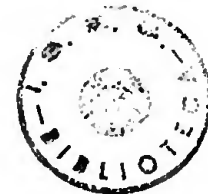


X-96-054276-X

HD9975.P67.S68 1996

RESERVADO



UNIVERSIDADE TÉCNICA DE LISBOA

INSTITUTO SUPERIOR DE ECONOMIA E GESTÃO

ELIMINAÇÃO DE RESÍDUOS DE EMBALAGEM

Jaime Artur Fonseca de Sotto-Mayor

Licenciado

Dissertação para obtenção do Grau de Mestre em

Economia e Política da Energia e do Ambiente

Julho de 1996

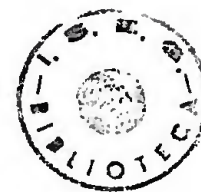
ELIMINAÇÃO DE RESÍDUOS DE EMBALAGEM

Jaime Artur Fonseca de Sotto-Mayor

Mestrado em: Economia e Política da Energia e do Ambiente

Orientador: Doutor Rui Junqueira Lopes

Provas concluídas em:



RESUMO

Os Resíduos Sólidos Urbanos são uma grave preocupação ambiental nos países da OCDE, dada a multiplicação por 8 do fluxo dos Resíduos de Embalagem nos últimos trinta anos. Os Sistemas Integrados de Gestão são uma solução sustentável mas o estado actual do conhecimento sobre a sustentabilidade económica e ambiental dos agentes privados é incipiente.

Em bases puramente económicas, existe um grande potencial para a aplicação de políticas apoiadas em Instrumentos Económicos. Contudo, a sua aplicação enfrenta diversas dificuldades, nomeadamente, a impossibilidade de medir os danos ambientais e de calcular os verdadeiros custos sociais.

Para combater o aumento dos resíduos de Embalagem, diversos países têm feito uso de soluções políticas baseadas na aplicação conjunta da regulamentação e de aproximações aos impostos pigouvianos.

Efectuou-se uma recensão destas soluções, bem como do sistema de responsabilização dos produtores e, com base nas conclusões alcançadas, teceram-se breves comentários à recente legislação nacional sobre os resíduos de embalagem.

Palavras chave: resíduos sólidos urbanos, resíduos de embalagem, externalidades ambientais, instrumentos incitativos, instrumentos económicos, responsabilização dos produtores

ELIMINAÇÃO DE RESÍDUOS DE EMBALAGEM

Jaime Artur Fonseca de Sotto-Mayor

Mestrado em: Economia e Política da Energia e do Ambiente

Orientador: Doutor Rui Junqueira Lopes

Provas concluídas em:



ABSTRACT

Municipal Solid Wastes are a major environmental concern in OECD countries, as the Package Waste stream increased almost 8-fold in the past thirty years. Integrated management systems have been proposed as a sustained solution but the present state of knowledge on environmental and private economic aspects is incipient.

On economic grounds there is a large span for implementing policies based on Economic Instruments. However their application faces several difficulties, namely, the inability to measure the environmental damages and to evaluate the true social costs.

As a solution, several countries have relied on a mix regulation and proxies to pigouvian taxes to tackle the growing increase in Package Waste.

A survey is made on these solutions and on the Producer Responsibility system. Based on the drawn conclusions some comments are made relative to the new Portuguese Package Waste regulations.

Keywords: municipal solid waste, package waste, environmental externalities, policy instruments, economic instruments, producer responsibility

AGRADECIMENTOS

A realização deste trabalho só foi possível graças à contribuição de diversas pessoas e entidades, às quais agradeço:

Ao Professor Rui Junqueira Lopes, pela sua orientação científica durante a elaboração desta dissertação.

Ao Dr. Luís Seruya, da EGF-SAGE, e à Dr^a. Ana Cabral, do Instituto de Defesa do Consumidor, pelas discussões proveitosas sobre a embalagem, os seus resíduos e modos de eliminação.

Ao Eng. Castro Guimarães, da Associação Nacional dos Industriais de Lacticínios, pelos elementos disponibilizados e esclarecimentos prestados sobre a Portaria nº 68/96.

Aos Dr. Salles da Fonseca, da Associação dos Industriais do Vidro de Embalagem, e Dr. António Rousseau, da Associação Portuguesa das Empresas de Distribuição, pela disponibilidade em receber-me e pelos esclarecimentos prestados sobre o “*Ponto Verde*” e as suas implicações.

À Eng^a. Ana Paulino, da Direção Geral do Ambiente, pelos elementos e esclarecimentos fornecidos.

À Junta Nacional de Investigação Científica e Tecnológica, pelo apoio prestado à concretização deste trabalho através da atribuição de uma bolsa de estudo no âmbito do Programa Ciência, ref. BM / 3344 / 92 - RO.

Finalmente à minha família, colegas e amigos que de forma directa ou indirecta contribuíram para a realização deste trabalho.

INDÍCE GERAL

RESUMO	I
ABSTRATC.....	II
AGRADECIMENTOS	III
ÍNDICES.....	IV
Índice Geral.....	iv
Índice das Figuras.....	vi
Índice dos Quadros.....	vii
1. INTRODUÇÃO	1
1.1 Apresentação do tema.....	1
1.2 Objectivos	2
1.3 Estrutura do trabalho	2
2. RESÍDUOS SÓLIDOS URBANOS	4
2.1 Breve evolução histórica.....	4
2.2 Porquê as embalagens?	8
2.3 Que embalagens?.....	11
3. SISTEMAS INTEGRADOS DE GESTÃO DE RESÍDUOS.....	13
3.1 Diversos meios para um mesmo fim	13

3.2 Sustentabilidade ambiental	18
3.3 Sustentabilidade económica.....	21
3.4 Soluções actuais	23
4. ECONOMIA VS. AMBIENTE	26
4.1 Mercados ausentes.....	26
4.2 Instrumentos Incitativos.....	27
4.3 Via regulamentar	29
4.4 Via do Mercado	31
4.5 Regulamentação vs. Mercado	34
4.6 Instrumentos económicos	35
5. ECONOMIA DOS RESÍDUOS	39
5.1 Produtor doméstico de lixos	39
5.2 Eliminação vs recuperação.....	43
6. POLÍTICAS DE GESTÃO DOS RESÍDUOS SÓLIDOS.....	47
6.1 Soluções legislativas propostas.....	47
6.2 Breve resenha histórica.....	48
6.3 Instrumentos Regulamentares	49
6.4 Instrumentos de Mercado.....	50
7. SISTEMAS DE RESPONSABILIZAÇÃO DOS PRODUTORES.....	58
7.1 Apresentação do sistema.....	58

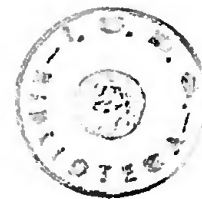
7.2 Modelo alemão	61
7.3 Modelo francês	65
7.4 Análise dos sistemas referidos	69
8. CONCLUSÕES	73
8.1 Retropectiva do trabalho realizado	73
8.2 Principais resultados obtidos	74
8.3 Situação nacional.....	77
REFERÊNCIAS	81
BIBLIOGRAFIA CONSULTADA	84
ANEXO – A QUESTÃO DO <i>SEM RETORNO</i> NA ALEMANHA	86

INDÍCE DAS FIGURAS

Figura 2.1 – Adesão da população comunitária a acções pró reciclagem. Adaptado de Eurostat, 1996.....	9
Figura 2.2 – Esquema genérico da fileira da embalagem.....	11
Figura 3.1 – Esquema genérico do sistema de gestão integrada de lixos domésticos. Adaptado de WARMER, 1995.....	14
Figura 3.2 – Custo marginal dos diferentes sistemas de recolha. Notar que as taxas de recolha são complementares. Adaptado de WARMER, 1995.....	23
Figura 4.1 – Esquema da cadeia de gestão de lixos. Adaptado de Defeuilley e Quirion, 1995.....	27
Figura 7.1 – Esquema da Responsabilização dos Produtores. Adaptado de Wilson, 1995.....	59
Figura 7.2 – Esquema das transferências (materiais e financeiras) entre agentes no DSD. Adaptado de Defeuilley e Quirion, 1995.	63
Figura 7.3 – Esquema das transferências (materiais e financeiras) entre agentes no sistema Éco-Emballages. Adaptado de Defeuilley e Quirion, 1995.	68

INDÍCE DOS QUADROS

Quadro 2.1 – Estratégia da UE para contenção da produção de resíduos.	7
Quadro 3.1 – Sistemas de eliminação e valorização de lixos urbanos.....	24
Quadro 4.1 – Aplicabilidade dos diversos Instrumentos Incentivos.	35
Quadro 4.2 – Impostos sobre Emissões nos Países da OCDE. Número de países que adoptaram este instrumento, e o seu efeito.	36
Quadro 4.3 – Impostos sobre Produtos nos Países da OCDE. Número de países que adoptaram este instrumento, e o seu efeito.	36
Quadro 4.4 – Modalidades de execução dos Instrumentos Económicos na OCDE.....	38
Quadro 6.1 – Taxas de serviço aplicadas aos Resíduos Sólidos Urbanos na União Europeia e Conselho Nórdico.....	51
Quadro 6.2 – Impostos sobre produtos aplicados aos Resíduos Sólidos Urbanos na União Europeia e Conselho Nórdico.	54
Quadro 6.3 – Sistemas de depósito aplicados aos Resíduos Sólidos na União Europeia e Conselho Nórdico.....	56
Quadro 6.4 – Ventilação dos tipos de sistemas de depósito aplicados aos Resíduos Sólidos na União Europeia e Conselho Nórdico.	57
Quadro 7.1 – Instrumentos de Responsabilização dos Produtores aplicados aos Resíduos Sólidos na União Europeia e Conselho Nórdico em 1994.	60
Quadro 7.2 – Tarifário das contribuições à DSD incidentes sobre o peso das embalagens.	64
Quadro 7.3 – Tarifário das contribuições à DSD incidentes sobre o volume das embalagens.	65
Quadro 7.4 – Tarifário das contribuições à Éco-Emballages para as embalagens “corpo rígido oco”.	69
Quadro 7.5 – Análise comparativa do desempenho dos sistemas “Ponto Verde”.....	70
Quadro 7.6 – Análise comparativa do desempenho dos sistemas “Ponto Verde”(cont.).	72



1. INTRODUÇÃO

1.1 APRESENTAÇÃO DO TEMA

Os lixos são uma ameaça actual ao bem-estar da sociedade. Não pela sua novidade – os concheiros pré-históricos mostram que eles sempre existiram – mas pelo seu crescimento exponencial e pela complexidade crescente da sua gestão.

A urbanidade crescente das sociedades actuais provoca grandes heterogeneidades na distribuição populacional que induzem o recurso a um número cada vez maior de embalagens – para que os bens de consumo possam, em segurança, percorrer a distância cada vez maior entre o produtor e o consumidor – e provoca a aglomeração dos lixos produzidos num número restrito de locais, aumentando a complexidade da logística da sua eliminação e a rarefacção dos locais para a sua deposição.

A solução previsível é limitar os quantitativos de lixos produzidos através da implementação de políticas de “prevenção dos resíduos, reciclagem e reutilização máximas dos materiais, e eliminação segura dos lixos não recicláveis e não reutilizáveis”, tal como defendido no 5º Programa Comunitário do Ambiente.

A fileira de resíduos melhor posicionada para a aplicação da política referida é a das embalagens dada a sua relevância na generalidade dos países europeus

da OCDE: mais de 30 % em peso e 50 % em volume da composição dos Resíduos Domésticos.

1.2 OBJECTIVOS

O presente trabalho é uma contribuição para o esclarecimento das vertentes económicas da questão dos resíduos. O seu âmbito incide sobre os resíduos sólidos domésticos, dando particular ênfase aos de embalagem. O seu objectivo é clarificar as relações económicas entre as suas eliminação e valorização.

1.3 ESTRUTURA DO TRABALHO

Para além da *Introdução* em que se apresenta o tema a desenvolver, se salienta a importância deste domínio de investigação e se resumem os objectivos e estrutura do trabalho, o presente estudo encontra-se organizado em mais 7 capítulos e 1 anexo correspondentes a facetas distintas da questão abordada.

Assim, no Capítulo 2, procede-se a um breve posicionamento histórico, da questão dos Resíduos Sólidos Urbanos – RSU – e dos Resíduos de Embalagem, e abordam-se as soluções operacionais existentes.

A abordagem às soluções operacionais vigentes é feita no Capítulo 3, com particular destaque para os Sistemas Integrados de Gestão e para a questão da sustentabilidade.

No Capítulo 4 apresentam-se as relações, cada vez mais intensas, entre a Economia e o Ambiente, com destaque para o advento e caracterização dos Instrumentos Incentivos.

As relações entre os agentes económicos e os Sistemas Integrados de Gestão dos Resíduos Sólidos Urbanos, são focadas no Capítulo 5, com realce para a convivência entre a eliminação e a valorização dos Resíduos Domésticos: suas diferenças e pontos possíveis de convergência.

No Capítulo 6 procede-se ao levantamento do ponto da situação da aplicação dos Instrumentos Incitativos à questão dos Resíduos Sólidos Domésticos, com relevo para o caso dos Resíduos de Embalagem.

A apresentação dos recém-criados sistemas de *Producer's Responsibility*, geralmente denominados de “Ponto Verde” no caso das embalagens, é feita no Capítulo 7, onde também se analisa o seu desempenho.

Finalmente, no Capítulo 8, faz-se uma retrospectiva do trabalho desenvolvido, e tecem-se algumas considerações sobre a recém-publicada Portaria nº 68/96, de 10 de Julho, dos Ministérios da Economia e do Ambiente, relativa “às regras e princípios gerais a que deve obedecer a gestão de embalagens e resíduos de embalagem”.

2. RESÍDUOS SÓLIDOS URBANOS

2.1 BREVE EVOLUÇÃO HISTÓRICA

A humanidade, qualquer que fosse a sua organização social, sempre gerou lixo. O que variou ao longo dos tempos foi a intensidade e qualidade da sua produção, que deste modo constituem indicadores do tipo de sociedade vigente e da sua integração no meio ambiente.

A sociedade ocidental, tal como a conhecemos, sempre gerou grandes quantidades de resíduos urbanos, como o demonstra a transformação do espaço físico pela sua deposição¹: o Monte Testaccio em Roma em pleno Império Romano; o Jardin des Plantes e as encostas dos *boulevards* Beaumarchais, Saint-Denis e Saint-Martin em Paris durante a Idade Média; ou Fresh Kills em Nova Iorque na actualidade.

O modo como conviveu com essa realidade reflecte o evoluir das mentalidades e da organização do espaço urbano. Num breve historial pode referir-se:

- a organização greco-romana, com a limpeza organizada das urbes e locais próprios para deposição;
- a convivência passiva na idade média, em que os lixos foram, efectivamente, o material de pavimentação dos arruamentos;

¹ Referido por Silguy, 1996.

- o advento das correntes sanitaristas em finais do século XVIII, em que os lixos foram escamoteados, afastados e olvidados do espírito dos utentes da urbe, datando de então o aparecimento da recolha hermética;
- a identificação dos lixos como inimigos da saúde pública, nos finais do século passado na sequência dos trabalhos de Pasteur, e o seu tratamento para contenção dos vectores infecciosos, surgindo então as primeiras incineradoras (a purificação pelo fogo); e
- a consciencialização, já no início deste século, de que os lixos são elementos poluidores do meio ambiente, surgindo os aterros controlados para a sua protecção e da água em particular.

Quanto ao seu destino último, houve ao longo dos tempos uma certa constância no aproveitamento da fracção fermentável para fins agrícolas, enquanto adubo e estruturante do solo.

Mas desde cedo que o incremento progressivo da fracção não orgânica faz sentir a necessidade de executar uma recolha selectiva ou, na sua ausência, de se proceder à triagem dos resíduos sólidos, como o demonstra a norma da prefeitura parisiense de 1894 – a norma Poubelle – que obrigava à separação na origem em três fracções: duas valorizáveis, uma de putrescíveis e outra de têxteis e madeiras, e uma não valorizável, constituída por fragmentos de vidro, cerâmica e conchas de ostra.

Também data dessa altura o reconhecimento do papel fulcral dos cidadãos enquanto primeiro elo da cadeia de gestão dos lixos: a oposição dos parisienses nunca permitiu a efectivação da norma Poubelle, que para a posterioridade só deixou (em França) o seu nome associado aos recipientes normalizados de recolha.

É já neste século, face ao crescimento imparável dos resíduos sólidos e à sua identificação enquanto vector de contaminação bacteriológica dos produtos alimentares agrícolas, que a solução “tudo ao aterro” se generaliza, reduzindo-se a valorização dos lixos à sua expressão mais ínfima.

E é só no pós guerra que o aumento demográfico e a urbanização crescente fazem sentir os limites desta solução, incapaz de resolver o conflito latente entre o aumento generalizado da produção de lixos urbanos, num espaço cada vez menor, e a rarefacção de locais indicados, por questões técnicas ou económicas, para a criação dos aterros.

Surge então a ameaça da proliferação generalizada de vazadouros selvagens, ilegais, provocada tanto pelo aumento da renda ricardiana associada aos custos de deposição em aterro, como pela escalada dos custos não directamente produtivos provocada pelas maiores exigências regulamentares de conformidade sanitária e ambiental.

E é este contexto que força a procura de alternativas de valorização dos resíduos que reduzam substancialmente os resíduos últimos, isto é, aqueles que efectivamente não podem ter outro destino que não seja os aterros.

Ressurge, assim, o interesse pelas tecnologias da incineração e da compostagem, numa valorização baseada nas propriedades globais dos RSU – a sua putrescibilidade e o seu poder calorífico – mas não nas especificidades de cada material componente.

A valorização baseada nas características específicas de cada material, terá que aguardar a década de 70 e a crise de matérias primas motivada pelo primeiro choque petrolífero.

Com efeito, é o sentir do devir da penúria, identificado de forma alarmista nos estudos neo-malthusianos do Clube de Roma, que fez retornar os resíduos sólidos urbanos do limbo em que tinham sido colocados, e promove a sua reciclagem como forma nobre de valorização. E os lixos passam a ser considerados enquanto jazida potencial de recursos físicos delapidados.

Mais recentemente, na Holanda e na Alemanha, surgiram as primeiras experiências com resultados positivos de gestão autárquica integrada dos RSU. A tradição de autonomia autárquica destes países, que remonta aos tempos da Liga Hanseática, e a reduzida oferta de matérias primas secundárias face à dimensão da procura, explicam o sucesso destas experiências.



E, assim, forçam a União Europeia a reagir, a estabelecer uma estratégia de contenção da produção de resíduos, nomeadamente, dos urbanos, cujas linhas gerais de actuação se apresentam no quadro 2.1.

Quadro 2.1 – Estratégia da UE para contenção da produção de resíduos.

OBJECTIVO ESTRATÉGICO	ACÇÕES A DESENVOLVER
1. Prevenção na produção de resíduos.	<ul style="list-style-type: none">– Tecnologias mais limpas; e– produtos cujo fabrico gerem menores impactos ambientais.
2. Promoção da reciclagem e reutilização.	<ul style="list-style-type: none">– Políticas de I e D em tecnologias adaptadas;– separação e triagem na fonte dos resíduos;– redução do custo social da reciclagem; e– criação e protecção de mercados para os materiais reciclados.
3. Optimização da deposição final.	<ul style="list-style-type: none">– Redução nos quantitativos depositados; e– reforço normativo das condições de deposição.
4. Regulamentação dos transportes de resíduos.	<ul style="list-style-type: none">– Reduzir a mobilidade dos resíduos, diminuindo o seu impacto ambiental;– garantir a sua deposição ambientalmente sólida; e– fortalecer os instrumentos de controlo.
5. Protecção dos locais de deposição.	<ul style="list-style-type: none">– Acções curativas nos locais já danificados;– I e D nas tecnologias de mapeamento dos locais e da sua limpeza; e– desenvolvimento de instrumentos financeiros adaptados ao alto nível de investimento exigido.

Fonte: European Environment Agency, 1996.

2.2 PORQUÊ AS EMBALAGENS?

A sociedade actual, vivendo sob o estigma da sustentabilidade e do legado intra-geracional, começa a olhar de modo diferente os resíduos, focalizando não no seu valor, já comumente aceite, mas sim questionando a exigibilidade da sua geração e a irresponsabilidade dos diversos intervenientes².

As embalagens focalizaram a atenção das administrações públicas, não só pelo seu crescimento e nocividade ambiental mas, sobretudo, devido à pressão dos consumidores, dada a sua visibilidade e efemeridade:

1. a parcela embalagens na composição dos resíduos sólidos tem vindo a progredir a longo do último meio século, período durante o qual passou de um quantitativo quase desprezável a valores estimados entre 1/3 a 1/2 (em peso) dos lixos urbanos produzidos nos países da OCDE – qualquer coisa como 140 milhões de toneladas / ano de resíduos de embalagem –, isto é, uma multiplicação por 8 desde 1960;
2. da parcela referida, cerca de 27,5 % será constituída por resíduos de materiais plásticos, de capacidade de degradação desprezável e densidade aparente extremamente baixa (esta parcela pode ser responsável por cerca de 50% do volume dos resíduos urbanos); e
3. com a excepção das embalagens de líquidos alimentares nos países hanseáticos (Alemanha, Holanda, Dinamarca e do Conselho Nórdico), generalizou-se o uso de embalagens descartáveis.

É o simbolismo da embalagem, assimilada a uma postura perdulária e não sustentável perante a sociedade e as gerações futuras, que sujeita esta fracção dos resíduos urbanos a um escrutínio permanente por parte do público, como é patente nos inquéritos realizados pelo Eurostat³: primeira preocupação

² Ver no Anexo I alguns elementos estatísticos sobre a produção de resíduos na OCDE e UE.

³ Conforme citado em Correia, 1995.

ambiental da população portuguesa em 1986 e quarta em 1992 (logo após a poluição industrial, os problemas globais e os derrames de petróleo no mar).

E o público adere às acções conducentes à eliminação ambientalmente adequada das embalagens, como se pode verificar pelos resultados do Eurobarometer (1992):

- 60 % da população comunitária já participou em sistemas de recolha selectiva; e
- 39 % da população restante está disponível para participar ou colaborar mais activamente.

A distribuição da população aderente à execução de acções pró reciclagem está representada na Figura 2.1, da qual há a destacar a maior adesão das populações dos países hanseáticos.

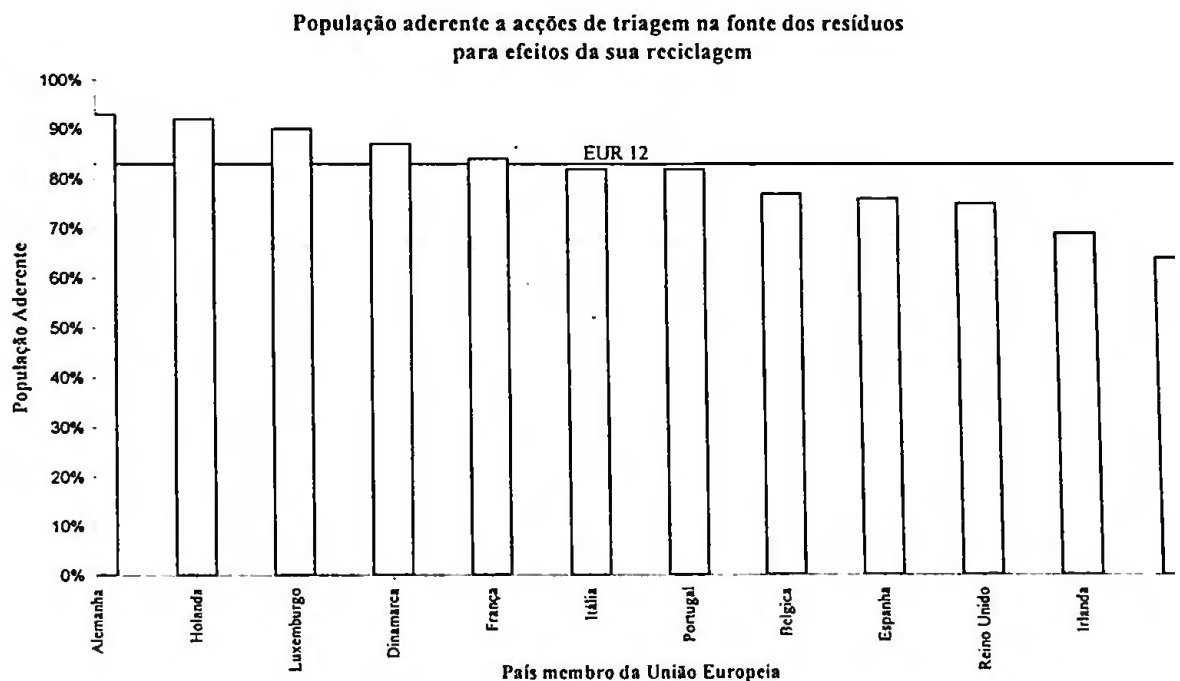


Figura 2.1 – Adesão da população comunitária a acções pró reciclagem.

Adaptado de Eurostat, 1996.

Ora a embalagem é tão velha quanto a humanidade e desde então que se prestou a duas tarefas básicas:

- facilitar o manuseamento dos produtos, caso em que seria constituída por produtos naturais de fácil biodegradabilidade (seiras e esteiras de caules ou folhas entrançadas); e
- permitir o armazenamento dos alimentos por grandes períodos, caso em que os materiais constitutivos eram mais perenes (pedra talhada, potes e ânforas de cerâmica, etc.).

Mas foi no século passado que a embalagem se afirmou como meio de conservação e preservação dos alimentos (com o advento da esterilização e pasteurização dos alimentos e das embalagens de conserva em folha de flandres) e, já neste século, que se viu atributo de novas funções enquanto veículo informativo do seu conteúdo.

Até meados deste século as embalagens agrupavam-se em duas classes distintas:

- as vocacionadas para a conservação de longo prazo dos produtos alimentares, de características de uso único mas por longo prazo; e
- as dedicadas a facilitar o manuseamento e transporte de produtos, caracterizadas pela sua reutilização e perenidade.

É no pós-guerra, com o advento de sistemas de distribuição mais concentrados, os super e hiper-mercados, que o uso da embalagem, nomeadamente a alimentar, se generaliza, ganhando funções múltiplas de condicionamento, manuseamento, veículo promocional, vector de *marketing* e unidade de venda unitária, que levam a sua multiplicação e omnipresença em toda a actividade humana, justificando a afirmação de J. H. Briston⁴: “a embalagem deve proteger aquilo que vende e vender aquilo que protege”.

É neste mesmo período que, paralela e indissociavelmente, causa e efeito desse fenómeno, os plásticos atingem a sua maturidade, permitindo a

⁴ Conforme citado em Bertolini, 1995.

realização de embalagens, especialmente as alimentares, cada vez mais eficazes, e provocando a explosão da parcela dos plásticos nos resíduos sólidos urbanos.

É essa explosão que vai provocar (na esteira do primeiro choque petrolífero) o interesse pela valorização material dos lixos de embalagem. No entanto, as dificuldades, ainda não ultrapassadas, na reciclagem ou reutilização dos plásticos tiveram como efeito prático potenciar a reciclagem dos outros materiais de embalagem.

2.3 QUE EMBALAGENS?

A omnipresença da embalagem corta transversalmente os diversos sectores industriais através de uma cadeia de relações entre agentes económicos – cujo desenvolvimento depende da envolvente externa, sendo frequente a integração vertical – que culmina no consumidor do produto embalado, tal como é exemplificado na Figura 2.2.

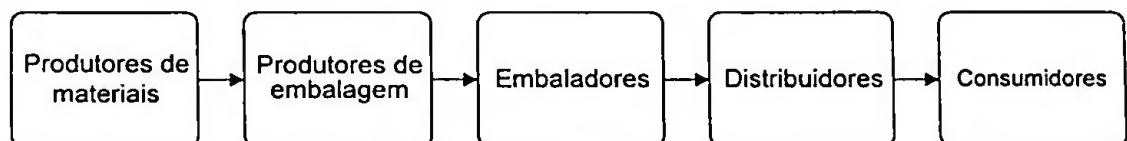


Figura 2.2 – Esquema genérico da fileira da embalagem.

Sendo o espectro de aplicação das embalagens tão largo, é necessário categorizá-las segundo critérios objectivos.

Um dos critérios mais relevantes na perspectiva da sua eliminação é o do seu uso, sendo comum distinguir três categorias distintas:

- embalagem unitária de venda, também conhecida por doméstica ou primária, que após cumprir a sua missão é, geralmente, depositada nos resíduos domésticos;

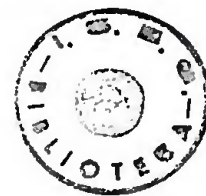
- embalagem de agrupamento ou secundária, também denominada por *pack*, concebida para agrupar um conjunto de embalagens primárias nos locais de venda, podendo, ou não, ser levada pelos consumidores e cujos resíduos, por conseguinte, tanto podem surgir na fileira dos serviços como na doméstica; e
- embalagem de transporte ou terciária, concebida para facilitar o transporte e manuseamento das mercadorias e que raramente surge nos resíduos domésticos.

O interesse principal desta distinção entre embalagens é a redução do número de actores envolvidos enquanto se caminha das primeiras para as últimas, e as diversas motivações existentes para a adesão a sistemas integrados de gestão de resíduos: mais emocionais e socialmente enquadradas para os actores domésticos e mais racionais e economicamente justificadas para os actores industriais ou prestadores de serviços.

Outro critério também pertinente é o da sua constituição, pois que os diversos materiais utilizados possuem características que promovem, ou penalizam, a valorização dos resíduos de embalagem.

Os principais fluxos de embalagem, de acordo com o seu material constitutivo são: o papel e cartão, o vidro, o plástico e o metal (folha de flandres e alumínio)⁵.

⁵ A fracção presente nos RSU dos três últimos materiais referidos é imputável na sua quase totalidade aos Resíduos de Embalagem.



3. SISTEMAS INTEGRADOS DE GESTÃO DE RESÍDUOS

3.1 DIVERSOS MEIOS PARA UM MESMO FIM

A produção crescente de lixos urbanos obriga ao estabelecimento de estruturas de gestão relativamente avançadas, tal como exemplificado na figura 3.1, formalmente designadas por **Sistemas Integrados de Gestão**.

O seu objectivo é determinar qual a combinação de processos que conduz a uma solução eficaz para a eliminação dos resíduos numa perspectiva holista, isto é, que seja simultaneamente:

- **ambientalmente sustentável;** e
- **economicamente sustentável.**

Antes de aprofundar estas questões é conveniente apresentar as diversas componentes do sistema: *Colecta e Tratamento e Eliminação*.

1. Colecta

Vulgarmente denominada de recolha, a sua função é essencialmente logística, isto é, preparar, manusear e condicionar os resíduos para que sejam transportados para as unidades de tratamento. A colecta divide-se em duas operações: *deposição e recolha e transporte*.

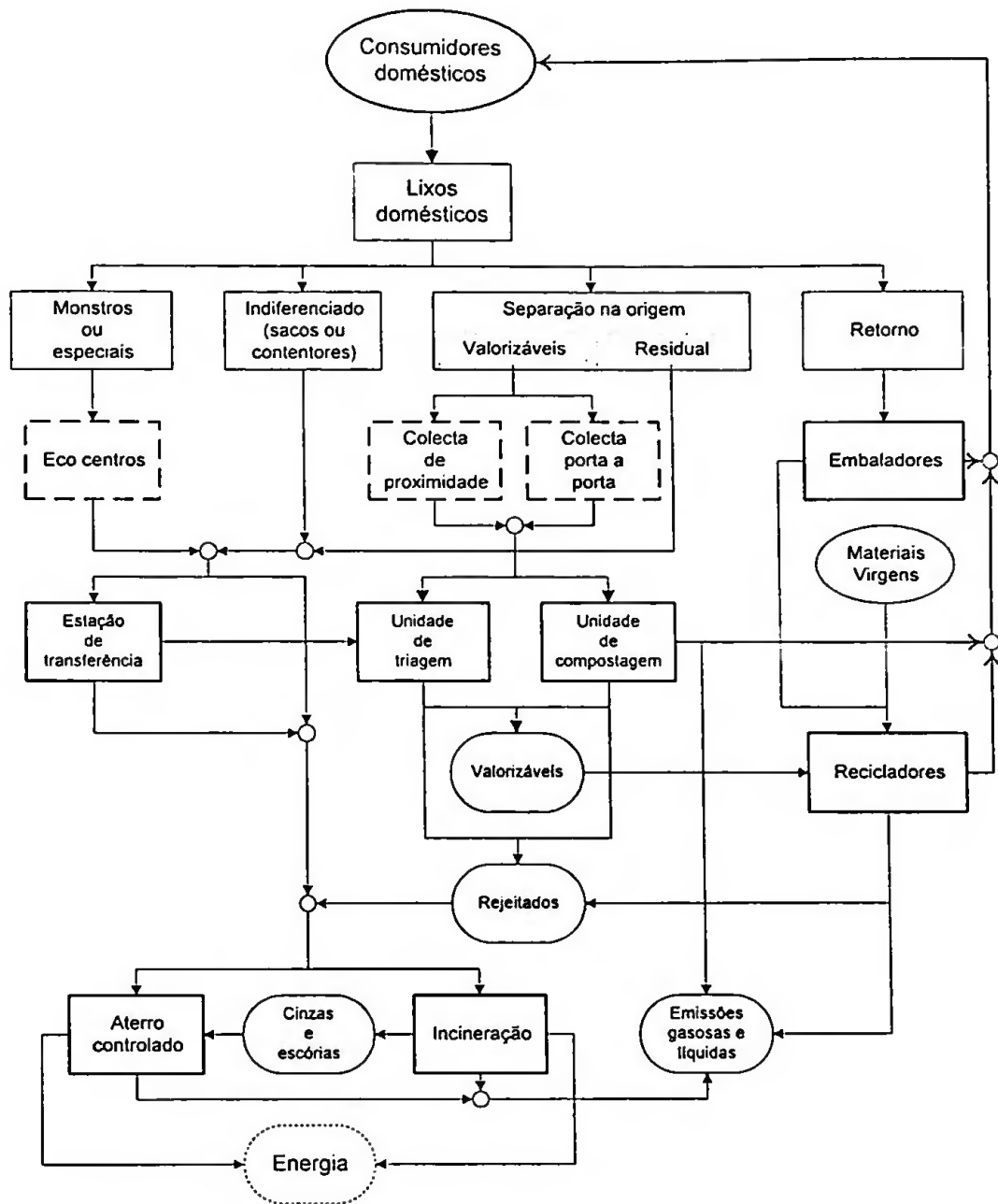


Figura 3.1 – Esquema genérico do sistema de gestão integrada de lixos domésticos. Adaptado de WARMER, 1995.

Deposição

É a fase do sistema de gestão em que o consumidor tem um papel mais activo. Inicia-se com a deposição dos resíduos em recipientes próprios, adaptados ao tipo de tratamento pretendido para os resíduos: se inicialmente estes eram depositados de forma indiferenciada, tal como ainda é comum no nosso país, a tendência actual é para a deposição

segregada em fracções múltiplos, por forma a evitar a sua contaminação cruzada.

É aqui que começa a responsabilização dos utentes: é a eles que cabe fazer a triagem dos lixos e depositá-los em função das suas características.

A deposição tanto pode ser feita no domicílio, seja em recipientes simples ou multi-compartimentos, como na sua vizinhança, processo dito de proximidade ou de eco-pontos, em recipientes de maior capacidade dedicados a um tipo particular de resíduos, como é o caso dos vidrões.

Recolha e transporte

A fase seguinte é a recolha propriamente dita, que inclui o transporte em veículos especiais de acordo com as características dos resíduos. É nesta fase que começa a especialização dos equipamentos com uma multiplicação de veículos (de caixa aberta, de caixa fechada com e sem compressão, chassis simples para transporte de trenós, mono e multi-compartimento, etc.) dedicados à recolha de resíduos tanto no regime porta-a-porta como no de proximidade.

Em função das distâncias a percorrer até às instalações de tratamento, pode haver necessidade de estabelecer estações de transferência onde os resíduos são temporariamente armazenados para posterior embarque em veículos melhor adaptados ao longo-curso: semi-reboques rodoviários, transportes ferroviários ou, mesmo, marítimos, quando tal seja possível.

2. Tratamento e Eliminação

É nesta fase que os resíduos ou o deixam de ser, pela sua transformação em recursos, ou encontram o seu destino último.

A transformação em recursos realiza-se pela *valorização* dos resíduos, de preferência após a sua segregação de acordo com as propriedades das suas fracções constituintes.

Mesmo quando os resíduos provêm de recolhas selectivas, é necessário proceder à sua *triagem* em unidades dedicadas, para garantir as especificações mínimas exigidas pelos recuperadores, evitando-se as respectivas penalizações.

No caso limite de não conformidade, o destinatário pode rejeitar em bloco os resíduos entregues, obrigando ao seu encaminhamento para a deposição final, ou destino último: o *aterro*.

Valorização

A valorização explora as propriedades físicas ou químicas dos resíduos para os tornar, mais uma vez, úteis à sociedade. As propriedades procuradas tanto podem ser globais como específicas.

As propriedades globais incluem:

- o poder calorífico, que quando elevado permite o uso dos resíduos enquanto recurso energético, e
- a putrescibilidade, que, consoante o processo de valorização utilizado, permite a obtenção quer de composto (corrector de solos obtido pela fermentação aeróbia da fracção orgânica) ou gás metano (outro recurso energético endógeno obtido pela fermentação anaeróbia da fracção orgânica).

Das propriedades específicas dos resíduos depende a sua valorização material que, consoante o estado físico e o grau de contaminação das matérias presentes, ocorre por:

- reutilização, isto é, o aproveitamento dos resíduos para o desempenho das suas funções originais, caso do reuso das garrafas normalizadas; ou
- reciclagem, isto é, o aproveitamento dos materiais constituintes, a qual pode ser mais ou menos entrópica conforme se efectue em ciclo aberto (por exemplo, quando o casco é usado como material inerte na

construção duma estrada) ou em circuito fechado (e.g., uso do casco de vidro para o fabrico de novas embalagens).

Unidades de Triagem

O aproveitamento máximo dos resíduos requer a sua separação em fracções de propriedades homogéneas, maximizando o desempenho e rentabilizando as produções conjuntas, a montante da sua valorização. É esta a função das unidades de triagem.

Também aqui se tem assistido ao multiplicar da oferta de equipamentos cada vez mais específicos e especializados, nos antípodas da flexibilidade e polivalência. Daí a tendência crescente para a concentração de unidades nesta actividade, beneficiando dos efeitos de escala presentes.

Aterro

Todos os processos de triagem e valorização referidos, geram resíduos:

- escórias e cinzas volantes na incineração;
- resíduos de processo na biogásificação; ou
- rejeitados (produções não conformes ou fracções cujo custo de valorização é proibitivo) na triagem e reciclagem;

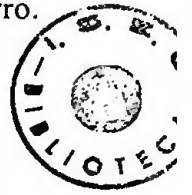
que necessitam de ser depositados em condições ambientalmente sólidas.

É esta a função do aterro: armazenar por períodos indefinidos os resíduos de resíduos.

A perenidade dos aterros transforma-os em alvo de regulamentos e normas rigorosos e exigentes relativamente à sua concepção, exploração e controlo após fecho. É também exigida a sua valorização, sempre que economicamente viável, através da extração e exploração do metano que nele se forma por fermentação anaeróbia.

Apesar desta atenção regulamentadora, estas unidades de tratamento têm sido alvo de oposição crescente por parte das populações vizinhas: o síndrome NIMBY (*Not in my backyard*), motivado pelo receio de

impactos ambientais incontroláveis, só justificáveis pela falta generalizada de informação sobre o que é e como funciona um aterro.



3.2 SUSTENTABILIDADE AMBIENTAL

A sustentabilidade ambiental obtém-se, idealmente, pelo estabelecimento, com base na Avaliação de Ciclo de Vida, de uma cascata de procedimentos que minimizam os impactos ambientais:

- no topo da cascata está a anulação e a redução na fonte dos resíduos gerados: os lixos não produzidos não geram impactos;
- na base da cascata está a deposição em aterro: os impactos ambientais são controláveis mas não inexistentes e o seu período de vigência é longo, exigindo um longo e custoso acompanhamento, mesmo após o fecho e reabilitação do aterro; e
- algures entre estes extremos localizam-se os procedimentos de reutilização, de valorização material (por reciclagem ou por tratamento biológico, vulgo compostagem) e de valorização energética (seja por incineração com recuperação de energia; por combustão de fracções preparadas dos resíduos, os *Residue Derived Fuels*; por tratamento biológico, a biometanização; ou ainda por queima do biogás produzido nos aterros).

As maiores questões actuais prendem-se exactamente com as posições relativas dos vários procedimentos intermédios da cascata: qual o mais desejável, isto é, qual o que provoca menor impacto ambiental? E, em que condições?

Segundo a Sociedade de Toxicologia e Química Britânica a Avaliação de Ciclo de Vida consiste num⁶:

“Processo objectivo para avaliar as cargas ambientais associadas a um produto, processo ou actividade, pela identificação e quantificação da

⁶ Conforme citado em Kirkpatrick, 1995.

energia e materiais consumidos e dos resíduos libertados no ambiente, e para avaliar e executar melhorias ambientais.”

Com um âmbito tão genérico, a aplicação prática desta ferramenta revela-se difícil, nomeadamente, devido a alguns factores críticos para a execução das suas várias fases:

1. **Análise do Inventário de Ciclo de Vida**

A primeira fase consiste em inventariar os consumos, de energia e materiais, e emissões associados ao processo sob análise. Os factores relevantes para a sua boa execução são:

- os **limites do sistema** estabelecidos. Qualquer sistema real é aberto, isto é, interage com o meio envolvente de formas múltiplas; logo, os seus limites são estabelecidos em função da exequibilidade da análise e não por motivos físicos. Os limites usuais são estabelecidos pelos fluxos principais de matéria e de energia e pelas emissões ambientais existentes, incluindo-se, para além do processamento, o transporte dos materiais e produtos, e excluindo-se os consumos e emissões associadas ao fabrico, manutenção e operação dos equipamentos produtivos;
- a **disponibilidade de dados fidedignos**. Os cálculos dos consumos e emissões não devem ser estimados, pelo que há que recorrer a dados de qualidade tanto actuais como históricos que permitam caracterizar a situação actual de forma sólida; e
- a **coerência da análise**. Se, por exemplo, o sistema em causa é um procedimento de gestão de resíduos, então o seu âmbito deve considerar a transferência entre os recursos virgens e os obtidos por valorização, mesmo que, para tal, seja necessário recorrer a cenários do real.

2. **Avaliação dos Impactos**

Na segunda fase a informação é agregada e veiculada para o decisor. Para tal, é necessário estabelecer critérios objectivos que permitam comparar, logo quantificar, grandezas distintas.



A realidade é bastante mais complexa, havendo grandes divergências sobre os métodos a usar na agregação da informação. A ausência de uma solução única prende-se com o facto de esta ser um caso típico de análise multicritério em que não existem métricas compatíveis entre as diversas variáveis sob análise.

As principais deficiências da Avaliação de Impactos são:

- a **contabilidade dos recursos** usados, pois que os impactos ambientais variam bastante com:
 - a produção da energia consumida, tanto no caso da electricidade (é de origem hídrica, térmica ou nuclear?) como do vapor de processo (obtido por cogeração, por queima de biomassa ou de fuéis?);
 - a origem das matérias primas, sendo importante o conhecimento do passado dos materiais usados, a sua memória histórica, porque os impactos gerados são diversos consoante os recursos sejam renováveis ou exauríveis, ou haja parcelas recicladas; e
 - os processos de transporte utilizados, pois que o impacto depende não só da distância percorrida como também do meio de transporte utilizado (o qual pode estar condicionado pela realidade local: a existência de rede ferroviária; o estado de conservação das estradas; e o desenvolvimento orográfico, entre outros aspectos).
- os **processos tecnológicos** considerados, cujos efeitos afectam a avaliação conforme a escolha:
 - da tecnologia considerada: é a real ou é a ideal? A resposta não é neutra porque existe um hiato entre a demonstração das *Best Available Technologies* e a sua chegada ao consumidor final;
 - da capacidade produtiva: qual é a considerada: a nominal ou a real? A primeira é, por vezes, bastante inferior à segunda e, em muitos processos, ocorrem efeitos de escala que condicionam os consumos e as emissões; e

- da ocorrência de produções conjuntas: considera-se só o produto sob análise ou a totalidade das produções conjuntas? Se se considerar, por exemplo o PET (Politereftalato de Etileno) não é possível considerar a sua produção disjunta da do PE (Polietileno) devido à tecnologia petroquímica existente (a menos que se aumente significativamente a quantidade de resíduos produzidos).
- a contabilidade das emissões, nomeadamente:
- a sua quantificação: para se poder comparar o efeito de diversas emissões é necessário estabelecer uma métrica comum, o que não é fácil. Algumas propostas foram apresentadas no sentido de que a métrica devia ter subjacente a noção de volume crítico, isto é, do volume de emissão legislado para cada poluente, mas esquecem que os limites a considerar variam entre países e mesmo no interior destes foram legislados em épocas distintas, com níveis de conhecimento científico diversos. Acresce que muitas vezes os limites legais não possuem bases científicas sólidas, sendo estabelecidos de acordo com o Princípio Precaucional; e
 - a sua agregação: que anula ou atenua valores de emissões que podem ser críticos por estarem associados a efeitos de limiar.

Pelo dito, é fácil concluir que a interpretação dos resultados de qualquer Avaliação do Ciclo de Vida deve ser feita com reservas, particularmente devido ao seu carácter fortemente localizado, tanto no sentido geográfico, como no sentido da sua sujeição a normas diversas.

3.3 SUSTENTABILIDADE ECONÓMICA

Na perspectiva do gestor do sistema de eliminação dos lixos urbanos – genericamente os governos locais e no caso português as autarquias – as escolhas económicas presentes remetem para a selecção da combinação óptima entre os sistemas de colecta (indiferenciado vs. recolha de recicláveis)

e de eliminação (aterro vs. incineração) face aos custos sociais globais de cada parcela do sistema.

No entanto, o conhecimento superficial actual das interacções físicas com o meio ambiente dos diversos sistemas relevantes e a insipiência das metodologias do seu custeio não permitem, ainda, avaliar quais os equilíbrios óptimos de primeira ordem, tal como referido em 3.2.

Genericamente, o gestor do sistema enfrenta diversas tecnologias, substitutas ou complementares, cujos custos marginais são distintos e cabe-lhe otimizar o sistema a custo mínimo tanto na colecta como no tratamento.

As tecnologias de colecta actuais são complementares, pois que ambas exploram a mesma jazida, mas sujeitam-se a enquadramentos económicos distintos (ver figura 3.2):

- recolha indiferenciada com custos marginais decrescentes, justificados pela sua intensidade em capital; e
- recolha selectiva com custos marginais crescentes, devido à exaustão rápida da parcela de resíduos de maior qualidade.

Embora fossem diversos os autores a terem focado a questão dos critérios económicos de selecção entre a eliminação e a reciclagem⁷ apresentam-se aqui as conclusões mais relevantes segundo Keeler e Renkow, 1994:

1. no equilíbrio, os custos marginais da eliminação e da reciclagem são iguais;
2. a escolha do método de eliminação, aterro ou incineração, depende da quantidade de resíduos a eliminar;
3. os custos de negociação, tais como a procura de local para a unidade, ou o estabelecimento de contrapartidas para as populações locais, são críticos para a procura do óptimo;

⁷ Ver também Bertolini, 1987 e 1992, Baetz e Neebe, 1994, e, numa perspectiva de análise dos sistemas *Ponto Verde*, Defeuilley e Quirion, 1995.

4. a escolha de materiais a reciclar não é independente do método de eliminação escolhido;
5. a definição de políticas de âmbito administrativo mais alargado, tais como a imposição de taxas de recuperação mínimas, de alterações regulamentares no equipamento de eliminação, ou da redução ou taxação de determinado tipo de resíduos (como as embalagens), criam um ambiente de incerteza que pode alterar profundamente a situação de equilíbrio.

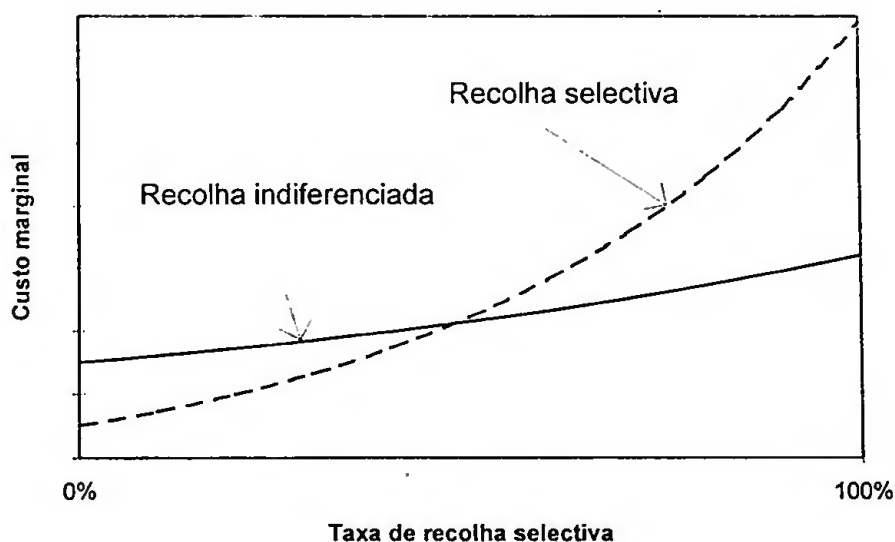


Figura 3.2 – Custo marginal dos diferentes sistemas de recolha. Notar que as taxas de recolha são complementares. Adaptado de WARMER, 1995.

3.4 SOLUÇÕES ACTUAIS

Actualmente, assiste-se a uma multiplicação de sistemas e métodos para a eliminação (incluindo a sua deposição e colecta) e valorização dos lixos urbanos. Para melhor compreender a sua lógica económica é necessário caracterizá-los previamente.

Para tal, vamos agrupá-los segundo dois critérios (ver quadro 3.1):

1. **económico** – mercado vs. serviço público, de acordo com a natureza do sistema de colecta e eliminação, distinção que se pode exemplificar, respectivamente, com os recuperadores actuantes no sector da distribuição e com a recolha doméstica prestada pelas municipalidades; e
2. **processual** – valorização vs. eliminação, conforme o destino dos resíduos que restringe as opções de colecta, e de que são exemplos a recolha selectiva e a indiferenciada.

Quadro 3.1 – Sistemas de eliminação e valorização de lixos urbanos.

	Mercado	Serviço público
Eliminação		Recolha indiferenciada
Valorização	Recuperadores; Recolha selectiva por vizinhança; Sistemas “com retorno”	Recolha selectiva porta a porta; Sistema Dual alemão

As soluções de *mercado* são evoluções do segmento da recuperação. Caracterizam-se por actuarem apenas sobre uma parcela do quantitativo total de lixos, usualmente a mais valiosa, pois que o seu objectivo último é a *valorização* material dos resíduos, e são motivadas quer pelo lucro quer por imposições legais.

Economicamente, o mercado é bastante concorrencial, logo com margens diminutas. Assim, as entidades que operam neste mercado caracterizam-se por apresentarem uma estrutura de baixos custos fixos que lhes permite adaptarem-se às variações das cotações dos materiais com que lidam. Tal só é possível por a estrutura do segmento ser piramidal, constituída na base por agentes marginais – biscateiros, recolhedores por conta própria – e no topo por um número reduzido de grandes armazenistas / grossistas que possuem relações consolidadas com os consumidores.

Uma variação actual deste sistema é constituída pelos sistemas de gestão de embalagens com retorno⁸. A lógica é semelhante: estrutura de baixos custos na base, com um aproveitamento sinérgico do giro da distribuição para efectuar a recolha, e concentração no topo, onde há um número reduzido de embaladores geradores de resíduos (erroneamente, designados estatisticamente por industriais). Também este sistema só cobre uma parcela diminuta dos resíduos, embora a sua cobertura espacial seja extensiva quando existe imposição regulamentar.

A vertente *serviço público*, seja ela prestada por entidades públicas ou privadas sob o regime de concessão, com o objectivo da *valorização* ou da *eliminação*, possui uma lógica bastante distinta. É uma actividade capital intensiva, logo com custos marginais decrescentes, que no seu mercado natural actua de forma extensiva. O mercado é naturalmente monopolístico pelo que o equilíbrio é um óptimo de segunda ordem: o preço é igual ao custo médio.

É nesta lógica que deve ser enquadrado o sistema Dual alemão apesar da posse do capital ser privada.

⁸ Embora pouco comuns, existem exemplos de operadores privados que centralizam a gestão de sistemas com retorno, como é o caso do sistema sueco de consignação de embalagens metálicas.

4. ECONOMIA VS. AMBIENTE

4.1 MERCADOS AUSENTES

A procura de óptimos económicos assume o conhecimento das curvas de oferta e de procura e a possibilidade de estabelecimento, através de um mercado de transacções, de um preço único associado a situações de equilíbrio que sejam um óptimo de Pareto, ou seja, em que não é possível aumentar a utilidade de qualquer agente envolvido sem diminuir as dos restantes.

O paradigma central das relações entre a Economia e o Ambiente é a ausência de mercados que permitam apreçar as trocas entre os agentes económicos e o ambiente⁹, isto é, a presença de externalidades – factores exógenos ao modelo que beneficiam, ou prejudicam alguns dos agentes envolvidos.

Se considerarmos a cadeia de gestão dos lixos rapidamente se detectam relações entre os vários agentes económicos que carecem de mercados, nomeadamente (conferir Figura 4.1):

- as relações entre os produtores domésticos e os sistemas de colecta e tratamento; e

⁹ Ver, por exemplo, sobre esta questão a recensão realizada por Crooper e Oats, 1992; a análise crítica de Vivien, 1994; e, sobre as suas implicações políticas, os trabalhos de Commissariat Général du Plan, 1993, e OCDE, 1993 b.

- as relações entre os sistemas de colecta e tratamento e as vítimas das suas emissões poluentes.

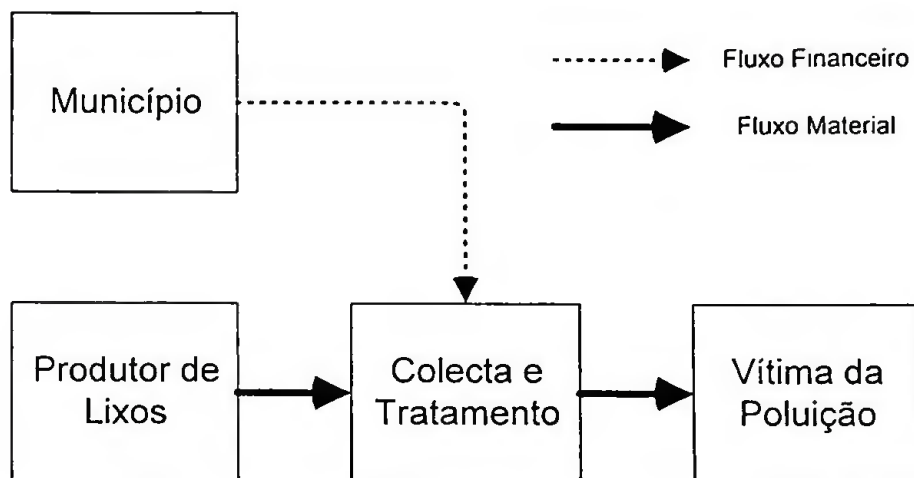


Figura 4.1 – Esquema da cadeia de gestão de lixos.

Adaptado de Defeuilley e Quirion, 1995.

Este hiato de informação económica entre os agentes é colmatado pelo recurso a Instrumentos de Incentivos, postos em prática pela Administração Pública com o objectivo de proteger os bens comuns face aos interesses particulares.

4.2 INSTRUMENTOS INCITATIVOS

De uma forma genérica, a administração pública actua nos mercados do ambiente através de Instrumentos Incentivos. Estes possuem um espectro largo, podendo definir-se como sendo (OCDE, 1981):

“Toda e qualquer política (...) que visa influenciar o custo real do aprovisionamento ou da manutenção de bens ou serviços de ambiente, ou que visa fornecer os meios de formação dos mercados.”

Se até à década de sessenta os instrumentos utilizados foram, essencialmente, de base jurídica e regulamentar, desde então, sob a égide da OCDE, tem havido uma transferência para o uso de Instrumentos Económicos de Incentivação, cujo objectivo é sinalizar o custo social das acções privadas e, por

esta via, deslocar os equilíbrios económicos privados para equilíbrios económicos sociais, isto é, de base mais alargada.

O surgimento de um elevado número de Instrumentos Incitativos, desde cedo levantou a questão de saber quais os de uso melhor adaptado às diversas situações ocorrentes.

Para tal, há que analisar os critérios básicos que permitem a qualquer um destes instrumentos desempenhar a sua função (OCDE, 1993 b):

1. **Vínculo**, isto é, o grau de percepção que os agentes económicos têm da associação do incentivo à salvaguarda de objectivos ambientais, e que depende de:

- o grau de acoplamento existente, nomeadamente, a extensão, visibilidade e rigor científico da relação causal estabelecida;
- o grau de complexidade da questão ambiental, pois que se é fácil vincular um instrumento a uma fonte de poluição de grande visibilidade, já o mesmo não acontece quando a fonte é de efeito dificilmente perceptível (por ser local mas pouco visível ou por ser global);
- o grau de dispersão dos actores: se a fonte poluidora é pontual e em número restrito a associação causa-efeito é mais imediata do que se a fonte for difusa e o número de actores elevado; e
- o estabelecimento de uma situação de referência que contemple a variabilidade espacial, isto é, que considere a intensidade das emissões ambientalmente nocivas em função da capacidade local de assimilação do meio ambiente.

2. **Custos administrativos** associados à implantação e gestão do instrumento escolhido, que estão associados a:

- o nível de integração em instrumentos já existentes, ou seja, ao grau de sinergia possível;

- o espectro de aplicabilidade do instrumento, nomeadamente, aos âmbitos da fiscalização e do nível de obrigação de cumprimento (*enforcement*) procurados; e
- a medição e quantificação das emissões poluentes.



Obviamente, os factores de relevância para ambos os critérios dependem das circunstâncias de aplicação dos instrumentos incitativos, sendo, contudo, possível estabelecer grandes linhas de orientação quanto às circunstâncias de aplicabilidade dos instrumentos clássicos e dos económicos. Para tal, analisa-se brevemente o seu desempenho, começando pela regulamentação.

4.3 VIA REGULAMENTAR

Sendo a aproximação clássica, não admira que os primeiros instrumentos incitativos se tenham baseado na regulamentação administrativa das interacções entre os agentes económicos e o ambiente.

Embora o seu uso mais comum seja a publicação de legislação – sob a forma de normas, regulamentos ou procedimentos obrigatórios – condicionando os limites quantitativos ou qualitativos das emissões ambientais, a intervenção administrativa também pode tomar a forma de acções orientadas da administração para:

- o estabelecimento de infraestruturas básicas e de redes de serviços;
- a prossecução de políticas públicas quer industriais, quer de Investigação e Desenvolvimento; ou
- a contratualização de acordos sectoriais voluntários.

Contudo, ao fim de quase um quarto de século do seu uso generalizado, são patentes as suas limitações na resolução dos desequilíbrios ambientais existentes, por motivos razoavelmente bem identificados:

1. informação incompleta do decisor, provocando elevados custos de execução, em particular, os administrativos (licenciamento e fiscalização)

motivados pela sobrecarga dos agentes administrativos e pela sua falta de (in)formação;

2. ausência de flexibilidade e de prospectividade, que podem pôr em causa o desenvolvimento normal dos sectores económicos, seja:
 - por incompatibilidade com as mutações tecnológicas, espartilhando as trajectórias evolutivas das empresas; ou
 - pela identificação deficiente dos produtos ou serviços complementares ou substitutos existentes e, assim, permitir a fuga dos agentes económicos aos objectivos pretendidos;
3. imposição externa (via acordos internacionais ou através da transposição de directivas comunitárias) de regulamentação desajustada da realidade nacional, tanto nos objectivos como nos meios (caso de conceitos estranhos como sejam as BAT – *Best Available Technologies* – nórdicas ou as auditorias anglo-saxónicas);
4. risco de captura regulamentar, isto é, de sujeição a pressões de grupos de influência, tanto industriais e financeiros, como do próprio poder local, que promovem o estabelecimento de derrogações ou mesmo de situações de excepção (particularmente no estabelecimento de contratos sectoriais);
5. desarticulação com o poder judicial, o qual, em caso de dúvida na atribuição da propriedade dos direitos, poderá decidir em favor dos agentes económicos poluentes (com base em direitos adquiridos) e contra a preservação do ambiente; e
6. ineficiência económica, justificada pelas desvantagens anteriores, que se traduz num custo excessivo para alcançar objectivos por vezes demasiado ambiciosos.

A existência destas limitações não justificam, contudo o abandono desta via incitativa, mas obriga à selecção criteriosa das suas condições de aplicabilidade.

4.4 VIA DO MERCADO

A outra via possível de incitação é o recurso a Instrumentos Económicos (IE), isto é, a instrumentos que alteraram perante o mercado o custo do uso dos bens comuns.

Subjacente a todos os IE está a constatação de que o equilíbrio de mercado na ausência de externalidades, isto é, a situação estabelecida pela igualdade entre o custo marginal de mitigação dos impactos ambientais e o custo marginal dos danos induzidos, pode deslocar-se seja:

1. por **negociação directa** entre os agentes envolvidos, solução preconizada por Coase; ou
2. por **transferências financeiras** entre os agentes, seja pela tributação de impostos sobre as emissões ambientalmente nocivas ou, em equivalência, pela subsidiação do equipamento de mitigação das emissões.

Contudo, a negociação entre os agentes económicos nem sempre conduz a um óptimo de Pareto. Com efeito, tal resultado só é possível desde que os direitos de propriedade estejam bem definidos e os custos de negociação sejam desprezáveis.

Quando tal for o caso, os óptimos de Pareto serão alcançados por:

- negociação directa entre os agentes envolvidos quando os custos de negociação forem inferiores aos custos de organização das empresas e da administração; ou
- reorganização das empresas (seja por absorção ou fusão) quando os custos de negociação forem inferiores aos custos de organização das empresas, mas não aos da administração.

Só se os custos de negociação forem inferiores aos custos de organização da administração, e estes inferiores aos das empresas, é que caberá ao estado intervir, supostamente pela via regulamentar ¹⁰.

No entanto, esta última situação é a mais frequente em questões ambientais, dado o elevado número de agentes envolvidos, justificando, assim, o recurso aos instrumentos redistributivos.

Nestes, o montante a transferir (de, ou para, o poluidor) deve ser tal que conduza a um óptimo social, isto é, que o óptimo seja extensivo a todos os agentes económicos, ou, por outras palavras, que a soma dos custos marginais de poluição (custos de mitigação para o poluidor; custos dos danos para os restantes agentes) seja nula.

O sentido da transferência não é uma questão de eficiência económica, mas sim de atribuição de direitos:

- subsídio, no caso de o poluidor deter o direito de poluir; e
- imposto, se forem os outros agentes a deterem o direito a um ambiente não poluído.

A situação mais comum nos países da OCDE é a última, formalizada no **Princípio do Poluidor Pagador**.

No caso particular de o imposto ser estabelecido pela administração pública, tributado sobre a quantidade de emissões poluentes e o seu montante igualar os danos sociais marginais então o imposto é dito *de Pigou* ou *pigouviano*.

Apesar da equivalência formal entre os Instrumentos Incentivos Regulamentares e de Mercado, na prática existem diferenças relevantes. Em

¹⁰ A opção restante (custos de negociação superiores aos custos de organização tanto da administração como dos agentes económicos) é, de acordo com Coase, um óptimo de Pareto: qualquer situação alternativa corresponde a um acréscimo de custos e, portanto, à diminuição da utilidade de alguns dos agentes envolvidos. Na perspectiva de mitigação dos impactos ambientais, esta solução imobilista é inaceitável.

particular, da experimentação já realizada com os Instrumentos Económicos, ressalta que:

1. são economicamente mais eficientes, pois que a informação do agente económico é mais completa do que a do decisor, pelo que, para atingir determinados objectivos ambientais, a alocação de recursos será economicamente mais eficiente pela via dos Instrumentos Económicos do que pela via regulamentar. Com efeito:
 - os custos administrativos reduzem-se, seja por diminuição do nível de exigência da informação necessária, seja por diminuição das necessidades de fazer cumprir, ou ainda pela possibilidade de uso sinérgico das estruturas fiscais já instaladas¹¹; e
 - os agentes são incitados a reduzir as emissões, para além dos limites regulamentares, até ao seu óptimo económico;
2. são dinâmicos e adaptativos, não estando o seu carácter incitativo dependente nem de soluções tecnológicas actuais, nem de trajectórias de evolução futura;
3. são resilientes tanto ao estabelecimento de objectivos desajustados, como à *captura regulamentar* (o decisor é o agente económico e não a administração pública);
4. os resultados esperados são imprevisíveis (no sentido de as estimativas serem mais difíceis de realizar), pelo que não estão vocacionados para situações limites (como seja o caso de curvas marginais de danos de forte declive ou da presença de efeitos de limiar);

¹¹ De notar que as tendências recentes nos países da OCDE apontam para o estabelecimento de sistemas fiscais neutros. A neutralidade fiscal tanto pode ser entendida como a uniformização tributiva ou como a minimização do custo social (eficiência económica do sistema). Na perspectiva aqui considerada só existe compatibilidade com a segunda interpretação: o objectivo último é diferenciar entre os poluidores e os restantes agentes económicos!

5. não são aconselháveis em situações extremas de mercado, como seja a presença de monopólios, onde podem conduzir a uma redução do bem estar social;
6. não se adaptam a situações com elevada variabilidade local ou temporal, isto é, a situações em que a capacidade de assimilação do ambiente é heterogénea (caso das *ilhas* de poluição); e
7. podem sempre assumir a dupla faceta de Instrumento Incitativo e de Instrumento Financiador (*revenue rising*), embora esta duplicidade obrigue ao estabelecimento de compromissos quando da definição do seu montante: se é eficaz como Instrumento Incitativo a base de tributação irá diminuir no futuro; se é eficaz enquanto Instrumento Financiador não incita à obtenção de ótimos sociais.

4.5 REGULAMENTAÇÃO VS. MERCADO

As diferenças entre as vias Incitativas referidas permitem estabelecer os condicionalismos que governam a sua aplicação ideal, conforme resumido no Quadro 4.1, o que não obsta a que existam preferências regionais notórias, no conjunto dos países da OCDE, em relação às opções incitativas (OCDE, 1993 b):

- via do mercado nos Estados Unidos, Países Nórdicos e Holanda; e
- via regulamentar nos restantes países membros.

Contudo, tem-se vindo a assistir à generalização de soluções compósitas que, ao combinar as vantagens dos dois tipos de Instrumentos, parecem adaptar-se melhor à complexidade das questões ambientais.

Quadro 4.1 – Aplicabilidade dos diversos Instrumentos Incentivos.

Circunstâncias	Favoráveis ao emprego de	
	regulamentação	instrumentos económ.
Problema	Definição de uma convenção comum	Alocação de um recurso raro
Número de agentes económicos envolvidos	Restrito	Elevado
Acessibilidade da informação	Global e pública	Assimétrica e estratégica
Forma da curva de danos ambientais (caso hajam incertezas)	Declive elevado ou efeito de limiar	Declive fraco
Custos e oportunidades de acesso dos agentes descentralizados	Homogéneos	Heterogéneos
Potencial esperado de inovações tecnológica	Fraco	Elevado
Potencial de alcançar normalização	Elevado	Fraco

Adaptado de Commissariat Général du Plan, 1993

4.6 INSTRUMENTOS ECONÓMICOS

Sendo um campo de experimentação recente, a execução dos IE multiplicou-se em manifestações experimentais dos três tipos referidos, nem todos na sua forma pura.

Com efeito, houve que proceder a alterações na sua transposição para a prática, justificados pelos seguintes motivos:

1. o **imposto pigouviano** incide sob as emissões e iguala os danos sociais marginais. Contudo, a medição das emissões nem sempre é possível, seja por impossibilidade técnica ou prática; e, frequentemente, os danos sociais

nem sequer são estimáveis, dada a complexidade dos sistemas naturais e dos sociais. A solução passa por tributar não as emissões, mas sim os processos ou produtos responsáveis por elas, como se pode verificar nos Quadros 4.2 e 4.3. Numa versão ainda mais deturpada, a tributação incide no uso que o agente poluidor faz dos sistemas públicos de colecta e tratamento das emissões, já não numa perspectiva de apreçamento do recurso ambiental, mas de pagamento de um serviço prestado;

Quadro 4.2 – Impostos sobre Emissões nos Países da OCDE. Número de países que adoptaram este instrumento, e o seu efeito.

	Efeito Incentivo esperado	Efeito Incentivo obtido
Sim	14	3
Incerto	8	7
Não	12	1
Sem dados	–	23

Fonte: OCDE, 1994

Quadro 4.3 – Impostos sobre Produtos nos Países da OCDE. Número de países que adoptaram este instrumento, e o seu efeito.

	Efeito Incentivo esperado	Efeito Incentivo obtido
Sim	21	7
Incerto	8	10
Não	22	20
Sem dados		14

Fonte: OCDE, 1994

- o **subsídio** só é equivalente ao imposto se houver uma inversão dos direitos, o que está politicamente em desacordo com o Princípio do Poluidor Pagador. Adicionalmente, o recurso aos subsídios altera a



contestabilidade dos mercados ao favorecer o não abandono e ao impor barreiras à entrada de novos concorrentes (se estes não puderem dispor do subsídio). Nestas condições, o seu uso deve ser encarado sob reservas e sempre numa base transitória;

3. os instrumentos de mercado coaseanos nunca existirem *per si*, sendo sempre promovidos pela administração, com custos sempre longe do negligenciável. O seu sucesso foi quase sempre limitado, excepto quando os agentes pertenciam às mesmas empresas (caso das modalidades de *netting* e de *bubbling* da *Clean Air Act* americana) ou a sectores com longa tradição de negociação entre empresas (caso do sector petrolífero quando do processo progressivo de eliminação da gasolina sem chumbo).

Evidencia-se, assim, a importância dos custos de negociação na execução deste instrumento.

Como forma de ultrapassar as limitações inerentes aos diversos instrumentos, a sua execução prática revestiu-se de múltiplas variações, cuja breve resenha é apresentada no Quadro seguinte para os diversos IE em uso nos países da OCDE.

Quadro 4.4 – Modalidades de execução dos Instrumentos Económicos na OCDE.

INSTRUMENTOS ECONÓMICOS	MODALIDADES DE EXECUÇÃO
1. Impostos (e taxas):	<ul style="list-style-type: none"> - Impostos sobre as emissões – incidentes tanto sobre a quantidade como a qualidade das ditas; - Impostos sobre produtos – sistema indirecto de tributação de processos de produção ou consumo poluentes; - Impostos diferenciados sob produtos – incentivando as transferências de consumos para produtos substitutos menos nocivos para o ambiente; - Taxas de utilização – incidentes sobre o uso de sistemas públicos de colecta e tratamento de emissões; e - Taxas administrativas – de licenciamento ou de conformidade pagas à administração pública pelo uso de produtos ou processos poluentes.
2. Subsídios:	<ul style="list-style-type: none"> - Fundo perdido; - Bonificação de juros, incluindo subsídios reembolsáveis; e - Amortizações fiscais aceleradas.
3. Mercados:	<ul style="list-style-type: none"> - Direitos de emissão negociáveis; - Intervenções nos mercados; e - Seguro de responsabilidade por danos ambientais.
4. Incentivos ao cumprimento (<i>enforcement</i>):	<ul style="list-style-type: none"> - Multas de não cumprimento; e - Depósitos de Garantia / Caução.

Fonte: OCDE, 1993 a.

5. ECONOMIA DOS RESÍDUOS

5.1 PRODUTOR DOMÉSTICO DE LIXOS

Na base da cadeia de gestão dos lixos domésticos estão os agregados familiares – são eles que canalizam parte dos seus recursos para a aquisição de bens, sobretudo alimentares, frequentemente disponíveis em embalagens. O seu consumo gera resíduos que necessitam ser eliminados de modo ambientalmente sólido.

À sua disposição estão pelo menos quatro “tecnologias” possíveis:

- deposição em sistemas de recolha indiferenciada;
- deposição em sistemas de recolha selectiva para reciclagem;
- redução na produção de resíduos, seja por mudança nos hábitos de consumo ou por alteração dos critérios de compra, nomeadamente, pela opção por produtos com menor teor de embalagem ou de embalagem retornável; e
- deposição ilegal em lixeiras selvagens.

Para cada “tecnologia” referida existe uma função de produção a que corresponde uma afectação óptima dos recursos do agregado que maximiza a sua utilidade.

Foi esta a questão colocada por Fullerton e Kinnaman, 1995: como alcançar o óptimo social na gestão dos lixos, num sistema que integra os produtores de

bens de consumo e os agregados consumidores, face às diversas tecnologias de deposição.

Os autores escolheram um modelo de equilíbrio geral que otimiza as escolhas do agregado face ao consumo, ao lazer e à eliminação dos seus lixos. Esta última pode efectuar-se por três vias: deposição final, reciclagem e deposição ilegal.

O modelo assume as seguintes hipóteses simplificadoras:

- existe um único bem de consumo cuja produção requer um único factor de produção, a matéria prima, que tanto pode ser virgem como reciclada (em ambos os casos sem custos de transacção);
- não existem efeitos de escala nas diversas funções de produção; e
- não existem impostos agregados.

Dos resultados obtidos, salientam-se as seguintes conclusões:

1. na ausência de deposição ilegal, perante as opções deposição (recolha indiferenciada) e reciclagem (recolha selectiva), só existe um óptimo social, de primeira ordem, quando ambos os sistemas de recolha estão sujeitos ao pagamento de taxas de serviço (apreçadas), e:
 - sobre a recolha indiferenciada incide um imposto pigouviano;
 - se existir um imposto de Pigou sobre o consumo, então a recolha selectiva deverá ser subsidiada num montante igual ao valor do imposto ponderado pelo inverso do produto marginal da reciclagem (na função de produção doméstica), ou seja, ponderado pelo inverso do dispêndio de recursos do agregado com a recolha selectiva; e
 - a recolha selectiva não será subsidiada quando o imposto sobre o consumo for nulo;
2. se a deposição ilegal for possível e significativa, então o óptimo social só é alcançável mantendo-se a incidência de taxas de serviço e desde que:
 - sobre o consumo do agregado (de um único produto) incida um imposto pigouviano;

- sejam subsidiados os serviços de recolha selectiva (de modo análogo ao descrito no ponto anterior, ou seja, sempre que o resíduo reciclável não for depositado ilegalmente); e
 - os serviços de recolha indiferenciada, sejam sujeitos a um imposto pigouviano e a um subsídio análogo ao do item anterior, sendo que o efeito global (imposto ou subsídio) depende do montante de cada parcela (produto entre a utilidade marginal da via de deposição e a respectiva produção marginal do agregado doméstico): como a utilidade marginal da deposição ilegal é mais negativa que a da deposição legal e a produção marginal da deposição ilegal é superior à da legal (o que é razoável dado o risco de incorrer em penalidades), então o efeito global é o da atribuição de um subsídio à recolha indiferenciada¹².
3. neste âmbito, o processo de menores custos administrativos para a imposição de um imposto pigouviano sobre o consumo dos bens geradores de lixo consiste na implantação de um sistema de depósito; e
 4. em nenhum dos casos anteriores se justifica a incidência de um imposto sobre os materiais virgens para além do pigouviano, isto é, os únicos danos ambientais imputáveis a estes materiais são os associados à sua extracção e colocação no mercado, estando excluídos os danos causados pela sua deposição (seja esta legal ou ilegal).

De notar que, no caso mais geral de existirem diversos bens de consumo, as taxas de Pigou referidas deverão ser diferenciadas. De notar, também, que Fullerton e Kinnaman não abordam as consequências dos desequilíbrios criados pela impossibilidade prática de aplicar o sistema de depósito a todos os lixos urbanos.

¹² Como consequência desta condição, as receitas com a recolha indiferenciada (taxa de serviço + efeito global do imposto e subsídio) diminuem, podendo mesmo vir a tornarem-se negativas; em particular, quando as receitas forem quase nulas será preferível eliminar a taxa de serviço poupando-se, assim, nos custos administrativos;

A mesma questão foi abordada por Morris e Holthausen, 1994, mas na perspectiva da estimação das alterações na utilidade dos agregados produtores de lixo provocadas pela adopção de recolhas selectivas.

Para o efeito, os autores conceberam um modelo simples para a maximização da utilidade doméstica (função do consumo, lazer e recursos dispendidos com a reciclagem) restringida pela função de produção, e pelos tempo e orçamento disponíveis¹³.

O modelo obtido foi calibrado com dados disponíveis sobre a população de Pearkside, Bucks County, PA, USA, uma pequena comunidade suburbana onde se instituiu em 1988 uma taxa de serviço (programa *pay-per-bag*) sobre a colecta e tratamento dos resíduos, bem como um sistema de recolha selectiva porta-a-porta (*curbside collection*), e que tem sido alvo de diversos estudos de acompanhamento.

Das conclusões do estudo salientam-se as seguintes:

1. a introdução de sistemas de reciclagem não acompanhada pela implementação de uma taxa de serviço sobre o sistema de recolha indiferenciado não induz ao desenvolvimento de comportamentos de redução da produção de lixos, apesar de ocorrer um ligeiro aumento na utilidade dos agregados (a compensação de Hicks necessária à reposição da utilidade inicial é de cerca de USD \$13 para uma utilidade inicial estimada próxima dos USD \$330);
2. quando confrontado com o pagamento de uma taxa de serviço sobre a eliminação dos lixos, mesmo que só para o sistema indiferenciado, o agregado reage e opta pela redução da produção de resíduos, ao mesmo tempo que vê a sua utilidade aumentar (compensação de Hicks de USD \$117 para um preço de recolha indiferenciada de USD \$0,15 por quilograma de lixo);

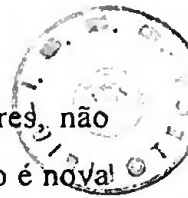
¹³ O modelo estabelecido não prevê a ocorrência de deposição ilegal em qualquer dos cenários.

3. para montantes baixos da taxa de serviço a redução só se sente sobre a parcela indiferenciada; para montantes mais elevados a redução passa a ser equitativa entre ambos os destinos;
4. o aumento continuado do montante da taxa de serviço provoca um ligeiro aumento no dispêndio de recursos com a recolha selectiva, que não chega a compensar o acréscimo de ineficiência provocado pela redução dos lixos produzidos, podendo mesmo atingir-se um limiar a partir do qual haja um declínio no quantitativo total da recolha de materiais recicláveis.

5.2 ELIMINAÇÃO VS RECUPERAÇÃO

A eliminação (aterro ou incineração simples) ou a valorização em massa (compostagem ou incineração com recuperação de energia) estão, em primeira aproximação, associadas a sistemas de recolha indiferenciada sujeitos ao regime de serviço público. Os custos marginais decrescentes, motivados pela cobertura extensiva do mercado natural (que implica o dimensionamento por excesso do equipamento) e pelos elevados custos fixos (associados à cada vez maior especialização do equipamento), conduzem a monopólios naturais que apreçam o serviço prestado pelo custo médio. O mesmo é válido para os sistemas de recolha para valorização sujeitos a mercados naturalmente monopolísticos.

Os sistemas de valorização similares à recuperação, estruturam-se em mercados concorrenciais, abertos, que apreçam o serviço prestado pelo custo marginal. O efeito conjugado das suas funções de produção, que não apresentam grandes economias de escala, e a degradação da qualidade dos materiais recolhidos quando a cobertura se expande, conduz a uma estrutura de custos marginais crescentes: no equilíbrio há igualdade entre os custos marginais e a procura. Esta apresenta uma mobilidade elevada, reflexo amplificado da volatilidade dos mercados de matérias primas primárias.



A co-habitação de ambos os sistemas, ou mesmo de sistemas similares, não pode deixar de ser belicosa quando o operador não é uno: a questão não é nova e já foi abordada por diversos autores.

De entre estes, salientam-se as conclusões de Bertolini, 1987:

1. a co-habitação é sinérgica se o recuperador se fizer pagar pelo serviço prestado, situação em que a parcela recuperada cresce até que os custos marginais da recuperação igualem os custos marginais do serviço público;
2. a co-habitação só garante sinergia entre operadores se os sistemas operarem em série, isto é, se existir um conhecimento perfeito das acções do outro e uma prioridade de acesso à recuperação (o serviço público garante a eliminação da fracção desprezada por esta);
3. mesmo quando a condição anterior é satisfeita, a mobilidade da situação de equilíbrio de mercado, isto é, as variações da taxa de recuperação induzidas pela cotação dos materiais, obriga o sistema público a sobredimensionar-se;
4. mesmo nas condições anteriores, as diferentes lógicas de apreçamento (custo marginal para a recuperação, custo médio para o serviço público) geram descontinuidades na curva de oferta;
5. o pagamento justo do serviço público prestado pelos recuperadores deverá estar compreendido entre o montante total das poupanças induzidas e a curva de lucro zero do sistema de recuperação: o seu montante exacto dependerá da capacidade negocial dos recuperadores, de acordo com a concorrencialidade do seu mercado, sendo tanto maior quanto a capacidade de organização que estes possuírem;
6. os dois pontos anteriores só conduzirão a um óptimo conjunto (óptimo do sistema dual, e não o óptimo social) se o equilíbrio referido for válido para cada um dos diversos materiais presentes nos lixos urbanos, o que implicará custos de negociação elevados.

Uma solução possível para ultrapassar estas dificuldades de negociação consiste em responsabilizar, por via regulamentar, alguns agentes pela recuperação de parcelas precisas dos lixos urbanos: ressurgem assim o interesse

pelos sistemas de consignação (de retorno), normalmente associados às embalagens de líquidos alimentares, numa lógica distinta da sua taxação para prevenção da deposição selvagem (como defendido por Fullerton e Kinnaman, 1995).

Em particular, esta tendência verificou-se nos Estados Unidos e nos países nórdicos a partir da década de 80, possibilitando a realização de estudos que avaliaram a sua eficiência económica, nomeadamente, na perspectiva da sua coexistência com sistemas públicos de recolha de recicláveis.

Assim, Alter (1993) fez uma análise crítica de diversos estudos tendo concluído que:

1. os benefícios económicos estritos, sem consideração dos custos sociais, são maiores nos sistemas de consignação do que nos sistemas de recolha de recicláveis, devido ao menor âmbito da recolha que actua sob uma parcela dos lixos urbanos bem definida e limitada;
2. o funcionamento dos sistemas de retorno é muito menos dependente do modo de povoamento da população servida;
3. a taxa de adesão, isto é a percentagem de população que participa, tem que ser muito maior nos sistemas de consignação, do que nos sistemas de reciclagem, para se desviar a mesma quantidade de material do sistema de eliminação, isto é, para se obter os mesmos benefícios sociais (pelos mesmos motivos invocados no ponto 1);
4. a co-habitação dos sistemas de consignação e de recolha de recicláveis é contraproducente: tradicionalmente os materiais sujeitos a retorno são as embalagens de líquidos alimentares, de vidro ou metal (ferro e alumínio), que constituem a “nata” dos materiais recicláveis¹⁴. Na sua ausência, os custos de exploração do sistema de recolha dos recicláveis aumenta, porque passa a lidar com uma “segunda escolha” dos materiais, logo menos

¹⁴ Isto é, aqueles cuja reciclagem apresenta, quase sempre, amplos benefícios económicos privados.

valorizada pelos potenciais compradores e mais susceptível às variações de cotação.

Paralelamente, o desvio dos materiais para a consignação desmotiva a participação das populações nos sistemas de recolha de recicláveis (que sentem que já contribuíram para a preservação do ambiente), fortalecendo o desequilíbrio económico deste sistema que deixa de beneficiar das economias de escala que lhe estão subjacentes (por ser um sistema extensivo com custos fixos elevados);

A finalizar este parágrafo, vale a pena enfatizar que as considerações apresentadas se basearam numa mera análise económica (em sentido estrito) dos diversos sistemas referidos.

6. POLÍTICAS DE GESTÃO DOS RESÍDUOS SÓLIDOS

6.1 SOLUÇÕES LEGISLATIVAS PROPOSTAS

A generalização das experiências autárquicas de gestão integrada de resíduos à escala nacional, tal como no caso alemão na sequência da Lei Töpfer – ver Anexo –, gerou uma oferta excedentária que obrigou os mercados locais a procurarem equilíbrios de base geográfica mais extensa, por exportação dos desequilíbrios para os países limítrofes.

Houve, assim, que alargar o âmbito de actuação a todo o espaço comunitário, restabelecendo o equilíbrio desejável e eliminando possíveis barreiras ao comércio intra-comunitário, e adaptar o sistema à visão mais estatal dos países do sul.

Simultaneamente, emergiu a necessidade de se adoptar uma visão mais alargada e integradora do sistema que incluísse todos os intervenientes; a visão holística necessária para a execução dum sistema integrado de valorização dos lixos urbanos requer o confluir de posições entre os consumidores, as administrações central e locais e a indústria, numa actuação tripartida que exija:

- dos consumidores e utentes dos serviços de remoção uma participação activa, tanto na redução do lixo produzido como na sua triagem na origem;

- das administrações locais a gestão transparente dos sistemas de recolha e remoção, baseada num custeio funcional do sistema e numa política de preços reais; e da administração central os apoios necessários à sensibilização, informação e formação do público em geral, aliás em sintonia com os princípios da responsabilidade ambiental partilhada;
- da indústria o assumir da internalização dos seus custos ambientais e a corresponsabilização pela eliminação dos resíduos secundários derivados da sua actividade.

É neste contexto que surge a directiva comunitária para a valorização dos resíduos de embalagem, já transposta para o corpo legislativo nacional, mas a aguardar a publicação da Portaria Regulamentar.

6.2 BREVE RESENHA HISTÓRICA

Até à década de 70 o uso de instrumentos incitativos nas políticas de gestão de resíduos restringiu-se quase só à via regulamentar¹⁵. Foi então que, sob a égide da OCDE, se iniciou a promoção do uso dos instrumentos económicos.

O seu desenvolvimento surge ligado à questão das embalagens alimentares, nomeadamente, as dos líquidos. As causas foram múltiplas, mas focalizadas em duas questões:

1. rarefacção dos sistemas de eliminação dos resíduos; e
2. visibilidade para o grande público das embalagens alimentares.

Os primeiros ensaios foram de âmbito reduzido, sendo quase mais frequente as referências a propostas legislativas do que à legislação aprovada.

¹⁵ Existem em vigor, desde os finais do século passado, sistemas de depósito de vasilhame de bebidas alimentares. Não se consideram neste contexto porque o seu uso deriva das necessidades micro-económicas das empresas produtoras não tendo, portanto, qualquer vertente incitadora.

Contudo, ou arrastado pelas iniciativas estaduais americanas e dos países da Faixa Verde (Conselho Nórdico, Alemanha, Dinamarca, e Holanda), ou porque o seu conhecimento melhorou, estes instrumentos têm vindo a generalizar-se.

Dadas as especificidades da questão dos resíduos de embalagem, nem todos os instrumentos são aplicáveis, nomeadamente, os instrumentos coaseanos parecem estar excluídos à partida por não parecer exequível obter baixos custos de negociação com uma multidão tão larga de agentes económicos.

Quanto aos outros instrumentos, os limites da sua aplicação continuam a ser determinados pelos factores já referidos: vínculo e custo administrativo.

6.3 INSTRUMENTOS REGULAMENTARES

A via regulamentar continua a justificar-se (e a aplicar-se) seja:

- individualmente, sempre que ocorram **situações de limiar** em que é necessário restringir a **qualidade das emissões**, como é o caso da presença de poluentes tóxicos nas embalagens, nomeadamente, metais pesados e, em alguns países, compostos clorados (o que na prática bane o uso do PVC) ; ou
- em conjunto com a via de mercado, quando haja necessidade de limitar a **quantidade das emissões**, através de acções para **incentivar o cumprimento** por:
 - imposição de limites à transferência entre produtos, a todos os níveis da cadeia de gestão, que lesem os objectivos dos instrumentos propostos;
 - clarificação dos mercados entre agentes económicos, como seja entre as administrações locais e os recicladores no caso das especificações dos materiais colectados, ou na obrigatoriedade do retorno para determinados sectores, evitando a distorção dos objectivos pela transferências entre materiais de embalagem; ou

- imposição de penalizações caso não sejam alcançados os objectivos mínimos estabelecidos.

6.4 INSTRUMENTOS DE MERCADO

A via incitativa de mercado, mantém-se válida quando o objectivo é actuar sobre a quantidade das emissões.

Os instrumentos de uso mais frequente são:

1. Taxas de Serviço

Objectivos:

- financiamento das despesas dos sistemas de colecta e eliminação dos resíduos; e
- incitação à redução dos resíduos por possibilidade de incorporação de custos sociais.

Fundamento:

- a elasticidade da procura dos serviços de colecta e eliminação dos resíduos é positiva, tendo sido estimada em 0,44 na Califórnia em finais da década de 70.

Locais de aplicação:

- ver quadro 6.1.

Vantagens:

- a adequação deste instrumento incitativo (vínculo às emissões) só depende do processo de construção do seu tarifário; e é conforme ao Princípio Poluidor Pagador;
- se existir equidade no tarifário, existe uma alocação correcta dos custos aos utentes;
- a necessidade de efectuar o custeio funcional do serviço conduz a uma potencial melhoria de gestão; e

- os custos de administração são reduzidos: entre 0,5 a 1 % dos montantes colectados, consoante a complexidade do tarifário adoptado.

Quadro 6.1 – Taxas de serviço aplicadas aos Resíduos Sólidos Urbanos na União Europeia e Conselho Nórdico.

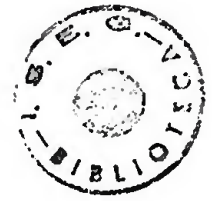
País	Taxa de Serviço
Alemanha	✓
Áustria	✓
Bélgica	✓
Dinamarca	✓
Espanha	✓
Finlândia	✓
França	✓
Grécia	-
Holanda	✓
Itália	✓
Islândia	
Noruega	✓
Portugal	
Reino Unido	
Suécia	✓

Nota: - = Sem dados; célula em branco = Não existe.

Fonte: OCDE, 1994

Desvantagens:

- a necessidade do tarifário ser simples obriga a considerar os resíduos homogéneos não distinguindo entre as diversas parcelas dos resíduos e os seus custos diferenciais de colecta e tratamento; e
- a sua implementação pode dar azo ao aumento da deposição indevida (*littering*) ou a efeitos de “passageiro clandestino” por deposição no recipiente do vizinho.



Tarifário:

- deverá obedecer aos critérios de¹⁶:
 - equidade, no sentido de reflectir com transparência os custos incorridos (caso contrário perde carácter incitativo);
 - simplicidade, para que os custos administrativos sejam reduzidos e o tarifário facilmente percebido pelos utentes;
 - representatividade, através do acoplamento entre a tarifa e o serviço prestado.
- Deverá incidir sobre uma base bem definida que reflecta os custos reais:
 - sobre o volume dos resíduos, controlado através da assinatura de recipientes de capacidade fixa, ou do fornecimento de sacos normalizados. No caso das capacidades dos recipientes variarem também a sua assinatura deverá variar; ou
 - sobre o peso dos resíduos, versão mais próxima do desejável, pois evita a compressão dos resíduos depositados, mas de administração mais complexa: os recipientes estão identificados por código de barras ou cartão magnético, e o veículo de recolha pesa os recipientes e aloca o serviço ao utente. Os custos administrativos são mais elevados (2 a 5 % do montante colectado) e não é aplicável a habitações multifamília.

2. Imposto sobre emissões

Objectivos:

- incitação, ou financiamento, baseada em estimativas (ou *proxys*) dos custos sociais induzidos;
- independência face ao tratamento dos resíduos.

¹⁶ Ver, por exemplo, sobre esta questão Valiron, 1991.

Fundamento:

- internalização dos custos sociais motivados pela colecta e eliminação dos resíduos dos produtos contemplados.

Vantagens:

- imposto pigouviano.

Desvantagens:

- estimação difícil dos custos sociais;
- medição difícil das emissões; e
- avaliação difícil dos efeitos incitativos (raramente este instrumento é usado isoladamente).

3. Imposto sobre Produtos

Objectivos:

- incitação, ou financiamento, baseada em estimativas (ou *proxys*) dos custos sociais induzidos.

Fundamento:

- internalização dos custos sociais motivados pela colecta e eliminação dos resíduos dos produtos contemplados.

Locais de aplicação:

- Ver quadro 6.2.

Vantagens:

- boa aproximação ao imposto pigouviano;
- reconhecimento da heterogeneidade dos resíduos e diferenciação entre os seus custos sociais de colecta e eliminação;
- permite, quando introduzido para montante da fileira de gestão:
 - o controlo administrativo de baixo custo; e

- a fácil implementação de abatimentos por incorporação de materiais reciclados.

Quadro 6.2 – Impostos sobre produtos aplicados aos Resíduos Sólidos Urbanos na União Europeia e Conselho Nórdico.

País	Imposto sobre Produto – Embalagens	
	Efeito esperado	Efeito obtido
Alemanha		
Áustria		
Bélgica	(I)	–
Dinamarca	I	?
Espanha		
Finlândia		
França		
Grécia		
Holanda		
Itália		
Islândia		
Noruega	I	I
Portugal		
Reino Unido		
Suécia	F	F

Nota: F = Financiamento; I = Incentivo; ? = Incerto; () = Previsto; célula em branco = Não existe.

Fonte: OCDE, 1994

Desvantagens:

- sendo uma aproximação ao imposto sobre emissões o seu vínculo não é tão profundo;
- o efeito incitativo depende da elasticidade-preço da procura;

- possibilidade de transferência da procura para substitutos ambientalmente indesejáveis;
- não distingue entre contribuintes, podendo provocar efeitos de regressividade (estes podem ser neutralizados por modificação dos restantes impostos de modo a manter os efeitos redistributivos);
- o consumidor é penalizado pela incidência sobre o imposto das margens de intermediação ao longo da cadeia de gestão do produto, sendo este efeito tanto mais nocivo quanto mais a montante o imposto for introduzido; e
- avaliação difícil dos efeitos incitativos, pois raramente este instrumento é usado isoladamente.

4. Depósitos

Objectivos:

- redução dos resíduos últimos e da sua deposição indevida (*littering*).

Fundamento:

- é equiparável ao imposto sobre produtos;
- a colecta é baseada na embalagem unitária, não dependendo do seu material constituinte (neutralidade face aos diversos produtores); e
- embora frequente, o depósito não necessita de estar associado ao retorno.

Locais de aplicação:

- Ver quadro 6.3.
- De notar, no caso do vidro o domínio das opções privadas dos agentes sobre a imposição regulamentar, conforme resumido no Quadro 6.4.

Vantagens:

- há um vínculo forte entre o produto e a sua eliminação;
- reduz drasticamente as emissões ambientais tanto na origem como no destino (menor número de embalagens produzidas e eliminadas);

- permite a diferenciação entre as embalagens normalizadas e as restantes;
- facilita (quando há retorno) o controlo dos fluxos das embalagens; e
- os custos de gestão pela administração pública são desprezáveis.

Quadro 6.3 – Sistemas de depósito aplicados aos Resíduos Sólidos na União Europeia e Conselho Nórdico.

País	Sistemas de Depósito para Embalagens		
	de Metal	de Plástico	de Vidro
Alemanha		V	I
Áustria		R	I
Bélgica			-
Dinamarca		R	I
Espanha			
Finlândia		V	V
França			-
Grécia			
Holanda		V	I
Islândia		R	R
Itália			
Noruega		R	V
Portugal			I
Reino Unido			
Suécia	I	R	V

Nota: I = Opção industrial; V = Acordo Voluntário; R = Imposição regulamentar; - = Existe mas o regime não foi identificado; célula em branco = Não existe.

Fonte: OCDE, 1994

Desvantagens:

- não diferencia entre materiais, pelo que não se aproxima do imposto pigouviano;

- quando está associado ao retorno da embalagem, então:
 - perturba a cadeia de gestão do produto embalado se os objectivos forem demasiado ambiciosos;
 - requer investimento financeiro do embalador em vasilhame immobilizado;
 - gera custos acrescidos de armazenamento aos agentes envolvidos;
 - reduz fortemente a procura de embalagens, afectando gravemente o sector produtor;
 - questiona o mercado único ao proteger os mercados locais, pois pode ser uma barreira à entrada dos produtos embalados; e
 - a fundamentação científica da sua superioridade em termos de Avaliação de Ciclo de Vida face aos procedimentos alternativos é inconclusiva.

Quadro 6.4 – Ventilação dos tipos de sistemas de depósito aplicados aos Resíduos Sólidos na União Europeia e Conselho Nórdico.

	Opção Industrial	Acordo Voluntário	Imposição regulamentar	Total
Metal	1	0	0	1
Plástico	0	3	5	8
Vidro	5	3	1	9
Total	6	6	6	18

Fonte: OCDE, 1994



7. SISTEMAS DE RESPONSABILIZAÇÃO DOS PRODUTORES

7.1 APRESENTAÇÃO DO SISTEMA

O sistema de Responsabilização dos Produtores – *Producer's Responsibility* – é uma via incitativa recente, cuja implementação tem vindo a progredir rapidamente desde o início da década, que surge como alargamento conceptual do Seguro de Responsabilidade por Danos Ambientais e tem por objectivo actuar sobre a **quantidade das emissões**.

Devido à dificuldade de determinar os custos sociais associados à gestão de uma dada fileira de resíduos e de os sinalizar devidamente ao mercado, surge a ideia, nomeadamente na fileira das embalagens, de responsabilizar efectivamente o produtor pela gestão da fileira de resíduos, quebrando-se a barreira ao fluxo de informação que existia em relação aos custos privados globais¹⁷ da colecta e eliminação dos resíduos, conforme exemplificado na Figura 7.1.

Actualmente, a Responsabilização dos Produtores processa-se por:

- via directa, sendo os produtores responsáveis pela operação da colecta e eliminação dos resíduos de embalagem (caso do DSD alemão); e

¹⁷ Estes custos globais são os dos agentes produtivos e dos agentes da colecta e eliminação, não devendo sendo confundidos com os custos sociais, dada a omissão das externalidades ambientais.

- via indirecta, através do financiamento, total ou parcial, da sua colecta e eliminação, a qual se mantém a cargo dos operadores tradicionais (caso da Éco-Emballages francesa).

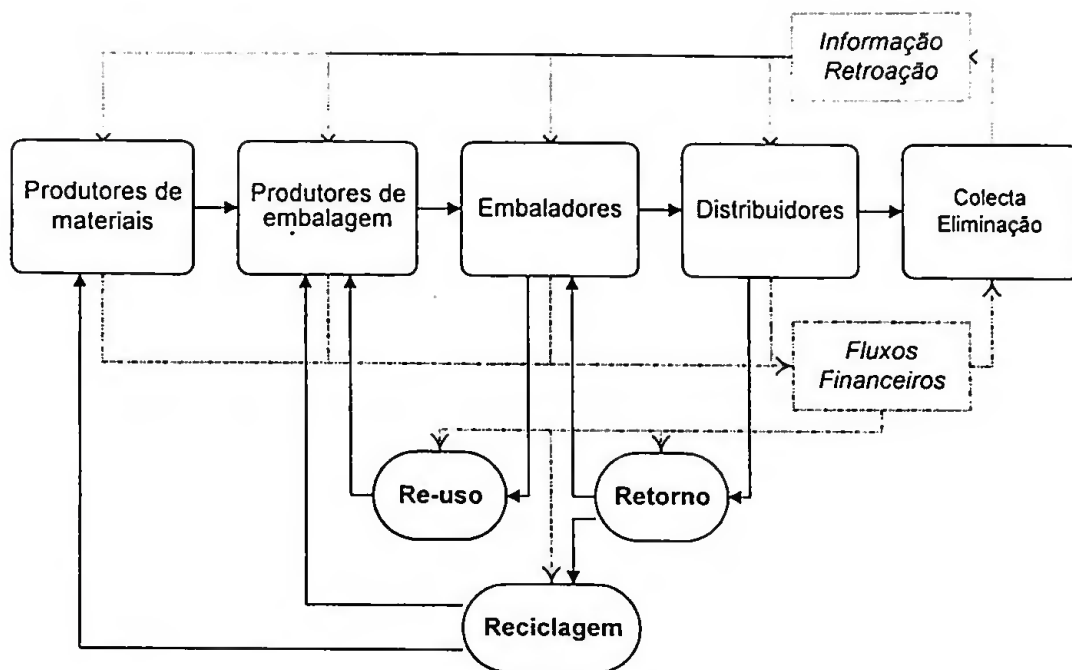


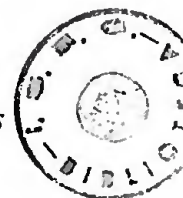
Figura 7.1 – Esquema da Responsabilização dos Produtores.

Adaptado de Wilson, 1995.

A responsabilização dos produtores pode nascer por duas vias distintas consoante o seu grau de pró actividade:

- acordo voluntário com a administração, o que permite maior liberdade de escolha dos procedimentos a adoptar, e que talvez conduza a uma melhor alocação de recursos; e
- regulamentar, que condiciona a escolha de trajectória de actuação dos agentes económicos ao estabelecer, total ou parcialmente, uma definição exógena de responsabilidades, sejam estas de colecta e eliminação ou só de financiamento.

Quadro 7.1 – Instrumentos de Responsabilização dos Produtores aplicados aos Resíduos Sólidos na União Europeia e Conselho Nórdico em 1994.



País	Fundamento legal	Responsabilidades
Alemanha	R	O
Áustria	R	O
Bélgica	R	(F)
Dinamarca	–	–
Espanha	R	(F)
Finlândia		
França	R	F
Grécia	–	–
Holanda	V	–
Itália	–	
Islândia	–	–
Noruega		
Portugal	(R)	(F)
Reino Unido	(V)	(F)
Suécia		

Nota: R = Regulamentar; V = Voluntário; O = Operação; F = Financiamento; – = sem dados; () = previsto; célula em branco = Não existe.

Fonte: Wilson, 1995; e IBGE, 1994

Mesmo quando ocorrem Acordos Voluntários, o apoio regulamentar tem por objectivo restringir a liberdade de acção dos agentes económicos por consideração, senão dos custos sociais, pelo menos dos impactos ambientais. Assim, não admira que os procedimentos mais correntes sejam:

- imposição de objectivos que, para serem eficazes, devem ser estabelecidos após negociação com os agentes envolvidos (nomeadamente os industriais) e alvo de metas bem definidas, tanto em quantidade como no tempo; e
- imposição de penalidades, para fortalecer o cumprimento das metas referidas.

7.2 MODELO ALEMÃO

O modelo alemão surge na sequência de uma política polémica que opôs os ambientalistas aos distribuidores de *hard discount* na Baviera em torno das embalagens sem retorno, cujos contornos são apresentados brevemente em Anexo.

No rescaldo da polémica, o governo alemão impôs, através do decreto Töpfer de 19 de Abril de 1991, a obrigatoriedade de os agentes económicos da fileira da embalagem assumirem a responsabilidade pela gestão integrada dos seus resíduos, com o objectivo manifesto de reduzir os quantitativos de embalagem tanto na origem como no destino final.

O modo de gestão foi deixado ao livre arbítrio dos industriais, desde que:

- determinadas embalagens, nomeadamente de líquidos alimentares, cumprissem quotas mínimas de retorno; e
- os produtores de materiais de embalagem, embaladores, ou distribuidores de produtos embalados assumissem, face aos agentes a jusante¹⁸, a responsabilidade pela colecta e tratamento dos resíduos de embalagem, podendo delegar essa responsabilidade em terceiros.

Adicionalmente, foram estabelecidas quotas mínimas de valorização material a cumprir até 1 de Julho de 1995: entre 64% e 75% consoante o material de embalagem.

Os industriais afectados reagiram, constituindo uma sociedade privada sem fins lucrativos, a *Duales System Deutschland – DSD* –, cujo capital está igualmente distribuído entre fabricantes de embalagem, embaladores e distribuidores, com o objectivo de:

¹⁸ Na prática esta última obrigação traduz-se na obrigatoriedade de aceitar os resíduos gerados no agente a jusante incluindo os consumidores finais.

- organizar e financiar a implementação de um sistema integrado de colecta e tratamento dos resíduos de embalagem primária através da subcontratação de operadores públicos e privados da recuperação; e
- actuar nos mercados de materiais recicláveis por forma a estabilizar as suas cotações.

O financiamento do sistema de gestão integrado realiza-se pela cobrança de uma contribuição pecuniária sobre cada embalagem colocada no mercado, em troca da qual é autorizada a aposição na dita de um símbolo, o “ponto verde”, que simboliza perante os restantes agentes a adesão ao DSD e a respectiva transferência de responsabilidades na colecta e tratamento dos resíduos. As contribuições foram inicialmente calculadas com base no volume das embalagens.

O esquema geral de funcionamento do sistema integrado é apresentado na figura 7.2.

A estabilidade dos mercados foi obtida pela constituição de sociedades, organizadas por fileiras de material, com o objectivo de organizar e garantir a reciclagem dos resíduos, garantindo o cumprimento das metas para os níveis mínimos de valorização.

O arranque do sistema excedeu as expectativas, devido a uma aderência elevada dos consumidores, tendo valorizado 1,5 milhões de toneladas de resíduos de embalagens em 1992 e 4,4 milhões de toneladas no ano seguinte.

Aliás, o sistema não estava preparado para um sucesso tão grande e logo em 1993 viveu uma grave crise financeira motivada por:

- subestimação dos custos envolvidos na colecta;
- efeito de “passageiro clandestino” superior às previsões; e
- capacidade de reciclagem insuficiente, nomeadamente, para o plástico¹⁹ e o papel e cartão.

¹⁹ Logo no decurso do primeiro ano foram colectadas e triadas 400 mil toneladas de plásticos para uma capacidade de reciclagem estimada entre as 100 e as 250 mil toneladas

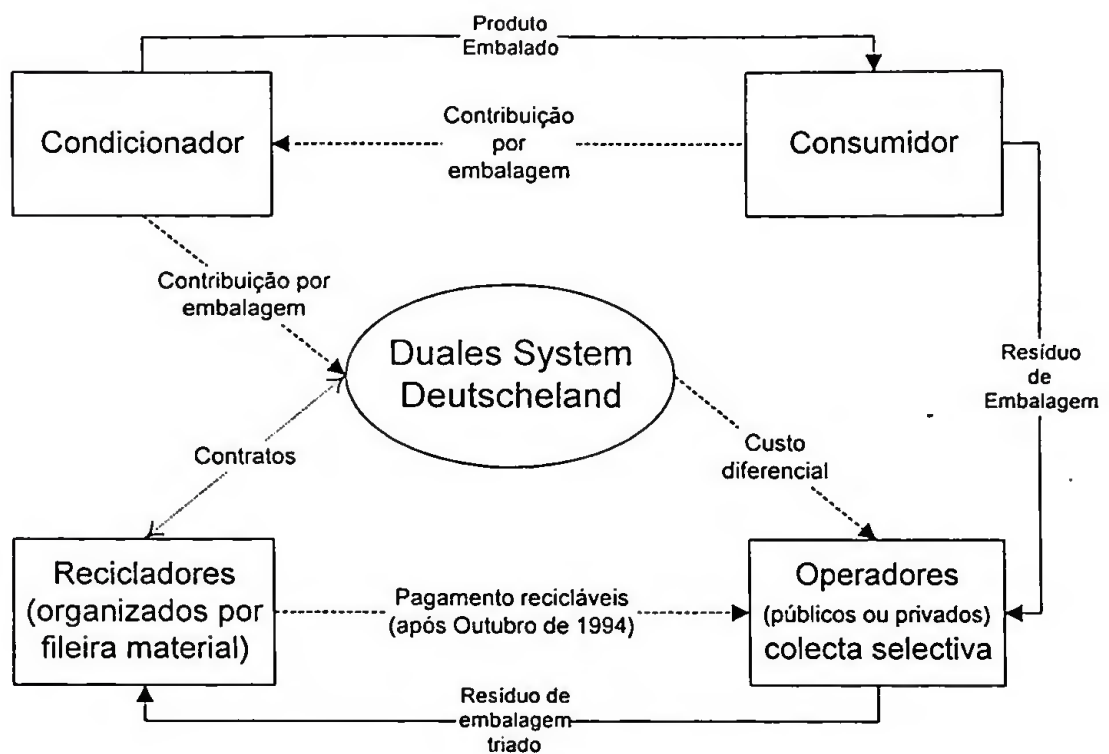


Figura 7.2 – Esquema das transferências (materiais e financeiras) entre agentes no DSD. Adaptado de Defeuilley e Quirion, 1995.

A crise foi ultrapassada pela imposição das medidas seguintes:

- alteração do tarifário, que passou a contemplar, além do peso da embalagem e do material constituinte, o seu volume (ou área); e
- alteração do preço de venda dos recicláveis (até então nulo) aproximando-os dos preços dos mercados internacionais;

que permitiram:

- aproximar as contribuições dos verdadeiros custos privados de colecta selectiva e triagem das embalagens (cujo *cost driver* é o volume ou área,

por ano. O equilíbrio no mercado alemão foi obtido através da exportação dos materiais recicláveis para os países limítrofes a preço negativo. O fluxo gerado estabilizou os mercados de destino.

dada a sua baixa densidade aparente²⁰), conforme apresentado nos quadros 7.2 e 7.3;



- aproximar as contribuições do verdadeiro custo privado de tratamento; e
- beneficiar dos mercados em que o preço dos recicláveis é positivo (caso do vidro e dos metais) para efectuar subsídios cruzados à valorização do plástico, cujo preço de venda aos recicladores se manteve nulo.

Quadro 7.2 – Tarifário das contribuições à DSD incidentes sobre o peso das embalagens.

Material da embalagem	Contribuição (em marcos alemães/ kg)	
	Pré 1.10.1994	Pós 1.10.1994
Vidro	0,16	0,15
Materiais naturais	0,20	0,20
Papel e cartão	0,33	0,40
Folha de flandres	0,56	0,56
Alumínio	1,00	1,50
Cartão complexo	1,66	1,69
Outros mat. complexos	1,66	2,10
Plástico	3,00	2,95

Fonte: Bially, 1994

Desde então tem-se mantido uma política de transparência do tarifário, reflectindo, sempre que possível, a veracidade dos custos, por fileira de material (ocorrendo uma *perequação* espacial dos custos de colecta e transporte dos recicláveis), assente na execução das seguintes acções:

- abatimentos em função do cumprimento das metas de valorização;

²⁰ A densidade aparente é a densidade da embalagem e não a do seu material constitutivo. A diferença é significativa devido à rigidez da embalagem: o seu volume é muito superior ao volume do material utilizado.

- abatimentos em função da incorporação de material reciclado no fabrico da embalagem; e
- abertura de novas categorias de embalagem sempre que o vínculo existente for reduzido (tal como aconteceu em 1.10.1994 com a categoria “Outros materiais complexos”).

Quadro 7.3 – Tarifário das contribuições à DSD incidentes sobre o volume das embalagens.

Volume da embalagem	Contribuição (em pfennings alemães/ unid.)	
	Pré 1.10.1994	Pós 1.10.1994
0 a 200 ml	0,0	0,1 a 0,6
0,2 a 3,0 l	0,0	0,7 a 0,9
maior que 3,0 l	0,0	1,2

Fonte: Bially, 1994

7.3 MODELO FRANCÊS

O modelo francês de Responsabilização dos Produtores reflecte uma postura mais cautelosa. Formalizado por Decreto de 1 de Abril de 1992, a Lei Lalonde, pôde beneficiar da experiência alemã e da realização de uma consulta prévia aos agentes económicos da fileira da embalagem.

Os seus objectivos são idênticos aos dos sistema alemão mas modulados pelo objectivo governamental de limitar, em 2002, o acesso aos aterros a resíduos últimos. Assim, as suas metas são:

- desenvolver a valorização (entendida no seu sentido mais amplo: reciclagem e aproveitamento energético) dos resíduos de embalagem doméstica por forma a cumprir as restrições ao uso dos aterros em 2002; e

- responsabilizar os agentes económicos pela componente embalagem do sistema integrado de gestão dos resíduos (cuja operação se mantém a cargo das colectividades locais) a partir do dia 1 de Janeiro de 1993.

A partilha de responsabilidades é assumida pelos industriais através da obrigação de assegurar, ou contribuir para, a colecta e eliminação dos seus resíduos de embalagem doméstica, para o que dispõem de três vias possíveis:

- assegurar individualmente a eliminação dos seus resíduos de embalagem doméstica se necessário pela instalação de eco-centros (ou sistemas equivalentes) privados, após reconhecimento do sistema pelo estado;
- implementar um sistema de depósito e retorno para as suas embalagens domésticas; ou
- recorrer a organismos, reconhecidos pelo estado, em quem os produtores delegam as suas responsabilidades.

A última hipótese foi largamente preferida pelos diversos agentes da fileira embalagem que constituíram diversas sociedades gestoras dos seus resíduos, de entre as quais destacamos:

- a Adelphe, para as embalagens domésticas do sector vinícola;
- a Cyclamed, para as embalagens farmacêuticas e de medicamentos; e
- a Éco-Emballages, de carácter generalista.

Congregando produtores de embalagem, embaladores, distribuidores e recuperadores, esta última sociedade é a actriz principal do sistema francês: 240 accionistas, mais de 7.000 empresas associadas em finais de 1994 (responsáveis pela colocação no mercado de mais de 80% das embalagens domésticas), um financiamento superior a 500 milhões de francos à mesma data; e uma meta: valorizar 75 % dos resíduos de embalagem doméstica em 2002.

Para alcançar esta meta a Éco-Emballages propõe-se:

- financiar o acréscimo de custos incorrido pelas colectividades locais com a recolha selectiva dos resíduos de embalagem doméstica e a sua triagem; e

- garantir a colocação no mercado da recuperação dos materiais recicláveis assim obtidos;

através de:

- expansão progressiva da sua actuação, de modo a:
 - não afectar profundamente os mercados existentes;
 - permitir a adaptação ao sistema dos diversos actores; e
 - possibilitar o estudo exaustivo das vertentes ecológicas, técnicas e económicas do sistema;
- cobrança aos seus associados de contribuições incidentes sobre o número de embalagens colocadas por estes no mercado que, tal como no sistema alemão, permite a aposição do símbolo “ponto verde” e sinaliza a delegação de responsabilidades;
- estabelecimento de contratos com as fileiras de recuperação, organizadas por materiais, para a retoma dos materiais recolhidos;
- estabelecimento de garantias de retoma dos materiais com as colectividades locais, desde que cumpram as condições mínimas de qualidade estabelecidas em caderno de encargos; e
- partilha de responsabilidades com a administração central, a quem compete fazer cumprir aos restantes agentes (colectividades e consumidores) as suas obrigações, através de legislação própria.

Tal como para o caso alemão, apresenta-se na figura 7.3 o esquema geral de funcionamento do sistema Éco-Emballages.

As contribuições dos associados, apresentadas no quadro 7.4, são função exclusiva do volume das embalagens, estando prevista a sua diferenciação por material constituinte logo que sejam melhor conhecidos os custos de colecta e tratamento.

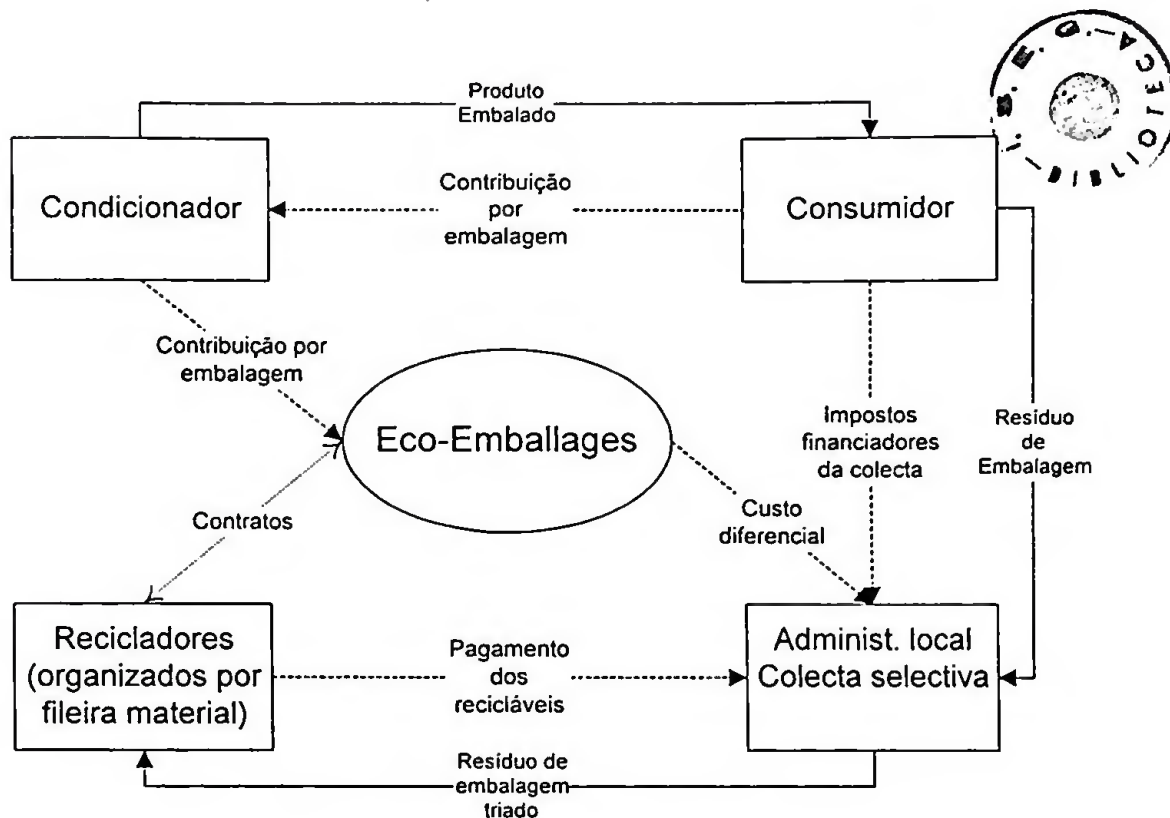


Figura 7.3 – Esquema das transferências (materiais e financeiras) entre agentes no sistema Éco-Emballages. Adaptado de Defeuilley e Quirion, 1995.

Tal como previsto, o arranque do sistema realizou-se de modo progressivo: sendo a população francesa estimada em cerca de 60 milhões de habitantes, a Éco-Emballages apoiava, em finais de 1994, sistemas de recolha selectiva em 100 colectividades, servindo 0,5 milhões de consumidores numa população de 10 milhões de habitantes.

Quadro 7.4 – Tarifário das contribuições à Éco-Emballages para as embalagens “corpo rígido oco”.

Volume da embalagem (em cm ³)	Contribuição (em cêntimos franceses)
maior que 30.001	10,00
3.001 a 30.000	2,50
201 a 3.000	1,00
151 a 200	0,50
101 a 150	0,25
50 a 100	0,10
menor que 50	função do peso; ≤ 0,10 cêntimos

Fonte: Defeuilley e Quirion, 1995

7.4 ANÁLISE DOS SISTEMAS REFERIDOS

Há duas questões económicas que urgem ser resolvidas na gestão dos resíduos domésticos:

1. qual o nível óptimo de reciclagem quando o sistema de recuperação co-existe com o de eliminação; e
2. como suprir a ausência de mercados, logo de sinal preço, entre os produtores de resíduos e os sistemas de colecta e tratamento.

Dado que o objectivo dos instrumentos incitativos de Responsabilização dos Produtores, vulgarmente conhecidos por “Ponto Verde”, é resolver as questões anteriores para a fileira das embalagens, há que analisar o seu desempenho desta perspectiva.

Os objectivos de reciclagem propostos em ambos os casos (alemão e francês) não se baseiam numa análise custo-benefício, pois que:

- os custos sociais da colecta e tratamento de resíduos continuam desconhecidos, não se deslumbrando qualquer estimativa credível no curto prazo (primeiro há que resolver a questão da Avaliação de Ciclo de Vida dos sistemas de gestão integrados e só após a realização da respectiva Análise dos Impactos Ambientais se poderá, então, tentar quantificar os danos causados).

Na ausência de um óptimo de primeira ordem será que se caminha em direcção a um de segunda ordem, isto é, baseado em critérios de custo-eficácia²¹?

A resposta continua a ser negativa, ver quadro 7.5, pois que:

- os custos privados dos sistemas de colecta selectiva e tratamento são desconhecidos, tal como reconhece explicitamente a Éco-Emballages e implicitamente a DSD (que a breve trecho teve que modificar o seu tarifário); e
- o mesmo ocorre com custos privados da eliminação, sendo que os motivos que justificam a escolha das tecnologias a recorrer (aterro na Alemanha e incineração em França) são de natureza política e não económica.

Quadro 7.5 – Análise comparativa do desempenho dos sistemas “Ponto Verde”.

Internalização dos custos:	Sist. de Responsab. dos Produtores	
	DSD	Éco-Emballages
Sociais	Não	Não
Privados de Colecta e Eliminação	Sim	Não
Diferenciais de Colecta e Eliminação	Sim	Sim

Quanto à segunda questão (supressão dos mercados ausentes), e na ausência de se estar perante um óptimo de primeira ordem (pelos mesmos motivos já

²¹ Conferir sobre esta questão – análises custo-benefício *versus* custo-eficácia – Crooper e Oates, 1992.

invocados), põe-se a questão de saber se algum destes sistemas cumpre os critérios de custo-eficácia que indicam estar a caminhar-se para um óptimo de segunda ordem.

Ora, da análise efectuada aos Instrumentos Incitativos, resulta que, se tal for o caso, então devem cumprir-se as seguintes hipóteses (Defeuilley e Quirion, 1995):

1. o preço final do produto poluidor deve incitar à redução do seu consumo; e
2. em consequência do facto anterior, haverá uma transferência da procura para produtos substitutos menos poluentes.

Em relação ao sistema francês a sua implementação progressiva não permite que se possa dar desde já uma resposta definitiva. Contudo, o baixo valor das suas contribuições, a não diferenciação actual entre os materiais de embalagem e o seu objectivo de responsabilização por cobertura dos custos diferenciais de colecta, não parecem fornecer sinais suficientemente fortes para incitar a uma modificação na procura de embalagem.

Quanto ao sistema alemão, ele incitou efectivamente à:

- redução na quantidade de embalagens colocada no mercado – quebra de 12,8 para 11,8 milhões de toneladas entre 1991 e 1993, sendo mais de metade da diferença atribuída às embalagens primárias (Bially, 1994) –;
- transferência entre materiais – quebras na procura de embalagens de plástico (quase 8% entre 1991 e 1994) e de materiais complexos em proveito das embalagens de vidro e de papel ou cartão (DSD, 1995, segundo citação em Defeuilley e Quirion, 1995) –.

A finalizar esta análise ao desempenho dos sistemas de Responsabilização dos Produtores, resunida no quadro 7.6, é de salientar que as contribuições para as sociedades gestoras do “Ponto Verde” constituem aproximações privadas a um imposto sobre os produtos, pelo que são válidas a maioria das vantagens e desvantagens referidas em capítulos anteriores (nomeadamente em 3.6 e 5.4):

- Vantagens:
 - os custos para a administração pública são desprezáveis; e
 - os custos administrativos são tanto menores quanto mais a montante a colecta se realizar;
- Desvantagens:
 - o imposto sobre produtos não é pigouviano;
 - a transmissão do imposto ao consumidor final depende da elasticidade preço da procura; e
 - o imposto é fiscalmente regressivo e, sendo neste caso privado, não há mecanismos imediatos para a neutralização deste efeito.

Quadro 7.6 – Análise comparativa do desempenho dos sistemas “Ponto Verde” (cont.).

Efeito Incitativo:	Sist. de Responsab. dos Produtores	
	DSD	Éco-Emballages
Redução da procura	Sim	Não
Substituição entre produtos	Sim	Não



8. CONCLUSÕES

8.1 RECTROPECTIVA DO TRABALHO REALIZADO

Ao longo deste trabalho ensaiou-se a caracterização da envolvente económica à questão política da resolução dos graves problemas ambientais provocados pelo aumento generalizado na produção de Resíduos Sólidos Urbanos.

Após a caracterização do problema dos RSU, no decorrer do Capítulo 1, e da apresentação do seu fluxo mais visível, os Resíduos de Embalagem Doméstica, ventilaram-se, no Capítulo 2, as diversas tecnologias disponíveis para a sua Colecta, Tratamento e Eliminação, com destaque para o conhecimento actual da sua sustentabilidade: incipiência das tecnologias de Avaliação do Ciclo de Vida e complexidade das opções económicas perante as tecnologias disponíveis.

Os Capítulos 4, 5 e 6, incidiram sobre a vertente económica da questão RSU.

No primeiro, apresentaram-se as questões não resolvidas das relações entre o ambiente e a economia, nomeadamente, a ausência de mercados que sinalizem os custos sociais incorridos, e referiram-se as soluções propostas para resolver tal facto: o recurso aos Instrumentos Económicos, tanto coaseanos como pigouvianos.

No Capítulo seguinte, ensaiou-se a caracterização das escolhas económicas dos agentes envolvidos, com destaque para os agregados domésticos. através de: i) referência ao modelo de Fullerton e Kinnaman, 1995, que, apesar das

simplificações introduzidas, permite analisar as condições de acesso ao estabelecimento de um óptimo económico; e ii) a apresentou-se a modelização do caso real de Pearkside, Bucks County, PA, USA, realizada por Fullerton e Kinnaman, 1995, que permite estimar as compensações de Hicks ocorrentes quando da implantação de um sistema de Recolha Selectiva e de Reciclagem. Referiram-se, ainda, as questões levantadas pela coexistência de sistemas económicos distintos, nomeadamente da recuperação com a eliminação.

No Capítulo 6, procedeu-se ao levantamento de exemplos relevantes da aplicação dos Instrumentos Económicos à questão dos RSU nos países da União Europeia e do Conselho Nórdico, e relevaram-se as principais condicionantes à sua aplicação já detectadas.

Finalmente, no Capítulo 7, introduziram-se os recém-criados sistemas de Responsabilização dos Produtores, na perspectiva dos Resíduos de Embalagem, com a apresentação e análise dos casos alemão, o DSD, e francês, a Éco-Emballages, com destaque para a análise do seu desempenho face aos objectivos dos Instrumentos Económicos.

8.2 PRINCIPAIS RESULTADOS OBTIDOS

Os elevados montantes de Resíduos Sólidos Urbanos gerados no mundo ocidental causam danos ambientais profundos, que urge resolver promovendo a sustentabilidade dos seus Sistemas Integrados de Gestão.

A escolha entre os diversos procedimentos de Colecta, Tratamento e Eliminação dos Resíduos deverá considerar explicitamente os custos sociais que lhes estão associados através da execução de políticas, cuja vertente económica deverá assentar na aplicação dos Instrumentos Incentivos.

Pelas características próprias dos Instrumentos Incentivos Económicos, há dificuldade em aplicá-los na questão dos resíduos, nomeadamente, devido a:

- a insipiência das metodologias de estimação dos danos ambientais provocados, nomeadamente, da Avaliação de Ciclo de Vida;

- o número elevado de agentes económicos, o que inviabiliza a aplicação dos instrumentos coaseanos; e
- a ausência de vínculo directo entre os impostos pigouvianos e as emissões poluentes sobre as quais incidem.

As soluções mais recentes, promovem o uso de sistemas incitadores compósitos, baseados na aplicação conjunta de instrumentos regulamentares e de aproximações aos impostos pigouvianos. Veridica-se, assim, um abandono das metodologias de análise custo-benefício em prol da análise custo-eficácia, com o objectivo de promover a verdade e transparência dos custos privados incorridos.

Nestas condições, assistiu-se, no último quarto de século, ao uso disseminado nos países da OCDE dos seguintes instrumentos económicos:

- Taxas de serviço. Na maioria dos casos, a aplicação deste instrumento têm-se debatido com a falta de um vínculo forte entre o montante da taxa e os custos do serviço prestado: perante as dificuldades existentes para medir os quantitativos de resíduos gerados por cada utente, generalizou-se o uso das taxas fixas, *flat rates*, cujo nível de incitação é praticamente inexistente. Contudo, tem vindo a alastrar o uso de sistemas indirectos de medição, caso dos recipientes pagos de volume fixo (o *pay-per-bag*), e existem experiências bem sucedidas de pesagem directa dos resíduos produzidos pelos utentes (embora com recurso a equipamento especializado, logo com elevados custos de gestão).
- Impostos sobre emissões. O recurso a este instrumento nas políticas de gestão dos resíduos domésticos é limitado: a sua aplicação restringe-se, praticamente, à deposição dos resíduos em aterro, com o objectivo de sinalizar os custos sociais e a rarefação potencial desta forma de eliminação final e incitar à valorização máxima dos resíduos. De uso recente, ainda não existem indicadores que permitam avaliar o seu desempenho, nomeadamente, quanto à sua percepção pelos utentes enquanto instrumento distinto da taxa de serviço.

- Depósito. De uso ainda frequente na fileira do vidro de embalagem para líquidos alimentares, onde surge associado ao retorno por opção económica dos agentes envolvidos, o seu uso tem vindo a ser recuperado e promovido enquanto Instrumento Incitativo através do estabelecimento de acordos voluntários e da sua imposição regulamentar. Possuindo um vínculo forte, o objectivo deste instrumento é a redução de resíduos no destino final: o montante do depósito apresenta-se desligado dos custos (privados ou sociais) quer da Colecta, quer do Tratamento e Eliminação dos resíduos correspondentes. Os custos administrativos deste instrumento são reduzidos, em particular para a administração pública, embora possa constriangir a trajectória das indústrias produtoras de embalagem, nomeadamente, quando se promove, ou impõe, o incremento do seu âmbito de aplicação.

Um recém-chegado ao universo dos Instrumentos Incitativos é o sistema de Responsabilização dos Produtores, cujo uso se está a generalizar na Europa no âmbito das políticas de gestão dos resíduos de embalagem, sob o nome comum de sistema “Ponto Verde”. Com origem próxima no Decreto Töpfer, e no conseqüente sistema DSD alemão, o seu nome provém do símbolo posto nas embalagens e que identifica a transmissão da responsabilidade pela eliminação destas ao sistema, libertando de tal obrigação os agentes da sua cadeia de gestão.

Por aqui se percebe que este Instrumento não é Económico, não sendo sequer próximo dos impostos de Pigou: a sua incitação decorre da internalização dos custos privados de eliminação das embalagens pela sua fileira de gestão, mantendo-se numa óptica estrita de análise custo-eficácia.

O modo pelo qual os produtores assumem os custos privados de eliminação, isto é, a sua responsabilidade, difere nos sistemas já existentes: desde a responsabilização operacional (caso do sistema alemão) até à corresponsabilização pela promoção e cofinanciamento (caso francês): o primeiro revela um carácter verdadeiramente incitativo para a redução na origem da embalagem, contrariamente ao segundo.

8.3 SITUAÇÃO NACIONAL

O estabelecimento de uma política activa e consequente de Gestão Integrada dos Resíduos Sólidos Urbanos, nomeadamente dos fluxos de Resíduos de Embalagem Doméstica, impõe algumas exigências:

- o conhecimento da situação de referência, em particular, dos quantitativos da produção de resíduos, da sua desagregação em fluxos principais e da sua Avaliação de Ciclo de Vida;
- o conhecimento dos comportamentos previsíveis dos diversos actores envolvidos, respectivamente, de:
 - os consumidores, primeiro elo da cadeia de gestão, cujas motivações sociológicas (factor crítico para o estabelecimento de políticas eficazes de prevenção da produção dos resíduos e da sua valorização) são, ainda, muito mal compreendidas;
 - o sector industrial, nomeadamente, quanto às relações de substituibilidade e complementariedade entre embalagens, e entre os seus materiais constituintes, numa perspectiva alargada que considere o grau de fortalecimento e integração do *cluster*; e
 - a administração pública, tanto ao nível local, onde a racionalidade económica do sistema de gestão integrado está, tantas vezes, ausente (mercê dum ambiente de gestão orçamental que não promove o custeio funcional das diversas actividades desenvolvidas e, portanto, o seu apreçamento transparente), como a nível central, particularmente na integração desejável das políticas postas em prática (nomeadamente, a coerência e complementariedade entre as diversas normas, regulamentos e instrumentos incitativos e o grau da sua fiscalização e controlo, isto é, do seu *enforcement*); e
- o estabelecimento de metas para a sua concretização (explicitação dos objectivos a alcançar e das datas para a sua concretização), sem as quais qualquer política não passa de um plano de intenções.

Neste momento, Portugal inicia a execução de uma Política de Gestão de Resíduos Urbanos, com um grau de adequação a este conjunto de questões variável, mas bastante carenciado em todas elas:

- não existe qualquer norma que defina tipologias para os fluxos de resíduos²²;
- o conhecimento público dos fluxos principais de resíduos aguarda a publicação do seu plano nacional (já sujeito a uma apresentação restrita dos resultados preliminares, mas ainda não concluído);
- não se perspectiva a realização de Avaliações de Ciclo de Vida ajustadas à especificidade portuguesa;
- o estudo sociológico do comportamento dos consumidores face aos resíduos está agora a iniciar-se²³;
- desconhecem-se os resultados efectivos do Plano Nacional relativo às embalagens para líquidos alimentares, executado por Acordos Voluntários assinados entre o Estado e diversas associações representativas do sector da embalagem;
- não existe uma política para o estabelecimento ao nível autárquico de Sistemas Integrados de Gestão dos Resíduos;
- defende-se a empresarialização do sector sem que se perspetive a implementação dos necessários mecanismos de regulação, tão necessários quando estão em causa serviços públicos de características monopolísticas, e dos desejáveis mecanismos de redistribuição, justificados pela clivagem litoral-interior da sociedade nacional; e

²² O Documento Técnico nº1 da DGQA (Direcção de Serviços de Resíduos e Produtos Químicos, Junho de 1989), que constitui o suporte operacional para o preenchimento do Mapa de Registo de Resíduos Sólidos Urbanos, coloca-se na perspectiva do destino final dos RSU, não afluindo sequer a sua origem, ou função anterior.

²³ Ver separata do Informar, Boletim Informativo do Instituto da Promoção Ambiental, nº 21, de Abril/Maio de 1996.

- não existe, nem se perspectiva, o recurso aos Instrumentos Económicos, com a honrosa excepção da aplicação pontual de Taxas de Serviço à Colecta²⁴.

É neste ambiente que surge a publicação da Portaria nº 68/96, de 10 de Julho, prevista no Decreto-Lei 323/95, de 28 de Novembro, que estabelece “*regras e princípios gerais a que deve obedecer a gestão de embalagens e resíduos de embalagem*”.

A Portaria estabelece como sistemas possíveis para a gestão desta fileira: a *consignação* (entendida enquanto depósito, retorno e reutilização para as embalagens que o permitam, só depósito e retorno para as restantes) e o *sistema integrado* (equivalente aos sistemas de Responsabilização dos Produtores).

Face ao exposto neste trabalho, verifica-se que a Portaria referida não propõem a internalização dos custos sociais, reflectindo antes uma análise de custo-eficácia. Com efeito:

- os sistemas de depósito têm por objectivo a diminuição dos resíduos no destino final, não incitando à sua redução na origem, carácter que o documento reconhece implicitamente ao enfraquecer o vínculo (entre a embalagem e os seus efeitos poluentes) através da diferenciação dos objectivos por sector económico (as metas para a restauração e similares são diferentes das da distribuição); e
- o sistema proposto de Responsabilização dos Produtores, por corresponsabilização (análogo ao sistema francês), não parece incitar nem à redução do montante de embalagens, nem à transferência entre materiais.

Quanto à questão da internalização dos custos privados de Colecta, Tratamento e Eliminação dos Resíduos de Embalagem, a avaliação do desempenho das medidas agora introduzidas terá que aguardar a sua

²⁴ Ver no Expresso nº 1238, de 20 de Julho de 1996, a notícia da introdução de uma taxa de serviço, de carácter financiador, nos Concelhos da Área Metropolitana do Porto. Não foi possível obter qualquer outro exemplo da aplicação nacional de uma taxa semelhante.

implementação, porque dependerá, sobretudo, dos montantes a estabelecer para o depósito e do valor da contribuição do sistema integrado para os sistemas de gestão autárquicos.

REFERÊNCIAS

Alter, H.; 1993.

Cost of Recycling Municipal Solid Waste With and Without a Concurrent Beverage Container Deposit Law. *Journal of Consumer Affairs*, Vol. 27, pp.166, *American Council of Consumer Interests*.

Baetz, B. W.; Neebe, A. W.; 1994.

A Planning Model for the Development of Waste Material Recycling Programmes. *Journal of the Operational Research Society*, Vol. 45, nº 12, pp.1374-1384.

Bertolini, G.; 1987.

Économie de la Collecte des Résidus Ménagers: les Articulations entre Récupération et Élimination. *Revue d'Économie Politique*, ano 97, nº 5, pp. 631-648.

Bertolini, G.; 1995.

La Double Vie de l'Emballage. Coleção *Environnement*, Ed. *Economica*, Paris.

Commissariat Général du Plan; 1993.

L'économie face à l'écologie. Ed. *La Découverte / La Documentation Française*.

Cropper, M. L.; Oates, W. E.; 1992.

Environmental Economics: A Survey. *Journal of Economic Literature*, Vol. XXX, pp. 675-740.

Defeuilley, C.; Quirion, P.; 1995.

Les Déchets d'Emballages Ménagers: Une Analyse Économique des Politiques Allemande et Française. *Économie et Statistique*, n° 290, 69-79.

Fullerton, D.; Kinnaman, T. C.; 1995.

Garbage, Recycling, and Illicit Burning or Dumping. *Journal of Environmental Economics and Management*, n° 29, pp. 78-91.

Keeler, A.G.; Renkow, M.; 1994.

Haul Trash or Haul Ash: Energy Recovery as a Component of Local Solid Waste Management. *Journal of Environmental Economics and Management*, n° 27, pp. 205-217.

Joly, H.; 1996.

Les Déchets d'Emballage en Allemagne, Enjeu Économique et Politique. *Problèmes Économiques*, n° 2457, pp. 24-31.

Kirkpatrick, N.; 1995.

The Application of Life Cycle Assessment (LCA) to Solid Waste Management Practices. *Warner Bulletin* 47, pp. 8-10.

Morris, G. E.; Holthausen Jr., D. M.; 1994.

The Economics of Household Solid Waste Generation and Disposal. *Journal of Environmental Economics and Management*, n° 26, pp. 215-234.

OCDE; 1981.

Les Instruments Économiques dans la Gestion des Déchets Solides. Paris.

OCDE; 1993 a.

Etudes des Ecotaxes dans les Pays de l'OCDE. Monographie de l'Environnement n° 71, Direction de l'Environnement et Direction des Affaires Financieres, Fiscales et des Entreprises, Diffusion Générale, OCDE/GD (93) 161, Paris.

OCDE; 1993 b.

Taxation and the Environment. Paris.

OCDE; 1994.

Gérer l'Environnement. Le Rôle des Instruments Économiques. Paris.

Valiron, F.; 1991.

Gestion des Eaux. Coût et prix de l'alimentation en eau et de l'assainissement. Presses de l'École Nationale des Ponts et Chaussés, Paris

Vivien, F. D.; 1994.

Économie et Écologie. Colecção Repères, Ed. La Découverte, Paris.

WARMER Bulletin Information Sheet; 1995.

Life Cycle Analysis & Assessment. Warmer Bulletin 46.

Wilson, D.; 1995.

Stick or Carrot? How to Move Waste Management Up the Hierarchy. Warmer Bulletin 46, pp. 16-20.

BIBLIOGRAFIA CONSULTADA

Barreto, A.; Valadas Preto, C.; 1996.

Portugal 1960/1995: Indicadores Sociais. Cadernos do Público nº 8.

Bertolini, G.; 1990.

Le Marché des Ordures. Economie et Gestion des Déchets Ménagers.
Colecção *Environnement*, Ed. *L'Harmattan*, Paris.

Bertolini, G.; 1992.

Les Déchets: Rebutts ou Ressources? *Économie et Statistique*, nº 258-259, pp.
129-134.

Boehm K. L.; Hunt Jr, T. F.; 1995.

Florida's Advance Disposal Fee: Success or Failure. *Warner Bulletin* 46, pp.
12.

Correia, F. N.; 1995.

Ambiente e Ambientalismos. *Portugal Hoje*, Ed. Instituto Nacional de
Administração, pp. 127-159.

Ferrão, J.; 1996.

A Demografia Portuguesa. Cadernos do Público nº 6.

Litvan, D.; 1995.

Politique des Déchets: l'Approche du Royaume-Uni. *Économie et Statistique*, n° 290, pp. 81-90.

Neter, J.; Wasserman, W.; Whitmore, G. A.; 1988.

Applied Statistics. 3^a Ed. *Allyn and Bacon, Inc*, Boston.

OCDE; 1992.

Réduction et Recyclage des Déchets d'Emballage. *Monographies sur l'Environnement n° 62*, Diffusion Générale, OCDE/GD (92) 147, Paris.

Pichat, P.; 1995.

La Gestion des Déchets. Coleção *Dominos*, Ed. *Flammarion*, França.

Sibieude, C.; Sibieude, T.; 1993.

Les Rouages Économiques de l'Environnement. *Les Editions de l'Atelier*, Paris.

Silguy, C.; 1996.

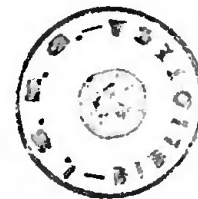
Histoire des Hommes et de leurs Ordures du Moyen Âge à nos Jours. Coleção *Documents*, Ed. *Le Cherche Midi*, Paris.

WARMER Bulletin Information Sheet; 1996.

Glass Re-Use and Recycling. Warmer Bulletin 49.

White, P.; 1996.

So What Is Integrated Waste Management? Warmer Bulletin 49, pp. 6.



ANEXO – A QUESTÃO DO *SEM RETORNO* NA ALEMANHA

Na década passada, ocorre na Alemanha a confluência de interesses entre os grupos de pressão ambientalistas e os produtores de bebidas para a condenação das embalagens sem retorno²⁵.

Tradicionalmente, as embalagens de cerveja e águas minerais são em vidro com retorno, opção justificável pela coincidência da presença de um número elevado de produtores e uma estrutura de distribuição muito deslocalizada, baseada no pequeno comércio. Ainda hoje, a quota das embalagens consignadas é das mais elevadas da Europa, sendo superior a 70% para os segmentos cerveja e águas.

Mas, no decurso da década de 70, os produtores de bebidas, com destaque para os cervejeiros da Baviera, sentem os seus mercados naturais ameaçados pela chegada de competidores estrangeiros, ou de outras regiões alemãs, cujos produtos são acondicionados em embalagens de alumínio sem retorno, e distribuídos por cadeias de lojas *hard discount*.

Aproveitando o mal-estar sentido pelos alemães em relação aos resíduos, nomeadamente, aos de embalagem – dado o seu carácter efémero –, tanto os produtores como os comerciantes de bebidas associam-se, em 1983, e iniciam uma acção de *lobbying* que encontra eco no governo da Baixa-Saxónia e da qual resulta a assinatura de um acordo voluntário sectorial para favorecer a embalagem retornável para o acondicionamento de bebidas.

²⁵ Para mais detalhes sobre esta questão, ver Joly, 1996.



Ao chegar ao recém-criado ministério do Ambiente, Töpfer (da CDU, cuja base de apoio tradicional está na Baviera) invoca a falta de cumprimento deste acordo e a introdução de embalagens de Coca-Cola em plástico para publicar, em 1988, um decreto que visa o retorno obrigatório das embalagens de bebidas em plástico – o metal e o cartão complexo ficam excluídos – e a sua valorização.

Este compromisso, que faz abandonar o reutilizável em prol do valorizável, torna insustentável a restrição às embalagens de líquidos alimentares, pelo que rapidamente o âmbito se alarga à totalidade das embalagens, com a publicação, três anos depois, do decreto Töpfer e a organização, defensiva, dos industriais no *Dualsystem*.

A resposta entusiástica dos consumidores ao sistema traduziu-se na recolha de recicláveis em montantes muito superiores ao previsto, na revelação da incapacidade de dar destino aos materiais recolhidos, por falta de preparação da indústria recicladora estabelecida, e na exportação do excesso de oferta a preços irrisórios quando não subsidiados.

No rescaldo desta política, ficou o desequilíbrio dos mercados de matérias primas secundárias nos países de destino, como seja o caso do papel em Portugal, e a Directiva 94/62/CE de 20 de Dezembro.