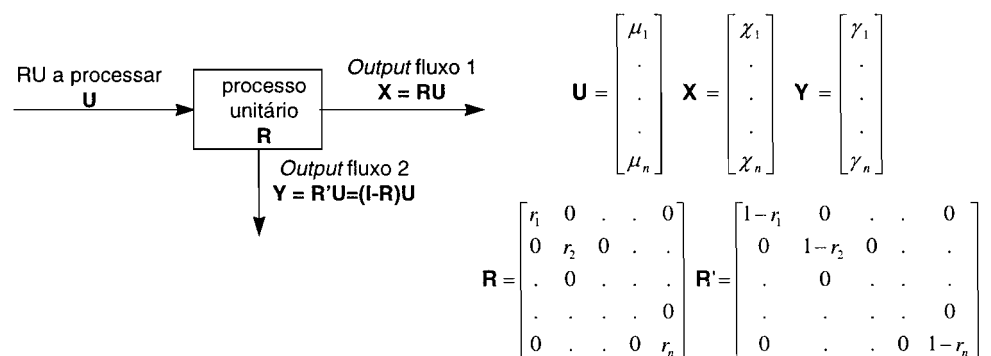
O RFTF pode ser representado por uma matriz diagonal, cujos elementos especificam a fracção de cada componente dos resíduos (e. g. metais ferrosos, metais não ferrosos, plásticos, vidro, papel) que permanece no circuito dos materiais após passagem por um processo unitário. Para ilustrar o exposto, Rhyner *et al.* (1995) partem do exemplo apresentado na figura 5.12. O *input* do sistema é o vector  $U$ , cujos elementos especificam as quantidades de cada componente presente nos RU. As quantidades das componentes no *output* do fluxo 1 e do *output* do fluxo 2, são indicadas, respectivamente, pelos elementos dos vectores  $X$  e  $Y$ .

Os elementos da matriz  $R$  do parâmetro RFTF são fracções de cada componente retida no fluxo principal de resíduos. Os elementos da matriz complementar,  $R' = I - R$  (onde  $I$  é a matriz de identidade), são as fracções de cada componente no fluxo secundário de resíduos. A quantidade da componente  $i$ , no *output* do fluxo 1, encontra-se no vector  $X$  e resulta da multiplicação da matriz  $R$  com a matriz  $U$  ( $X = RU$ ), ou seja:

$$x_i = r_i u_i$$

De igual modo, as quantidades no *output* do fluxo 2 são obtidas pela multiplicação das matrizes  $R'$  e  $U$  ( $Y = R'U$ ), ou seja:

$$y_i = (1 - r_i) u_i$$



**Figura 5.12** – Processo unitário de separação e respectivas matrizes de fluxos (Rhyner *et al.*, 1995).

Uma forma expedita para realizar os cálculos necessários para a modelação de sistemas de processamento com utilização do factor RFTF é a utilização de uma folha de cálculo. Para calcular as componentes do *output* do fluxo relativo ao vector  $\mathbf{X}$ , os valores  $r_i$  e  $u_i$  colocam-se em duas colunas da folha de cálculo, e os valores de  $x_i$  obtêm-se multiplicando os elementos correspondentes nessas duas colunas.

Os valores para os elementos da matriz  $\mathbf{R}$ , devem ser determinados analiticamente ou empiricamente a partir de dados de campo (Rhyner *et al.*, 1995). Na tabela 5.2. apresentam-se valores representativos de diversos equipamentos de processamento. O método de modelação RFTF pode ser utilizado para calcular outras propriedades dos resíduos, como, por exemplo, a humidade, o poder calorífico e o teor em cinzas.

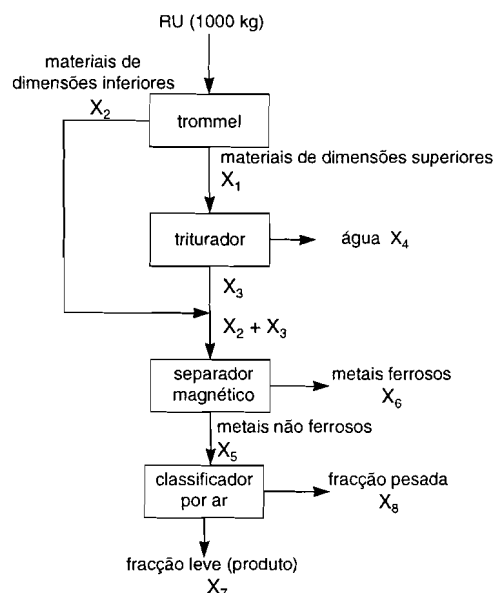
**Tabela 5.2** – Valores representativos dos elementos da diagonal da matriz RFTF para os processos unitários mais comuns (Diaz *et al.*, 1982).

	Trommel	Triturador		Separador magnético	Classificador por ar (fracção leve)	ciclone	
	(a)	sólidos	H <sub>2</sub> O			sólidos	H <sub>2</sub> O
metais ferrosos	0.80	1.00	0.80	0.20	0.10	1.00	0.90
metais não ferrosos	0.80	1.00	0.80	1.00	0.50	1.00	0.90
vidro	0.20	1.00	0.80	1.00	0.60	1.00	0.90
papel	0.85	1.00	0.80	0.98	0.98	1.00	0.90
plásticos	0.90	1.00	0.80	0.98	0.98	1.00	0.90
resíduo orgânico	0.25	1.00	0.80	1.00	0.20	1.00	0.90
resíduo inorgânico	0.25	1.00	0.80	0.95	0.70	1.00	0.90

(a) para o fluxo de materiais que não passam através das malhas do crivo.

## Tópicos para discussão e problemas

1. O sistema existente para a gestão dos RU que se produzem no seu Concelho de residência tem, ou prevê, a existência de uma estação de triagem? Se sim, que tipo de processos unitários inclui e que materiais são recuperados para valorização?
2. Qual a importância duma estação de triagem para a gestão integrada de RU?
3. Que tipo de operações unitárias podem existir numa estação de triagem e qual a sua função?
4. As estações de triagem podem receber resíduos provenientes quer de recolhas indiferenciadas, quer de recolhas selectivas do tipo multimaterial ou dedicada. Quais as vantagens e desvantagens destes tipos de recolha, relativamente à qualidade dos materiais processados, aos tipos de equipamento a utilizar e aos custos de investimento e de operação e manutenção destas unidades?
5. Suponha que a sequência dos processos unitários existentes numa estação de triagem é a indicada na figura e que esta estação recebe 1000kg de RU para processamento, com a composição indicada na tabela. Utilizando os valores dos factores RFTF apresentados na tabela 5.2, prepare uma folha de cálculo para determinar os valores dos elementos dos vectores  $X_1, \dots, X_8$ , considerando que as matrizes dos factores RFTF para o *trommel*, o triturador, o separador magnético e o classificador por ar, são, respectivamente, Z, A, B e C. Calcule separadamente, para cada componente, as massas em peso seco e peso húmido, e de seguida adicione-as para obter a massa total em cada ponto do processo (Rhyner *et al.*, 1995).



Composição física dos RU (kg)

	Peso seco	humidade
metais ferrosos	70	5
metais não ferrosos	20	1
vidro	80	5
papel	420	80
plásticos	95	10
outros resíduos orgânicos	120	50
outros resíduos inorgânicos	35	9

---

## **6. Valorização e tratamento de resíduos**

Página intencionalmente em branco

---

## Objectivos de aprendizagem

- Reconhecer a importância da valorização no contexto da estratégia de gestão integrada de RU.
- Explicar o que se entende por circuito de reciclagem e identificar as principais barreiras que se colocam à reciclagem dos materiais.
- Conhecer a situação nacional em matéria de valorização de RU e as políticas desenvolvidas e/ou previstas para esta componente do sistema de gestão de RU.
- Explicar o funcionamento do Sistema Ponto Verde e a forma como está organizada a gestão de resíduos de embalagens em Portugal.
- Descrever o processo de compostagem e as suas operações básicas.
- Explicar a evolução da temperatura nas várias fases do processo de compostagem.
- Identificar os factores que afectam a compostagem e explicar a sua influência no processo.
- Explicar o que se entende por um composto maduro e que tipo de indicadores podem ser utilizados para avaliar se um composto está em condições para ser utilizado como corrector orgânico.
- Distinguir entre compostagem lenta e acelerada, explicar o funcionamento e as diferenças entre estes dois sistemas.
- Definir e explicar em que consiste o processo de biometanização.
- Discutir as vantagens e desvantagens da compostagem comparativamente à biometanização.
- Explicar o que se entende por valorização energética.
- Descrever o processo de incineração com recuperação de energia e identificar os seus benefícios.
- Saber avaliar mediante as características de um resíduo se o processo de incineração pode ser ou não uma possível via para a sua valorização e tratamento.
- Identificar as componentes básicas de um processo de incineração.
- Descrever as fases de combustão, os factores que influenciam a combustão dos RU e a importância de se controlarem esses factores.

- 
- Saber como se pode realizar a recuperação da energia produzida numa instalação de incineração.
  - Conhecer os principais poluentes atmosféricos emitidos por uma incineradora e os métodos e equipamentos utilizados para o seu controlo.
  - Distinguir entre cinzas/escórias de fundo e cinzas volantes.
  - Referir que tipo de resíduos produzidos no processo de incineração são considerados perigosos e não perigosos e quais as possíveis vias para a sua valorização ou confinamento seguro.
  - Conhecer os parâmetros que, de acordo com a legislação, deverão ser objecto de monitorização numa instalação de incineração de RU.

## 6.1 Introdução

A valorização inclui qualquer das operações que permitam o reaproveitamento dos resíduos e que se englobem em duas categorias: reciclagem (material ou orgânica) e valorização energética. Neste capítulo serão apresentadas as operações de valorização mais comuns na gestão de RU, ou seja, a reciclagem material, por fileiras e fluxos, a compostagem, a biometanização (ou digestão anaeróbia) e a incineração.

No PERSU foram estipuladas metas para a valorização dos RU, a curto e médio prazos. Na tabela 6.1 apresentam-se essas metas, bem como os quantitativos que em 1995 tinham por destino a valorização. Pela observação dos dados é possível salientar que está previsto um reforço significativo nesta área.

**Tabela 6.1** – Distribuição pelos diversos elementos de gestão das quantidades de RU produzidas em 1995 e previstas para as metas a curto (2000) e médio (2005) prazos, em Portugal Continental (Lobato Faria *et al.* 1997).

Elementos de gestão	Situação em 1995		Metas para os anos			
	10 <sup>3</sup> t	%	2000		2005	
			10 <sup>3</sup> t	%	10 <sup>3</sup> t	%
Reciclagem:						
material	113	4	580	15	1 123	25
orgânica	299	9	580	15	1 123	25
Valorização energética	0	0	1 000	26	1 000	22
Valorização (total)	412	13	2 160	56	3 246	72

A tabela 6.2 permite relacionar alguns dos materiais constituintes dos RU com os diversos métodos de valorização. Constata-se que a presença de determinados constituintes dos RU é indesejada em algumas situações, como os plásticos, metais e vidro na reciclagem orgânica ou o vidro e os metais na valorização energética. Além disso, é salientada a importância da gestão de RU ser pensada e tratada de uma forma integrada.

**Tabela 6.2** – Relação entre a constituição física dos RU e os métodos de valorização (Waite, 1995).

Fileiras	Reciclagem multimaterial	Reciclagem orgânica	Incineração c/valorização energética
Papel e cartão	✓	✓	✓
Vidro	✓		
Plástico	✓		✓
Metais	✓		
Mat. fermentáveis		✓	✓
Têxteis	✓	✓*	✓

(\*) Apenas fibras naturais.

## 6.2 Reciclagem

Na gestão integrada de resíduos, a reciclagem é uma componente necessária e, se devidamente concebida, pode originar benefícios económicos e sociais significativos: poupanças a nível de consumo de recursos ou de espaço em aterro, redução da poluição, aumento da eficiência de outros processos como a compostagem ou a incineração e a possibilidade de permitir aos cidadãos uma participação activa na melhoria da qualidade do ambiente. Na tabela 6.3 apresentam-se alguns dos benefícios ambientais e económicos resultantes da reciclagem de diversos materiais.

**Tabela 6.3** – Resumo dos benefícios ambientais e económicos resultantes da reciclagem das diversas fileiras<sup>(1)</sup> (White *et al.*, 1995).

Fileira	Energia do processo poupada pela reciclagem (GJ/t)	Emissões atmosféricas da reciclagem	Efluentes líquidos da reciclagem	Produção de RU (kg/t): redução (aumento)
<b>Vidro</b>	3,8	Geralmente baixas	Geralmente baixos	(25)
<b>Papel</b>	8,3	Geralmente baixas	Geralmente baixos	80
<b>Plástico:</b>				
LDPE <sup>(2)</sup>	15,4	Geralmente baixas (excepto CO <sub>2</sub> )	poucos valores	(93)
HDPE <sup>(2)</sup>	25,6	Geralmente baixos	falta de valores, mas podem ser elevados	(184)
<b>Metal:</b>				
Ferro folha-de- -flandres	13,5	Geralmente baixas	Geralmente baixos	278
Alumínio	156	Geralmente baixas (excepto HCl)	Geralmente baixos	639
<b>Têxteis</b>	52-59	não há valores	não há valores	não há valores

<sup>(1)</sup> A tabela apresenta resultados apenas indicativos, calculados em relação ao consumo de energia e às emissões no fabrico de materiais a partir de recicláveis, comparativamente com a produção a partir de matérias-primas virgens. Os resultados são expressos por tonelada de material reciclado produzido.

<sup>(2)</sup> LDPE – polietileno de baixa densidade; HDPE – polietileno de alta densidade.

De acordo com o definido na Portaria n.º 15/96, de 23 de Janeiro, entende-se por reciclagem o reprocessamento dos resíduos num processo de produção, para o fim original ou para outros fins, considerando-se incluídos neste tipo

---

de operação, nomeadamente, a reciclagem material, a compostagem e a regeneração. Envolve, portanto, um ciclo que começa e finaliza no agente ‘consumidor’, através da transformação de um material usado num outro pronto a ser usado.

Cada material reciclável tem um ciclo específico que compreende um conjunto sucessivo de etapas, tendo início no momento em que cada produto se transforma em resíduo reciclável, passando pela sua recolha (deposição e recolha), transporte para as estações de triagem, processamento, transporte para as indústrias recicladoras, transformação num produto reciclado, distribuição, comercialização, finalizando no seu consumo. A interrupção de um destes estágios ou o seu deficiente funcionamento compromete a reciclagem, pelo que deverão ser analisados todos os eventuais factores de bloqueio que possam por em causa o completar do ciclo.

### 6.2.1 *Factores determinantes para o sucesso da reciclagem*

Vários factores poderão constituir barreiras ao sucesso da reciclagem, entre os quais se destacam: a adesão dos cidadãos aos sistemas de recolha selectiva; o grau de contaminação dos materiais, as dificuldades no seu processamento e preparação para as indústrias de reciclagem; a competição com as matérias-primas virgens (devido essencialmente aos elevados custos de transporte e processamento dos recicláveis) e a baixa procura de produtos reciclados por parte dos consumidores.

A adesão dos cidadãos aos programas de recolha selectiva relaciona-se com diversos factores que vão desde as suas características sócio-demográficas (e. g. idade, nível sócio-económico, grau de educação, informação e conhecimento sobre o sistema de RU), às características psicossociais (e. g. grau de preocupação em relação à problemática dos resíduos, atribuição de responsabilidades, valores, crenças, atitudes, motivações, influência social, percepção das dificuldades para a realização de comportamentos de reciclagem, hábitos de deposição dos resíduos) e às situações operacionais dos sistemas (e. g. grau de informação aos utentes, promoção dos sistemas, carácter voluntário ou obrigatório dos programas, número, distância e tipo de recipientes disponíveis para a deposição selectiva, grau de separação a efectuar na fonte, frequência e horário da recolha, características urbanas, aspecto estético, higiene e segurança dos locais de deposição).

### Implementação de sistemas de recolha selectiva

Alguns factores mais críticos aos quais é necessário dar especial atenção (Rogoff e Williams, 1994; Waite, 1995):

- 1) Elaborar um plano, nomear um coordenador e uma equipa motivada, especificar os objectivos e as metas a atingir;
- 2) Avaliar convenientemente as quantidades e a composição dos RU e as características da população que os produz;
- 3) Conhecer o mercado e recolher apenas os materiais para os quais exista mercado, separando-os e processando-os de acordo com as especificações da indústria;
- 4) Desenvolver um sistema de recolha integrada e sustentável em termos ambientais, económicos e sociais, ou seja, não desligar a recolha indiferenciada da recolha selectiva;
- 5) Procurar envolver os grupos locais, proporcionar a cooperação entre o sector privado e o público;
- 6) Ter sempre por base o bom senso e não exigir aos utentes um elevado número de separações na fonte;
- 7) Dar especial atenção à localização, distâncias e acessibilidades dos equipamentos de deposição;
- 8) Manter os sistemas com boa aparência, higiene e segurança, evitar que os utentes tenham a percepção que os responsáveis não se empenham o suficiente na manutenção e boa gestão do sistema;
- 9) Programar uma estratégia de informação e promoção do sistema, a curto, médio e longo prazo, adaptada às características de cada segmento da população;
- 10) Avaliar e monitorizar o sistema numa base contínua, recorrendo a um conjunto de indicadores de desempenho dos sistemas operativos e do comportamento dos utentes.

Para além destas dez condições básicas, alguns autores têm referido a importância de serem implementados programas de reciclagem, não só dirigidos para o sector residencial, mas também para o sector comercial e industrial, os quais podem dar um grande contributo para a quantidade de materiais recolhidos e para a economia dos sistemas de recolha selectiva (More, 1991).

As investigações sobre os comportamentos de reciclagem revelam que quando comparadas as variáveis psicológicas com as demográficas, estas últimas possuem um papel fraco na previsão dos comportamentos e que as condições operacionais dos sistemas têm um papel fundamental para a eficiência da participação.

Em relação aos factores operacionais a experiência de vários gestores e os resultados obtidos de diversas investigações são unânimes em considerar

---

que um programa de reciclagem terá mais sucesso se tiver em consideração medidas que evitem ou reduzam as barreiras mais comuns aos comportamentos de reciclagem. Um sistema produzirá melhores resultados se (Martinho, 1998):

- não implicar um grande número de separações na fonte (em média duas a três);
- cada separação abranger um maior número de componentes (recolhidos como uma mistura de recicláveis);
- os equipamentos de deposição estiverem convenientemente localizados (locais de passagem frequente e não muito distantes das habitações);
- a recolha dos recicláveis nos sistemas porta-a-porta se realizar nos mesmos dias que os não recicláveis, ou pelo menos num dia distinto mas com uma frequência semanal;
- o sistema de reciclagem não exigir alteração muito radical dos hábitos;
- a manutenção dos sistemas (aparência, higiene e segurança) for visível para os utentes;
- for feita uma boa promoção dos sistemas com aplicação das estratégias de mudança de comportamentos mais adequadas aos diferentes segmentos da população, em função das suas características específicas.

Um bom programa de promoção do sistema implementado é um factor vital para encorajar as pessoas a utilizá-lo. O envolvimento de grupos locais, empresas, órgãos de comunicação, jovens ou líderes de bairro, é uma boa via para a promoção destes sistemas. As informações verbais transmitidas pelos líderes de bairro originam melhores resultados que a informação escrita. O comprometimento escrito também é mais efectivo que o verbal e parece ser tão eficiente quanto a estratégia de recompensas. Fornecer uma meta aos grupos, para a quantidade desejada de material a reciclar, também aumenta a participação (Gonçalves, 1997).

Todos os equipamentos deverão ter afixadas informações relativas aos materiais admissíveis, contaminantes a evitar, nome e logotipo da entidade responsável pela sua gestão e um número de telefone, linha verde, para informações suplementares. As campanhas de sensibilização devem ser feitas numa base periódica, para ir relembrando e mantendo viva a participação. Os programas têm que funcionar bem, devem ser visíveis e fornecer informações claras, práticas e positivamente incentivadoras (Rogoff e Williams, 1994; Waite, 1995; Porter *et al.*, 1995).

---

A revisão sobre as estratégias consequentes (estratégias realizadas após a implementação do sistema de recolha selectiva) também permite algumas conclusões gerais. Informações de *feedback*, sobre os resultados e evolução dos programas, são um elemento fundamental para incentivar a participação e a sua associação ao estabelecimento de metas é bastante efectiva. As experiências que utilizam recompensas também registam aumentos na reciclagem, especialmente as lotarias e sorteios, mas o seu efeito é temporário. Além disso, as experiências municipais fornecem fortes evidências que a aplicação de tarifários proporcionais à quantidade de RU produzidos (incentivo/desincentivo material) aumenta as taxas de reciclagem (consultar capítulo 8).

Face aos resultados obtidos, nos diversos estudos consultados, podem-se fornecer as seguintes regras básicas para as estratégias de mudança de comportamentos de reciclagem:

- As mensagens, slogans e apelos motivacionais, não são normalmente suficientes para iniciar a mudança de comportamentos, a menos que a resposta desejada seja conveniente, que as mensagens se baseiem em crenças e normas fortes e socialmente reconhecidas por todos, que possibilitem a transferência dos motivos extrínsecos para intrínsecos, que as informações ocorram perto dos pontos da acção desejada e sejam bastante claras em relação ao porquê, como e onde. As informações que falham na ligação às normas sociais e nas instruções ou consequências positivas devem ser evitadas. Os compromissos públicos e o estabelecimento de metas são muito efectivos não só para os potenciais participantes como para os próprios políticos, ter uma meta representa ter um desafio;
- A ameaça de acções negativas pode ser eficaz para iniciar um programa de reciclagem mas frequentemente produz comportamentos opostos aos desejados. Os recicláveis deixados no passeio pelos operadores de recolha, por exemplo, resultam muitas vezes em sentimentos negativos e ressentimentos que são difíceis de reverter. A percepção de ameaças às liberdades pessoais e as respostas psicológicas negativas, podem ser evitadas por abordagens de planeamento participativo. O reforço associado ao comportamento de grupo produz um nível adicional de controlo social e é vantajoso, quando possível. A pressão por iguais é muito efectiva. Um bom exemplo é a sensação de ser a única casa que não coloca os recicláveis à porta, a ausência é notada pelos vizinhos;
- Os incentivos educacionais são normalmente mais eficientes quando ligados a uma audiência participativa, via diálogo e demonstração. As apresentações escritas e vídeos fornecidos de uma forma passiva

---

são menos efectivos. As estratégias que apresentam exemplos ou fornecem modelos para mudar os comportamentos são bem sucedidas, especialmente se se relacionarem com os materiais de suporte que repetem os princípios do exemplo. O princípio «pratica o que pregas» é bastante importante, especialmente se for adoptado pelas próprias entidades oficiais;

- Antes de se inicializar uma estratégia de promoção, ou educação, é necessário conhecer o nível de consciencialização do público, os conhecimentos, as atitudes e a avaliação que fazem das políticas implementadas. A segmentação da população alvo em diferentes grupos com características mais homogéneas, é fundamental. Muitos dos responsáveis pelos programas de reciclagem partem do princípio que as pessoas ou não sabem nada acerca da reciclagem ou sabem e preocupam-se tanto como eles. Como referem Rogoff e Williams (1994) raramente estes pressupostos correspondem à verdade.

Relativamente ao grau de contaminação dos materiais, muitos contaminantes são possíveis de remover através de processos de separação (capítulo 5), lavagem e refinação, contudo existem algumas limitações, particularmente quando na presença de produtos químicos ou físicos incorporados na estrutura dos próprios resíduos. A presença de contaminantes pode mesmo tornar os resíduos impróprios para reciclagem, mas na maioria dos casos apenas diminui o seu valor, degradando as suas propriedades e limitando o leque de possíveis aplicações (HMSO, 1991). Desta forma, é fundamental que os bens de consumo sejam concebidos com vista à sua posterior reciclagem, tanto em relação ao grau de contaminantes incorporados como à mistura de diferentes materiais (e. g. embalagens com vários tipos de plástico).

Os contaminantes característicos dos materiais recicláveis, apresentados na tabela 6.4, podem-se subdividir em duas categorias:

- *contaminantes residuais*, os que não são removidos nas operações de processamento dos recicláveis e que reduzem a qualidade do material ou do produto reciclado;
- *contaminantes não residuais*, os que podem ser removidos pelas operações de processamento mas que, por questões de eficiência técnica e/ou económica ou de poluição que originam em processos mais sofisticados (efluentes líquidos, gases e resíduos perigosos), permanecem nos materiais dentro dos limites legalmente aceitáveis.

**Tabela 6.4** – Contaminantes potenciais por fileiras de materiais recicláveis (HMSO, 1991).

Fileiras de materiais recicláveis	Contaminantes residuais	Contaminantes não residuais
<b>Metal: Ferro e Aço</b>	cobre, estanho, níquel	zinco
<b>Aluminio</b>	ferro, silício	lítio, vidro, vestígios de silício
<b>Papel</b>	tintas gráficas (> 10%), tintas resistentes à água	magnésio, estanho, chumbo adesivos, grampos de arame, plásticos
<b>Vidro</b>	ferro, corantes de crómio	metais, cerâmicas
<b>Plástico</b>	corantes	outros polímeros, bactérias, tintas, rótulos, adesivos
<b>Mat. fermentáveis</b>	metais pesados	vidro

Um outro problema é o custo significativo que pode estar relacionado com o transporte dos materiais recicláveis, depois de separados e enfardados, especialmente se as indústrias estiverem localizados a grandes distâncias e se o peso específico dos materiais for muito baixo (e. g. plástico).

Outros factores que influenciam a reciclagem são, nomeadamente, os processos de fabrico e a capacidade técnica das indústrias, a legislação e política de ambiente (e. g. incentivos, financiamentos, taxas de deposição em aterro), a dinâmica da oferta e da procura e a evolução dos mercados e dos circuitos de comercialização.

## 6.2.2 *Reciclagem de materiais*

### 6.2.2.1 Fileiras

As fileiras de RU correspondem aos materiais componentes dos resíduos, como o vidro, papel e cartão, plástico e metal. A matéria orgânica faz igualmente parte destas fileiras, contudo será abordada posteriormente na reciclagem orgânica (ponto 6.2.3).

#### **Vidro**

O vidro, especialmente o de embalagem, apresenta boas condições para a reciclagem, devido à homogeneidade (as embalagens apenas possuem um

---

material), estabilidade química e de design, facilidade no despejo do seu conteúdo (menos contaminantes) e na identificação (não necessita de um símbolo como os metais ou os plásticos).

Os principais constituintes do vidro são a sílica (elemento vitrificante), o carbonato de cálcio (elemento estabilizante que lhe permite alcançar grande resistência aos agentes atmosféricos) e o carbonato de sódio (fundente que favorece a fusão). O processo requer ainda outros aditivos químicos como óxidos e sais metálicos (estabilizantes e corantes). As matérias-primas são misturadas e introduzidas nos fornos a temperaturas da ordem dos 1 500°C (ANRED, 1984).

Na reciclagem, o vidro velho (ou casco) é fragmentado, limpo de contaminantes e introduzido no forno com os constituintes tradicionais. A percentagem de casco é variável, depende do tipo de embalagem de vidro que se pretende produzir, em alguns casos pode atingir os 100%. Por um processo automático, as gotas vítricas da mistura em fusão são conduzidas à base do forno e distribuídas para os moldes, as gotas são insufladas de ar e as embalagens adquirem a forma definitiva (ANRED, 1984).

O casco provém do vidro de embalagem<sup>1</sup>. O vidro utilizado para o fabrico de lâmpadas, copos e pratos, *pyrex*, espelhos e vidraça, tem uma composição diferente, e por isso, é considerado contaminante para a indústria de vidro de embalagem (Diaz *et al*, 1993), sendo, pelas mesmas razões, normalmente excluído das recolhas selectivas. São igualmente considerados contaminantes não residuais os vedantes (cápsulas e rolhas), rótulos, cerâmica e cristal. E também, no caso do casco se destinar a embalagens de uma cor específica, a presença de vidro de outras cores.

Para a indústria vidreira a introdução do casco nos fornos oferece muitas vantagens. O casco liquefaz-se a temperaturas mais baixas comparativamente às matérias-primas virgens, o que resulta numa poupança de energia (tabela 6.5), verificando-se igualmente um aumento da vida útil do forno e uma produção mais rápida. Isto reflecte-se nos preços relativamente altos e estáveis oferecidos pelo vidro velho.

<sup>1</sup> Por vidro de embalagem entendem-se exclusivamente os seguintes produtos: garrafas, garrafões, frascos, boiões, ampolas.

**Tabela 6.5** – Consumo de energia e matérias-primas segundo o processo de fabrico e recuperação do vidro (ANRED, 1984; Val, 1991).

Processo	Consumo de energia TEP/t de vidro <sup>(1)</sup>	Consumo de matérias-primas
<b>Garrafa fabricada com matérias primas virgens</b>		
Extracção e laboração das matérias primas	0.083	1.24t: sílica (70%); carbonato sódio (18%); carbonato de cálcio (10%); outros (2%)
Fusão, fabrico e transporte das embalagens	0.218	
Total	0.301	
<b>Garrafa retornável</b>		
Transporte para a engarrafadora	0.002	garrafas usadas, água e detergentes
Lavagem	0.005	
Total	0.007	
<i>Economia líquida</i>	<i>0.294</i>	
<b>Garrafa reciclada</b>		
Transporte do vidro recolhido	0.002	1 tonelada de casco por cada tonelada de vidro novo
Tratamento (limpeza e fragmentação)	0.004	
Fusão, produção e transporte	0.215	
Total	0.221	
<i>Economia líquida</i>	<i>0.080</i>	

<sup>(1)</sup> TEP/t = toneladas equivalente de petróleo gastas por tonelada de vidro produzido.

Pela tabela anterior constata-se que o processo mais vantajoso em termos ambientais e económicos é a reutilização das garrafas retornáveis normalizadas, recolhidas pelos distribuidores das respectivas marcas. Contudo, as poupanças resultantes da utilização de casco para a produção de vidro representam também consideráveis benefícios ambientais.

O vidro velho representa em Portugal Continental cerca de 4.9% do total dos RU (Lobato Faria *et al.*, 1997), tendo sido um dos primeiros materiais a ser objecto de recolha selectiva em Portugal (início em 1983 no Concelho de Oeiras).

Segundo os dados da Associação de Industriais de Vidro de Embalagem (AIVE), em 1996 seriam 216 os concelhos do Continente (79%) que dispunham de vidrões, o que representava uma capitação de 1143 habitantes/vidrão. Em relação ao total de RU produzidos em 1995, a taxa de recolha selectiva do vidro foi de 2.7 %, tendo sido a fileira a registar maior taxa (Lobato Faria *et al.*, 1997).

A taxa de reciclagem do vidro, calculada através da quantidade de vidro recolhido para reciclagem sobre o consumo nacional foi, em 1995, de 42% (tabela 6.6). A taxa apresentada na tabela é calculada envolvendo o casco de origem industrial e doméstico. A taxa de reciclagem relativa apenas ao vidro presente nos RU (casco doméstico) é de 28%.

De acordo com informações fornecidas pela AIVE o aumento que se verificou no casco doméstico em 1995 deveu-se à alteração de critério nas estatísticas a partir de Janeiro de 1995. A AIVE passou a adoptar as definições de casco doméstico e casco industrial utilizadas pela FEVE (Fédération Européenne de Verre d'Emballage). Assim, casco doméstico é todo o casco oriundo do consumidor (vidrões e outros recolhedores, como sucateiros) e casco industrial o exclusivamente proveniente da indústria.

**Tabela 6.6** – Caracterização do sector de vidro de embalagem em Portugal (AIVE, 1996 *vide* Lobato Faria *et al.*, 1997).

	1990	1991	1992	1993	1994	1995
Consumo de vidro novo (t)	173 630	172 112	197 884	242 742	218 379	216 307
Total vidro recolhido para reciclagem (t)	46 463	50 368	62 036	70 562	70 847	90 952
– Casco doméstico (t)	10 934	10 619	13 215	21 977	16 953	59 562
– Casco industrial (t)	35 529	39 749	48 821	48 585	53 894	31 390
Taxa Reciclagem (%)	26.8	29.3	31.3	29.2	32.4	42.0

Apesar dos vidrões estarem espalhados por quase todos os Concelhos e da taxa de recolha selectiva do vidro ser a maior a nível nacional, ao comparar os valores nacionais com os dos restantes países europeus os resultados não são muito positivos (tabela 6.7).

**Tabela 6.7** – Caracterização do sector de vidro em alguns países da Europa, em 1994 (FEVE, 1996).

	Toneladas recolhidas (*10 <sup>3</sup> )	Pontos de recolha (n.º)	Habitantes por ponto de recolha	kg de vidro recolhido <i>per capita</i>	kg de vidro recolhido por ponto de recolha	Taxa de reciclagem (%)
Áustria <sup>(1)</sup>	203	38 900	204	25.5	5 218	76
Bélgica	235					67
Dinamarca	108					67
Finlândia	28					50
França <sup>(1)</sup>	1 300	60 000	964	15.6	15 000	48
Alemanha	2 763	108 000	754	29.4	22 168	75
Grécia	37					29
Irlanda	28					31
Itália <sup>(1)</sup>	890	73 000	784	8.9	6 986	54
Holanda <sup>(1)</sup>	367	17 500	879	21.1	18 571	77
Noruega	36					72
<b>Portugal <sup>(1)</sup></b>	<b>71</b>	<b>5 216</b>	<b>1 848</b>	<b>1.8</b>	<b>3 250</b>	<b>32</b>
Espanha	371	28 778	1 398	3.4	4 724	31
Suíça <sup>(1)</sup>	242	4 500	1 564	30.5	47 778	84
Suécia	95	4 500	1 951	8.1	15 779	56
Turquia	54					22
Inglaterra	492	17 651	3 308	6.6	21 925	28

<sup>(1)</sup> pontos de recolha estimados.

---

## ***Papel e cartão***

A componente fundamental do papel e cartão é a celulose. As fibras de celulose para o fabrico do papel e cartão podem provir nomeadamente do algodão (90% ou mais de celulose), da madeira (60%), de palhas de cereais (50%), sendo a selecção da matéria prima função do produto final a obter. No seu fabrico intervêm também outros produtos, como resinas e colas (aumentam a consistência, a resistência à humidade e às tintas), sais de alumínio (fixam as resinas à celulose), cargas (inertes), como o carbonato de sódio (aumentam o peso e dão mais consistência), e corantes.

Para o fabrico de pasta de papel é necessário separar as fibras de celulose das restantes componentes. Para isso utilizam-se métodos de separação mecânicos, químicos ou mistos. Consoante o método utilizado assim se classificam as pastas. Obtidas as fibras de celulose branqueiam-se com um oxidante forte, a maior parte das vezes à base de cloro, o que torna esta operação bastante poluente, devido à percentagem de cloro presente nos efluentes. O branqueamento à base de oxigénio ou de ozono diminui a contaminação.

O fabrico de papel a partir de papel velho é mais simples e acarreta maiores benefícios económicos e ambientais, como a poupança de recursos (madeira, energia e água). Consiste no desmembrar do papel em água (processo menos poluente), por ruptura das pontes de hidrogénio, além de diversos procedimentos para eliminação das impurezas (e. g. plásticos, colas, adesivos, tintas), de acordo com o seu destino. Muitas vezes é necessário também realizar a destintagem dos papéis velhos, processo caro e poluente que promove a eliminação das tintas de impressão.

Devido à ruptura progressiva das fibras celulósicas (os papéis velhos têm perdas de utilização de cerca de 15 a 20%), torna-se imprescindível a incorporação de fibras virgens no processo. Os quantitativos dependem do tipo de papel fabricado: os cartões canelados são os que necessitam de menos fibra virgem (pode-se incorporar apenas 1%) e os papéis de escrita e jornal são, ao contrário, os que menos fibra recuperada possuem (5 a 20%).

O papel velho é classificado de acordo com o tipo, origem e cor da fibra, sendo subdividido em diversas categorias e grandes lotes (tabela 6.8).

**Tabela 6.8** – Agrupamento dos diversos tipos de papel e cartão velhos por categorias e grandes lotes, de acordo com a classificação adoptada pelo Reino Unido (Waite, 1995).

Agrupamento do papel e cartão velhos em 11 categorias	Subdivisão do papel e cartão em 3 grandes lotes	Observações
1. <i>woodfree</i> branco e não impresso 2. <i>woodfree</i> branco e impresso 3. pasta mecânica branco, levemente impresso	lotes substitutos da pasta de papel (categorias 1-4)	utilizados para a produção de papéis de escrita e impressão e de tecidos de papel
4. <i>woodfree</i> colorido 5. pasta mecânica, muito impresso	lotes destinados (categorias 3-5)	utilizados para a produção de jornais, folhetos e tecidos
6. kraft colorido e manila 7. nova linha <i>kraft strawboard</i> 8. resíduos de embalagens 9. papel misturado 10. cartão colorido 11. contaminados	lotes de mistura (categorias 6-11)	utilizados para a produção de cartões e embalagens

No mercado de papel velho são típicas grandes oscilações nos preços e nas quantidades previstas, a incorporação de fibra recuperada ou de fibra virgem comporta-se segundo as leis de mercado, sendo bastante sensível à recessão ou expansão das economias internacionais.

A pasta produzida em Portugal, a partir de papel e cartão usado é em geral de baixa qualidade, devido à incorporação de tintas, colas e impurezas diversas, acumuladas entre o fabrico e a reutilização da fibra. Assim, nas actuais condições apenas podem ser produzidos produtos de segunda qualidade (como cartão canelado e papéis de embrulho) ou produtos com baixas percentagens de incorporação de fibra recuperada.

A percentagem de papel e cartão nos RU a nível nacional ronda os 22%. Segundo os mapas de registo de RU do ano de 1994 pelo menos 27 concelhos efectuaram a recolha selectiva desta fileira, tendo sido recolhido um total de 3 372 toneladas. Cerca de 90% deste valor foi recolhido na origem, tendo o restante resultado da triagem em estações de compostagem. No entanto, não há conhecimento da verdadeira dimensão da recolha selectiva efectuada através de circuitos paralelos (Lobato Faria *et al.*, 1997).

Se forem utilizados os dados constantes nos mapas de registo de 1994, a recuperação destes materiais foi de cerca de 1% do total de RU produzidos, enquanto que os dados da Associação da Indústria Papeleira (CELPA) apontam para uma recuperação de 9%. Como se julga que a maior parte do papel recuperado constante nos dados fornecidos pela CELPA tenha uma origem não doméstica, adoptou-se no PERSU (Lobato Faria *et al.*, 1997)

uma abordagem conservadora, considerando a taxa de reciclagem referida anteriormente (1% do total produzido em 1995).

A tabela 6.9 permite efectuar uma comparação entre a situação nacional e a verificada noutros países da Europa, em relação à taxa de recuperação e utilização de papéis usados (incluindo os quantitativos de origem doméstica e não doméstica).

Os principais factores de estrangulamento do circuito de reciclagem do papel e cartão são, a nível nacional, a já instituída e forte rede paralela de recolha de papel velho que dificulta a implementação da recolha selectiva; a fraca rede geográfica de papelões ou centros de recolha; a baixa qualidade do papel recolhido nos papelões existentes; os problemas de poluição originados pela destintagem do papel e a invasão pelo mercado estrangeiro, com um produto de muito melhor qualidade e a preços concorrenciais.

**Tabela 6.9** – Taxas de recuperação e de utilização de papel usado em alguns países da Europa (CELPA, 1993).

	1990	1991	1992
<b>Alemanha</b>			
Taxa de recuperação <sup>(1)</sup> (%)	38.2	39.0	37.6
Taxa de utilização <sup>(2)</sup> (%)	81.3	86.3	96.0
<b>Espanha</b>			
Taxa de recuperação <sup>(1)</sup> (%)	39.0	38.3	36.5
Taxa de utilização <sup>(2)</sup> (%)	64.1	64.9	65.9
<b>França</b>			
Taxa de recuperação <sup>(1)</sup> (%)	34.5	33.9	34.3
Taxa de utilização <sup>(2)</sup> (%)	46.8	46.0	45.8
<b>Itália</b>			
Taxa de recuperação <sup>(1)</sup> (%)	26.8	27.8	27.9
Taxa de utilização <sup>(2)</sup> (%)	46.1	46.7	48.6
<b>Portugal</b>			
Taxa de recuperação <sup>(1)</sup> (%)	<b>40.2</b>	<b>39.2</b>	<b>39.1</b>
Taxa de utilização <sup>(2)</sup> (%)	<b>43.3</b>	<b>40.6</b>	<b>36.7</b>
<b>Reino Unido</b>			
Taxa de recuperação <sup>(1)</sup> (%)	43.6	70.3	33.0
Taxa de utilização <sup>(2)</sup> (%)	58.3	59.7	60.2
<b>Valores médios</b>			
Taxa de recuperação <sup>(1)</sup> (%)	37.1	41.4	34.7
Taxa de utilização <sup>(2)</sup> (%)	56.7	57.4	58.9

<sup>(1)</sup> Taxa de recuperação = recuperação aparente de papel velho/consumo aparente de papel velho.

<sup>(2)</sup> Taxa de utilização = consumo de papel velho/produção total de papel e cartão.

## Plástico

A matéria-prima para o fabrico de produtos de plástico de base é o petróleo bruto. Estima-se que para obter 1kg de plástico sejam necessários 2kg de petróleo.

Os plásticos constituem um problema cada vez mais preocupante, por se tratarem de materiais não biodegradáveis, sendo a sua eliminação difícil e dispendiosa. Uma dificuldade em relação à reciclagem dos plásticos é o facto de existirem mais de 20 polímeros diferentes de plásticos utilizados na produção de bens de consumo, os quais são de difícil distinção. A separação manual só é possível em certos grupos de plástico. E a separação por processos mecânicos também não é totalmente eficiente.

A taxa de recuperação dos plásticos pode ser melhorada com a utilização de códigos específicos para cada tipo de plástico ou normalizando os campos da sua aplicação. O maior interesse, para efeitos de reciclagem encontra-se nas embalagens, a maior parte das quais são feitas apenas com 6 tipos de polímeros, predominando o polietileno (tabela 6.10).

**Tabela 6.10** – Classificação dos diversos tipos de plásticos e sistema voluntário de códigos para embalagens de plástico.

Classificação segundo o comportamento quando sujeitos às acções de pressão e temperatura:	Exemplos de produtos	Sistema de numeração <sup>(1)</sup>	
<b>termoplásticos</b> podem ser fundidos e remoldados depois de adquirirem a forma final, uma vez que possuem um grau de polimerização muito reduzido.	<b>PET</b> – politerftalato de etileno	embalagens para líquidos gaseificados, fibras para enchimento.	<b>1</b>
	<b>HDPE</b> – polietileno de alta densidade	garrafas, brinquedos, isolamentos.	<b>2</b>
	<b>PVC</b> – cloreto de polivinilo	detergentes, embalagens de águas sem gás e de óleos alimentares.	<b>3</b>
	<b>LDPE</b> – polietileno de baixa densidade	filmes, sacos.	<b>4</b>
	<b>PP</b> – polipropileno	embalagens de bolachas e de batatas fritas, tabuleiros, cadeiras, componentes dos automóveis.	<b>5</b>
	<b>PS</b> – poliestireno	copos, embalagens de ovos, iogurte, natas, encaixes de lâmpadas, esferovite.	<b>6</b>
<b>termoendurecíveis</b> resistem ao calor e à pressão após moldados, não podendo a sua forma ser modificada devido ao elevado grau de polimerização, por conseguinte, não são recicláveis.			

<sup>(1)</sup> De acordo com a Decisão da Comissão n.º 97/129/CE.

---

As tecnologias para a reciclagem de plásticos podem ser de dois tipos, ou utilizam uma mistura de plásticos, obtendo produtos que podem competir com a madeira, o cimento ou mesmo os metais em algumas aplicações, ou requerem uma selecção cuidadosa, dando origem a produtos comparáveis aos obtidos com polímeros virgens. Os processos de reciclagem podem ser físico-mecânicos ou químicos, requerendo, estes últimos normalmente tecnologia mais sofisticada e um maior investimento (Gil, 1990).

A reciclagem química baseia-se na quebra da estrutura polimérica destes resíduos, até chegar à matéria prima, que pode assim ser reutilizada. Várias tecnologias têm sido desenvolvidas neste campo, como a hidrogenação (quebra das correntes polímeras através do tratamento com hidrogénio e calor), a gaseificação (aquecimento dos plásticos com ar ou oxigénio) e a pirólise (quebra das moléculas por aquecimento em vácuo).

Contudo, o mercado para os plásticos recicláveis é ainda bastante limitado, devido a factores como (Waite, 1995):

- dificuldade de separação de um grande número de categorias de plástico;
- necessidade de lavagem dos plásticos recicláveis como parte do processo de reciclagem;
- aumento do custo do processo de reciclagem comparativamente com o preço da matéria-prima virgem.

Recentemente têm-se desenvolvido novos tipos de plásticos aparentemente mais inofensivos para o ambiente, como os plásticos biodegradáveis, biosintéticos, fotodegradáveis e os solúveis. No entanto, desconhecem-se ainda os verdadeiros impactes destes tipos de plástico, sendo considerados pelos industriais de reciclagem como contaminantes, uma vez que contam com aditivos que interferem nos processos de reciclagem.

De acordo com Lobato Faria *et al* (1997), em Portugal a percentagem de plásticos nos RU ronda os 13% em peso e 20 a 30% em volume, representando entre 10 a 20% dos materiais de embalagem.

De acordo com os mapas de registo de 1994, apenas 5 concelhos efectuavam a separação de plástico para reciclagem, 4 dos quais na origem e 1 no destino. A quantidade separada foi extremamente reduzida, apenas 49 toneladas (Lobato Faria *et al*, 1997).

Existem algumas indústrias nacionais que se dedicam à reciclagem de plásticos usados (designadamente polietileno (PE), polipropileno (PP) e cloreto de polivinilo (PVC)). Estas indústrias laboram normalmente com resíduos de plásticos oriundos das quebras de produção ou peças defeituosas,

---

com resíduos da indústria transformadora, com pequenas quantidades provenientes das estações de triagem ou de valorização de RU e com resíduos de plástico importados.

### ***Metais***

A percentagem de metais nos RU, em Portugal, ronda os 3%. Os metais ferrosos representam cerca de 2.1% dos RU, sendo o mais comum o aço (cerca de 3/4 das latas). Em relação aos metais não ferrosos (cerca de 0.6% dos RU) o mais comum é o alumínio (e. g. latas e folhas).

Os dados relativos a 1994 indicam que pelo menos 13 autarquias efectuavam a separação de metais (quantidade total separada 4 813 toneladas), sendo mais significada a separação no destino final, que ao nível da recolha selectiva (Lobato Faria *et al*, 1997). A principal limitação na reciclagem desta fileira diz respeito às grandes flutuações de preços que se verificam na respectiva cotação internacional.

### ***Têxteis***

Os têxteis representam cerca de 3.7% dos RU. Recolhas selectivas organizadas para esta fileira praticamente não existem. No entanto, faz parte dos hábitos e da cultura da população portuguesa doar as roupas em segunda mão, quer a instituições de solidariedade social quer a familiares ou vizinhos mais necessitados.

#### **6.2.2.2 Fluxos**

Dentro dos designados fluxos de resíduos destacam-se as embalagens, os óleos usados, os acumuladores e pilhas, os pneus, os veículos em fim de vida, os resíduos de construção e demolição e os resíduos de equipamentos eléctricos e electrónicos. Para os três primeiros existe já legislação comunitária e nacional específica, para os restantes está a ser preparada legislação comunitária.

Dada a importância das embalagens no conjunto dos RU e uma vez que a sua valorização faz parte dos objectivos estratégicos da UE e do PERSU, só se abordará neste ponto a reciclagem deste fluxo.

## Resíduos de embalagens

As embalagens constituem grande parte dos chamados recicláveis secos e representam a oportunidade mais imediata dos consumidores contribuírem, através da deposição selectiva, para a reciclagem. A sua composição é muito variável, podendo ser constituída apenas por uma das fileiras descritas anteriormente (tabela 6.11) ou pela conjugação de diversos materiais, como é o caso das embalagens compósitas.

De acordo com Lobato Faria *et al.* (1997), os resíduos de embalagens representam cerca de 20 a 32% do total dos RU, tendo por base os dados de campanhas de caracterização efectuadas em Setúbal (21%), na LIPOR<sup>2</sup> (de 23 a 27%) e em Loures (32%).

<sup>2</sup> Associação de Municípios que engloba Póvoa do Varzim, Vila do Conde, Maia, Matosinhos, Valongo, Porto, Gondomar.

**Tabela 6.11** – Composição dos diversos tipos de embalagens dos RU no Reino Unido, em relação às fileiras constituintes (Waite, 1995).

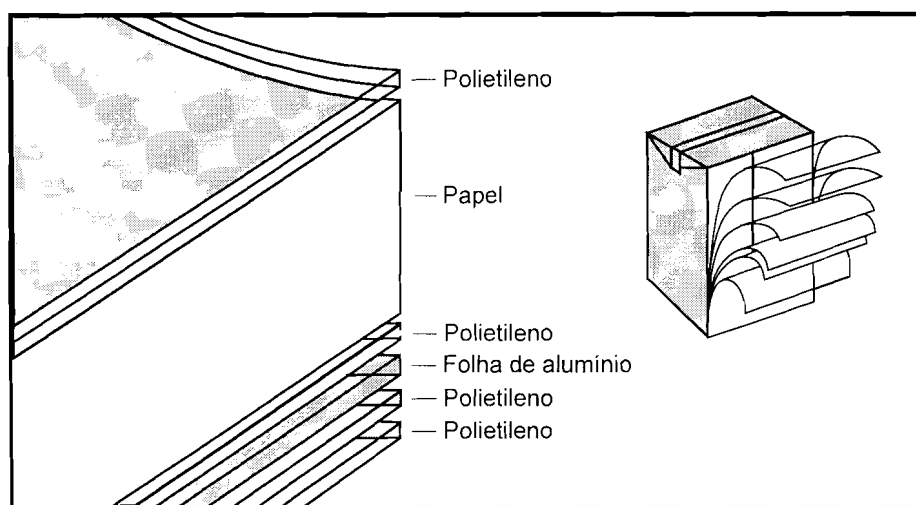
Material (fileiras)	Tipos de embalagem	Percentagem em relação ao total de RU		
		por peso	por volume	
Vidro	Branco	5.4	2.0	
	Verde	2.4		
	Castanho	1.3		
Papel e cartão	Embalagens para líquidos	0.6	9.1	
	Embalagens de cartão	3.8		
	Outros cartões <sup>(1)</sup>	3.1		
Plásticos	Filme <sup>(2)</sup>	4.1	10.3	
	Garrafas para bebidas	0.7		
	Outras garrafas	1.1		8.0
	Embalagens para comida	1.9		
Metal	Ferroso	Latas de bebidas	0.5	1.5
		Latas para comida	3.7	
		Outras latas	0.4	
	Não ferroso	Latas de bebidas	0.4	0.9
		Outros	0.5	
TOTAL		29.9	31.8	

<sup>(1)</sup> Inclui uma pequena percentagem estimada de cartão que não é de embalagem.

<sup>(2)</sup> Esta categoria poderá incluir uma porção de filme que não é de embalagem e outro material utilizado na confecção dos alimentos em casa.

### Embalagens Compósitas<sup>3</sup>

A embalagem tetra brik aseptico (fabricada pela Tetra Pak) é constituída por camadas de papel (cerca de 75%, confere rigidez) às quais se aplicam camadas de polietileno de baixa densidade (LDPE) (cerca de 20%, garante impermeabilidade) e uma fina folha de alumínio (cerca de 5%, barreira à luz e oxigénio, garante as propriedades organoléticas do produto sem necessidade de refrigeração) (figura 6.1).



**Figura 6.1** – Embalagem tetra brik aseptico (Tetra Pak, 1994).

A reciclagem das embalagens tetra brik pode ser realizada com todos os componentes em conjunto (e. g. por extrusão para o fabrico de «briquettes»; para a produção de aglomerados) ou cada material em separado, tendo como principal objectivo a recuperação das fibras celulósicas. A capacidade de reciclagem instalada na Península Ibérica (fábrica Nesa em Valência – Espanha), em 1995, era de 40 000t (equivalia a cerca de 40% da produção).

<sup>3</sup> Entende-se por embalagem compósita qualquer embalagem constituída por materiais diferentes que não possam ser separados à mão (Decisão da Comissão n.º 97/129/CE).

Face à problemática das embalagens, a UE publicou a Directiva n.º 94/62/CE, de 20 de Dezembro, relativa à gestão de embalagens e resíduos de embalagens (referida no capítulo 3). Esta Directiva encontra-se transposta para o direito nacional pelo DL n.º 366-A/97, de 20 de Dezembro, e Portaria n.º 29-B/98, de 15 de Janeiro.

Nesta Directiva foram estabelecidos objectivos de valorização e reciclagem para resíduos de embalagens, havendo a possibilidade de países como Portugal, Grécia e Irlanda utilizarem uma derrogação prevista nessa mesma

legislação. Os objectivos decorrentes da Directiva apresentam-se na tabela 6.12, tendo Portugal optado pela derrogação.

**Tabela 6.12** – Objectivos de valorização e reciclagem para resíduos de embalagem decorrentes da Directiva n.º 94/62/CE, de 20 de Dezembro.

UE	Valorização	Reciclagem
até Junho 2001	Mínimo 50% em peso Máximo 65% em peso	Mínimo 25% em peso <sup>(1)</sup> Máximo 45% em peso <sup>(1)</sup>
Até 2006 deverá ser valorizada e reciclada uma percentagem de resíduos de embalagens a determinar pelo Concelho.		
<b>Portugal, Grécia, Irlanda</b>		
até 31 Dez. 2001	Mínimo 25% em peso <sup>(2)</sup>	
até 31 Dez. 2005	Mínimo 50% em peso	Mínimo 25% em peso <sup>(1)</sup>
Após as datas referidas são fixadas, mediante Portaria, novos objectivos de valorização e reciclagem, sob proposta da CAGERE <sup>(3)</sup> e da UE		

<sup>(1)</sup> Da totalidade dos materiais de embalagens contidos nos resíduos de embalagens com um mínimo de 15% para cada material de embalagem.

<sup>(2)</sup> Sendo recomendável a obtenção dos valores abaixo referidos antes da data fixada.

<sup>(3)</sup> Comissão de Acompanhamento da Gestão de Embalagens e Resíduos de Embalagens.

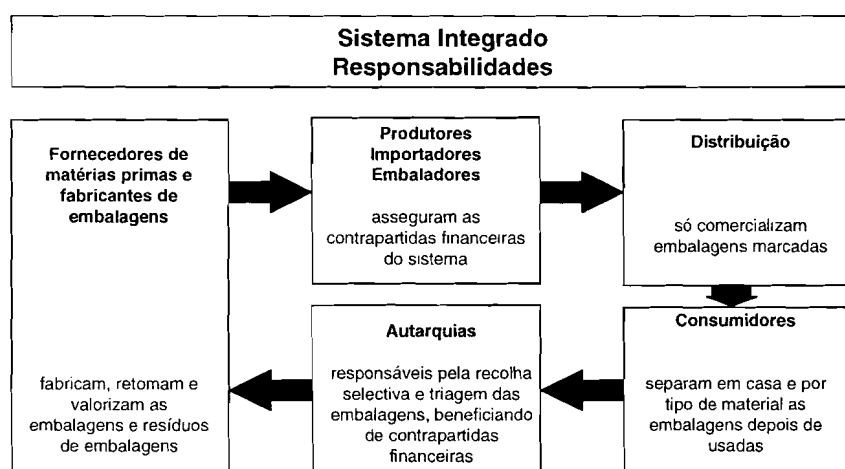
Pelo DL n.º 366-A/97, de 20 de Dezembro, a responsabilidade pela gestão das embalagens e resíduos de embalagens pertence a todos os operadores económicos envolvidos (embaladores/importadores, distribuidores e fabricantes de embalagens e de matérias-primas de embalagens). No entanto, estes mesmos operadores podem optar por submeter a gestão das embalagens e resíduos de embalagens a um **SISTEMA DE CONSIGNAÇÃO** (no caso das embalagens reutilizáveis – referido no capítulo 3) ou a um **SISTEMA INTEGRADO** (para as embalagens não reutilizáveis).

No caso de um **SISTEMA INTEGRADO** a responsabilidade dos agentes económicos pela gestão dos resíduos de embalagens pode ser transferida para uma entidade devidamente licenciada para exercer essa actividade (DL n.º 366-A/97, de 20 de Dezembro). Foi, desta forma, criada a Sociedade Ponto Verde, a exemplo do que sucedeu em outros países da Europa (Alemanha, França, Bélgica, Áustria, Luxemburgo e Espanha).

## A Sociedade Ponto Verde

A Sociedade Ponto Verde foi constituída em Novembro de 1996 e licenciada (pelos Ministérios da Economia e do Ambiente) em Outubro de 1997, com a finalidade de actuar como entidade gestora do Sistema Integrado de Gestão de Resíduos de Embalagem (SIGRE). Este Sistema é extensivo a todo o país e a todos os materiais de embalagem (papel/cartão, plástico, vidro, alumínio e aço).

Segue a lógica de um circuito fechado, envolvendo a recolha selectiva dos RU (e a necessária sensibilização dos consumidores), a triagem e a promoção da operação de reciclagem propriamente dita. O seu funcionamento segue o princípio da corresponsabilização dos vários operadores económicos (figura 6.2).



**Figura 6.2** – Responsabilidades no Sistema Integrado de Gestão de Resíduos de Embalagem.

O Sistema é financiado através de receitas obtidas com a prestação, à entidade gestora, de uma contrapartida financeira por cada embalagem colocada no mercado nacional, calculada em função do peso e tipo de material de que seja constituída.

A marca «Ponto Verde» colocada numa embalagem (figura 6.3) significa que, por essa embalagem, foi paga uma contribuição financeira a uma sociedade nacional responsável pela valorização das embalagens, estabelecida de acordo com os princípios definidos pela Directiva n.º 94/62/CE e respectiva legislação Nacional. Esta marca não constitui um símbolo ecológico.

Pássaro (1997b)



**Figura 6.3** – Marca «Ponto Verde».

### 6.2.3 Reciclagem orgânica

O DL n.º 366-A/97, de 20 de Dezembro, sobre gestão de embalagens e resíduos de embalagens, inclui uma definição de reciclagem orgânica, embora para este tipo de resíduos. Contudo, pensa-se que a definição pode ser extensível aos restantes resíduos orgânicos (e. g. resíduos de comida, resíduos de jardins).

Desta forma, reciclagem orgânica é um tratamento aeróbio (compostagem) ou anaeróbio (biometanização) (figura 6.4), realizado pela actividade de microrganismos e em condições controladas, das partes biodegradáveis dos resíduos orgânicos, com produção de resíduos orgânicos estabilizados (composto) ou de metano, não sendo a deposição em aterro considerada como reciclagem orgânica (DL n.º 366-A/97, de 20 de Dezembro).

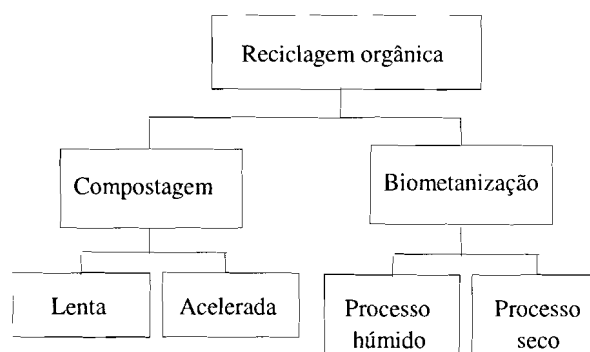


Figura 6.4 – Esquemática da reciclagem orgânica (adaptado de White *et al.*, 1995).

#### 6.2.3.1 Compostagem

<sup>4</sup> No PERSU compostagem e reciclagem orgânica têm o mesmo significado, contudo legislação posterior (DL n.º 366-A/97, 20 de Dezembro) alargou o conceito de reciclagem orgânica, passando também a incluir a biometanização.

Compostagem<sup>4</sup> é a degradação biológica aeróbia dos resíduos orgânicos até à sua estabilização, produzindo uma substância húmica (composto) utilizada como corrector dos solos (Lobato Faria *et al.*, 1997).

Desta forma, é um processo aeróbio controlado, efectuado por uma população heterogénea de microrganismos (como bactérias, fungos e alguns protozoários) que actuam em várias etapas. Alguns destes microrganismos poderão ser patogénicos.

Para a realização da compostagem é muito importante a quantidade de materiais fermentáveis. Contudo, os quantitativos em materiais inorgânicos (e. g. terra, vidro, metais) têm igualmente um papel relevante. Não é aconselhável considerá-los como substâncias neutras, uma vez que contêm uma grande percentagem de substâncias alcalinas que podem neutralizar os ácidos gerados durante o processo de decomposição.

Para a obtenção final de um produto suficientemente estabilizado (composto), para poder ser armazenado em condições de segurança ou ser aplicado no solo sem impactes no ambiente ou na saúde pública, é fundamental um correcto controlo de diversos factores durante o processo (e. g. relação carbono-azoto, temperatura, taxa de oxigenação), além de uma selecção criteriosa dos resíduos iniciais.

O composto, quando de boa qualidade, apresenta características que permitem a sua utilização como correctivo orgânico. A sua aplicação ao solo apresenta, entre outros, os seguintes benefícios (Morais, 1997):

- mantém ou aumenta as reservas de húmus, necessárias à manutenção ou melhoria das propriedades deste (e. g. estrutura, capacidade de conservação da humidade);
- fornece às plantas, a uma taxa adequada, nutrientes primários (e. g. azoto, fósforo, potássio) e um grande número de oligoelementos essenciais;
- limita o uso de fertilizantes comerciais;
- reduz o potencial poluidor da agricultura intensiva, devido a nutrientes, como o azoto, serem introduzidos no solo num estado químico que limita a sua solubilidade e conseqüente arrastamento.

No entanto, embora a compostagem seja um processo simples em termos conceptuais, não é, por vezes, bem realizado, gerando descrédito por parte dos utilizadores e da opinião pública em geral. O que poderá ser motivado, pela excessiva complexidade de muitos sistemas de tratamento, pelos elevados custos de operação e pela baixa qualidade do composto produzido, cuja utilização pode envolver riscos para a saúde pública e ambiente (Neto e Mesquita, 1992).

## Principais factores que afectam o processo de compostagem

A compostagem, por ser um processo biológico, é afectada por qualquer factor que possa influenciar a actividade dos microrganismos envolvidos (figura 6.5).

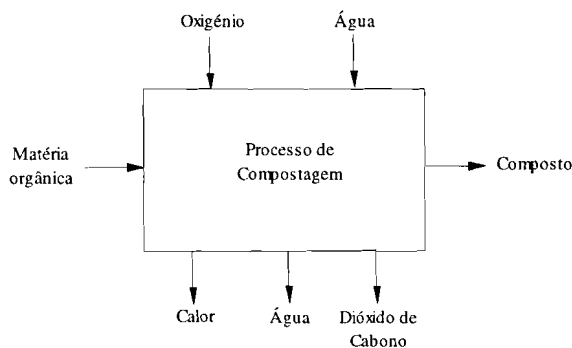
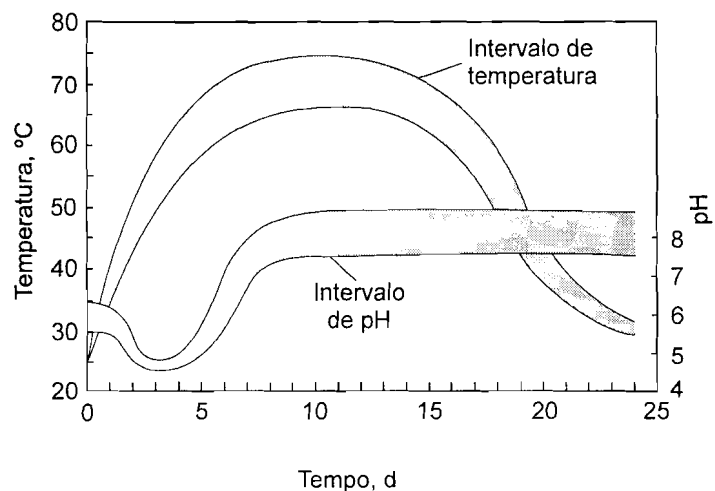


Figura 6.5 – Análise das entradas e saídas do processo de compostagem (Diaz *et al.*, 1993).

Dos factores que afectam a compostagem destacam-se a temperatura, a taxa de oxigenação, o teor de humidade, o pH, a relação carbono-azoto (relação C/N) e o tamanho das partículas. Na tabela 6.13 apresentam-se alguns aspectos relevantes relacionados com estes factores. É de salientar a necessária monitorização contínua de todos estes factores para que o processo decorra em boas condições, no tempo previsto e para que se consiga um composto de boa qualidade.

A duração do processo de compostagem depende da composição dos resíduos, da tecnologia seleccionada e das características climáticas do local onde o processo é implementado. Normalmente é caracterizado por uma sucessão de gamas de temperatura (figura 6.6) e pela evolução das características bioquímicas da mistura a compostar.



**Figura 6.6** – Intervalo típico de variação da temperatura e pH na compostagem por medas (Tchobanoglous *et al.*, 1993).

Em geral, a temperatura do material começa a aumentar gradualmente depois da criação das condições de compostagem (deposição em medas ou num reactor). Logo após, se as condições forem apropriadas, a temperatura sobe quase exponencialmente até cerca dos 65-70°C. Dependendo do método utilizado e da natureza dos resíduos, o período em que as temperaturas se mantêm elevadas tem uma duração entre 1 a 3 semanas, começando depois a diminuir gradualmente até ser novamente atingida a temperatura ambiente (Diaz *et al.*, 1993).

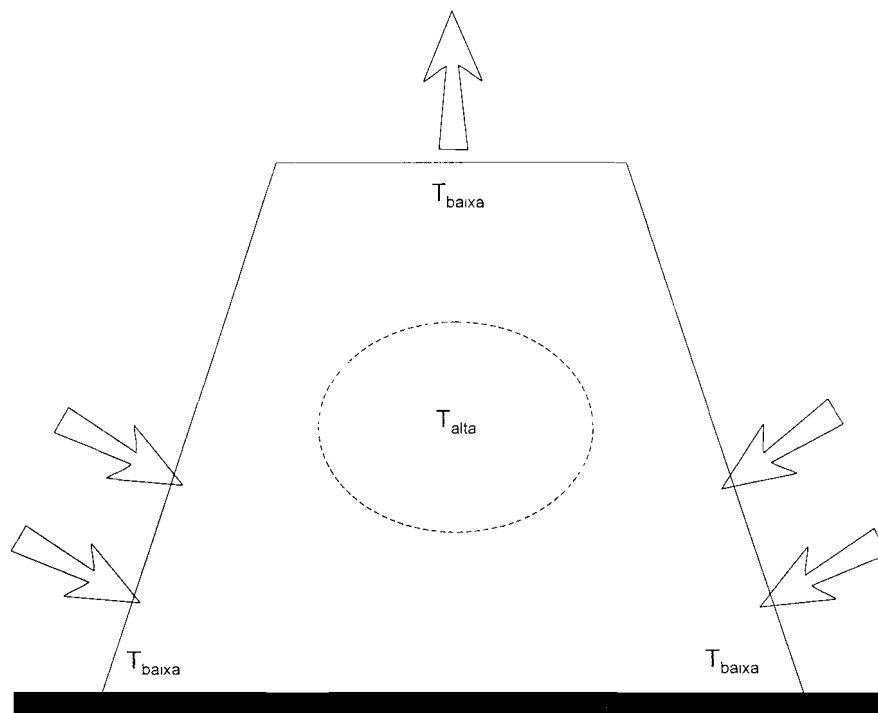
O aumento da temperatura é motivado pelo calor gerado pela actividade da população microbiana (reações exotérmicas relacionadas com o metabolismo respiratório). Tem igualmente influência o facto da natureza da mistura a compostar reduzir as perdas de calor para o exterior. É o que se verifica na compostagem por medas, o interior destas mantém temperaturas elevadas que vão decrescendo com a aproximação do exterior (figura 6.7).

**Tabela 6.13** – Resumo dos principais factores que afectam o processo de compostagem (Neto e Mesquita, 1992; Diaz *et al.*, 1993; White *et al.*, 1995; Morais, 1997).

Principais factores	Objectivos do seu controlo (problemas do deficiente controlo)	Algumas formas de controlo	Valores médios aconselháveis
<b>Temperatura</b>	Indicar o equilíbrio biológico e reflectir a eficiência do processo.	Revolvimento da mistura a compostar ou pelo controlo da taxa de oxigenação e teor de humidade.	Variável consoante as fases, não deve ultrapassar os 65-80°C.
<b>Taxa de oxigenação</b>	Garantir as condições aeróbias. Além disso, o seu controlo permite: <ul style="list-style-type: none"> <li>✘ evitar valores excessivos de temperatura durante o processo;</li> <li>✘ aumentar a velocidade de oxidação da M.O.<sup>1</sup>;</li> <li>✘ diminuir a emanação de odores – diminuindo as condições de anaerobiose.</li> </ul>	Revolvimento periódico das medas ou adequado caudal no arejamento forçado.	-
<b>Teor em humidade</b>	Garantir a actividade dos microrganismos para realizarem a decomposição da M. O. <b>Problemas:</b> <ul style="list-style-type: none"> <li>⇒ <u>Altos teores de humidade (&gt; 65%)</u> – a água ocupa os espaços vazios da matéria, impedindo a livre circulação do oxigénio (poderá causar zonas de anaerobiose).</li> <li>⇒ <u>Baixos teores (&lt; 40%)</u> – a actividade microbiológica é inibida o que causa uma diminuição brusca de temperatura. Pode ser erradamente interpretado como o fim do processo ocasionando a produção de compostos fisicamente estabilizados mas biologicamente instáveis.</li> </ul>	Arejamento eficiente; Preocupação com as características físicas dos resíduos (e. g. tamanho das partículas, porosidade).	Cerca de 50% (pode variar entre os 40 e os 70%).
<b>pH</b>	Garantir a actividade dos microrganismos. Contudo, em diversos estudos verificou-se um fenómeno de «auto-regulação» do pH, levado a cabo por microrganismos no decurso do processo.	Estes resultados mostram que não é necessário corrigir o pH na massa em compostagem.	Geralmente mantém-se alcalino entre 7.5 e 9.0.
<b>Relação C/N</b>	Garantir à população de microrganismos condições nutricionais e metabólicas não limitantes. <b>Problemas:</b> <ul style="list-style-type: none"> <li>⇒ <u>Relação C/N muito elevada (pouco N)</u> – tempos de compostagem muito longos.</li> <li>⇒ <u>Relação C/N muito baixa</u> (excesso de N) – vai ser eliminado sob a forma de amoníaco, prejudicial para o composto.</li> </ul>	Mistura de resíduos (co-compostagem) (e. g. relação inicial C/N alta juntar estrume de galinha; relação C/N baixa adicionar papel ou palha para aumentar o teor de C).	Relação C/N inicial: 30 a 40:1 <sup>2</sup> Relação C/N final: 10:1
<b>Tamanho das partículas</b>	Diminuir o tamanho por forma a aumentar a área superficial em contacto com os microrganismos, diminuindo o tempo de compostagem (e. g. material mais homogéneo). <b>Problemas:</b> Tamanho das partículas excessivamente pequeno diminui o espaço intersticial (dificuldade na circulação do oxigénio e da água).	Material de maior dimensão recorrer a fragmentação mecânica.  Material com partículas muito pequenas ou favorável à compactação deve-se adicionar um material dispersante (e. g. palha, aparas de madeira).	Para os RU o tamanho recomendado é entre os 2.5 e os 7cm.

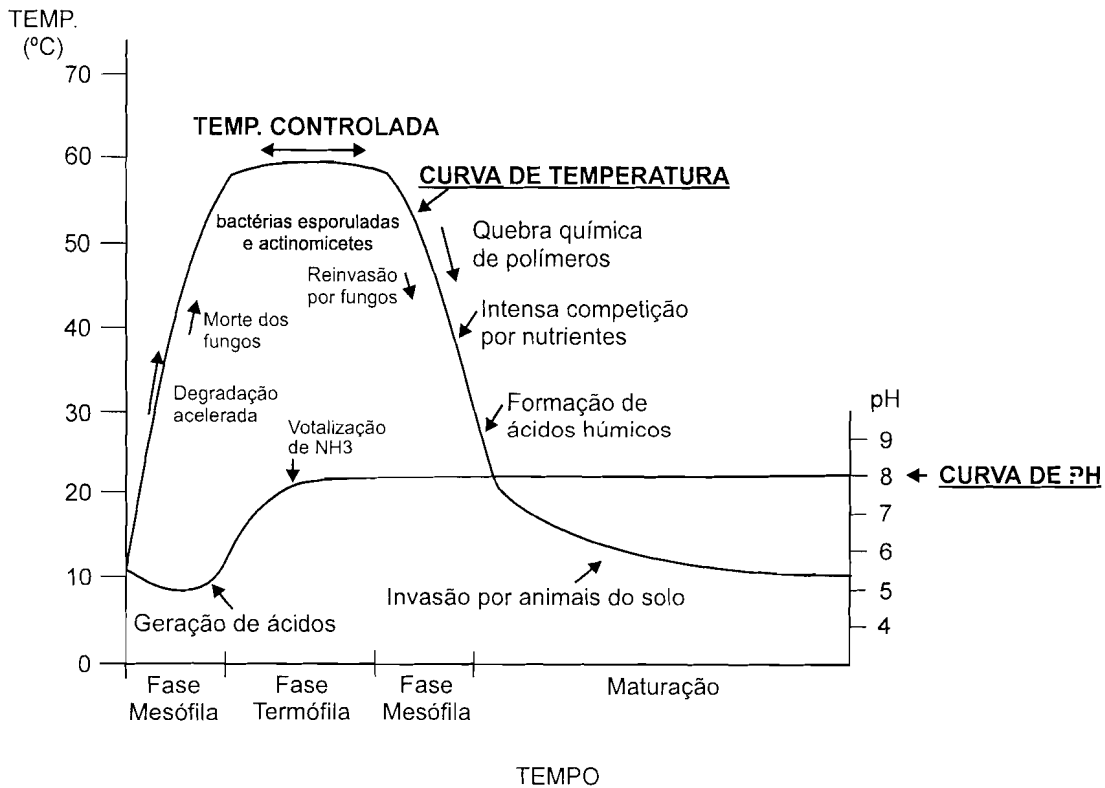
<sup>1</sup> Matéria orgânica.

<sup>2</sup> Se o substracto fosse composto apenas por M. O. facilmente biodegradável (e. g. açúcares simples, aminoácidos livres) apenas era necessária uma relação C/N de cerca de 20 a 25:1, em termos mássicos. Contudo, a M. O. possui também porções significativas de outras substâncias (e. g. celulose, lenhinas) de difícil biodegradação, desta forma o C não é disponibilizado para os microrganismos à taxa requerida, pelo que é necessário aumentar a relação inicial.



**Figura 6.7** – Circulação natural do ar numa pilha de compostagem (compostagem lenta) (Diaz *et al*, 1993). T = temperatura.

O processo de compostagem geralmente é dividido em diferentes fases (figura 6.8). Considera-se fase mesófila quando a temperatura varia entre os 30-38°C. Denomina-se fase termófila quando a temperatura ronda os 55-60°C (Tchobanoglous *et al.*, 1993). Na fase mesófila dá-se a decomposição dos compostos mais facilmente degradáveis, por bactérias e fungos mesófilos, e a energia resultante, libertada sob a forma de calor, fica parcialmente retida na massa em compostagem devido às características térmicas do material.



**Figura 6.8** – Transformações microbiológicas e perfis de temperatura e pH durante um processo de compostagem devidamente controlado (adaptado de Neto e Mesquita, 1992).

À medida que a temperatura sobe vai-se assistindo à colonização do material em transformação por uma sucessão de populações, seleccionadas naturalmente. Essa selecção efectua-se em função dos substratos que vão ficando disponíveis mas, fundamentalmente, da temperatura progressivamente crescente (Morais, 1997).

A fase termófila surge quando a temperatura ultrapassa os 50°C e a mistura em compostagem é colonizada por actinomicetas e bactérias termófilas. Nesta fase, a fracção orgânica dos resíduos é quase totalmente degradada, com excepção parcial da celulose e lenhina, só possível com organismos muito específicos. A destruição de uma percentagem elevada de organismos patogénicos presentes nos RU (tabela 6.14) e de outros constituintes (e. g. sementes de ervas daninhas, ovos de parasitas, larvas de insectos) é realizada quando são mantidas temperaturas dessa ordem de grandeza durante alguns dias.

**Tabela 6.14** – Temperatura e tempo de exposição necessários para a destruição de alguns organismos patogênicos (Gotaas, 1956 *vide* Tchobanoglous *et al.*, 1993).

Organismo	Observações
<i>Salmonella typhosa</i>	Não cresce acima dos 46°C; entre 55-60°C morre em 30 minutos e a 60°C morre em 20 minutos.
<i>Salmonella</i> sp.	Morre em 1 hora a 55°C e entre 15-20 minutos a 60°C.
<i>Shigella</i> sp.	Morre em 1 hora a 55°C.
<i>Escherichia coli</i>	Grande parte morre em 1 hora a 55°C e entre 15-20 minutos a 60°C.
<i>Entamoeba histolytica</i> cysts	Morre em poucos minutos a 45°C e em poucos segundos a 55°C.
<i>Taenia saginata</i>	Morre em poucos minutos a 55°C.
<i>Trichinella spiralis</i> larvae	Morre rapidamente a 55°C; morre instantaneamente a 60°C.
<i>Brucella abortus</i> ou Br. suis	Morre em 3 minutos a 62-63°C e em 1 hora a 55°C.
<i>Micrococcus pyogenes</i> var. <i>aureus</i>	Morre em 10 minutos a 50°C.
<i>Streptococcus pyogenes</i>	Morre em 10 minutos a 54°C.
<i>Mycobacterium tuberculosis</i> var. <i>hominis</i>	Morre em 15-20 minutos a 66°C ou depois de um aquecimento momentâneo a 67°C.
<i>Corynebacterium diphtheriae</i>	Morre em 45 minutos a 55°C.
<i>Necator americanus</i>	Morre em 50 minutos a 45°C.
<i>Ascaris lumbricoides</i> eggs	Morre em menos de uma hora por volta dos 50°C.

Contudo, a manutenção de temperaturas elevadas por períodos prolongados acarreta também problemas (e. g. mineralização excessiva da matéria orgânica; eliminação de microrganismos úteis para as fases posteriores do processo). Esgotadas as fontes de carbono mais acessíveis, verifica-se uma diminuição da actividade microbiológica que induz o decréscimo dos valores da temperatura. Estas alterações favorecem a colonização por populações de organismos mesófilos com características que lhes permitem atacar compostos de mais difícil degradação (e. g. celulose e lenhina).

Quando a temperatura da mistura em compostagem (composto imaturo) atinge um valor próximo da temperatura ambiente, o composto deve ser transferido para maturação, onde se dá continuação à degradação das substâncias mais resistentes e formação de ácidos húmicos e humina. Quando a relação C/N atinge valores da ordem dos 10:1, permite-se a diminuição da humidade para valores que rondam os 20%, considera-se terminada a compostagem (composto maduro). A fase de maturação poderá ter uma duração variável, desde algumas semanas a alguns meses, dependendo da constituição inicial do composto imaturo.

Outros factores, nomeadamente, o cheiro, a cor e a textura ou granulometria, deverão igualmente ser acompanhados durante o processo de compostagem, uma vez que permitem, também, inferir sobre o estado e condições de evolução do composto (tabela 6.15).

**Tabela 6.15** – Alguns factores que permitem acompanhar a evolução do processo de compostagem (Diaz *et al.*, 1993; Morais, 1997).

Factores	Início do processo de compostagem	Final do processo de compostagem	Indicação de problemas
<b>Cheiro</b>	Semelhante ao dos resíduos presentes na mistura (cheiro a lixo).	Odor a terra húmida, turfa ou húmus.	Odores pútridos, sulfídricos ou acéticos (condições de anaerobiose – necessidade de arejamento).
<b>Cor</b>	Cores características dos resíduos.	Cor homogénea em tons de castanho escuro.	Se alguns resíduos mantiverem a sua cor original – foram pouco degradados ou as condições não foram adequadas para que tal acontecesse.
<b>Textura ou granulometria</b>	Deve ser obtido um tamanho de partículas indicado (tabela 6.13).	Aspecto homogéneo, terroso e de elevada porosidade.	Tendência para a formação de agregados estáveis de grandes dimensões – elevada porosidade. Tendência para apresentar um aspecto pastoso de difícil revolvimento – baixa porosidade.

## Tecnologias de compostagem

Numa instalação de tratamento por compostagem são possíveis muitas combinações de sistemas mas, no essencial, existem três operações básicas: preparação, decomposição e maturação. Pode ainda existir uma última etapa denominada afinação do composto.

Na figura 6.9 apresenta-se, a título exemplificativo, um balanço mássico esquemático de uma unidade de compostagem, considerando uma entrada de 40 000t/ano de matéria orgânica, constituída por 24 000t de água e 16 000t de sólidos totais, dos quais 8 000t são sólidos voláteis.

A primeira operação, preparação da matéria-prima, tem por objectivo separar os resíduos indesejáveis (operações descritas no capítulo 5) e conseguir as condições necessárias para possibilitar uma adequada compostagem (e. g. tamanho das partículas, relação C/N, homogeneização do material).

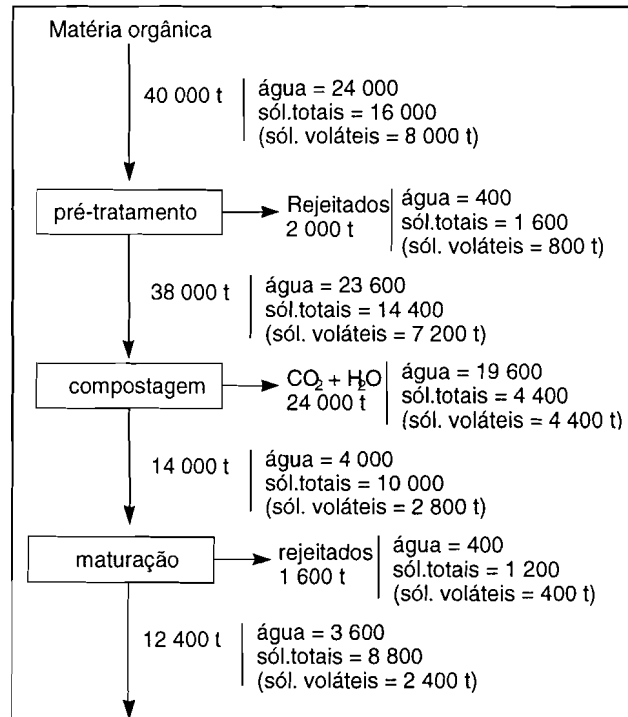
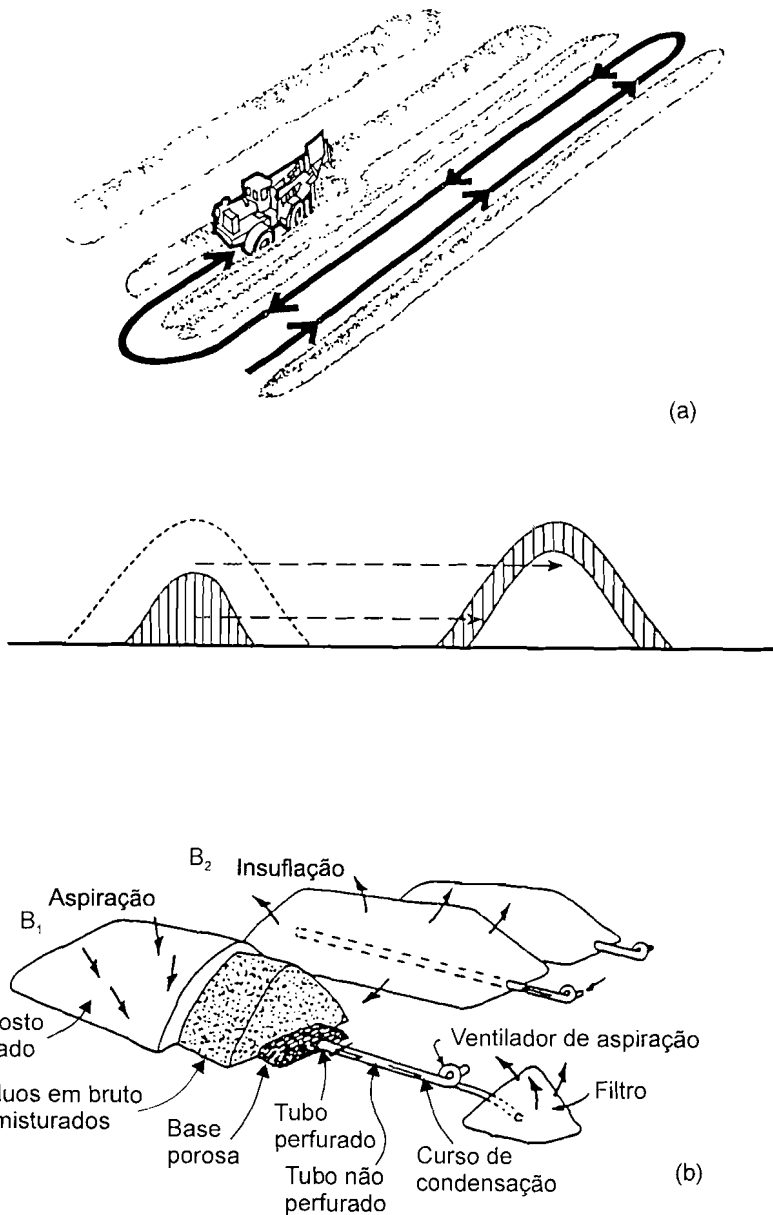


Figura 6.9 – Balanço mássico para o processo de compostagem (Valorsul, 1997).

A decomposição da mistura, decomposição aeróbia, poderá ser realizada de diversas formas. Pode ser efectuada uma compostagem lenta (por pilhas ou medas, também denominada processo ‘windrow’) ou acelerada (em reactor). No primeiro caso, pode ainda ser coberta ou ao ar livre e a oxigenação pode ser por revolvimentos mecânicos ou por entrada forçada de ar (Waite, 1995).

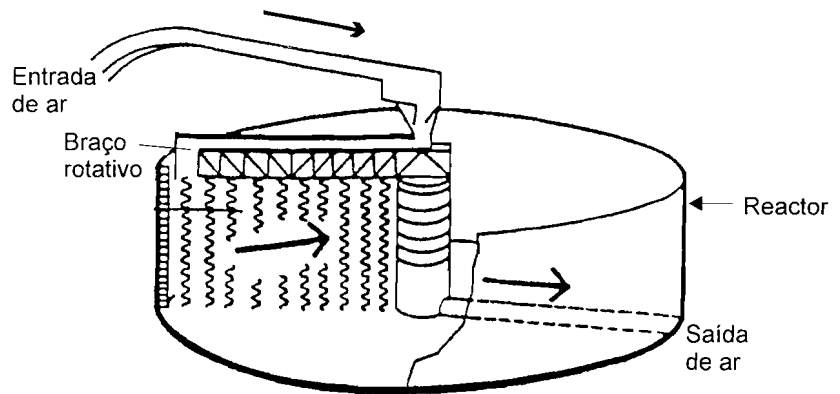
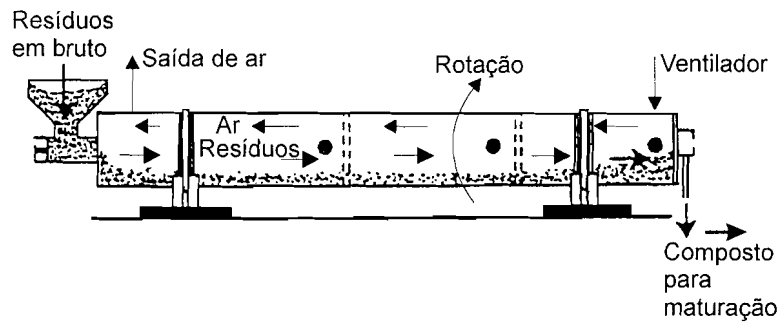
O sistema mais simples é a compostagem lenta. A decomposição é efectuada em medas. A área ocupada deverá ser pavimentada, drenada e com saídas de água para humedificação. O espaço poderá ser coberto para reduzir os odores. As medas podem ser revolvidas mecanicamente (sistema com revolvimento, figura 6.10a) ou possuírem arejamento artificial (sistema estático), para se realizar o controlo da temperatura, taxa de oxigenação e teor de humidade.

No sistema estático, o arejamento forçado pode ser efectuada por aspiração ou insuflação de ar (figura 6.10b). No primeiro método, a criação de vácuo tem a vantagem de captar os possíveis odores da mistura (podendo, se necessário, esse ar ser tratado). No entanto, o método mais comum é a insuflação de ar, tendo como benefício auxiliar a propagação de calor do centro da pilha em compostagem para as zonas mais distantes, acelerando o processo (Waite, 1995).



**Figura 6.10** – Compostagem lenta: (a) Arejamento por revolvimento. (b) Arejamento estático: (b1) aspiração de ar; (b2) insuflação de ar (Diaz *et al*, 1993).

Na compostagem acelerada a reacção de decomposição efectua-se em reactores (figura 6.11). Existem diversos tipos de reactores, na maior parte dos quais é possível controlar factores como a temperatura, as condições aeróbias e o teor em humidade.



**Figura 6.11** – Compostagem acelerada: representação esquemática de dois tipos de reactores (Diaz *et al*, 1993).

Os reactores têm por objectivo funcionar como catalisadores, ou seja, acelerar o processo de degradação. O espaço de tempo em que a mistura permanece no reactor é variável, dependendo, nomeadamente, das características dos resíduos a compostar e do tipo de reactor. Este tempo, segundo Diaz *et al.* (1993), pode variar de 1 a 6 dias. Contudo, o composto que sai desta unidade é um composto imaturo, necessitando ainda de maturação em pilhas de compostagem, para poder ser utilizado na agricultura sem riscos adicionais.

A compostagem acelerada poderá acarretar alguns problemas, uma vez que procura acelerar determinados processos naturais em que a natureza estabelece o seu próprio ritmo. Além disso, para higienizar o composto é necessário eliminar os organismos patogénicos, apenas possível quando a mistura é exposta a determinadas temperaturas durante um certo tempo (tabela 6.14). E para que não haja recontaminação posterior é necessário obter um determinado grau de estabilização.

---

A selecção da compostagem lenta ou acelerada, depende de aspectos como a quantidade de resíduos a compostar (opção por compostagem lenta para dimensões superiores a 50t/dia e inferiores a 200t/dia de RU), os custos associados (bastante mais baixos na compostagem lenta) e a área disponível.

De qualquer forma, a duração do processo de compostagem varia com a tecnologia utilizada e com a maturidade requerida para o composto. A realização de uma afinação mais ou menos criteriosa (e. g. remoção de materiais inertes, redução da granulometria) depende da utilização final do composto, da legislação e das condições de mercado.

É de salientar que qualquer estação de compostagem necessita de um aterro sanitário de apoio, tanto para deposição de resíduos não compostáveis nem de outra forma recicláveis, como para tratamento de emergência (quando da eventual paragem por avaria ou para manutenção prolongada da instalação).

O tratamento dos resíduos por compostagem, além dos benefícios sanitários, económicos e ambientais (quando correctamente operado), tem ainda a vantagem do produto final apresentar várias características que permitem a sua utilização como correctivo orgânico (fertilizante que se destina, sobretudo, a fornecer matéria orgânica). E, como afirma Quelhas dos Santos (1996), trata-se de um produto de extrema utilidade num país como Portugal, onde as condições climáticas favorecem a mineralização da matéria orgânica, razão pela qual os solos, de um modo geral, se apresentam pobres naquele constituinte.

Um factor fundamental é a qualidade do composto orgânico quando utilizado para fins agrícolas. Em Portugal não existe legislação que discipline a qualidade do mesmo. A nível da UE apenas existe uma proposta de norma comunitária (Zucconi e Bertoldi, 1987 *fide* Sebastião e Jardim, 1996). Contudo, vários países europeus possuem legislação específica. De entre essa legislação a que mais frequentemente tem servido de referência em Portugal é o normativo francês e o italiano (tabela 6.16), facilmente justificável uma vez que são os países mais semelhantes em termos de clima, características dos solos e culturas, comparativamente a outros como a Inglaterra ou a Alemanha (Mesquita, 1996).

**Tabela 6.16** – Limites definidos em documentação normativa internacional para correctivos orgânicos em relação às características físico-químicas<sup>(1)</sup> e microbiológicas (Mesquita, 1996).

Parâmetros	Legislação Italiana (DPR915/82)	Norma Francesa (NFU-44-051)	Proposta de Directiva da UE <sup>(2)</sup>
Humidade (%)	< 45	–	variável
pH (H <sub>2</sub> O)	6-8.6	–	5.5-8.0
CE (mS/cm)	–	–	< 3.0
Matéria orgânica (%)	> 40	> 29 <sup>(3)</sup>	–
Compostos húmicos (% do C orgânico)	–	–	> 10
Relação C/N	< 30	< 50 <sup>(4)</sup>	< 20
Taxa de humificação	> 20	–	–
N total (mg/kg)	> 1	< 2	> 0.6
P <sub>2</sub> O <sub>5</sub> (total) (mg/kg)	> 0.5	–	> 0.5
K <sub>2</sub> O (total) (mg/kg)	> 0.4	–	> 0.3
OCa (total) (mg/kg)	–	–	> 2.0
OMg (total) (mg/kg)	–	–	> 0.3
NaCl (g/l)	–	–	> 2
Cloreto (Cl)	–	–	–
Hg (total) (mg/kg)	–	–	< 5
Cd (total) (mg/kg)	< 5	< 8	< 5
Cr (total) (mg/kg)	< 500	–	< 150
Cu (total) (mg/kg)	< 600	–	< 300
Ni (total) (mg/kg)	< 200	< 200	< 50
Pb (total) (mg/kg)	< 500	< 800	< 750
Zn (total) (mg/kg)	< 2 500	–	< 1 000
Coliformes fecais (ufc/g)	–	–	< 5 000
Estreptococos fecais (ufc/g)	–	–	< 5 000
Salmonella sp. (g)	< 0 em 50	–	< 0 em 100
Ovos de parasitas (g)	–	–	< 0 em 100

<sup>(1)</sup> Resultados reportados à matéria seca.

<sup>(2)</sup> Zucconi e Bertoldi (1991) *vide* Mesquita (1996).

<sup>(3)</sup> Na matéria original.

<sup>(4)</sup> Matéria orgânica/azoto orgânico.

Para além dos parâmetros presentes na tabela anterior, é ainda necessário analisar os quantitativos em metais pesados (tabela 6.17), uma vez que constituem actualmente o principal factor limitante ao uso de composto orgânico proveniente dos RU. Contudo, é importante não esquecer outros aspectos, como, a quantidade de inertes (particularmente vidro) e de compostos orgânicos tóxicos de degradação lenta (e. g. detergentes, pesticidas, fenóis, hidrocarbonetos) presentes no composto.

**Tabela 6.17** – Teores máximos de metais pesados (incluindo alguns micronutrientes) para composto orgânico proveniente de RU e para solo agrícola (mg/kg) (Quelhas dos Santos, 1996).

Elementos	Compostados de RU		Solos agrícolas (3)
	Valores actuais (1)	Valores propostos (2)	
Cádmio	4-8	0.7-1.5	1-3
Chumbo	750-1000	80-150	50-300
Cobre	300-500	70-200	50-140
Crómio	1000-1750	70-150	100-200
Mercúrio	3-5	0.7-1.0	1-1.5
Níquel	50-100	40-75	30-75
Zinco	1000-1500	250-750	150-300

(1) Valores adaptados dos que foram recomendados pelo Grupo de Trabalho da CEE sobre a valorização agrícola do composto.

(2) Valores propostos para a CEE.

(3) Directiva 86/278/CEE, de 16 de Junho.

## Situação nacional

Como referido anteriormente, em Portugal apenas 9% dos RU produzidos têm por destino a compostagem, embora esteja previsto um incremento deste valor (ano 2000, 15% e ano 2005, 25%). De acordo com os dados presentes no PERSU (Lobato Faria *et al*, 1997), em 1995 existiam 5 estações de compostagem em funcionamento (tabela 6.18), que abrangiam um total de 16 concelhos. Contudo, a Estação de Beírolas foi desactivada no final de 1996.

**Tabela 6.18** – Estações de compostagem em funcionamento em Portugal Continental (1995) e quantitativos de resíduos compostados (Lobato Faria *et al.*, 1997).

Gestão/ localização	Concelhos abrangidos	Total RU (t)	RU entrados ETRS (t)	RU compostados ETRS (t)
LIPOR <sup>(1)</sup> / Ermesinde	Espinho, Gondomar, Maia, Porto, Valongo	397 000	91 734	64 500
AMAVE/ Riba d'Ave	Guimarães, Vila Nova de Famalicão, Fafe, Santo Tirso	80 000	80 000	32 000 <sup>(2)</sup>
AMTRES/ Trajouce	Cascais, Oeiras, Sintra	237 608	148 169	69 295
C. M. Lisboa/ Beírolas	Lisboa	336 033	195 197	110 895
Koch-C. M. Setúbal/Setúbal	Setúbal	45 000	45 000	22 500

<sup>(1)</sup> Dados referentes a 1994. <sup>(2)</sup> Aproveitamento estimado em 40%.

ETRS – Estação de Tratamento de Resíduos Sólidos.

É de salientar que o produto resultante (composto) nem sempre possui a qualidade desejável, facto que aliado a anomalias de funcionamento, contribui para que este tipo de valorização seja alvo de uma desconfiança por parte de grande parte dos Autarcas e outros responsáveis (Lobato Faria *et al*, 1997).

A importância de bons conhecimentos sobre o processo de compostagem, do desenvolvimento da investigação técnica e científica, da monitorização e de legislação adequada, completa e consistente, é fundamental para incentivar a utilização do composto. Além de que, em Portugal, é necessário resgatar a frágil confiança dos agricultores para o uso do composto, uma vez que são comercializados produtos com designação indevida de composto orgânico.

### 6.2.3.2 Biometanização

Como anteriormente referido, a decomposição dos resíduos orgânicos é também possível por via anaeróbia, denominando-se biometanização ou digestão anaeróbia. É um processo que se realiza na ausência de oxigénio ( $O_2$ ). Os principais produtos finais do metabolismo são o dióxido de carbono ( $CO_2$ ) e o metano ( $CH_4$ ), constituintes principais do biogás, sendo também produzidos compostos intermediários, como ácidos orgânicos de baixo peso molecular, alguns voláteis, que têm um elevado potencial de produção de maus cheiros.

O processo tem lugar num sistema fechado (digestor), podendo o biogás ser utilizado para a produção de energia eléctrica, aquecimento ou abastecimento de redes de gás municipais. Normalmente é produzido cerca de  $200m^3$  de biogás por tonelada de fracção orgânica de RU digerida, embora dependa da composição do substracto (Inácio, 1995)

A estabilização da matéria orgânica dá-se de forma lenta, não sendo atingidas temperaturas muito elevadas. O resíduo obtido necessita de um tratamento posterior (que pode ser uma decomposição aeróbia – compostagem), antes de ser considerado um composto de qualidade estável. Caso contrário deverá ser eliminado como um resíduo (White *et al*, 1995).

Na tabela 6.19 apresentam-se algumas características comparativas dos processos de compostagem e de biometanização. Este último processo necessita de mais tecnologia que grande parte dos processos por compostagem, além de ser necessário um elevado controlo de alguns factores (e. g. temperatura) e também das emissões, nomeadamente devido aos intensos odores. Em contrapartida tem a vantagem de reduzir o tempo de tratamento, comparativamente com a compostagem, e de possibilitar a recuperação de energia.

**Tabela 6.19** – Comparação entre compostagem e digestão anaeróbia (Bardos, 1992 *vide* Waite, 1995).

Características	Compostagem	Digestão Anaeróbia
Saídas ( <i>outputs</i> )	Calor, CO <sub>2</sub> , vapor de água, composto	CO <sub>2</sub> , CH <sub>4</sub> , água resultante do processo, resíduos da digestão
Emissões atmosféricas	Amónia (odor)	Ácido sulfídrico (odor)
Mistura em decomposição	Sólida	Pastosa
Higienização do produto final	Sim	Não
Redução do volume	30 a 40%	Baixa redução
Investimento	Baixo, se não for fechada	Elevado

De uma forma geral os diversos processos de biometanização podem-se classificar de acordo com a matéria seca do substrato, em via seca (concentração total de sólidos superior a 25%) ou via húmida (concentração inferior a esse valor). Além de ser possível efectuar a sua classificação em relação à temperatura, em processo mesofílico (30-40°C) ou termofílico (50-65 °C) (White *et al.*, 1995).

A destruição dos organismos patogénicos, embora também ocorra na biometanização, não é totalmente eficaz, uma vez que a temperatura não atinge os valores nem tem a duração do verificado no processo de compostagem. Também são precisas precauções com os quantitativos de metais pesados e de elementos químicos tóxicos presentes no produto final, sendo necessária uma adequada selecção dos resíduos iniciais (Diaz *et al.*, 1993).

À semelhança do efectuado para a compostagem (figura 6.9), apresentam-se, nas figuras 6.12. e 6.13, os balanços mássicos para os processos de biometanização por via húmida e por via seca, considerando como entradas as mesmas 40 000t/ano de matéria orgânica.

Actualmente em Portugal não existe nenhuma Estação de Biometanização para a valorização de RU, contudo está prevista a instalação de uma pela empresa VALORSUL, S. A., a ser implantada no concelho da Amadora. Esta central destina-se aos resíduos orgânicos do novo Mercado Abastecedor da Região de Lisboa e aos provenientes de uma recolha selectiva que abrangerá o sector da restauração dos municípios pertencentes ao sistema (Amadora, Lisboa, Loures e Vila Franca de Xira) (Rodrigues, 1997).

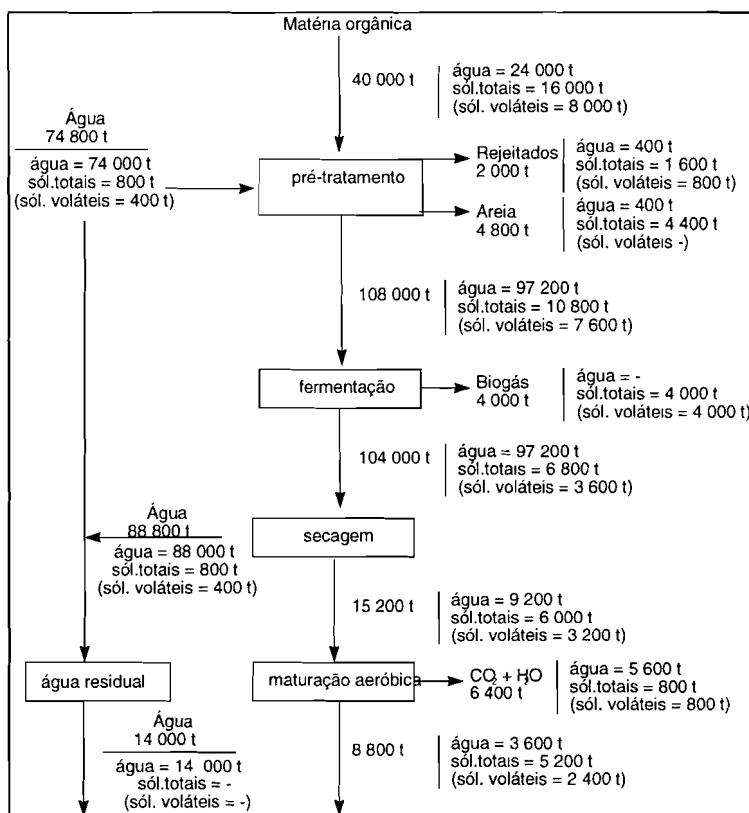


Figura 6.12 – Balanço mássico para o processo de biometanização por via húmida (Valorsul, 1997).

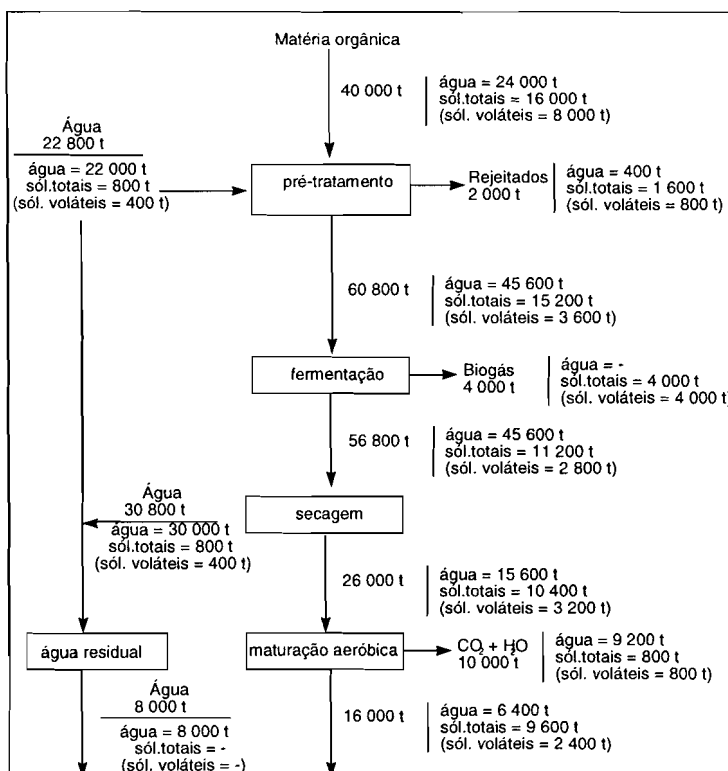


Figura 6.13 – Balanço mássico para o processo de biometanização por via seca (Valorsul, 1997).

## 6.3 Valorização energética

A valorização energética compreende a utilização dos resíduos combustíveis para a produção de energia, através da incineração directa com recuperação de calor (Portaria n.º 15/96, de 23 de Janeiro).

Contudo, de acordo com Lobato Faria *et al.* (1997), a valorização energética (utilização dos resíduos apropriados para a produção de energia), pode ser efectuada mediante dois processos distintos: a queima directa com recuperação de calor (incineração) e a queima do biogás produzido (biometanização).

A biometanização (referida no ponto 6.2.3.2), por permitir a recuperação de calor e o aproveitamento do composto orgânico produzido (embora apenas depois de recorrer a um processo aeróbio), poderá ser considerada como valorização energética ou como valorização orgânica. Contudo, neste trabalho será adoptada a definição legislativa que considera valorização energética apenas a incineração com recuperação de calor.

### 6.3.1 Incineração

A incineração é, por definição, um processo químico por via térmica, com ou sem recuperação da energia calorífica produzida. Como foi referido anteriormente apenas será abordada a incineração com recuperação de calor.

A incineração de RU é um processo de combustão controlada que tem como principais objectivos (White *et al.*, 1995):

- *Redução do volume* – dependendo da composição dos RU, permite uma redução em volume que pode atingir os 90% dos valores iniciais e uma redução em peso de cerca de 70%. Redução com vantagens tanto económicas como ambientais, nomeadamente em relação ao transporte e à deposição em aterro;
- *Recuperação de energia* – a energia obtida pela combustão dos RU pode ser utilizada sob a forma de energia térmica, energia eléctrica ou conjugando ambas as formas, podendo substituir alguma energia produzida por combustíveis fósseis;
- *Estabilização dos resíduos* – alguns resíduos provenientes do processo de incineração (cinzas/escórias de fundo) são considerados mais inertes que os RU que entram no processo, uma vez que se reduz no aterro a produção de biogás e de águas lixiviantes.

<sup>5</sup> Denominados 'mass-burn'.

A incineração de RU pode ser realizada separando ou não as fracções com maior poder calórico. Deste modo, os resíduos podem-se admitir em bruto<sup>5</sup> (mais comum), como uma mistura das diversas fileiras, ou separados, em que a fracção do material não combustível foi previamente removida. Neste último caso, os resíduos combustíveis são conhecidos por RDF ('refuse-derived fuel') (Tchobanoglous *et al*, 1993).

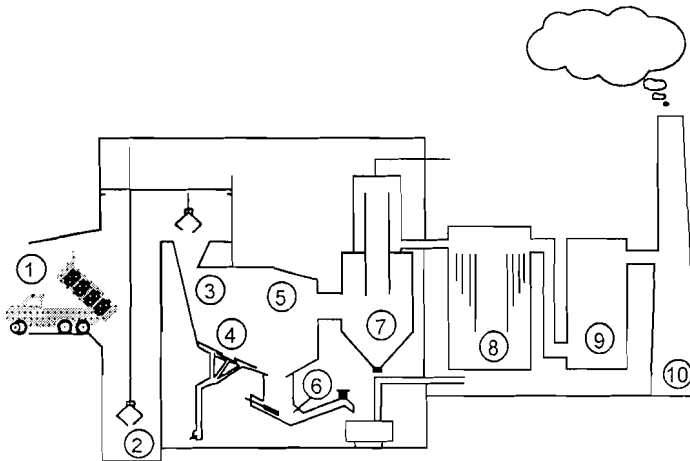
A escolha da incineração como processo de tratamento (e valorização) de resíduos depende essencialmente das características destes, sendo determinante o poder calórico e a capacidade de autocombustão. Efectivamente, por razões económicas, a incineração de resíduos deve fazer-se sem recurso a combustíveis auxiliares. Para se verificar esta condição é necessário (Piedade, 1997):

- poder calorífico inferior (PCI) superior a 1 100kcal/kg;
- matéria combustível superior a 25% em peso;
- teor em cinzas inferior a 50% em peso;
- humidade inferior a 50% em peso.

Além disso, antes da implementação de uma instalação de incineração é fundamental equacionar diversos factores para que se consiga um funcionamento eficaz. Entre os quais se destacam os aspectos inerentes aos próprios resíduos (referidos anteriormente) e à instalação de incineração (e. g. dimensionamento, materiais a utilizar na construção, tratamento dos efluentes gasosos).

### **Tecnologias e processo de incineração**

Existe uma grande diversidade de centrais de incineração, contudo, de uma forma geral, todas possuem (figura 6.14): local de recepção de resíduos (onde pode existir separação ou pré-processamento); câmara de combustão; caldeira para recuperação de vapor; métodos e equipamentos de tratamento das emissões atmosféricas e locais para armazenamento de cinzas/escórias de fundo e de cinzas volantes.



**Figura 6.14** – Instalação de incineração. 1. cais de descarga; 2. fossa de recepção e pólo de garras; 3. tremonha de alimentação; 4. grelha de combustão; 5. câmara de combustão; 6. extractor de cinzas de fundo; 7. caldeira para recuperação de calor; 8. precipitador electrostático; 9. equipamento 'scrubbers' para gases ácidos; 10. chaminé (White *et al*, 1995).

Como anteriormente referido, uma instalação de incineração pode funcionar com resíduos provenientes de recolha indiferenciada ou de recolha selectiva (apenas os materiais combustíveis). Em qualquer das situações, pode existir a preparação da matéria-prima, pela separação dos resíduos indesejáveis (operações descritas no capítulo 5), podendo alguns resíduos serem aproveitados para reciclagem.

Esta separação pode induzir grandes benefícios ambientais e económicos, se forem retirados resíduos que contêm determinados poluentes, como metais pesados (concentrados, por exemplo, em baterias e material electrónico), cloro (componente de diversos plásticos) e compostos orgânicos (e. g. solventes de utilização doméstica).

Além disso, a presença no incinerador de materiais não combustíveis (e. g. vidro e metais) reduz a eficiência da combustão, produz uma maior quantidade de resíduos para deposição em aterro sanitário, diminui a duração de alguns componentes da câmara de combustão (e. g. grades) e induz a acumulação de cinzas volantes derretidas nos tubos para captação de calor (Clarke *et al.*, 1991).

A prévia mistura dos resíduos, antes de entrarem na câmara de combustão, é também bastante vantajosa, induz a uma maior homogeneidade o que permite uma combustão com menores variações de temperatura, resultando uma diminuição da emissão de substâncias indesejáveis. De igual forma, a alimentação contínua do forno contribui para um acréscimo da eficiência de combustão (comparativamente à alimentação descontínua).

Tanto a fossa de recepção como a área de descarga dos resíduos situam-se, quase sempre, dentro de um edifício fechado. Para evitar a propagação de

odores o recinto é mantido em depressão, através da captação, na parte superior, do ar primário e secundário necessário à incineração dos resíduos.

Nas câmaras de combustão recorre-se normalmente a tecnologias como leito fixo (grelhas) ou leito fluidizado, embora existam outros métodos (e. g. combustores rotativos). As grelhas são a tecnologia mais utilizada e podem ser de vários tipos: horizontais ou inclinadas, fixas ou móveis.

Numa central de incineração, a combustão realiza-se basicamente em duas fases: combustão primária e combustão secundária. Na combustão primária, dá-se a transformação quase total dos RU em cinzas/escórias de fundo e efluentes gasosos, com libertação de energia. O ar primário é aquecido e insuflado sob a grelha (caso seja este o processo), sendo controlada a quantidade e a temperatura.

Na combustão secundária, dá-se a queima dos gases resultantes da fase anterior (gases voláteis e produtos de combustão incompleta), com libertação de cinzas (cinzas volantes). Há injeção de ar secundário, nas paredes da câmara de combustão, o que proporciona uma mistura intensa dos gases (turbulência). Da combustão resultam gases a elevadas temperaturas que vão ser utilizados para a produção de vapor que, por sua vez, poderá ser aproveitado para a produção de energia eléctrica.

A eficiência da combustão secundária é regulada por recurso a três parâmetros fundamentais<sup>6</sup>, mesmo nas condições mais desfavoráveis (Portaria n.º 125/97, de 21 de Fevereiro):

- ✦ temperatura (igual ou superior a 850°C);
- ✦ tempo de permanência dos resíduos no forno (não inferior a 2 segundos);
- ✦ teor em oxigénio (superior a 6%).

Na câmara de combustão devem existir queimadores de reforço (a fuel ou a gás). Estes queimadores entram automaticamente em funcionamento sempre que a temperatura dos gases de combustão seja inferior ao valor estipulado (850°C), auxiliando o processo de combustão (e. g. RU com baixo poder calorífico ou humidade elevada). Além de serem igualmente utilizados para o arranque e paragem da instalação.

A altura do forno deve ser suficiente para que os componentes voláteis libertados durante a combustão tenham tempo de se misturar com o ar, por forma a facilitar a inflamação. Numa instalação de incineração pode existir uma, duas ou múltiplas câmaras de combustão, tendo por objectivo aumentar a eficiência do processo. A pressão no seu interior deve ser mantida a um

<sup>6</sup> Existem algumas excepções, como quando a combustão se realiza em leito fluidizado (Clarke *et al.*, 1991).

valor inferior ao da pressão atmosférica, para evitar a saída para o exterior de gases da combustão.

A manutenção da eficiência de combustão, pelo controlo do ar na primeira e segunda etapa, e da temperatura, turbulência e tempo de residência na segunda etapa, depende também, e em larga medida, do *design* do forno e das práticas de operação. A tabela 6.20 enumera alguns problemas que podem ocorrer (induzindo uma combustão incompleta) e sugere técnicas que permitem ultrapassar essas condicionantes.

**Tabela 6.20** – Resumo dos principais factores relacionados com a eficiência da combustão (Clarke *et al.*, 1991).

Problemas	Técnicas correctivas
Variação na produção de calor e na mistura de resíduos	<ul style="list-style-type: none"> <li>✘ Separar os resíduos antes da combustão para remover os não combustíveis;</li> <li>✘ Misturar os resíduos antes da combustão para aumentar a homogeneidade;</li> <li>✘ Introduzir os resíduos de forma contínua na câmara de combustão;</li> <li>✘ Secar os resíduos antes da combustão;</li> <li>✘ Escolher grades que promovam a mistura dos resíduos.</li> </ul>
Baixas temperaturas ou temperaturas oscilantes	<ul style="list-style-type: none"> <li>✘ Tapar os orifícios da câmara de combustão;</li> <li>✘ Controlar automaticamente a combustão;</li> <li>✘ Utilizar queimadores auxiliares;</li> <li>✘ Escolher grades que permitam a mistura dos resíduos.</li> </ul>
Temperaturas desiguais no interior da câmara de combustão	<ul style="list-style-type: none"> <li>✘ Utilizar sistemas de distribuição de ar (quantidade e direcção correcta por baixo e por cima da combustão);</li> <li>✘ Utilizar queimadores auxiliares;</li> <li>✘ Tapar os orifícios da câmara de combustão.</li> </ul>
Mistura insuficiente dos gases de combustão (incluindo produtos de combustão incompleta) com o oxigénio (turbulência)	<ul style="list-style-type: none"> <li>✘ Utilizar sistemas de distribuição de ar;</li> <li>✘ Quantidade e distribuição óptima do ar na câmara de combustão durante a segunda fase de combustão.</li> </ul>
Tempo de residência insuficiente para queimar completamente os gases	<ul style="list-style-type: none"> <li>✘ Redução do ar de combustão.</li> </ul>

## Recuperação de energia

A recuperação de energia pode ser assegurada por dois métodos, através de uma caldeira de vapor especialmente concebida para processar os gases provenientes da combustão (localizada fora da câmara de combustão), ou pelo alinhamento de tubos verticais, interligados, formando secções contínuas.

---

Estes tubos situam-se no interior da câmara de combustão e através deles circula água que absorve calor. De ambos os processos pode resultar água quente ou vapor. Este último (vapor) é mais versátil, uma vez que pode ser utilizado para aquecimento ou para a produção de electricidade (Tchobanoglous *et al*, 1993).

No caso do aproveitamento ser através de energia térmica, o vapor produzido pode ser usado para consumo industrial ou aquecimento urbano, sendo necessário equacionar a distância e a necessidade deste se realizar em contínuo, adequando-se à produção da central. O vapor normalmente é produzido a alta pressão, passando por uma turbina de contrapressão por forma a se obter uma redução da pressão até ao nível de utilização pelos consumidores. Quando a energia é recuperada apenas sob a forma de energia eléctrica, o vapor passa por uma turbina de condensação, podendo a sua refrigeração ser feita por ar ou por água.

O mais flexível é o sistema de cogeração (produção de energia térmica e eléctrica), uma vez que permite, no caso de não haver periodicamente consumo de vapor (para aquecimento) ou existir redução da procura deste, incrementar a produção de energia eléctrica. A rede de vapor faz-se em ciclo fechado, de modo a que na falta de consumo este possa retornar à instalação e ser condensado (Piedade, 1997).

## **Controlo de emissões**

Embora seja inevitável a produção de determinados poluentes, é possível a sua minimização, conjugando determinados factores, dos quais se salientam a importância da redução da produção inicial de RU, da triagem de substâncias não desejáveis, das práticas correctas de operação, além da implementação de dispositivos eficientes de controlo de emissões atmosféricas e de gestão dos resíduos produzidos no processo.

Numa instalação de incineração as principais emissões são os efluentes gasosos e os resíduos sólidos gerados (fundamentalmente cinzas/escórias de fundo), embora também existam efluentes líquidos. O ruído produzido e o elevado tráfico devido aos veículos de recolha são normalmente factores também a considerar.

### **A. Emissões atmosféricas e sistemas de controlo**

Os gases emitidos podem conter substâncias como, por exemplo, partículas (também denominadas poeiras), metais pesados (e. g. mercúrio, chumbo),

gases ácidos (e. g. ácido clorídrico, ácido fluorídrico) e compostos orgânicos (e. g. dioxinas, furanos, clorofenóis, clorobenzenos, bifenilos policlorados).

As partículas formam-se durante a combustão através de diversos processos, incluindo a combustão incompleta da fracção combustível e a interacção física dos não combustíveis. Aproximadamente 20 a 40% das partículas emitidas possuem uma dimensão menor que  $10\mu\text{m}$  de diâmetro (Tchobanoglous *et al.*, 1993). Além disso, a quantidade de partículas tipicamente produzida numa incineradora de RU é de  $2\text{-}15\text{g}/\text{m}^3$ , o que equivale a cerca de  $10\text{-}75\text{kg}$  por tonelada de resíduos tratada (WHO, 1991-1993).

Os quantitativos de metais pesados presentes nos gases emitidos, ou nas cinzas/escórias de fundo, estão directamente relacionados com a quantidade existente nos resíduos iniciais (e. g. objectos de plástico feitos de PVC contêm cádmio, utilizado como componente de estabilização ao calor). A natureza química dos metais pode ser modificada pelo calor, não sendo, no entanto, destruída, levando a que concentrações significativas sejam emitidas sob a forma de óxidos inorgânicos ou sais, essencialmente no estado gasoso ou adsorvidos em partículas (WHO, 1991-1993; White *et al.*, 1995).

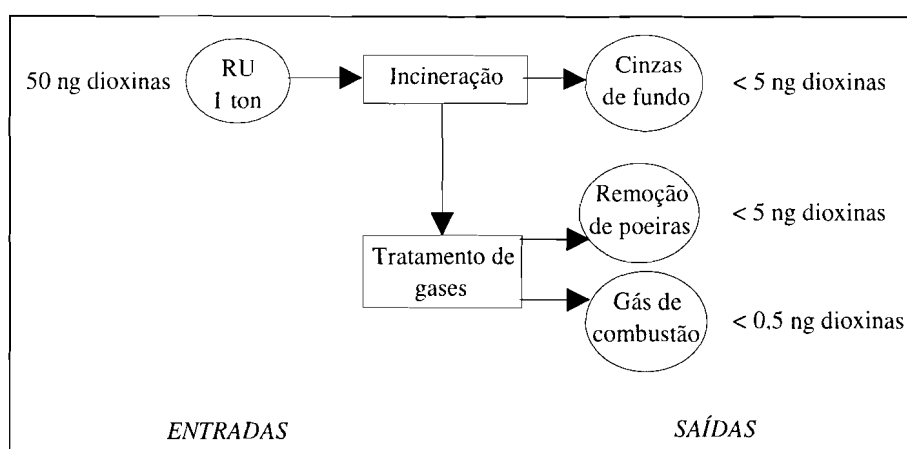
Os metais mais preocupantes, em termos de saúde pública, são o cádmio, o crómio, o mercúrio e o chumbo. O mercúrio representa um problema acrescido uma vez que volatiliza a uma temperatura relativamente baixa (a cerca de  $357^\circ\text{C}$ ) (Tchobanoglous *et al.*, 1993).

A combustão de resíduos que contêm elementos como cloro, fluor, enxofre e azoto gera contaminantes gasosos, como ácido clorídrico (HCl), ácido fluorídrico (HF), óxidos de azoto e de enxofre. Estes últimos ( $\text{NO}_x$  e  $\text{SO}_x$ ), podem dar origem na atmosfera a ácido sulfúrico ( $\text{H}_2\text{SO}_4$ ) e a ácido nítrico ( $\text{H}_2\text{NO}_3$ ). Estes gases ácidos originam diversos problemas ao nível ambiental e de saúde pública, facto que se verifica, por exemplo, com o HCl que tem propriedades corrosivas e irritantes podendo provocar sérios problemas respiratórios (WHO, 1991-1993).

A emissão de dioxinas e furanos tornou-se um dos assuntos mais complexos e controversos na valorização térmica dos resíduos. As dioxinas são um membro da família dos compostos orgânicos conhecidos como policloro-dibenzodioxinas (PCDD), com cerca de 75 possíveis isómeros. Os furanos (policloro-dibenzofuranos-PCDF) possuem uma estrutura similar, calculando-se que existam cerca de 175 isómeros. A importância destes compostos deve-se ao facto de alguns isómeros estarem entre as substâncias conhecidas mais tóxicas (Tchobanoglous *et al.*, 1993).

Os mecanismos de formação das dioxinas e furanos são ainda pouco claros. Sabe-se que as cinzas volantes (em particular a presença de catalizadores

como o óxido de cobre), o excesso de oxigénio e, também, o vapor de água presente no efluente gasoso arrefecido, são factores importantes. Além disso, pensa-se que haja igualmente produção de dioxinas e furanos nos gases após combustão, através de uma *nova síntese*, a temperaturas entre os 250 e os 450°C. Contudo, segundo Vogg, (1992) *fide* White *et al.*, (1995), e apesar desta potencial *nova síntese*, os níveis de dioxinas emitidos por um incinerador de RU são consideravelmente menores que a quantidade que dá entrada (figura 6.15).



**Figura 6.15** – Balanço da quantidade de dioxinas numa central de incineração de RU (adaptado de Vogg, 1992 *fide* White *et al.*, 1995).

Os efeitos dos quantitativos em dioxinas e furanos emitidos pelas incineradoras de RU continuarão a ser alvo de debate, não sendo ainda possível prever de forma satisfatória a dose tóxica para o homem (sabe-se que possuem propriedades cancerígenas em outros animais) ou confirmar um nível seguro de exposição a estas substâncias. As pesquisas têm demonstrado que grande parte dos processos de combustão produzem PCDDs e PCDFs, não sendo a emissão de dioxinas um fenómeno recente. A inovação prende-se com o desenvolvimento de tecnologias que permitem medir níveis de dioxinas da ordem das partes por trilião (WHO, 1991-1993).

Além das dioxinas e dos furanos, outros poluentes orgânicos também perigosos para a saúde pública incluem os bifenilos policlorados (PCB's), os clorofluorcarbonetos (CFC's), os hidrocarbonetos aromáticos policíclicos (PAH's), os aldeídos, os clorofenóis e os clorobenzenos. A sua toxicidade é considerada, porém, bastante inferior à das dioxinas e furanos.

Diferentes tipos de poluentes requerem diferentes dispositivos de controlo (tabela 6.21). A diversidade dos processos de tratamento utilizados varia consoante a estação de incineração e também com os níveis de emissão

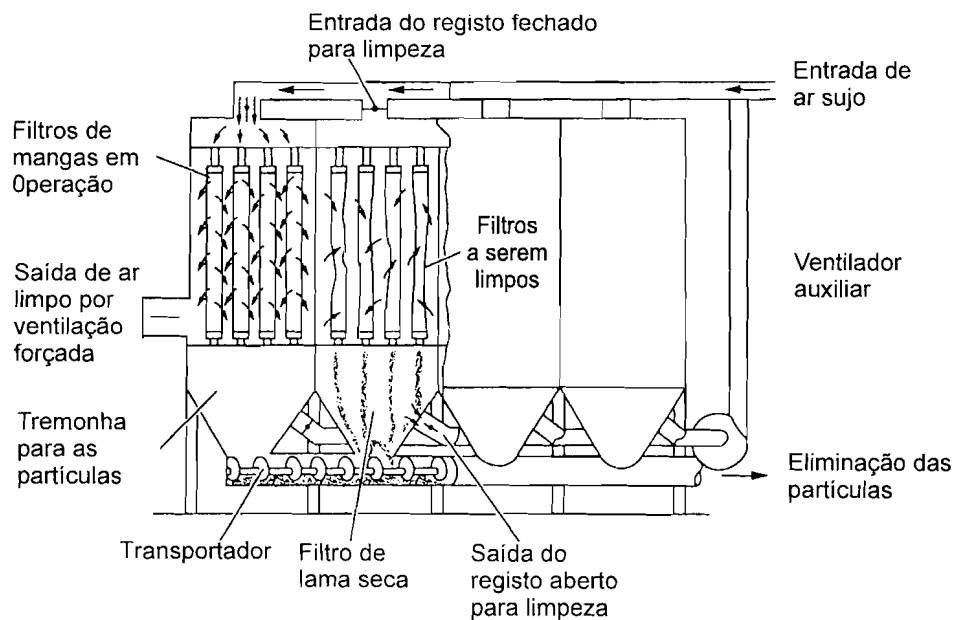
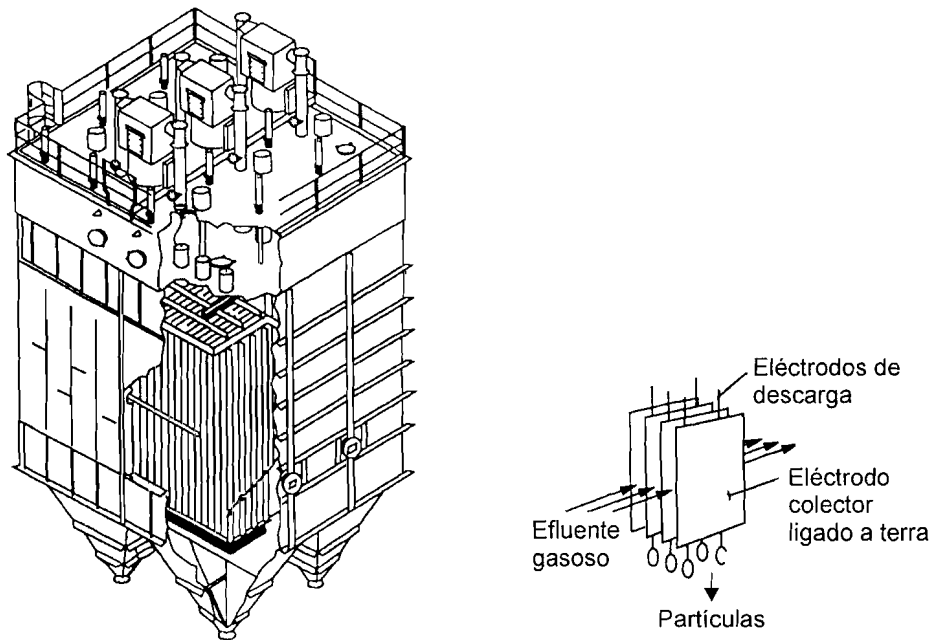
desejados. Neste trabalho apenas serão referidos os processos de tratamento mais comuns.

**Tabela 6.21** – Relação entre alguns poluentes produzidos no processo de incineração e possíveis sistemas de controlo (Tchobanoglous *et al.*, 1993).

Emissões atmosféricas	Sistemas de controlo
Partículas	<ul style="list-style-type: none"> <li>→ precipitadores electrostáticos;</li> <li>→ <i>fabric filter</i> ou <i>baghouse</i> (filtros de mangas);</li> <li>→ <i>electrostatic gravel bed filter</i> (filtro electrostático de leito de areia grossa).</li> </ul>
Dióxido de enxofre (SO <sub>2</sub> ) e controlo dos gases ácidos	<ul style="list-style-type: none"> <li>→ separação na fonte;</li> <li>→ <i>scrubbers</i> (<i>wet scrubbers</i>, <i>dry scrubbers</i>)</li> </ul>
Óxidos de azoto (NO <sub>x</sub> )	<ul style="list-style-type: none"> <li>→ separação na fonte;</li> <li>→ controlo da combustão;</li> <li>→ tratamento dos gases de combustão.</li> </ul>
Monóxido de carbono (CO) e HC	<ul style="list-style-type: none"> <li>→ controlo da combustão.</li> </ul>
Poluentes sem classificação (e. g. dioxinas, furanos, metais pesados)	<ul style="list-style-type: none"> <li>→ separação na fonte;</li> <li>→ controlo da combustão;</li> <li>→ controlo de partículas.</li> </ul>

A emissão de partículas (dimensão < 10µm) pode ser controlada por intermédio de três tecnologias: precipitadores electrostáticos (figura 6.16a), operam segundo o princípio da atracção electrostática, *fabric-filters* (figura 6.16b), cujas partículas dos gases de combustão são filtradas por processos mecânicos, e *electrostatic gravel bed filter*, que combina as características de operação dos dois métodos anteriores (Tchobanoglous *et al.*, 1993). A eficiência de remoção dos *fabric filters* é de cerca de 99%, englobando partículas de diversos tamanhos (Clarke *et al.*, 1991).

Nos sistemas de controlo de partículas podem ser também capturados alguns metais pesados, uma vez que são adsorvidos pelas partículas. Este processo acontece essencialmente quando a temperatura dos gases de combustão, à saída da caldeira de recuperação de calor, baixa para valores aproximadamente da ordem dos 230°C. Algumas instalações operam mesmo com temperaturas inferiores a 120°C, o que beneficia a condensação e recolha de ácidos, metais voláteis e compostos orgânicos (Clarke *et al.*, 1991).



**Figura 6.16** – Sistemas de controlo da emissão de partículas de estações de incineração de resíduos em bruto (MSW): (a) precipitador electrostático; (b) *fabric filter* (Tchobanoglous *et al.*, 1993).

---

Para diminuir a emissão de gases ácidos a separação na fonte de resíduos que contenham cloro e enxofre (como alguns tipos de plásticos) é um método possível (Tchobanoglous *et al.*, 1993). Além disso, existem alguns sistemas de controlo dos gases de combustão, como o tratamento húmido (*wet scrubber*) e o tratamento seco (*dry scrubber*).

No tratamento húmido são usadas soluções líquidas (e. g. hidróxido de sódio aquoso) para lavar e neutralizar os gases ácidos. Uma desvantagem são os efluentes líquidos gerados, que requerem tratamento apropriado. Em relação ao processo seco, uma mistura semilíquida para neutralização é injectada directamente nos gases de combustão, podendo ser usadas duas técnicas: pulverização seca (*spray-dry* ou *semi-dry*) e injeção seca (Tchobanoglous *et al.*, 1993). Este último tratamento tem a vantagem de não gerar efluentes líquidos.

Quando se efectua o controlo dos gases ácidos pelo processo húmido, o sistema de remoção de partículas deve ser colocado antes desse tratamento. Contudo, no caso de se optar por um processo seco de tratamento dos gases ácidos, o sistema de remoção de partículas deverá ser instalado após o tratamento anterior (White *et al.*, 1995).

Controlar as emissões de óxidos de azoto requer diminuir a quantidade de azoto orgânico presente nos resíduos (separação na fonte), mas também minimizar a sua formação e tratar os gases de combustão. Para minimizar a formação de  $\text{NO}_x$  é necessário controlar a combustão, através da recirculação dos gases de combustão e diminuir o excesso de ar presente no forno (Tchobanoglous *et al.*, 1993).

As tecnologias utilizadas para o tratamento dos gases de combustão incluem a Redução Catalítica Selectiva e a Redução Não Catalítica Selectiva. Em ambas é injectado um composto (e. g. amónia) para reagir com o  $\text{NO}_x$  (originando azoto e vapor de água), tendo as duas tecnologias mostrado eficácia quando aplicadas à incineração de RU (Clarke *et al.*, 1991). Na Redução Catalítica Selectiva, metais de base como cobre, ferro, níquel, entre outros, são utilizados como catalizadores.

A emissão de contaminantes como dioxinas, furanos e metais pesados, pode ser reduzida através de separação na fonte e do controlo tanto do processo de combustão, como da emissão de partículas. A separação na fonte de determinados componentes dos resíduos parece ser efectiva na diminuição da emissão de metais pesados, contudo é mais problemática em relação às dioxinas e furanos. Desta forma, o controlo da combustão parece ser a principal estratégia na redução da emissão destes dois últimos compostos orgânicos.

Constatou-se que as condições que minimizam a formação de CO (ou seja, controlo da temperatura de combustão e do tempo de residência), diminuem igualmente a produção de dioxinas e furanos. Por este motivo, pensa-se que o CO pode funcionar como um bom indicador da emissão de dioxinas e furanos, em incineradoras onde é efectuada a monitorização contínua de alguns efluentes gasosos, como o CO (Tchobanoglous *et al.*, 1993).

Outros processos para a remoção de dioxinas e furanos dos efluentes gasosos têm sido desenvolvidos, como, por exemplo, a adsorção em filtros de carvão activado, método que não destrói os contaminantes, constituindo a deposição do carbono um problema acrescido (White *et al.*, 1995).

Na tabela 6.22 são apresentadas as concentrações típicas de alguns dos principais poluentes presentes nas emissões atmosféricas de um incinerador de RU e a respectiva relação com determinados sistemas de controlo.

Os valores-limite de emissão de poluentes para novas instalações de incineração de RU, encontram-se fixados na Directiva n.º 89/369/CEE, de 8 de Junho, possuindo alguns países comunitários limites mais restritivos. A referida Directiva estabelece também que as autoridades competentes de cada Estado Membro poderão fixar valores-limite para os poluentes não mencionados, salientando a possibilidade de fixar valores-limite de emissão para as dioxinas e furanos, enquanto não for adoptada uma directiva comunitária relativa a essa questão específica. Em Portugal, a referida directiva encontra-se transposta pela Portaria n.º 125/97, de 21 de Fevereiro (tabela 6.23).

**Tabela 6.22** – Relação entre as emissões atmosféricas de uma estação de incineração de RU e os sistemas de controlo (CEE, 1988 *vide* WHO, 1991-1993).

Poluentes (mg/m <sup>3</sup> )	Antes do tratamento			Ciclones			Precipitadores electrostáticos (PE)			PE + 'scrubbers'	PE + tratamento seco
	min.	max.	média	min.	max.	média	min.	max.	média	média	média
Partículas	1500	8000	3000	300	2000	500	50	150	100	50	50
HCl	400	2200	1150	400	2200	1150	400	2200	1150	50	50
HF	5	20	9	5	20	9	5	20	9	1	1
SO <sub>2</sub>	200	2000	500	200	2000	500	200	2000	500	100	250
NO <sub>x</sub>	150	650	250	150	650	250	150	650	250	150	150
Pb	6	55	30	2	13	9	0.1	6	3	1	0.2
ICd	0.3	3.6	1.8			0.3	0.01	0.7	0.2	0.04	0.02
IHg	0.1	1.1	0.5	0.1	1.1	0.5	0.1	1.1	0.5	0.3	0.05

**Tabela 6.23** – Valores-limite de emissão em função da capacidade nominal da instalação de incineração (Portaria n.º 125/97, de 21 de Fevereiro)

Poluente	Capacidade nominal da instalação		
	inferior a 1t/h	de 1t/h a menos de 3t/h	3t/h ou mais
Partículas (mg/m <sup>3</sup> N)	200	100	30
Metais pesados (mg/m <sup>3</sup> N)			
– Pb + Cr + Cu + Mn	–	5	5
– Ni + As	–	1	1
– Cd + Hg	–	0.2	0.2
Ácido clorídrico (mg/m <sup>3</sup> N)	250	100	50
Ácido fluorídrico (mg/m <sup>3</sup> N)	–	4	2
Dióxido de enxofre (mg/m <sup>3</sup> N)	–	300	300
Monóxido de carbono (mg/m <sup>3</sup> N)	100	100	100
Compostos orgânicos (expressos em carbono total) (mg/m <sup>3</sup> N)	20	20	20

Nota: Os valores-limite de emissão anteriormente indicados referem-se às seguintes condições: temperatura 273K, pressão 101.3kPa, 11% de oxigénio ou 9% de CO<sub>2</sub>, gás seco.

Um incinerador de RU tipicamente produz cerca de 6 000m<sup>3</sup> de gases de combustão por tonelada de resíduos queimados. Os efluentes gerados são diluídos e dispersos na atmosfera, intervindo factores como, a altura da chaminé, a temperatura dos gases, a velocidade do vento, o grau de turbulência e, em muitos casos, a presença de construções ou as características topográficas. Uma forma de calcular o nível de concentração na superfície terrestre dos gases de combustão emitidos é utilizando um modelo Gaussiano de dispersão da pluma (WHO, 1991-1993).

## B. Resíduos sólidos e respectivo controlo

Os resíduos da incineração de RU têm sido normalmente classificados em cinzas/escórias de fundo e em cinzas volantes. Correspondendo as cinzas/escórias de fundo ao material que é descarregado pela grelha da câmara de combustão (quando é esse o processo), enquanto que as cinzas volantes englobam todos os resíduos sólidos captados a jusante da câmara de combustão, incluindo possíveis substâncias injectadas na corrente gasosa como medida de controlo da poluição atmosférica (Guerreiro, 1998).

Contudo, é actualmente considerado que, embora as definições anteriores sejam suficientes para distinguir, grosso modo, as diferentes propriedades dos resíduos produzidos, é necessária uma definição mais precisa por forma a evidenciar as diferentes origens e características destes materiais. A tabela

6.24 apresenta essa classificação mais específica, além dos quantitativos típicos.

**Tabela 6.24** – Resíduos sólidos de incineração: origem, algumas características e quantidades típicas produzidas por tonelada de RU incinerada (Guerreiro, 1998).

Designação	Origem e algumas características	Quantidades produzidas (kg/t RU incinerada) <sup>a</sup>
Cinzas/escórias de fundo (ou resíduos da grelha)	Material heterogéneo que é descarregado pela grelha do forno. Pode conter quantidades consideráveis de metais, vidro, restos de cerâmica e material orgânico não queimado.	250-420
Resíduos que passam através das grelhas <sup>b</sup>	Resíduos que passam através das grelhas, sendo recolhidos em conjunto com os resíduos anteriores, no tanque de arrefecimento da instalação.	5
Cinzas do recuperador de calor	Resíduos captados no sistema de recuperação de calor, podendo ser denominados cinzas da caldeira.	2-12
Cinzas volantes	Resíduos removidos dos gases de combustão antes da adição de qualquer substância para tratamento dos gases. Incluem as partículas de dimensões reduzidas provenientes da câmara de combustão e os elementos condensados nas mesmas durante o arrefecimento dos gases.	10-30
Resíduos do tratamento de gases	Mistura de materiais recolhidos nos dispositivos de tratamento de gases. Inclui cinzas volantes, substâncias injectadas no sistema e produtos de reacção (e. g. CaCl <sub>2</sub> ).	20-50 <sup>c</sup> 1-3 <sup>d</sup>
Lamas do lavador de gases	Resíduos produzidos quando existe tratamento dos gases por via húmida, consistindo na fase sólida dos produtos das reacções ocorridas no sistema.	–
Cinzas combinadas	Mistura de todos os resíduos anteriores.	–

(a) Hjelm (1996) *vide* Guerreiro (1998); (b) dados de apenas um incinerador; (c) tratamento por via seca (incluindo 10 - 30 kg de cinzas volantes); (d) tratamento por via húmida (peso seco das lamas).

A Portaria n.º 818/97, de 5 de Setembro, aprova a lista de resíduos, designada por Catálogo Europeu de Resíduos (CER), e a lista de resíduos perigosos. Dos resíduos provenientes do processo de incineração (tabela 6.24), constam da lista de resíduos perigosos: as cinzas volantes, as cinzas da caldeira e os resíduos sólidos de tratamento de gases (incluindo as lamas do lavador de gases). As cinzas/escórias de fundo são considerados resíduos não perigosos, não havendo qualquer referência na legislação citada às cinzas combinadas.

---

Para se efectuar uma gestão controlada dos resíduos de incineração é necessário, em primeiro lugar, um conhecimento das características (físicas, químicas e de lixiviação) de cada tipo de resíduos e, em segundo lugar, uma separação eficaz dos diferentes resíduos (Guerreiro, 1998):

- separação das cinzas/escórias de fundo das cinzas volantes e dos resíduos de tratamento dos gases, de modo a facilitar a valorização das primeiras e o tratamento dos restantes;
- remoção dos metais (ferrosos e possivelmente não ferrosos) das cinzas/escórias de fundo para posterior reciclagem, com o consequente aumento da qualidade das cinzas/escórias para valorização;
- gestão conjunta dos resíduos perigosos (cinzas volantes, cinzas do recuperador de calor e resíduos sólidos de tratamento de gases).

É importante salientar as precauções a ter (e. g. humedecer os resíduos, colocá-los em contentores fechados) com a recolha, separação e transporte dos resíduos provenientes do processo de incineração, devido aos possíveis problemas de saúde pública e ambientais que podem induzir.

A valorização das cinzas/escórias de fundo tem sido feita, essencialmente, através da sua utilização como agregado de substituição na construção civil ou na pavimentação de estradas. Este assunto tem dado origem a diversas controvérsias relacionadas com a toxicidade destas substâncias e com o grau de exposição humana (Clarke *et al.*, 1991). Para minorar estes problemas torna-se necessário efectuar alguns pré-tratamentos (e. g. separação) às cinzas/escórias e, na fase de operação, implementar um sistema de controlo que monitorize as características de lixiviação e as características físicas de interesse para a aplicação em causa.

Para os resíduos provenientes da incineração e classificados como perigosos existem diversos tratamentos, destacando-se os processos de solidificação/estabilização (e. g. encapsulação física dos resíduos com o cimento) e os processos térmicos (como sinterização, fusão e vitrificação) (Guerreiro, 1998). No primeiro caso é de salientar a desvantagem da dificuldade de avaliar o comportamento destes resíduos a longo prazo, além da possível necessidade de um pré-tratamento. Em relação ao segundo processo trata-se de possibilidades que não são atractivas economicamente, dado os elevados custos energéticos.

A deposição em aterro sanitário tem sido a hipótese mais adoptada, tanto para as cinzas/escórias de fundo, como para os resíduos perigosos. A deposição destes últimos deverá ser efectuada em aterro próprio para resíduos perigosos, enquanto que as cinzas/escórias poderão ser depositadas num aterro de RU (co-deposição) ou num aterro apenas destinado a este tipo de resíduos (mono-deposição). A eliminação conjunta com os RU tem o problema de induzir

uma maior lixiviação de metais pesados para o meio, sendo desta forma preferível a mono-deposição (Clarke *et al.*, 1991; Tchobanoglous *et al.*, 1993; Guerreiro, 1998).

### C. Efluentes líquidos

Os efluentes líquidos gerados numa instalação de incineração podem ter diversas origens, das quais se destacam as águas de lavagem e arrefecimento dos sistemas húmidos de remoção de cinzas, os efluentes do tratamento húmido dos gases ácidos e do SO<sub>2</sub>, as águas residuais provenientes das actividades de limpeza e a água utilizada na recuperação de calor. Embora os quantitativos não sejam muito elevados estes efluentes requerem pré-tratamento antes de serem descarregados nos sistemas municipais (Tchobanoglous *et al.*, 1993).

### Monitorização

A Directiva 89/369/CEE, de 8 de Junho, estabelece que deverão ser efectuadas, nas novas instalações de incineração de RU, medições das concentrações de determinadas substâncias nos gases de combustão e também de alguns parâmetros de exploração. Como referido anteriormente, a Portaria n.º 125/97, de 21 de Fevereiro transpõe a referida directiva (tabela 6.25).

Em relação aos metais pesados, dioxinas e furanos, normalmente não são instalados sensores para monitorização em contínuo, contudo, a sua medição deve ser realizada em intervalos regulares, fixados ou por legislação ou aquando do licenciamento da instalação (Dolores-Ferreira e Silva, 1997).

**Tabela 6.25** – Medições a serem efectuadas nas novas instalações de incineração de RU (Portaria n.º 125/97, de 21 de Fevereiro).

	Poluentes/parâmetros	Capacidade nominal da instalação	
		inferior a 1t/h	igual ou superior a 1t/h
Concentrações nos gases de combustão	Poeiras totais CO O <sub>2</sub> HCl	medição periódica	medição e registo contínuo
	Metais pesados (Pb, Cr, Cu, Mn, Ni, As, Cd, Hg) HF SO <sub>2</sub>		
	Compostos orgânicos (expresso em carbono total)	medição periódica	medição periódica
Parâmetros de exploração	Temperatura dos gases Teor de vapor de água dos gases de combustão	medição e registo contínuo	medição e registo contínuo

Nota: Os resultados das emissões anteriormente indicados referem-se às seguintes condições: temperatura 273K, pressão 101,3kPa, 11% de oxigénio ou 9% de CO<sub>2</sub>, gás seco.

---

A informação da monitorização e, em particular, os parâmetros mais relevantes do ponto de vista ambiental, devem ser facultados às populações locais. Deve igualmente ser efectuada a monitorização externa, devendo esta estar integrada num sistema de vigilância da qualidade do ambiente. Esta vigilância pode ser realizada por entidades locais, regionais ou nacionais.

### **Situação nacional**

Lobato Faria *et al.*(1997) prevêem que no ano 2000 sejam incineradas, com recuperação de energia,  $1\ 000 \cdot 10^3$ t/ano de RU, estando a ser utilizadas em pleno as centrais de incineração da VALORSUL, S. A. e da LIPOR. Este valor corresponde a 26% do total de RU no ano 2000 e a 22% no ano 2005. Está previsto que estas centrais mantenham a referida capacidade de incineração durante 20 anos.

## Tópicos para discussão e problemas

1. Atendendo às metas previstas no PERSU, para o ano 2005, relativas à valorização dos RU, estime os quantitativos mínimos diários que terão que ser encaminhados para valorização, do total dos RU que se produzirão no seu agregado familiar nesse ano (admita uma taxa de crescimento anual da produção de RU de 3% e uma capitação no ano 1999 de 1.2kg/hab.dia).
2. Faça uma pesquisa junto das entidades responsáveis pela gestão dos RU que se produzem no seu Concelho e tente determinar o seguinte:
  - a) Quantidades e tipos de materiais enviados para reciclagem material.
  - b) Quantidades e tipos de materiais enviados para valorização orgânica e/ou energética.
3. Na tabela em baixo apresenta-se a composição física de uma dada amostra de resíduos e o PCI típico de cada componente. Avalie o efeito dos diferentes cenários de recolha selectiva (A a D) no PCI da amostra. Face aos resultados que conclusões pode tirar relativamente à dicotomia reciclagem *versus* incineração?

Componente	Peso húmido (%)	PCI (kcal/kg)	Materiais recolhidos para reciclagem, cenários (%)			
			A	B	C	D
papel e cartão	22.3	3000	10	50	50	50
vidro	4.9	40	50	50	50	50
plásticos	12.7	6500		50	50	
metais	2.9	120			50	
mat. fermentáveis	36.0	900			50	50
têxteis	3.7	4200				
finos	12.9	600				
outros	4.6	2500				

4. Admitindo que as metas previstas para o ano 2005, relativas ao Sistema Integrado de Gestão das Embalagens serão atingidas, qual a contribuição deste sistema para a taxa de desvio nacional dos RU? (admita que a % de resíduos de embalagens nos RU é de 25%).
5. Os RU produzidos no seu Concelho, ou parte deles, são valorizados organicamente? Se sim, descreva o método utilizado. Indique qual a utilização dada ao composto e se é realizado algum controlo de qualidade do mesmo.

- 
6. Que parâmetros escolheria para controlar um processo de compostagem?
  7. O que distingue a compostagem lenta da acelerada?
  8. Discuta a influência do tipo de recolha, indiferenciada *versus* selectiva, para o processo de compostagem e para a qualidade do composto.
  9. Em que consiste a biometanização de RU? Descreva as diferenças entre o processo por via húmida e via seca.
  10. Se tivesse que ponderar entre uma valorização orgânica por compostagem ou por digestão anaeróbia, que critérios ou que factores consideraria na sua análise?
  11. Se reside num dos Concelhos abrangidos pelo sistema de gestão da LIPOR ou da VALORSUL, procure informar-se e recolher informação sobre os seguintes aspectos:
    - a) diagrama do processo e tecnologias utilizadas para a combustão dos RU, temperaturas e tempo de residência dos RU nas câmaras de combustão;
    - b) quantidades de RU a incinerar e características desses resíduos (PCI, humidade, teor em cinzas, fracção combustível);
    - c) produção energética estimada e formas previstas para a sua utilização;
    - d) quantidades de escórias/cinzas de fundo e cinzas volantes que serão produzidas e destino previsto para estes resíduos;
    - e) tipo de poluentes emitidos para a atmosfera e situações em que serão ultrapassados os limites previstos na legislação;
    - f) sistemas de controlo ambiental implementados na instalação;
    - g) processos e formas de divulgação e acompanhamento do sistema pela sociedade civil, já implementados ou previstos.
  12. Os incineradoras de RU geralmente funcionam com temperaturas entre 850-1000°C. Quais as consequências de incinerar os RU abaixo ou acima desta gama de temperaturas?
  13. Descreva, para cada um dos principais poluentes atmosféricos emitidos pelas incineradoras, os processos ou equipamentos utilizados para o seu controlo.

- 
14. Qual o mecanismo que se pensa estar na base da formação das dioxinas? Procure rever artigos recentes sobre este assunto, na *internet* ou nas bibliotecas, e prepare uma posição concisa sobre o que conseguiu apurar nessa pesquisa.
  15. A localização das incineradoras tem sido objecto de grande contestação por parte do público e movimentos ambientalistas. Quais lhe parecem ser os motivos de tais contestações? Reflecta também sobre o facto da incineração ter sido colocada na penúltima posição da hierarquia estabelecida para as opções de gestão dos RU.

---

## **7. Confinamento**

Página intencionalmente em branco

## Objectivos de aprendizagem

- Saber o que se entende por confinamento de RU e que tipos de sistemas engloba.
- Distinguir entre lixeira, vazadouro controlado e aterro sanitário.
- Conhecer os diferentes tipos de aterros sanitários e saber classificá-los em função de critérios como: a dimensão, as características dos resíduos a depositar, a topografia e a tecnologia física da exploração.
- Descrever as reacções e os processos básicos que ocorrem num aterro sanitário.
- Explicar o que é o biogás, qual a sua composição e como se produz.
- Explicar o que são águas lixiviantes, qual a sua composição e como se produzem.
- Saber quais as fases essenciais no planeamento de um aterro sanitário e quais os objectivos fundamentais a assegurar para garantir um bom funcionamento do mesmo.
- Saber determinar o geocentro, o volume e a área necessária de aterro para a deposição dos RU que se produzem numa dada região.
- Descrever os principais órgãos e infraestruturas de apoio necessários ao bom funcionamento das actividades operacionais, administrativas e sociais de um aterro sanitário.
- Descrever e explicar a função dos órgãos e sistemas de protecção ambiental existentes num aterro sanitário.
- Saber explicar as operações e tarefas básicas que se realizam diariamente num aterro sanitário.
- Saber o que se entende por selagem de um aterro, que acções se realizam nesta fase e qual a importância e função do sistema de cobertura final.
- Descrever quais os elementos a incluir num plano de encerramento de um aterro sanitário e que possíveis utilizações se podem dar às áreas de aterros encerrados.
- Conhecer os sistemas de controlo ambiental utilizados para o controlo das águas pluviais, das águas de escorrência, das águas lixiviantes e do biogás.

- 
- Descrever o tipo de sistemas que se podem utilizar para o tratamento das águas lixiviantes.
  - Descrever como se processa a valorização energética do biogás.
  - Saber que tipo de programa de monitorização deverá ser implementado num aterro sanitário (dados a recolher, análises a efectuar e respectivas periodicidades), durante a fase de exploração e após o encerramento.

## 7.1 Introdução

O confinamento é a operação terminal do tecnossistema de gestão de RU e pode assumir as seguintes modalidades: lixeira, vazadouro controlado, aterro sanitário, armazenagem subterrânea e confinamento técnico (Lobato Faria *et al.*, 1997). É uma componente essencial em qualquer sistema de gestão de RU. Os esforços de redução, reutilização, reciclagem (de materiais e orgânica) e incineração podem reduzir as quantidades de resíduos, mas permanecem sempre materiais residuais que necessitam de um destino final adequado.

- **Lixeira ou vazadouro não controlado** – modalidade de confinamento no solo, em que os resíduos são lançados de forma indiscriminada e não existe qualquer controlo posterior.
- **Vazadouro controlado** – modalidade indesejável de confinamento no solo, em que os resíduos são lançados de forma ordenada e cobertos com terra, o local possui vedação completa e pelo menos uma das duas condições de drenagem e impermeabilização é satisfeita, mas em contrapartida não é feita qualquer monitorização de impacte ambiental.
- **Aterro sanitário** – modalidade de confinamento no solo, em que: 1.º os resíduos são lançados ordenadamente e cobertos com terra ou material similar, 2.º existe controlo sistemático das águas lixiviantes e dos gases produzidos, bem como 3.º monitorização do impacte ambiental durante a operação e após o seu encerramento.
- **Confinamento técnico** – modalidade de confinamento caracterizada pela observância de critérios de admissão de resíduos, colocação dos mesmos em células próprias (alvéolos) e monitorização do impacte ambiental.
- **Armazenagem subterrânea** – instalação de confinamento numa cavidade geológica profunda.

Lobato Faria *et al.* (1997)

A deposição no solo é o método mais generalizado em Portugal, embora convenha distinguir entre lixeiras, vazadouros controlados e aterros sanitários. O critério normalmente considerado para a classificação como aterro sanitário (AS), inclui as seguintes condições técnicas:

- vedação total;
- cobertura diária dos resíduos;
- impermeabilização dos taludes e fundo;

- drenagem, recolha, tratamento e posterior rejeição das águas lixiviantes, cumprindo as normas de descarga legais;
- drenagem de biogás;
- plano de monitorização durante as fases de operação e pós-encerramento;
- plano de recuperação pós-encerramento.

Nesta perspectiva, e de acordo com Lobato Faria *et al.* (1997), não existia em 1994 (ano a que se reporta a situação de referência do PERSU), no Continente, nenhum sistema de deposição no solo que fosse possível classificar como AS. Deste modo, este critério foi flexibilizado ao nível de um ou dois parâmetros. Houve igualmente a necessidade de considerar uma nova modalidade de confinamento, o vazadouro controlado, cujas condições se situam entre a lixeira (ou vazadouro) e o aterro. As tabelas 7.1 e 7.2 ilustram a situação nacional em 1995 e 1996 e na tabela 7.3 apresenta-se a evolução do número de lixeiras encerradas e de aterros em funcionamento.

**Tabela 7.1** – Tratamento e destinos finais dos RU em 1995 (Lobato Faria *et al.*, 1997).

Tratamento/Destinos finais	Quantidade (10 <sup>6</sup> t/ano)	%
Vazadouro (lixreira)	1.924	60
Vazadouro controlado	0.513	16
Aterro controlado	0.471	15
Compostagem	0.299	9
<b>Total</b>	<b>3.207</b>	<b>100</b>

**Tabela 7.2** – Confinamento em Portugal Continental (n.º de unidades em Agosto de 1996) (Lobato Faria *et al.*, 1997).

Região	Aterros	Lixeiras controladas	Lixeiras	Totais
Norte	4	1	77	82
Centro	1	2	88	91
Lisboa e Vale do Tejo	1	2	35	38
Alentejo	6	4	79	89
Algarve	1	0	23	24
<b>Total</b>	<b>13</b>	<b>9</b>	<b>302</b>	<b>324</b>

**Tabela 7.3** – Evolução do número de novos aterros em funcionamento e de lixeiras encerradas (MA, 1998).

Ano	Aterros em funcionamento	Lixeiras encerradas
1996	13	–
1997	3 novos aterros	?
1998	16 novos aterros	50 (17% do total)
1999	9 novos aterros	150* (50% do total)
<b>Total</b>	<b>41</b>	<b>200 (66% do total)</b>

(\*) valor estimado para os finais de 1999.

A nível Comunitário foi aprovada a Directiva 1999/31/CE do Conselho, de 26 de Abril relativa à deposição de resíduos em aterros. Tem por objectivo estabelecer as medidas, os processos e as orientações que evitem ou reduzam, tanto quanto possível, os efeitos negativos sobre o ambiente, em especial a poluição das águas de superfície, das águas subterrâneas, do solo e da atmosfera, bem como os riscos desses efeitos para a saúde humana, resultantes da deposição de resíduos em aterros.

## 7.2 Aterro sanitário

### 7.2.1 Aspectos gerais

O AS é uma obra de engenharia, seleccionada, desenhada e gerida por forma a atingir os seguintes objectivos:

- redução, a níveis mínimos, dos incómodos e dos riscos para a saúde pública (trabalhadores e população residente na zona envolvente), provocados por cheiros, fogos, tráfego, ruído, vectores de doença, estética, entre outros factores;
- minimização dos problemas de poluição (da água, do ar, do solo e da paisagem);
- utilização completa do terreno disponível, através duma boa compactação e cobertura;
- gestão do empreendimento orientada para a futura utilização do local;
- redução dos níveis de percepção de risco.

Na Tabela 7.4 listam-se algumas das vantagens e desvantagens associadas à deposição de RU em aterro sanitário.

**Tabela 7.4 – Vantagens e desvantagens dos aterros sanitários.**

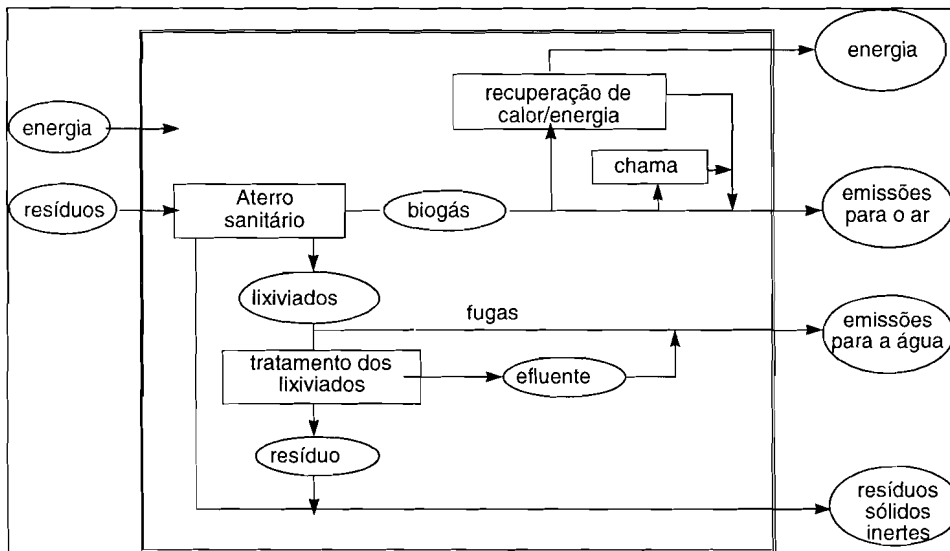
Vantagens	Desvantagens/Problemas
<ul style="list-style-type: none"><li>– possível via para a recuperação de áreas degradadas (e. g. pedreiras);</li><li>– processo de mais baixo custo (situação que se poderá inverter a curto prazo face às novas exigências legislativas e à possibilidade de implementação de taxas de deposição em aterro);</li><li>– flexibilidade de operação;</li><li>– não requer um número elevado de pessoal especializado.</li></ul>	<ul style="list-style-type: none"><li>– longa imobilização dos terrenos;</li><li>– necessidade de grandes áreas;</li><li>– necessidade de material de cobertura;</li><li>– pode inibir as políticas de redução;</li><li>– dependência das condições climáticas;</li><li>– problemas de localização;</li><li>– oposição pública (síndrome NIMBY).</li></ul>

O confinamento dos RU em AS tem sido considerado o método de deposição mais simples e económico, sendo o método mais utilizado na maior parte dos países. Contudo, esta posição está a inverter-se devido ao aumento dos preços dos terrenos, à existência de normas regulamentares e técnicas cada vez mais restritivas, e à oposição pública à localização destas infraestruturas, sendo, desta forma, cada vez mais difícil encontrar áreas apropriadas para a sua localização.

Além disso, e de acordo com o artigo 10.º da Directiva do Conselho relativa à deposição de resíduos em aterros (JOL/82 de 16.7.1999), os Estados-membros deverão garantir que o preço mínimo a cobrar, por todos os operadores de aterros pela deposição de qualquer tipo de resíduos, cubra, pelo menos, todos os custos decorrentes da instalação e exploração do aterro, incluindo, na medida do possível, o custo de garantia financeira e as despesas de encerramento e manutenção após encerramento do aterro durante um período de, pelo menos, 30 anos.

O conceito de AS como método de deposição final dos RU está também a alterar-se. Um AS não é um local onde os materiais são depositados e do qual nunca mais saem. O AS pode ser considerado um processo de tratamento de RU. Os RU e a energia necessária ao desenvolvimento do processo constituem as entradas de um AS. O processo em si envolve a decomposição de parte dos resíduos orgânicos. As saídas do processo são os resíduos finais estabilizados, os gases (biogás) e os produtos aquosos (águas lixiviantes) resultantes da decomposição (figura 7.1). Como em qualquer outro processo, a eficiência, a quantidade e qualidade dos produtos finais depen-

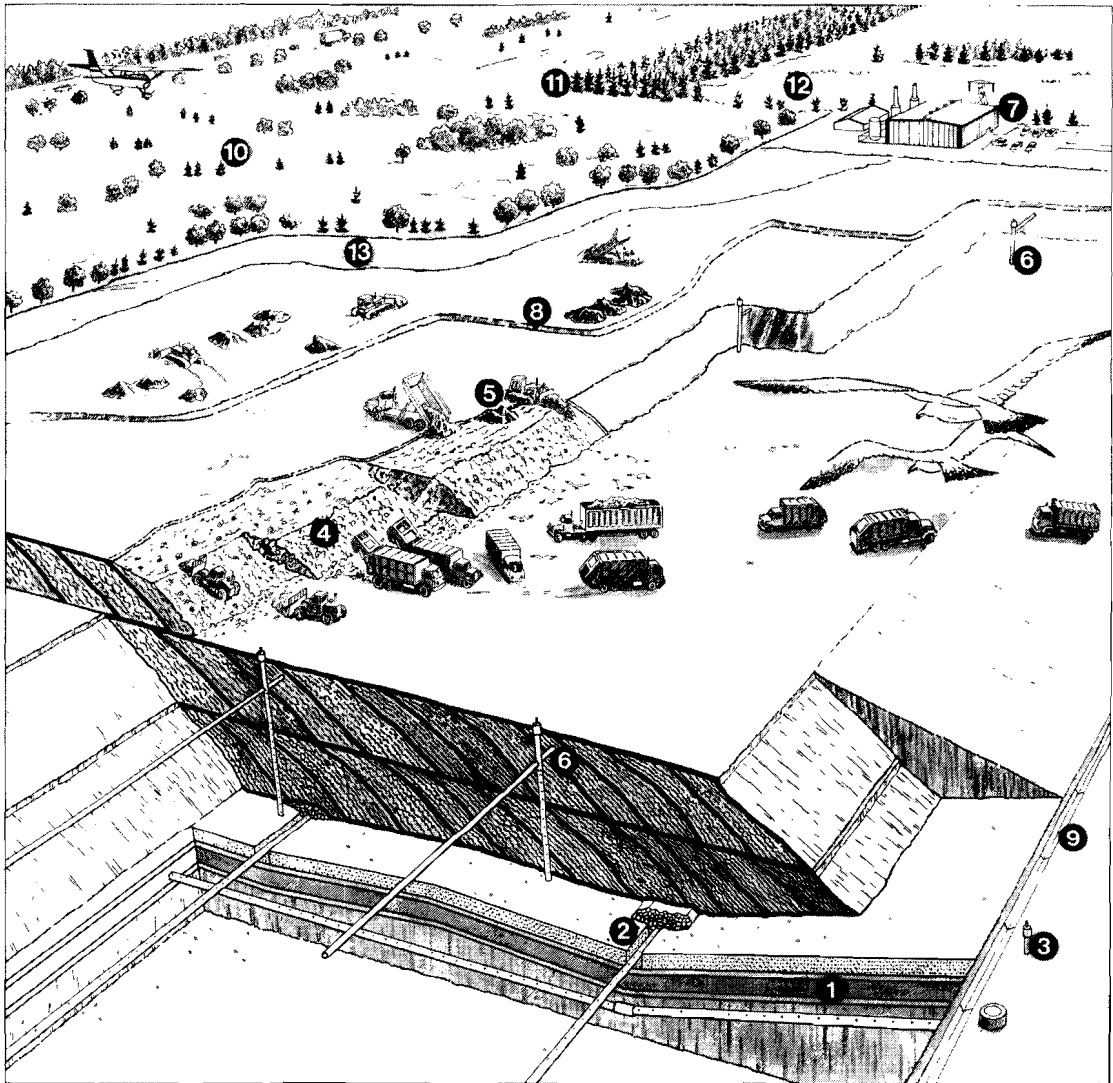
dem das entradas, e da forma como o processo decorre e é controlado (White *et al.*, 1995).



**Figura 7.1** – Entradas e saídas num aterro sanitário (White *et al.*, 1995).

O AS também pode ser considerado um processo de valorização se o biogás for recolhido e aproveitado para fins energéticos (produção de calor ou energia) e/ou quando contribui para a recuperação de áreas degradadas (e. g. antigas pedreiras ou explorações mineiras). Contudo, estas não são as situações mais comuns. Na maioria dos países estas oportunidades não são aproveitadas e os AS são localizados em solos úteis para outros fins.

Na figura 7.2 apresenta-se a anatomia de um AS, onde se encontram representados os vários elementos e fases de operação, selagem e pós-encerramento.



**Figura 7.2** – Anatomia de um aterro sanitário: 1. sistema de impermeabilização; 2. sistema de recolha de lixiviados; 3. monitorização das águas subterrâneas; 4. descarga de resíduos; 5. cobertura diária; 6. sistema de recolha de biogás; 7. unidade de conversão do biogás em electricidade; 8. cobertura final; 9. valetas para recolha de águas pluviais; 13. utilizações finais que podem ser implementadas após o encerramento do AS (10. campo de golfe, 11. aeroporto, 12. refúgio de vida selvagem) (Rathje, 1991).

### 7.2.2 Tipos e classificação de aterros sanitários

Os AS podem-se classificar de acordo com os seguintes critérios: dimensão; características dos resíduos a depositar; topografia do aterro e tecnologia física da exploração.

### *a. Dimensão do aterro*

Em relação a este critério, Lobato Faria (1997) define como grandes aterros, aqueles que são previstos, durante a sua vida útil, para um confinamento total superior a 25 000t.

### *b. Características dos resíduos a depositar em aterro*

De acordo com artigo 4.º da Directiva do Conselho relativa à deposição de resíduos em aterros, cada aterro deverá ser classificado numa das seguintes classes, em função do tipo de resíduos admitidos:

- aterro para resíduos perigosos;
- aterro para resíduos não perigosos;
- aterro para resíduos inertes.

Ainda em relação ao tipo de resíduos admitidos, os AS podem classificar-se em: i. aterros de co-deposição – deposição de dois ou mais tipos de resíduos no mesmo aterro (e. g. RU e resíduos industriais não perigosos ou cinzas ou lamas); ii. mono-aterros – recebem só um tipo de resíduos relativamente homogéneo (e. g. cinzas das incineradoras ou lamas das Estações de Tratamento de Águas Residuais).

De acordo com o que se encontra previsto no artigo 5.º da Directiva do Conselho, referida anteriormente, os Estados-membros deverão definir uma estratégia nacional para a redução dos RU biodegradáveis destinados a aterro.

### *c. Topografia do aterro*

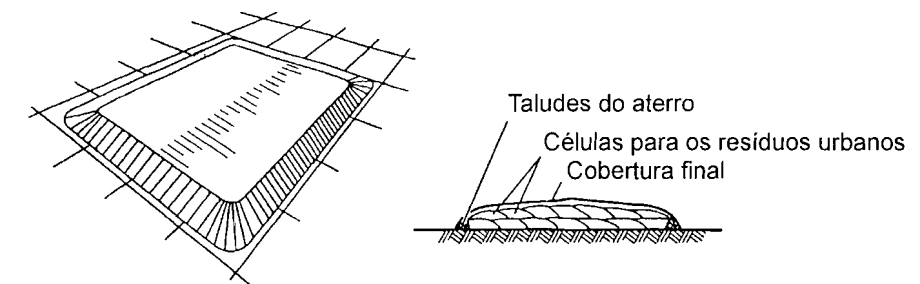
Conforme a topografia do confinamento, em altimetria e planimetria, podem-se classificar os AS nos seguintes tipos:

- aterro em superfície;
- aterro em trincheira;
- aterro em depressão.

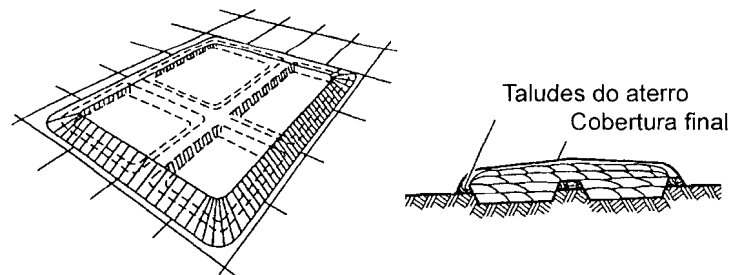
Num **aterro em superfície** (ou em extensão), a operação inicia-se com a construção de um talude (com uma inclinação de 1:3) de encontro ao qual serão colocadas as primeiras camadas de resíduos, que se prolongam em seguida ao longo duma faixa, cujo comprimento é calculado de modo a que

no final do dia se atinja a altura desejada (cerca de 1.5 a 2m) e se complete uma célula para que possa ser coberta (figura 7.3a).

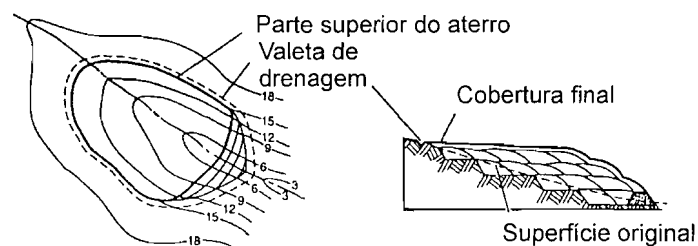
Este tipo de AS é aconselhável quando o lençol freático está muito à superfície ou outros factores geológicos impedem a escavação de trincheiras, quando é desejável uma grande face de trabalho ou quando a utilização final do aterro sugere a técnica de operação em superfície. As principais desvantagens deste tipo de aterro dizem respeito aos problemas de dispersão dos resíduos leves pelo vento e à necessidade de transporte do material de cobertura.



(a)



(b)



(c)

**Figura 7.3** – Tipos de aterros: a. aterro em superfície; b. aterro em trincheira; c. aterro em depressão (Tchobanoglous *et al.*, 1993).

---

O **aterro em trincheira** é normalmente realizado em áreas planas ou em declives suaves onde o nível freático é suficientemente profundo para serem possíveis escavações (figura 7.3b). O solo retirado durante as escavações é empilhado ao longo da berma da trincheira, ficando disponível para as operações de cobertura diária dos resíduos e cobertura final, ao mesmo tempo, permite a protecção dos ventos e das águas de escorrência superficiais.

As principais vantagens deste tipo de AS dizem respeito à menor dispersão de resíduos leves pelo vento e ao facto de não haver necessidade de alterar significativamente o nível do terreno. Como principais desvantagens destacam-se a limitação da área de trabalho (podendo causar problemas se a afluência de resíduos for muito grande) e a diminuição da área de aterro disponível devido à necessidade de paredes de suporte entre as trincheiras.

O **aterro em depressão** pode ser construído em depressões naturais (e. g. vales, ravinas) ou artificiais (e. g. antigas pedreiras, explorações mineiras, barreiros) (figura 7.3c). As técnicas de deposição e compactação dos resíduos em depressões variam com a geometria do local, as características do material de cobertura disponível, a hidrogeologia e geologia do sítio, as medidas de controlo de gases e lixiviados a serem utilizadas e as condições de acesso ao local (Tchobanoglous *et al.*, 1993). As principais vantagens associadas a este tipo de AS dizem respeito aos menores custos de escavação e movimentação de terras e à possibilidade de reabilitação de antigas pedreiras. Os principais problemas relacionam-se com a disponibilidade de material de cobertura, o que muitas vezes obriga ao seu transporte de outros locais.

#### **d. Tecnologia física da exploração**

De acordo com este critério, podem-se distinguir entre: aterros convencionais, aterros com triagem a montante e aterros com enfardamento ou compactação prévia de resíduos. Os métodos de operação são basicamente semelhantes, à excepção do tipo de processamento realizado aos resíduos antes da sua deposição em AS.

No caso dos AS com enfardamento ou compactação prévia, introduz-se um sistema de enfardamento de resíduos a montante da descarga, na estação de transferência ou no próprio AS. Este sistema permite que os resíduos depositados a granel sejam compactados em fardos (em regra com 1,10 x 1,10 x 2,0m e com uma compactação de 1:5 a 1:7), promovendo uma densidade da ordem de 1.0 a 1.2t/m<sup>3</sup> (consoante a densidade dos RU) e um peso por fardo de cerca de 2 500kg (Cabeças, 1996).

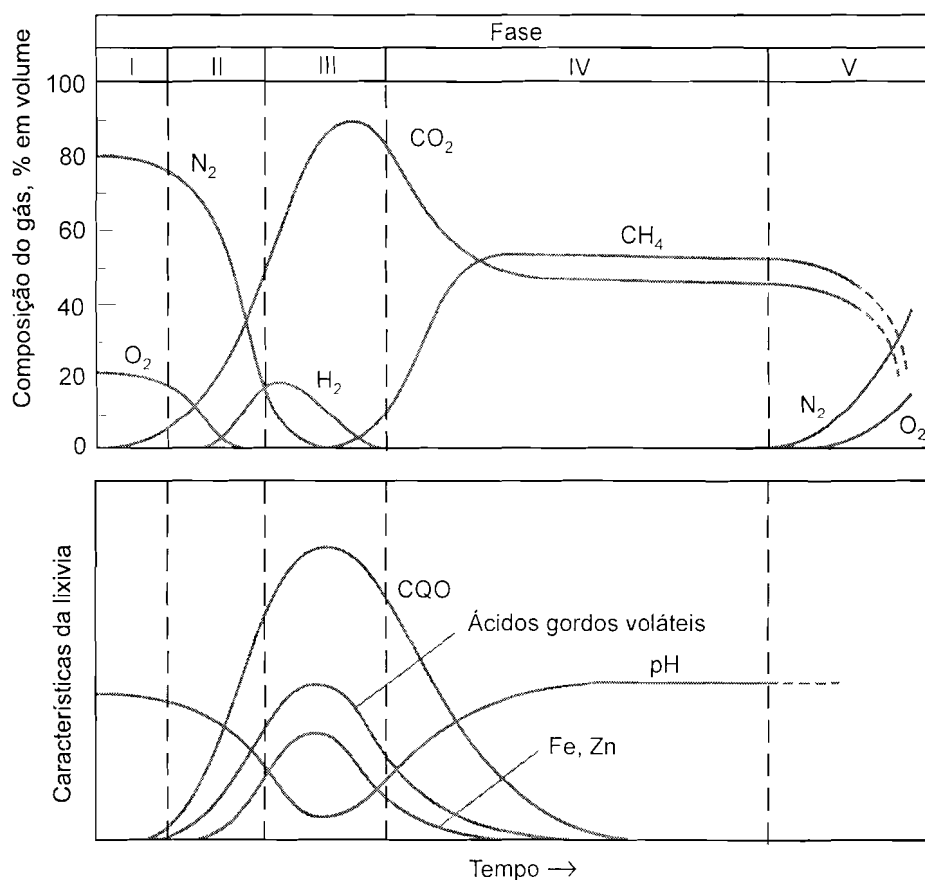
---

Este sistema de enfardamento permite (Cabeças, 1996):

- a) menor volume ocupado pelos resíduos em aterro (cerca de 48% do volume ocupado num aterro convencional);
- b) menor volume de terras de cobertura (cerca de 25% do respectivo volume num aterro convencional);
- c) dispensa o equipamento mais pesado do aterro, nomeadamente o compactador;
- d) requer menos mão-de-obra e menos consumo de combustível no aterro;
- e) reduz significativamente os lixiviados do aterro;
- f) anula o arrastamento pelo vento de plásticos e papéis e reduz os odores na envolvente da zona de trabalho.

### 7.3 Reacções e processos básicos

Os resíduos orgânicos nos AS decompõem-se por processos aeróbios e anaeróbios. Tal como nos sistemas de digestão anaeróbia, os AS passam por uma fase inicial aeróbia, de duração relativamente curta. Posteriormente, a conversão e estabilização dos resíduos progride sequencialmente de tal forma que as alterações que se verificam ao longo do tempo são reflectidas na qualidade das águas lixiviantes e do gás produzido (Bicudo, 1996). Estas alterações podem ser classificadas em 5 fases de estabilização distintas, representadas esquematicamente na figura 7.5 e descritas posteriormente.



**Figura 7.5** – Diferentes fases de estabilização de um aterro sanitário (Tchobanoglous *et al.*, 1993).

### *Fases de estabilização de um AS*

**Fase I – Decomposição aeróbia.** Fase de curta duração, que se desenvolve imediatamente após a deposição dos resíduos no aterro. O oxigénio dissolvido na massa de resíduos é consumido pelas bactérias aeróbias. Os materiais orgânicos, facilmente degradáveis (resíduos vegetais e de alimentos) decompõem-se rapidamente com produção de dióxido de carbono ( $\text{CO}_2$ ), água, nitratos e outros produtos. Esta fase caracteriza-se:

- pelo aumento da concentração de  $\text{CO}_2$ , proveniente da respiração aeróbia dos microrganismos;
- pelo aumento da temperatura dos resíduos, devido às reacções exotérmicas das bactérias aeróbias;
- pelo decréscimo do pH.

**Fase II – Decomposição acetogénica** (ou fermentação ácida). Primeira fase anaeróbia intermédia, desenvolve-se imediatamente após a fase aeróbia. A actividade das bactérias fermentadoras e acetogénicas resulta na formação de ácidos gordos

voláteis (AGV),  $\text{CO}_2$  e algum hidrogénio ( $\text{H}_2$ ). As águas lixiviantes, de natureza ácida, poderão conter, nesta fase, elevadas concentrações de ácidos gordos, cálcio, ferro, metais pesados e azoto amoniacal. A presença de azoto amoniacal é resultante de processos de hidrólise e de fermentação de compostos proteicos. O conteúdo de azoto nos gases produzidos é reduzido devido à produção de  $\text{CO}_2$  e  $\text{H}_2$ . O elevado teor de sulfatos inicialmente presente nas águas lixiviantes tende a diminuir com o decréscimo do potencial redox. Os sulfatos formados combinam-se com o ferro, o manganês e os metais pesados (que se encontram inicialmente dissolvidos no meio), resultando a precipitação de compostos menos solúveis. O pH dos lixiviados decresce, devido à presença de ácidos gordos e ao efeito da concentração elevada de  $\text{CO}_2$ .

**Fase III – Decomposição metanogénica intermédia.** Segunda fase anaeróbia intermédia, inicia-se com o desenvolvimento lento de bactérias metanogénicas. A concentração de metano ( $\text{CH}_4$ ) no gás produzido começa a aumentar enquanto as concentrações de  $\text{H}_2$ ,  $\text{CO}_2$  e ácidos gordos vão diminuindo. A concentração de sulfatos nas águas lixiviantes também diminui. A conversão dos ácidos gordos induz o aumento do pH e da alcalinidade o que, por sua vez, resulta na diminuição da solubilidade de elementos tais como o cálcio, o ferro, o manganês e os metais pesados. Os metais pesados são precipitados como sulfuretos. O azoto amoniacal continua a ser libertado para o meio e não é convertido em outros elementos.

**Fase IV – Decomposição metanogénica estável.** Fase metanogénica que se caracteriza por uma produção relativamente estável de  $\text{CH}_4$ . Os gases produzidos apresentam um teor de  $\text{CH}_4$  entre 50 a 65% do total, em volume. Consequentemente, as concentrações de ácidos gordos e de  $\text{H}_2$  mantêm-se reduzidas. Nesta fase a temperatura aproxima-se da temperatura ambiente, o pH estabiliza para valores entre 7.0 e 7.2 e o potencial redox varia em torno de -300 a -600mV. As concentrações de CQO (carência química de oxigénio) e CBO<sub>5</sub> (carência bioquímica de oxigénio) nos lixiviados reduzem-se. Esta fase pode durar, em zonas de clima temperado, pelo menos 15 a 20 anos.

**Fase V – Fase de maturação.** Fase na qual somente a matéria orgânica de difícil degradação permanece nos resíduos aterrados. A produção de  $\text{CH}_4$  diminui consideravelmente, dando lugar ao aparecimento de azoto nos gases produzidos devido, essencialmente, à difusão a partir da atmosfera. Durante esta fase os lixiviados podem conter ácidos húmicos e fúlvicos.

Christensen e Kjeldsen (1989); Tchobanoglous *et al.* (1993); Bicudo (1996)

A decomposição completa dos resíduos em AS pode durar muitos anos, incluindo os resíduos mais facilmente biodegradáveis, devido às condições prevaletentes (e. g. pouca humidade, taxas de compactação muito elevadas). Rathje (1991) refere a presença de produtos considerados facilmente biodegradáveis (e. g. pão, jornais, couves), em condições de perfeita conservação após estarem depositados em aterro 20 a 30 anos. Em alguns aterros as emissões gasosas têm sido observadas 75 anos após o seu encerramento.

## 7.4 Composição e produção de biogás

O biogás, por vezes denominado LFG (abreviatura da terminologia inglesa – LandFill Gas), compõe-se principalmente por metano ( $\text{CH}_4$ ) (50 a 60%) e dióxido de carbono ( $\text{CO}_2$ ) (30 a 40%). Estes dois gases constituem cerca de 90% do gás libertado num AS. O  $\text{CH}_4$  é o mais perigoso devido à sua natureza explosiva, quando a concentração atinge entre 5 a 15%. Recentemente, as emissões de  $\text{CO}_2$  e  $\text{CH}_4$  têm recebido maior atenção devido ao facto de serem ambos gases que induzem o efeito de estufa. O  $\text{CH}_4$  tem sido referido como o gás responsável por cerca de 20% do aquecimento global (Lashof e Ahuja, 1990) e os AS estão no grupo das maiores fontes produtoras de  $\text{CH}_4$ .

A formação e quantidade de biogás podem ser influenciadas por diversos factores, nomeadamente, a composição dos RU, o teor em humidade, a temperatura, o pH, as condições climáticas, a permeabilidade do material de cobertura, o método de operação, o grau de compactação, a idade do AS, entre outros.

Para além do  $\text{CH}_4$  e do  $\text{CO}_2$ , o biogás é constituído por outros gases, nomeadamente, monóxido de carbono (CO), ácido sulfídrico ( $\text{SH}_2$ ), azoto ( $\text{N}_2$ ), hidrogénio ( $\text{H}_2$ ), amónia ( $\text{NH}_3$ ) e por um número de substâncias vestigiais que normalmente representam menos de 0.1% do gás total presente. Mais de 100 compostos orgânicos voláteis (COV) diferentes têm sido identificados nas componentes vestigiais, muitos dos quais são tóxicos ou cancerígenos. Na tabela 7.5 apresenta-se a composição do biogás de um AS e as respectivas variações de concentração.

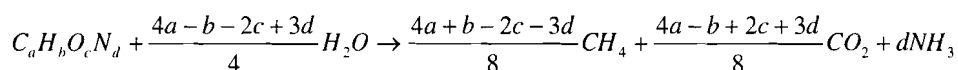
**Tabela 7.5** – Constituintes típicos do gás de um aterro (Tchobanoglous *et al.*, 1993).

Componentes	Percentagem (em volume seco)	Peso molecular*	Densidade* (g/l)
metano ( $\text{CH}_4$ )	45-60	16	0.7167
dióxido de carbono ( $\text{CO}_2$ )	40-60	44	1.9768
azoto ( $\text{N}_2$ )	2-5	28	1.2507
oxigénio ( $\text{O}_2$ )	0.1-1.0	32	1.4289
sulfitos, bissulfitos, mercaptanos, etc.	0-1.0		
amónia ( $\text{NH}_3$ )	0.1-1.0	17	0.7708
hidrogénio ( $\text{H}_2$ )	0-0.2	2	0.0898
monóxido de carbono (CO)	0-0.2	28	1.2501
constituintes vestigiais	0.01-0.6		
água	saturado		
poder calorífico superior	15-20 MJ/m <sup>3</sup>		

(\*) em condições *standard* (0°C, 1 atmosfera).

A quantidade de biogás produzido por tonelada de resíduos depositados em AS tem sido estimada por três métodos diferentes: por cálculos teóricos, que utilizam a quantidade de carbono orgânico presente nos resíduos; por meio de estudos à escala laboratorial; por medição de taxas de produção de biogás em AS reais (White *et al.*, 1995).

O volume total de gases libertados durante a decomposição anaeróbia pode ser estimado de acordo com a seguinte equação, assumindo a completa conversão dos resíduos orgânicos biodegradáveis (Tchobanoglous *et al.*, 1993):



Uma fórmula para o material biodegradável seco dos RU pode ser calculada a partir da análise elementar dos constituintes representativos (papel, resíduos de jardim, entre outros) e da quantidade relativa de cada um na matéria biodegradável seca. Em caixa apresenta-se um exemplo (exemplo 7.1) de determinação da produção de biogás utilizando a equação da decomposição anaeróbia da matéria orgânica.

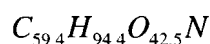
**Exemplo 7.1 – Problema relativo à produção de biogás** (adaptado de Rhyner *et al.*, 1995, pp. 323). Calcule o volume de metano produzido pela decomposição dos RU com as características indicadas na tabela.

	Composição (%)	Humidade (%)	Sólidos (peso seco, g)*
<b>Materiais inertes</b>			
vidro	6.7	2	66
metais ferrosos	6.3	3	61
metais não ferrosos	2.0	2	20
plásticos	8.3	2	81
borracha e cabedal	2.4	2	24
outros	3.0	8	28
<b>Materiais biodegradáveis (MB)</b>			
papel	37.5	6	353
resíduos de jardim	17.9	60	72
resíduos de comida	6.7	70	20
madeira	6.3	20	50
têxteis	2.9	10	26

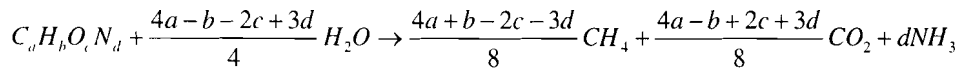
(\*) peso seco de sólidos presentes em 1kg de RU.

### Resolução:

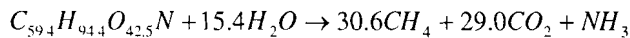
A quantidade total de material biodegradável (MB) seco em 1kg de RU é determinada adicionando os valores da última coluna relativos ao papel, resíduos de jardim, resíduos de comida, madeira e têxteis. O resultado é de 521g de MB seco. Uma fórmula prática para a MB seca pode ser calculada pelos dados da análise elementar representativos de tipos de papel, resíduos de jardim, etc. Adoptando-se para este exercício a seguinte:



Assumindo que ocorre a decomposição completa nos processos anaeróbios e recorrendo à equação da decomposição anaeróbia da matéria orgânica:



Substituindo a = 59.5, b = 94.4, c = 42.5 e d = 1, então:



Com 521g de MB seca, o volume de metano produzido é calculado primeiro calculando o número de moles de metano produzido e em seguida convertendo as moles de gás a volume, considerando que o gás ocupa um volume de 22.4 l, em condições STP (*standard* de temperatura e pressão).

Elemento	peso atómico		n.º de moles
C	12	x 59.5 =	714
H	1	x 94.4 =	94.4
O	16	x 42.5 =	680
N	14	x 1 =	14
Total			1502.4

Volume de CH<sub>4</sub> =

$$521 \text{ g MB} \times \frac{1 \text{ mole MB}}{1502 \text{ g MB}} \times \frac{30.6 \text{ moles CH}_4}{1 \text{ mole MB}} \times \frac{22.4 \text{ l CH}_4}{1 \text{ mole MB}} = 2381 = 0.238 \text{ m}^3$$

O valor obtido no exemplo apresentado, é um valor óptimo pois assume que todo o material biodegradável se decompõe. Em AS reais, nem todo o material biodegradável tem a humidade suficiente para a actividade microbiana, as taxas de decomposição das várias componentes do material biodegradável são diferentes e algumas componentes facilmente biodegradáveis não estão acessíveis (e. g. resíduos orgânicos dentro de sacos de plástico).

A produção de gás depende do conteúdo orgânico dos RU, da temperatura, da humidade, do pH, da idade do aterro, das condições operacionais e das medidas de controlo do gás (utilização de sistemas passivos ou activos). A produção de metano tipicamente começa após alguns meses até um ou dois anos após terminar a deposição dos RU. A formação de biogás não é constante ao longo do tempo, depende das quantidades de RU que vão sendo depositadas e das fases de degradação que ocorrem.

Para estimar a concentração de biogás formada ao longo do tempo, vários modelos matemáticos podem ser utilizados. A técnica de modelação mais disseminada é a utilização de um modelo de primeira ordem, no qual a

degradação do material orgânico, para uma quantidade específica de resíduo, pode ser calculada de forma aproximada (CCE, 1998).

Em condições *standard* de temperatura e pressão (STP), o volume teórico de metano produzido num AS de RU é da ordem de 0.23m<sup>3</sup>/kg de resíduos orgânicos. O volume real produzido é cerca de 1/4 deste valor. As diferenças entre os valores teóricos, obtidos em laboratório, e os valores obtidos em medições de campo devem-se aos seguintes factores (Bilitewski *et al.*, 1994):

- durante a decomposição aeróbia ocorrem perdas que não conduzem a gás utilizável;
- o carbono é transportado para fora do aterro via migração pelas águas lixiviantes;
- há uma conversão incompleta dos constituintes orgânicos no gás do aterro.

A estes factores acrescenta-se, ainda, a eficiência do sistema de recolha do biogás. Estimativas da eficiência de recolha variam consideravelmente (os valores referidos na bibliografia variam entre os 20 a 90%), e dependem do tamanho, da forma e do projecto de engenharia do AS. White *et al.* (1995) consideram como valor realista para RU depositados em AS uma eficiência de 40 % (ou seja, 60% do gás liberta-se para a atmosfera e só 40% é recuperado) e uma produção de 0.25m<sup>3</sup>/kg de resíduo biodegradável (incluí as componentes fermentáveis, papel e têxtil, ou seja, cerca de 60% do total dos RU), ou 0.15m<sup>3</sup>/kg de RU recebido (em peso húmido).

## 7.5 Composição e produção de lixiviados

Os principais factores que condicionam a produção de águas lixiviantes num AS são (Bicudo, 1996):

- disponibilidade de água: precipitação, presença de águas superficiais, eventual recirculação de águas lixiviantes;
- características da cobertura: tipo de solo e vegetação, presença de material impermeável, inclinação do terreno e outras características topográficas;
- características dos resíduos depositados: densidade, teor em humidade, compactação;
- método de impermeabilização: natural ou artificial, características do solo.

---

A percolação da água através do AS dá-se, basicamente, pela cobertura superficial e pela massa de resíduos. Quando relacionada com a massa de resíduos, factores como a humidade e a capacidade de campo assumem uma importância fundamental e irão influenciar directamente a qualidade e o tempo de aparecimento das águas lixiviantes. A água percolada através dos resíduos é absorvida pelos mesmos até que o limite da capacidade de absorção seja atingido (Bicudo, 1996).

Assim, a retenção ou armazenamento de água na massa de resíduos é controlada principalmente através de dois mecanismos (Blakey, 1992):

- absorção física da água nessa massa através de capilaridade (depende da densidade dos resíduos, caminhos preferenciais que se estabelecem e intensidade da precipitação);
- absorção aparente da água em vazios na massa de resíduos, resultando áreas de saturação localizadas.

Os mecanismos directamente relacionados com a transferência de massa dos resíduos depositados no AS para as águas lixiviantes podem ser divididos em três categorias (Andreatolla e Cannas, 1992):

- hidrólise dos resíduos e degradação biológica;
- solubilização de sais contidos nos resíduos;
- transporte de material particulado.

O cálculo da quantidade de água lixivante é feito com base num balanço hídrico simplificado do tipo (figura 7.6):

$$L = P + R_{on} + U - ET - R_{off}$$

sendo:

L = água lixivante

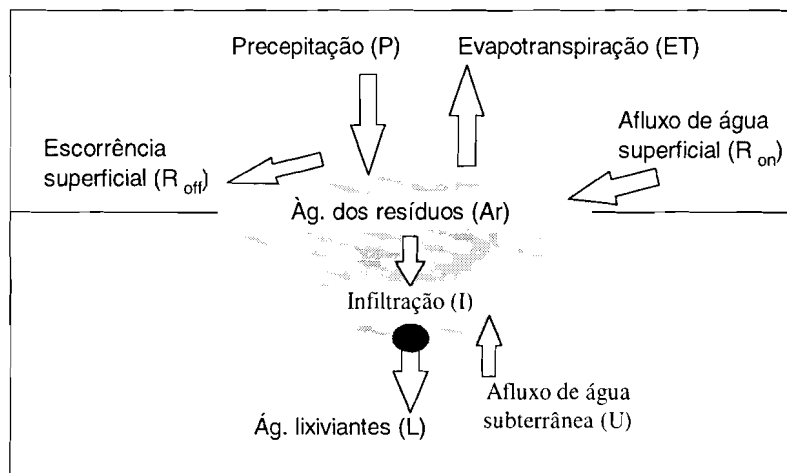
P = precipitação acumulada (mm)

$R_{on}$  = afluxo de água superficial (mm)

U = afluxo de água subterrânea (mm)

$R_{off}$  = escorrência superficial (mm)

ET = evapotranspiração média (mm).



**Figura 7.6 – Balanço hídrico num AS.**

Alguns autores assumem que a humidade dos resíduos não se altera e, por conseguinte, não incluem este termo no balanço hídrico. Somente quando a água infiltrada excede o limite da capacidade de absorção dos RU, da ordem de 20 a 35% em volume, é que consideram que há movimento de água através dos resíduos (Fenn *et al.*, 1975).

Num AS bem projectado, a escorrência superficial e o afluxo de águas subterrâneas, são, em princípio, evitados ou controlados pela construção de valas de drenagem, tipo de cobertura do solo (inclinação de  $\pm 2\%$ ) e pela impermeabilização do fundo e taludes. Desta forma, as componentes mais importantes do balanço hídrico devem ser:

$$L = P - ET - R_{off}$$

O escoamento superficial é calculado através da relação:

$$R_{off} = C \times P$$

sendo C o coeficiente de escoamento superficial.

Assim, para estimar a quantidade de águas lixivantes é importante o conhecimento dos valores das precipitações médias anuais, da evapotranspiração potencial e do coeficiente de escoamento superficial.

Para efeitos de projecto podem-se admitir os seguintes dados práticos:

- Evapotranspiração,  $EVT/P = 1/4$  (tabelas e equações de Thornwaite e Mather, 1957);
- Coeficiente de escoamento superficial = 0.2 (Fenn *et al.*, 1975);

- Quantidade de águas lixiviantes (AS de RU) = 5m<sup>3</sup>/ha.dia (Ferreira e Cunha, 1992);
- Quantidade de lixiviados = 30% da precipitação (White *et al.*, 1995).

Os AS passam, de uma maneira geral, por uma série de fases mais ou menos previsíveis e cujo significado e duração são largamente determinados pelas condições climáticas, variáveis operacionais, opções de gestão e outros factores de controlo. Estas fases podem ser acompanhadas e caracterizadas, nomeadamente através da análise da evolução da composição das águas lixiviantes produzidas (Bicudo, 1996).

A composição química das águas lixiviantes varia em função da idade do aterro e das fases de decomposição dos resíduos. Na tabela 7.6 apresenta-se a composição típica das águas lixiviantes de AS jovens e de AS maduros.

A biodegradabilidade dos lixiviados altera-se com o tempo. O valor da razão CBO<sub>5</sub>/CQO dá uma noção da biodegradabilidade das águas lixiviantes. Em lixiviados jovens os valores típicos para a razão CBO<sub>5</sub>/CQO são de 0.5 ou superiores, valores entre 0.4 e 0.6, indicam que a matéria orgânica no lixiviado é relativamente biodegradável. Em aterros maduros (lixiviados mais velhos) os valores desta razão variam entre 0.05 e 0.2 (Tchobanoglous *et al.*, 1993).

**Tabela 7.6** – Composição típica das águas lixiviantes (Tchobanoglous *et al.*, 1993).

Componente	valor (mg/l)*		
	Aterros jovens (< 2 anos)		Aterros maduros
	extremos	típico	(> 10 anos)
CBO <sub>5</sub>	2 000-30 000	10 000	100-200
COT	1 500-20 000	6 000	80-160
CQO	3 000-60 000	18 000	100-500
Sólidos totais suspensos	200-2 000	500	100-400
Azoto orgânico	10-800	200	80-120
Azoto amoniacal	10-800	200	20-40
Nitratos	5-40	25	5-10
Fósforo total	5-100	30	5-10
Ortofosfatos	4-80	20	4-8
Alcalinidade em CaCO <sub>3</sub>	1 000-10 000	3 000	200-1 000
pH	4.5-7.5	6	6.6-7.5
Dureza total em CaCO <sub>3</sub>	300-10 000	3 500	200-500
Cálcio	200-3 000	1 000	100-400
Magnésio	50-1 500	250	50-200
Potássio	200-1 000	300	50-400
Sódio	200-2 500	500	100-200
Cloretos	200-3 000	500	100-400
Sulfatos	50-1 000	300	20-50
Ferro total	50-1 200	60	20-200

(\*) excepto pH.

## 7.6 Planeamento de um aterro sanitário

Para que um AS funcione da melhor forma (e não se transforme numa lixeira) é necessário um planeamento criterioso de todas as fases envolvidas, desde a concepção do projecto até à fase final de reconversão após encerramento.

De acordo com Cabeças (1996), a metodologia a adoptar para garantir o bom funcionamento de um AS deve obedecer a um conjunto de acções que permitam atingir seis objectivos fundamentais:

---

<p><b>1.º</b> Seleccionar a melhor localização, tendo em conta:</p> <ul style="list-style-type: none"><li>– a dimensão da região e o universo populacional a servir;</li><li>– os dados de base e perspectivas de evolução;</li><li>– a aptidão dos terrenos disponíveis e possíveis de utilizar;</li><li>– o estudo de impacte ambiental.</li></ul>	<p><b>2.º</b> Flexibilizar a obra, tendo em atenção:</p> <ul style="list-style-type: none"><li>– a evolução das quantidades de resíduos;</li><li>– a composição física dos resíduos;</li><li>– a viabilidade de recuperação de sub-productos.</li></ul>
<p><b>3.º</b> Minimizar e eliminar riscos ambientais em relação:</p> <ul style="list-style-type: none"><li>– à água;</li><li>– ao solo;</li><li>– ao ar;</li><li>– à flora e fauna.</li></ul>	<p><b>4.º</b> Adequar a gestão e funcionamento da obra relativamente:</p> <ul style="list-style-type: none"><li>– às características e quantidades de resíduos;</li><li>– à modelação a imprimir;</li><li>– à futura utilização do local;</li><li>– ao aproveitamento energético e/ou calórico;</li><li>– à integração paisagística.</li></ul>
<p><b>5.º</b> Garantir a segurança da obra, em termos:</p> <ul style="list-style-type: none"><li>– de saúde pública;</li><li>– de estabilidade e inserção no meio envolvente;</li><li>– dos agentes exógenos;</li><li>– da composição física e química dos resíduos.</li></ul>	<p><b>6.º</b> Desenvolver programas de sensibilização e formação junto:</p> <ul style="list-style-type: none"><li>– da população em geral e escolar;</li><li>– dos funcionários do AS;</li><li>– fazer intervir as comissões de acompanhamento da população.</li></ul>

---

Para a concretização destes objectivos a metodologia a desenvolver passa necessariamente por quatro etapas de actuação:

1.ª Etapa – Fase de estudos

2.ª Etapa – Fase de construção

3.<sup>a</sup> Etapa – Fase de exploração

4.<sup>a</sup> Etapa – Fase de encerramento e pós-encerramento.

Etapas que serão descritas com algum pormenor.

### 7.6.1 *Fase de estudos*

A implementação de um AS deve ser precedida por diversos estudos e projectos técnicos que vão desde levantamentos básicos (dados populacionais, produção *per capita*, tipo e composição dos RU, dados pluviométricos, regime de temperaturas, hidrogeologia, geologia e litologia, paisagem, ordenamento local, flora e fauna, ruído, poluição do ar, vias de circulação, entre outros), estudo e selecção de possíveis locais, projecto de execução e análise de incidências ambientais do local seleccionado e programas de sensibilização, formação e informação da população. Quando necessário deve igualmente ser realizado um estudo de impacte ambiental (EIA).

#### ***a. Selecção de locais para a instalação de aterros sanitários***

Nenhuma discussão relacionada com a localização de aterros deve ignorar o problema da viabilidade e da correspondente aceitação pública. Na selecção de locais para AS são importantes as preocupações dos residentes acerca do tráfego, ruído, odores, resíduos espalhados por acção do vento (com efeitos sobre o valor das propriedades) e poluição das águas, do solo e do ar.

De acordo com o Anexo I da Directiva relativa à deposição de resíduos em aterro, a localização do mesmo deverá obedecer a requisitos como:

- a) distâncias mínimas do perímetro do local em relação a áreas residenciais ou recreativas, cursos de água, massas de água e zonas agrícolas e urbanas;
- b) existência de zonas de protecção de águas subterrâneas ou costeiras ou de áreas protegidas;
- c) condições geológicas e hidrogeológicas da zona;
- d) riscos de cheias, de aluimento, de desabamento de terras ou de avalanches;
- e) protecção do património natural ou cultural da zona.

A instalação de um AS só pode ser autorizada se as características do local, no que se refere aos requisitos acima mencionados, ou as medidas correctoras

a implementar indicarem, na sequência de um eventual estudo de impacto ambiental, que o aterro não apresenta qualquer risco grave para o ambiente.

Para a pré-selecção de locais o primeiro passo consiste em estimar a área de terreno necessária, a qual é função da quantidade de resíduos a depositar durante o tempo de vida útil do aterro (exemplo 7.2). Rhyner *et al.* (1995) propõem, como regra prática para estimar o volume anual necessário de aterro, o valor de 1.7ha.m (hectare.metro) por cada 10 000 habitantes. Em caixa apresenta-se a explicação dada pelos autores para a obtenção deste valor (exemplo 7.3).

**Exemplo 7.2 – Problema relativo à determinação da área e volume de AS.** Em função dos dados de base fornecidos na tabela, determinar o volume necessário para a deposição dos RU e a área necessária para a instalação do AS.

Dados de base:	Valores
população servida por recolha (ano zero)	100 000hab
capitação de RU	1kg/hab.dia
peso específico dos RU	200kg/m <sup>3</sup>
taxa aritmética de crescimento da população	1.5%
taxa de crescimento anual da capitação	3%
taxa de crescimento do peso específico	- 0.75%
tempo de vida útil do AS	15 anos
peso específico dos RU em aterro	800kg/m <sup>3</sup>
volume ocupado com terras de cobertura	10% do volume ocupado pelos RU
altura média do AS	10m
área para instalações de apoio	25% da área ocupada pelos RU

- O primeiro passo consiste em construir uma tabela de cálculo, como a que se indicada em baixo, por forma a determinar o volume total necessário no horizonte do projecto, neste caso, os RU produzidos ao longo de 15 anos.

Ano projecto	população (hab.)	Capitação (kg/hab.dia)	Produção (kg/dia)	Peso esp. em contentor (kg/m <sup>3</sup> )	Volume RU (m <sup>3</sup> )	Peso esp. em aterro (kg/m <sup>3</sup> )	Volume em aterro (m <sup>3</sup> )	Volume RU + terra cobertura (m <sup>3</sup> )	Volume anual (m <sup>3</sup> )	Volume acumulado (m <sup>3</sup> )
0	100000	1,00	100000	200	500	800	125	138	50370	50370
1	100150	1,03	103155	199	520	800	129	143	52294	102664
2	100300	1,09	109508	197	556	800	137	152	55514	158178
3	100450	1,12	112775	196	577	800	141	157	57171	215349
4	100600	1,15	116052	194	598	800	145	161	58832	274181
5	100750	1,18	119338	193	620	800	149	166	60498	334679
6	100900	1,22	122634	191	642	800	153	170	62169	396847
7	101050	1,25	125939	190	665	800	157	175	63844	460691
8	101200	1,28	129253	188	688	800	162	180	65524	526215
9	101350	1,31	132576	187	711	800	166	184	67209	593424
10	101500	1,34	135909	185	735	800	170	189	68898	662322
11	101650	1,37	139250	184	759	800	174	193	70592	732914
12	101800	1,40	142601	182	784	800	178	198	72291	805205
13	101950	1,43	145962	181	809	800	182	203	73995	879199
14	102100	1,46	149331	179	834	800	187	207	75703	954902
15	102250	1,49	152710	178	860	800	191	212	77416	1032318

Área para deposição dos RU =  $1\,032\,318\text{ m}^3/10\text{ m} = 10.32\text{ha}$

- Área destinada a instalações de apoio =  $10.55 * 0.25 = 2.58\text{ha}$
  - Área total =  $10.32\text{ha} + 2.58\text{ha} = 12.90\text{ha}$
- 

**Exemplo 7.3 – Regra prática para estimar o volume anual necessário de AS** (Rhyner *et al.*, 1995).

- Quantidade produzida por pessoa e por ano =  $1.8\text{kg/hab.dia} \times 365\text{ dias} = 657\text{kg/ano}$ .
  - Quantidade produzida por 10 000 habitantes num ano =  $10\,000\text{hab} \times 657\text{ kg/hab} = 6.57 \times 10^3\text{t}$ .
  - Volume ocupado em aterro (considerando o valor de  $0.60\text{ t/m}^3$  para o peso específico dos RU em aterro) =  $6.57 \times 10^3/0.60\text{t/m}^3 = 11\,000\text{m}^3$ .
  - A área necessária em cada ano depende da profundidade do aterro. Uma medida de volume conveniente é o hectare.metro (ha.m), sendo  $1\text{ ha.m} = 10\,000\text{m}^3$ . Os resíduos ocupados por 1ha.m correspondem a uma área com 1ha e 1m de profundidade. Outras combinações entre ha e m podem ser utilizadas de forma a que o produto seja igual a 1 (e. g. para uma profundidade de 20m, a área seria 0.05ha). Deste modo,  $V = 11\,000\text{m}^3/10\,000\text{m}^3/\text{ha.m} = 1.10\text{ha.m}$ .
  - Para além deste volume é necessário contabilizar o espaço ocupado pelo material de cobertura (intermédio e final), usualmente um rácio de 1 parte de material de cobertura para 4 a 5 partes de resíduos, o que aumenta o volume para 20% a 25%. O volume ajustado será,  $V_a = 1.10\text{ha.m} \times 1.25 = 1.38\text{ha.m}$ .
  - Este volume não entra em linha de conta com a área necessária para as zonas envolventes, bermas e acesso das viaturas, infraestruturas auxiliares (recepção, báscula, armazém, lavagem de rodados, oficina, recolha e tratamento de lixiviados, entre outras). Robinson (1986) *fide* Rhyner *et al.* (1995) sugere um multiplicador por 1.25 a 2, para obter a área final necessária, ou seja, à área obtida deve-se acrescentar 20 a 30%. Deste modo, o volume final necessário será,  $V = 1.38\text{ha.m} \times 1.25 = 1.7\text{ha.m}$ .
- 

Após estimada a área necessária, o segundo passo consiste em determinar o local que idealmente minimize as distâncias de cada agregado populacional ao AS, ou seja, reduza ao máximo os custos de transporte. A este local ideal designa-se por geocentro de produção ou centro de gravidade do sistema.

Tomando como exemplo o mapa da figura 7.7, no qual estão representados 4 aglomerados urbanos e respectivas produções diárias de RU, o geocentro determina-se desenhando sobre o mapa uns eixos de coordenadas X e Y, no qual se localizam os pontos  $(x_i; y_i)$ , correspondentes às coordenadas do centróide de cada um dos aglomerados urbanos. A partir das coordenadas de cada núcleo urbano, as coordenadas do geocentro  $(X_g; Y_g)$  são determinadas da seguinte forma:

$$X_g = \frac{\sum x_i P_i}{\sum P_i} \quad Y_g = \frac{\sum y_i P_i}{\sum P_i}$$

onde:

$x_i$  = abcissa relativa ao núcleo urbano  $i$

$y_i$  = ordenada relativa ao núcleo urbano  $i$

$P_i$  = quantidade de RU (ou população) produzida pelo núcleo urbano  $i$ .

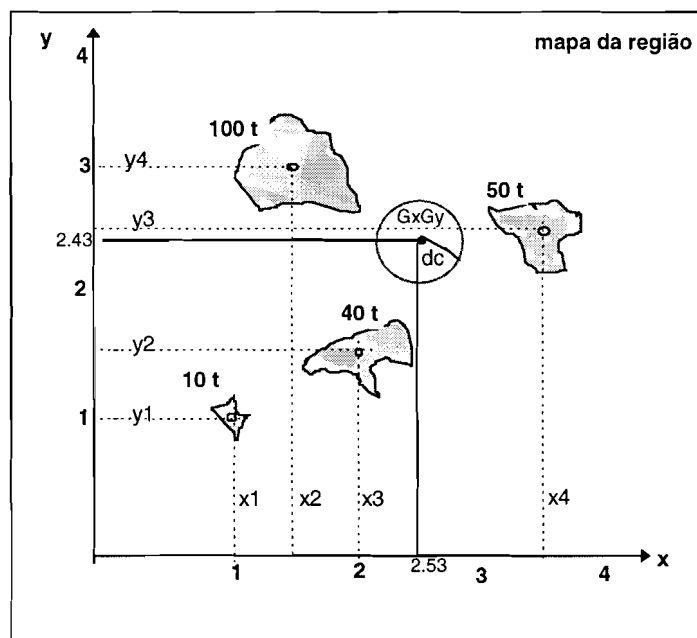


Figura 7.7 – Determinação do geocentro.

Nem sempre o local determinado por este processo pode ser utilizado para a instalação do AS. Condicionamentos de natureza administrativa, social, física ou factores naturais, podem inviabilizar a construção do AS no geocentro determinado, pelo que se terá que procurar locais alternativos, o mais perto possível desse ponto, seguindo-se a análise de outros factores.

De acordo com Cabeças (1996), durante a fase de estudos há que proceder ao desenvolvimento de acções que permitam, através de «grelhas com critérios de selecção», definir, em função das «respostas» obtidas, o local que melhor aptidão apresenta para a implementação desta estrutura sanitária. Deste modo, a metodologia a adoptar para o estudo e selecção dos diversos locais deve ter em consideração o seguinte:

- Definir correctamente todos os dados, parâmetros e variáveis envolvidos bem como as condicionantes que possam inviabilizar determinadas opções;

- Analisar a região à macro-escala e definir os espaços em aberto passíveis de utilização. Deverá também ser realizada uma observação local dos espaços definidos inicialmente à macro-escala e ponderados cada um dos condicionalismos existentes.

Tendo por base todos estes elementos procede-se à **1.ª selecção** dos locais que oferecem aptidão para serem utilizados para a instalação do AS. Actualmente, este processo de selecção pode ser efectuado de uma forma mais fácil utilizando-se, como ferramenta de apoio à decisão, um Sistema de Informação Geográfica (SIG).

Os impactes ambientais do AS dependerão do projecto do aterro e do método de operação bem como do tipo e quantidades de resíduos depositados. Com base nas apreciações retiradas do EIA, quando é necessária a sua realização, e das ponderações sobre cada local estudado, efectua-se a **2.ª selecção** e define-se qual o local a disponibilizar para a execução deste empreendimento. Desenvolve-se de seguida o Projecto de Execução que é sujeito à apreciação das entidades licenciadoras destas estruturas sanitárias (Cabeças, 1996).

### ***b. Elaboração do projecto***

O DL n.º 239/97, de 9 de Setembro, estabelece que as operações de armazenagem, tratamento, valorização e eliminação de resíduos estão sujeitas a autorização prévia do Ministério do Ambiente. A Portaria n.º 961/98, de 10 de Novembro, refere os requisitos a que deve obedecer este processo de autorização prévia. Desta forma, o requerimento de autorização deve ser acompanhado de:

- a) certidão de aprovação da localização passada pela Câmara Municipal, que ateste a compatibilidade da localização com o respectivo Plano Municipal de Ordenamento do Território, ou, na falta deste plano, pela comissão de coordenação regional competente;
- b) parecer favorável à localização, quando à afectação dos recursos hídricos, emitido pela Direcção Regional do Ambiente competente;
- c) Projecto, que deve conter os elementos constantes do anexo I à presente Portaria (tabela 7.7).

**Tabela 7.7** – Elementos a anexar ao requerimento de autorização para a construção de um aterro (Anexo I da Portaria n.º 961/98, de 10 de Novembro).

<b>I. Peças escritas</b>	
<p><i>A. Memória descritiva e justificativa:</i></p> <ul style="list-style-type: none"> <li>a) objecto do projecto;</li> <li>b) planeamento, escolha do local e bases do projecto, incluindo área e volume ocupados;</li> <li>c) características geológicas, geotécnicas e hidrogeológicas do local;</li> <li>d) tipologia dos resíduos;</li> <li>e) sistemas de impermeabilização;</li> <li>f) sistemas de drenagem de águas pluviais e lixiviados;</li> <li>g) tratamentos de lixiviados – previsão da quantidade e qualidade de lixiviados;</li> <li>h) monitorização dos lixiviados e águas subterrâneas, com vista à prevenção da contaminação dessas mesmas águas subterrâneas;</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>i) drenagem e tratamento do biogás, se necessário;</li> <li>j) plano de exploração do aterro;</li> <li>l) estrutura de pessoal e horário de trabalho;</li> <li>m) plano de segurança de populações e trabalhadores do sistema;</li> <li>n) plano de aceitação de resíduos;</li> <li>o) plano de recolha;</li> <li>p) cobertura final, recuperação paisagística e monitorização pós-encerramento;</li> <li>q) aspectos económicos e administrativos, indicando custos de exploração e garantias financeiras.</li> </ul>
<p><i>B. Dimensionamento:</i></p> <ul style="list-style-type: none"> <li>a) dimensionamento e cálculos da estabilidade de taludes;</li> <li>b) dimensionamento e cálculos das barreiras de impermeabilização;</li> <li>c) dimensionamento hidráulico e cálculos da estação de tratamento de lixiviados;</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>d) dimensionamento e cálculos da estação de tratamento de lixiviados;</li> <li>e) dimensionamento e cálculos de todas as obras complementares (betão armado, redes interiores e exteriores de electricidade, comunicações, águas e esgotos, rede viária interna).</li> </ul>
<p><i>C. Medições e orçamentos</i></p>	
<b>II. Peças desenhadas</b>	
<ul style="list-style-type: none"> <li>a) planta de localização (escala 1:25 000);</li> <li>b) levantamentos topográficos – zona do aterro e vias de acesso externas (escala 1:1 000);</li> <li>c) planta geral do terreno com implantação da cédula de deposição de resíduos e de todas as obras complementares;</li> <li>d) perfis longitudinais e transversais de todas as obras a levar a efeito;</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>e) plantas, alçados e cortes de todas as obras a levar a efeito;</li> <li>f) pormenores da estratigrafia de impermeabilização e cobertura final do aterro;</li> <li>g) pormenores, mapas de acabamentos e mapas de vãos de obras de construção civil a levar a efeito.</li> </ul>

### 7.6.2 Fase de construção

Após a selecção do local adequado à instalação de um AS segue-se a fase de preparação do mesmo, construção das infraestruturas de apoio, selecção do equipamento móvel e do pessoal. Por forma a garantir as condições necessárias ao seu bom funcionamento é importante uma boa estruturação dos órgãos de apoio. Neste contexto, o AS deve dispor (Cabeças, 1996):

**Instalações de apoio:**

- portaria e unidade de controlo e pesagem (báscula);
- edifício administrativo e social (compreendendo balneário, vestiário e refeitório);
- pavilhão para recolha de máquinas, oficina e armazém;
- unidade de lavagem de viaturas e contentores;
- plataforma própria para colocação de sucata;
- plataformas para recicláveis (e.g. vidro, plásticos, ferrosos, pneus);
- unidade de lavagem de rodados.

**Infraestruturas de apoio**

- portão, vedação metálica e cortina arbórea;
- via de entrada, estacionamento e vias de circulação interna e de serviço às frentes de trabalho;
- rede de abastecimento de água e rede de drenagem de águas residuais;
- sistema de tratamento de águas residuais domésticas;
- rede de distribuição de energia eléctrica, iluminação exterior e das frentes de trabalho;
- telefone e rádios emissor-transmissor;
- arranjos exteriores e espaços verdes.

O AS para ser considerado como tal e para responder às exigências de segurança ambiental, tem de contemplar, desde a fase de arranque e ao longo da sua evolução, um conjunto de órgãos e sistemas de protecção e tratamento, dos quais se destacam (Cabeças, 1996):

- um **sistema periférico de valetas** para desvio de águas pluviais para fora da área de intervenção e das frentes de trabalho;
- um **sistema de impermeabilização** em todo o solo de fundação e taludes, com tela de HDPE (polietileno de alta densidade) protegida inferior e superiormente com geotêxtil não tecido;
- uma **camada drenante** sobre o sistema de impermeabilização com um mínimo de 0.5m de espessura;
- um **sistema de drenagem de fundo** com valas (principais e secundárias), que possuindo colectores (perfurados a meia-cana e/ou de secção cheia) possam de forma estratégica captar e drenar todas as escorrências líquidas para um poço de captação e derivação;
- um **sistema de recepção** que permita concentrar e acumular todos os efluentes residuais líquidos (águas lixiviantes) drenados;
- um **sistema de tratamento** dos efluentes residuais líquidos captados, que permita a saída destes para o meio receptor natural em condições admissíveis;

- um **sistema de drenagem de biogás** em tubagem de HDPE ranhurada a 390°, que associada à introdução de «estrelas» (tubagem em HDPE colocada transversalmente à tubagem vertical do dreno, por cada estrato de 3.0m de altura) permite a saída franca para o exterior destes efluentes gasosos. Neste sistema, após a selagem do aterro sanitário, introduzem-se no topo destes as designadas «cabeças de drenos» de onde emerge tubagem em PVC que permite conduzir todo o biogás captado para uma unidade de queima do biogás ou para um sistema de aproveitamento de energia;
- uma **unidade de queima do biogás** ou um **sistema de aproveitamento de energia**.

As necessidades de equipamento (número, variedade e capacidade) dependem do volume de descargas e plano de operação do AS. O equipamento mecânico em permanência, deverá ser adequado às tarefas diárias e inclui, pelo menos, as seguintes máquinas:

- máquina compactadora e/ou máquina Pá de Rastos (em função da tonelagem diária de resíduos);
- *Dumper* para transporte de material de cobertura;
- máquina de lavagem de alta pressão.

Nos AS tradicionais e compactados as máquinas têm por função espalhar os resíduos, compacta-los, esmagar os corpos ocos e, transportar e colocar o material de cobertura diária ou definitiva.

Em relação à mão-de-obra necessária esta é função da dimensão e do tipo de AS. Contudo, é necessário considerar vários operadores de acordo com as funções que exercem, nomeadamente: operadores ligados ao espalhamento e compactação dos resíduos; operadores cuja actividade está relacionada com a movimentação de terras necessárias à cobertura e à preparação do terreno para deposição; funcionários para fazer a vigilância do AS, o controlo dos resíduos entrados e o tratamento dos dados e um técnico responsável pelo funcionamento de toda a unidade.

### 7.6.3 Fase de exploração

O funcionamento do AS e a sua exploração obedecem a regras simples que, cumpridas diariamente, permitirão o respectivo controlo da estrutura sanitária. Desta forma, é necessário obedecer ao seguinte conjunto de operações básicas (Cabeças, 1996):

- as viaturas ao entrarem no aterro devem ser controladas na portaria, sendo realizado o respectivo registo (são pesadas na báscula, devendo esta dispor de um sistema informatizado, com suporte de *software* adequado);
- dirigem-se então, pelas vias de circulação interna e de serviço, às respectivas células diárias que compõem a frente de trabalho (previamente preparada) onde procedem à descarga dos resíduos;
- após a descarga dos resíduos, regressam pela via de saída e, passam obrigatoriamente pela unidade de lavagem de rodados, por forma a circularem no exterior nas melhores condições de limpeza;
- na célula diária em curso, após a descarga dos resíduos, a máquina compactadora realiza o arrumo destes e procede à sua compactação;
- os estratos de resíduos devem ter 1.5m de altura (ideal), compactados em toda a extensão e largura da célula definida para esse dia;
- atingida a altura da célula, procede-se à sua cobertura com terra (cuja espessura deve rondar 15 a 20cm – um palmo, em gíria);
- para garantir uma boa drenagem superficial, as áreas cobertas deverão ter uma inclinação transversal superior a 0.5% e longitudinal entre 2 a 3% por forma a facilitar o escoamento no sentido desejado (proposto no projecto de execução);
- a superfície do material de cobertura deve ser regularizada (com o auxílio de um tractor de rastos com lâmina) não descurando resíduos à vista. Retoma-se idêntico trabalho na célula vizinha, e/ou prepara-se a célula para o dia seguinte, com a delimitação da área de intervenção (frente de trabalho) por pequenos montes de material de cobertura.

Após a entrada em funcionamento do AS deve-se igualmente desenvolver acções que visem (Cabeças, 1996):

- formação do pessoal afecto à obra, em termos de saúde pública e formação técnica;
- realização de programas de sensibilização (e. g. visitas da população e escolas ao AS);
- monitorização do AS (e. g. águas lixiviantes, águas subterrâneas, biogás, topografia do AS), através de programas regulamentares e periódicos, de acordo com o Anexo III da Directiva sobre deposição de resíduos em AS.

### ***a. Material de cobertura diária***

A cobertura diária dos resíduos reveste-se da maior importância e visa prevenir a emissão de maus cheiros; a proliferação de roedores, aves e insectos; os focos de incêndio; o espalhamento dos resíduos leves por acção do vento e a infiltração das águas pluviais. O material a utilizar deve ser inerte podendo ter diversas composições (e. g. cascalho; areias; argilas; siltes; saibros; burgau e restos de brita).

### ***7.6.4 Fase de encerramento e pós-encerramento***

Quando o AS atinge a sua capacidade limite procede-se ao respectivo encerramento ou selagem. Para assegurar a funcionalidade das medidas de controlo ambiental durante o encerramento e no período pós-encerramento (30 a 50 anos) deve existir um plano de encerramento, realizado, de preferência, na fase de planeamento do AS. Este deve incluir os seguintes elementos (Tchobanoglous *et al.*, 1993):

- desenho da cobertura final, indicando, entre outros factores, os declives finais e a vegetação;
- sistema de controlo e drenagem de águas superficiais;
- controlo e tratamento dos lixiviados (englobando a sequência das operações e métodos de recolha, tratamento e monitorização);
- sistema de controlo do biogás (incluindo selecção dos locais, frequência da sua monitorização e respectivos processos de extracção e recuperação ou queima);
- sistema de monitorização ambiental (incluindo selecção de locais de amostragem e frequência para monitorização bem como os parâmetros a serem medidos).

A manutenção após o encerramento envolve inspecções de rotina de todo o local do AS, manutenção das infraestruturas e monitorização ambiental.

### ***a. Sistemas de cobertura final***

O projecto do sistema de cobertura final é uma parte fundamental da selagem do AS. Envolve critérios sanitários e de segurança e também critérios paisagísticos relacionados com o uso do local após o encerramento (o AS deve integrar-se no ambiente onde se encontra localizado).

Os principais problemas geotécnicos dizem respeito à permeabilidade, à estabilidade da cobertura e aos potenciais riscos de ruptura, quer após o encerramento, quer a longo prazo (30 ou mais anos). Após o encerramento o AS vai continuar a assentar por consolidação. As variações sazonais podem provocar saturação e secagem e conseqüente fissuração por retracção. É necessário que a cobertura se possa adaptar a estas deformações mantendo-se estável e sem fissuras por forma a não comprometer a sua integridade (Coelho, 1996).

Os principais objectivos de construção de uma cobertura final são: reduzir a infiltração das águas pluviais e permitir que a vegetação se desenvolva, não sendo afectada pela produção de biogás ou águas lixiviantes.

A selagem final do aterro efectua-se através da colocação de várias camadas (pela ordem que se segue) (Cabeças, 1996):

- camada de terras (sem torrões ou pedras) ou outro material, regularizado sobre os resíduos confinados (espessura mínima 0.80m);
- camada mineral drenante (material arenoso como seixo ou outro de elevada porosidade, com espessura de 0.20m) para captação e drenagem horizontal do biogás acumulado na zona superior da massa de RU;
- camada de impermeabilização, tendo como opção: a) membrana de HDPE protegida superiormente por geotêxtil não tecido (superior ou igual a 260g/m<sup>2</sup>); b) camada de argila natural (0.5m); c) tela bentonítica;
- camada mineral drenante (material britado com cerca de 0.30m) protegida superiormente por geotêxtil não-tecido (superior ou igual a 260g/m<sup>2</sup>);
- camada de cobertura com terras e terra vegetal na razão de 3:1 (revestimento herbáceo, solo de suporte com espessura de 60cm; revestimento florestal, solo de suporte com espessura mínima de 2m);
- sistema de drenagem das águas pluviais, em manilhas de meia-cana ou valetas.

Estas duas últimas camadas de terra não deverão ser compactadas para permitir a circulação de ar e a penetração de raízes. Por forma a promover a consolidação da terra dever-se-á, inicialmente (5 a 7 anos), plantar espécies herbáceas.

O AS deve terminar em declive para evitar a formação de bacias onde a água se concentre e as árvores possam morrer por asfixia.

## ***b. Utilização final do aterro sanitário***

As superfícies de AS encerrados podem ser utilizadas para vários fins, como revegetação (usos agrícolas, florestais, zonas recreativas, relvados e jardins) e construção de urbanizações e infraestruturas (e. g. aeroportos, campos de golfe, habitações). Devido aos problemas de assentamento e riscos de explosões e toxicidade, por migração de gases pelas fundações e sua acumulação no interior dos edifícios, a reocupação e uso de AS para construção só é possível se se tomarem medidas técnicas adequadas as quais são muito dispendiosas. Por este motivo, a utilização mais comum é a revegetação.

O sucesso da revegetação depende de princípios de agronomia simples: preparação de um solo favorável e plantação de espécies adaptáveis ao meio. Nos primeiros anos, as espécies florestais e herbáceas devem ser espécies pioneiras, susceptíveis de suportar condições difíceis ao mesmo tempo que melhoram a estrutura e a qualidade do solo. É após este período, quando o solo estiver estabilizado, que se poderá fixar um arranjo definitivo, mais cuidado, de acordo com um plano agronómico e paisagístico.

## **7.7 Sistemas de controlo ambiental**

### **7.7.1 Águas**

#### **7.7.1.1 Sistema de impermeabilização de águas lixiviantes**

Um dos principais problemas causados pela deposição dos resíduos em AS é a formação de águas lixiviantes, as quais arrastam consigo produtos em decomposição e substâncias quimicamente activas. Se o AS não estiver perfeitamente impermeabilizado (fundo e taludes laterais) e se não existir um sistema de drenagem e captação das águas lixiviantes, estas podem atingir um curso de água ou lençol freático e, conseqüentemente, causar graves problemas de poluição da água e do solo.

O leito (interface que estabelece a transição entre o terreno natural e os resíduos) era inicialmente realizado recorrendo exclusivamente a materiais naturais, sendo a impermeabilização assegurada por solo argiloso compactado (coeficientes de permeabilidade máximo de  $10^{-7}$ cm/s) e a função de filtro desempenhada por areia.

Recentemente, tem-se verificado que a conjugação de geossintéticos com solos naturais (solos argilosos) constitui a solução mais eficaz. Desenvolveram-se, assim, sistemas de impermeabilização-drenagem mistos, também designados por geocompósitos, os quais são formados simul-

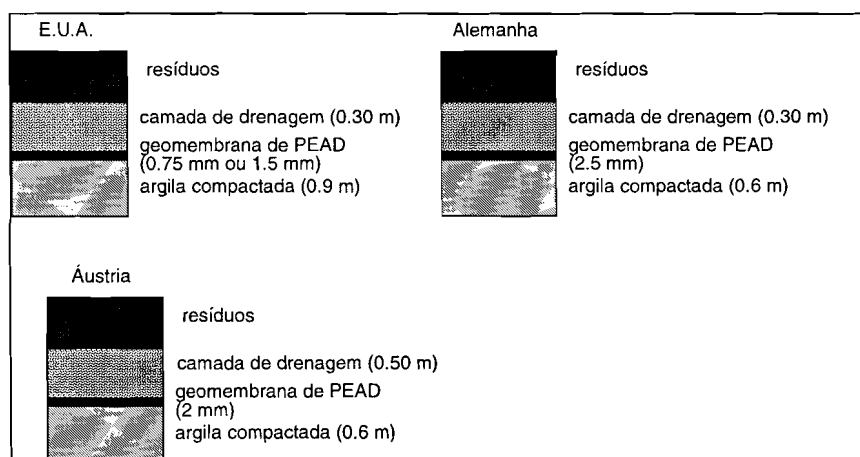
taneamente por geossintéticos (geomembranas, geotêxteis, georredes e geogrelhas) e por solos naturais (Barroso, 1995).

Cada material presente num geocompósito possui uma função específica que se complementam no seu conjunto. Os quatro tipos de geossintéticos mais utilizados nos AS são (Chouery-Curtis e Butchko, 1991):

- geomembranas: utilizadas para impermeabilização;
- geotêxteis: utilizados na filtragem podendo, ainda, desempenhar as funções de separação, de drenagem e de protecção das geomembranas;
- georredes: usadas para drenagem;
- geogrelhas: especialmente usadas para reforço, sendo fundamentalmente recomendadas para os casos de aterros localizados em zonas potencialmente sujeitas a subsidência, zonas cársicas, zonas sísmicas, zonas fracturadas ou quando as fundações são compressíveis.

A impermeabilização dos AS deve ser garantida por uma «impermeabilização passiva», conferida por uma camada mineral de baixa permeabilidade ( $K < 10^{-9} \text{m/s}$ , para AS de RU), colocada imediatamente sobre o subsolo, e por uma «impermeabilização activa», constituída por uma só geomembrana ou por duas separadas por uma camada drenante. Para evitar danos por punçoamento na geomembrana, é aconselhável a colocação de uma camada de protecção, que pode ser um solo, um geossintético ou ambos. Finalmente deve prever-se a existência de uma camada de drenagem dos lixiviados (para evitar a instalação de pressões hidráulicas sobre o sistema de impermeabilização de fundo). Deve também existir um filtro de transição, entre o dreno e os resíduos, para evitar a colmatção deste último (Lopes, 1996).

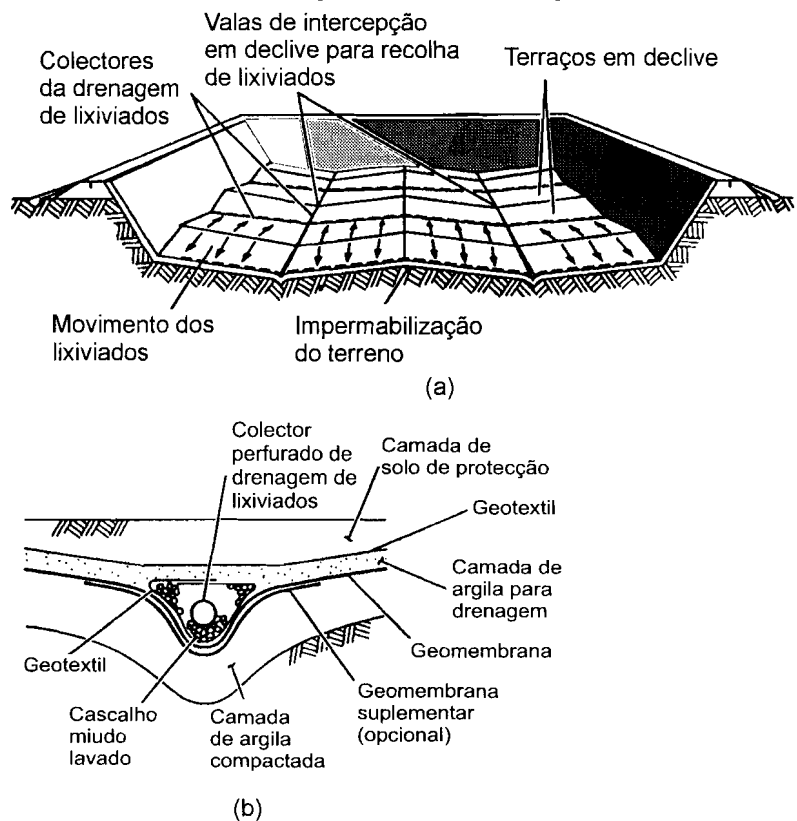
Na figura 7.8 apresentam-se alguns exemplos de formas de combinar os materiais para formação de sistemas de impermeabilização.



**Figura 7.8** – Tipos de sistemas de impermeabilização (Ferreira e Cunha, 1992).

De uma forma geral, a impermeabilização do terreno inicia-se com a colocação das telas no fundo do terreno, enquanto que, nas paredes laterais (taludes) é feita de forma gradual, acompanhando a evolução do enchimento do AS. Após ser instalado o sistema de impermeabilização, é aplicada uma cobertura de solo ou outro material inerte para protecção de danos mecânicos causados pela deposição da primeira camada de resíduos.

Como anteriormente referido, em cada célula é necessária uma inclinação de fundo de 0.5%, quer transversal quer longitudinalmente, que permite a escorrência das águas percoladas para as valas de drenagem. Estas, impermeabilizadas com tela plástica, têm como função a recolha e transporte, através da sua soleira, das águas lixiviantes (figura 7.9). A sua inclinação deverá ser também de 0.5%, acompanhando a inclinação de fundo das células.



**Figura 7.9** – Sistema de drenagem das águas lixiviantes (Tchobanoglous *et al.*, 1993).

As valas são construídas em brita, com colectores de HDPE (150mm de diâmetro) e perfurados a meia cana. Estes tubos são protegidos pela geomembrana e por uma camada de granulometria média.

É geralmente aceite que a maior parte dos sistemas de impermeabilização se danificam, dando origem a fugas de alguns lixiviados para a base ou taludes do AS. O nível de fugas dependerá de uma série de factores, entre os quais se destacam, o tipo de sistema de impermeabilização utilizado (e. g. simples

---

*versus* múltiplo, membranas minerais *versus* sintéticas), a geologia do local (permeabilidade do solo subjacente) e a eficiência do sistema de recolha e tratamento dos lixiviados.

Apesar de existirem bastantes evidências de danos dos sistemas de impermeabilização, não existem dados concretos. White *et al.* (1995) propõem que para um AS de RU com sistema de recolha e tratamento de lixiviados, e para o tempo de vida activa de 30 anos, 70% dos lixiviados serão recolhidos e tratados e 30% deverão escapar-se por fugas, causadas por danos nas telas.

### 7.7.1.2 Sistemas de recolha e drenagem de águas pluviais e lixiviantes

O sistema de drenagem e captação de águas é composto por (ANRED, 1981):

- valetas de recolha de águas pluviais;
- valas de drenagem de águas lixiviantes;
- colector de ligação;
- poço de captação ou tanque de recepção dos lixiviados;
- estação de bombagem.

As valetas de recolha das águas pluviais (também designadas por valas de protecção periférica) destinam-se a evitar o encaminhar das águas pluviais das áreas vizinhas para o interior do AS.

As valas de drenagem terão como função a recolha e transporte de todos os líquidos provenientes da escorrência que se verifica nos resíduos em decomposição (incluindo as águas pluviais que se infiltram no AS), encaminhando-as para colectores de ligação que as conduzirão ao tanque de recepção.

O tanque de recepção dos lixiviados tem por função receber todas as águas lixiviantes para que se possa efectuar o seu posterior tratamento. Normalmente utiliza-se uma bomba para fazer o escoamento das águas, bomba essa colocada no próprio tanque de recepção, constituindo a estação de bombagem. O poço de junção (com base impermeável) permite a observação do escoamento das águas lixiviantes e a recolha de amostras para análise. O poço é progressivamente construído com manilhas de betão pré-fabricado (com 0.5m de altura, 0.15m de espessura e 1.5m de diâmetro interior). A construção é feita à medida que os estratos de resíduos aumentam.

O tanque de recepção localiza-se a jusante do poço de junção, onde ficam retidas todas as águas lixiviantes colectadas, para posterior tratamento.

### 7.7.1.3 Tratamento de águas lixiviantes

De acordo com a Directiva relativa à deposição dos resíduos em aterro, as águas lixiviantes, bem como todas as águas de escorrência que estiveram em contacto com os resíduos, deverão ser captadas e tratadas em conformidade com as normas adequadas exigidas para a sua descarga.

Na situação actual, as normas aplicáveis à descarga de águas lixiviantes no meio hídrico são as normas gerais de descarga de águas residuais estabelecidas pelo DL n.º 236/98, de 1 de Agosto (Anexo XVIII do referido DL), que define valores limites de emissão para diversas substâncias que possam ter um impacto negativo no ambiente.

De entre os principais processos de tratamento de águas lixiviantes, destacam-se os seguintes:

- processos de tratamento no local: biológicos (e. g. lagoas arejadas, lamas activadas, leitos percoladores, biodiscos, lagoas facultativas, lagoas anaeróbias, digestores anaeróbios) e/ou físico-químicos (e. g. coagulação/floculação, precipitação química, adsorção por carvão activado, osmose inversa, oxidação química);
- tratamento conjunto com as águas residuais urbanas e/ou industriais, numa estação de tratamento de águas residuais (ETAR);
- recirculação.

O encaminhamento das águas lixiviantes para uma ETAR municipal é efectuado através da ligação do tanque de recepção a uma rede de drenagem de águas residuais (de preferência a uma zona da cabeceira para favorecer o efeito de diluição) ou directamente à ETAR.

Os dados disponíveis na bibliografia indicam que uma porção de águas lixiviantes entre 0.5 e 2% em volume ou de 10 a 15% em carga orgânica (CQO ou  $CBO_5$ ), relativamente às águas residuais urbanas ou industriais, não afecta significativamente o rendimento global da ETAR, nem a qualidade do efluente final. Pode, no entanto, resultar num aumento ligeiro da produção de lamas. Na maioria dos casos, é necessária a implantação de um pré-tratamento, incluindo bacias de retenção e regularização, de modo a ajustar e otimizar as condições de lançamento conjunto das águas lixiviantes.

No caso da recirculação, as águas lixiviantes são elevadas do tanque de recepção e conduzidas para poços de infiltração (poços absorventes) inseridos na massa dos resíduos. Na tabela 7.8. indicam-se algumas das vantagens e desvantagens associadas a esta opção.

**Tabela 7.8** – Vantagens e desvantagens da recirculação de lixiviados.

<b>Vantagens</b>	<b>Desvantagens</b>
<ul style="list-style-type: none"><li>• reduz o volume de líquido por evaporação à superfície e a carga do lixiviado por tratamento anaeróbio grosseiro dentro do aterro;</li><li>• promove um mais rápido desenvolvimento da actividade anaeróbia e fermentação metanogénica;</li><li>• favorece a produção de biogás.</li></ul>	<ul style="list-style-type: none"><li>• a recirculação de lixiviados não origina lixiviados suficientemente tratados de modo a que possam ser lançados em cursos de água sem tratamento adicional;</li><li>• a recirculação pode originar desenvolvimento de canais preferências de circulação e zonas de saturação;</li><li>• não é aconselhada em muitos países.</li></ul>

### 7.7.2 *Biogás*

Se o biogás não for devidamente controlado pode apresentar sérios riscos para o ambiente (o metano é um potencial gás do efeito de estufa) e para a saúde e segurança dos residentes locais (e. g. explosões, riscos de incêndios, toxicidade). Para evitar os referidos problemas, é fundamental que se proceda ao seu controlo, recolha e tratamento.

#### 7.7.2.1 Sistemas de controlo e recolha de biogás

O escoamento dos gases para terrenos adjacentes ao AS é controlado pela colocação de materiais impermeáveis (geomembranas) no fundo e paredes laterais do aterro, antes do seu enchimento com resíduos.

Existem dois tipos de sistemas de controlo do escoamento dos gases dentro da massa de resíduos:

- sistema passivo. O gás flui pela sua própria pressão até ao local de processamento. A diferença de pressão entre o corpo do AS e a atmosfera é responsável pelo fluxo do biogás. Na maioria dos casos, o sistema de extracção passiva não permite controlar devidamente as emissões de biogás para a atmosfera;
- O sistema activo. É mantida uma baixa pressão no sistema de extracção, que permite o escoamento nas condutas do biogás que é produzido no interior do corpo do AS. A energia sob a forma de vácuo induzido é utilizada para controlar o fluxo de gás.

Os gases são extraídos através de poços (de diâmetros superiores a 50cm) e drenos, a espaçamentos de 40 a 70m. Os poços são constituídos por tubos perfurados de HDPE, envolvidos por uma camada de brita e conectados aos drenos horizontais através de tubos flexíveis. Os gases podem ser captados e transportados por vácuo gerado por compressores. A quantidade de gás drenado é da ordem de 20 a 70% da produção total de gás no AS (Ferreira e Cunha, 1992).

A densidade das condutas varia ao longo do AS sendo maior na periferia para prevenir a migração lateral do gás. A extracção por bombas é necessária para uma eficiente recolha e para reduzir os problemas de odores e emissões. Uma vez recolhido o biogás pode ser queimado ou utilizado como fuel. Como produto, o gás do AS é saturado em vapor de água e contém muitas impurezas.

O gás extraído não deve ser descarregado directamente na atmosfera, devido aos efeitos negativos anteriormente referidos. Caso não seja utilizado deve ser queimado. A forma mais simples de controlar o gás recolhido é queimá-lo por meio de uma tocha no local para destruir a fracção combustível e a maior parte dos componentes orgânicos vestigiantes. Se a combustão for completa, o  $\text{CH}_4$ , o  $\text{CO}$  e o  $\text{H}_2$  é convertido em  $\text{CO}_2$  e  $\text{H}_2\text{O}$ . A eficiência da combustão dependerá do tipo de sistema de queima.

#### 7.7.2.2 Tratamento e valorização energética do biogás

Como anteriormente referido o biogás recolhido pode também ser queimado em equipamento adequado à produção de energia. Se o gás se destina a queima nas proximidades do local (e. g. para aquecimento de espaços confinantes, combustível para máquinas operando no AS, geração de calor e electricidade), o sistema que se utiliza é relativamente simples e envolve apenas a purificação sumária (despoeiramento e condensação). Esta é a prática aconselhável para AS de pequena e média dimensão. Para purificar até à qualidade de «pipeline» (remoção adicional de  $\text{CO}_2$  e ácido sulfídrico), é necessário significativo investimento de capital.

Para cálculos da conversão energética (produção de electricidade), White *et al.* (1995) sugerem uma eficiência de conversão de 30%, ou seja, admitindo um valor médio de  $18 \text{ MJ/m}^3$  para o poder calorífico, a recuperação energética eléctrica será de  $1.5 \text{ kW-h/m}^3$  de biogás recolhido. Esta energia pode ser utilizada de duas formas, ou para a produção de electricidade e aquecimento, através de motores de combustão interna com recuperação de calor, ou para produção directa de calor e de aquecimento em indústrias.

No entanto, o gás produzido nos aterros pode conter, além de água e ácido sulfídrico (geralmente removido por filtração a seco em limalha de ferro previamente oxidada seguida de lavagem com solução de leite de cal), concentrações elevadas de compostos orgânicos halogenados e hidrocarbonetos fluorados que são convertidos em ácidos fortes no interior dos cilindros de combustão, fazendo com que os motores avariem. A redução de tais compostos através de filtros de carvão activado pode constituir uma solução para o problema, mas a custos de operação elevados, já que o sistema de filtração torna-se pouco eficiente para baixas concentrações dos compostos halogenados, que por sua vez, diminuem com o tempo e, de uma maneira geral, após 3 anos de funcionamento do sistema de drenagem de gases, atingem valores inferiores a 50ppm (Ferreira e Cunha, 1992).

## 7.8 Programa de monitorização da qualidade ambiental

A monitorização deverá ser realizada periodicamente, durante a fase de exploração e após o encerramento. O plano de análises deverá seguir as orientações do Anexo III da Directiva do Conselho relativa à deposição de resíduos em aterro (CE, JOL 182 de 16.7.1999), no qual são especificados os parâmetros a medir e respectiva periodicidade, relativamente aos dados meteorológicos, controlo das águas de superfície, lixiviados e gases, controlo das águas subterrâneas e monitorização da topografia da instalação. Algumas dessas orientações descrevem-se em seguida.

### i. Dados meteorológicos

Dados meteorológicos (CE, JO L 182 de 16.7.1999).

Parâmetros	Fase de exploração	Fase de manutenção após encerramento
Volume de precipitação	diariamente	diariamente, além dos valores mensais
Temperatura (min., máx., 14:00h TEC)	diariamente	média mensal
Direcção e velocidade do vento dominante	diariamente	desnecessário
Evaporação (lisímetro)	diariamente	diariamente, além dos valores mensais
Humidade atmosférica (14:00h TEC)	diariamente	média mensal

### ii. Controlo das águas de superfície, lixiviados e gases

- Deve proceder-se à recolha em pontos representativos de amostras dos lixiviados e das águas de superfície, se presentes. A amostragem

e a medição dos lixiviados devem ser efectuadas separadamente em cada ponto;

- O controlo das águas de superfície, se presentes, deve ser efectuado em, pelo menos, dois pontos, um a montante e outro a jusante do aterro;
- O controlo de gases deve ser representativo de cada secção do aterro.

Controlo das águas de superfície, lixiviados e gases (CE, JO L 182 de 16.7.1999).

Parâmetros	Fase de exploração	Fase de manutenção após encerramento <sup>(3)</sup>
volume de lixiviados	mensalmente <sup>(1) (3)</sup>	de 6 em 6 meses
composição dos lixiviados <sup>(2)</sup>	trimestralmente <sup>(3)</sup>	de 6 em 6 meses
volume e composição das águas de superfície <sup>(7)</sup>	trimestralmente <sup>(3)</sup>	de 6 em 6 meses
emissões potenciais de gases e pressão atmosférica <sup>(4)</sup> (CH <sub>4</sub> , CO <sub>2</sub> , O <sub>2</sub> , H <sub>2</sub> S, H <sub>2</sub> , etc.)	mensalmente <sup>(3) (5)</sup>	de 6 em 6 meses <sup>(6)</sup>

<sup>(1)</sup> A frequência da amostragem deverá ser adaptada em função da morfologia do aterro. Há que especificar este aspecto na licença.

<sup>(2)</sup> Os parâmetros a medir e as substâncias a analisar variam de acordo com a composição dos resíduos depositados. Devem ser mencionados na licença de exploração e correlacionados com as características do eluado dos resíduos.

<sup>(3)</sup> Se a avaliação dos dados indicar que intervalos mais longos são igualmente eficazes, poderá proceder-se a uma adaptação das medições e análises. Quanto aos lixiviados, a condutividade deve ser sempre medida pelo menos uma vez por ano.

<sup>(4)</sup> Estas medições dizem principalmente respeito ao teor em matéria orgânica dos resíduos.

<sup>(5)</sup> CH<sub>4</sub>, CO<sub>2</sub>, O<sub>2</sub>, regularmente; outros gases segundo as necessidades, de acordo com a composição dos resíduos depositados, com vista a definir as suas propriedades lixiviantes.

<sup>(6)</sup> A eficácia do sistema de extracção dos gases deve ser verificada regularmente.

<sup>(7)</sup> Com base nas características da instalação do aterro, as autoridades competentes poderão determinar que estas medições não são necessárias.

### iii. Águas subterrâneas

A monitorização deve ser efectuada num conjunto de furos a instalar antes da construção do aterro. O número mínimo de furos a instalar devem ser três, um a montante e dois a jusante do leito do aterro (em áreas a jusante dos caminhos preferências de circulação de águas subterrâneas sob o aterro). A localização exacta, o diâmetro e a profundidade dos furos devem ser definidos caso a caso e com base no estudo hidrogeológico do local do aterro. A profundidade mínima de cada furo deve ser 3m abaixo do nível piezométrico, por forma a permitir a recolha de amostras representativas da água do furo (GIAS/DH, 1997).

A frequência de monitorização dos níveis piezométricos e de parâmetros de qualidade deverá ser, pelo menos, semestral. Sempre que haja variações significativas em qualquer parâmetro a frequência deverá ser alterada até que sejam averiguadas as causas e que a situação seja resolvida.

O tipo de análises químicas a realizar deve ser definido com base na composição dos lixiviados e da qualidade inicial das águas subterrâneas da região. Deve ser feita uma análise da qualidade das águas da região em, pelo menos, três locais, antes do início das operações, análise essa que servirá de valor inicial de referência.

Águas subterrâneas (CE, JO L 182 de 16.7.1999).

Parâmetros	Fase de exploração	Fase de manutenção após encerramento
nível das águas subterrâneas	de 6 em 6 meses	de 6 em 6 meses
composição das águas subterrâneas	frequência específica do local	frequência específica do local

Independentemente do tipo de lixiviado produzido por cada aterro, há um conjunto de parâmetros que servem de indicadores gerais do estado de qualidade da água e que interessa serem sempre analisados para assegurar a detecção inicial de eventuais alterações na qualidade da mesma (tabela 7.9).

**Tabela 7.9** – Parâmetros mínimos a analisar em aterros de RU (GIAS/DH, 1997).

Parâmetros a medir <i>in situ</i>	Parâmetros para análises químicas	
Temperatura	Cloretos	Arsénio
pH	Sulfatos	Cádmio
Potencial redox	Fosfatos	Chumbo
Condutividade eléctrica	Nitratos	Cianeto
Oxigénio dissolvido	Azoto amoniacal	Cobre
	Fluoretos	Crómio
	Fenóis	Ferro
	Carbono Orgânico Total	Mercúrio
		Níquel
		Zinco

#### iv. Monitorização da topografia da instalação: dados sobre o aterro

Dados sobre o aterro (CE, JO L 182 de 16.7.1999).

Parâmetros	Fase de exploração	Fase de manutenção após encerramento <sup>(1)</sup>
estrutura e composição do aterro <sup>(1)</sup>	anualmente	
comportamento do aterro relativamente a eventuais assentamentos	anualmente	anualmente

<sup>(1)</sup> Dados para avaliar o estado do aterro: superfície ocupada pelos resíduos, volume e composição dos resíduos, métodos de deposição, início e duração da deposição, cálculo da capacidade de deposição ainda disponível no aterro.

## Tópicos para discussão e problemas

1. Informe-se (ou se possível visite) o aterro sanitário utilizado para a deposição dos RU que se produzem na sua zona e, com base nas informações recolhidas, tente classificá-lo em função dos seguintes critérios: dimensão, topografia do aterro e tecnologia física da exploração.
2. Explique as operações básicas que se realizam diariamente num aterro sanitário.
3. Qual a importância de se cobrirem diariamente os resíduos depositados num aterro sanitário com material de cobertura?
4. Que tipos de órgãos e sistemas de protecção ambiental deverão ser implementados num aterro sanitário para que cumpra as exigências de segurança ambiental?
5. Que acções de monitorização da qualidade ambiental devem ser realizadas após o encerramento dum aterro sanitário?
6. Com base nos dados fornecidos na tabela determine o volume e a área necessários para a deposição dos RU em aterro sanitário (AS).

Dados de base necessários:	Valores
população servida por recolha (ano zero)	200 000hab
capitação de RU	1,2kg/hab.dia
peso específico dos RU	150kg/m <sup>3</sup>
taxa aritmética de crescimento da população	1%
taxa de crescimento anual da capitação	2%
taxa de crescimento do peso específico	-0.98%
tempo de vida útil do AS	10 anos
peso específico dos RU em aterro	850kg/m <sup>3</sup>
volume ocupado com terras de cobertura	10% do volume ocupado pelos RU
altura média do AS	12m
área para instalações de apoio	25% da área ocupada pelos RU

7. Estime a quantidade anual de águas lixiviantes produzidas por ha, para um AS localizado numa região de clima temperado, onde a precipitação média anual é de 0.75m/ano (= 0.75ha.m) e a evapotranspiração é cerca de 50%. Assuma que os resíduos estão cobertos de tal forma que o escoamento superficial do interior para o exterior do AS é de 25% e que não há escoamento superficial do exterior para o interior do AS nem infiltração de águas subterrâneas (Rhyner *et al.*, 1995, pp. 315).
8. Explique porque razão o aterro sanitário é uma infraestrutura necessária a qualquer sistema de gestão de RU?

---

## **8. Planeamento e gestão de sistemas de resíduos**

Página intencionalmente em branco

---

## Objectivos de aprendizagem

- Compreender a importância dos processos de planeamento para os objectivos da política de gestão integrada de RU.
- Identificar e descrever os passos fundamentais a seguir na realização de um plano de gestão de RU.
- Identificar os vários problemas que se colocam na implementação dum plano de RU, em particular os relacionados com participação dos vários grupos de interesse e com a problemática da oposição das populações à localização de novas infraestruturas.
- Distinguir entre sistemas de gestão multimunicipais e municipais.
- Conhecer os vários modelos gestionários possíveis para o sector dos resíduos.
- Saber descrever a nova planificação adoptada no País para os sistemas de gestão de RU.
- Avaliar e discutir a importância da aplicação de instrumentos regulamentares e económicos ao sector dos RU, identificando os pontos fortes e fracos de cada tipo de instrumento.
- Conhecer e avaliar as vantagens e desvantagens dos diferentes tipos de instrumentos económicos que têm sido utilizados na gestão de RU.
- Justificar a importância da utilização de indicadores de desempenho para as actividades de gestão de RU e saber dar alguns exemplos.

Página intencionalmente em branco

## 8.1 Introdução

Nos capítulos anteriores foram descritos os aspectos operacionais mais relevantes das várias opções possíveis para a recolha, transporte, valorização, tratamento e confinamento de RU. Como se referiu, também, a gestão dos tecnossistemas de resíduos deverá obedecer ao conceito de gestão integrada dos sistemas e de sustentabilidade, tendo como objectivo preferencial a prestação de um serviço de qualidade aos seus utilizadores com custos razoáveis e adequados (Lobato Faria *et al.*, 1997). Neste contexto, as actividades de planeamento e o modelo de gestão a adoptar são aspectos cruciais para atingir tais objectivos e requerem soluções criativas e bem coordenadas, desenvolvidas e apoiadas por equipas técnicas multidisciplinares.

## 8.2 Planeamento dos sistemas

O planeamento no campo dos RU pode ser entendido como o processo pelo qual as necessidades de uma comunidade, em relação à gestão dos RU, são medidas e avaliadas, além de serem desenvolvidas alternativas que possam apoiar a tomada de decisões mais correctas no domínio do sector dos RU (Tchobanoglous *et al.*, 1993).

Trata-se de desenvolver um conjunto de bases estratégicas orientadoras, susceptíveis de franquear, no futuro, a resolução dos problemas do sector, a vias conjugadas mais funcionais. Neste processo, as interrelações entre os factores técnicos, ambientais, económicos, jurídicos, sociais e políticos devem ser cuidadosamente avaliadas, não esquecendo que as soluções devem ser apoiadas, de forma estratégica, por outros programas relevantes tais como, por exemplo, a estrutura gestonária e financeira; a informação, sensibilização e participação das populações; a educação ambiental; as relações públicas e a formação profissional.

As actividades de planeamento podem ser associadas a três níveis de jurisdição: nacional, regional e local. Em qualquer dos casos, devem ser respeitados, num Plano de Gestão de RU, os seguintes princípios fundamentais: a sustentabilidade dos sistemas; o reforço e o respeito pela estratégia da UE; a correcção das disfunções intrínsecas e operativas dos tecnossistemas; a opção pelas melhores soluções técnicas; a responsabilidade partilhada e a integração dos interesses e expectativas dos vários parceiros da sociedade civil (cidadãos/utentes do serviço, empresas-prestadoras, responsáveis institucionais, associações de cidadãos).

---

Em termos gerais, os planos e programas, representam peças fundamentais para atingir os objectivos da gestão dos RU. As diferenças fundamentais entre programas e planos encontram-se no tipo de actividades envolvidas. Os programas incluem todas as actividades associadas à solução de um problema; os seus elementos estratégicos funcionais incluem as operações financeiras, as estruturas, a necessidade de mão-de-obra, os contratos, o equipamento e manutenção, as entidades gestoras, entre outros. No caso dos planos, o objectivo principal é estabelecer objectivos e políticas orientadoras.

Os procedimentos para a realização de um plano compreendem os seguintes passos fundamentais (Tchobanoglous *et al.*, 1993; Bilitewski *et al.*, 1994):

- 1. Definição e especificação do problema.** Esta é a primeira e a mais crítica fase dum estudo de planeamento. As actividades de planeamento iniciam-se quando as necessidades duma comunidade são articuladas e o problema é reconhecido pelos decisores. Trata-se de obter uma definição clara do problema e correspondentes especificações para os responsáveis pela tomada de decisões acerca da gestão dos RU. Os problemas e especificações usualmente derivam das preocupações do público. As dificuldades resultam do facto dos sistemas de RU não serem normalmente bem compreendidos pelos diferentes níveis de poder de decisão e os interesses e expectativas dos diversos intervenientes nem sempre serem coincidentes. Consequentemente, o planeador pode necessitar de redefinir o problema que foi originalmente especificado pelo decisor.
- 2. Inventariação e acumulação de dados.** Esta fase consiste na recolha e inventariação de todos os dados que irão formar as bases do Plano, abrangendo todos os factores específicos da comunidade em função das necessidades para atingir as especificações do problema. Este é um passo muito importante no planeamento porque as subsequentes recomendações para a acção serão baseadas na situação de diagnóstico. Desta forma é essencial que todos os elementos funcionais que integram um sistema de gestão de RU sejam considerados nos diferentes níveis de planeamento, nomeadamente, a identificação das quantidades e composição dos RU e tendências de evolução futura, os métodos e equipamentos de recolha e transporte existentes, as infraestruturas de valorização e tratamento, os métodos e infraestruturas de confinamento, as características dos produtores de RU e dos operadores que actuam nas diferentes componentes do sistema e as condicionantes gerais (geográficas e de ordenamento do território, estrutura urbano-rural, compromissos já assumidos, condições sócio-económicas, institucionais, financeiras e gestionárias).

3. **Desenvolvimento e avaliação de alternativas.** Esta fase envolve uma avaliação detalhada e análise dos dados acumulados na fase anterior. É nesta fase que o programa do plano é formado. Porque um problema pode ter mais do que uma solução, é vantajoso desenvolver, para apreciação dos decisores, propostas alternativas compostas por um ou mais programas. No desenvolvimento de alternativas é especialmente importante que todos os elementos funcionais sejam coordenados para assegurar um sistema integrado. Pela avaliação de programas coordenados o planeador estará apto a recomendar as opções estratégicas, as prioridades, as metas e sua justificação e as alternativas técnicas mais viáveis, face a critérios como a qualidade, flexibilidade, segurança, adequabilidade às circunstâncias regionais, aceitabilidade por parte dos utentes, custos e níveis de redução e valorização a atingir.
4. **Seleção do plano e programas.** Neste ponto, são seleccionadas um número limitado de alternativas a incluir no plano. As alternativas devem ser avaliadas e revistas pelo planeador, pelos decisores e pelos membros da comunidade. A acção final desta fase é seleccionar o conjunto preferido de programas que formam o plano. A selecção entre diferentes alternativas deverá apoiar-se em indicadores ambientais e económicos bem definidos e em estudos do impacte ambiental de cada alternativa.
5. **Desenvolvimento e implementação do plano.** O principal objectivo desta fase é estabelecer uma sequência temporal das acções, subdividindo-a em curto, médio e longo prazo, e uma estrutura organizacional para a acção. Outros elementos importantes para a implementação são: a definição do modelo de gestão fiscal e administrativo, os requisitos ou normas técnicas gerais aplicáveis, o tipo de regulamentação institucional e tecnológica necessária à implantação das acções concretas no terreno, a especificação de programas próprios para diferentes áreas de intervenção, os custos e investimentos necessários, as medidas de incentivo a adoptar. Nesta fase é também muito importante prever revisões periódicas ao Plano devido às alterações que inevitavelmente ocorrerão ao nível da tecnologia, da legislação, dos recursos e das necessidades e expectativas da comunidade.

Para que a implementação dum Plano tenha sucesso é necessário não só vontade política mas, também, um esforço conjunto de todos os agentes intervenientes e a criação de mecanismos que garantam a sua continuidade no tempo e o acompanhamento periódico na avaliação e validação (económica, técnica, política e social) pelos agentes interessados.

No ponto 6.2.1 foram referidos alguns dos factores importantes para a adesão dos cidadãos aos sistemas de recolha selectiva, factores essenciais para o sucesso dos planos e programas de redução e valorização de RU. Um aspecto

---

também problemático, para a implementação e sucesso destes planos e programas, é o conhecido síndrome NIMBY (Not in My BackYard), o qual traduz a oposição da população à localização de novas infraestruturas de RU (e. g. valorização, tratamento ou confinamento). Trata-se dum fenómeno social muito importante que não pode ser ignorado ou excluído dos processos de planeamento dos sistemas de RU.

A localização de infraestruturas para os RU, que apresentam potenciais riscos para o ambiente e/ou saúde pública, ou que são percebidos pelos cidadãos como tal, nomeadamente os aterros sanitários e as incineradoras, tornou-se um problema complexo para os técnicos e políticos. Estas infraestruturas fazem parte de um conjunto de usos do solo não desejados, frequentemente sujeitos à forte oposição das comunidades, o que na literatura anglo-saxónica é designado por *LULU* (Locally Undesirable Land Uses), (Popper, 1991).

O síndrome NIMBY caracteriza-se pela percepção que as comunidades afectadas têm de uma solução não equilibrada, e, por isso, desfavorável para elas. Os potenciais benefícios resultantes da instalação de infraestruturas de RU, nomeadamente, a criação de emprego, aumento de receitas provenientes de impostos ou tarifas, não compensam os custos, nos quais se incluem os potenciais riscos para o ambiente e para a saúde pública, os incómodos de ruído, tráfego, desvalorização das propriedades e depreciação da auto-imagem da comunidade, conduzindo, este balanço negativo, à oposição pública à localização destas infraestruturas (Lober, 1995).

Alguns autores têm identificado diferentes variantes do síndrome NIMBY. O síndrome dos indivíduos que se opõem a qualquer localização, independentemente da distância a que se encontre das suas habitações, é denominado *NOPE* (Not on Planet Earth) ou *BANANA* (Build Absolutely Nothing Anywhere Near Anyone) ou ainda *NIABY* (Not In Anyone's Backyard). Da parte dos responsáveis políticos é frequente também o síndrome *NIMET* (Not In My Elected Term) (Heiman, 1990; Lober e Green, 1994).

Políticos e técnicos têm atribuído às reacções negativas da população a falta de informação e educação das mesmas. Na realidade, é um pouco incompreensível que projectos e soluções tecnicamente bem concebidos, sob o ponto de vista das tecnologias utilizadas e medidas de minimização de impactes ambientais, sejam rejeitados pela população e que, inclusive, se chegue a preferir as soluções existentes.

O problema é que apesar da crescente consciencialização da população, sobre a necessidade de se acabarem com as lixeiras, as soluções alternativas não são vistas como isentas de riscos, as populações consideram-se as vítimas de um problema que é mais de outros do que seu, já que, por razões económicas e técnicas, estas unidades são concebidas para tratar também os resíduos de

---

outras comunidades. Por outro lado, o quadro legislativo previsto para a participação e consulta dos cidadãos, os quais são chamados a pronunciar-se nas fases finais dos planos, programas ou projectos, causam frequentemente a sensação que as soluções já estão tomadas e que são irreversíveis (Vasconcelos e Martinho, 1997).

Contrariamente ao que muitos políticos e técnicos pressupõem, o planeamento e a gestão dos RU não é um assunto exclusivamente técnico-científico. É um processo que opera em contextos complexos, com problemas de difícil definição e que não têm uma solução única. O problema de reconhecer as várias dimensões e os vários níveis de complexidade, bem como os factores de incerteza, quando se considera, por exemplo, a sustentabilidade, a análise de risco, a análise do ciclo de vida, as opções para a gestão dos resíduos ou as localizações geográficas de infraestruturas, resultam em conflito. É necessário encontrar novas formas de integrar valores, atitudes, comportamentos, interesses e riscos, elementos essenciais que caracterizam o complexo sistema de gestão de RU, nos processos de planeamento e de gestão dos RU (Vasconcelos e Martinho, 1997).

Para resolver este problema vários países têm reformulado os processos de decisão por forma permitir respostas mais adequadas da sociedade civil aos sistemas de gestão de RU. Têm-se criado painéis, comissões e/ou foruns de acompanhamento, com deslocação da participação dos vários grupos de interesse para fases mais iniciais dos processos de planeamento e gestão dos sistemas.

### 8.3 Sistemas de gestão e entidades gestoras

O modelo de gestão de RU que prevaleceu no País até há bem pouco tempo, assentava na gestão directa municipal, o que se traduzia em 305 entidades gestoras, 275 no Continente. Este modelo funcionou de forma eficaz em termos de protecção da saúde pública, pois promoveu o rápido afastamento dos resíduos das áreas urbanas, com a implementação, por quase todo o País, de sistemas de recolha hermética. No entanto, foi muito pouco eficiente em relação aos montantes investidos, dando origem a custos operacionais excessivos devido à pulverização dos sistemas municipais e à deficiente estrutura de gestão da generalidade das autarquias para o desempenho deste tipo de funções. Foi ainda pouco eficaz em termos de protecção do ambiente, porque originou a proliferação de lixeiras não controladas por todo o País, causando impactes negativos graves, de recuperação demorada e requerendo pesados investimentos (Almeida, 1997). Esta situação resultou, em grande parte, da generalizada falta de técnicos qualificados e de este sector estar na

---

total dependência financeira do município, uma vez que tem sido tradição o não pagamento do serviço de recolha e tratamento de resíduos.

A crescente complexidade e níveis de exigência atribuídos às actividades de gestão de RU, e a vontade política de assegurar a melhoria da qualidade e da eficiência dos serviços prestados, veio exigir uma reformulação da lei de delimitação de sectores. Com a introdução dos DL n.º 372/93, de 29 de Outubro, e n.º 379/93, de 5 de Novembro, estruturou-se as actividades de recolha e tratamento de RU com base na distinção entre sistemas multimunicipais e sistemas municipais, e permitiu-se a empresarialização destes sistemas e a abertura da sua gestão ao sector privado.

De acordo com a legislação em vigor, os **sistemas multimunicipais** caracterizam-se por terem importância estratégica, abrangendo a área de pelo menos dois municípios e exigindo um investimento predominante do Estado. Os **sistemas municipais** incluem todos os demais, não abrangidos pelos critérios anteriores, bem como os sistemas geridos através de associações de municípios.

O modelo de gestão adoptado, multimunicipal ou municipal, deverá ter um carácter instrumental e servir, de forma adequada, a política definida para o sector, devendo o regime de exploração e gestão destes sistemas obedecer aos seguintes princípios fundamentais: prossecução do interesse público; carácter integrado dos sistemas; eficiência e prevalência da gestão empresarial.

Tem sido norma considerar os seguintes cinco tipos de modelos de gestão no âmbito do saneamento básico, designação na qual se tem vindo a integrar o sector dos resíduos, (Lobato Faria *et al.*, 1997):

- gestão pública directa, o que respeita à gestão pública municipal;
- gestão pública directa com recursos a estruturas intermunicipais ou regionais;
- gestão pública delegada, a qual implica que um município, um grupo de municípios ou entidades locais previamente designadas, criem uma empresa de capitais municipais, ou municipais e de outras entidades públicas, e deleguem nessa empresa a gestão do sistema;
- gestão delegada mista ou privada, situação semelhante à anterior, mas aqui a entidade que explora o sistema não é pública, mas sim privada ou mista;
- gestão privada ou mista em que, quer a gestão, quer a propriedade dos sistemas, são privados ou mistos.

---

Há que distinguir os responsáveis directos pela gestão dos sistemas, denominados entidades gestoras dos tecnossistemas, dos restantes agentes intervenientes no domínio dos RU. As entidades gestoras dos tecnossistemas são os Municípios (geralmente constituídos em Associações de Municípios) e as entidades multimunicipais cujos sistemas são geridos por empresas concessionárias de capitais maioritariamente públicos. Os sistemas da primeira categoria, sistemas municipais, podem ser concessionados a empresas com qualquer tipo de estrutura de capital.

A gestão integrada envolve outros agentes, cuja articulação deverá ser realizada no âmbito de programas específicos de gestão. É, contudo, de referir, pela sua importância na gestão global, os seguintes agentes (Lobato Faria *et al.*, 1997):

**a) Responsáveis directos pela gestão das embalagens e resíduos de embalagens:**

- i) Produtores de embalagens, embaladores, primeiros importadores, fabricantes de materiais de embalagem (as fileiras de materiais), que podem delegar a sua responsabilidade numa ou mais entidade(s) gestora(s) especificamente formadas para aquele fim;
- ii) Empresas privadas de capitais públicos para determinadas fileiras.

**b) Responsáveis pelas recolhas indiferenciada e selectiva:**

- i) Municípios;
- ii) Empresas Multimunicipais, no caso da recolha selectiva;
- iii) Empresas privadas quando aquele serviço é concessionado, ao abrigo da legislação em vigor.

**c) Responsáveis pelo armazenamento/triagem dos materiais alvo da recolha selectiva:**

- i) Empresas privadas;
- ii) Empresas Multimunicipais;
- iii) Municípios;
- iv) Empresas privadas, quando aquele serviço é concessionado.

- d) Responsáveis pela transferência dos resíduos alvo de recolha** (quando esta operação existir):
  - i) Municípios (directamente ou indirectamente quando existe uma prestação de serviços por uma empresa privada);
  - ii) Entidades Multimunicipais;
  - iii) Empresas privadas quando aquele serviço é concessionado.
  
- e) Responsáveis pela valorização orgânica ou energética dos RU:**
  - i) Municípios (Associações de Municípios), directamente ou indirectamente, quando existe uma prestação de serviços por uma empresa privada;
  - ii) Entidades Multimunicipais.
  
- f) Responsáveis pela deposição final dos RU no solo** (em aterro sanitário ou estações de confinamento técnico):
  - i) Municípios (directamente ou indirectamente, quando existe uma prestação de serviços por uma empresa privada);
  - ii) Entidades Multimunicipais;
  - iii) Empresas privadas quando aquele serviço é concessionado.
  
- g) Responsáveis directos pela gestão dos diferentes fluxos de resíduos**, no âmbito do princípio da responsabilidade partilhada, deverão ser considerados:
  - i) Produtores e/ou importadores para território nacional dos produtos e os responsáveis pela sua colocação no mercado;
  - ii) Autarquias ou entidades multimunicipais, sempre que esses produtos sejam consumidos pelo público em geral dando origem a resíduos domésticos, ou empresas privadas, quando o serviço é concessionado pelas Autarquias.

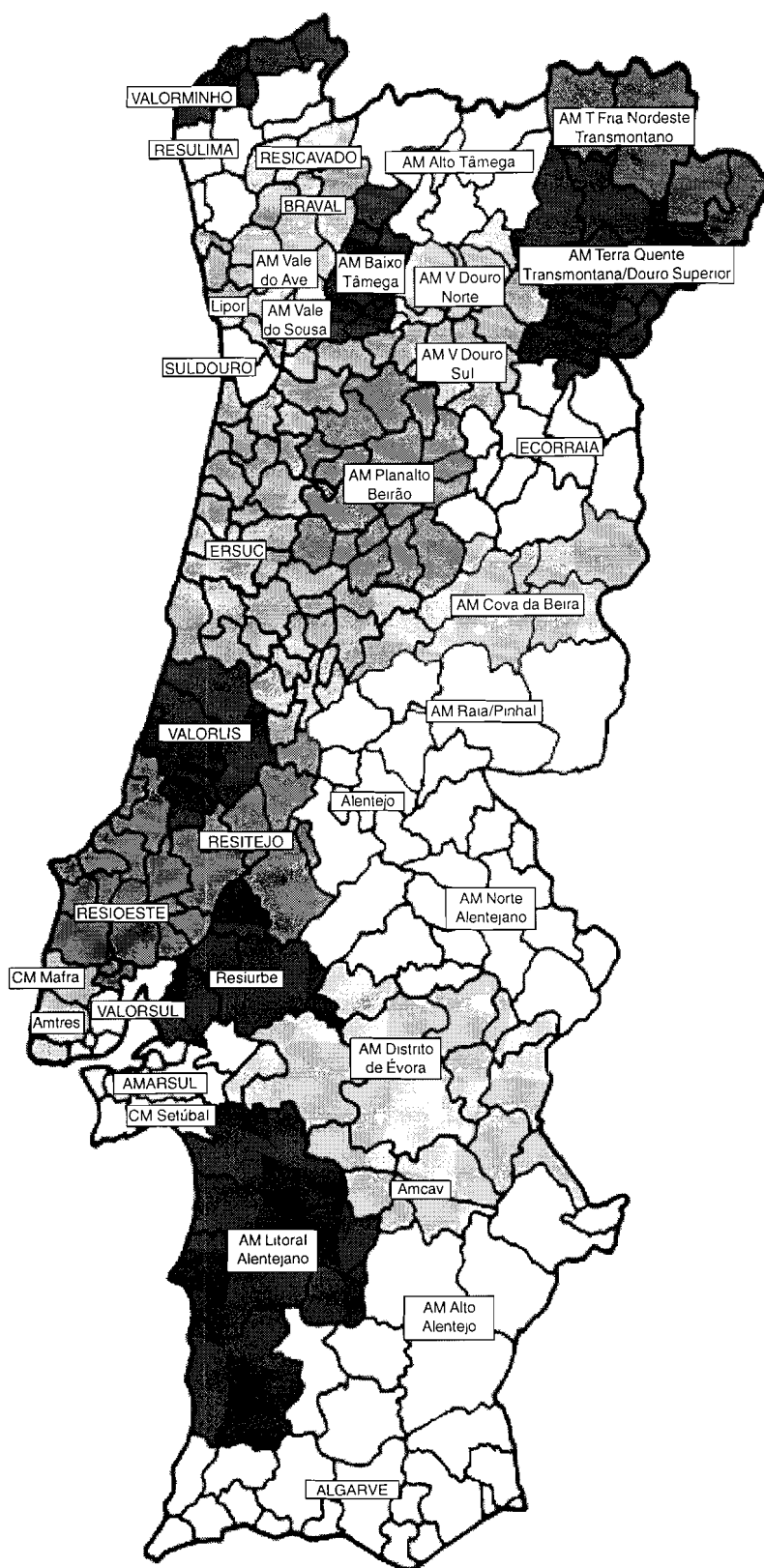
A nova planificação dos sistemas de gestão (figura 8.1 e tabela 8.1), as designadas Regiões Plano, estende-se por todo o País, e correspondia, em Dezembro de 1998, a cerca de 40 sistemas, sendo 11 multimunicipais (Empresa Geral de Fomento + Municípios), 25 intermunicipais (Associações de Municípios) e 4 municipais, sendo de prever que se estabilize em 10 multimunicipais, 20 Intermunicipais e 2 municipais (MA, 1998).

---

Como referem Lobato Faria *et al.* (1997), para o arranque do desenvolvimento das novas infraestruturas, é indispensável reformular as estratégias de gestão, não apenas adaptando-as à realidade próxima futura mas também apoiando-as em programas financeiros apropriados. Algumas disfunções aparecem de forma prioritária neste contexto, destacando-se a estagnação ou o fraco dinamismo em aspectos importantes como:

- acompanhamento da gestão com base em indicadores de desempenho;
- estabelecimento definitivo de programas de recolha selectiva com vista à valorização;
- lançamento de políticas de preços a cobrar aos utentes do serviço, aos beneficiários da reciclagem e às empresas de valorização, por forma a cobrir os custos de exploração dos tecnossistemas e a dar lugar a reservas para futuros desenvolvimentos;
- estudo cuidadoso de soluções integradas resíduos urbanos – resíduos industriais, por forma a obter benefícios financeiros sem trair os princípios de defesa do ambiente e de salvaguarda da saúde das populações;
- realização de acções de formação visando um alargado leque de conhecimentos, destinados a vários níveis de gestão tendo em vista a inserção de todos os trabalhadores dos sistemas numa mesma óptica estratégica;
- aumento de interesse pelo atendimento ao utente, realização de acções de sensibilização sempre que tal se proporcione, tudo isto com a finalidade de obter uma gestão interactiva em que o utente é parte primacial.

Considera-se de algum interesse salientar a publicação do DL n.º 239/97, de 9 de Setembro e da Portaria n.º 961/98, de 10 de Novembro, que criaram o suporte legislativo para que as unidades de tratamento de resíduos, independentemente da sua origem, sejam autorizadas pelo Ministério do Ambiente, dando assim garantias de que o seu funcionamento se processe no respeito da legislação ambiental em vigor.



**Figura 8.1** – Sistemas de resíduos urbanos em Portugal Continental, Dezembro de 1998 (MA. 1998).

**Tabela 8.1** – Designação e características dos sistemas de gestão de RU (situação em Dezembro 1998) (MA, 1998).

n.º	Sistema e número de municípios	Área (% do total)	Produção <sup>(1)</sup> (% do total)	Tipo de destino final
<b>Região Norte</b>				
1	VALORMINHO – 6	0.93	0.87	aterro
2	RESULIMA – 6	1.71	3.36	aterro
3	RESICÁVADO – 3	0.58	0.76	
4	BRAVAL – 3	0.53	2.33	aterro
5	AM Vale do Ave – 4	0.89	4.68	compostagem + aterro
6	LIPOR – 8	0.62	9.85	compost. + incineração + aterro
7	AM vale do Sousa – 6	0.75	3.32	aterro
8	SULDOURO – 2	0.38	4.16	aterro
9	AM Alto Tâmega – 6	2.88	1.14	aterro
10	AM Vale do Douro Norte – 7	1.19	1.20	aterro
11	AM Terra Fria – 4	2.77	0.61	aterro
12	AM Terra Quente – 5	2.22	0.70	aterro
13	AM Baixo Tâmega – 6	1.25	1.88	aterro
14	AM Vale Douro Superior – 4	1.88	0.36	aterro
15	AM Vale Douro Sul – 10	1.69	1.31	aterro
16	AM de Terras de St.ª Maria – 3	0.30	1.20	aterro
17	CM de Arouca – 1	0.32	0.25	aterro
<b>Região Centro</b>				
18	VALORLIS – 6	2.12	2.87	aterro
19	ERSUC – 32	6.96	8.08	aterro
20	AM Planalto Beirão – 16	3.61	2.69	compostagem de verdes + aterro
21	AM Cova da Beira – 6	2.80	1.22	Compostagem + aterro
22	AM Raia/Pinhal – 6	4.45	1.10	aterro
23	ECORRAIA – 10	3.69	1.29	
24	CM Viseu – 1	0.50	0.90	
<b>Região Lisboa e Vale do Tejo</b>				
25	RESIOESTE – 14	2.71	3.80	aterro
26	RESIURBE – 6	2.90	1.02	aterro
27	AM Lezíria do Tejo 2 – 2	0.71	0.88	
28	AMARTEJO – 5	1.65	0.69	aterro
29	RESITEJO – 8	1.79	1.45	aterro
30	AMTRES – 3	0.45	6.67	Compostagem + aterro
31	VALORSUL – 4	0.58	12.73	dig. Anaeróbia + incin. + aterro
32	AMARSUL – 8	13.31	5.95	aterro
33	CM Setúbal – 1	0.17	1.10	Compostagem + aterro
34	CM Mafra – 1	0.29	0.47	aterro
<b>Região Alentejo</b>				
35	AM Distrito de Évora – 12	6.30	1.65	
36	AM Litoral Alentejano – 7	6.27	1.21	aterro
37	AMCAV – 5	1.71	0.27	aterro
38	AM Norte Alentejano – 14	5.67	1.27	aterro
39	AM Baixo Alentejo – 8	6.55	1.04	aterro
<b>Região Algarve</b>				
40	ALGAR – 16	4.92	3.67	compostagem de verdes + aterro

<sup>(1)</sup> Produção total = 3 701 654t/ano (valores calculados utilizando a evolução das captações previstas no PERSU). População total = 9 457 470 hab. (com base nas Estimativas de População Residente em 31 de Dez. de 1997, publicadas pelo INE).

## 8.4 Instrumentos de Gestão

Os instrumentos regulamentares têm sido os meios mais utilizados no controlo e na prevenção contra a poluição provocada pela incorrecta gestão de resíduos. Baseiam-se, essencialmente, no estabelecimento de valores de emissão para determinados poluentes ou de valores-guia da concentração de poluentes nos diversos compartimentos ambientais (ar, água, solo), ambos geralmente identificados segundo critérios de saúde pública, isto é, da toxicidade que a presença ou a emissão desses poluentes representam para o Homem. Há também imposição directa de normas construtivas e operativas dos vários tecnossistemas, da utilização de produtos (e. g., aplicação de lamas das ETAR ou de composto no solo) e de procedimentos de licenciamento.

A aplicação de instrumentos regulamentares ao sector dos resíduos provocou efeitos positivos no desenvolvimento e aperfeiçoamento das medidas de redução (das quantidades e perigosidade) e nas tecnologias de valorização, tratamento e confinamento. Contudo, estas medidas não têm sido suficientes para inverter a tendência do aumento da produção dos RU e da sua incorrecta gestão. Uma das justificações para a inércia à mudança necessária no sector dos resíduos, reside na dificuldade de pôr em prática, de uma forma eficiente, muitos dos mecanismos regulamentares, devido essencialmente às interrelações económicas caóticas e aos conhecimentos incompletos sobre muitos aspectos, nomeadamente, os efeitos a curto e longo prazo nos ecossistemas (O’Riordan, 1997).

O problema mais significativo da aplicação destes instrumentos tem sido o facto de, só por acaso ou excepcionalmente, os valores regulamentados conduzirem a uma solução económica eficiente e, conseqüentemente, a um nível óptimo da externalidade. Além disso, o estabelecimento de normas implica fiscalização do seu cumprimento por parte de uma entidade de monitorização e controlo. Esta situação é, na maioria dos casos, muito difícil de por em prática de forma extensiva.

A política comunitária de ambiente, posta em prática nas duas últimas décadas, através de centenas de instrumentos legais (e. g. regulamentos, directivas), tem revelado que a abordagem tradicional de «comando e controlo», não é suficiente para o objectivo de desenvolvimento sustentável e para a desejada responsabilidade partilhada, reconhecendo o interesse da aplicação de instrumentos económicos.

Para além da sua elevada flexibilidade, que contrasta com a rigidez dos instrumentos regulamentares, os instrumentos económicos possuem a vantagem de constituírem um incentivo constante à redução da poluição, por serem um estímulo ao desenvolvimento de tecnologias menos poluentes,

---

oferecerem uma maior eficácia relativamente a custos e uma melhor integração com outras políticas sectoriais (GEPAT, 1988).

A aplicação de instrumentos económicos envolve a modificação dos preços de mercado, quer de uma forma directa (e. g. através da aplicação de taxas de poluição, de sistemas de depósito e consignação, da acção directa sobre os preços ou de incentivos à conformidade), ou indirectamente, através da criação de novos mercados, da implementação de ajudas financeiras ou subsídios e de restrições quantitativas e qualitativas a determinados produtos (Pearce e Brisson, 1994).

No sector dos RU, os instrumentos económicos mais utilizados pelos diversos países comunitários têm sido as taxas por serviços prestados, as taxas de deposição em aterro ou de incineração, as taxas sobre produtos, os sistemas de depósito e reembolso, os créditos à reciclagem e os apoios financeiros ou subsídios à criação de novos mercados para recicláveis e reciclados.

#### *a. Taxas por serviços prestados*

Até há bem pouco tempo, o serviço de resíduos era financiado pelo conjunto das taxas ou dos impostos locais ou pelas taxas de propriedade. Nos casos em que era cobrada aos utentes uma taxa de resíduos, esta não reflectia as quantidades produzidas e colocadas para recolha por cada família. Nesta situação, o custo marginal de colocar no contentor um saco de lixo extra é igual a zero, não havendo nenhum incentivo económico para a redução da quantidade de resíduos. Contudo, a utilização de tarifários, pagos pelos utentes dos serviços de recolha e tratamento dos resíduos, passou a ser uma prática relativamente comum em muitos países.

Em Portugal, em vários municípios, o cálculo do tarifário de RU baseia-se numa percentagem do consumo de água efectuado pelas famílias. Existe uma relação entre o consumo de água e número do agregado familiar, e, igualmente, entre a produção de RU e o número do agregado familiar. Desta forma, teoricamente, o tarifário será proporcional à quantidade de RU produzida por família.

Este sistema, no entanto, não é o mais justo e apresenta vários problemas, nomeadamente: as famílias que têm em prática medidas ou sistemas de poupança de água não produzem necessariamente menos resíduos; as famílias com jardim ou quintal consomem mais água mas podem produzir menos resíduos, porque utilizam, por exemplo, alguns resíduos orgânicos para alimentação animal ou para compostagem caseira; as famílias que reduzem e reciclam os seus resíduos também enviam menos RU para recolha, mas acabam por pagar o mesmo que as outras.

---

A necessidade de criação de um tarifário mais justo e que funcione como um incentivo para que os cidadãos encontrem formas alternativas que conduzam à redução das quantidades de resíduos que produzem, levou a que um grande número de comunidades locais introduzissem, nos últimos anos, esquemas de tarifas proporcionais à quantidade de resíduos produzidos por cada família, o que é conseguido através das seguintes modalidades:

- i) Sistema de pagamento prévio de recipientes para deposição, cujo preço será fixo ou variável em função da sua capacidade;
- ii) Sistema de pagamento de acordo com a frequência da recolha;
- iii) Sistema de pagamento em função das quantidades (em peso) produzidas por cada utente. Neste caso, cada recipiente tem um *chip* ou código de barras que identifica o seu proprietário. O veículo de recolha é equipado com um sistema de leitura e pesagem computadorizado, e os recipientes são identificados e pesados no momento em que as adufas os elevam para esvaziamento da sua carga. Este sistema, já com larga implementação nos EUA e no Canadá, começou recentemente a ser utilizado em várias cidades europeias. McAdams (1994) refere que em 1994 cerca de 1000 comunidades nos EUA tinham um sistema semelhante em funcionamento e que a redução registada na quantidade de RU chegava a ser superior a 40%. Este sistema para além de permitir um mecanismo automático de pesagem dos RU possibilita ainda a identificação dos contentores vazios, o tempo dispendido no esvaziamento de cada recipiente e o tempo entre pontos de recolha, o que possibilita um melhor planeamento e produtividade dos sistemas de recolha.

As três modalidades descritas apresentam contudo algumas desvantagens. Por um lado, exigem elevados custos de investimento e, por outro lado, só são aplicáveis para sistemas de recolha individuais, ou nos casos em que o mesmo recipiente é partilhado por poucas famílias.

- iv) Nos casos de sistemas de recolha colectiva têm-se desenvolvido também novos métodos. Uma opção é a utilização de recipientes fechados mas equipados com um sistema de abertura automática mediante a introdução de um cartão magnético ou de uma moeda (Bilitewski *et al.*, 1994).

Em resumo, as principais vantagens associadas à utilização de taxas por serviços prestados são as seguintes:

- as taxas podem ser calculadas de forma a cobrir total ou parcialmente os custos de recolha e valorização, tratamento ou confinamento;

- podem constituir um incentivo à redução, estando as famílias ao corrente dos custos que pagam, podem ser induzidas a reduzir as quantidades produzidas, quer evitando o desperdício, quer desviando parte dos RU para sistemas alternativos, como a compostagem caseira e a deposição selectiva.

#### *b. Taxas de deposição em aterro ou de incineração*

Estas taxas, em funcionamento em alguns países europeus, têm-se revelado um bom mecanismo para incentivar a redução e promover a valorização. Actualmente, pelo menos seis países da UE (Dinamarca, França, Alemanha, Bélgica, Holanda e Inglaterra) têm taxas de deposição em aterro, variando o valor da taxa entre 0.60 a 20.67 libras/tonelada (tabela 8.2).

**Tabela 8.2** – Taxas de deposição em aterro na Europa (Powell e Craighill, 1997; DoE, 1995).

<b>País</b>	<b>Tipo de resíduos</b>	<b>Custo (libras/t)</b>
Dinamarca	todos	20.67
França	Urbanos	2.50
	industriais, perigosos	5-8
Alemanha	industriais, perigosos	10-41
Bélgica (Flandres)	Urbanos	1-3
	industriais, perigosos	0.60-7
Holanda	todos	10.50
Inglaterra	todos	7
	inertes	2

Em França, esta taxa, em vigor desde 1993, aplica-se a cerca de 6 500 aterros de RU e de resíduos industriais e perigosos. As indústrias que depositam os resíduos nos seus próprios aterros estão isentas. Os 20 FF por tonelada podem sofrer um aumento de 50% se os resíduos a depositar forem oriundos de outras zonas. As receitas da taxa destinam-se a financiar o desenvolvimento e a instalação de tecnologias inovadoras de tratamento de resíduos, apoiar projectos locais, eliminar os depósitos ilegais e descontaminar solos poluídos (Fernandez e Tuddenham, 1995).

Na Dinamarca, a aplicação de taxas de deposição iniciou-se em 1987. Ao contrário dos outros países, a taxa é paga por todos os resíduos enviados para incineração ou para aterro. A única isenção são os inertes, destinados a funcionar como material de cobertura em aterros. O objectivo é o de reduzir as quantidades que vão para aterro e também para incineração; no entanto, a taxa de encaminhamento para aterro é superior à correspondente taxa de

envio para incineração (195 e 160 coroas, respectivamente), reflectindo a preferência pela incineração e a sua posição superior na hierarquia dos resíduos. As taxas aumentaram de 40 coroas em 1987 para 285 coroas em 1997. Segundo as entidades oficiais, este facto contribuiu para um aumento na redução e na reciclagem de 35% em 1985, para 50% em 1993, e a quantidade de resíduos de demolição reciclados aumentou de 12% para 82%, durante o mesmo período (Powell e Craighill, 1997)

Em Inglaterra, o *Plano Estratégico para a Gestão dos Resíduos*, publicado em 1995, previa a introdução de uma taxa em 1996. A taxa recai sobre os operadores dos aterros, que transferem este custo para os produtores de resíduos. A taxa é de 7 libras por tonelada, com uma redução de 5 libras para os resíduos inertes (DoE, 1995).

O conhecimento actual sobre os verdadeiros impactes da aplicação de uma taxa de deposição em aterro revela grandes incertezas, em virtude das próprias incertezas quanto ao comportamento dos operadores do sistema de gestão de resíduos e dos produtores dos mesmos, e à evolução das tecnologias de incineração e reciclagem.

### ***c. Taxas sobre produtos***

As taxas sobre produtos baseiam-se num princípio directamente relacionado com o Princípio do Poluidor-Pagador, já que procuram internalizar no produto final os custos de recolha e tratamento ou de deposição final dos resíduos. Em termos genéricos, a aplicação de uma taxa deste tipo refere-se à obrigação de pagamento (ou acordo), por parte dos produtores ou importadores de determinado produto, de uma taxa adicional, com o objectivo de assegurar que um destino final seguro e não poluente seja equacionado para o mesmo, é o que se passa actualmente com o Sistema Integrado de Gestão das Embalagens.

Relativamente a este tipo de instrumento económico, levantam-se igualmente alguns problemas. Por um lado, há a possibilidade dos produtores transferirem a taxa para o consumidor, não sentindo, por isso, a necessidade de desenvolverem esforços para reduzir as quantidades de embalagens dos seus produtos. Por outro lado, uma vez que a utilização intensiva das embalagens pelos produtores e distribuidores corresponde geralmente a políticas de diferenciação do produto, é razoável acreditar que a procura por esses produtos diferenciados não seja muito elástica. Por último, a taxa representa uma ínfima parcela do preço final, e taxas muito baixas não têm efeito nos comportamentos.

### ***d. Sistemas de depósito e reembolso***

Os sistemas de depósito e consignação apresentam, de certa forma, uma relação com o conceito de taxa sobre o produto. Trata-se, efectivamente, de

---

uma sobretaxa ao preço do produto sobre o qual se quer actuar, diferindo todavia nos seguintes aspectos:

- o depósito não se baseia no peso ou no volume do produto em questão;
- o depósito é devolvido quando o produto é entregue aos agentes de recolha.

Este instrumento actua como um incentivo económico, conseguindo-se, através dele, não só reduzir a quantidade de resíduos, como também, de forma indirecta, preservar e recuperar recursos e energia, devido ao incentivo induzido à reutilização e à reciclagem.

Para além da sua aplicação generalizada às embalagens de bebidas (Sistema de Consignação para as embalagens reutilizáveis), verifica-se a aplicação deste tipo de instrumento a outros produtos, como, por exemplo, electrodomésticos, pilhas e baterias, automóveis e pneus.

As experiências da aplicação deste instrumento indicam que as taxas de retorno não são muito sensíveis ao valor do depósito. Muito mais importante neste contexto é o número, conhecimento e conveniência dos pontos de recolha para os consumidores (Pearce e Brisson, 1995).

#### *e. Créditos à reciclagem*

Este instrumento, em vigor em muitos países, consiste em passar os custos evitados da deposição em aterro para as empresas que fazem a recolha selectiva. A intenção desta medida é a de deslocar o destino dos resíduos para as primeiras posições da hierarquia dos resíduos e tornar financeiramente mais viável a recolha selectiva e a reciclagem dos materiais (Turner e Brisson, 1995).

Como principais conclusões sobre a aplicação de instrumentos regulamentares e económicos ao sector dos resíduos, pode referir-se o seguinte (Martinho, 1998):

- Primeiro, os agentes económicos e institucionais envolvidos no processo de produção, transporte, valorização e eliminação dos RU são em grande número e, mais importante que isso, muito heterogéneos, o que cria maiores dificuldades na eficiência das políticas de «comando e controlo», comparativamente a outros sectores, como o da água ou do ar;
- Segundo, os instrumentos económicos parecem ter um efeito mais eficiente, verificando-se uma afirmação gradual na sua aplicação à gestão dos RU. Este facto tem associado algumas dificuldades e problemas específicos, por motivos relacionados, por um lado com o

---

facto das análises sobre a aplicação de instrumentos económicos pertinentes para os RU estarem pouco aprofundadas e verificar-se a ausência de uma investigação extensiva a todos os níveis; por outro lado, por ainda não terem sido avaliadas as vantagens da aplicação simultânea de um conjunto de instrumentos económicos. Se o objectivo é o de reduzir as quantidades de RU produzidos na fonte e aumentar as quantidades recicladas (reduzindo ao mínimo os custos económicos e ambientais) então vários grupos de instrumentos económicos devem ser aplicados de uma forma complementar e integrada.

## 8.5 Indicadores de desempenho dos sistemas

A medição do desempenho dos sistemas de gestão, recorrendo a um conjunto de índices e indicadores, é essencial quer para os técnicos e políticos envolvidos na gestão dos RU, quer para os utentes dos sistemas.

Para os técnicos responsáveis pela gestão, avaliar e monitorizar os sistemas implementados significa poderem reconhecer as virtudes e os defeitos dos mesmos, identificar áreas problema e corrigir e melhorar as situações menos eficientes (The Kindred Association, 1994). Os indicadores devem contribuir para a avaliação da sustentabilidade dos sistemas de gestão, o que significa que deverão contemplar os princípios de intergeracionalidade, de equidade, de participação pública e de minimização de impactes ambientais negativos e optimização de recursos económicos.

Para os utentes, o conhecimento de determinados indicadores de desempenho dos sistemas de gestão de RU, tem um duplo significado. Por um lado, servem de elementos de avaliação das políticas e programas implementados na sua zona de residência para a gestão dos resíduos (e. g. para uns, será importante conhecer de que forma os fundos públicos estão a ser geridos; para outros, interessará se a reciclagem está a contribuir para atingir os objectivos de conservação dos recursos e de desvio dos resíduos dos aterros); por outro lado, servem como elementos de auto-avaliação dos seus próprios comportamentos, podendo actuar como um incentivo para a manutenção ou o melhoramento das suas actividades de reciclagem.

Para além dos factores referidos, a utilização de indicadores para as actividades de gestão apresenta ainda como possibilidades permitir: identificar necessidades de informação; simular e avaliar o efeito de diferentes alternativas; identificar tendências; ajudar os processos de decisão e monitorizar e desenvolver políticas e programas específicos.

No entanto, os indicadores devem ser flexíveis para poderem ser aplicáveis a diferentes áreas geográficas, a diversas escalas e a diferentes situações

---

gestionárias, devendo ser adaptados a diferentes cenários de gestão, e referenciados às normas, aos regulamentos e às políticas locais prevalentes em cada caso.

Em relação à reciclagem, cujos objectivos são valorizar determinados resíduos, por forma a evitar a sua deposição em aterro, e poupar recursos naturais, a avaliação do sucesso de qualquer esquema de reciclagem deverá ser traduzida pela quantidade de resíduos desviados da deposição final, o aterro, e transformados em produtos reciclados. Isto pressupõe uma eficiência nos métodos e tecnologias utilizados para a recuperação dos RU, com o objectivo último de recolher a máxima quantidade, com a melhor qualidade, e processar os materiais recolhidos da forma tecnologicamente mais eficiente, ou seja, evitar que ao longo do circuito da reciclagem parte dos resíduos recolhidos sejam rejeitados e enviados para aterro.

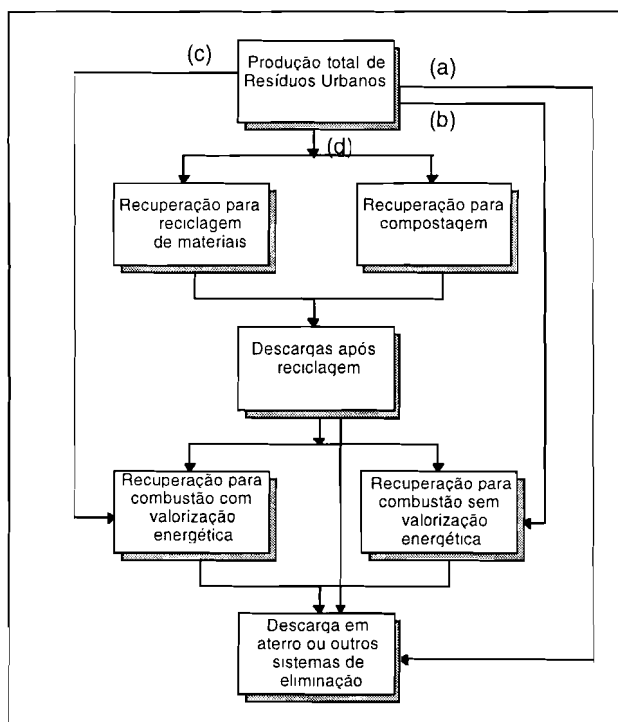
O termo *taxa de reciclagem* é usualmente utilizado para expressar essa medida de eficiência; em termos de política, será necessário reciclar (ou valorizar) determinadas componentes dos RU, por forma a atingir uma determinada taxa de reciclagem.

A forma como a taxa de reciclagem é actualmente calculada induz uma incorrecta interpretação do termo. Este tem sido usualmente utilizado pelas autarquias para indicar a percentagem de materiais do fluxo de RU que são recolhidos para efeito de reciclagem, o que não é equivalente à percentagem total de RU que foi efectivamente reciclada.

É, pois, necessário precisar o que se mede, utilizar os mesmos termos para o mesmo tipo de indicadores, medidos nos mesmos pontos do sistema e pelos mesmos métodos. Só assim se poderão definir políticas de reciclagem viáveis e avaliar e comparar o desempenho dos diferentes sistemas de recolha selectiva.

Teoricamente, a *taxa de reciclagem* de determinado fluxo ou fileira dos RU, por exemplo, o fluxo das embalagens, deve ser determinada em relação ao conjunto total de embalagens produzidas pelos residentes servidos por um dado sistema de recolha selectiva, sendo calculada pela razão entre a quantidade de embalagens recolhidas e efectivamente recicladas e a quantidade total de embalagens disponíveis na corrente dos resíduos produzidos pelos residentes servidos. Este cálculo pressupõe seguir todo o ciclo de reciclagem dum determinado material e fazer um balanço de massa, identificando todas as entradas e saídas do sistema, como se exemplifica na figura 8.2.

Analisando a referida figura, conclui-se que se a totalidade dos materiais presentes nos RU tiver como destino as situações (a), (b) e/ou (c), a taxa de reciclagem é de 0%, ou seja, nenhuma componente dos RU tem como destino a reciclagem. Na situação (d), em que parte ou a totalidade dos RU seguem para reciclagem material e/ou orgânica, a taxa de reciclagem dependerá da eficiência das tecnologias utilizadas.



**Figura 8.2** – Metodologia de balanço de massas para estimar a valorização e deposição de RU.

Ao nível local, determinar correctamente a taxa de reciclagem dum dado material é praticamente impossível, já que, na maior parte das situações, os materiais recolhidos são processados ou transformados em indústrias localizadas fora das suas fronteiras e os resíduos resultantes desses processos são depositados noutros locais, sendo difícil fazer o balanço indicado na figura 8.2. Por este motivo, a taxa de reciclagem é usualmente medida após a recolha e o processamento dos resíduos, antes da sua transformação em produtos reciclados.

A ERRA (European Recovery and Recycling Association) tem desenvolvido um conjunto de indicadores técnicos com o objectivo de constituir uma base de avaliação e comparação idênticas entre os diferentes sistemas, por forma a ser utilizável pelos respectivos sectores ou políticos. Todas as taxas descritas seguidamente baseiam-se nas propostas da ERRA (1993a; 1993b).

Cada indicador aplica-se a um fluxo específico dos RU e num ponto determinado do sistema de gestão dos RU. Os indicadores mais utilizados para a avaliação do desempenho dos sistemas de gestão de RU podem subdividir-se em duas categorias: os específicos de uma determinada área e os específicos do processo (White *et al.*, 1995).

#### **a. Indicadores específicos de uma determinada área**

Nesta primeira categoria incluem-se os indicadores que se aplicam a uma área geográfica ou de jurisdição nacional, regional ou local. A taxa de desvio

---

é o indicador mais correcto e seguro para a avaliação de um sistema de gestão integrada de RU. É determinada pela razão entre a quantidade total de RU recolhidos e enviados para valorização e efectivamente valorizados e a quantidade total de RU produzidos pelos residentes na área servida pelo sistema de gestão em análise.

Compreendendo a valorização, a reciclagem material, a compostagem e a valorização energética, a taxa de desvio terá que contabilizar todas estas situações, se elas coexistirem na área analisada. Quando todas as formas de valorização são contabilizadas na taxa, é comum a designação de **taxa de desvio de aterro**, já que a mesma traduz a quantidade de resíduos que foram desviados da deposição em aterro.

Podem calcular-se taxas de desvio parcelares, para cada uma das opções de valorização, como, por exemplo, a taxa de desvio para reciclagem de materiais ou a taxa de desvio para compostagem, se só existirem estas opções para a valorização dos RU ou se houver interesse em avaliar cada uma *per si*.

Se se conhecer a quantidade total dos materiais alvo a recolher selectivamente para reciclagem (material ou orgânica), existentes no conjunto dos RU, pode-se definir a **taxa potencial de desvio** para reciclagem, obtida pela razão entre a quantidade total dos resíduos potencialmente recicláveis existentes nos RU e a quantidade total de RU.

A taxa potencial de desvio é sempre maior que a taxa de desvio real. Por exemplo, no caso de uma recolha indiferenciada em que a totalidade dos RU é conduzida para incineração (com recuperação de energia) a taxa potencial de desvio é de 100 %, mas a taxa real é menor, porque nem todos os materiais encaminhados para incineração são combustíveis (metais, vidro), resultando num resíduo que tem que ser depositado em aterro (cinzas/escórias de fundo e cinzas volantes).

No caso de uma recolha selectiva em que as fileiras a valorizar são o vidro e o papel, os quais representam a título exemplificativo 30% do peso total dos RU, a taxa potencial de desvio será de 30%, mas a taxa de desvio real será igualmente menor, já que nem todo o vidro ou o papel são separados selectivamente e podem possuir determinados contaminantes, pelo que são rejeitados nos processos de triagem.

A razão entre a taxa de desvio real e a taxa de desvio potencial fornece uma medida da **eficiência do desvio** de um determinado material reciclável, ou conjunto de materiais, do fluxo dos RU. Quanto mais próximo da unidade estiver o valor da eficiência do desvio, mais eficiente é o sistema implementado, o que poderá ser devido não só aos factores operacionais e tecnológicos utilizados, mas também à quantidade e à qualidade da participação dos residentes, ou seja, à eficiência da participação.

---

Na primeira categoria de indicadores incluem-se, também, os que se relacionam com um fluxo específico dos RU. Neste caso têm especial interesse os que se reportam aos resíduos de embalagens. Prevendo a legislação comunitária e nacional metas específicas para a valorização dos resíduos de embalagens, um indicador importante é *taxa de valorização de embalagens*.

### **b. Indicadores específicos do processo**

Na segunda categoria de indicadores incluem-se os que servem como ferramentas de gestão para avaliar a eficiência dos programas em funcionamento. Estes indicadores podem aplicar-se à avaliação da participação dos consumidores/produtores de RU (indicadores comportamentais), ou ao processamento dos RU, ou seja, após a sua passagem pelas estações de triagem (White *et al.*, 1995).

Na maior parte dos países os sistemas de reciclagem são voluntários. Por essa razão, medir a adesão/participação das populações ao esquema implementado é fundamental para aferir se o sistema é conveniente e se as acções de promoção estão a ser eficientes.

Para o caso da recolha porta-a-porta, um indicador que fornece uma medida do número de participantes no programa, é *a taxa de colocação dos recipientes à porta* para serem recolhidos. Num determinado dia, em que se realiza a recolha selectiva, regista-se quantas residências colocam nesse dia à porta os recipientes destinados à recolha selectiva; dividindo este número pelo número total de residências servidas pelo programa de recolha selectiva, obtém-se a referida taxa.

Para alguns sistemas de recolha porta-a-porta, os residentes podem participar mas não em todos os dias da recolha (por ausência, por quantidade insuficiente de resíduos ou, simplesmente, por esquecimento). Para haver a certeza que estão a ser consideradas todas as residências que participam numa base de frequência aceitável e comum, o indicador mais eficiente para medir a participação é a *taxa de participação*, a qual é determinada pela razão entre o número de residências que colocam os recipientes à porta pelo menos uma vez em quatro semanas, e o número total de residências servidas pelo sistema nesse mesmo período.

A taxa de colocação dos recipientes à porta é mais fácil de medir que a taxa de participação, uma vez que basta ao próprio operador de recolha, ou outro indivíduo designado para o efeito, assinalar os recipientes que num determinado dia de recolha se encontram no passeio. Investigações realizadas nos EUA sugerem que existe uma relação entre estas duas taxas, podendo esta última ser utilizada para estimar a taxa de participação se apenas for conhecida a taxa de colocação dos recipientes. Essas investigações indicam

---

que a taxa de participação é de 2 a 2.5 vezes superior à taxa de colocação dos recipientes à porta para o caso em que a frequência de recolha é semanal, 1.5 vezes superior para o caso em que a frequência de recolha é quinzenal e igual para os programas com recolha mensal (Waite, 1995).

Estas duas taxas são importantes para identificar eventuais mudanças de comportamento da população: baixam quando o entusiasmo pela reciclagem diminui ou quando se registam alterações nas condições socio-económicas ou nos estilos de vida e consumo das famílias. Ao monitorizar a taxa de participação pode ser identificada a altura em que será necessário incentivar a participação, iniciando, por exemplo, actividades de promoção e sensibilização, ou reajustando o sistema implementado às novas condições.

Tão importante como medir os níveis de participação dos residentes é medir a qualidade dessa participação. Por exemplo, no caso de uma recolha selectiva de vidro, todos os residentes podem colocar regularmente as garrafas de vidro nos vidrões, mas não colocarem frascos ou outras embalagens de vidro, os quais fazem igualmente parte do fluxo das embalagens de vidro. O indicador que traduz esta medida é a *eficiência da recolha ou taxa de recolha selectiva* e representa a razão entre a quantidade de material alvo recolhido de todos os residentes por um programa de recolha selectiva e a quantidade total desse material existente nos RU produzidos pelos residentes servidos pelo programa. Esta taxa é muitas vezes incorrectamente designada por taxa de reciclagem.

A razão entre a eficiência da recolha e a taxa de participação, dá uma medida da qualidade da participação, a qual é designada por *taxa de captura*.

Como atrás se referiu, na segunda categoria de indicadores incluem-se também os relativos ao processamento dos RU. Estão neste grupo todos os indicadores que são obtidos após a passagem dos RU pelas infraestruturas de processamento dos materiais valorizáveis (como estações de triagem) e que se encontram em condições para serem enviados para as indústrias que os transformam em produtos comercializáveis.

A *taxa de valorização* e a *taxa de reciclagem*, como referido anteriormente, são calculadas com base na razão entre a quantidade dos materiais alvo valorizados, ou reciclados, produzidos pelos residentes servidos por um determinado programa, e a quantidade total desses materiais alvos disponíveis no fluxo dos RU produzidos por esses residentes. São aplicadas no final do processamento e significam aquilo que foi aproveitado após recolha e processamento.

Os materiais provenientes das infraestruturas de processamento dos RU podem ser oferecidos ou vendidos no mercado. Neste último caso, pode ser

---

determinada a *taxa de mercado* para um determinado material, calculada pela razão entre a quantidade de um material específico vendido, proveniente das estações de triagem ou de outra unidade de processamento, e a quantidade total desse material que foi valorizado nessas estações.

A qualidade dos materiais conduzidos para as estações de triagem e a eficiência dos processos e das tecnologias utilizados nessas estações determinam a eficiência destas infraestruturas. Uma medida dessa eficiência é a *taxa de resíduo*, a qual consiste na razão entre a quantidade de materiais enviados para deposição final, ou seja, rejeitados pelas estações de triagem, e a quantidade de materiais que foram recebidos nessas estações.

Os indicadores descritos para os sistemas porta-a-porta também se aplicam aos sistemas por transporte; contudo, há dificuldades na determinação de algumas taxas.

O primeiro problema consiste em definir a área de influência dos pontos colectivos de deposição selectiva, equipamentos (contentores isolados ou ecopontos) ou infraestruturas (ecocentros). A *densidade de um ponto de recolha* selectiva é definida com base na razão entre o número de residentes que vivem numa determinada área e o número de pontos colectivos de deposição selectiva disponíveis nessa área para a recolha dos materiais alvo (Waite, 1995). Este indicador traduz-se por expressões do tipo 1 000 habitantes/vidrão ou 10 000 habitantes/ecocentro e tem que ser reportado a uma área geográfica específica: país, região, concelho ou bairro.

O mesmo indicador coloca o problema de conhecer o raio de influência de um ecoponto ou ecocentro, dado que, não sendo uma recolha porta-a-porta, nem todos os residentes numa determinada área terão acesso a esses equipamentos, ou porque efectivamente estão muito distantes das suas habitações ou porque a percepção dessa distância é superior à distância física e a motivação para se deslocarem a esses equipamentos é mais «curta» que a distância real.

O raio de influência de um determinado centro de reciclagem ou ecoponto é muito variável. Dependerá da motivação da população, dos estilos e hábitos de vida quotidianos, das acessibilidades a esses pontos e da forma como os mesmos são sinalizados ou anunciados, pelo que o raio de influência de um determinado equipamento varia de situação para situação.

A única forma de obter um indicador deste tipo, válido, consiste em proceder à realização de inquéritos periódicos por forma a determinar a distância percorrida pelos residentes para depositar os seus recicláveis. Os inquéritos poder-se-ão realizar junto aos pontos de deposição, perguntando aos seus utilizadores a que distância se encontram as suas habitações ou inquirindo

os residentes de uma determinada área sobre o equipamento de deposição que utilizam para colocar os seus recicláveis. Posteriormente com o auxílio de mapas, são determinadas as distâncias entre as habitações e os equipamentos referidos.

Só após a determinação do raio de influência dos equipamentos ou infraestruturas de recolha selectiva colectiva, se poderá calcular a **taxa de participação relativa aos sistemas por transporte**. Neste caso, tal como se procede para a recolha selectiva porta-a-porta, a taxa de participação será dada pela razão entre o número de residentes na área de influência desses equipamentos que utilizam o sistema pelo menos uma vez em quatro semanas, e o número total de residentes nessa área de influência.

Se na área analisada existir mais do que um local de deposição selectiva para um determinado material, pode calcular-se o **rendimento do sistema de recolha por transporte** implementado nessa área, dividindo a quantidade total de cada material alvo recolhido de todos os locais de deposição pelo número de residentes que usufruem desses equipamentos. Este indicador também se aplica aos sistemas porta-a-porta (os locais de deposição serão, neste caso, os recipientes individuais de cada agregado familiar). É muito utilizado para expressar a produtividade de um determinado sistema de recolha selectiva e está sempre referenciado a um determinado período de tempo, por exemplo 5kg de papel por habitante e por mês ou 10kg de vidro por habitante e por ano.

Os indicadores de custo mais utilizados são o custo por tonelada de resíduos recolhidos ou processados, o custo por habitante servido ou o custo por área servida. Qualquer destes indicadores é útil, no entanto, verificam-se grandes disparidades na forma como os mesmos são calculados, não existindo um critério normalizado sobre que custos contabilizar e como devem ser calculados. Waite (1995) propõe as seguintes definições:

- custo por tonelada de recicláveis – custos relativos à quantidade de materiais disponíveis após processamento;
- custo por agregado familiar – custos relativos ao número total de habitações existentes na área de implementação de um determinado sistema, que participam na recolha selectiva.

A primeira definição tem em conta não só a quantidade mas também a qualidade do material recolhido selectivamente. A segunda definição é baseada apenas nos residentes que participam.

Os indicadores de custo devem ser associados aos indicadores técnicos, de forma a fornecerem uma análise completa de um esquema de reciclagem.

Por exemplo, supondo que num esquema A o custo líquido era de 10 000\$00/t de recicláveis recolhidos e processados e a taxa de desvio de aterro era de 23%, e num esquema B esses indicadores eram, respectivamente, de 9 000\$00/t e 19%, como saber, neste exemplo, qual o esquema que tem o melhor desempenho técnico e económico?

Waite (1995) propõe para este efeito um indicador composto, baseado na razão entre o *custo por tonelada e a percentagem de desvio*. No esquema A, o valor deste indicador é de 435\$00/t e no esquema B é de 474\$00/t. O esquema A apresenta assim um valor mais favorável. Este facto reflecte a eficiência de custo de um esquema de reciclagem no desvio dos resíduos do aterro, ou seja, é a medida chave do desempenho técnico de qualquer esquema de reciclagem.

Na tabela 8.3 apresenta-se um resumo dos indicadores de desempenho dos sistemas de reciclagem descritos neste ponto. Na tabela 8.4, e a título exemplificativo, apresentam-se também alguns indicadores propostos por diversos autores para avaliar o desempenho das políticas, estratégias, projectos e operações realizadas no âmbito das actividades de gestão de RU.

Um outro conjunto de indicadores muito importantes são os relativos à *avaliação da qualidade do serviço*, percebida pelos seus utentes.

O sector dos resíduos, apesar de ser um serviço público, nunca (ou raramente) contou nas suas metodologias de avaliação, à semelhança de outros serviços, com medidas de avaliação da satisfação do consumidor/utente dos serviços. Tal como Lobato Faria e Alegre (1996) propõem para os serviços de abastecimento de água, também para os resíduos poderia ser introduzida uma metodologia de avaliação da satisfação do consumidor que incluísse os «impulsos fisiológicos percebidos pelos sentidos dos utentes (visão, cheiro, ruído), assim como os aspectos psicossociais apreendidos pelas suas mentes nas condições sociais e económicas dominantes».

A segurança do desempenho, a aceitabilidade, a justiça e a transparência do preço, a disponibilidade do serviço, a correspondência entre a realidade e as suas expectativas, constituem indicadores aos quais os consumidores directos são sensíveis. Os consumidores indirectos podem reagir a outras condições, tais como resultados ambientais negativos, consequências de acidentes nas operações de tratamento, esgotamento dos aterros, perda de valor das propriedades ou percepção de risco para a saúde. A satisfação dos consumidores proactivos é revelada através de outras características como, por exemplo, avaliação das políticas, capacidade dos recursos humanos, qualificação profissional, relações públicas, suficiência e adequação dos recursos financeiros (Lobato Faria e Alegre, 1996).

**Tabela 8.3** – Indicadores de desempenho dos sistemas de reciclagem (ERRA, 1993a; Waite, 1995; White *et al.*, 1995).

<b>Indicador</b>	<b>Definição</b>	<b>Ponto de aplicação</b>
Taxa de desvio	$\frac{\text{Quantidade de materiais recolhidos e processados para reciclagem, produzidos pelos habitantes servidos}}{\text{Quantidade total de resíduos produzidos pelos habitantes servidos}}$	no final do processo, estações de triagem
Taxa potencial de desvio	$\frac{\text{Quantidade total de materiais alvo recicláveis, produzidos pelos habitantes servidos}}{\text{Quantidade total de resíduos produzidos pelos habitantes servidos}}$	após recolha
Eficiência do desvio	$\frac{\text{Taxa de desvio}}{\text{Taxa potencial de desvio}}$	
Taxa de recuperação de embalagens	$\frac{\text{Quantidade de materiais de embalagem recolhidos e processados, produzidos pelos habitantes servidos}}{\text{Quantidade total de materiais de embalagem, produzidos pelos habitantes servidos}}$	no final do processo, estações de triagem
Taxa de reciclagem de embalagens	$\frac{\text{Quantidade de materiais de embalagem reciclados, produzidos pelos residentes servidos}}{\text{Quantidade total de materiais de embalagem disponíveis na corrente dos resíduos produzidos pelos habitantes servidos}}$	no final do processo, estações de triagem
Taxa de participação	$\frac{\text{Número de residências que participam pelo menos uma vez num período de 4 semanas}}{\text{Número total de residências servidas pelo programas}}$	antes da recolha
Taxa de apresentação colocação à porta	$\frac{\text{Número de residências que colocam os contentores (sacos/caixas) na rua num determinado dia de recolha}}{\text{Número de residências servidas pelo programa nesse dia de recolha}}$	antes da recolha
Taxa de captura	$\frac{\text{eficiência da recolha}}{\text{taxa de participação}}$	após recolha, antes da estação de triagem
Taxa de recolha selectiva ou eficiência da recolha	$\frac{\text{Quantidade do material alvo recolhido para reciclagem, produzido pelos residentes servidos}}{\text{Quantidade total do material alvo disponível na corrente dos resíduos produzidos pelos residentes servidos}}$	após recolha, antes da estação de triagem
Taxa de recolha	$\frac{\text{Quantidade de materiais recolhidos para reciclagem, produzidos pelos residentes servidos}}{\text{Quantidade total de resíduos produzidos pelos residentes}}$	após recolha, antes da estação de triagem
Taxa de valorização	$\frac{\text{Quantidade de um material alvo valorizado dos resíduos produzidos pelos residentes servidos}}{\text{Quantidade total do material alvo disponível na corrente dos resíduos produzidos pelos residentes servidos}}$	no final do processo, estações de triagem
Taxa de reciclagem	$\frac{\text{Quantidade de um material alvo reciclado dos resíduos produzidos pelos residentes servidos}}{\text{Quantidade total do material alvo disponível na corrente dos resíduos produzidos pelos residentes servidos}}$	no final do processo, estações de triagem
Taxa de mercado para os valorizáveis	$\frac{\text{Quantidade de um material alvo vendido das Est. Triagem}}{\text{Quantidade total do material específico valorizado proveniente das estações de triagem}}$	no final do processo, estações de triagem

Indicador	Definição	Ponto de aplicação
Taxa de resíduo	$\frac{\text{Quantidade de materiais enviados para deposição final}}{\text{Quantidade materiais recebidos nas estações de triagem}}$	no final do processo, estações de triagem
Densidade de ecopontos	$\frac{\text{número de residentes na área de influência dos ecopontos}}{\text{número de ecopontos}}$	área de influência
Custo por tonelada/taxa de desvio	$\frac{\text{Custo por tonelada de resíduo recolhido e processado para reciclagem}}{\text{Taxa de desvio}}$	no final do processo

**Tabela 8.4** – Indicadores de desempenho dos sistemas de gestão de RU (ERRA, 1993a, 1993b; Santana *et al.*, 1994; Waite, 1995; White *et al.*, 1995; Bahia, 1996).

Componente do sistema	Indicadores de referência	Indicadores complementares
<b>Produção</b>	<ul style="list-style-type: none"> <li>Quantidades totais de RU produzidos (t/ano)</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>Metas de minimização obtidas num determinado período (% de redução).</li> <li>Percentagem de RU produzidos por diferentes grupos sócio-económicos e em diferentes áreas geográficas.</li> <li>Produção <i>per capita</i> (kg/hab.), valor médio global e valores por diferentes grupos sócio-económicos.</li> <li>Taxa de crescimento da produção de RU.</li> <li>Composição física dos RU.</li> <li>Peso específico dos RU e taxa de crescimento do peso específico.</li> <li>Indicadores psicossociais dos utentes (níveis informação, conhecimento, atitudes, práticas) em relação ao consumo e à produção de resíduos.</li> <li>Percentagem de famílias que efectuam acções de redução na fonte (adesão aos sistemas de consignação, compostagem caseira).</li> </ul>
<b>Deposição</b>	<ul style="list-style-type: none"> <li>Percentagem de RU produzidos e depositados de acordo com os regulamentos</li> <li>Custo da deposição de RU nas fontes produtoras</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>Percentagem de habitações que depositam os seus resíduos em recipientes reutilizáveis e não reutilizáveis.</li> <li>Número e tipo de recipientes existentes e em conformidade com regulamentos, por diferentes grupos sócio-económicos e por diferentes tipos de habitação.</li> <li>Percentagem de famílias que pagam pelos recipientes, ou pelos resíduos que produzem, diferenciada por classes sócio-económicas.</li> <li>Capacidade de contentorização disponível e sua adequabilidade às necessidades de cada grupo social e aos objectivos de redução e valorização dos resíduos.</li> <li>Taxa de participação nas deposições selectivas.</li> <li>Taxa de apresentação dos recipientes para recolha selectiva.</li> <li>Densidade de ecopontos (por habitantes e por área).</li> <li>Número de habitantes servidos por deposição/recolha.</li> <li>Custos totais com a contentorização (recipientes, manutenção, limpeza).</li> <li>Sistema tarifário e respectiva contribuição para o financiamento global do sistema de gestão dos RU.</li> <li>Indicadores psicossociais dos utentes (níveis informação, conhecimento, atitudes, grau de conveniência, comportamentos) em relação à deposição selectiva dos resíduos.</li> </ul>

Componente do sistema	Indicadores de referência	Indicadores complementares
<b>Recolha</b>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Quantidades totais de RU recolhidos (t/ano)</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Tempo efectivo de recolha por tonelada recolhida.</li> <li>• Consumo de combustível por km de recolha.</li> <li>• km efectivo de recolha por circuito e por tonelada recolhida.</li> <li>• Taxa de captura.</li> <li>• Taxa de recolha selectiva ou eficiência da recolha.</li> <li>• Frequência da recolha por circuito e por tipo de produtores (domésticos, comerciais...).</li> <li>• Percentagem de RU e de população servida pelo sistema de recolha, por diferentes níveis de classes sociais e por diferentes zonas da cidade.</li> <li>• Percentagem de RU recolhidos por sistemas públicos e privados.</li> <li>• Custos da recolha por tonelada de RU recolhida.</li> <li>• Níveis de ruído produzidos pela a operação de recolha.</li> <li>• Grau de satisfação da população em relação à qualidade do serviço de recolha.</li> </ul>
<b>Transporte e transferência</b>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Razão entre a capacidade dos veículos de recolha e a quantidade total de RU produzidos</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Percentagem de veículos que utilizam combustíveis menos poluentes ou de fontes renováveis.</li> <li>• Distâncias médias de transporte por circuito.</li> <li>• Consumo de combustível por km efectuado e por tonelada transportada.</li> <li>• Número e tipo de veículos utilizados na transferência e no transporte.</li> <li>• Percentagem da população exposta a concentrações de poluentes acima das normas, libertados pelo transporte e transferência dos resíduos.</li> <li>• Custos do transporte e/ou transferência por tonelada de RU transportada.</li> </ul>
<b>Processamento e valorização e tratamento</b>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Quantidade total de RU destinados à valorização (t/ano)</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Taxa de recuperação de embalagens.</li> <li>• Taxa de valorização material, orgânica e energética.</li> <li>• Taxa de mercado para os valorizáveis.</li> <li>• Taxa de resíduo das estações de processamento e de valorização de RU.</li> <li>• Consumo de combustível e energia por tonelada recebida ou vendida nas estações de processamento e valorização de RU.</li> <li>• Percentagem de RU recolhidos que são anualmente enviados para as estações de processamento e valorização e recuperados em energia, composto ou produtos recicláveis.</li> <li>• Percentagem de recursos naturais poupados pela valorização dos RU.</li> <li>• Percentagem da população que é directamente afectada por incómodos, intrusão visual ou poluição atmosférica, causada pelas infraestruturas de tratamento, subdivididas por diferentes níveis sócio-económicos.</li> <li>• Concentrações de poluentes gasosos e partículas emitidos para a atmosfera pelas incineradoras ou estações de compostagem.</li> <li>• Razão entre o custo por tonelada de resíduo processado e/ou valorizado e a taxa de desvio.</li> <li>• Receitas da venda dos produtos recuperados.</li> </ul>

Componente do sistema	Indicadores de referência	Indicadores complementares
<b>Confinamento</b>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Quantidade total de RU enviados para aterro (t/ano)</li> <li>• Área de terreno utilizada por ano para a deposição em aterro (ha/ano)</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Taxa de desvio de aterro, taxa potencial de desvio e eficiência de desvio.</li> <li>• Área de aterro utilizada por ano para a deposição final de RU.</li> <li>• Área de solo sujeita anualmente a acções de saneamento como percentagem do solo total contaminado (recuperação de lixeiras e antigos aterros).</li> <li>• Receitas obtidas com a valorização energética do biogás.</li> <li>• Percentagem da população, total e por grupos sócio-económicos, directamente afectada pelas presença e operações realizadas em aterro.</li> <li>• Contribuição do aterro para a emissão dos gases do efeito de estufa.</li> <li>• Concentrações médias de CO<sub>2</sub> e CH<sub>4</sub> (em ppm) na área do aterro e número de dias que as concentrações excedem as normas locais.</li> <li>• Produção de lixiviados por ano e razão entre a quantidade total de lixiviados tratados e os produzidos.</li> <li>• Custos totais por tonelada de resíduo depositado (incluindo os custos de investimento, operação, encerramento e reabilitação do local).</li> <li>• Níveis de segurança dos trabalhadores e formação técnica.</li> </ul>

---

## Tópicos para discussão e problemas

1. Foi feito algum plano (regional ou local) para a gestão dos RU que se produzem na sua zona de residência? Se sim, procure identificar os seguintes aspectos: objectivos do plano, metas a atingir, prioridades definidas, opções estratégicas, alternativas avaliadas, indicadores utilizados, processo de participação da sociedade civil e medidas tomadas para a sua implementação.
2. Se fosse encarregue de fazer um Plano para a Gestão dos RU que se produzem na sua zona de residência, qual a metodologia e a estrutura que sugeria para a sua elaboração e implementação?
3. Qual é o modelo de gestão e que tipo de entidades gestoras são responsáveis pelos RU que se produzem no seu Concelho?
4. Paga algum tarifário pelos RU que produz? Se sim, analise a forma como é calculado e facturado e avalie as eventuais vantagens e/ou desvantagens do sistema.
5. De que forma a aplicação de tarifários de RU poderá contribuir para a redução e valorização dos RU?
6. Que implicações práticas poderá ter a aplicação de uma taxa de deposição em aterro sanitário para o sistema global de gestão de RU?
7. Com base na lista de indicadores apresentados na tabela 8.4 procure, junto das entidades responsáveis pela gestão dos RU do seu Concelho ou por consulta a elementos documentais, identificar os que são utilizados pelos gestores e a forma como são medidos.
8. Qual a importância da utilização de indicadores de desempenho para os técnicos responsáveis pela gestão dos sistemas de RU? E para os utentes do sistema?

Página intencionalmente em branco

---

## **9. Bibliografia**

Página intencionalmente em branco

ACR

- 1997 *Guia da reciclagem dos resíduos de embalagens domésticas*. GIR – Grupo Intersectorial da Reciclagem. (Edição original: Association of Cities for Recycling).

ALMEIDA, E. N.

- 1997 «Modelos de gestão para os resíduos sólidos em Portugal». *Jornadas Técnicas Internacionais de Resíduos*, APESB/LNEC, Lisboa, 8-10 de Outubro.

AMARAL, L. M.

- 1993 *A Vertente Ambiental do Desenvolvimento Económico: O Desafio Empresarial dos Anos 90*. Ministério da Indústria e da Energia.

ANDREOTTOLA, G.; CANNAS, P.

- 1992 «Chemical and biological characteristics of landfill leachate». In: Christensen, T. H. *et al.* (ed.), *Landfilling of waste: Leachate*. Elsevier Applied Science, pp. 65-88.

ANRED

- 1981 *La décharge contrôlée de résidus urbains*. Cahiers Techniques de la Direction de la Prévention des Pollutions, n.º 6. Secrétariat d'État à L'Environnement et à la Qualité de la Vie e Agence National pour la Récupération et L'Élimination des Déchets.
- 1984 *La Collecte Sélective des Ordures Ménagères*. Cahiers Techniques de la Direction de la Prévention des Pollutions, n.º 13. Secrétariat d'État à L'Environnement et à la Qualité de la Vie e Agence National pour la Récupération et L'Élimination des Déchets.

ANTAS, A.

- 1987 «Política de gestão de resíduos em Portugal». *Colóquio sobre Resíduos Tóxicos e/ou Perigosos*. Direcção-Geral da Qualidade do Ambiente. Lisboa.

BAHIA, S. R.

- 1996 «Sustainability indicators for a waste management approach». *Conferência Anual ATEGRUS*, Madrid, 19-21 Novembro.

BARROSO, M. C. P.

- 1995 «Considerações geológico-geotécnicas acerca dos aterros sanitários». *5.º Congresso de Geotecnia, Coimbra*.

BICUDO, J. R.

- 1996 «Tratamento e destino final das águas lixiviantes». *Curso sobre Valorização e Tratamento de Resíduos. Prevenção, Recolha Selectiva, Compostagem e Confinamento em Aterro*. LNEC/APESB, Lisboa, 10-12 de Dezembro.

BILITEWSKI, B.; HÄRDTLE, G.; MAREK, K.; WEISSBACH, A.;  
BOEDDICKER, H.

- 1994 *Waste Management*. SPRINGER.

BLAKEY, N. C.

- 1992 «Model prediction of landfill leachate production». In: Christensen, T. H. *et al.* (eds.), *Landfilling of waste*. Elsevier Applied Science, pp. 17-34.

BODIN, L.; FAGIN, G.; WELEBNY, R.; GREENBERG, J.

- 1989 «The design of a computerized sanitation vehicle routing and scheduling system for the Town of Oyster Bay», New York. *Computers Opns Research*, **16** (1), 45-54.

BRISSON, I. E.

- 1996 *Externalities in Solid Waste Management: Values, Instruments and Control*. PhD Thesis. University College London Department of Economics.

CABEÇAS, A. J.

- 1996 «Concepção, projecto, operação e selagem de aterros sanitários e encerramento de lixeiras. Aspectos práticos». *Curso sobre Valorização e Tratamento de Resíduos. Prevenção, Recolha Selectiva, Compostagem e Confinamento em Aterro*. LNEC/APESB, Lisboa, 10-12 de Dezembro.

CABEÇAS, A. J.; MARTINS, A.; CORREIA, A. N.

- 1998 «Estação de Triagem – objectivos e considerações técnicas». 8.º *Encontro Nacional de Saneamento Básico*, APESB, Barcelos, 27-30 Outubro.

CALRECOVERY and PEER CONSULTANTS

- 1993 *Material Recovery Facility Design Manual*. C. K. SMOLEY.

CANTER, L. W.; KNOX, R. C.; FAIRCHILD, D. M.

- 1987 *Ground Water Quality Protection*. Michigan, Lewis Publishers, Inc.

CCE

- 1998 *Extracção e valorização energética do biogás produzido em aterros sanitários*. Centro para a Conservação de Energia. Direcção de Recursos Renováveis.

CE, JO L 182, de 16.7.1999

Directiva 1999/31/CE do Conselho, de 26 de Abril de 1999, relativa à deposição de resíduos em aterros.

CELPA

- 1993 *Dados sobre papel e cartão e papel velho*. Associação da Indústria Papeleira.

CHINITA, A. T.

- 1996 «Prevenção, redução e reutilização de resíduos sólidos urbanos». *Curso sobre Valorização e Tratamento de Resíduos. Prevenção, Recolha Selectiva, Compostagem e Confinamento em Aterro*. LNEC/APESB, Lisboa, 10-12 de Dezembro.

CHOUERY-CURTIS, V. E.; BUTCHKO, S. T.

- 1991 «Innovative use of structural geogrids in waste containment applications». *Third International Landfill Symposium Proceedings*, Cagliari, Italy, Vol. 1, pp. 548-561.

CHRISTENSEN, T. H.; KJELDSSEN, P.

- 1989 «Basic biochemical processes in landfills». In: Christensen, T. H. *et al.* (ed.), *Sanitary landfilling: process, technology and environmental impact*. Academic Press, UK, pp. 417-428.

CLARKE, M. J.; KADT, M.; SAPHIRE, D.

- 1991 *Burning Garbage in the US. Practice vs. State of the Art*. Sibyl R. Golden (ed.). INFORM, Inc.

COELHO, A. G.

- 1996 «Alguns aspectos da geotecnia dos aterros de resíduos urbanos e industriais». *Curso sobre Valorização e Tratamento de Resíduos. Prevenção, Recolha Selectiva, Compostagem e Confinamento em Aterro*. LNEC/APESB, Lisboa, 10-12 de Dezembro.

CRITTENDEN, B.; KOLACZKOWSKI, S.

- 1995 *Waste Minimization. A Practical Guide*. Institution of Chemical Engineers.

---

DECISÃO DA COMISSÃO n.º 97/129/CE, de 28 de Janeiro de 1997.

DECRETO-LEI n.º 379/93, de 5 de Novembro.

DECRETO-LEI n.º 294/94, de 16 de Novembro.

DECRETO-LEI n.º 239/97, de 9 de Setembro.

DECRETO-LEI n.º 366-A/97, de 20 de Dezembro.

DECRETO-LEI n.º 236/98, de 1 de Agosto.

DGQA

1989 *Documento Técnico n.º 1 – Resíduos Sólidos Urbanos. Quantificação e caracterização. Metodologia.* Direcção-Geral da Qualidade do Ambiente. Lisboa.

DIAZ, L. F.; SAVAGE, G. M.; GOLUEKE, C. G.

1982 *Resource Recovery from Municipal Solid Waste.* Vols. 1 e 2, CRC Press Inc., Boca Raton, FL.

DIAZ, L. F.; SAVAGE, G. M.; EGGERTH, L. L.; GOLUEKE, C. G.

1993 *Composting and Recycling Municipal Solid Waste.* Lewis Publishers.

DIRECTIVA n.º 89/369/CEE, de 8 de Junho.

DIRECTIVA n.º 94/62/CE, de 20 de Dezembro.

DOE

1995 *Making Waste Work. A Strategy for Sustainable Waste Management in England and Wales.* Department of The Environment. Waste Technical Division, HMSO, London.

DOLORES-FERREIRA, A.; SILVA, M. D.

1997 «Incineração – controlo e monitorização». *Jornadas Técnicas Internacionais de Resíduos.* APESB/LNEC, Lisboa, 8-10 Outubro.

DORFMANN, R.

1985 *Les Résidus Urbains. Collecte des Résidus Urbains, Nettoyement des Voies Publiques. Volume 1.* Association Générale des Hygiénistes et Techniciens Municipaux. Paris.

## ERRA

- 1992a *Nomenclature: secondary materials. Reference report of the ERRA Codification Programme.* European Recovery and Recycling Association.
- 1993a *Terms and definitions. Reference Report of the ERRA Codification Programme.* European Recovery and Recycling Association, Bruxelas.
- 1993b *Project summary sheets.* European Recovery and Recycling Association, Bruxelas.

## FENN, D. G.; HANLEY, K. J.; DEGEARE, T. V.

- 1975 «Use of the water balance method for predicting leachate generation from solid waste disposal sites». U. S. EPA, *Report n.º SW 168.*

## FERNANDEZ, V.; TUDDENHAM, M.

- 1995 «The Landfill Tax in France». In: Gale, R., Barg, S. e Gillies, A. (Ed.), *Green Budget Reform: An International Casebook of Leading Practices*, Earthscan, London.

## FERREIRA, J. P.; CUNHA, P.

- 1992 *Avaliação técnico-económica da aplicação em Portugal da Proposta de Directiva Comunitária sobre Deposição de Resíduos em Aterros.* Relatório do Departamento de Hidráulica, Núcleo de Hidráulica Sanitária do Laboratório Nacional de Engenharia Civil, no âmbito do Protocolo de Cooperação DGA-LNEC n.º 67/91.

## FEVE

- 1996 *Prise de position de l'industrie verrière sur sa préférence pour le système de collecte par conteneurs, dans le cadre de l'expansion continue du recyclage du verre en Europe – Project n.º 2.* Groupe d'experts «Recyclage» 19/03/1996.

## FISHBEIN, B. K.; GELB, C.

- 1994 *Making Less Garbage: A Planning Guide for Communities.* INFORM – Strategies for a Better Environment.

## GAMA, P. P.

- 1996 «Recolha selectiva e reciclagem de resíduos sólidos urbanos». *Curso sobre Valorização e Tratamento de Resíduos. Prevenção, Recolha Selectiva, Compostagem e Confinamento em Aterro.* LNEC/APESB, Lisboa, 10-12 de Dezembro.

GEPAT

- 1988 «Os instrumentos económicos na gestão dos resíduos sólidos». In: *Estudos de Política do Ambiente e Recursos Naturais*. GEPAT, Lisboa.

GIAS/DH

- 1997 *Avaliação da qualidade de aterros sanitários. Monitorização de águas subterrâneas em aterros sanitários*. Grupo de Investigação de Águas Subterrâneas – Departamento de Hidráulica, Laboratório Nacional de Engenharia Civil, Lisboa, 6 de Maio.

GIL, L. M.

- 1990 «A reciclagem dos plásticos no lixo urbano». *Ingenium – Revista da Ordem dos Engenheiros*, Novembro, 46-67.

GONÇALVES, M. G.

- 1997 *Factores de sensibilização e mudança na promoção do comportamento de reciclagem de papel numa população escolar*. Tese de Mestrado em Sociologia Aprofundada e Realidade Portuguesa, UNL/FCSH.

GUERREIRO, M. L.

- 1998 «Cinzas de Incineração de Resíduos Sólidos Urbanos. Um Novo Desafio de Gestão». *8.º Encontro Nacional de Saneamento Básico*. APESB, Barcelos, 27-30 Outubro.

HEIMAN, M.

- 1990 «From «Not in My Backyard!» to «Not in Anybody’s Backyard»: Grassroots Challenge to Hazardous Waste Facility Siting». *Journal of the American Planning Association*, **56** (3), 359-62.

HMSO

- 1991 *Recycling. A memorandum providing guidance to local authorities on recycling*. *Waste Management Paper n.º 28*. Department of The Environment. Waste Technical Division, HMSO, London.

INÁCIO, M. F. M.

- 1995 «Tecnologias da digestão anaeróbia da fracção orgânica dos resíduos sólidos urbanos». *Águas e Resíduos. Revista do Sector e seus Profissionais*, Ano I, **1**, 16-17.

---

LASHOF, D. A.; AHUJA, D. R.

- 1990 «Relative contributions of greenhouse gas emissions to global warming». *Nature*, **344**, 529-531.

LEROY, D.; GIOVANNONI, J. M.; MAYSTRE, L. Y.

- 1992 «Sampling method to determine a household waste stream variance». *Waste Management & Research*, **10**, 3-12.

LOBATO FARIA, A.; ALEGRE, H.

- 1996 «O caminho da excelência na distribuição de água e a avaliação da qualidade do serviço prestado aos consumidores. Parte I – Modelo de um sistema de avaliação de níveis de serviço com base em indicadores de satisfação dos consumidores». *Águas e Resíduos*, Ano I, **2**, 11-16.

LOBATO FARIA, A.

- 1997 «Tecnologia do confinamento de resíduos urbanos em grandes aterros». *Águas e Resíduos*, **5**, 22-26.

LOBATO FARIA, A.; CHINITA, A. T.; FERREIRA, F.; PRESUMIDO, M.; INÁCIO, M. M.; GAMA, P.

- 1997 *Plano Estratégico dos Resíduos Sólidos Urbanos*. Grupo de Tarefa para a Coordenação do Plano Estratégico dos Resíduos Sólidos Urbanos. Ministério do Ambiente. Lisboa.

LOBER, D. J.; GREEN, D.

- 1994 «NIMBY or NIABY: A logic Model of Public Opposition». *Journal of Environmental Management*, **40**, 33-50.

LOBER, D. J.

- 1995 «Resolving the siting impasse: Modeling social and environmental locational criteria with a Geographic Information System». *Journal of the American Planning Association*, Autumn.

LOPES, M. G.

- 1996 «Utilização de geossintéticos em aterros sanitários e seu controlo de qualidade». *Curso sobre Valorização e Tratamento de Resíduos. Prevenção, Recolha Selectiva, Compostagem e Confinamento em Aterro*. LNEC/APESB, Lisboa, 10-12 de Dezembro.

MA

- 1998 *Documentação de apoio à reunião do Conselho de Acompanhamento do Plano Estratégico de Resíduos Sólidos Urbanos (CARSU)*. Ministério do Ambiente. Gabinete do Secretário de Estado Adjunto da Ministra do Ambiente. Lisboa, 16 de Dezembro.

MARN

- 1995 *Projecto Plano Nacional de Resíduos*. Ministério do Ambiente e Recursos Naturais, Direcção-Geral do Ambiente. Julho.

MARTINHO, M. G.; Finalistas da LEA'92

- 1992 *Relatório sobre a ECO'92, o Forum Global e a Viagem de Finalistas*. APEA/AMWAY.

MARTINHO, M. G.

- 1998 *Factores determinantes para os comportamentos de reciclagem*. Tese de Doutoramento apresentada à UNL/FCT.

MAYSTRE, L. Y.; DUFLON, V.; DISERENS, T.; LEROY, D.; SIMOS, J.; VIRET, F.

- 1994 *Déchets Urbains. Nature et Caractérisation*. Presses Polytechniques et Universitaires Romandes.

MCADAMS, C.

- 1994 «RFID – The Missing Link to Comprehensive Automated Refuse Collection & Recycling». *Waste Age*, 25(4), 143-147.

MCMILLEN, A.

- 1993 «Separation and collection systems performance monitoring». In: LUND, H. (ed.), *The McGraw-Hill Recycling Handbook*. McGraw-Hill, Inc.

MELOSI, M. V.

- 1981 *Garbage in the Cities*. Texas A&M University Press, College Station, TX.

MESQUITA, M.

- 1996 «Aplicações inovadoras da compostagem e especificações técnicas para avaliação da qualidade do composto». *Curso sobre Valorização e Tratamento de Resíduos. Prevenção, Recolha selectiva, Compostagem e Confinamento em Aterro*. LNEC/APESB, Lisboa, 10-12 de Dezembro.

---

MORAIS, J. B.

- 1997 «Processos Biológicos de Tratamento. Noções Básicas sobre Compostagem». *Curso Técnico de Gestão de Estações de Tratamento de Resíduos Sólidos Urbanos*. Instituto dos Resíduos. Novembro.

MORE

- 1991 «California-How Can We Get to 50 Percent?». *Public Management*, **73**, 4-6.

NES/DH

- 1997 *Avaliação da qualidade de aterros sanitários de RSU. Tratamento conjunto de águas lixiviantes e águas residuais urbanas*. Laboratório Nacional de Engenharia Civil/Departamento de Hidráulica, Lisboa, 2 de Julho.

NETO, J. T. P.; MESQUITA, M. M.

- 1992 *Compostagem de Resíduos Sólidos Urbanos. Aspectos Teóricos, Operacionais e Epidemiológicos*. Informação Técnica, Hidráulica Sanitária, Laboratório Nacional de Engenharia Civil. Lisboa.

O'RIORDAN, T.

- 1997 «Ecotaxation and the sustainability transition». In: O'Riordan, T. CSERGE, Univesity of East Angelia e University College London (ed.), *Ecotaxation*. Earthscan Publications.

PAMELA, M.

- 1993 *The Garbage Primer: A Handbook for Citizens*. The League of Women Voters Education Fund. Lyons & Burford Publishers.

PÁSSARO, D.

- 1997a «A União Europeia aprovou Nova Estratégia Comunitária de Resíduos». *Ambiente Qualidade, Golden Book'97*, pp. 7-8.

PÁSSARO, M. C.

- 1997b «Sociedade Ponto Verde». *Jornadas Técnicas Internacionais de Resíduos*. APESB/LNEC, 8-10 Outubro, Lisboa.

PEARCE, D.; BRISSON, I.

- 1994 «Using economic incentives for the control of municipal solid waste». In: Curzio, A.; Prosperetti, L.; Zoboli, R. (ed.), *Develepments in Environmental Economics. Volume 5: The Management of Municipal Solid Waste in Europe: Economic, Technological and Environmental Perspectives*. ELSEVIER.

---

PEARCE, D. W.; BRISSON, I.

- 1995 «The economics of waste management». In: R. E. HESTER and R. M. HARRISON (ed.), *Waste Treatment and Disposal*. The Royal Society of Chemistry.

PENEDA, C.; ROCHA, C.

- 1995 «Sistema comunitário de ecogestão e auditoria». *Forum Indústria e Ambiente*, AIP, Lisboa, Novembro.

PIEDADE, M.

- 1997 «Técnicas de valorização e tratamento de resíduos sólidos». *Curso de Técnicos de Gestão de Estações de Tratamento de Resíduos Sólidos Urbanos*. Instituto dos Resíduos. Novembro.

PFERDEHIRT, W.; O'LEARY, P.; WALSH, P.

- 1993 «Developing an integrated collection strategy», *Waste Age*, **24** (1), 25-38.

POPPER, K. E.

- 1991 «Siting LULUs». *Planning*, April, 12-5.

PORTARIA n.º 768/88, de 30 de Novembro.

PORTARIA n.º 15/96, de 23 de Janeiro.

PORTARIA n.º 125/97, de 21 de Fevereiro.

PORTARIA n.º 818/97, de 5 de Setembro.

PORTARIA n.º 29-B/98, de 15 de Janeiro.

PORTARIA n.º 961/98, de 10 de Novembro.

PORTER, B. E.; LEEMING, F. C.; DWYER, W. O.

- 1995 «Solid waste recovery. A review of behavioral programs to increase recycling». *Environment and Behavior*, **27** (2), 122-152.

POWELL, J.; CRAIGHILL, A.

- 1997 «The UK Landfill Tax». In: O'Riordan, T. CSERGE, University of East Anglia e University College London (ed.), *Ecotaxation*. Earthscan Publications.

---

QUELHAS DOS SANTOS, J.

- 1996 «Reciclagem agro-florestal de resíduos sólidos urbanos». *5.ª Conferência Nacional sobre a Qualidade do Ambiente*, Universidade de Aveiro, Aveiro, 10-12 Abril.

RATHJE, W. L.

- 1991 «Once and future landfills». *National Geographic*, **179** (5), 116-134.

RATHJE, W.; MURPHY, C.

- 1992 *Rubbish! The Archaeology of Garbage*. Harper Collins Publishers. New York.

RHYNER, C.; SCHWARTZ, L.; WENGER, R.; KOHRELL, M.

- 1995 *Waste Management and Resource Recovery*. Lewis Publishers.

RODRIGUES, J. P.

- 1997 «A valorização orgânica na área de intervenção da VALORSUL». *Águas e Resíduos*. Ano II, **6**.

ROSE, M.

- 1996 «EU waste strategy revisited». *Warmer Bulletin*, **50**, August, 18-19.

ROGOFF, M. J.; WILLIAMS, J. F.

- 1994 *Approaches to Implementing Solid Waste Recycling Facilities*. Noyes Publications.

RUIZ, J.

- 1993 «Recycling overview and growth». In: LUND, H. F. (ed.), *The McGRAW-HILL Recycling Handbook*. McGraw-Hill, Inc.

SANTANA, F.; SANTOS, R.; ANTUNES, P.; MARTINHO, M. G.; JORDÃO, L.; SIRGADO, P.; NEVES, A.

- 1994 *Sistema de Resíduos Sólidos Urbanos do Município de Lisboa. Análise da Estrutura de Custos*. DCEA/FCT/UNL.

SCHUR, D. A.; SHUSTER, K. A.

- 1974 *Heuristic Routing for Solid Waste Collection Vehicles*. USEPA Office of Solid Waste Report SW-113.

---

SEBASTIÃO, M. J.; JARDIM, A.

- 1996 «ETRS de Setúbal: um caso de estudo». *Curso sobre Valorização e Tratamento de Resíduos. Prevenção, Recolha selectiva, Compostagem e Confinamento em Aterro*. LNEC/ APESB, Lisboa, 10-12 de Dezembro.

STONE, R.; STEARNS, R. A.

- 1969 «For more efficient refuse collection try analyzing your System with a mathematical model». *American City*, **84** (5), 98-100.

TCHOBANOGLIOUS, G.; THEISEN, H.; VIGIL, S. A.

- 1993 *Integrated Solid Waste Management. Engineering Principles and Management Issues*. McGraw-Hill International Editions.

TETRA PAK

- 1994 *A Tetra Pak e o ambiente: uma questão de bom senso*. Folheto de divulgação. Tetra Pak.

THE KINDRED ASSOCIATION

- 1994 *A Practical Recycling Handbook*. Thomas Telford, Ltd., London.

THORNWAITE, C. W.; MATHER, J. R.

- 1957 *Instructions and Tables for Computing Potential Evapotranspiration and the Water Balance*. Publication Climatology Lab., Drexel Institute of Technology, Lenterton, NY.

TOMBS, G. J.

- 1996 «Common perceptions on waste and its management: UK results of a county-wide survey from Hampshire Project Integra-Hampshire». *UCL-IAG/ERRA Symposium Effective Management of waste: Is It Worth It?* Louvain-la-Neuve, 28-29 May.

TURNER, R. K.; BRISSON, I.

- 1995 «A possible landfill levy in the UK: economic incentives for reducing waste to landfill». In: Gale, R., Barg, S. e Gillies, A. (ed.), *Green Budget Reform: An International Casebook of Leading Practices*, Earthscan, London.

U. S. EPA

- 1994 *Charaterization of Municipal Solid Waste in the United States: 1994 Update*. Environmental Protection Publication, Printing Office. Washington, DC.

---

VAL, A.

- 1991 *El Libro del Reciclaje. Manual para la Recuperación y Aprovechamiento de las Basuras*. Integral.

VALORSUL

- 1997 *Valorização da matéria orgânica*. Documentação fornecida ao Painel Técnico de Acompanhamento da Valorsul, Lisboa.

VASCONCELOS, L.; MARTINHO, M. G.

- 1997 «Questões emergentes de percepção de conflitos: O caso da localização de infraestruturas de resíduos». *2.º Encontro Nacional de Ecologia*, SPECO, Coimbra, 3-5 de Dezembro.

VIEIRA, P.; PIRES, A.; FERREIRA, F.; SILVA, J.; PALMA-OLIVEIRA, J.; CORREIA, S.

- 1995 *Caracterização dos Resíduos Sólidos Urbanos e Inventariação dos Locais de Deposição em Portugal*. Gabinete Técnico de Lisboa da QUERCUS – Associação Nacional de Conservação da Natureza, Lisboa, Outubro.

WAITE, R.

- 1995 *Household Waste Recycling*. Earthscan Publications Ltd, London.

WHITE, P.; HINDLE, P.; DRAGER, K.

- 1993 «Lifecycle Assessment of Packaging». In: LEVY, G. (ed.), *Packaging in the Environment*. Blackie Academic & Professional, Glasgow, pp. 118-146.

WHITE, P.; FRANK, M.; HINDLE, P.

- 1995 *Integrated Solid Waste Management. A Lifecycle Inventory*. Blackie Academic & Professional. London.

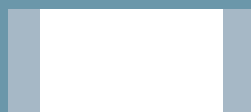
WHO

- 1991-1993 *Urban Solid Waste Management*. World Health Organization. Regional Office for Europe. Copenhagen.

Composto e paginado  
na **UNIVERSIDADE ABERTA**

1.<sup>a</sup> edição

Lisboa, 1999



UNIVERSIDADE  
**AbERTA**  
[www.uab.pt](http://www.uab.pt)